

Tesis Doctoral

**COMUNIDADES BENTÓNICAS Y DEMERSALES
DE HÁBITATS SEDIMENTARIOS PROFUNDOS
DE LA CUENCA NORTE DEL MAR DE ALBORÁN**

ELENA MOYA URBANO

DIRECTORES

JOSÉ LUIS RUEDA RUIZ y JAVIER URRA RECUERO
Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía – CSIC



**MÁLAGA
JUNIO 2023**



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

AUTORA: Elena Moya Urbano

 <https://orcid.org/0000-0001-9472-9705>

EDITA: Publicaciones y Divulgación Científica. Universidad de Málaga



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional:

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode>

Cualquier parte de esta obra se puede reproducir sin autorización pero con el reconocimiento y atribución de los autores.

No se puede hacer uso comercial de la obra y no se puede alterar, transformar o hacer obras derivadas.

Esta Tesis Doctoral está depositada en el Repositorio Institucional de la Universidad de Málaga (RIUMA): riuma.uma.es



DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD DE LA TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL TÍTULO DE DOCTOR

D./Dña ELENA MOYA URBANO

Estudiante del programa de doctorado DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y MEDIO AMBIENTE: DIVERSIDAD Y EVOLUCIÓN ANIMAL de la Universidad de Málaga, autor/a de la tesis, presentada para la obtención del título de doctor por la Universidad de Málaga, titulada: COMUNIDADES BENTÓNICAS Y DEMERSALES DE HÁBITATS SEDIMENTARIOS PROFUNDOS DE LA CUENCA NORTE DEL MAR DE ALBORÁN.

Realizada bajo la tutorización de JOSÉ LUIS RUEDA RUIZ y dirección de JOSÉ LUIS RUEDA RUIZ Y JAVIER URRÁ RECUERO (si tuviera varios directores deberá hacer constar el nombre de todos)

DECLARO QUE:

La tesis presentada es una obra original que no infringe los derechos de propiedad intelectual ni los derechos de propiedad industrial u otros, conforme al ordenamiento jurídico vigente (Real Decreto Legislativo 1/1996, de 12 de abril, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Propiedad Intelectual, regularizando, aclarando y armonizando las disposiciones legales vigentes sobre la materia), modificado por la Ley 2/2019, de 1 de marzo.

Igualmente asumo, ante a la Universidad de Málaga y ante cualquier otra instancia, la responsabilidad que pudiera derivarse en caso de plagio de contenidos en la tesis presentada, conforme al ordenamiento jurídico vigente.

En Málaga, a 12 de ENERO de 2024

Fdo.:
ELENA MOYA URBANO
Doctorando/a

Fdo.:
JOSÉ LUIS RUEDA RUIZ
Tutor/a



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA



Escuela de Doctorado

Fdo.: JOSÉ LUIS RUEDA RUIZ Y JAVIER URRRA RECUERO
Director/es de tesis

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA



EFQM AENOR



Edificio Pabellón de Gobierno. Campus El Ejido.
29071
Tel.: 952 13 10 28 / 952 13 14 61 / 952 13 71 10
E-mail: doctorado@uma.es

Autorización de los tutores para leer la tesis

JOSÉ LUIS RUEDA RUIZ del Instituto Español De Oceanografía (IEO-CSIC), tutor, y JAVIER URRÁ RECUERO y JOSÉ LUIS RUEDA RUIZ, directores, del Instituto Español De Oceanografía (IEO-CSIC),

ACREDITAN QUE:

D. ELENA MOYA URBANO, doctorando del Programa de Doctorado en Diversidad Biológica y Medio Ambiente, ha realizado en el Instituto Español De Oceanografía (IEO-CSIC) las investigaciones que han conducido a la redacción de la presente Memoria de Tesis Doctoral, titulada “COMUNIDADES BENTÓNICAS Y DEMERSALES DE HÁBITATS SEDIMENTARIOS PROFUNDOS DE LA CUENCA NORTE DEL MAR DE ALBORÁN”, con FORMATO DE MONOGRAFIA

La presente memoria, que recoge los resultados obtenidos y su interpretación, reúne los requisitos necesarios para ser sometida al juicio de la Comisión correspondiente como tesis. Por tanto, como director y tutor de la tesis, autorizamos su exposición y defensa para optar al Grado de Doctor por la Universidad de Málaga.

Y para que así conste, en cumplimiento de las disposiciones vigentes, firmamos la presente acreditación en Málaga, a 12 de enero de 2024

FDO. TUTOR

FDO. DIRECTORES

INFORME DE AVAL DE LAS PUBLICACIONES EN COAUTORÍA

Los directores de la tesis titulada:

COMUNIDADES BENTÓNICAS Y DEMERSALES DE HÁBITATS
SEDIMENTARIOS PROFUNDOS DE LA CUENCA NORTE DEL MAR DE
ALBORÁN

y presentada por el doctorando ELENA MOYA URBANO, del Programa de Doctorado en Diversidad Biológica y Medio Ambiente de la Universidad de Málaga, hacen constar que la tesis cumple con los requisitos de calidad del programa de doctorado.

Además, los artículos publicados durante la tesis en revistas indexadas cumplen los criterios especificados por la ANECA, y no han sido utilizados en tesis anteriores.

A continuación, se indican los artículos publicados:

Moya-Urbano, E., Urrea, J., Marina, P., Gallardo-Núñez, M., García Raso, J.E., Bárcenas, P., Serna Quintero, J.M., Giráldez, A., García, T., Baro, J., Rueda, J.L., 2019. Biodiversity and spatio-temporal changes of benthic and demersal assemblages of circalittoral soft bottoms of the Bay of Málaga (northern Alboran Sea). *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 99, 1709–1720. <https://doi.org/DOI: 10.1017/S0025315419000766>

Moya-Urbano, E., Urrea, J., Gofas, S., Gallardo-Núñez, M., Mateo-Ramírez, Á., Farias, C., Ordinas, X., Caballero-Herrera, J.A., Bárcenas, P., García-Ruíz, C., Rueda, J.L., 2023. Molluscan assemblages in shelf and slope sedimentary habitats of the northern Alboran Sea and their linkage to environmental variables. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 65, 103077. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103077>

En Málaga, a 12 de enero de 2024

FDO. TUTOR

FDO. DIRECTORES

A la gente de la mar

“No se puede amar lo que no se conoce, ni defender lo que no se ama”

Leonardo Da Vinci

Agradecimientos

Esta Tesis Doctoral no lo podría haber llevado a cabo sin toda la ayuda, y el apoyo recibido de:

Mis directores de Tesis José Luis Rueda Ruiz y Javier Urra Recuero. Por todo el esfuerzo, tiempo, paciencia, oportunidades y consejos que me han dedicado durante todos estos años, por querer involucrarme en diferentes actividades para que pueda aprender y sacar el máximo partido durante el proceso de realización de la Tesis. Por todo lo aprendido, en el laboratorio, en clases de máster, en cursos, en campañas y en las decenas de revisiones que han hecho.

Mi compañera Marina Gallardo, por su contribución y por haber compartido y aprendido tantas cosas juntas en laboratorio, campañas y despacho.

A los científicos de los proyectos en los que se enmarca mi Tesis “REMALA”, “TESELA” y “DEMALBORAN2”, y “ESMARES2” los cuales han representado una pieza fundamental para poder elaborarla, brindándome datos, muestras y todo lo que haya necesitado a lo largo de todo el proceso.

A José Enrique García Raso de la Universidad de Málaga por la revisión de ejemplares de crustáceos decápodos recolectados en la bahía de Málaga.

A Serge Gofas de la Universidad de Málaga por la revisión de ejemplares de moluscos recolectados en las campañas MEDITS y su amplia galería de fotos.

A Eugenia Manjón y Francina Moya de la Universidad de Málaga y el IEO por la revisión de ejemplares de equinodermos recolectados en las campañas MEDITS.

A Carmen Salas y Ana Carmen de la Universidad de Málaga, por ayudarme con todo lo administrativo relacionado al Doctorado, gracias por todas las gestiones y consultas.

A todos los compañeros del Centro Oceanográfico de Málaga en Fuengirola que me han brindado su ayuda y apoyo en algún momento: Pablo Marina, Nieves, Patri, Cristina Ciércoles, José Antonio, Cristina García, Ana Mena, entre otros muchos.

A Cristina García Ruiz, por darme la oportunidad de participar en mis primeras campañas oceanográficas en las cuales aprendí mucho y pude colaborar en la recolección de las muestras de fauna y sedimento para esta Tesis Doctoral.

A mis padres y hermana, que me han empujado para que siguiera adelante cuando me han visto desanimada y siempre me han apoyado en mi interés por conseguir y seguir en esta profesión. A mis “ratoncillos” Daniel y Laura, que cuando todo se vuelve difícil estar con ellos hace que se te olvide.

A mi abuela, porque nunca ha dejado de preguntarme “¿Cómo van los deberes de la universidad? Seguro que te lo sacas” aunque no entienda muy bien en qué consiste todo esto.

A mis amigas, especialmente a Emili. Ella es faro y puerto seguro siempre.

A mis “camarones” de Murcia, porque no han dejado que me lleve la corriente. Aprendí mucho de vosotros, y me llevé buenos amigos. Espero volver a coincidir con vosotros en el futuro.

A Alex, por su paciencia, apoyo y cariño en todo momento, sobretodo en la última etapa. Siempre confió mucho más en mí que yo misma.

Seguramente se me olviden muchas cosas y personas por las que estar agradecida, el camino ha sido largo y me he cruzado con mucha gente en congresos, cursos, prácticas, trabajo o campañas que en algún momento me habrán dado consejo, empujoncito de ánimo o ayuda, a todos ellos, gracias.

Resumen

El mar de Alborán, situado al sur de la península Ibérica está considerado un punto caliente de biodiversidad marina dentro del mar Mediterráneo gracias a sus singulares características hidrológicas, situación biogeográfica y heterogeneidad de fondos marinos. Para analizar la biodiversidad presente se ha llevado a cabo un estudio sobre las comunidades bentónicas y demersales, esta última sólo para la bahía de Málaga, de los fondos sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán basado en datos de abundancia y biomasa de la fauna, así como el análisis de la composición de los sedimentos y las variables ambientales.

Se estudió la biodiversidad y los cambios espacio-temporales de las comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. La composición de la fauna se estudió utilizando una draga de arrastre, y un arte de pesca de arrastre con puertas. Las características de la columna de agua y el sedimento, así como la actividad pesquera de arrastre se analizaron y relacionaron con las comunidades bentónicas y demersales. Se recolectaron un total de 287 taxones, siendo peces, moluscos y crustáceos los grupos más diversos y abundantes, incluyendo una nueva cita de crustáceo para aguas españolas (*Hippolyte leptometrae*). En las muestras de la draga de arrastre se identificaron tres asociaciones relacionadas según la profundidad y el tipo de sedimento, mientras que las diferencias para la fauna capturada con el arte de arrastre con puertas estuvieron ligadas a la variación temporal debido, principalmente, a la biología de las especies dominantes. La abundancia, biomasa y talla de especies comerciales no fueron elevadas, posiblemente por la gran actividad pesquera a la que está sometida la Bahía, pero pone de manifiesto la importancia de ésta como “nursery”.

También en la presente Tesis Doctoral se estudiaron las asociaciones de moluscos y equinodermos circalitorales y batiales de fondos sedimentarios de la cuenca norte del mar de Alborán en relación con las características de los sedimentos y la columna de agua. La composición y estructura de la fauna de estos dos filos se estudió utilizando un Beam-trawl en 50 estaciones de muestreo. Se detectaron 215 taxones de moluscos, donde los gasterópodos y bivalvos fueron los más diversos y abundantes. Se ha constatado la presencia de especies poco comunes, así como de nuevas citas para aguas andaluzas (*Turbonilla amoena* y *Emarginula pustula*) y españolas (*Xanthodaphne dalmasi*). Se detectaron siete asociaciones diferentes de moluscos en relación con la profundidad y el tipo de sedimento (principalmente los porcentajes de fango y materia orgánica), siendo las localizadas en la dorsal de Alborán las que mostraron los valores más altos de riqueza de especies. Para los equinodermos se detectaron 53 taxones, donde los ofiuroideos y holoturoideos fueron los más diversos y abundantes. Destacó la abundancia masiva de *Ophiecten abyssicum* y la presencia de una nueva cita para aguas andaluzas (*Ypsilothuria* cf. *bitentaculata*). Se detectó la presencia de siete asociaciones de equinodermos en relación a la profundidad, salinidad y tipo de sedimento (principalmente el porcentaje de arena gruesa).

Finalmente, esta Tesis Doctoral ha proporcionado una información básica y de gran importancia para ampliar el conocimiento bentónico (y demersal) de los fondos circalitorales y batiales sedimentarios de la cuenca norte del mar de Alborán, sirviendo como asesoramiento para una futura determinación de una reserva de pesca en la bahía de Málaga, además de completar y sentar una base de conocimiento para el programa de seguimiento de los Hábitats sedimentarios circalitorales y batiales de la Demarcación Estrecho y Alborán para la Directiva Marco de Estrategias Marinas (Directiva 2008/56/CE) y la Directiva Hábitats (D. 92/43/EEC).

Comunidades bentónicas y/o demersales de hábitats sedimentarios profundos del mar de Alborán

Abstract

The Alboran Sea, located in the south of Iberian Peninsula represents a biodiversity hotspot due to their hydrological, biogeographical and heterogeneity of bottoms. To analyse the biodiversity present, a study was carried out on the benthic and demersal communities, the latter only for the Bay of Malaga, of the circalittoral and bathyal sedimentary beds of the northern basin of the Alboran Sea based on data on the abundance and biomass of the fauna, as well as the analysis of the composition of the sediments and environmental variables.

The biodiversity and spatio-temporal changes of the benthic and demersal communities of the circalittoral soft bottoms of Malaga Bay were studied. The composition of the fauna was studied using a Beam trawl and otter trawl gear. The characteristics of the water column and sediment, as well as the trawl fishing activity were analysed and related to the benthic and demersal communities. A total of 287 taxa were collected, with fish, molluscs and crustaceans being the most diverse and abundant groups, including a new crustacean record for Spanish waters (*Hippolyte leptometrae*). In the Beam trawl samples, three associations related to depth and sediment type were identified, while the differences for the fauna captured with the otter trawl were linked to temporal variation, mainly due to the biology of the dominant species. The abundance, biomass and size of commercial species were not high, possibly due to the high level of fishing activity in the Bay, but it highlights the importance of the Bay as a nursery.

Also in this PhD thesis, the associations of circalittoral and bathyal molluscs and echinoderms from sedimentary bottoms of the northern Alboran Sea basin were studied in relation to the characteristics of the sediments and the water column. The composition and structure of the fauna of these two phyla was studied using a Beam-trawl at 50 sampling stations. A total of 215 mollusc taxa were detected, with gastropods and bivalves being the most diverse and abundant. Rare species were found, as well as new records for Andalusian (*Turbonilla amoena*, *Emarginula pustula*) and Spanish (*Xanthodaphne dalmasi*) waters. Seven different mollusc associations were detected in relation to depth and sediment type (mainly the percentages of mud and organic matter), with those located on the Alboran Ridge showing the highest species richness values. For echinoderms, 53 taxa were detected, where ophiuroids and holothurids were the most diverse and abundant. The massive abundance of *Ophiocten abyssicolum* and the presence of a new record for Andalusian waters (*Ypsilothuria cf. bitentaculata*) highlighted. The presence of seven echinoderm associations was detected in relation to depth, salinity and sediment type (mainly the percentage of coarse sand).

Finally, this Doctoral Thesis has provided basic information of great importance for extending benthic (and demersal) knowledge of the circalittoral and bathyal sedimentary seabeds of the northern basin of the Alboran Sea, serving as advice for a future determination of a fishing reserve in the Bay of Malaga, as well as completing and establishing a knowledge base for the monitoring programme of the circalittoral and bathyal sedimentary habitats of the Strait and Alboran Demarcation for the Marine Strategy Framework Directive (Directive 2008/56/EC) and the Habitats Directive (D. 92/43/EEC).

ÍNDICE

CAPÍTULO 1. Introducción general y objetivos.....	1
1. Introducción general	2
1.1 Las comunidades bentónicas y demersales	3
1.1.1 Las comunidades bentónicas de fondos blandos circalitorales y batiales.....	6
1.1.2 El mar de Alborán.....	8
1.2 Objetivos	12
CAPÍTULO 2. Área de estudio	13
2. Área de estudio	14
2.1 Características de las masas de agua	14
2.2 Los fondos marinos del mar de Alborán	16
2.2.1 La morfología del fondo.....	17
2.2.2 Los fondos sedimentarios del mar de Alborán	18
2.3 La actividad pesquera.....	20
CAPÍTULO 3. Material y Métodos	22
3 Material y Métodos.....	23
3.1 Recolección de datos.....	23
3.1.1 Variables ambientales.....	24
3.1.2 Recolección de las muestras biológicas	28
3.1.3 Análisis de la actividad pesquera en la bahía de Málaga	31
3.2 Tratamiento de los datos	32
3.2.1 Afinidad entre las muestras faunísticas e índices ecológicos	32
3.2.2 Relación de las variables ambientales con las muestras faunísticas.....	35
CAPÍTULO 4. Biodiversidad y cambios espacio-temporales de las comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga.....	36
4. Biodiversidad y cambios espacio-temporales de las comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga.....	37
4.1 Introducción	37
4.2 Material y Métodos.....	38
4.2.1 Área de estudio	38
4.2.2 Muestreo y recolección de datos.....	39
4.2.3 Análisis de datos.....	40
4.3 Resultados.....	41

4.3.1	Variables ambientales.....	41
4.3.2	La actividad pesquera	44
4.3.3	Fauna de la bahía de Málaga	46
4.4	Discusión	63
4.4.1	Diversidad de la bahía de Málaga	63
4.4.2	Asociaciones de la bahía de Málaga.....	64
4.4.3	Variabilidad temporal	65

CAPÍTULO 5. Asociaciones de moluscos de hábitats sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán 69

5. Asociaciones de moluscos de hábitats sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán 70

5.1	Introducción	70
5.2	Material y Métodos.....	72
5.2.1	Área de estudio	72
5.2.2	Muestreo y recolección de datos.....	73
5.2.3	Análisis de datos.....	74
5.3	Resultados.....	76
5.3.1	Variables ambientales.....	76
5.3.2	Caracterización de las asociaciones de moluscos	77
5.3.3	Relación de las variables ambientales con las asociaciones de moluscos	87
5.4	Discusión	89
5.4.1	Diversidad de moluscos	89
5.4.2	Asociaciones de moluscos.....	91
5.4.3	Factores ambientales	94

CAPÍTULO 6. Asociaciones de equinodermos de fondos sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán: diversidad, distribución y relación con las variables ambientales 96

6. Asociaciones de equinodermos de fondos sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán: diversidad, distribución y relación con las variables ambientales 97

6.1	Introducción	97
6.2	Material y Métodos.....	99
6.2.1	Área de estudio	99
6.2.2	Muestreo y recolección de datos.....	100
6.2.2	Análisis de datos.....	101
6.3	Resultados	102
6.3.1	Variables ambientales.....	102
6.3.2	Composición general y estructura	104

6.3.3	Asociaciones de equinodermos	107
6.3.4	Relación de las variables ambientales con las asociaciones de equinodermos.....	115
6.4	Discusión	117
6.4.1	Diversidad de equinodermos, distribución espacial y rango batimétrico.....	117
6.4.2	Asociaciones de equinodermos	119
6.4.3	Factores ambientales	123
CAPÍTULO 7. Discusión general y Conclusiones.....		125
7. Discusión general y Conclusiones.....		126
7.1	Diversidad de la cuenca norte del mar de Alborán	126
7.2	Conclusiones	132
REFERENCIAS.....		134
ANEXO A		154
ANEXO B		180
ANEXO C		186
ANEXO D. PUBLICACIONES QUE AVALAN ESTA TESIS DOCTORAL		189

CAPÍTULO 1

Introducción general y objetivos



1. Introducción general

El *bentos* es el conjunto de organismos que habitan en el fondo marino, incluyendo aquellos que se encuentran adheridos a la superficie del sustrato (epibentos) y los organismos que se encuentran enterrados en el sedimento (endobentos) (de Juan et al. 2007). En función del tamaño, se considera macrobentos a los organismos por encima de 500 micras, meiobentos entre 500 y 63 micras, y microbentos menos de 63 micras (Mare, 1942). Ligadas al fondo también están las especies *demersales*, que son principalmente aquellas especies de peces, cefalópodos y crustáceos que viven ligadas al fondo o nadando por encima del mismo (de Juan et al. 2007; Sánchez et al. 2015). Los ecosistemas marinos bentónicos se caracterizan, entre otros aspectos, por las comunidades biológicas que se establecen en ellos. La composición y estructura de dichas comunidades, mayoritariamente compuestas por fauna y flora sésil asociadas a un sustrato, interaccionan entre sí manteniendo unas relaciones estables o a veces variables en el tiempo (Templado et al. 2012). Las comunidades bentónicas están organizadas por “pisos”, los cuales se ordenan verticalmente dentro del dominio bentónico donde las condiciones ecológicas son constantes o varían gradualmente. Según la clasificación de Pérès y Picard (1964), los pisos bentónicos organizados por profundidad son: supralitoral, mesolitoral, infralitoral, circalitoral, batial, abisal y hadal. En la presente Tesis Doctoral, el estudio se ha llevado a cabo entre los pisos circalitoral y batial, siendo estos definidos por Pérès y Picard (1964) como:

- *Circalitoral*: Comprende desde el límite inferior de distribución de fanerógamas y algas fotófilas, hasta el límite de distribución de las algas unicelulares y las algas esciáfilas (menos de 5% de la luz superficial) o el borde de la plataforma continental. En este piso suele dominar el componente animal, salvo algunas excepciones (ej. fondos con rodolitos).
- *Batial*: Situado inmediatamente debajo del circalitoral, comprende el borde de la plataforma y el talud continental, hasta el final de la pendiente donde comienzan las llanuras abisales (unos 3.500 m de profundidad). Su límite inferior suele coincidir con la isoterma de los 4°C, a cuyo nivel se observa un cambio drástico de los organismos. Este piso también está dominado fundamentalmente por el componente animal.

1.1 Las comunidades bentónicas y demersales

Las comunidades bentónicas juegan un papel vital en los ecosistemas marinos, proporcionando hábitats que pueden llegar a tener una gran importancia ecológica (ej. arrecifes de coral, praderas de fanerógamas marinas, fondos con rodolitos) donde otras especies, incluyendo las de interés comercial, encuentran refugio o sustento. Además, representan un eslabón muy importante en la cadena trófica, participando en la transferencia de energía entre los productores primarios y los consumidores terciarios (Wilber y Clarke, 1998). Aparte de proporcionar hábitats, intervienen en los ciclos biogeoquímicos con el reciclado de nutrientes (ej. reciclado de materia orgánica por parte de organismos filtradores/detrítívoros, fijación de carbonato cálcico disuelto en conchas, valvas o esqueletos coralígenos, oxigenación del agua por la fotosíntesis de las fanerógamas marinas, etc.).

Además de la importancia que juegan en el medio marino, las comunidades bentónicas confieren una serie de servicios ecosistémicos de gran importancia para el ser humano (McLusky y Elliott, 2004; Thurber et al. 2014; Díaz et al. 2015; Smaal et al. 2019; Ramón y Galimany, 2022), relacionados con la disponibilidad del hábitat, la provisión de alimento proveniente de la pesca y la acuicultura, la educación ambiental y el ocio, o la mitigación del cambio climático, entre otros (Ramón y Galimany, 2022). Servicios como la regulación del ecosistema contribuyen al ciclo de nutrientes, creando y modificando el hábitat, previniendo la erosión costera y favoreciendo la diversidad (Galimany et al. 2017). Otros servicios son los de abastecimiento, contribuyendo a la producción de materia y energía, donde entrarían todas las especies explotadas comercialmente ya sea como alimento, o material de construcción. Finalmente, otros servicios serían culturales y de ocio, como deportes acuáticos (ej. submarinismo), además del uso y disfrute de las playas (Ramón y Galimany, 2022).

Todos estos beneficios ecosistémicos de las comunidades bentónicas y los hábitats se ven comprometidos constantemente debido a una variedad de presiones ambientales ligadas a causas naturales y/o de origen antropogénico (Dauvin, 2007; Baeta et al. 2014; Taviani et al. 2019; Danovaro et al. 2020). Los cambios bruscos de salinidad y el aumento de la turbidez causada por aportes fluviales provenientes de tierra son algunos tipos de presiones naturales (Asha et al. 2016); sin embargo, las actividades antrópicas representan la mayor parte de las amenazas para las comunidades bentónicas marinas en la actualidad (Dauvin, 2007; Danovaro et al. 2016, 2020; Jayachandran et al. 2022). El vertido de contaminantes, el dragado de los fondos, la recuperación de terrenos al mar, el aumento del turismo y el tráfico marítimo, la introducción de especies invasoras, la pesca de arrastre, la acidificación de los océanos y el

cambio climático están contribuyendo a una rápida degradación y fragmentación de los hábitats marinos (Jennings and Kaiser, 1998; Dauvin, 2007; Danovaro et al. 2016; Jayachandran et al. 2022).

Por otro lado, las comunidades demersales también aportan importantes beneficios ecosistémicos para el ser humano (ej. provisión de alimento, regulación del ecosistema). La riqueza de estas comunidades puede ser muy elevada y dar lugar a una gran producción biológica en determinadas zonas, como es el caso de la bahía de Málaga en el mar de Alborán (Camiñas et al. 2004; Baro et al. 2015). Muchas especies demersales tienen valor económico (ej. merluza, rape, salmonete, calamar), por lo que permiten ser explotadas comercialmente por la flota pesquera de arrastre con puertas manteniendo parte de la economía de las localidades costeras (Camiñas et al. 2004; Sánchez et al. 2014; Baro et al. 2015; González et al. 2021). Además de las especies comerciales, las comunidades demersales están compuestas de otras muchas especies de peces que, aunque carecen de valor económico (lo que es el descarte para la pesca), son fundamentales en el equilibrio de la red trófica y salud de los ecosistemas marinos (ej. el ochavo o *Capros aper*) (Sánchez et al. 2014).

La principal amenaza de las comunidades bentónicas y demersales es la pesca de arrastre con puertas (Hiddink et al. 2006; Tillin et al. 2006; Sánchez et al. 2014; González-Irusta et al. 2018), la cual captura tanto especies comerciales como no comerciales, alterando y degradando los fondos blandos donde se realiza la actividad ya que remueve, resuspende y cambia la composición y estructura del sedimento (Pranovi et al. 2000; Tudela, 2004). Una parte de las especies bentónicas y demersales, sobretudo las ligadas a una mayor profundidad, presentan un crecimiento lento y son muy longevas, por lo que su limitada capacidad de regeneración las hace más vulnerables a los impactos ocasionados por la pesca de arrastre (Jones, 1992; Ball et al. 2000; Sánchez et al. 2014; De la Hoz et al. 2018).

Actualmente, el cambio climático inducido por la actividad humana es otra de las mayores preocupaciones, el cual amenaza todos los servicios y funciones del mar, incluyendo las comunidades bentónicas y las demersales (Sanz y Galán, 2020). El calentamiento del océano está causando efectos en multitud de especies, afectando a la pesca y a la producción de alimentos y seguridad alimentaria a nivel global (2019, IPCC). A nivel local, se espera que la temperatura superficial del agua aumente en el mar Mediterráneo entre 0,1 y 0,4 °C por década, la salinidad entre 0,003 y 0,38 psu, el nivel del mar entre 3 y 10 cm, la disminución del pH (acidificación) entre 0,01 y 0,04 unidades de pH, además de una mayor incidencia y frecuencia de eventos extremos y cambios en los procesos de formación de agua profunda

(Sanz y Galán, 2020). Respecto a la fauna marina y las comunidades bentónicas se han registrado cambios en el crecimiento, supervivencia, fertilidad, migración y fenología (Marbà et al. 2015). El calentamiento del agua por olas de calor puede provocar y ha provocado la mortalidad masiva de organismos bentónicos, y la floración masiva de las praderas de *Posidonia oceanica* en el mar Mediterráneo (Díaz-Almela et al. 2009; Garrabou et al. 2009; Kersting, 2016). Respecto a las comunidades de peces, se ha documentado cómo están cambiando su abundancia y distribución, ya que las especies termófilas están ganando terreno a las de aguas más templadas (Calvo et al. 2011). Mientras que la alta biodiversidad aumenta la resiliencia de los ecosistemas a las perturbaciones, la pérdida de la misma puede tener efectos imprevistos en su funcionamiento general, provocando alteraciones en la productividad de biomasa de las especies (Hughes et al. 2007; Danovaro et al. 2008; Turner et al. 2017).

Las comunidades bentónicas funcionan como una potente herramienta para la gestión ambiental por su forma de vida sésil o poco móvil y sus hábitos alimenticios (predadores, carroñeros, filtradores), ya que son muy sensibles a los cambios ambientales. Es por ello que el estudio de la composición y estructura de las mismas sirve como indicador ambiental (Jayachandran et al. 2022). En esta línea, se han desarrollado índices ambientales como el AMBI o M-AMBI (desarrollados por AZTI, Borja et al. 2000), que usan la fauna de invertebrados de fondos blandos para establecer el estado ecológico del medio marino según la Directiva Marco del Agua, y el estado ambiental de los fondos para la Directiva de la Estrategia Marina Europea. Los índices BENTIX (Simboura y Zenetos, 2002) y el “*Benthic opportunistic polychaetes/amphipods ratio*” (BOPA, Dauvin y Ruellet, 2007) son, junto con el AMBI o M-AMBI, los índices más usados por los programas de monitoreo a nivel mundial (Jayachandran et al. 2022). De forma similar, el índice BESITO (*BEnthos Sensitivity Index to Trawling Operations*) usa especies de fondos blandos y se aplica en fondos a mayor profundidad (ej. circalitoral y batial), calculando el estado y sensibilidad de los hábitats sedimentarios circalitorales y batiales para evaluar los daños ocasionados a la fauna bentónica por la pesca de arrastre (González-Irusta et al. 2018).

El estudio de las comunidades bentónicas es, por lo tanto, vital para la caracterización de las zonas marinas, conocer la dinámica poblacional de recursos económicamente importantes, mejorar su gestión y conservación. En España, para llevar a cabo esas acciones y determinar “*el buen estado ambiental*” del mar a raíz de la Ley 41/2010 de protección del medio marino, donde se incluye la Directiva 2008/56/CE por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva Marco sobre la Estrategia Marina,

DMEM), se elaboró el “Inventario Español de Hábitats y Especies Marinos” (IEHEM) (Templado et al. 2012). Este inventario es una herramienta fundamental para la caracterización de los fondos y especies presentes en las costas españolas, ayudando en su gestión y conservación bajo las diferentes normativas por los organismos competentes.

Según la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/EEC), un *hábitat* es “*el área terrestre o acuática diferenciada por sus características geográficas, abióticas y bióticas, ya sean enteramente naturales o seminaturales, en las cuales viven las especies en cualquier estado de su ciclo de vida*”. Dentro de los hábitats se distinguen *facies* (aspecto que presenta un determinado hábitat, a veces de forma estacional, por la predominancia local de una o varias especies) y/o *asociaciones* (particular combinación de especies ligadas ecológica y cronológicamente). En el margen continental, los macro-hábitats más frecuentes y de mayor superficie son los fondos sedimentarios circalitorales y los batiales, y en ellos se desarrollan una amplia variedad de actividades humanas, lo cual conlleva aumentar el conocimiento de los mismos y realizar un seguimiento para conocer su estado ambiental en relación a las perturbaciones causadas por las actividades humanas (ej. DMEM) (Danovaro et al. 2020).

1.1.1 Las comunidades bentónicas de fondos blandos circalitorales y batiales

Los fondos sedimentarios o blandos representan unos de los tipos de hábitats más comunes del medio marino, pueden albergar una alta biodiversidad y permiten el desarrollo de diferentes actividades pesqueras (Snelgrove, 1999). De modo general, el principal factor que determina la distribución de las especies y comunidades que se asientan en los mismos es el tamaño de grano del sedimento (arcillas, fangos, arenas, gravas, guijarros y cantos), ya que una gran parte de la fauna de estos fondos se encuentra enterrada (Gofas et al. 2011; Templado et al. 2012). El tipo de grano también tiene la capacidad de permitir o no la fijación o el movimiento de los organismos, además de determinar la cantidad de oxígeno que puede difundirse hacia el interior del sedimento (Templado et al. 2012; Gofas et al. 2011). Otros factores a los que los organismos bentónicos y demersales asociados a los fondos blandos suelen responder son a los cambios de las masas de agua (ej. hidrodinamismo, oleaje, corrientes), la variación de la salinidad (debido a aportes fluviales o intercambios de masas de agua por corrientes), el oxígeno disuelto, la temperatura, la incidencia de la luz (irradiancia), la transparencia del agua (turbidez), la profundidad, así como a las interacciones intra- e inter-

específicas (ej. predación, mortalidad, reclutamientos) (Templado et al. 2012; Wildish, 1977; Wilson, 1991; Snelgrove & Butman, 1994).

En el caso de los fondos sedimentarios circalitorales y batiales, los factores ambientales que pueden afectar principalmente a los organismos son el tipo de sedimento y la profundidad (Ramirez-Llodra et al. 2011; Riehl et al. 2018; Moya-Urbano et al. 2019). Teniendo en cuenta que los fondos profundos (por debajo de los 200 metros de profundidad) constituyen el bioma más grande del planeta Tierra, la heterogeneidad ambiental de las grandes extensiones de los fondos profundos aún tiene efectos desconocidos sobre la distribución y dispersión de las especies. Sin embargo, parece que los rangos de distribución de las especies son mayores en fondos profundos que en fondos someros ya que las condiciones ambientales suelen ser más estables (Costello y Chaudhary, 2017; Danovaro et al. 2020a). La información sobre cómo los hábitats profundos influyen en los flujos de energía a través de las relaciones tróficas (depredador-presa) o en la provisión de refugio en las etapas tempranas de vida (áreas de cría) en las comunidades de peces pelágicos y de aguas poco profundas aún es escasa (De Leo et al. 2010; Morato et al. 2010).

La dificultad técnica y logística para la exploración de los hábitats profundos, unido a un elevado coste, explica esta falta de información, habiéndose sugerido que un alto porcentaje de las especies marinas de zonas profundas no se conocen (Mora et al. 2011). Gracias a las innovaciones tecnológicas de las últimas décadas, muchos hábitats profundos han sido descubiertos y estudiados (ej. montañas y cañones submarinos, volcanes de fango, piscinas de salmuera, fumarolas hidrotermales, arrecifes de corales de aguas frías) (Ramirez-Llodra et al. 2011; Levin and Sibuet, 2012; Rueda et al. 2019, 2021; Sánchez-Guillamón et al. 2022). La mayoría de estos hábitats presentan unas condiciones ambientales específicas que resultan en una concentración o presencia de especies particulares que hacen que estos hábitats constituyan puntos potenciales para la biodiversidad (de Forges et al. 2000; Gofas et al. 2014a). El avance de la ciencia y los métodos de muestreo con tecnología robótica (Vehículos Operados Remotamente, ROV) han contribuido a aumentar el descubrimiento de especies profundas (Aguzzi et al. 2019) que podrían incluso igualarse al número de especies de zonas costeras en determinados sectores de los márgenes continentales (Costa et al. 2020). En España, gracias a algunos proyectos desarrollados en los últimos 20 años como DEEPER (Ecosistemas bentónicos, recursos vivos y geomorfología ambiental.), ECOMARG (Estudio del Ecosistema del Margen Continental), LIFE + INDEMARES (Inventario y designación de la Red Natura 2000 en áreas marinas del Estado español), H2020 ATLAS (Estudio de ecosistemas profundos del Atlántico norte), y actualmente con la identificación de áreas prioritarias para la

gestión y conservación de la biodiversidad (Directiva Marco de la Estrategia Marina, Directiva 2008/56/EC) la información sobre los ecosistemas profundos se está empezando a completar (Templado et al. 2012; Costa et al. 2020).

1.1.2 El mar de Alborán

El mar de Alborán está situado en la parte más occidental de la cuenca mediterránea y representa uno de sus principales puntos calientes de biodiversidad dentro del mar Mediterráneo (Bianchi & Morri, 2000; Templado 2011; Mateo-Ramírez et al. 2021; Rueda et al. 2021; Templado et al. 2021). Además, su situación geográfica en la parte más meridional del continente europeo y en las proximidades del estrecho de Gibraltar da lugar a algunas características excepcionales como unas condiciones hidrodinámicas particulares causadas por la mezcla de aguas atlánticas y mediterráneas, así como aguas costeras productivas con afloramientos ricos en nutrientes (Parrilla & Kinder, 1987; Sarhan et al. 2000; Vargas-Yáñez et al. 2021). Su posición geográfica entre diferentes regiones biogeográficas (Lusitana, Mauritana y Mediterránea) favorece la convergencia de especies con diferentes afinidades que incluye fauna templada del Atlántico europeo, fauna subtropical del Noroeste africano y fauna propia del mar Mediterráneo, junto con algunos endemismos locales (Rueda et al. 2010, 2021; Gallardo-Roldán et al. 2017; Urrea et al. 2017; Real et al. 2021). Esto, unido a la gran variedad de tipos de fondos y estructuras submarinas (Templado et al. 2013; Palomino et al. 2015; Rueda et al. 2021) contribuye a que la diversidad de hábitats y biota asociada en el mar de Alborán sea mayor que en otras regiones del Mediterráneo y del Atlántico nororiental (García Raso et al. 2010; Templado, 2011; Rueda et al. 2021). Todas estas condiciones hacen que el mar de Alborán sea considerado como un sector biogeográfico y una ecorregión autónoma (Bianchi & Morri, 2000; Spalding et al. 2007) considerada como *“el mar más rico de Europa”* (García Raso et al. 2010, Gofas et al. 2011; Rueda et al., 2021).

Como resultado de todas estas características únicas, se ha promovido la declaración, en la última década, de algunas áreas marinas protegidas para la conservación de hábitats y especies clave en el mar de Alborán, especialmente en las zonas costeras (Urrea et al. 2015; Mateo-Ramírez et al. 2021). Sin embargo, a pesar de estos esfuerzos, sigue siendo crucial y deseable adquirir más conocimientos sobre la biodiversidad y las diversas asociaciones biológicas del mar de Alborán, particularmente en aquellas zonas y hábitats que han sido menos estudiados como es el caso de los fondos circalitorales y batiales.

Los fondos blandos del mar de Alborán, como en el resto de ecosistemas marinos, están sometido a numerosas perturbaciones debido a la creciente actividad antrópica además del calentamiento global (Gislason, 2003; Törnroos et al. 2015; Clark et al. 2016). Esto es de especial importancia en la zona de estudio de la presente Tesis Doctoral, donde opera una importante flota pesquera comercial compuesta principalmente por barcos de pesca artesanal y de arrastre la cual representa una de las principales presiones humanas (Robles 2010; Baro et al. 2021; González-Aguilar et al. 2021). Este tipo de pesca opera principalmente en fondos blandos, lo que impacta negativamente en el fondo marino y afecta directamente a las especies bentónicas y demersales (Pranovi et al. 2000; Ball et al. 2000; Tudela, 2004; Baro et al. 2021; González et al. 2021). Algunas de estas especies (ej. *Isidella elongata*, corales de aguas frías) son especialmente vulnerables a los impactos porque sus tasas de recuperación son más lentas que las de otros organismos marinos (Jones, 1992; Ball et al. 2000). A esto se suman otras actividades antrópicas como la acuicultura, la extracción de recursos minerales, la regeneración de playas, el tráfico marítimo, la navegación comercial y los vertidos de aguas residuales (Robles, 2010), lo cual puede dar lugar a importantes impactos sobre los hábitats sedimentarios.

A pesar de la importancia biológica y pesquera del mar de Alborán (Camiñas et al. 2004; IEO-MAGRAMA, 2012a), la información espacial y temporal sobre la composición y estructura de las comunidades biológicas ligadas a sus fondos blandos circalitorales y batiales es bastante escasa (Templado et al., 1993; Abad et al., 2007; Marina et al., 2015). De hecho, la mayoría de los estudios se han realizado en el piso infralitoral y sobre grupos concretos como moluscos y decápodos (Luque, 1983, 1986; Salas, 1984; García Raso, 1988, 1990; Martínez & Peñas, 1996; Bayed & Bazairi, 2008; García Muñoz et al., 2008; Rueda et al. 2009a, b, 2021; Urra et al., 2011, 2013). El estudio de las comunidades bentónicas de zonas profundas del mar de Alborán ha sido más escaso, iniciándose por primera vez en 1972 con la campaña francesa “*Polymede II*” de la cual se publicaron los primeros estudios sobre algunos grupos (ver referencias en Rueda et al. 2021). A continuación se llevó a cabo la campaña *BALGIM* (1984) del Museo Nacional de Historia Natural de París, la cual marcó el inicio de la investigación en los fondos blandos circalitorales y batiales en el mar de Alborán y de la que se publicaron numerosos estudios: esponjas (Boury-Esnault et al. 1994), octocorales y antipatarios (Grasshoff 1989), hidrozoos (Ramil y Vervoort 1993), briozoos (Harmelin y d'Hondt 1992a,b; 1993), decápodos (García Raso 1996), cirrípedos (Foster y Buckeridge 1995), cumáceos (Ledoyer 1987; López-González et al. 1996), picnogónidos (Stock 1987), bivalvos (Salas 1996), equinoideos (David 1989), quetognatos (Casanova 1987) y tunicados (Monniot y Monniot 1988, 1990; Turón 1988).

Posteriormente se han realizado más campañas y estudios, como el del Instituto Español de Oceanografía (IEO) sobre comunidades asociadas al coral rojo (*Corallium rubrum*) (principalmente en la plataforma de la dorsal de Alborán) (Templado et al. 1986); el proyecto “Fauna Ibérica” del Museo Nacional de Ciencias Naturales (Templado et al. 1993, 2006); y desde 1994 las campañas anuales MEDITS, que proporcionan información sobre las especies demersales y epibentónicas de los caladeros de arrastre de la parte septentrional del mar de Alborán (Bertrand et al. 2002a; Spedicato et al. 2019).

Aunque el objetivo principal de estos estudios es la evaluación de los recursos demersales explotados mediante métodos directos, durante las últimas décadas se ha registrado información sobre la presencia, abundancia y biomasa de especies epibentónicas y especies formadoras de hábitat capturadas con el arte de arrastre de fondo. La información de estas campañas MEDITS, junto con la obtenida en el proyecto REMALA (Estudio previo para la protección, ordenación y determinación de una reserva de pesca en el área marítima de la Bahía de Málaga) del IEO, se ha utilizado en esta Tesis Doctoral. Otros estudios llevados a cabo en zonas profundas se han centrado en áreas puntuales como montañas submarinas, arrecifes de coral de aguas frías o zonas de la red Natura 2000 (ej. Hebbeln et al. 2009; Comas & Suzyumov 2009; Gofas et al. 2014 a, b; De la Torriente et al. 2014, 2018).

Una de las zonas objeto de estudio y que presenta una mayor presión de actividades humanas, tanto litorales (ej. infraestructuras artificiales litorales, densidad de población, vertidos) como de zonas profundas (ej. actividad pesquera), es la bahía de Málaga (Moya-Urbano et al. 2016). Al estar localizada en la zona central del mar de Alborán, la bahía de Málaga presenta todas las características geográficas, hidrográficas y sedimentológicas que caracterizan la cuenca norte de Alborán, además de las perturbaciones por la actividad antrópica mencionadas anteriormente, aunque con algunas peculiaridades que se dan de manera regional en la misma (García Muñoz et al, 2008; Urra et al, 2011; Moya-Urbano et al. 2016). Una particularidad a destacar son los afloramientos de aguas profundas, frías y ricas en nutrientes que promueven una fuerte producción primaria en este sector de Alborán (Minas et al. 1991; Sarhan et al. 2000), favoreciendo una alta biodiversidad y actividad pesquera (Camiñas et al. 2004; Robles et al. 2010; Baro et al. 2015, 2021). Por otro lado, el crecimiento de la población a lo largo de todo su litoral, el aumento del turismo, los vertidos de aguas residuales no depuradas, los dragados para el mantenimiento de playas y el tránsito de cruceros, entre otros, son impactos a los que la bahía de Málaga está sometida de forma constante (Moya-Urbano et al. 2016).

En esta zona se han realizado gran cantidad de estudios sobre la composición y estructura de las comunidades biológicas ligadas a los fondos marinos, la mayoría de ellos a nivel infralitoral y sobre grupos concretos como moluscos, decápodos y peces (Luque, 1983, 1986; Salas, 1984; Reina-Hervás & serrano, 1987; García Raso, 1988, 1990; Martínez & Peñas, 1996; Bayed & Bazairi, 2008; García Muñoz et al. 2008; Urra et al. 2011, 2013). Sin embargo, los estudios son escasos para las comunidades ligadas a sus fondos blandos circalitorales (Cano & García, 1982; Días et al. 2017) o están enfocados principalmente a especies comerciales (Camiñas et al. 2004; Robles et al. 2010; Baro et al. 2015). En este sentido, es importante actualizar y enfocar estudios hacia las comunidades bentónico demersales circalitorales de la Bahía debido al contexto biogeográfico en el que se enmarca, la alta biodiversidad de la cuenca de Alborán, y la alta exposición a actividades antrópicas a la que está sometida.

Por todo ello, es de vital importancia mejorar el estudio de la composición y estructura de las comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos circalitorales y batiales del mar de Alborán, ya que existen muy pocos estudios que hayan estudiado su fauna asociada en detalle, así como su relación con las variables ambientales y antrópicas en zonas profundas. Esta información representa un punto inicial en el estudio de este tipo de comunidades en relación a las directivas actuales de la Unión Europea (ej. Directiva Marco de las Estrategias Marinas, Directiva Hábitats) (Robles et al., 2010; IEO-MAGRAMA, 2012a, b), las cuales van dirigidas a asegurar la conservación de la integridad, la diversidad y la funcionalidad de los ecosistemas marinos, así como la explotación sostenible de los recursos.

1.2 Objetivos

La hipótesis de partida de la presente Tesis Doctoral se basa en que los fondos sedimentarios profundos de la cuenca norte del mar de Alborán pueden albergar una amplia diversidad de tipos de hábitats y especies debido a la variabilidad ambiental (ej. compleja orografía e hidrografía) y localización geográfica de esta zona de estudio.

Los objetivos que se plantean para la presente Tesis Doctoral son:

- 1) Caracterizar la composición y estructura de algunos componentes de las comunidades bentónicas (ej. moluscos, equinodermos) y/o demersales (ej. peces, cefalópodos) de diferentes fondos sedimentarios de la plataforma y el talud de la cuenca norte del mar de Alborán.
- 2) Analizar la distribución espacial de los diferentes tipos de asociaciones de organismos bentónicos y/o demersales de dichos fondos en relación con las variables ambientales de las masas de agua (temperatura, salinidad) y los tipos de sedimento.
- 3) Explorar las relaciones entre las asociaciones de organismos bentónicos y/o demersales de dichos fondos con los recursos pesqueros y la actividad pesquera en determinadas zonas del mar de Alborán (ej. bahía de Málaga).

Los resultados de esta Tesis Doctoral contribuirán a mejorar el conocimiento de la composición, estructura y distribución de algunos de los componentes biológicos dominantes de las comunidades bentónicas y/o demersales presentes en hábitats sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán, constituyendo una base de conocimiento que será de ayuda para los futuros programas de seguimiento de la Directiva Marco de las Estrategias Marinas en la demarcación Estrecho y Alborán (Directiva 2008/56/CE).

CAPÍTULO 2

Área de estudio

2. Área de estudio

El mar de Alborán está situado en el sur de la península Ibérica, constituyendo la parte más meridional del mar Mediterráneo. El área de estudio de la presente Tesis Doctoral se localiza en el sector norte del mar de Alborán, la cual se extiende desde el estrecho de Gibraltar (Punta Europa) hasta las costas de cabo de Gata en Almería, incluyendo la dorsal de Alborán. La franja de litoral que constituye el área de estudio alcanza unos 570 kilómetros de longitud.

Dentro de la cuenca norte del mar de Alborán, en su parte más céntrica, se encuentra una de las zonas objeto de estudio en esta Tesis Doctoral, la bahía de Málaga, ubicada entre la punta de Calaburras y la punta de Vélez Málaga, ocupando una superficie de 278 km².

2.1 Características de las masas de agua

Los aportes hídricos de origen fluvial y las precipitaciones que recibe el Mediterráneo son insuficientes para compensar la pérdida de agua por evaporación, por lo que el balance hídrico del mar Mediterráneo es negativo (Sánchez-Laulhé et al. 2021; Vargas-Yáñez et al. 2021). Esto, junto a las diferencias de temperatura y salinidad de las masas de agua entre el mar Mediterráneo y el océano Atlántico, hace que se lleve a cabo un intercambio entre las dos masas de agua a través del estrecho de Gibraltar (Sánchez-Laulhé et al. 2021; Vargas-Yáñez et al. 2021). La pérdida de agua en la cuenca mediterránea es, por tanto, compensada por la entrada de agua atlántica, mientras que la salinidad se mantiene más o menos constante por la salida de agua mediterránea densa hacia el Atlántico (Vargas-Yáñez et al. 2021).

La entrada de agua atlántica (Chorro Atlántico, AJ en adelante) consiste en un flujo hacia el este con una velocidad típica de 1 m/s que circula en un rango de profundidad de 0 a 150-200 m, y suele rodear dos giros anticiclónicos denominados Western y Eastern Alboran Gyres (WAG y EAG, respectivamente), donde se acumula el agua atlántica recién llegada que se adapta a la morfología de la costa sur ibérica y del talud continental superior (Parrilla y Kinder 1987; Viudez et al. 1998; Vargas-Yáñez et al. 2021) (Fig. 2.1). Este fenómeno, junto a la acción de los vientos, ocasiona hundimientos de aguas atlánticas (downwellings) y afloramientos (upwellings) de aguas frías mediterráneas casi constantes ricas en nutrientes, generando una elevada productividad planctónica en algunas zonas costeras del noroeste del mar de Alborán (Parrilla et al. 1986; Sarhan et al. 2000), y que ha sido considerado un punto caliente de productividad primaria dentro del mar Mediterráneo (Rodríguez et al. 1982; Vargas et al.

2007). Los giros WAG y EAG están separados por una estructura ciclónica denominada giro ciclónico central o CCG (Renault et al. 2012). Este conjunto de estructuras representa el patrón medio de circulación superficial en el mar de Alborán. Dicho patrón, con el AJ fluyendo por el centro de la cuenca, favorece el aislamiento de los ecosistemas de las orillas norte y sur o, al menos, establece un obstáculo considerable para su conexión hidrodinámica (Vargas-Yáñez et al. 2021).



Figura 2.1. Esquema de la circulación media en superficie del mar de Alborán y el golfo de Cádiz sobre la imagen MODIS de enero de 2003 (NASA Goddard Space Flight Center, EOS Project Science Office). Las líneas gruesas sólidas delinean los dos giros anticiclónicos (giro de Alborán occidental y giro de Alborán oriental (WAG y EAG, respectivamente) y el Chorro Atlántico (AJ). La línea discontinua es el giro ciclónico central (CCG). Figura reproducida de Vargas-Yáñez et al. 2021.

La circulación intermedia y de fondo consiste en aguas de origen mediterráneo que se desplazan lentamente hacia el estrecho de Gibraltar por debajo de la capa superficial atlántica (Vargas- Yañez et al. 2021). Este flujo de agua mediterránea está compuesto por dos masas de agua. Por un lado, aguas levantinas y otras aguas intermedias que fluyen más cerca de la costa española hacia el oeste entre los 200 y 700 m de profundidad y, por otro lado, aguas profundas del Mediterráneo occidental que se desplazan a lo largo de la costa africana por debajo de los 1000 m de profundidad (Parrilla y Kinder, 1987; Naranjo et al. 2015; García-Lafuente et al. 2017; Vargas-Yáñez et al. 2021). Ambas corrientes desbordan la solera principal del estrecho de Gibraltar y se extienden hacia el Atlántico. Salvo en la propia zona del Estrecho, su velocidad típica es un orden de magnitud menor que la homóloga en superficie. Su variabilidad estacional es más reducida y está ligada a la formación de aguas profundas en el golfo de León (García-Lafuente et al. 2009). El límite oriental del mar de Alborán está delimitado por el frente Almería-Orán, que es una zona de transición entre las aguas

mediterráneas superficiales que vienen del Levante peninsular que son más salinas y densas, y las aguas atlánticas modificadas en el mar de Alborán que llegan desde el oeste. El frente muestra una amplitud de unos 10 km y está limitado a los 200 primeros metros de profundidad (Rodríguez, 2011).

En este contexto, la bahía de Málaga se ve influenciada por la circulación general del mar de Alborán, con la confluencia de masas de agua atlántica y mediterránea, con una mayor influencia de la corriente superficial atlántica y de derivas de masas de agua procedente del este (Rodríguez et al., 1982; Arévalo & García, 1983; Rodríguez, 1983; Rodríguez, 1990). Además, se dan afloramientos de aguas profundas más frías, saladas y cargadas en nutrientes influenciadas por el WAG, principalmente durante el periodo homeotérmico (Rodríguez et al., 1982). Las corrientes locales en la plataforma parecen estar regidas por el viento y presentan características mixtas entre las aguas atlánticas y mediterráneas (Cano & Lafuente, 1991). Esta particular hidrología propicia altos valores de biomasa fitoplanctónica (Cortés et al., 1985; Vargas-Yáñez et al., 2010) y zooplanctónica, respecto a otras áreas del mar Mediterráneo (Rodríguez et al., 1982; Camiñas, 1983, García & Camiñas, 1985), destacando la bahía de Málaga por su alta productividad biológica, ya que el zooplanton puede presentar hasta tres picos de abundancia: en primavera, verano y a principios de otoño (Rodríguez, 1982). Esto ha favorecido que la bahía de Málaga sea una importante zona de puesta, alevinaje y desarrollo de especies comerciales (Rodríguez, 1990; Marina et al. 2014).

2.2 Los fondos marinos del mar de Alborán

La oceanografía también influye en la tipología y morfología de los fondos del mar de Alborán y de la bahía de Málaga (Ercilla et al. 2016). La confluencia de masas de agua produce una oceanografía compleja en la que las capas inferiores de las masas de agua atlánticas y mediterráneas interactúan con el fondo marino complejo e irregular, condicionando el transporte, la sedimentación y la resuspensión de los sedimentos cercanos a la superficie, y formando relieves sedimentarios que aumentan la complejidad topográfica del fondo marino (Ercilla et al. 2016). La morfología del fondo marino del mar de Alborán se caracteriza principalmente por altas extensiones de fondos blandos compuestos por sedimentos muy finos (Rey & Medialdea, 1989), pero también presenta una serie de estructuras de interés ecológico como cañones submarinos, montículos carbonatados, fondos contorneados y bancos de diferentes alturas y orígenes geológicos y que presentan fondos con predominancia de

sustratos rocosos y otros sedimentarios con partículas de tamaño grueso a fino (Sautkin et al. 2003; Palomino et al. 2011; Pardo et al. 2011; Ercilla et al. 2021).

2.2.1 La morfología del fondo

En el mar de Alborán se han definido cuatro dominios fisiográficos: plataforma continental, talud continental, base del talud y cuencas (Fig. 2.2). La plataforma continental del margen ibérico se extiende hasta una profundidad de 90-115 m y una anchura de entre 4 y 14 km, pero puede alcanzar los 20 km en algunas zonas con importantes acumulaciones de sedimentos de origen fluvial (ej. los ríos Guadalmedina y Guadalhorce en la bahía de Málaga) o con altos procesos estructurales y/o volcánicos (cabo de Gata, Almería) (Vázquez, 2005; Ercilla et al. 2021), caracterizándose por un límite exterior abrupto. Por su parte, el talud continental presenta una anchura muy irregular oscilando entre 10 y 83 km. La pendiente del mismo también varía a lo largo de toda la cuenca, siendo más abrupto en la parte más oriental. La base del talud está definida por una importante disminución de los gradientes de pendiente ($<2^{\circ}$ - $0,8^{\circ}$) (Ercilla et al. 2021). El talud y su base están cortados por varios cañones submarinos, como los de La Línea, Guadiaro, Placer de las Bóvedas, Torrenueva y Fuengirola, localizados en el margen occidental y caracterizados por un corto recorrido (menos de 10 km) y por presentar orientación NO-SE. El cañón de Motril, situado en la parte más central de la cuenca, recorre el talud superior y medio apoyándose en la plataforma de Motril. En el margen oriental destaca el cañón de Almería con una longitud próxima a los 75 km y una orientación NE-SO (Vázquez, 2005).

Por otro lado, el sector central de la cuenca norte de Alborán se caracteriza, en su porción septentrional, por la presencia de numerosos relieves submarinos que se desarrollan sobre la plataforma de Motril y que están relacionados con altos estructurales y volcánicos, destacando los bancos de Avempace y Djibouti (Vázquez, 2005). En el sector meridional destacan los bancos de Xauen y Tofiño, que junto al banco de la isla de Alborán constituyen la dorsal de Alborán. La dorsal de Alborán es una antigua dorsal volcánica con una plataforma sumergida de 45 km de longitud y 10 km de anchura que se caracteriza por crestas, terrazas y escarpes tectónicos con una orientación NE-SO (Bárcenas et al. 2004). En ella se encuentra la isla de Alborán, con unos 642 m de longitud y 265 m de anchura, constituyendo el límite de la zona norte del mar de Alborán y del área de estudio de la presente Tesis Doctoral. El sector oriental de la cuenta también presenta elevaciones submarinas de origen volcánico como son los bancos de Chella (o Seco de los Olivos), Pollux y de Sabinar, y el promontorio de cabo de Gata

(Vázquez, 2005; Ercilla et al. 2021), así como montículos carbonatados (Sánchez-Guillamón et al. 2022).

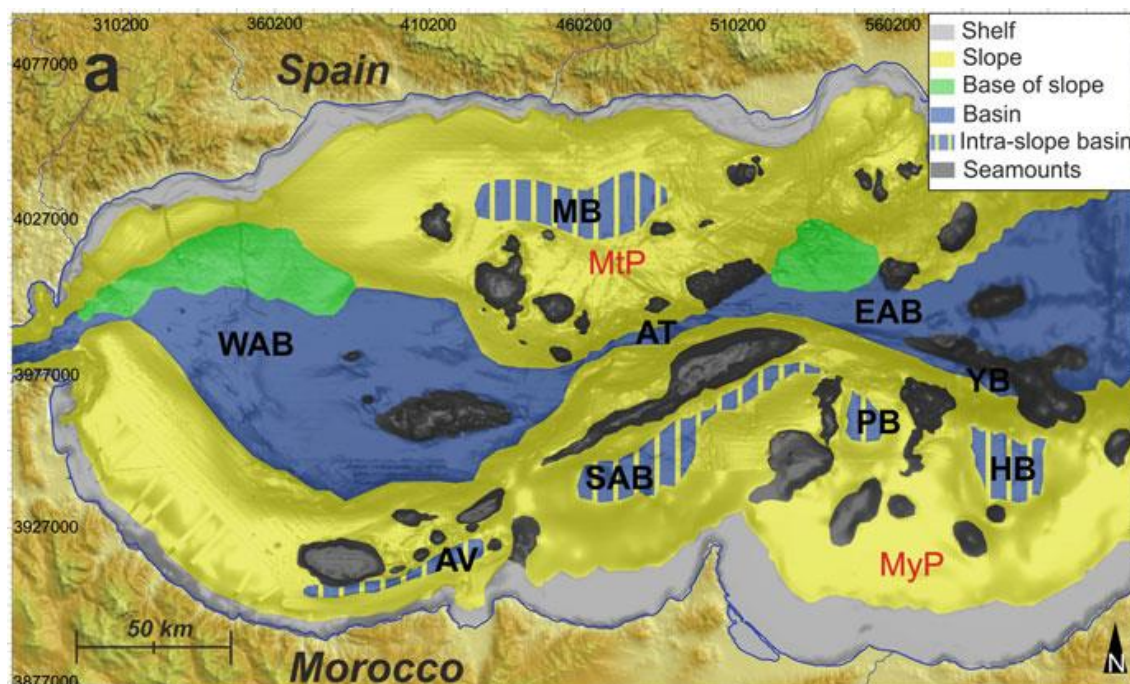


Figura 2.2. Fisiografía del mar de Alborán. El mapa muestra la plataforma (Shelf), el talud (Slope), la base del talud (Base of slope), las cuencas (Basin) de los márgenes continentales ibérico y africano (AT: vaguada de Alborán; EAB: Cuenca Oriental de Alborán; WAB: Cuenca Occidental de Alborán; YB: Cuenca Yusuf), las cuencas intratalud (AV: Valle de Alhucemas; HB: Cuenca Habibas; MB: Cuenca de Motril; PB: Cuenca de Pytheas; SAB: Cuenca Sur de Alborán) y las mesetas (MtP: Meseta de Motril; MyP: Meseta de Moulouya). Imagen reproducida de Ercilla et al. 2021.

En el caso concreto de la bahía de Málaga, localizada entre la punta de Calaburras y la punta de Vélez Málaga, la morfología del fondo no presenta cañones ni elevaciones submarinas. La plataforma continental presenta una estrecha planicie litoral con una ligera pendiente que le permite llegar hasta los 100 metros de profundidad, variando su anchura entre 6 km en la punta de Calaburras y hasta 11 km frente a la ciudad de Málaga (Carter et al., 1972; Alonso et al., 1992).

2.2.2 Los fondos sedimentarios del mar de Alborán

La distribución de los sedimentos superficiales en el margen norte del mar de Alborán pone de manifiesto la influencia directa de la dinámica de las masas de agua atlántica y mediterránea (Hernández-Molina, 1993). La plataforma continental se caracteriza por una cobertura sedimentaria cuaternaria poco desarrollada, ya que el aporte de terrígenos es pobre

y tiene lugar de un modo irregular debido al carácter torrencial que tienen los ríos y ramblas que desembocan en este sector (Fernández-Salas, 2008). En general, los depósitos recubren el substrato rocoso, disminuyendo su espesor hacia el borde externo de la plataforma donde la capa sedimentaria llega a desaparecer, aflorando directamente el substrato rocoso (Hernández-Molina, 1993).

A lo largo de la plataforma del margen continental se alterna el predominio de arenas y fangos (de la Cruz et al. 1992; Fernández-Salas, 2008). Las arenas aparecen ocupando las áreas interna y media de la plataforma y generalmente son de un calibre fino, mientras que los fangos dominan en la plataforma externa, llegando incluso en algunos lugares a cubrirla en toda su extensión. La naturaleza y composición de las arenas, al igual que los afloramientos rocosos, es un reflejo de la variada litología existente en el continente (Rey & Medialdea, 1989). La sedimentación actual de la plataforma es fundamentalmente siliclástica como consecuencia de los aportes continentales (Hernández-Molina, 1993; Fernández-Salas, 2008). Por otro lado, la plataforma de la dorsal de Alborán, donde se encuentra la isla de Alborán, se caracteriza por una sedimentación carbonatada con el predominio de materiales gruesos (rodolitos y restos bioclásticos), mientras que en la plataforma de la provincia de Almería son de tipo mixto, con áreas de sedimentación carbonatadas y siliciclásticas (Hernández-Molina, 1993).

En cuanto al talud continental, los sedimentos están representados fundamentalmente por sedimentos finos (Rey & Medialdea, 1989), con un espesor de las unidades sedimentarias muy reducido. El papel que juegan los cañones submarinos en la sedimentación de esta zona es muy importante, ya que proporcionan un conducto para el transporte sedimentario desde la plataforma hasta zonas más profundas (Rey & Medialdea, 1989).

En la bahía de Málaga, el material que componen los sedimentos proviene principalmente de aportes fluviales, siendo el río Guadalhorce la principal fuente de aporte de sedimentos, lo cual ha generado un sistema prodeltaico frente a su desembocadura (De la Cruz, 1992; Méndez Jiménez et al. 2011). El origen de la Bahía se remonta a la era terciaria y en ella abundan los fondos de tipo blando con diferente textura, predominando los fangos y las arenas finas fangosas como consecuencia del aporte de los ríos Guadalhorce y Guadalmedina y de arroyos con menor caudal (ej. Totalán) (Fernández-Salas, 2008). La sedimentación reciente ha sido fundamentalmente siliciclástica, con aportes fluviales continentales que han generado estos depósitos fangosos o arenoso-fangosos del prodelta del río Guadalhorce (De la Cruz et al. 1992; Fernández-Salas, 2008). En el tramo costero entre punta Calaburras y Málaga

predominan derivas litorales hacia poniente, mientras que a partir de Málaga se produce un cambio hacia levante (Méndez Jiménez et al. 2011). Los hábitats marinos presentes en la Bahía son fundamentalmente también de tipo sedimentario, incluyendo en el infralitoral las “Arenas finas superficiales”, “Arenas finas bien calibradas” y de “Arenas gruesas y gravas finas bajo la influencia de corrientes de fondo”, todos ellos vinculados al Hábitat 1110 “Sandbanks which are slightly covered by sea water all the time” de la Directiva Hábitat 92/43/EEC, y, en el circalitoral, a las “Arenas finas y Fangos Terrígenos”, generalmente colonizados por pennatuláceos y organismos depositívoros, y los fondos “Detríticos Costeros”, los cuales ocupan una menor extensión (García Raso et al. 2010b; IEO-MAGRAMA, 2012b).

2.3 La actividad pesquera

El mar de Alborán está sometido a una elevada actividad pesquera promovida por la gran diversidad de especies comerciales presentes en la zona (Baro et al. 2021; González et al. 2021). La importante flota pesquera de esta cuenca incluye la flota artesanal (cerca de la costa), palangrera y de arrastre que operan en todo el norte del mar de Alborán, así como en las zonas reguladas alrededor de la isla de Alborán. Esta última es un Área Marina Protegida (AMP), que incluye una Reserva Pesquera, con una alta diversidad de hábitats y especies amenazadas (Mateo-Ramírez et al. 2021). La flota pesquera del mar de Alborán contaba con un total de 595 buques en 2022, la cual ha disminuido desde 2004 cuando había registrados 1045 buques (González et al. 2021; Junta de Andalucía 2023). La flota se reparte en buques artesanales de entre 6 y 12 m de eslora, y buques de arrastre y cerco de entre 18 y 24 m de eslora, distribuyéndose en 14 puertos a lo largo de la costa. En cuanto al número de buques, los principales puertos son Almería, Vélez-Málaga, Algeciras y Estepona. Por otro lado, el arrastre de fondo con puertas representa la segunda flota en número de buques respecto a las otras modalidades de pesca desarrolladas en la zona, siendo la mayor en tonelaje y potencia (González et al. 2021, JUNTA DE ANDALUCÍA). También es la segunda flota en desembarcos (la primera de las pesquerías demersales), y la primera flota en valor económico de los desembarques.

En la bahía de Málaga, al igual que en todo el sector norte del mar de Alborán, se encuentran un buen número de especies de interés comercial favorecidas por una alta productividad, cuyos patrones de distribución espacial y variabilidad estacional han sido poco estudiados hasta la fecha (Cano & García, 1982; Salas et al. 1984; Reina-Hervás & Serrano, 1987a, b; Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, 2001; IEO-MAGRAMA,

2012a, b; Díaz et al. 2017). La presencia de poblaciones de especies comerciales, tanto pelágicas como bentónicas y demersales, favorece una importante, aunque decreciente, industria pesquera en la Bahía (Camiñas et al. 2004; IEO-MAGRAMA, 2012a). Algunas de estas especies encuentran zonas adecuadas para su reproducción y desarrollo larvario dentro de la Bahía, como son la sardina (*Sardina pilchardus*) y el boquerón (*Engraulis encrasilocus*), mientras que otras se benefician de características ambientales que propician su crecimiento en estadios adultos, como ocurre con diferentes especies de jurel (*Trachurus* spp.) (Rodríguez, 1990; Marina et al. 2014). La Bahía representa un área de pesca tradicional frecuentada por embarcaciones con puerto base en Málaga, Fuengirola y Caleta de Vélez, coexistiendo tres tipos principales de flotas pesqueras (arrastre, cerco y artesanal), las cuales explotan recursos demersales (fundamentalmente *Merluccius merluccius*, *Liocarcinus depurator*, *Alloteuthis* spp.), pequeños pelágicos (*Trachurus trachurus* y *T. mediterraneus*, *S. pilchardus*, *E. encrasilocus*) y moluscos bentónicos (*Octopus vulgaris*, *Donax trunculus*, *Chamelea gallina* y *Callista chione*), entre otros (Camiñas et al. 2004; Robles et al. 2010; Baro et al. 2015). Los desembarcos en estos tres puertos suponen el 36% del total capturado en el mar de Alborán y el 32% en valor económico, representando un punto estratégico para la economía pesquera de la zona (Junta de Andalucía, 2015).

CAPÍTULO 3

Material y Métodos

3 Material y Métodos

La presente Tesis Doctoral se ha desarrollado en el marco de tres proyectos diferentes. Dos proyectos se han llevado a cabo en la bahía de Málaga desde el año 2013, como son “*Estudio previo para la protección, ordenación y determinación de una reserva de pesca en el área marítima de la Bahía de Málaga*” (REMALA) y “*Transporte de sedimentos en la plataforma continental de Andalucía oriental: Observación multiescalar, modelado y simulación numérica*” (TESELA). El Proyecto REMALA (Instituto Español de Oceanografía y Junta de Andalucía) fue de carácter multidisciplinar y recopiló información sobre los recursos pesqueros, la diversidad bentónica y demersal y la caracterización del ictioplancton de la bahía de Málaga para el establecimiento de una futura Reserva de Pesca. Por otro lado, el proyecto TESELA se centró en la influencia de los aportes del río Guadalhorce sobre la distribución espacial de los tipos de sedimento de la Bahía y su fauna asociada.

El tercer proyecto es DEMALBORAN2, el cual realiza campañas de evaluación de recursos demersales a lo largo de la plataforma y talud continentales de la costa mediterránea desde 1994 (Campañas MEDITS, Bertrand et al. 2002a; Spedicato et al. 2019). Las campañas de investigación MEDITS permiten obtener datos y muestras para mejorar el conocimiento de la distribución y estructura poblacional, así como la determinación de los principales parámetros biológico-pesqueros de las especies explotadas en todas las zonas de arrastre de las plataformas y los taludes hasta 800 m de profundidad frente a las costas de los países socios mediterráneos. Los datos usados en esta Tesis Doctoral son de las campañas MEDITS GSAs 1 y 2, correspondientes a la mitad norte del mar de Alborán (GSA 1) y a la isla de Alborán (GSA 2).

3.1 Recolección de datos

El estudio de cualquier región del océano debe abordarse de una forma integral. La caracterización y el análisis del funcionamiento de sus ecosistemas deben partir de un conocimiento geológico de la zona. Dichas propiedades geológicas, sedimentológicas (tipos de sedimento) y geoquímicas (en este caso del sedimento) condicionan en gran medida el desarrollo de los distintos seres vivos, así como las interrelaciones entre ellos. Las corrientes predominantes o los procesos de interacción océano-atmósfera determinarán las concentraciones de nutrientes, la producción primaria de cada región marina y, en consecuencia, la disponibilidad de materia y energía disponible para los eslabones superiores de la cadena trófica.

Comunidades bentónicas y demersales de hábitats sedimentarios profundos del mar de Alborán

En la presente Tesis Doctoral se presenta la caracterización de la columna de agua (ej. temperatura, salinidad), el sedimento (ej. granulometría) y las comunidades bentónicas y demersales (estas últimas solo en la bahía de Málaga), usando diferentes métodos de muestreo a lo largo de la cuenca norte del mar de Alborán, incluyendo zonas con una actividad antrópica baja-moderada como la isla de Alborán (Campañas MEDITS) y otras muy antropizadas como la bahía de Málaga (proyectos TESELA y REMALA).

3.1.1 Variables ambientales

3.1.1.1 Caracterización de la columna de agua

Para la caracterización de la columna de agua de las estaciones de muestreo biológico se utilizó un CTD modelo SBE 37-PMP MicroCAT acoplado a un arte ictioplanctónico de tipo Bongo que muestreaba verticalmente (Fig. 3.1.), o acoplado a una red de arrastre de fondo con el que se midieron los parámetros oceanográficos de conductividad (salinidad), temperatura y presión (profundidad) en la columna de agua. Las medidas tomadas cerca del fondo fueron las usadas para este estudio.



Figura 3.1. CTD SBE 37 acoplado a la red de tipo Bongo durante una campaña del proyecto REMALA.

3.1.1.2 Caracterización del sedimento

El muestreo del sedimento de las estaciones de muestreo biológico se llevó a cabo mediante dos técnicas diferentes:

- Una draga Box-corer o draga de caja de 10x17 cm y 37 cm de penetración máxima. Se trata de una draga que permite obtener una columna de sedimentos con muy poco grado de mezcla o perturbación, de forma que se preserve la estructura original de la muestra. La draga se deja en caída libre a pocos metros del fondo, de manera que el cajetín se clava en el sedimento. Cuando vira, la draga se cierra mediante un brazo giratorio (Fig. 3.2.).
- Un colector de sedimento. Se trata de un cilindro de acero inoxidable con un diámetro de 14 cm y una longitud de 30 cm, abierto en su extremo anterior y tapado posteriormente. El colector se acopla a la red de arrastre de pesca en los calones y recoge el sedimento a la vez que el arte de pesca está arrastrando por el lecho marino (Fig. 3.2.).



Figura 3.2. Draga box-corer (izquierda) y colector de sedimento (derecha) utilizados para la recogida de sedimentos durante las campañas oceanográficas de muestreo.

Una vez colectadas las muestras de sedimento del fondo y subidas a bordo, se tomaron dos submuestras de alrededor 125 ml de sedimento por cada punto. Una muestra se utilizó para análisis granulométrico y otra para el análisis geoquímico (estimación del contenido en materia orgánica y carbonatos). Ambas submuestras se mantuvieron congeladas a -20°C hasta el momento del análisis en laboratorio de sedimentología del Centro Oceanográfico de Málaga del IEO.

3.1.1.2.1 Granulometría

De cada submuestra se pesaron 100 gramos que se secaron a 60°C durante 48 horas. Una vez secas, se oxidó la materia orgánica, para ello se añadieron unos 70 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2 33%) diluido al 10% con agua destilada y se dejó actuar durante 24 horas en un baño de arena. Pasadas las 24 horas, se repitió el tratamiento con peróxido de hidrógeno diluido al 20% durante otras 24 horas para eliminar posibles restos de materia orgánica que no hubieran reaccionado con el primer tratamiento. Al terminar el pre-tratamiento con peróxido de hidrógeno, la muestra se metía en la estufa a 60°C y, una vez la muestra estaba seca, se pesó.

Para favorecer la dispersión y segregación de las partículas de sedimento se añadía dispersante líquido (polifosfato al 2%) hasta cubrir todo el sedimento durante 24 horas con agitación. Para la preparación del dispersante se disuelve en una probeta de 1000 ml, 20 g de Hexametáfosfato de sodio ($(\text{NaPO}_3)_n$) y se completaba hasta 1000 ml con agua destilada (Fig. 3.3).

El análisis granulométrico del sedimento se realizó, en primer lugar, mediante el tamizado de la muestra en húmedo a través de un tamiz de 63 μm de luz de malla y una base para retener el material fino. Una vez separada la muestra, la fracción gruesa ($> 63 \mu\text{m}$, arena y grava) se recogió y secó en la estufa a 60°C hasta alcanzar peso constante. Una vez seca, dicha fracción se separó por tamaños mediante el tamizado en seco en una columna de tamices con luces de malla de $>2 - 1 - 0,5 - 0,25 - 0,125 - 0,063 \text{ mm}$, además de una base, en una tamizadora digital electromagnética, pesando posteriormente las distintas fracciones retenidas en cada tamiz. El peso de la fracción fina ($< 63 \mu\text{m}$, limos y arcillas) se estimó por diferencia de peso seco tras el tamizado en húmedo con el tamiz de 63 μm . Posteriormente, el tamaño de grano de la fracción fina se midió en un analizador de tamaño de partículas por difracción láser (MasterSizer 3000, Malvern®). Los datos se han agrupado según las clases granulométricas propuestas por Wentworth (1922) en grava ($> 2 \text{ mm}$), arena ($2 \text{ mm} - 63 \mu\text{m}$), limo ($63 - 4 \mu\text{m}$) y arcilla ($< 4 \mu\text{m}$) (Fig. 3.3).



Figura 3.3. Proceso de oxidación de muestras de sedimento en la campana extractora, así como el posterior tamizado y etiquetado de dichas muestras.

3.1.1.2.2 Determinación de la materia orgánica y carbonatos

El cálculo de los porcentajes en peso de materia orgánica y carbonatos en el sedimento se llevaron a cabo a partir de dos réplicas de sedimento seco tras permanecer en la estufa a 60°C durante al menos 72 horas. Una vez secas, las muestras eran pesadas y homogeneizadas con la ayuda de un molinillo o mortero. Se aplicó entonces el método “*Loss on Ignition*” (Heiri et al. 2001). Para ello las muestras se introducían en crisoles dentro de la mufla a 550 °C durante 4 horas; una vez que se habían enfriado, se volvían a anotar los pesos y con la diferencia del peso antes y después de la mufla se determina el porcentaje de materia orgánica (Fig. 3.4).

Por último, para determinar el porcentaje de carbonatos, se introducían nuevamente los crisoles anteriores en la mufla a 950 °C durante 2 horas. Una vez estaban a temperatura, se pesaron las muestras calcinadas y se calculó el porcentaje de carbonatos por la diferencia de pesos.



Figura 3.4. Proceso de pesado y calcinación de las muestras de sedimento en la mufla.

3.1.2 Recolección de las muestras biológicas

Para la recolección de las muestras biológicas se utilizaron tres métodos de muestreo:

- Una draga de arrastre (DA) (Fig. 3.5). Se trata de una estructura de acero inoxidable, con una anchura de 42 cm, una altura de 22 cm y una red con luz de malla de 4 mm, la cual se minimizaba al estirarse durante la recogida de sedimento y fauna. Las muestras se recolectaron a una velocidad de alrededor de 1,8 nudos durante 5 minutos, lo cual resulta en un área de muestreo de 117 m² por arrastre. La muestra recogida se tamizó a bordo usando tamices de 10, 5 y 1 mm con el objetivo de separar especies de diferente tamaño. Cada fracción se introdujo en recipientes, se etiquetó y se fijó en etanol al 70% hasta su posterior procesado en el laboratorio. Los diferentes grupos faunísticos se separaron e identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible, contabilizando y pesando los individuos de cada especie.



Figura 3.5. Draga de arrastre empleada para la recolección de las muestras de fauna bentónica.

- Red de arrastre con puertas tipo GOC-73 (AP) (Fig. 3.6). Consiste en un arte de muestreo experimental, con una abertura horizontal de 18 m y una abertura vertical de 2,7-3,2 m, con una luz de malla de 20 mm en el copo. Las muestras se recolectaron a una velocidad de 3 nudos durante 30 minutos cubriéndose un área de muestreo de ~50.000 m² en cada lance. La posición geográfica de cada lance se registró mediante un sistema de posicionamiento global. Para el control de cada uno de los muestreos se emplearon sensores de red SCANMAR que informan sobre la geometría del arte

mientras está muestreando en el fondo marino y la validez del muestreo. Todas las muestras recolectadas fueron procesadas a bordo, separando e identificando hasta el nivel taxonómico más bajo posible cada especie, cuantificándose y pesándose sus ejemplares. Aquellas especies que no pudieron ser identificadas durante la campaña, se congelaron o fijaron en etanol 70% para su posterior procesamiento e identificación taxonómica en el laboratorio.



Figura 3.6. Red de arrastre de puertas empleada para la recolección de las muestras de fauna bentónica y demersal.

- Beam-trawl o patín epibentónico (BT) (Fig. 3.7). Consiste en un arte de muestreo de arrastre con aberturas horizontal y vertical de 1,3 y 1,2 m, respectivamente, y un tamaño de malla de 10 mm. Los lances se realizaron a una velocidad aproximada de 1,8-2 nudos durante 5-10 minutos (estaciones de muestreo de la plataforma) y 15 minutos (estaciones de muestreo del talud medio y superior). La posición geográfica de cada lance se registró mediante un sistema de posicionamiento global. El área de muestreo de cada lance se estimó en cada caso a partir de la distancia de arrastre de cada lance y de la apertura horizontal (1,2 m) de la red del patín epibentónico. A bordo, la fauna recogida de cada muestra se tamizó utilizando una columna de tamices con mallas de 10, 5 y 1 mm. La fauna se separó, se identificó hasta el nivel taxonómico más bajo posible, se cuantificó y pesó con una precisión de 0,1 g. Las especies no identificadas y las fracciones pequeñas (de 5 a 1 mm) se codificaron y conservaron en

etanol al 70% para su posterior procesado en el laboratorio mediante una lupa estereoscópica.



Figura 3.7. Detalles del Beam-trawl en cubierta y durante su largado por la rampa de popa (arriba). Muestra recolectada por el Beam-trawl sobre cubierta (abajo izquierda) y reparto de la muestra en diferentes cajas para su posterior procesado (abajo derecha).

El material faunístico recolectado se ha depositado en la colección de invertebrados del Centro Oceanográfico de Málaga (Instituto Español de Oceanografía, CSIC). Se ha seguido la nomenclatura y autoría de las especies aportada por el World Register of Marine Species (WoRMS), y de determinadas especies se tomaron fotografías tanto a bordo como en el laboratorio para su documentación gráfica en la presente Tesis Doctoral.

3.1.3 Análisis de la actividad pesquera en la bahía de Málaga

Para el análisis de la actividad pesquera de la flota de arrastre en la bahía de Málaga, se usaron los datos aportados por las cajas azules instaladas en los barcos de pesca para el CSP (Centro de Seguimiento de Pesca). Estas cajas azules representan un Sistema de Localización de Buques Pesqueros mediante satélite (SLP) y están presentes en todos los barcos pesqueros con eslora igual o superior a 12 metros, lo cual permite recibir permanentemente los mensajes de posición en el caladero en que se encuentren faenando. Esta información se puede georreferenciar y representar mediante puntos en mapas utilizando herramientas de información geográfica (ArcGIS). Los datos de posicionamiento se filtraron para eliminar posiciones que no son consideradas como operaciones de pesca (barcos a velocidades menores a 1 nudo y mayores a 4).

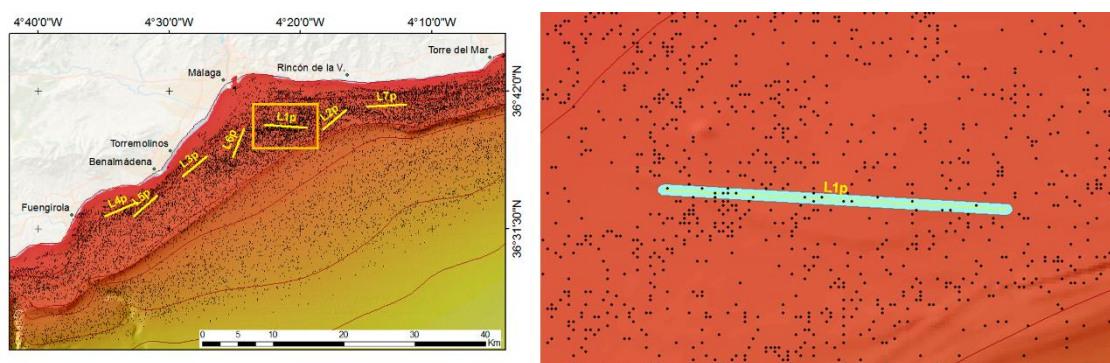


Figura 3.8. Mapa de los lances de arrastre con puertas realizados en primavera de los años 2010 al 2013 y detalle del Lance 1 con el buffer de 20 metros de anchura y posiciones de embarcaciones (puntos) que han faenado con arte de arrastre con puertas en primavera durante los años 2010-2013.

Para estimar la actividad pesquera en la zona se han construido mapas mediante un conjunto de temas de puntos que representan las posiciones de embarcaciones faenando usando el programa informático ArcGIS (Fig. 3.8). Con dicho software, se seleccionaron los puntos de un intervalo de 4 años (2010-2013) y se separaron por estación del año, para así obtener el número de embarcaciones que han faenado en cada estación del año con anterioridad. A la trayectoria de cada lance de arrastre con puertas analizado en este estudio, se le realizó un buffer de 10 metros a cada lado (20 metros de anchura que es similar a la anchura de cada lance de pesca realizado en este estudio) (Fig. 3.8) y se contaron todos los puntos presentes dentro del área muestreada, obteniéndose una estimación del número de barcos que han faenado en cada punto de muestreo y estación del año.

3.2 Tratamiento de los datos

La fauna se caracterizó según su abundancia (N: número de individuos de cada especie), biomasa (B: peso de los individuos de cada especie), índice de dominancia basado en su abundancia (%Da: porcentaje de individuos de una especie con respecto al total analizado) y biomasa (%Db: porcentaje del peso de los individuos de una especie respecto al total analizado), y frecuencia (%Fr: porcentaje de muestras en las que aparece una especie con respecto al total de las muestras).

3.2.1 Afinidad entre las muestras faunísticas e índices ecológicos

Para detectar posibles asociaciones en la fauna, los datos de abundancia y biomasa se estandarizaron a 1000 m² y se transformaron en raíz cuadrada o cuarta para limitar la contribución de las especies más abundantes en los análisis de tipo multivariante.

En dichos análisis se utilizaron:

- *Índice de similitud de Bray-Curtis* (Bray & Curtis, 1957). Calcula un coeficiente de distancia que mide las diferencias en la presencia y abundancia de los taxones que componen las muestras e ignora los casos en los cuales el taxón está ausente en ambas muestras. Este índice toma un valor cercano a 100 (expresado en porcentaje) para dos muestras con comunidades que tengan similar composición y estructura, y cercano a 0 para dos muestras con comunidades que no compartan especies o que tengan grandes diferencias en las abundancias de sus especies compartidas.

$$S = 100 \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^p |Y_{ij} - Y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p |Y_{ij} + Y_{ik}|} \right)$$

Y_{ij} (valor de abundancia de la i-ésima especie en el muestreo j). Y_{ik} (valor de la i-ésima especie en el muestreo k)

- *Análisis Clúster o Dendrograma*. Análisis multivariante que clasifica las muestras en grupos homogéneos pero diferentes y relacionados entre ellos usando el algoritmo UPGMA. Este análisis de clasificación utilizaba la matriz de semi-similitud resultante del índice de similitud de Bray-Curtis.

- *Ordenación nMDS* (Non-metric Multi-Dimensional Scaling). Técnica de ordenación que analiza la proximidad espacial de la similitud establecida sobre un conjunto de muestras o individuos. El valor del stress mostrado en el nMDS indica la calidad de la representación de las distancias en la matriz de distancias original, cuanto más cercano sea el valor a cero mejor es la ordenación (Stress $\leq$ 0.05-0.1: buena ordenación; Stress $\leq$ 0.2: aporta información pero se aconseja verificar con otra técnica; Stress $>$ 0.2 no fiable). Este análisis de ordenación utilizaba la matriz de semi-similitud resultante del índice de Bray-Curtis.
- *Prueba del perfil de similitud* (SIMilarity PROFile Analysis in clustering, SIMPROF). Determina si hay diferencias significativas entre los distintos grupos de muestras detectados en el análisis Clúster. Es una prueba de permutación de la hipótesis nula “ausencia de estructura” de un conjunto específico de muestras que no están divididas *a priori* en grupos (Clarke et al. 2008).
- *Análisis SIMPER* (SIMilarity PERcentage). Cuantifica la contribución de las especies en las diferentes agrupaciones en base a factores establecidos *a priori* o relacionados con las agrupaciones de muestras resultantes del Clúster, y la contribución a la disimilitud entre los grupos con los factores establecidos. Parte de la matriz de semi-similitud resultante del índice de Bray-Curtis.

Los grupos de muestras bentónicas y demersales detectadas en el análisis Clúster y la ordenación nMDS se interpretaron como diferentes asociaciones y se caracterizaron mediante diferentes índices ecológicos, incluyendo:

- *Riqueza específica* (S). Número de especies o taxones presentes en cada muestra.
- *Abundancia total* (N). número de individuos de una especie o de un grupo sistemático superior (Género, Familia, Filo) en una muestra.
- *Índice de Diversidad de Shannon-Wiener* (H') (Krebs, 1989). Analiza la estructura de la comunidad y permite obtener un indicador de la relación entre el número de especies en cada muestreo y sus respectivas abundancias numéricas. Este índice fluctúa entre valores muy bajos, en torno a 0 (todos los individuos son de la misma especie) hasta un número positivo alejado de 0 (los individuos están repartidos de forma equilibrada entre las diferentes especies). Si la riqueza específica fuese alta, generalmente los valores de diversidad serían altos y se aproximarían al máximo esperable para una comunidad que presentaría una complejidad elevada.

$$H'(S) = -\sum_{r=1}^S p_r \log_2 p_r$$

$H'(S)$ (Índice de diversidad para S especies); S (Número total de especies de la muestra); p_r (Frecuencia relativa de los individuos que pertenecen a la especie del rango r)

- *Índice de Equirrepartición o equitatividad (J')* (Pielou, 1969). Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor varía entre 0 y 1, de forma que 0 corresponde a comunidades altamente dominadas por una o dos especies y 1 corresponde a comunidades donde todas las especies tienen la misma abundancia o dominancia.

$$J = \frac{H'(S)}{H'_{\max}(S)}$$

$H'(S)$ (Índice de diversidad de Shannon-Wiener en una muestra); $H'_{\max}(S)$ (Diversidad máxima teórica); S (Riqueza específica)

Para comprobar las diferencias entre las asociaciones identificadas, los índices ecológicos de éstas fueron testados estadísticamente mediante pruebas paramétricas (ANOVA) y pruebas no paramétricas (ANOSIM, PERMANOVA, Prueba de la mediana, U de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis):

- *ANOVA* (ANALYSIS OF VARIANCE). Análisis de la varianza entre las medias de diferentes grupos a partir del cálculo de la media de cada uno de los grupos frente a la varianza promedio dentro de los grupos. El análisis ANOVA se basó en los datos de abundancia o biomasa estandarizados
- *ANOSIM* (ANALYSIS OF SIMILARITY). Análisis del rango de similitud medio de las muestras dentro de cada grupo con el obtenido entre otros grupos de muestras en función de distintos factores seleccionados *a priori* (Clarke & Warwick, 2001). Los factores estaban relacionados con la profundidad, tipo de sedimento, localización o actividad pesquera (con características específicas de cada análisis que se explicarán en cada capítulo). El análisis ANOSIM se basó en la similitud de Bray-Curtis.
- *PERMANOVA* (PERMUTATIONAL ANALYSIS OF VARIANCE). Análisis permutado de la varianza basado en la distancia en función de distintos factores (Anderson, 2001; McArdle y Anderson, 2001). Se incluyeron tres factores fijos y ortogonales, entre ellos el sector geográfico, la profundidad y el tipo de sedimento principal. El análisis PERMANOVA se basó en la similitud de Bray-Curtis.

- *Prueba no paramétrica de la Mediana*. Permite determinar si dos muestras independientes difieren con relación a sus medianas.
- *Prueba no paramétrica de la U de Mann-Whitney*. Análisis que permite identificar diferencias entre dos poblaciones basadas en el análisis de dos muestras independiente cuyos datos han sido medidos al menos en una escala de nivel ordinal.
- *Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis*. Análisis para detectar la influencia de una variable cualitativa (ej. asociación, tipo de sedimento) sobre otra cuantitativa (ej. riqueza específica, abundancia, etc.). Es una extensión de la U de Mann-Whitney para 3 o más grupos.

Todos los índices ecológicos y las pruebas se calcularon con el programa informático PRIMER v6.0 (Clarke & Warwick, 2001). Las pruebas para conocer las diferencias entre las asociaciones o entre las variables ambientales en relación a factores cualitativos (Prueba de la mediana, U de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis) se realizaron con el programa informático SPSS. El nivel de significancia para todos los análisis fue al menos de 0,05.

En algunos casos (Capítulo 6, asociaciones de equinodermos) se calculó el Centro de Gravedad (CoG) en relación a la profundidad de las especies encontradas (Stefanescu et al. 1992; Cartes et al. 2011). El Cálculo del CoG se realizó con el programa informático de acceso libre R-Studio.

3.2.2 Relación de las variables ambientales con las muestras faunísticas

Se analizaron las relaciones de las variables ambientales con las diferentes asociaciones de organismos bentónicos y/o demersales mediante un Análisis Canónico de Correspondencias (ACC) (Ter Braak, 1986). Este análisis permite conocer las posibles relaciones de las variables ambientales con el objetivo de conocer cuál de ellas explica la mayor parte de la varianza de los datos faunísticos. La significación estadística del efecto de cada variable se comprobó mediante una prueba de permutación de Monte Carlo. Previamente al análisis, se evaluó la relación entre las variables ambientales mediante un análisis de correlación de Spearman, y no se consideraron para el ACC aquellas que presentaban una correlación superior a 0,8. Los datos ambientales expresados en % se transformaron previamente mediante $\log(x + 1)$. El análisis ACC se realizó con el programa informático CANOCO v4.5.

CAPÍTULO 4

Biodiversidad y cambios espacio-temporales de las comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga

Publicado como: Moya-Urbano E., Urrea J., Marina P., Gallardo-Núñez M., García Raso J.E., Bárcenas P., Serna Quintero J.M., Giráldez A., García T., Baro J., Rueda J.L., 2019. Biodiversity and spatio-temporal changes of benthic and demersal assemblages of circalittoral soft bottoms of the Bay of Málaga (northern Alboran Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 99, 1709–1720. <https://doi.org/DOI: 10.1017/S0025315419000766>

Otras publicaciones vinculadas:

Díaz A., Gallardo-Núñez M., **Moya-Urbano E.**, Marina P., Urrea J., Bárcenas P., Fernández-Salas L.M., López-González N., Serna J.M., Giráldez A., García T., Baro J., Rueda J.L., 2017. Variabilidad espacial y temporal de moluscos de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. En Cristobo, J., Ríos, P. (Eds.), *Avances en estudios de biología marina: contribuciones del XVIII SIEBM Gijón. Temas de Oceanografía*, Instituto Español de Oceanografía, Madrid, pp. 25-39.

Moya-Urbano E., Rueda, J.L., Marina P., Bárcenas-Gascón P., García-Barcelona S., Baro J., 2016. El patrimonio natural de la bahía de Málaga: explotación de recursos y conservación de la biodiversidad. *Quercus* 366, 24-31.

4. Biodiversidad y cambios espacio-temporales de las comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga

4.1 Introducción

La bahía de Málaga se localiza en el mar de Alborán, considerado un “hot spot” de biodiversidad en el mar Mediterráneo debido a la confluencia geográfica y biológica de tres regiones biogeográficas marinas (Lusitana, Mauritana y Mediterránea) (Ekman, 1953; Templado et al., 1993; García Raso et al., 2010a, b; Rueda et al., 2010; Urrea et al., 2011; IEO-MAGRAMA, 2012a). Esta confluencia biológica se ve favorecida por el intercambio de masas de agua y larvas entre el Atlántico y el Mediterráneo a través del estrecho de Gibraltar (IEO-MAGRAMA, 2012a). El balance hídrico deficitario del mar Mediterráneo promueve la entrada de agua superficial atlántica, la cual está además favorecida por los vientos de componente norte y oeste, produciéndose un flujo saliente de agua mediterránea profunda, densa y cálida desde el estrecho de Gibraltar la cual bordea el margen atlántico Ibérico (García Raso et al., 2010a; IEO-MAGRAMA, 2012a). Como consecuencia del efecto de Coriolis y del intercambio de aguas con diferentes características físico-químicas se forma un remolino anticiclónico en el mar de Alborán, denominado Giro de Alborán o WAG (Western Alboran Gyre) (García Raso et al., 2010a; IEO-MAGRAMA, 2012a). En las costas malagueñas, por la acción de este giro y la dinámica de masas de aguas y de vientos, se producen además afloramientos de aguas profundas, frías y ricas en nutrientes que promueven una fuerte producción primaria (Minas et al., 1991; Sarhan et al., 2000). Esto hace que esta zona junto a otras zonas del mar de Alborán, el golfo de León y la desembocadura de diferentes ríos (ej. Ebro), se encuentren entre las de mayor producción del Mediterráneo occidental (Vargas-Yáñez et al., 2010; IEO-MAGRAMA, 2012a). Esta producción incluye especies de interés comercial que ha promovido tradicionalmente una intensa actividad pesquera (Baro et al. 2021). Las especies demersales, los pequeños pelágicos y los moluscos bentónicos son los principales objetivos de la flota malagueña (Camiñas et al. 2004; Robles et al. 2010; Baro et al. 2015). Parte de la elevada actividad pesquera es gracias a la composición de sus fondos con sedimentos finos (arenas y fangos), ya que permiten trabajar a la flota de arrastre en toda su área

Teniendo en cuenta la importancia de la bahía de Málaga como fuente de recursos y biodiversidad, el estudio de las comunidades bentónico-demersales es de alta importancia ya

que están expuestas a actividades antrópicas que pueden causar un impacto negativo (ej. pesca de arrastre, dragados, vertidos de aguas residuales) y pueden promover cambios en los hábitats, las comunidades asociadas y los recursos comerciales, tal y como se ha comentado en los Capítulos 1 y 2 de esta Tesis Doctoral.

El presente Capítulo se desarrolla en el marco de dos proyectos que llevaron a cabo en la bahía de Málaga desde el año 2013, como son *“Estudio previo para la protección, ordenación y determinación de una reserva de pesca en el área marítima de la Bahía de Málaga”* (REMALA) y *“Transporte de sedimentos en la plataforma continental de Andalucía oriental: Observación multiescalar, modelado y simulación numérica”* (TESELA). Este Capítulo pretende mejorar el conocimiento sobre la variabilidad espacio-temporal de las comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos de la bahía de Málaga, y de sus recursos pesqueros centrándose en los objetivos de: 1) Caracterizar la composición y la estructura de las comunidades bentónico-demersales en diferentes tipos de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga; 2) Analizar los patrones espaciales y estacionales de dichas comunidades y de las especies dominantes y/o de interés comercial; y 3) Explorar las relaciones entre la fauna y las variables ambientales de la columna del agua y del sedimento, así como las relacionadas con la actividad pesquera.

4.2 Material y Métodos

4.2.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza en fondos blandos circalitorales de la plataforma de la bahía de Málaga (zona noroccidental del mar de Alborán), entre la punta de Calaburras (36° 30' 24" N, 04° 38' 17" W) y la punta de Vélez Málaga (36° 43' 33" N, 04° 06' 17" W), ocupando una superficie de 278 km² (Fig. 4.1) (Información ampliada en el Capítulo 2).

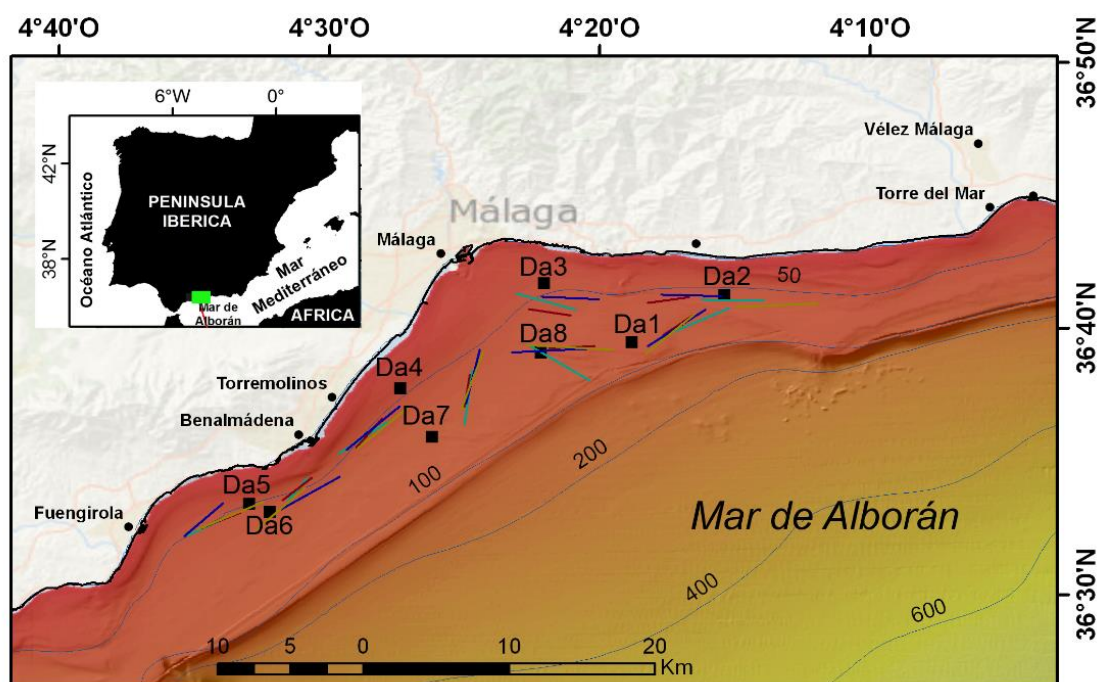


Figura 4.1. Localización de los muestreos realizados en la bahía de Málaga con dragas de arrastre (Da, cuadrados) y con arrastre con puertas (líneas) en otoño (rojo), invierno (gris), primavera (verde) y verano (azul).

En el área estudiada, los muestreos cubrieron diferentes zonas de la bahía de Málaga (occidental, central y oriental), tipos de fondos blandos (fangosos, arena fina, arena media, mixtos) y profundidades dentro del piso circalitoral (37-81m).

4.2.2 Muestreo y recolección de datos

Para la caracterización de la columna de agua se realizaron mediciones de temperatura y salinidad (estacionalmente) con un CTD tipo SBE-37-SMP MicroCAT. Los datos de las características sedimentológicas (granulometría) proceden de los proyectos ESPACE y TESELA. Además, se recolectaron muestras de sedimento para el estudio del contenido en materia orgánica con una draga Box-corer. Las muestras de sedimento fueron tamizadas y separadas por clases granulométricas según Wentworth (1922) en: grava (> 2 mm), arena (2 mm – 63 μ m), limo (63 – 4 μ m) y arcilla (< 4 μ m). El porcentaje de materia orgánica se estimó mediante el método “Loss on Ignition” (Heiri et al. 2001) (Información ampliada en el Capítulo 3, sección 3.1.1).

Las muestras de fauna se recolectaron durante el día en 8 estaciones de muestreo diferentes, combinando dos métodos: la draga de arrastre (DA) (sólo en diciembre de 2013,

realizando 8 muestreos válidos) y el arte de arrastre con puertas de tipo GOC-73 (AP) (utilizado en diciembre de 2013, febrero, mayo y agosto de 2014, realizando 30 muestreos válidos) a bordo del B/O Francisco de Paula Navarro (Información ampliada en el Capítulo 3, sección 3.1.2). La actividad pesquera, fundamentalmente la de arrastre de fondo, en la bahía de Málaga se analizó mediante los datos de las cajas azules (VMS), según lo expuesto en el Capítulo 3, sección 3.1.3.

4.2.3 Análisis de datos

La caracterización de las especies se realizó con datos estandarizados a 5 minutos (para DA) y 30 minutos (para AP), partiendo de los datos de abundancia y biomasa. Se crearon dos matrices, una por cada arte (DA y AP), ordenando las especies en filas y los datos de biomasa y abundancia de cada muestra en columnas. Para la caracterización de especies recolectadas con DA, se usó la abundancia (N), dominancia en base a su abundancia (%Da), y la frecuencia (%Fr). Para las especies recolectadas con los lances de AP, se usó la N, %Dab, %Fr, así como la biomasa (B) y la dominancia en base a su biomasa (%Db). Además, estos valores obtenidos en muestras de AP fueron también calculados para cada estación del año y para el total de muestreos.

Las comunidades bentónicas y demersales se caracterizaron mediante diferentes índices ecológicos, incluyendo la riqueza específica (S), la abundancia total (N), el índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') (usando logaritmo en base dos) (Krebs, 1989), y el índice de Equirrepartición (J') (Pielou, 1969). Para su cálculo, se usaron los programas informáticos Excel y PRIMER v6.0. Las diferencias de los valores de los índices ecológicos y de la abundancia y biomasa de las especies fueron exploradas estadísticamente mediante pruebas paramétricas (ANOVA) y no paramétricas (Prueba de la Mediana, U de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis; análisis realizados con el programa informático SPSS v22) en relación al tipo de comunidad resultante de agrupaciones de Clúster (para muestras de DA) o las estaciones del año (para muestras de lances de AP). La similitud entre las comunidades se analizó usando datos cuantitativos (abundancia para DA y abundancia y biomasa para AP) mediante métodos de clasificación Clúster y ordenación (nMDS). Esta clasificación y ordenación se hizo a partir de una matriz de semisimilitud basada en el índice de similitud de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957).

Para el estudio de las diferencias entre grupos de muestras se usó el Análisis de Similitud (ANOSIM) y, en el caso de las muestras de DA, se establecieron factores *a priori* que estaban

relacionados con la profundidad (zona somera o profunda), la zona dentro de la bahía (zona oriental u occidental) y los tipos de sedimento (arenas finas enfangadas, arenas medias y finas enfangadas, o sedimentos mixtos). En el caso de las muestras recolectadas con AP se usaron factores como la estación del año (otoño, invierno, primavera y verano), la profundidad, la actividad pesquera de arrastre, el tipo de sedimento y la zona dentro de la bahía.

El análisis SIMPER se utilizó para conocer la contribución de las especies en las diferentes agrupaciones en base a los factores establecidos *a priori* para el ANOSIM. Este tipo de análisis se realizó a partir de los datos de abundancia y de biomasa (sólo para muestras de AP). Todos los parámetros y pruebas ecológicas se calcularon con el programa informático PRIMER v6.0 (Clarke & Warwick, 2001).

Las relaciones entre variables abióticas (ambientales y actividad pesquera) y la fauna se exploraron mediante Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). El análisis CCA se realizó con el programa informático CANOCO.

4.3 Resultados

4.3.1 Variables ambientales

La temperatura fluctuó entre valores medios de 13,3 °C (invierno del 2014) y 15,8 °C (otoño del 2013) (Tabla A.1, ANEXO A). En otoño, los valores variaron entre 16,38 °C (a 38 m de profundidad) y 15,08 °C (a 81 m prof.), siguiendo un descenso progresivo pero muy atenuado con la profundidad (1,3 °C entre mínimo y máximo) (Fig. 4.2). En invierno, se observó también un patrón decreciente con la profundidad, pero mucho menos acusado que en otoño, con un máximo de 13,40 °C (46,9 m prof.) y 13,20 °C (81 m prof.) (Fig. 5). En primavera, el patrón fue también decreciente, con un máximo de 15,86 °C (37 m prof.) y un mínimo de 13,92 °C (75 m prof.), observándose una gran diferencia (1,94 °C). En verano, el patrón sigue siendo decreciente y la diferencia entre el máximo 15,11 °C (52 m prof.) y el mínimo 14,57 °C (57 m prof.) es de 0,54 °C. La temperatura mostró diferencias significativas estacionales en su conjunto (Prueba de Mediana: $\chi^2 = 17,37$, $p < 0,005$).

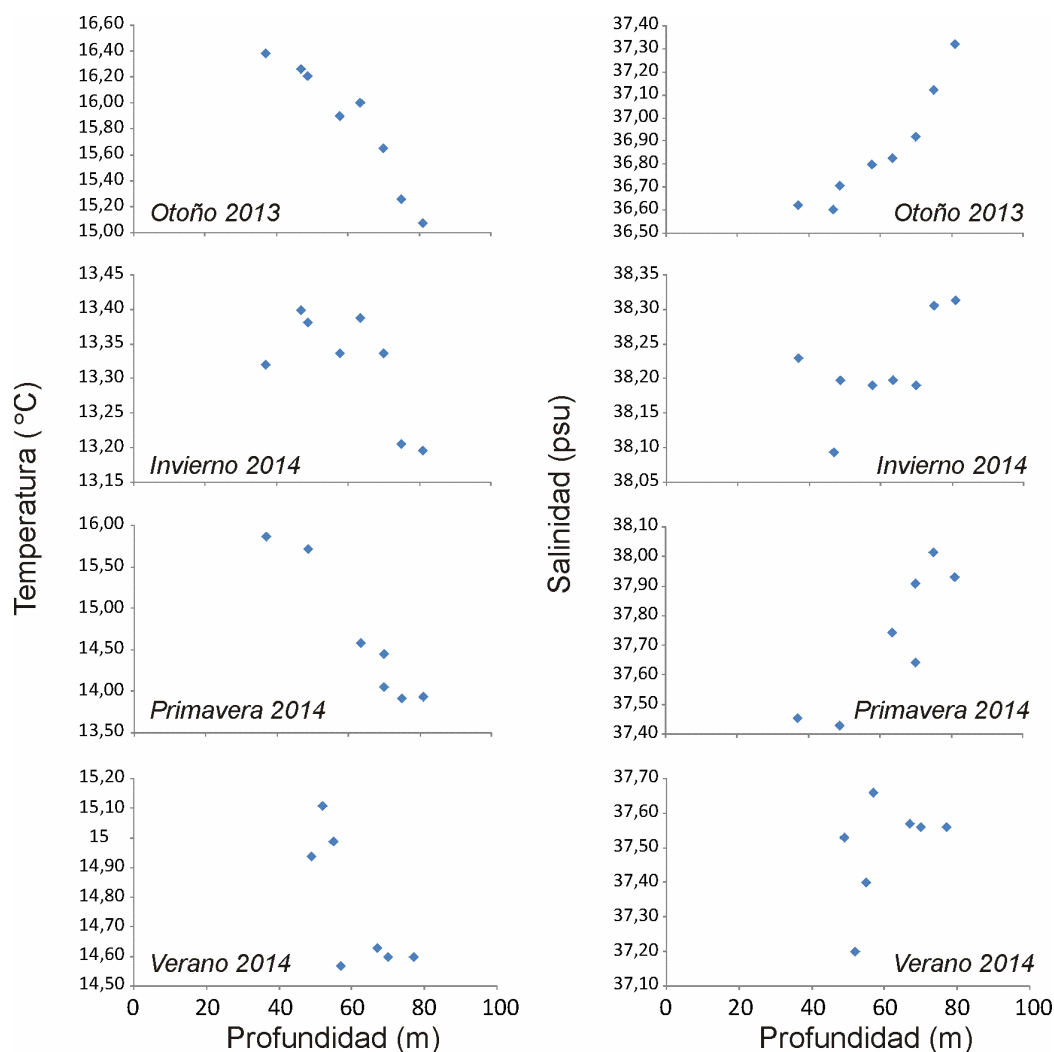


Figura 4.2. Temperatura (°C) y salinidad (psu) en relación a la profundidad de cada punto de muestreo dentro la bahía de Málaga y en las diferentes estaciones.

La salinidad fluctuó entre 36,6 psu (otoño del 2013) y 38,3 psu (invierno de 2014) (Tabla A.1, ANEXO A). En otoño, se registró un aumento progresivo y acusado con la profundidad, con un valor máximo de 37,32 psu (a 81 m prof.) y un mínimo 36,6 psu (a 46,9 m prof.) (0,72 psu entre mínimo y máximo) (Fig. 4.2). En invierno, se observó también un patrón creciente con la profundidad pero mucho menos acusado (diferencia de 0,22 psu), con un máximo de 38,31 psu (81 y 75 m prof.) y un mínimo de 38,09 psu (46,9 m prof.) (Fig. 4.2). En primavera, el patrón fue similar pero algo más acusado (diferencia de 0,58 psu) con valores entre 38,01 psu (75 m prof.) y 37,43 psu (48,75 m prof.). En verano, el patrón siguió siendo creciente con la profundidad, pero menos acusado (0,23 psu de diferencia), con un máximo de 37,66 psu (57 m prof.) y un mínimo de 37,2 psu (52 m prof.). La salinidad también mostró diferencias estacionales significativas, con mínimos en otoño (Prueba de Mediana: $\chi^2 = 18,57$, $p < 0,001$).

Los fondos predominantemente fangosos se distribuyen fundamentalmente frente al río Guadalhorce y la zona central de la bahía de Málaga, a profundidades entre los 10 y 90 metros (Fig. 4.3). Los porcentajes de fango en la bahía de Málaga fluctúan entre 5,08% (frente a Benalmádena Costa) y 50,91% (frente a la desembocadura del río Guadalhorce, a 80 m prof.). Los fondos de arena fina fangosa (AFF) ocupan la mayor extensión en la bahía de Málaga, generalmente en la zona oriental y occidental a profundidades entre los 20 y 100 m. Los porcentajes de arena fina fluctúan entre 30-45% (en la zona externa de la plataforma, frente a la bahía de Málaga) y 90% (frente a desembocadura del río de Guadalhorce, a 50 m prof.) (Tabla A.1, ANEXO A).

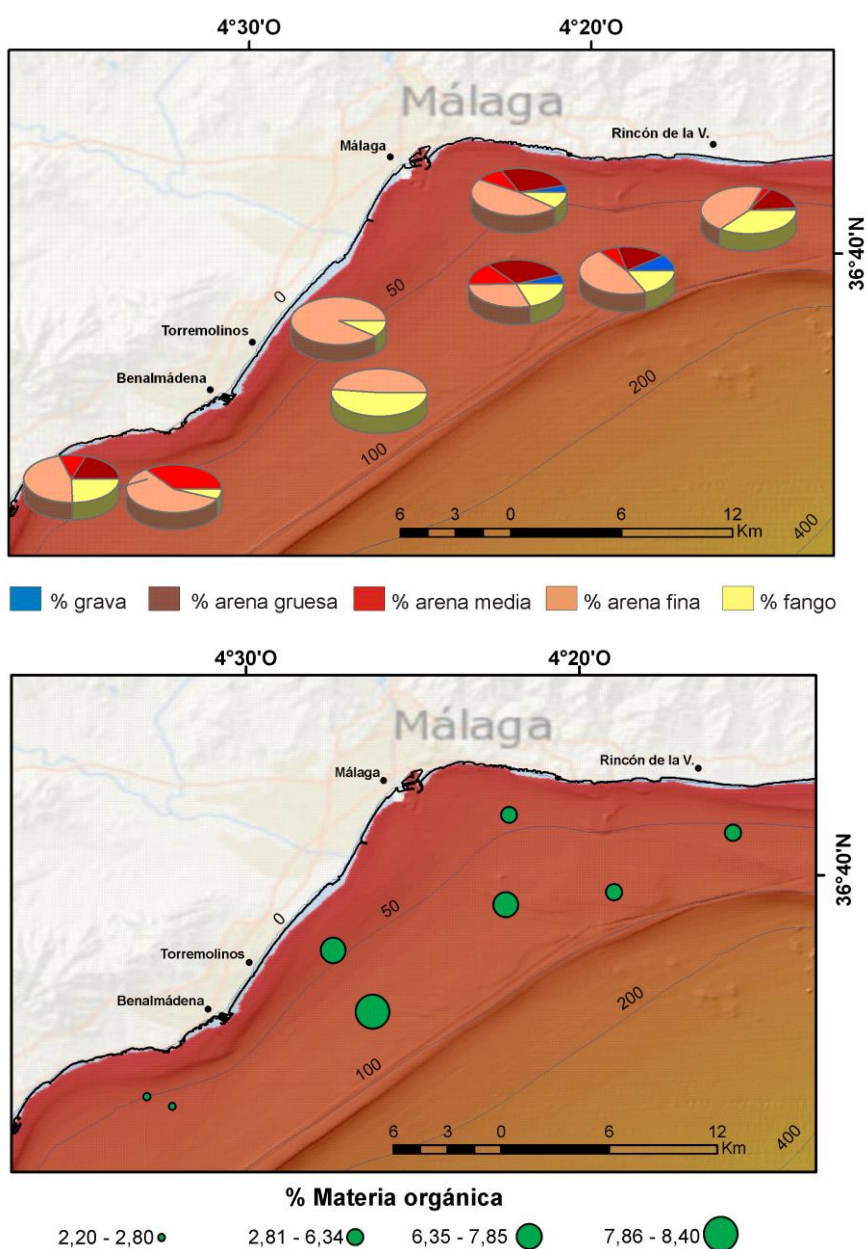


Figura 4.3. Porcentajes granulométricos (arriba) y de materia orgánica (abajo) del sedimento presente en zonas muestreadas con draga de arrastre (datos procedentes del proyecto TESELA y ESPACE) y arrastre de puertas.

En zonas más externas de la plataforma oriental de la Bahía, este tipo de sedimentos con arena fina fangosa suelen estar mezclados con sedimentos más gruesos (ej. arena media, arena gruesa y gravas) formando fondos de tipo mixto (MX). Los porcentajes de arena media fluctúan entre <1% (frente al río Guadalhorce) y 37% (frente a Benalmádena-Costa, a 70 m prof.), mientras que los de arenas gruesas y gravas son menores al 2% frente al río Guadalhorce y entre 30 y 40% (generalmente en la plataforma externa oriental de la Bahía, y a 50 m prof. frente a El Palo-Pedregalejo) (Fig. 4.3) (Tabla A.1, ANEXO A). El porcentaje en materia orgánica del sedimento es menor en el extremo occidental de la zona de estudio (Benalmádena costa, Fuengirola) con valores entre 2-3%, que en la zona oriental (Rincón de la Victoria) con valores entre 3-6% (Fig. 4.3). Los porcentajes más altos se registraron frente a la desembocadura del río Guadalhorce, con valores entre 7-8%, probablemente resultante de los aportes fluviales del mismo río (Tabla A.1, ANEXO A).

4.3.2 La actividad pesquera

La actividad pesquera de la bahía de Málaga se concentra principalmente frente a Málaga y Torre del Mar, y por lo general es ligeramente más dispersa frente Torremolinos, Benalmádena y Fuengirola (Fig. 4.4). Se desarrolla a partir de 50 m de profundidad y se concentra en las cotas próximas a esa profundidad. La actividad pesquera aumenta principalmente en primavera y verano, siendo esta última estación la que mayor actividad presenta (Fig. 4.4 y Fig. 4.5). Por otro lado, invierno y sobre todo otoño son las estaciones con menor actividad pesquera. Estas diferencias estacionales fueron significativas al comparar las medianas (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 9,87$, $p < 0,05$). La actividad pesquera por cada lance de AP muestra un patron similar al general anual, con máximos en el lance L1p de primavera y los lances de verano L1v, L2v y L4v (con 15 o más barcos) y minimos en los lances de otoño L5o y L7o (<5 embarcaciones) (Fig. 4.5).

Según el tipo de sedimento, la actividad pesquera parece ser mayor en las zonas con arenas finas fangosas (AFF), seguida de la observada en sedimentos mixtos (MX) y por último, en sedimentos de arenas medias y finas enfangadas (AMF), pero estas diferencias no fueron significativas en ningún caso (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 0,34$, $p > 0,05$; Prueba de la Mediana: $\chi^2 = 8,0$, $p > 0,05$) (Figura A.1, ANEXO A). En relación a la profundidad, la actividad pesquera media es muy similar entre zonas profundas (5,4 embarcaciones por lance) y someras (4 embarcaciones por lance) (Figura A.1, ANEXO A).

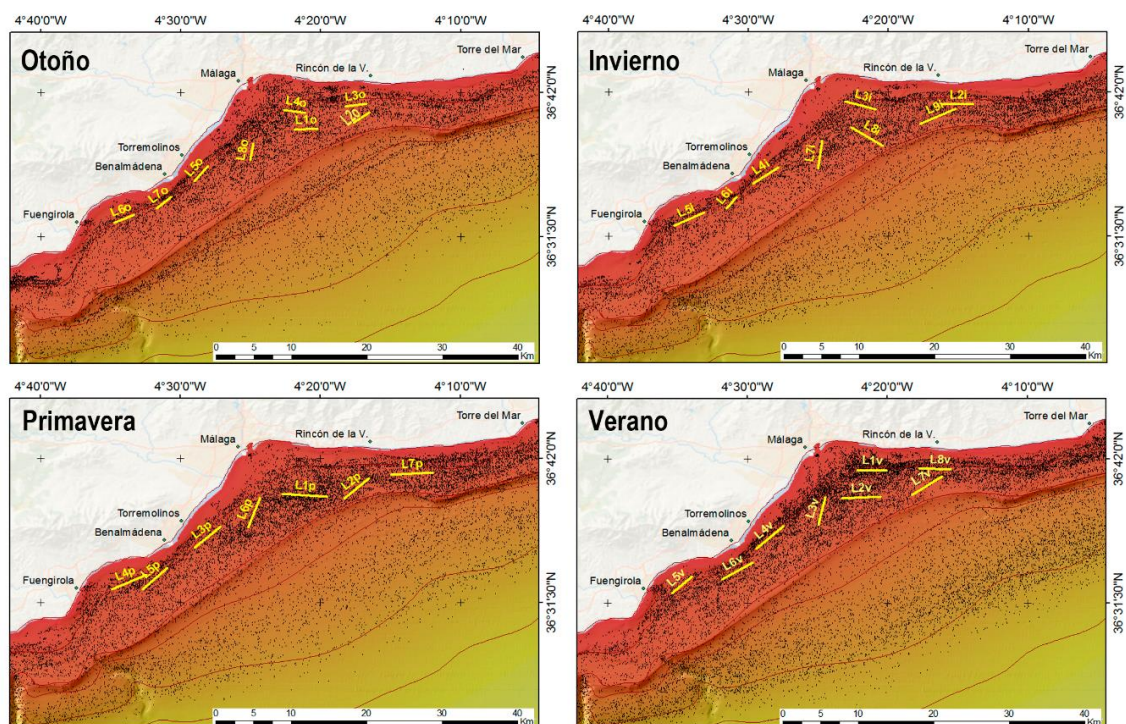


Figura 4.4. Mapas de los lances de arrastre con puertas (L, líneas) realizados en otoño, invierno, primavera y verano junto a posiciones de embarcaciones pesqueras con arte de arrastre con puertas mayores de 12 m de eslora que han faenado desde el 2010 al 2013 en cada estación del año (puntos).

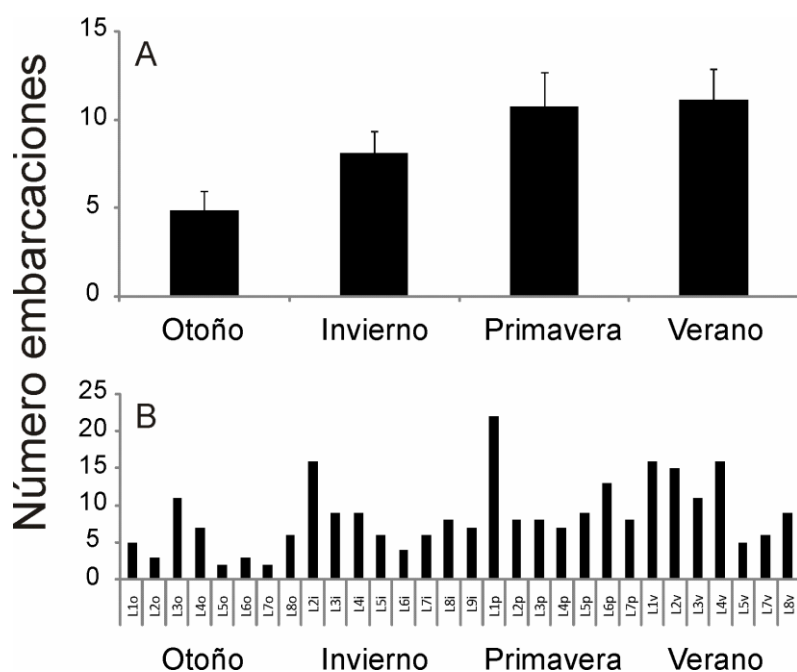


Figura 4.5. Número de embarcaciones pesqueras con arte de arrastre de puertas que han faenado en cada estación del año desde el 2010 al 2013 dentro de una zona de 20 m de anchura alrededor de los lances de AP realizados en este estudio (L). A: Número medio de embarcaciones pesqueras por lance realizado en diferentes estaciones (media + error estándar); B: Número de embarcaciones pesqueras que han faenado en cada lance realizado del presente estudio.

4.3.3 Fauna de la bahía de Málaga

Al tener en cuenta todas las muestras de DA y de AP, se obtuvo un listado faunístico compuesto por 287 taxones, pertenecientes a 11 filos diferentes con un total de 153058 individuos recolectados (Tabla A.2, ANEXO A; Figuras A.1-4, ANEXO A). Los moluscos dominan en número de taxones con 77 taxones (26,8% del número total de taxones del estudio), seguido de peces con 70 taxones (24,4%), crustáceos con 46 taxones (16%), anélidos con 35 taxones (12,2%), cnidarios con 25 taxones (8,7%), equinodermos con 18 taxones (6,3%), urocordados con 7 taxones (2,4%), nemertinos con 3 taxones (1,05%), platelmintos con 2 taxones (0,7%) y, por último, los poríferos, briozoos, taliáceos y sipuncúlidos con sólo un taxón por grupo (0,3% en todos los casos) (Fig. 4.6).

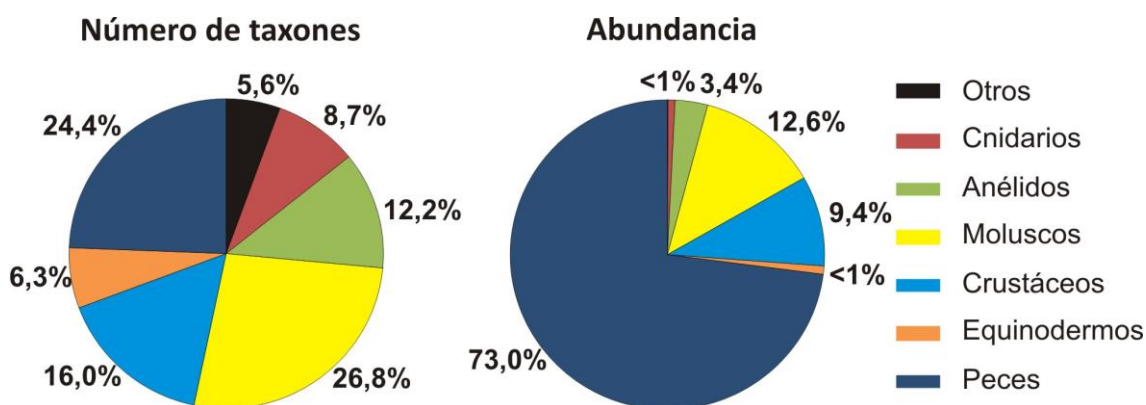


Figura 4.6. Porcentaje del número de taxones y abundancia de grupos sistemáticos teniendo en cuenta todos los muestreos realizados con la draga de arrastre y el arrastre con puertas

En relación a la abundancia, los peces dominaron con 73% del total de individuos recolectados, destacando *Capros aper* (52%), *Trachurus trachurus* (5,5%) y *Buglossidium luteum* (2,3%), seguido de los moluscos (12,6% del total), fundamentalmente *Alloteuthis* spp. (2,3% del total) y *Venux nux* (0,7%), los crustáceos (9,4%), dominando el decápodo *Plesionika heterocarpus* (5,3%) y los anélidos (3,4%), destacando *Spiochaetopterus cf. costarum* (3%) (Fig. 4.6). Estos mismos taxones presentaron también altos valores de frecuencia en las muestras. Con menos del 1% de la abundancia total, están representados los equinodermos, cnidarios, taliáceos, urocordados, nemertinos, briozoos, sipuncúlidos, platelmintos y poríferos.

En las muestras de DA, se recolectaron 139 taxones (43,9% del total combinando métodos muestrales) (Tabla A.1, ANEXO A; Figuras A.1-4, ANEXO A), repartidas en 9 grupos sistemáticos, de los que fueron dominantes tanto en taxones como en abundancia los moluscos (48 taxones y 42% de la abundancia total de DA), los crustáceos (34 taxones, 30% de la abundancia) y los anélidos (30 taxones, 25% de la abundancia) (Fig. 4.7). En relación a la abundancia total de DA,

S. cf. costarum es la especie dominante (884 individuos), seguido de crustáceos como *Philocheras bispinosus bispinosus* (865 ind.), anfípodos que no han podido ser identificados a nivel de especie (336 ind.), *Goneplax rhomboides* (166 ind.) y *Alpheus glaber* (76 ind.). Entre los moluscos, *Sorgenfreispira brachystoma*, *Alvania testae* y *Tellina compressa* fueron las más abundantes con 286, 222 y 184 individuos, respectivamente. Los anélidos *Nephtys* sp. (40 ind.), *Capitellidae* sp.1 (35 ind.) y *Arabella iricolor* (29 ind.) son los más abundantes, después de *S. cf. costarum*. Los cnidarios (7,3% del total recolectado en DA), los peces (5,8%), nemertinos (2,9%), equinodermos (2,2%), platelmintos (1,5%) y sipuncúlidos con <1% de dominancia son grupos que presentan valores bajos en muestras de DA (Fig. 4.7).

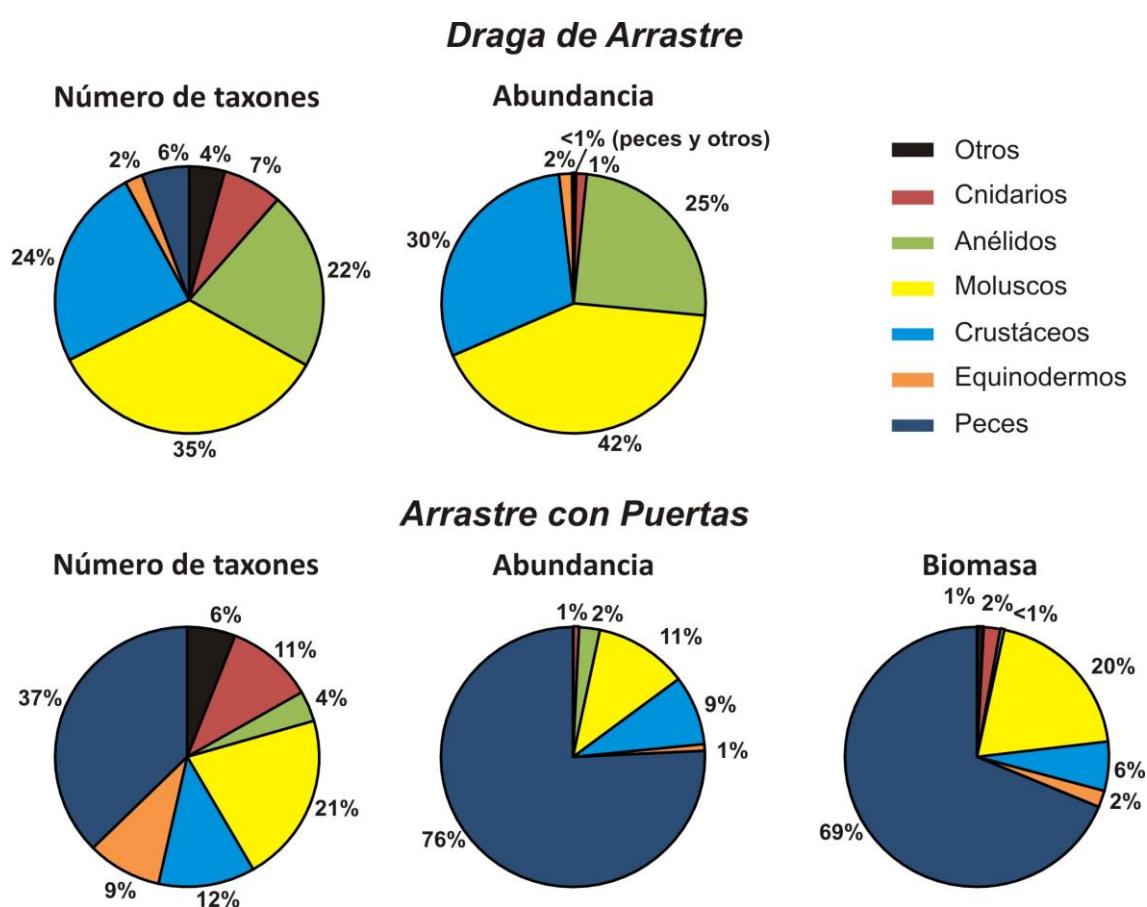


Figura 4.7. Porcentaje del número de taxones, abundancia y biomasa de individuos recolectados con la draga de arrastre (arriba) y el arrastre con puertas (abajo) en relación a grupos sistemáticos.

En las muestras de los lances de AP se detectaron 189 taxones (60,6% del total combinando métodos muestrales) de 9 grupos sistemáticos, dominando los peces en número de taxones, abundancia y biomasa (70 taxones, 76% de la abundancia y 69% de la biomasa de AP), seguido por los moluscos (40 taxones, 11% de la abundancia y 20% de la biomasa) y los crustáceos (23

taxones, 9% de la abundancia y 6% de la biomasa) (Fig. 4.7). En relación a la abundancia, *Capros aper* fue la especie dominante (79564 individuos), seguido por *Alloteuthis* spp. (14179 individuos), *T. trachurus* (8458 individuos), *Plesionika heterocarpus* (8109 individuos) y *S. cf. costarum* con 3708 individuos. Respecto a la biomasa, los peces como *Trachurus trachurus* (18,4% de la biomasa total en los lances de AP), *C. aper* (13,3%), *Boops boops* (3,3%), *B. luteum* (3,2%) y *Merluccius merluccius* (2,8%) fueron dominantes, seguido de moluscos, principalmente *Octopus vulgaris* (11%), *Alloteuthis* spp. (3,1%), y el bivalvo *V. nux* (2,4%), y crustáceos, como *Liocarcinus depurator* (4,1%). (Fig. 4.7; Figuras A.1-4, ANEXO A).

En las muestras de DA, se recolectaron exclusivamente 98 taxones pertenecientes a 6 grupos diferentes, siendo el mejor representado los moluscos (36 taxones, 36,7%), seguido de los anélidos (27,5%) y los crustáceos (22,4%), e incluyendo especies dominantes como *P. bispinosus bispinosus*, *S. brachystoma* y *A. testae*, entre otras, y otras con muy baja dominancia como el decápodo *Hippolyte leptometrae*. Platelminos y nemertinos son filos exclusivamente recolectados con este método de muestreo. Sin embargo, en los lances de AP los taxones exclusivos son 148, con buena representación de los peces (62 taxones, 41,9%), incluyendo especies dominantes como los jureles *T. trachurus* y *Trachurus mediterraneus* y el chanquete *Aphia minuta* junto al cefalópodo *Alloteuthis* spp. y el pagúrido *Dardanus arrosor*.

Del total recolectado, 41 taxones (14,3% del total muestreado) fueron capturadas con ambos métodos (AP y DA), pero algunos de ellos mostraron diferencias con respecto al número de individuos. En los lances de AP, todos los taxones de peces (17,1%) obtuvieron abundancias más altas que las observadas en muestras de DA; como es el caso de *C. aper* con 79564 individuos, *B. luteum* con 3575 individuos, y *Gobius niger* con 551 individuos recolectados en lances de AP, frente a 1 individuo de cada especie obtenido en muestras de DA. Para los moluscos, 26,8% de los taxones fueron capturados con ambos artes y entre las especies mayoritariamente recolectadas con la DA se encuentran *Abra nítida*, con 98 individuos frente a 41 capturados en lances de AP, *Tritia ovoidea* con 429 individuos en muestras de DA frente a 100 en lances de AP, *Nucula sulcata* con 56 individuos en muestras de DA frente a 23 en lances de AP, y el caso más extremo del gasterópodo *Turritella communis* con 257 individuos frente a 1 ejemplar recolectado en lances de AP. Entre los moluscos recolectados mayoritariamente en lances de AP, se encuentran los cefalópodos *O. vulgaris* con 194 individuos y *Sepia elegans* con 240 individuos frente a 1 y 2 individuos respectivamente recogidos por la DA. Los crustáceos muestran un porcentaje de taxones capturados con ambos artes similar al de los moluscos (26,8%), y son los decápodos *L. depurator* y *P. heterocarpus* las especies que mayoritariamente se capturaron en lances de AP, mientras que por el contrario,

Processa nouveli nouveli, *Processa canaliculata* y *Galathea intermedia* se capturaron fundamentalmente con la DA. Para los cnidarios, *Alcyonium palmatum* se recolectó fundamentalmente con los lances de AP, obteniendo 231 individuos frente a 6 recogidos por la DA. En el caso de los anélidos, la especie *Sternaspis scutata* fue generalmente más capturada por la DA (325 individuos) que por los lances de AP (34 individuos).

4.3.3.1 Caracterización de las comunidades resultantes de las muestras de la draga de arrastre

Usando los datos de abundancia de organismos y el índice de Bray-Curtis, se ha obtenido una clasificación Clúster y una ordenación (nMDS) de las muestras de DA que parece estar ligada a la profundidad y el tipo de sedimento (Fig. 4.8). Se han detectado la presencia de 3 agrupaciones principales de muestras que corresponden a:

- **Comunidad de arenas finas y sedimentos mixtos del circalitoral somero** (CS, 37-47 m prof.) compuesto por las muestras DA3 y DA4. Las especies que contribuyen a la similitud del grupo CS (Similitud media= 57,24%) fueron *Sternaspis scutata*, *Tritia ovoidea*, *Philocheras bispinosus*, *Goneplax rhomboides*, *Nephtys* sp., *Chamelea striatula*, *Abra nitida* y *Arabella iricolor* (Tabla A.3, ANEXO A).
- **Comunidad de sedimentos mixtos del circalitoral medio** (MXCM, 70-75 m prof.) compuesto de las muestras DA1 y DA8. Las especies que contribuyeron a la similitud del grupo MXCM (Similitud media= 46,72%) fueron *Sorgenfreispira brachystoma*, *Alvania testae*, *C. striatula*, *S. scutata*, *P. bispinosus bispinosus*, *Venus nux*, *Corbula gibba*, *Nucula nitidosa* y *Timoclea ovata* (Tabla A.3, ANEXO A).
- **Comunidad de sedimentos arenosos finos y medios generalmente enfangados del circalitoral medio** (AFCM, 49-81 m prof.) compuesto de las muestras DA2, DA5, DA6 y DA7 (Fig. 4.8). Las especies que contribuyeron a la similitud del grupo AFCM (Similitud media= 41,53%) fueron *Spiochaetopterus* cf. *costarum*, *P. bispinosus bispinosus*, *S. scutata*, *G. rhomboides*, *Turritella communis*, *T. ovoidea*, *Alpheus glaber*, *Abra nitida*, *S. brachystoma* y *C. striatula* (Tabla A.3, ANEXO A).

Estas mismas especies que contribuyen a la similitud de cada grupo resultaron ser dominantes dentro de cada uno de los tipos de comunidades (Tabla A.4, ANEXO A). Las diferencias entre CS y MXCM (Disimilitud media= 72,98%) se debieron a una mayor abundancia de *S. scutata*, *S. cf. costarum*, *T. ovoidea*, *A. nitida*, *G. rhomboides* y *A. iricolor* en

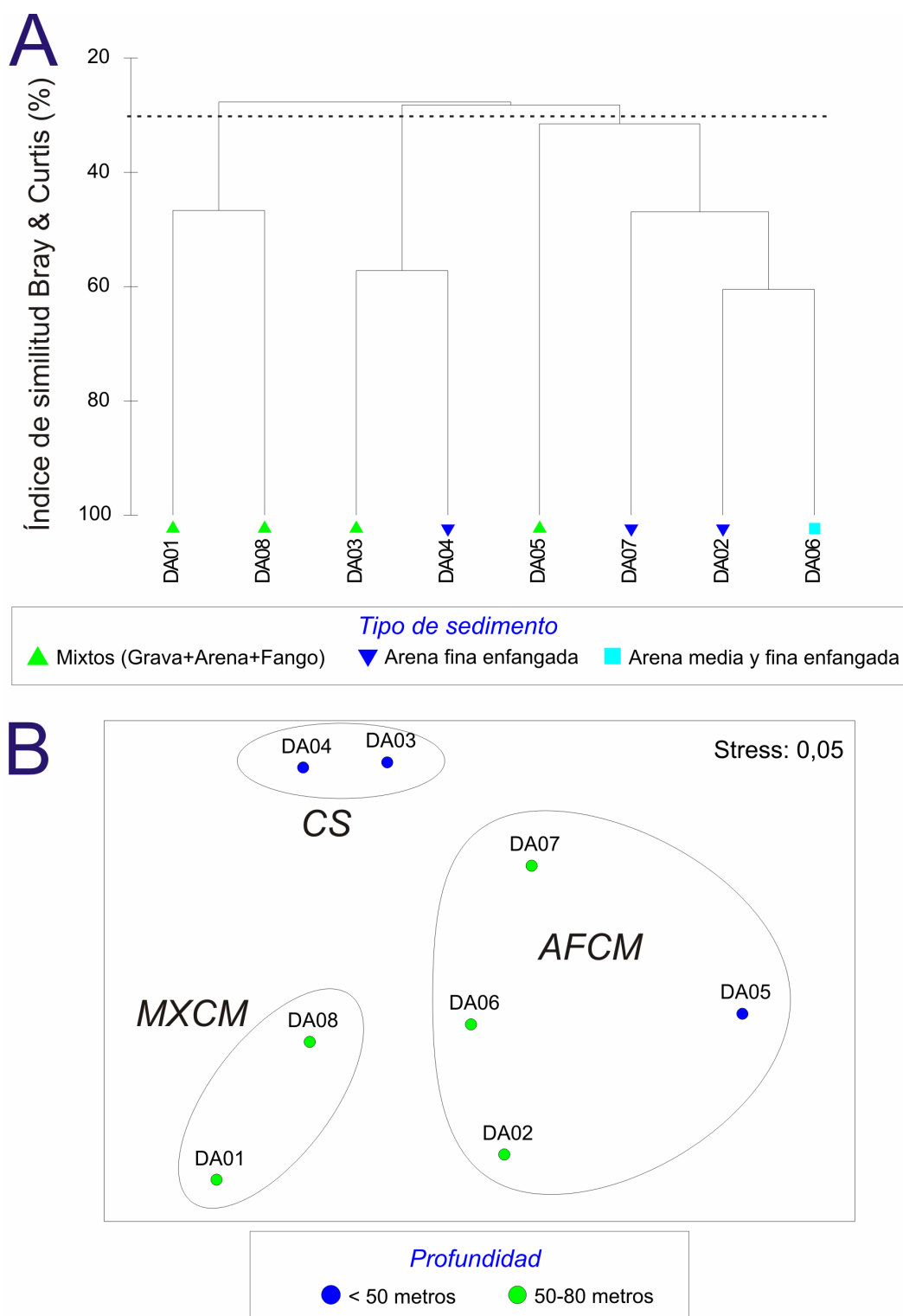


Figura 4.8. Clúster (A) y nMDS (B) usando datos de abundancia y el índice de similitud de Bray-Curtis a partir de las muestras de draga de arrastre en fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. Se muestran las agrupaciones de muestras (círculos representan muestras con similitud mayor a 30%) en relación al tipo de sedimento y profundidad. CS: Comunidad de arenas finas y sedimentos mixtos del circalitoral somero; MXCM: Comunidad de sedimentos mixtos del circalitoral medio; AFCM: Comunidad de sedimentos arenosos finos y medios generalmente enfangados del circalitoral medio.

CS, y de *A. testae*, *S. brachystoma*, *P. bispinosus bispinosus*, *Saccella commutata*, *V. nux* y *C. striatula* en MXCM (Tabla A.4, ANEXO A). Las diferencias entre CS y AFCM (Disimilitud media= 71,73%) se debieron a una mayor abundancia de *S. scutata*, *A. nitida* y *A. iricolor* en CS y de *S. cf. costarum*, *P. bispinosus bispinosus*, *T. ovoidea*, *T. communis* y *T. compressa* en AFCM. Las diferencias entre MXCM y AFCM (Disimilitud media= 71,86%) se debieron a una mayor abundancia de *A. testae*, *S. brachystoma*, *S. commutata*, *C. striatula*, *T. ovata* y *V. nux* en MXCM y de *S. cf. costarum*, *P. bispinosus bispinosus*, *T. ovoidea*, *T. communis*, *T. compressa* y *G. romboides*.

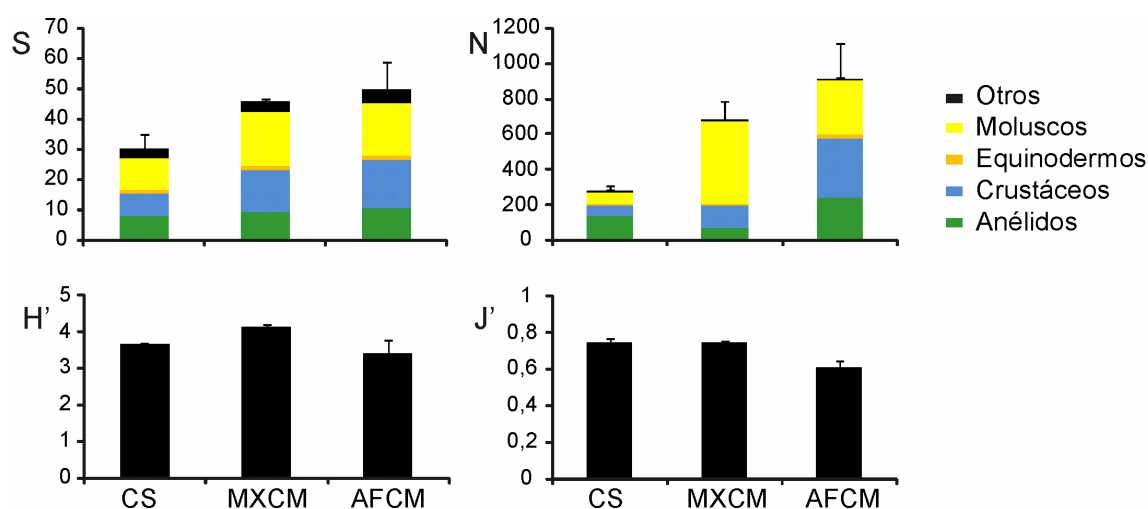


Figura 4.9. Riqueza específica (S, taxones 117 m⁻²), abundancia (N, individuos/colonias. 117 m⁻²), índice de diversidad de Shannon-Wiener (H', bits) y equirrepartición (J') en las diferentes comunidades bentónicas de muestras recolectadas con la draga de arrastre en fondos blandos circalitorales de la Bahía de Málaga. CS: Comunidad de arenas finas y sedimentos mixtos del circalitoral somero; MXCM: Comunidad de sedimentos mixtos del circalitoral medio; AFCM: Comunidad de sedimentos arenosos finos y medios generalmente enfangados del circalitoral medio. Media + error estándar.

El análisis de similitud (ANOSIM) detectó diferencias significativas entre las muestras en relación a la combinación de profundidad y tipo de sedimento ($R_{\text{ANOSIM}} = 0,513$; $p < 0,05$), pero no se detectaron diferencias significativas en relación a la zona dentro de la bahía de Málaga ($R_{\text{ANOSIM}} = 0,125$; $p > 0,05$).

La riqueza específica (S) mostró máximos en AFCM con un valor medio de 50 taxones seguido de MXCM (46 taxones) y de CS (30 taxones), pero dichas diferencias entre estas comunidades bentónicas basadas en grupos de Clúster no fueron significativas (ANOVA, $F = 1,28$, $p > 0,05$) (Fig. 4.9). El número total de taxones siguió este mismo patrón con 111 taxones en AFCM, 72 taxones en MXCM y 41 taxones en CS. La abundancia (N) muestra un patrón

similar a la riqueza específica, con máximos en AFCM (920 individuos), seguido de MXCM (687 ind.) y CS (287 ind.) (Fig. 4.9) y sin diferencias significativas entre comunidades (ANOVA, $F=2,78$, $p > 0,05$). Para la equirrepartición (J'), los valores medios más bajos se detectaron para la comunidad AFCM (0,61), seguido de CS y MXCM (ambos con 0,75), y mostrando diferencias significativas entre ellos (Prueba de la Mediana, $\chi^2=8,0$, $p < 0,05$) (Fig. 4.9). Los valores del índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') fueron altos para el grupo MXCM y bajos para AFCM, pero no presentan diferencias muy marcadas ni significativas entre ellos (Prueba de la Mediana, $\chi^2=4,0$, $p > 0,05$) (Fig. 4.9).

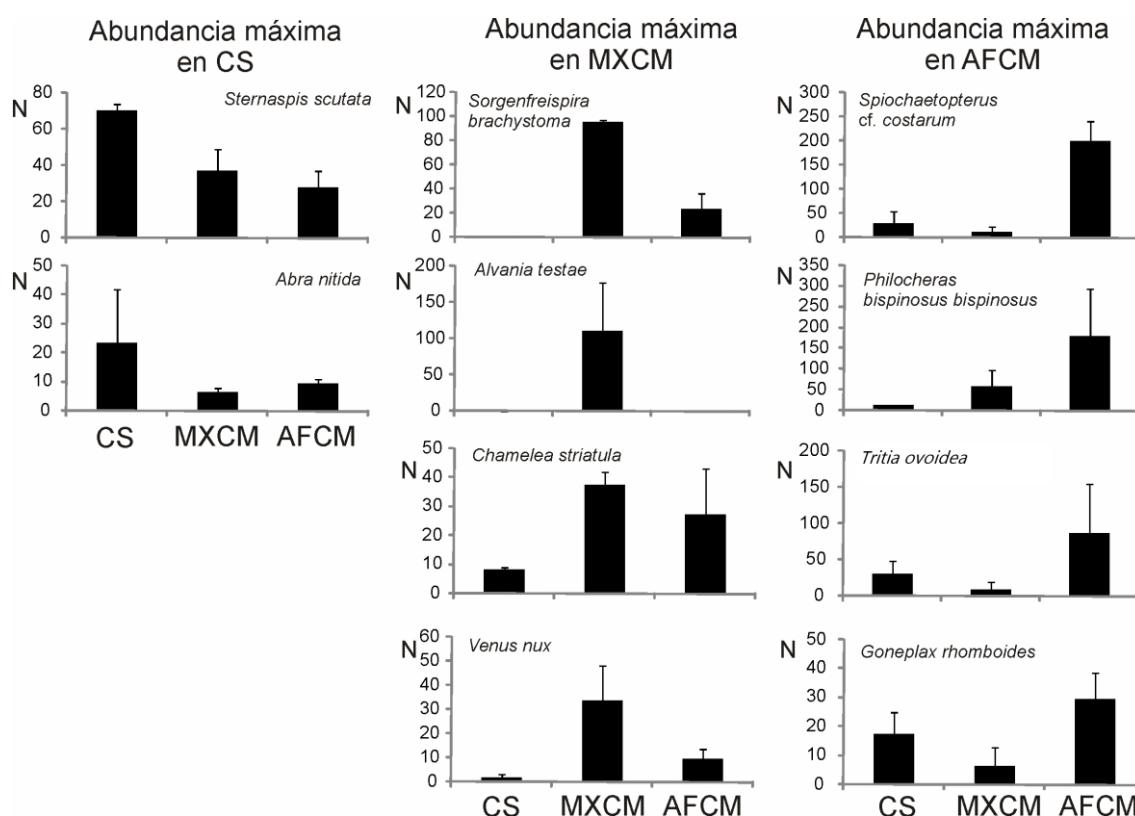


Figura 4.10. Abundancia (N, individuos/colonias. 117 m^{-2}) de especies dominantes en las diferentes comunidades bentónicas observadas a partir de las agrupaciones de muestras encontradas en el análisis de similitud de las muestras. CS: Comunidad de arenas finas y sedimentos mixtos del circalitoral somero; MXCM: Comunidad de sedimentos mixtos del circalitoral medio; AFCM: Comunidad de sedimentos arenosos finos y medios generalmente enfangados del circalitoral medio. Media + error estándar.

En relación a la abundancia de especies dominantes en cada comunidad, el poliqueto *Sternaspis scutata* muestra máximos en CS, disminuyendo progresivamente en MXCM y AFCM (Fig. 4.10). El bivalvo *Abra nitida* presenta también alta abundancia en CS, pero con valores considerablemente más bajos en AFCM y MXCM (Fig. 4.10). En la comunidad MXCM, *Sorgenfreispira brachystoma* muestra una alta abundancia, disminuyendo su valor en AFCM y estando ausente en CS. El gasterópodo *Alvania testae* está presente solo en MXCM y, por otro

lado, *C. striatula* y *V. nux* muestra máximos en MXCM, disminuyendo su abundancia en AFCM y CS. En relación al grupo AFCM, el anélido *S. cf. costarum* es la especie más abundante, mostrando en CS y MXCM abundancias mucho menores, seguida de *P. bispinosus bispinosus* que disminuye su presencia en MXCM y CS progresivamente, y *T. ovoidea* y *G. romboides* que siguen el mismo patrón de disminución que *S. cf. costarum* en las comunidades CS y MXCM (Fig. 4.10). De todas las especies mencionadas anteriormente, solo *P. bispinosus bispinosus* mostró diferencias significativas de su abundancia entre los diferentes tipos de comunidades (Prueba de la Mediana, $\chi^2=8,0$, $p < 0,05$) (Fig. 4.10).

4.3.3.2 Caracterización de las comunidades resultantes de las muestras de los lances de arrastre con puertas

Usando los datos de abundancia y el índice de similitud de Bray-Curtis, se ha obtenido un nMDS de las muestras de los lances de AP que parece estar ligada a la estación del año y a la profundidad, pero con la ausencia de agrupaciones claras en el Clúster (Fig. 4.11). Usando los datos de biomasa el patrón es similar al de la abundancia, con la ausencia de agrupaciones claras en el Clúster y cierta ordenación de las muestras en el nMDS en relación a la estación y época del año (Figura A.5, ANEXO A).

El análisis de similitud (ANOSIM) para los datos de abundancia detectó diferencias significativas en relación a las estaciones ($R_{\text{ANOSIM}}=0,231$; $p < 0,005$), y las combinaciones de estación y profundidad ($R_{\text{ANOSIM PROFUNDIDAD}}=0,205$; $p < 0,005$; $R_{\text{ANOSIM ESTACIÓN}}=0,034$; $p > 0,05$) y estación y tipo de sedimento ($R_{\text{ANOSIM SEDIMENTO}}=0,314$; $p < 0,005$; $R_{\text{ANOSIM ESTACIÓN}}=0,227$; $p > 0,005$), pero no se detectaron diferencias significativas en relación a la zona dentro de la bahía ($R_{\text{ANOSIM}}=0,037$; $p < 0,005$) o la actividad pesquera ($R_{\text{ANOSIM}}=0,06$; $p < 0,005$). Para la biomasa, se detectaron diferencias significativas en relación al tipo de sedimento ($R_{\text{ANOSIM}}=0,234$; $p < 0,05$), la época del año ($R_{\text{ANOSIM}}=0,122$; $p < 0,05$), la estación del año ($R_{\text{ANOSIM}}=0,093$; $p < 0,05$), y para la combinación de tipo de sedimento y estación ($R_{\text{ANOSIM SEDIMENTO}}=0,228$; $p < 0,05$; $R_{\text{ANOSIM ESTACIÓN}}=0,12$; $p > 0,05$), pero no se detectaron diferencias significativas en relación a zonas de la bahía ($R_{\text{ANOSIM}}=0,051$; $p > 0,05$) o la actividad pesquera ($R_{\text{ANOSIM}}=0,069$; $p > 0,05$).

El análisis SIMPER usando datos de abundancia mostró que las especies que contribuyen a la similitud en otoño (Similitud media= 22,97%) fueron principalmente *Capros aper*, *Alloteuthis* spp., *Liocarcinus depurator*, *Trachurus trachurus*, *Merluccius merluccius*, *Trachurus mediterraneus*, *Lesueurigobius sanzi*, *Callionymus maculatus* y *Serranus hepatus* (Tabla 3, ANEXO 5). En invierno (Similitud media= 26,80%), las especies contribuyentes fueron *C. aper*,

Alloteuthis spp., *T. trachurus*, *Plesionika heterocarpus*, *Spiochaetopterus* cf. *costarum*, *L. depurator*, *T. mediterraneus*, *M. merluccius*, *L. sanzi* y *S. hepatus*. En primavera (Similitud media= 22,93%) fueron *T. trachurus*, *C. aper*, *Aphia minuta*, *L. depurator*, *Symphurus nigrescens*, *Alloteuthis* spp., *Boops boops*, *L. sanzi*, *S. hepatus*, *Arnoglossus laterna*, *Cepola macrophthalma*, *Alcyonium palmatum*, *S. cf. costarum*, *Veretillum cynomorium*, *Dardanus arrosor*, *Gobius niger*, *Illex coindetii*, *Callionymus risso*, entre otras. Finalmente, las especies contribuyentes del grupo de verano (Similitud media= 19,41%) fueron *Alloteuthis* spp., *T. trachurus*, *L. depurator*, *M. merluccius*, *A. minuta*, *P. heterocarpus*, *L. sanzi*, *S. hepatus*, *V. cynomorium*, *C. aper*, *D. arrosor*, *S. nigrescens*, *C. macrophthalma*, *Engraulis encrasicolus*, *G. niger* y *Octopus vulgaris*. Estas mismas especies que contribuyen a la similitud de cada grupo en el resultado del SIMPER, resultaron ser dominantes dentro de cada estación del año (Tabla A.5, ANEXO A).

Las diferencias entre otoño e invierno (Disimilitud media= 74,91%) se debieron a una mayor abundancia de *C. aper*, *P. heterocarpus*, *Alloteuthis* spp., *L. depurator*, *Mullus barbatus* y *M. merluccius* en otoño y de *T. trachurus*, *S. cf. costarum*, *T. mediterraneus* y *L. sanzi* en invierno (Tabla A.6, ANEXO A). Las diferencias entre invierno y primavera (Disimilitud media= 81,77%) se debieron a una mayor abundancia de *C. aper*, *T. trachurus*, *Alloteuthis* spp., *S. cf. costarum*, *P. heterocarpus* y *T. mediterraneus* en invierno y de *B. luteum*, *A. minuta*, *L. sanzi*, *E. encrasicolus*, *C. risso* y *A. laterna* en primavera. Las diferencias entre primavera y verano (Disimilitud media= 83,72%) se debieron a una mayor abundancia de *B. luteum*, *T. trachurus*, *E. encrasicolus*, *L. sanzi*, *C. aper* y de *C. risso* en primavera y *Alloteuthis* spp., *A. minuta*, *P. heterocarpus*, *L. vulgaris*, *V. nux* y *M. merluccius* en verano. Las diferencias entre verano y otoño (Disimilitud media= 83,95%) se debieron a una mayor abundancia de *C. aper*, *P. heterocarpus*, *T. trachurus*, *L. depurator*, *M. barbatus* y *M. merluccius* en otoño y de *Alloteuthis* spp., *A. minuta*, *Loligo vulgaris*, *Venus nux* y *Alpheus glaber* en verano.

El análisis SIMPER para los datos de biomasa mostró que las especies que contribuyen a la similitud de la estación de otoño (Similitud media= 24,98%) fueron similares a las observadas para la abundancia, incluyendo *C. aper*, *L. depurator*, *O. vulgaris*, *T. trachurus*, *Alloteuthis* spp., entre otras (Tabla A.7, ANEXO A). Las especies que contribuyeron en invierno (Similitud media= 32,04%) fueron fundamentalmente *O. vulgaris*, *T. trachurus*, *L. depurator*, *M. merluccius*, *C. aper* y *Alloteuthis* spp. Las especies con alta contribución para primavera (Similitud media= 27,08%) fueron *T. trachurus*, *B. boops*, *O. vulgaris*, *L. depurator*, *S. nigrescens* y *C. macrophthalma*, entre otras. Finalmente, las especies que contribuyeron a la similitud en verano (Similitud media= 28,48%) fueron *O. vulgaris*, *T. trachurus*, *Alloteuthis* spp., *M. merluccius*, *L. depurator*, *B. boops*, *E. moschata*, *C. macrophthalma* y *V. nux*, entre otras.

Las diferencias entre otoño e invierno (Disimilitud media= 72,12%) se debieron a una mayor biomasa de *C. aper*, *L. depurator*, *M. barbatus*, *T. draco*, *T. mediterraneus* y *Alloteuthis* spp. en otoño y de *T. trachurus*, *O. vulgaris*, *V. nux*, *S. cabrilla*, *S. sphyraena* y *Sepia officinalis* en

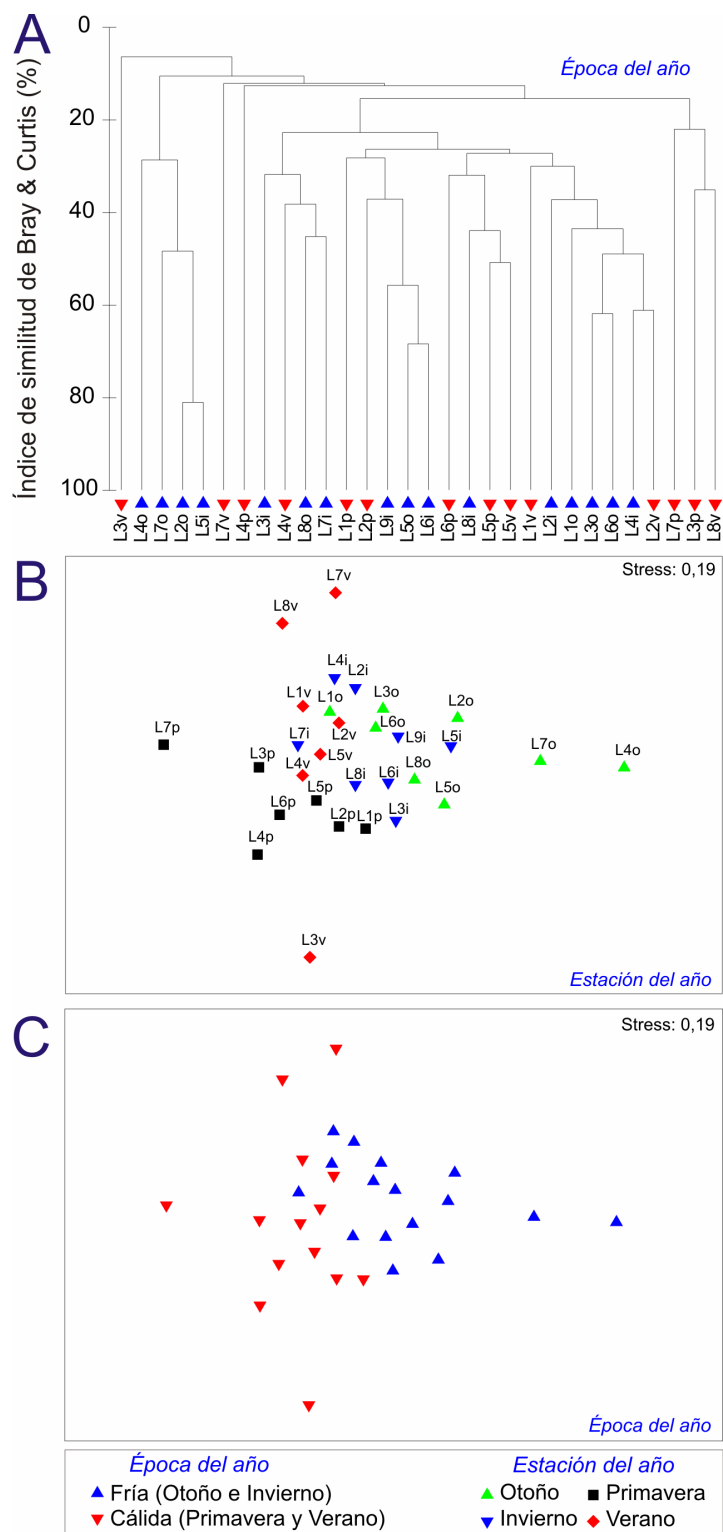


Figura 4.11. Clúster (A) y nMDS en relación a estaciones del año (B) y épocas del año (C) usando datos cuantitativos (abundancia) y el índice de similitud de Bray-Curtis a partir de las muestras recolectadas con los lances de arrastre con puertas en fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. L: Lance; o: otoño; i: invierno; p: primavera; v: verano.

invierno (Tabla A.8, ANEXO A). Las diferencias entre invierno y primavera (Disimilitud media= 73,79%) se debieron a una mayor biomasa de *T. trachurus*, *O. vulgaris*, *C. aper*, *L. sanzi*, *V.nux* y *M. merluccius* en invierno y de *B. luteum*, *B. boops*, *S. cabrilla*, *S. salpa*, *C. macropthalma* y *E. engrasicolus* en primavera. Las diferencias entre primavera y verano (Disimilitud media= 72,47%) se debieron a una mayor biomasa de *T. trachurus*, *B. boops*, *B. luteum*, *S. salpa*, *E. encrasicolus* y *L. depurator* en primavera y *O. vulgaris*, *Alloteuthis* spp., *V.nux*, *M. merluccius*, *P. acarne* y *A. minuta* en verano. Las diferencias entre verano y otoño (Disimilitud media= 76,24%) se debieron a una mayor biomasa de *O. vulgaris*, *Alloteuthis* spp, *V.nux*, *L. vulgaris*, *C. macropthalma* y *E. moschata* en verano y de *C. aper*, *T. trachurus*, *L. depurator*, *M. barbatus*, *T. draco* y *T. mediterraneus* en otoño.

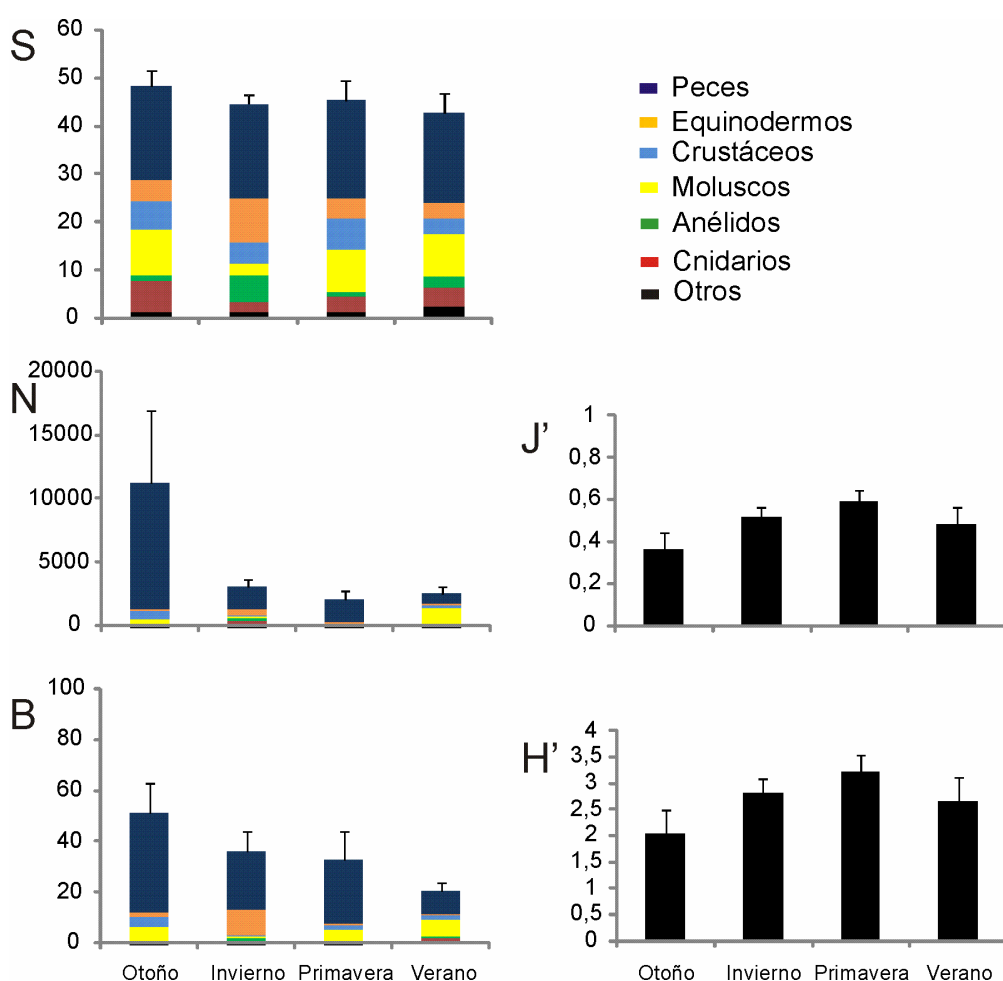


Figura 4.12. Riqueza específica (S, taxones 50.000m⁻²), abundancia (N, individuos/colonias. 50.000m⁻²), biomasa (Kg. 50.000m⁻²), índice de diversidad de Shannon-Wiener (H', bits) y equirrepartición (J') de muestras recolectadas con los lances de arrastre con puertas en fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. Media + error estándar.

La riqueza específica (S) presentó máximos en otoño (48 taxones), seguido de primavera (45 taxones), invierno (44 taxones) y verano (42 taxones) pero no mostrando diferencias significativas entre estaciones (ANOVA, $F = 0,46$, $p > 0,05$) (Fig. 4.12). El número acumulado de taxones por estación fue de 123 taxones en invierno, 122 taxones en otoño, y 112 taxones tanto en primavera como en verano. La abundancia (N) presentó máximos en otoño (11304 individuos), seguido de invierno (3039 ind.), verano (2529 ind.) y primavera (2082 ind.), pero sin mostrar diferencias significativas (Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 2,79$, $p > 0,05$) (Fig. 4.12). Los máximos de biomasa se dan en otoño (51,3 Kg), seguido de invierno (36,3 Kg), primavera (32,6 Kg) y verano (20,2 Kg) y tampoco muestran diferencias significativas (Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 6,21$, $p > 0,05$) (Fig. 4.12). La equirrepartición (J') fue alta en primavera (0,59), seguido de invierno (0,52), verano (0,49) y otoño (0,37), pero sin mostrar diferencias significativas (Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 2,79$, $p > 0,05$) (Fig. 4.12). El índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') muestra el mismo patrón que la equirrepartición, con máximos en primavera (3,23 bits), seguido de invierno (2,83 bits), verano (2,66 bits) y otoño (2,05 bits), pero estas diferencias tampoco fueron significativas (Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 3,05$, $p > 0,05$) (Fig. 4.12).

La evolución estacional de los índices ecológicos en relación a los tipos de sedimento muestra una mayor estabilidad para la comunidad de fondos de arena fina fangosa (AFF), que para los de arenas medias y finas fangosas (AMF) o las de sedimentos mixtos (gravas, arenas y fangos) (MX) (Fig. 4.13). Los patrones estacionales para estas dos últimas comunidades son en la mayoría de los casos similares a los globales, con máximos de la abundancia y biomasa en otoño, y de la equirrepartición y la diversidad en primavera o verano (Figs. 4.12 y 4.13).

En otoño, dominaron en abundancia los peces, fundamentalmente *C. aper* (79,1%), *T. trachurus* (2,7%) y *M. merluccius*, *M. barbatus barbatus*, *Callionymus maculatus* y *Pomatoschistus minutus* (<1%), seguido de crustáceos decápodos (13,3%) como *P. heterocarpus* (4,3%) y *L. depurator* (1,7%) y cefalópodos (6,6%), destacando *Alloteuthis* spp. (4%) (Tabla A.9, ANEXO A). Con respecto al verano, las especies dominantes variaron con incrementos para *C. aper* (0,82% en verano) y descensos para *T. trachurus* (4,6% en verano), *L. depurator* (3,4%), *Alloteuthis* spp. (45%), *P. heterocarpus* (10,9%), y *Aphia minuta* (10%). En invierno, volvieron a dominar los peces, con un descenso de *C. aper* (28,6% en invierno) y un aumento de *T. trachurus* (13,2% en invierno), *T. mediterraneus* (3,2%), *P. heterocarpus* (8,8%), *L. depurator* (2,5%), *Alloteuthis* spp. (9,7%) y *V. nux* (1,3%). En primavera, continuaron dominando los peces, incluyendo a *Buglossidium luteum* (24,4%), *T. trachurus* (13,6%), *A. minuta* (7,2%), *Engraulis encrasicolus* (6,5%), y *Lesueurigobius sanzi* (5,9%) (Tabla A.9, ANEXO A).

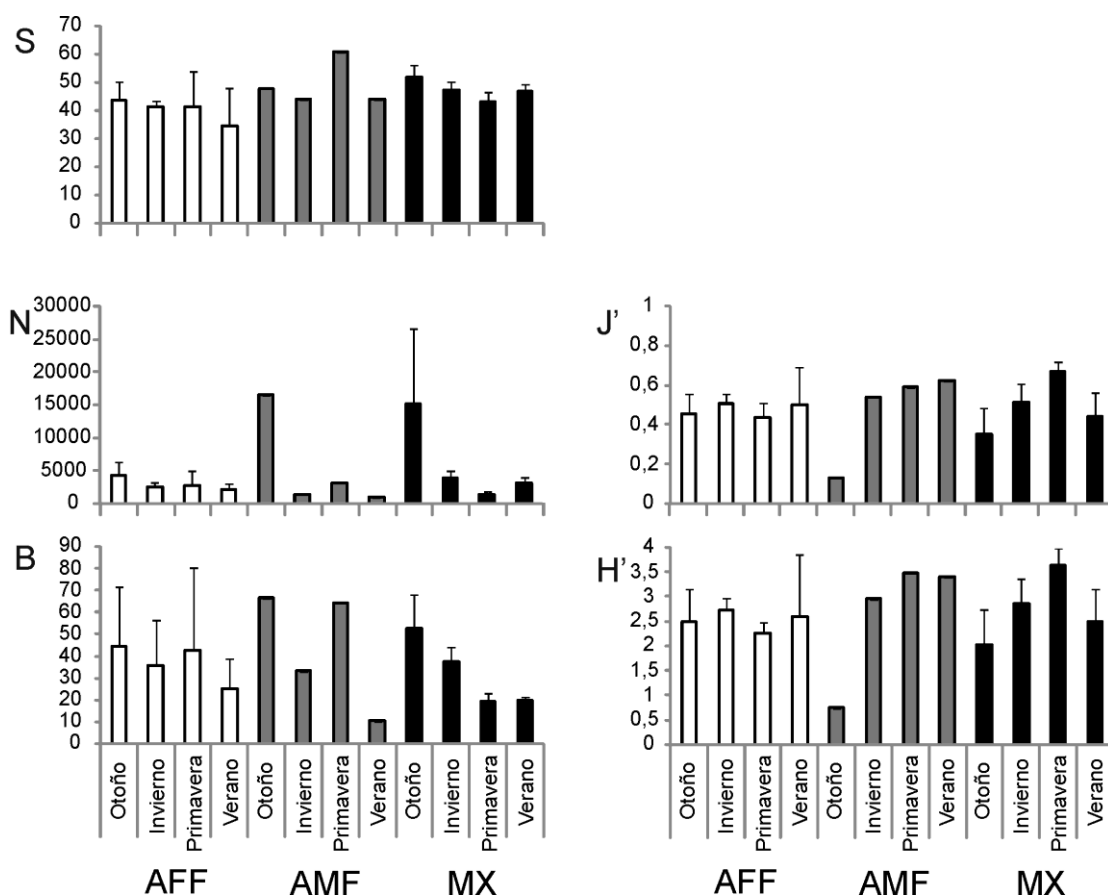


Figura 4.13. Riqueza específica (S, taxones 50.000m⁻²), abundancia (N, individuos/colonias. 50.000m⁻²), biomasa (Kg. 50.000m⁻²), equirrepartición (J') e índice de diversidad de Shannon-Wiener (H', bits) de las muestras recolectadas con lances de arrastre con puertas en los diferentes tipos de sedimento de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. AFF: Arena fina fangosa; AMF: Arena media y fina fangosa; MX: Sedimentos mixtos (Grava + arena + fango). Media + error estándar.

Con respecto al invierno, se produjo un reemplazo de especies dominantes, pero otras mostraron dominancias similares (*T. trachurus*, *L. depurator*) o la disminuyeron considerablemente, como *Alloteuthis* spp. (1,3% en primavera), *V. nux* (<1%) y *P. heterocarpus* (<1%). En verano dominó *Alloteuthis* spp. (45%), seguido de *P. heterocarpus* (10,9%), *A. minuta* (10%), el cual aumentó su dominancia con respecto a primavera, y *T. trachurus* (4,6%) la disminuyó. En relación a la primavera, *M. merluccius* (3,2%), y el cefalópodo *Loligo vulgaris* (3,3%) incrementan su dominancia, pero *L. depurator* la mantuvo (2,2%). En relación a la biomasa se detectó un patrón estacional muy similar, pero en algunos casos concretos involucrando a otros taxones (ej. *Octopus vulgaris*) (Tabla A.10, ANEXO A).

Las especies *C. aper*, *L. depurator*, *P. heterocarpus*, *T. mediterraneus*, *T. trachurus* y *M. merluccius* generalmente presentaron una mayor abundancia y/o biomasa en otoño e/o invierno (Fig. 4.14). Estas diferencias fueron significativas para *C. aper* (Abundancia: Prueba de

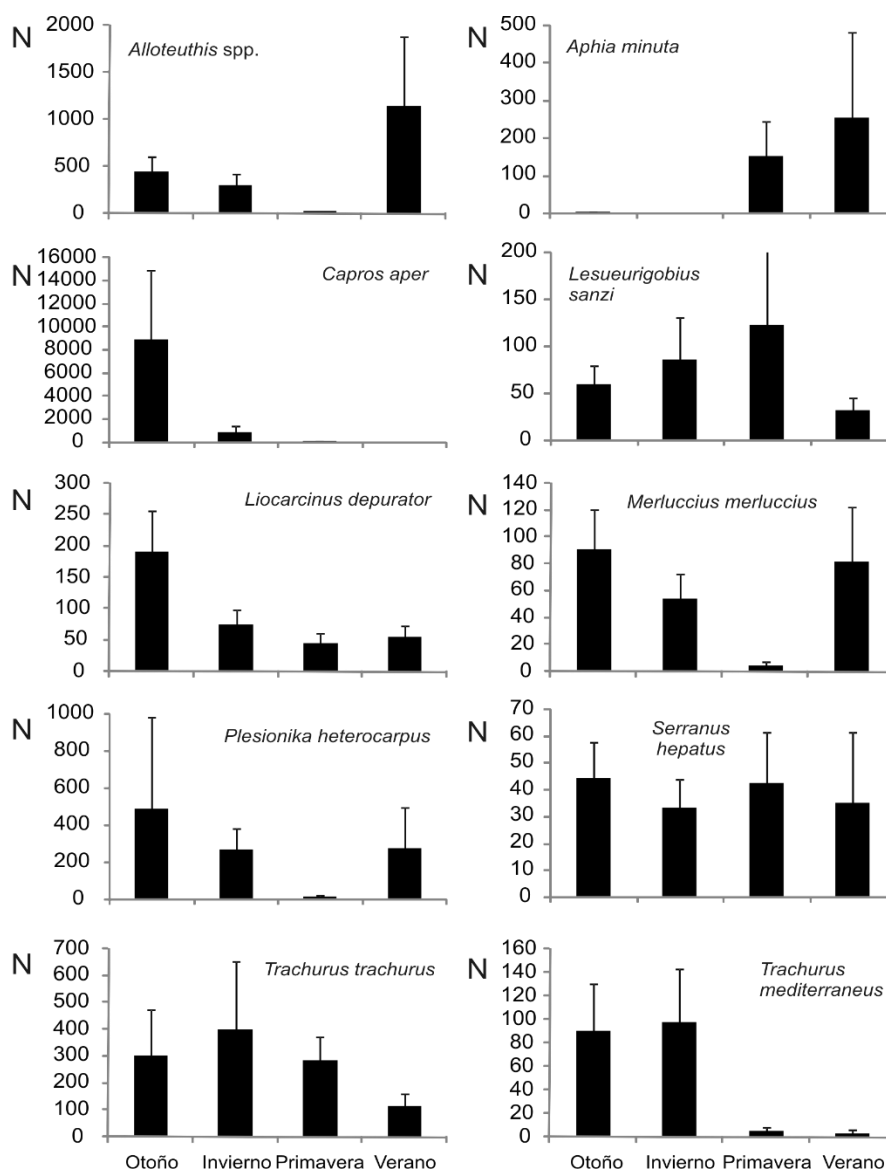


Figura 4.14. Abundancia (N, individuos. 50.000 m⁻²) de algunas especies dominantes en las diferentes comunidades detectadas a partir de las muestras recolectadas con los lances de arrastre con puertas en fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. Media + error estándar.

la Mediana, $\chi^2 = 12,14$, $p < 0,01$; Biomasa: Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 9,86$, $p < 0,05$), *M. merluccius* (Abundancia: Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 9,29$, $p < 0,05$) y *T. mediterraneus* (Abundancia: Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 9,86$, $p < 0,05$; Biomasa: Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 9,86$, $p < 0,05$). Sin embargo, las especies *Alloteuthis* spp., *A. minuta* y *L. sanzi* mostraron mayores valores de abundancia y/o biomasa en primavera y/o verano, siendo estas diferencias significativas para *Alloteuthis* spp. (Abundancia: Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 9,29$, $p < 0,05$) y *A. minuta* (Abundancia: Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 14,58$, $p < 0,005$; Biomasa: Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 11,27$, $p < 0,05$) (Fig. 4.14; Figura A.6, ANEXO A). Algunos taxones mostraron valores similares de abundancia y biomasa en las diferentes estaciones del año, como fue el

caso de *Serranus hepatus*, no mostrando diferencias significativas estacionales (Abundancia: Prueba de la Mediana, $\chi^2 = 1,92$, $p > 0,05$) (Fig. 4.14).

4.3.3.3 Relación de las variables ambientales y la actividad pesquera con las comunidades faunísticas

El Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) usando los datos de abundancia de los taxones recolectados con la DA y los datos de las variables ambientales y actividad pesquera mostró una ordenación de las muestras en relación a las diferentes comunidades resultantes del nMDS y Clúster (Fig. 4.15 y Tabla 4.1). Las variables que mostraron mayor correlación con el eje I fueron el porcentaje de grava (%Gr) (0,85), la profundidad (Prof.) (0,56) y el porcentaje en materia orgánica (%MO) (0,52), y las que mostraron mayor correlación con el eje II fueron la actividad pesquera (ActPesca) (0,61), el porcentaje de fango (%F) (-0,40) y el porcentaje de arena fina (%Af) (0,33). El eje I y II acumularon el 45,9% tanto de la varianza de los taxones

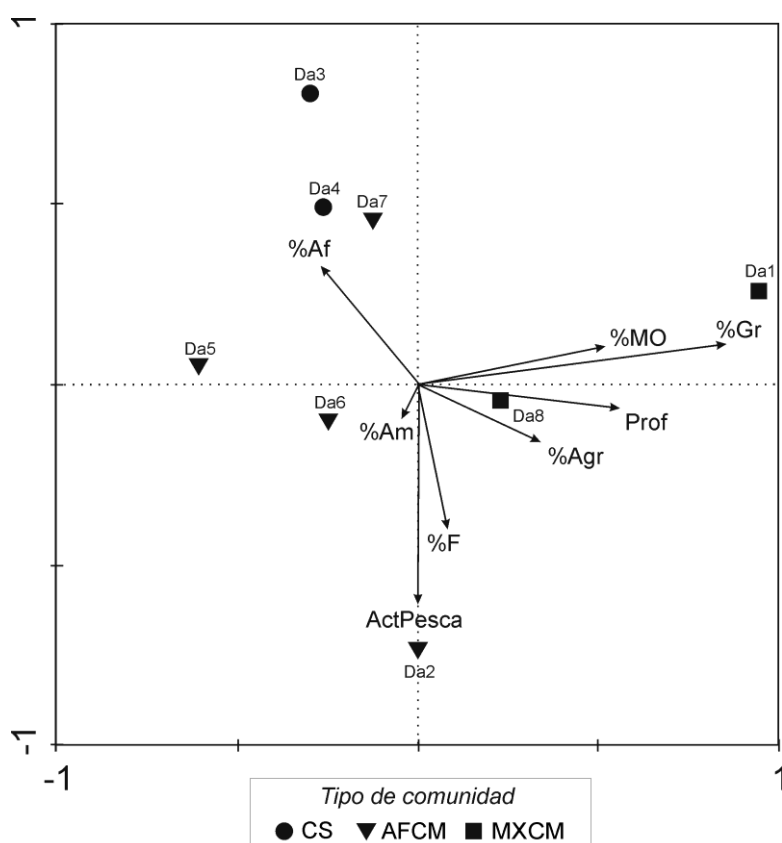


Figura 4.15. Análisis de Correspondencia Canónica representando los 2 ejes principales usando datos faunísticos de la draga de arrastre (Da), variables ambientales y actividad pesquera. ActPesca: Actividad pesquera (nº embarcaciones de arrastre con puertas); %Gr: % de grava; %Agr: % de arena gruesa; %Am: % de arena media; %Af: % de arena fina; %F: % de fango; %MO: % de materia orgánica. CS: Comunidad de arenas finas y sedimentos mixtos del circalitoral somero; MXCM: Comunidad de sedimentos mixtos del circalitoral medio; AFM: Comunidad de sedimentos arenosos finos y medios generalmente enfangados del circalitoral medio.

como de la varianza de las variables ambientales. Las muestras que conformaban la comunidad de sedimentos mixtos del circalitoral medio (MXCM) se localizan en la misma zona de la gráfica y relacionadas positivamente con la profundidad y el %Gr. Las muestras de la comunidad de arenas finas y sedimentos mixtos del circalitoral somero (CS) se sitúan en la misma dirección al %Af y en dirección contraria a la profundidad. Las muestras de la comunidad de sedimentos arenosos finos y medios generalmente enfangados del circalitoral medio (AFCM: Da7, Da5, Da6 y Da2, 49-81m) muestran una mayor dispersión en la gráfica y se sitúan en dirección intermedia al %Af, porcentaje de arena media (%Am), %F y la actividad pesquera. Por tanto, las muestras se ordenan de derecha a izquierda a lo largo del eje I siguiendo un incremento en la profundidad, sedimento de tipo grueso (%Gr, % arena gruesa) y %MO. A lo largo del eje II se ordenan de arriba abajo en relación a un descenso del %Af y a un incremento del %F y la actividad pesquera. El test de Montecarlo mostró que el análisis fue significativo tanto para el eje I como para el resto de los ejes ($p < 0,05$).

Tabla 4.1. Correlaciones del Análisis de Correspondencia Canónica usando abundancias de taxones de las muestras recolectadas con la draga de arrastre (DA) y los lances de arrastre con puertas (AP), las variables ambientales asociadas y la actividad pesquera en la bahía de Málaga.

	DA		AP	
	EJE I	EJE II	EJE I	EJE II
Profundidad (Prof.)	0,559	-0,065	0,424	-0,104
Temperatura (T)	--	--	-0,499	0,271
% Grava (%Gr)	0,850	0,111	-0,242	-0,354
% Arena gruesa (%Ag)	0,336	-0,159	-0,427	-0,017
% Arena media (%Am)	-0,048	-0,093	-0,622	-0,008
% Arena fina (%Af)	-0,270	0,328	0,062	-0,027
% Fango (%F)	0,080	-0,397	0,411	0,257
% Materia Orgánica (%MO)	0,519	0,106	0,568	-0,373
Actividad pesquera (ActPesca)	-0,001	-0,611	0,510	0,163
Correlación especies	25,8	45,9	8,7	15,0
Correlación acumulativa especies - ambiente	25,8	45,9	24,6	42,4

El ACC usando la abundancia de los taxones recolectados con AP y los datos de las variables ambientales y actividad pesquera mostró una ordenación de las muestras en relación a estaciones del año (y épocas del año) y características del sedimento (Fig. 4.16 Y Tabla 4.1). Las variables que mostraron mayor correlación con el eje I fueron el %Am (0,85), el %MO (0,57), la actividad pesquera (ActPesca) (0,51) y la temperatura (-0,50). Las variables que mostraron mayor correlación con el eje II fueron el %MO (-0,37) y el %Gr (-0,35). El eje I y II acumularon el 15% de la varianza de taxones y el 42,4 de la varianza de las variables ambientales. Las muestras recolectadas en sedimentos mixtos (con arena gruesa y grava) (MX) del circalitoral medio (70-75 metros de profundidad) se localizan en la misma dirección que el %Gr, %Am y el porcentaje de arena gruesa (%Agr). Las muestras recolectadas en arenas finas fangosas (AFF) y

arenas medias y finas fangosas (AMF) generalmente se sitúan en la misma dirección al %Af, %F, %MO, la profundidad y la actividad pesquera. Las muestras de meses de primavera y verano mayoritariamente se encuentran en la misma dirección a la temperatura y en sentido contrario a las muestras de otoño e invierno. Por tanto, las muestras se ordenan de derecha a izquierda a lo largo del eje I siguiendo un incremento en la profundidad, actividad pesquera, %F, %Af y %MO y, por otro lado, un descenso de la temperatura, %Am, %Agr y %Gr. A lo largo del eje II se ordenan de arriba abajo en relación a estaciones y épocas del año. El test de Montecarlo mostró que el análisis fue significativo tanto para el eje I como para el resto de los ejes ($p < 0,05$).

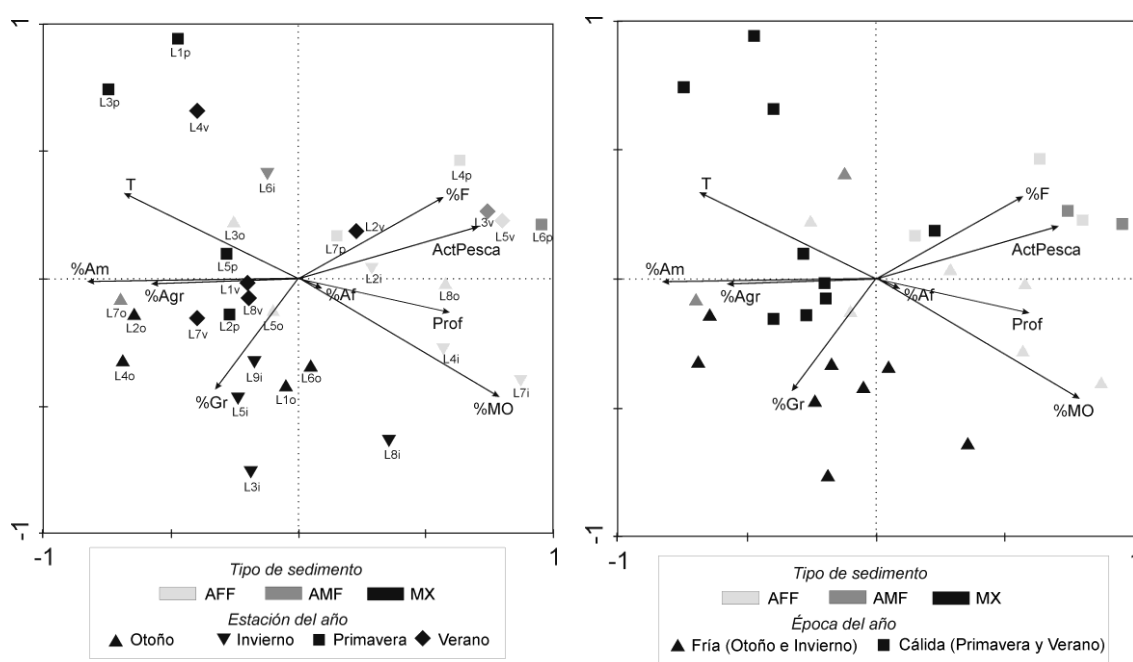


Figura 4.16. Análisis de Correspondencia Canónica representando los 2 ejes principales resultantes al usar los datos de taxones de las muestras recolectadas con lances del arrastre con puertas (L), variables ambientales asociadas y la actividad pesquera tanto por estación del año (izquierda) como por época cálida o fría (derecha). ActPesca: Actividad pesquera (nº embarcaciones de arrastre con puertas); %Gr: % de grava; %Agr: % de arena gruesa; %Am: % de arena media; %Af: % de arena fina; %F: % de fango; %MO: % de materia orgánica. AFF: Sedimentos con arena fina fangosa; AMF: Sedimentos con arena media y fina fangosa; MX: Sedimentos mixtos (grava, arena y fango).

4.4 Discusión

4.4.1 Diversidad de la bahía de Málaga

La biodiversidad registrada en los fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga es similar a la documentada para fondos con arenas finas enfangadas de otras zonas del mar de Alborán (Marina et al. 2015), pero mayor que la detectada en otras zonas del Atlántico (Bolam et al. 2008) y del Mediterráneo (Labruno et al. 2008; Mastrototaro et al. 2008). Para determinados grupos, como son los peces, este estudio ha ampliado el registro de especies presentes en la Bahía con respecto a sus fondos blandos infralitorales (Reina-Hervás & Serrano, 1987a, b). Las comunidades circalitorales han podido caracterizarse con mayor detalle (mayor cobertura espacial, incluyendo especies bentónicas y demersales), a lo previamente realizado para la desembocadura del río Guadalhorce (Cano & García, 1982) o fondos similares del litoral malagueño (García Raso et al. 2010b). No obstante, los taxones dominantes de algunos grupos (ej. moluscos, decápodos) fueron muy similares a las descritas en esos trabajos. El uso de dos métodos de muestreo como son la draga de arrastre (DA) y el arrastre con puertas (AP) ha permitido obtener un completo listado faunístico, con algunos taxones que no han podido ser identificados aún hasta nivel específico, pero que contiene un buen número de taxones no compartidos entre métodos de muestreo debido a que éstas ocupan diferentes nichos ecológicos (ej. demersal, epifauna, endofauna). Debido a ello, algunos taxones han sido mayoritariamente capturados con un tipo de muestreador debido a su modo de vida (ej. taxones endofaunales mayoritariamente recolectados con DA), su tamaño (ej. taxones de pequeño tamaño recolectados en DA) o su rareza dentro de la Bahía (ej. taxones epifaunales como pennatuláceos o gorgonias que ocurren a baja densidad y se capturan mayoritariamente en lances de AP). Este ha sido el caso de la gorgonia *Spinimuricea* cf. *atlantica*, recolectada mayoritariamente en lances de AP. Por otro lado, la draga de arrastre (DA) ha permitido recolectar taxones de pequeño tamaño que nunca habían sido capturados en esta zona, como es el crustáceo decápodo *Hippolyte leptometrae*, el cual fue una nueva cita para España y el Mediterráneo occidental (Marco-Herrero et al. 2015). Al localizarse la bahía de Málaga en una zona de confluencia oceanográfica y faunística es posible encontrar una combinación de fauna de afinidad mediterránea, atlántica y africana, lo cual favorece una alta biodiversidad y el hallazgo de este tipo de especies (Salas et al. 1984; García Raso et al. 2010a, b; Muñoz et al. 2015).

La relativa homogeneidad sedimentaria de los fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga, con predominancia de fondos de arena media, fina y fango, podría explicar el menor

número de taxones con respecto a fondos infralitorales del mar de Alborán (García Muñoz et al. 2008; Urra et al. 2011). Un mayor contenido en fango en el sedimento suele influir negativamente en la abundancia y riqueza específica en muchos tipos de comunidades (Martins et al. 2013; Marina et al. 2015). Sin embargo, los valores de riqueza específica registrados en este estudio son mayores a los de fondos arenosos-fangosos del noroeste de la península Ibérica (Moreira et al. 2005; Troncoso et al. 2005; Serrano et al. 2006), del norte de Europa (Atlántico) (Van Hoey et al. 2004) y del Mediterráneo oriental (Karakassis & Eleftheriou 1997; Koulouri et al. 2006). Ello parece mostrar un patrón de alta biodiversidad en fondos arenoso-fangosos circalitorales del mar de Alborán, tal y como se ha encontrado para otros tipos de fondos blandos (Rueda & Salas, 2003; Urra et al. 2011; Marina et al. 2015). Esta composición sedimentaria de la Bahía, predominando los sedimentos finos, está ligada a los aportes fluviales procedentes del río Guadalhorce, el cual posiblemente influye indirectamente en la distribución espacial de las comunidades bentónicas (Fernández-Salas, 2008). Por otro lado, el contenido en gravas representa una importante variable en la ordenación faunística resultante del ACC, debido a que representa un componente sedimentario bastante escaso en la bahía de Málaga, y de alta importancia en la diferenciación bentónica pues incrementa la diversidad de sustratos y microhábitats, resultando en aumento del número de taxones (Snelgrove, 1999).

4.4.2 Asociaciones de la bahía de Málaga

Las comunidades detectadas en muestras de DA (fundamentalmente dominadas por taxones bentónicas) están principalmente relacionadas con la profundidad y el tipo de sedimento, que suelen ser variables muy influyentes sobre las especies que viven en estrecha relación al fondo marino, como es el caso de muchos moluscos, crustáceos y poliquetos (Urra et al. 2011; Marina et al. 2015; Lourido et al. 2006; Cosentino & Giacobbe 2008; García Muñoz et al. 2008; Moreira et al. 2009; Martins et al. 2013). La disponibilidad de nutrientes de la Bahía (con presencia de afloramientos en las zonas adyacentes) y la influencia de los aportes orgánicos y de sedimento del río Guadalhorce favorecen la presencia de un gran número de taxones filtradores y depositívoros con afinidad por fondos arenoso-fangosos (Gofas et al. 2011). Algunas especies como *Sorgenfreispira brachystoma*, *Alvania testae*, *Chamelea striatula* o *Venus nux* (muestras Da1 y Da8) dominan un sedimento con un mayor porcentaje en arena gruesa y grava, el cual no suele abundar en la Bahía (Fernández-salas, 2008). Por otro lado, *Spiochaetopterus* cf. *costarum*, *Philocheras bispinosus bispinosus*, *Tritia ovoidea* o *Goneplax*

romboides (muestras Da2, Da5, Da6 y Da7) muestran su mayor dominancia en sedimentos con alto contenido en arenas finas y medias enfangadas, y *Sternaspis scutata* o *Abra nitida* dominan en zonas con arenas finas y sedimentos mixtos enfangados de zonas más someras (muestras Da3 y Da4). Estas comunidades muestran similitudes en su composición y estructura con las de otras zonas del mar de Alborán, como por ejemplo la asociación MXCM (Da1 y Da8) descrita por Marina et al. (2015) como de “*Fondos Inestables*”, con características transicionales a “*Détritique Côtier*” y “*Détritique envasé*” de Pérès y Picard (1964) y que suele ser común en el circalitoral medio del Mediterráneo (Somaschini et al. 1998, Zavodnik et al. 1985). La comunidad AFCM (Da2, Da5, Da6 y Da7) está dominada por especies, como son *T. ovoidea* y *C. striatula*, las cuales son comunes en fondos circalitorales de arenas finas enfangadas a lo largo del Mediterráneo y el Atlántico (Salas, 1996; Gofas et al. 2011).

Las diferencias espaciales fueron más acusadas en las muestras de DA que en las de los lances de AP (ausencia de agrupaciones claras en Clúster en relación al tipo de sedimento), probablemente debido a que las primeras están dominadas por taxones bentónicos y, por tanto, mucho más dependientes de los tipos de sedimento y profundidad, y las segundas están dominadas por taxones demersales que tienen una mayor movilidad y menor dependencia por los tipos de sedimento (Snelgrove, 1999; Damalas et al. 2010; Gofas et al. 2011). No obstante, algunos estudios han mostrado relaciones importantes entre comunidades demersales con los tipos de sedimento, pero en zonas mucho más amplias que la bahía de Málaga (ej. mar de Alborán, Islas Baleares) y más heterogéneas en relación a los tipos de fondo y la profundidad (Massutí et al. 1996; Massutí & Reñones, 2005; Abad et al. 2007). Los tipos de fondos circalitorales de la bahía de Málaga no muestran grandes cambios sedimentológicos, lo cual seguramente resulta en la ausencia de diferenciación espacial de las comunidades dominadas por taxones demersales en un contexto global (ej. índices ecológicos, comunidad, taxones dominantes). No obstante, tal y como se observó en el ACC para muestras de DA, algunas variables del sedimento pueden presentar cierta relación con las muestras de AP (dominadas por taxones demersales) como es el % de gravas o de materia orgánica, ya que representan importantes variables que incrementan la disponibilidad de alimento para organismos tróficos superiores (Snelgrove, 1999).

4.4.3 Variabilidad temporal

Tal y como se ha observado en este estudio y en otros, los moluscos, peces y crustáceos suelen representar grupos muy diversos y abundantes en comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos circalitorales (Marina et al. 2015; Serrano et al. 2006; Abad et

al. 2007), pudiendo mostrar variaciones intra-anales (Massutí & Reñones, 2005; Díaz et al. 2017), lo cual ha de tenerse en cuenta en el Plan de Gestión de una futura Reserva de Pesca en la bahía de Málaga. En dicha Bahía se producen estacionalmente cambios de temperatura, salinidad (mínimos en otoño debido al aporte fluvial durante época de lluvias y aportes de agua superficial atlántica), producción primaria, actividad antrópica (pesquería, turismo) y del patrón de circulación costera (Cano & García, 1982; García & Camiñas, 1985; Rodríguez, 1982; Ramírez et al. 2005; Muñoz et al. 2015), que junto con la propia biología de las especies, pueden influir en la presencia de pequeños cambios de la composición y estructura de las comunidades.

Los cambios en las comunidades observadas en lances de AP fueron fundamentalmente de tipo estacional, incluyendo cambios en algunas de sus especies dominantes (ej. *Alloteuthis* spp., *Capros aper*) o de su composición y estructura (ej. resultados ANOSIM), pero estos cambios no parecen ser muy acusados ya que no repercutieron significativamente en muchos índices ecológicos (ej. riqueza específica, abundancia). Ello contrasta con lo observado para asociaciones de moluscos infralitorales del mar de Alborán (Urrea et al. 2013) y, en menor medida, para las de crustáceos decápodos (García Muñoz et al. 2008). Esta disminución de la variabilidad estacional con la profundidad suele ser bastante común en comunidades demersales y bentónicas del circalitoral y batial (Sousa et al. 2005), e incluso ha sido observado para componentes bentónicos del infralitoral (Urrea et al. 2013).

Los cambios estacionales en las comunidades de lances de AP parecen responder a cambios significativos de la abundancia y biomasa de algunas especies dominantes, como es el caso de *Alloteuthis* spp., género de cefalópodos común en fondos arenosos y fangosos entre 20 y 200 m de profundidad, que realiza migraciones verticales diarias para alimentarse, y migraciones horizontales hacia zonas someras para realizar la puesta entre marzo y octubre (Pierce et al. 2010, Gofas et al. 2011). Ello podría explicar el aumento de su abundancia en verano y otoño en los fondos circalitorales de la bahía de Málaga, con la presencia de adultos junto a numerosos ejemplares de pequeña talla. El pez *Capros aper* es una especie planctívora e indicadora de zonas de alta productividad (Lopes et al. 2006), como es la bahía de Málaga, donde presenta sus máximos de abundancia en otoño, y por tanto muestra un patrón intermedio entre lo observado en Portugal (máximo en verano) (Sousa et al. 2005) y en Grecia (máximo en invierno) (Damalas et al. 2010). Este máximo de abundancia parece estar ligado a los altos valores de producción primaria que se dan en otoño (zona interna de la Bahía) o en primavera (zonas externas a la Bahía) (Ramírez et al. 2005), de producción secundaria (Rodríguez, 1982) y a los aportes fluviales con nutrientes y material orgánico en otoño,

incrementándose considerablemente la disponibilidad alimenticia para *C. aper*. Por otro lado, el jurel (*T. mediterraneus*), la merluza (*Merluccius merluccius*) y el decápodo *P. heterocarpus* suelen reproducirse en primavera y verano (Company & Sardá, 1997; Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, 2001; Álvarez et al. 2004), y como resultado del post reclutamiento se detectan máximos de abundancia en otoño e invierno en la bahía de Málaga, tal y como se ha observado en zonas adyacentes al mar de Alborán (Massutí & Reñones, 2005; Catalán et al. 2006). Por último, el chanquete *Aphia minuta* mostró máximos en primavera y verano, cuando esta especie alcanza la madurez sexual y deja la vida pelágica para adoptar costumbres bentónicas entre los 50 y 80 metros de profundidad durante su reclutamiento (Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, 2001). Además, esta especie suele desaparecer tras la puesta (desde finales de verano a principios de invierno), no conociéndose si ello es debido a un incremento de su mortalidad o a migraciones hacia zonas someras o profundas (Iglesias & Morales-Nin, 2001).

Finalmente, la abundancia y biomasa de especies comerciales del presente estudio generalmente no alcanza valores altos, lo cual podría ser una señal de sobrepesca en dicha Bahía por varios tipos de flota (arrastre, cerco y artesanal) (Baro et al. 2015; 2021). Además, muchos de los ejemplares capturados de estas especies son de talla inferior a la comercial (Baro, comentario personal), lo cual pondría de manifiesto el papel de esta zona como “nursery” y el posible efecto de la sobrepesca, tal y como se ha detectado en otras zonas del Mediterráneo (Hall, 1999). Además, es bien conocida la importancia de la bahía de Málaga en la reproducción y el desarrollo de algunas especies pelágicas de interés comercial, lo cual también justificaría la creación de una Reserva de Pesca en dicha Bahía (Rodríguez, 1990; Marina et al. 2014). A diferencia de lo registrado para comunidades infralitorales por Reina-Hervás & Serrano (1987a, b), la mínima abundancia y biomasa se registró en primavera y verano, junto a incrementos de la actividad pesquera dentro de la bahía de Málaga. Dicha actividad no sólo podría impactar a especies comerciales, sino también a hábitats sensibles al arrastre (ej. campos de pennatuláceos), lo cual contradice algunas directivas actuales (ej. Estrategia Marina) (Goñi, 1998; IEO-MAGRAMA 2012a, b; Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, 2013; Baro et al. 2015; 2021).

En el mar de Alborán se han llevado a cabo estudios sobre la explotación pesquera (Abad & Giráldez, 1990; Giráldez & Abad, 1991; Gil de Sola, 1992; García et al. 2012) y la distribución de caladeros o de especies de interés pesquero (Camiñas et al. 1988., Abad et al. 2007; García-Ruiz et al. 2015), pero sigue sin haber un buen conocimiento sobre la distribución espacial de la actividad pesquera y el impacto que pueda tener en las especies comerciales y en los

hábitats (Baro et al. 1992, 2001, 2015). No obstante, el establecimiento de una Reserva de Pesca en la bahía de Málaga y/o de zonas excluidas a la pesca podría servir para incrementar el conocimiento del impacto sufrido durante el pasado y la potencialidad de recuperación de sus comunidades y recursos, lo cual representa un aspecto muy importante para mejorar la gestión y la idoneidad de los usos en un área concreta y especialmente sensible en el caso de una Reserva de Pesca localizada en una zona con una alta productividad potencial.

CAPÍTULO 5

Asociaciones de moluscos de hábitats sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán

Publicado como: Moya-Urbano E., Urrea J., Gofas S., Gallardo-Núñez M., Mateo-Ramírez Á., Farias C., Ordinas X., Caballero-Herrera J.A., Bárcenas P., García-Ruiz C., Rueda J.L., 2023. Molluscan assemblages in shelf and slope sedimentary habitats of the northern Alboran Sea and their linkage to environmental variables. *Regional Studies in Marine Science*. 65, 103077. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103077>

5. Asociaciones de moluscos de hábitats sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán

5.1 Introducción

El mar de Alborán está situado en la parte más occidental de la cuenca mediterránea, y caracterizado por singulares condiciones geográficas, oceanográficas, hidrográficas, y geológicas que promueven una elevada diversidad de hábitats y biota asociada, representando uno de los puntos principales de biodiversidad del mar Mediterráneo (Bianchi & Morri, 2000; Templado 2011; Templado et al. 2021; Palomino et al. 2015; Mateo-Ramírez et al. 2021; Rueda et al. 2021).

Los moluscos son componentes ecológicamente importantes y dominantes de las comunidades de fondos blandos, representando hasta el 15-25 % del macrobentos (Snelgrove, 1998; Appeltans et al. 2012). Presentan una gran diversidad de especies y funciones ecológicas, incluyendo el suministro de alimento a niveles tróficos superiores, la construcción de hábitats y la mejora de la calidad del agua y del sedimento debido a su actividad alimentaria (ej. filtración, alimentación por depósito) (Gosling, 2003; Ballesteros, 2006; Koulouri et al. 2006; Lourido et al. 2006; Ciércoles et al. 2018). Por todo ello, los moluscos son organismos clave para estudiar los cambios en la composición y estructura de las comunidades bentónicas (Chemello et al. 2000; Rueda et al. 2009a; Urra et al. 2017), y han demostrado ser una poderosa herramienta para describir la biodiversidad en ecosistemas marinos como proxy de otros grupos faunísticos (Chemello et al. 2000). Por lo tanto, los estudios relativos a las asociaciones de moluscos pueden considerarse representativos para comprender el estado ecológico y la dinámica de las comunidades bentónicas (Bedulli et al. 2002; Mouna et al. 2016). Además, los moluscos representan una importante fuente alimentaria y económica en todo el mar Mediterráneo (FAO-FIGIS, 2017), y se encuentran entre los tres principales grupos faunísticos recolectados en las zonas de pesca marina de todo el mundo (FAO, 2020). En el mar de Alborán, algunas especies de moluscos de gran interés comercial son capturadas en la costa por flotas pesqueras artesanales (a pequeña escala) que utilizan una variedad de dragas (ej. dragas mecánicas), y en alta mar por flotas semi-industriales (a gran escala) que utilizan principalmente artes de pesca de arrastre (Baro et al. 2021).

Los fondos sedimentarios representan uno de los hábitats más comunes y extensos en los sistemas marinos, desde ambientes someros a profundos, y soportan una biodiversidad mayor de lo esperado (Snelgrove & Butman, 1994; Snelgrove, 1998; Gray, 2002). Este es el caso de algunos hábitats sedimentarios del mar de Alborán, donde la diversificación del fondo marino en diferentes microhábitats sedimentarios potencia un enriquecimiento de la fauna (Rueda et al. 2021). Esto se ha observado especialmente en moluscos de áreas y tipos de hábitat específicos, ya que proporciona una variedad de nichos que pueden ser utilizados por una amplia gama de especies, aumentando la biodiversidad local y regional (Salas, 1996; Gofas et al. 2011; Urra et al. 2011; Gofas et al. 2014b). A pesar de la importancia, heterogeneidad y extensión de los hábitats sedimentarios en el mar de Alborán, existen muy pocos estudios sobre la distribución espacial y estructural de las asociaciones de moluscos de fondos blandos circalitorales y batiales (Ciércoles et al. 2018), tratándose la mayoría de los estudios de determinados grupos de moluscos (bivalvos: Salas, 1996; solenogastros: Pedrouzo et al. 2014) o de zonas concretas dentro del mar de Alborán (Gofas et al. 2014; Marina et al. 2015; Díaz et al. 2017). Por otra parte, Ciércoles et al. (2018) estudiaron los moluscos recogidos en muestras de pesca de arrastre de fondo de caladeros del norte del mar de Alborán, pero la información sobre las especies pequeñas estuvo en general ausente debido a las limitaciones de muestreo de esta técnica.

La caracterización de las comunidades de fondos blandos es importante no sólo para mejorar los conocimientos sobre la distribución y las características de sus especies y asociaciones, sino también para obtener información ecológica que pueda utilizarse como base de referencia para futuros programas de seguimiento con arreglo a las directivas europeas (ej. la Directiva sobre hábitats o la Directiva marco sobre las Estrategias Marinas; Directiva 2008/56/CE). En este sentido, el conocimiento detallado de la composición, estructura y dinámica de las comunidades bentónicas, incluidas las que albergan importantes recursos comerciales, es importante para comprender el funcionamiento del ecosistema y detectar perturbaciones debidas a la creciente actividad antrópica, incluido el calentamiento global (Gislason, 2003; Törnroos et al. 2015; Clark et al. 2016). Esto es de especial importancia en el mar de Alborán, donde opera una importante flota pesquera comercial (Baro et al. 2021; González et al. 2021), además de otras actividades antrópicas como la acuicultura, la extracción de recursos minerales, la repoblación de playas, el tráfico marítimo, la navegación comercial y los vertidos de aguas residuales (Robles, 2010), todo lo cual puede dar lugar a importantes impactos sobre los hábitats sedimentarios que es necesario monitorizar (Baro et al. 2021; Rueda et al. 2021).

El presente capítulo pretende (1) aumentar el escaso conocimiento sobre la composición y estructura de las asociaciones de moluscos que habitan los fondos blandos circalitorales y batiales del margen norte del mar de Alborán; (2) analizar los patrones de distribución espacial de estas asociaciones; y (3) explorar qué variables ambientales y antrópicas están relacionadas con la estructura y distribución de las asociaciones de moluscos. La hipótesis de partida es que en los hábitats sedimentarios circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán pueden darse diferentes asociaciones de moluscos debido al efecto combinado de la profundidad y el tipo de sedimento.

5.2 Material y Métodos

5.2.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza en el sector norte del mar de Alborán, desde el estrecho de Gibraltar (punta Europa) hasta las costas de Almería, incluyendo la dorsal de Alborán (Fig. 5.1). La influencia del océano Atlántico es uno de los principales factores que caracterizan la compleja dinámica marina del mar de Alborán, con fuertes corrientes de aguas atlánticas superficiales menos salinas que entran a través del Estrecho, mientras que las aguas mediterráneas profundas saladas fluyen cerca del fondo hacia el océano Atlántico (Vargas Yáñez et al. 2019). La corriente de agua atlántica entrante sigue una geometría circular, formando un giro anticiclónico que promueve afloramientos costeros casi constantes ricos en nutrientes procedentes de aguas profundas, generando una elevada productividad planctónica en algunas zonas costeras del noroeste del mar de Alborán (Parrilla et al. 1986; Sarhan et al. 2000) (Información ampliada se ofrece en el Capítulo 2, sección 2.1).

La morfología del fondo marino del mar de Alborán es heterogénea y contiene una gran variedad de estructuras del fondo marino de interés ecológico (ej. cañones submarinos, montículos de carbonatos) (Sautkin et al. 2003; Palomino et al. 2011; Pardo et al. 2011; Ercilla et al. 2021; Sánchez-Guillamón et al. 2022). La plataforma continental del margen norte es estrecha, entre 4 y 14 km (Ercilla et al. 2021), pudiendo alcanzar 20 km. Los principales componentes sedimentarios que aparecen a lo largo del talud continental son sedimentos muy finos (Rey & Medialdea, 1989). La isla de Alborán está situada aproximadamente en el centro de la cuenca, en la dorsal de Alborán, siendo una antigua dorsal volcánica orientada SO-NE. Esta pequeña isla (642 m de largo y 265 m de ancho) emerge sobre una gran plataforma sumergida (45 km de largo y 10 km de ancho) que se caracteriza por presentar sedimentos

carbonatados y materiales gruesos (ej. restos bioclásticos de invertebrados y algas calcáreas) (Hernández-Molina, 1993) (Información ampliada se ofrece en el Capítulo 2, sección 2.2).

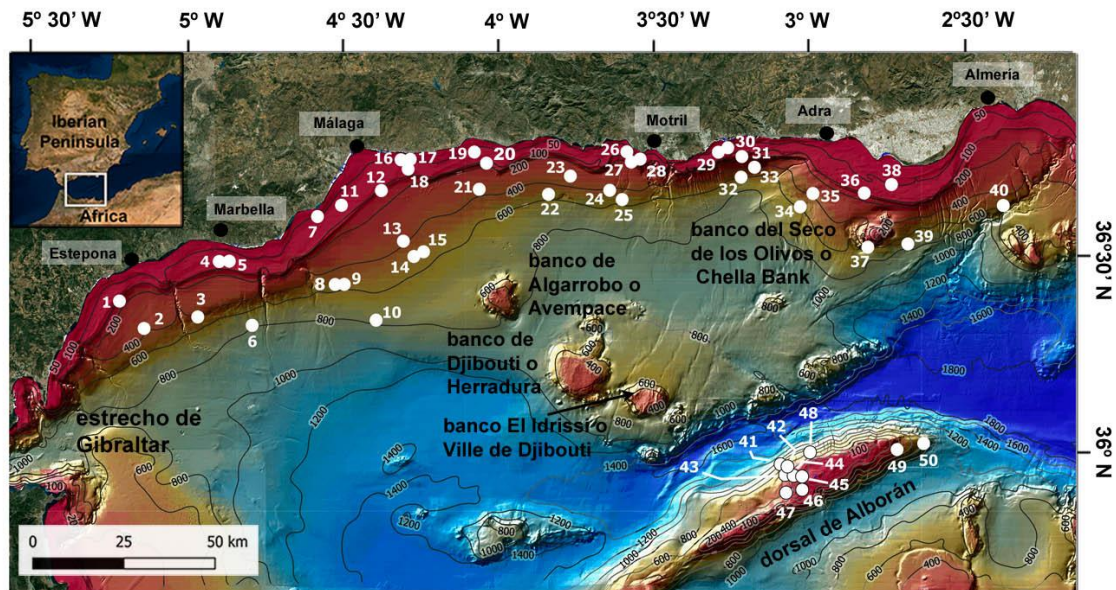


Figura 5.1. Localización de las muestras recogidas con Beam-trawl en fondos blandos circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán y de la dorsal de Alborán.

El mar de Alborán está sometido a una elevada actividad pesquera promovida por la gran diversidad de especies marinas comerciales presentes en la zona (Baro et al. 2021; González et al. 2021). La importante flota pesquera de esta cuenca incluye la flota artesanal (cerca de la costa), de palangre y de arrastre que operan en todo el norte del mar de Alborán, así como alrededor de la isla de Alborán. Esta última es un Área Marina Protegida (AMP), que incluye una Reserva de Pesca, con una alta diversidad de hábitats y especies amenazadas (Mateo-Ramírez et al. 2021).

5.2.2 Muestreo y recolección de datos

Los datos analizados proceden de las campañas oceanográficas de arrastre de fondo MEDITS (Bertrand et al. 2002; Spedicato et al. 2019) de abril a mayo en 2014, 2015 y 2016 a bordo del B/O Miguel Oliver.

Las características de la columna de agua, como la salinidad y la temperatura, se registraron cerca del fondo en cada estación de muestreo con un CTD SBE-37. Se recogieron muestras de sedimentos con un colector de sedimentos para conocer las características de los sedimentos (ej. granulometría, materia orgánica) de las distintas estaciones de muestreo (7 estaciones no

podieron muestrearse debido a fallos durante muestreo). y separadas por clases granulométricas según Wentworth (1922) en: grava ($> 2 \text{ mm}$), arena ($2 \text{ mm} - 63 \mu\text{m}$), limo ($63 - 4 \mu\text{m}$) y arcilla ($< 4 \mu\text{m}$). El porcentaje de materia orgánica y carbonatos se estimaron mediante el método “*Loss on Ignition*” (Heiri et al. 2001) (Información ampliada se ofrece en el Capítulo 3, sección 3.1.1). Estos porcentajes no pudieron obtenerse en nueve estaciones de muestreo porque la cantidad de sedimento recogida no era lo suficiente como para realizar análisis de distribución granulométrica y estimaciones de los porcentajes de materia orgánica y carbonato.

Las muestras de fauna se recogieron con un Beam-trawl (BT) o patín epibentónico. Se realizaron un total de 50 lances de BT desde 40 hasta 776 m de profundidad desde Estepona hasta Almería, incluyendo la dorsal de Alborán (no se realizaron muestreos a menos de 100 m de profundidad en la dorsal de Alborán debido a las medidas de conservación de hábitats dentro de la AMP). Se muestrearon diferentes estratos de profundidad y tipos de sedimentos para estudiar la variabilidad de las asociaciones de moluscos en los diferentes hábitats sedimentarios del norte del mar de Alborán. En general, el muestreo se realizó mediante arrastre a una velocidad aproximada de 1,8-2 nudos durante 10 minutos (estaciones de muestreo situadas en la plataforma) y 15 minutos (estaciones de muestreo situadas en el talud). El área de muestreo se estimó en cada caso a partir de la distancia arrastrada y la apertura horizontal del patín epibentónico.

La fauna recogida en cada muestra se tamizó a bordo, y se identificó hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Todos los individuos fueron contados y pesados con una precisión de 0,1 g. Parte del material recogido se ha depositado en la colección de referencia de invertebrados del Centro Oceanográfico de Málaga (Instituto Español de Oceanografía, CSIC). Todos los nombres taxonómicos se comprobaron con el Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS, Fecha de revisión marzo de 2023). Para este Capítulo no se tuvo en cuenta la tanatocenosis, es decir sólo se ha trabajado con los datos de moluscos que se encontraron vivos. (Información ampliada se ofrece en el Capítulo 3, sección 3.1.2).

5.2.3 Análisis de datos

Los datos de abundancia y biomasa de cada taxón de molusco se estandarizaron a 1000 m^2 según el área muestreada de cada lance, para permitir comparaciones entre estaciones de muestreo. Los taxones de moluscos se caracterizaron según su abundancia (N), biomasa (B),

índice de dominancia basado en su abundancia (%Da) y en su biomasa (%Db), e índice de frecuencia (%Fr).

La matriz de datos que contiene la abundancia y la biomasa estandarizadas de todos los taxones por muestra se sometió al análisis Clúster y a la ordenación por escalas multidimensionales no métricas (nMDS), con el fin de detectar posibles asociaciones de moluscos. Los datos se transformaron a la raíz cuarta para limitar la contribución de los taxones más abundantes en los análisis, y se utilizó el índice de similitud de Bray-Curtis como medida de similitud entre muestras. Se aplicó la prueba del perfil de similitud (SIMPROF) para determinar las diferencias significativas entre los distintos grupos de muestras dentro del Clúster. Los grupos de muestras detectados en el Clúster y el SIMPROF se interpretaron entonces como diferentes asociaciones de moluscos y se caracterizaron según sus taxones dominantes y frecuentes, riqueza de especies (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de Diversidad de Shannon-Wiener ($H': \log 2$) (Krebs, 1989) y equirrepartición (J') (Pielou, 1969). El análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) se utilizó para caracterizar las asociaciones detectadas evaluando la contribución de los taxones a cada una de ellas. Se utilizó el procedimiento ANOSIM (Analysis Of SIMilarity) para comprobar las diferencias entre grupos de muestras en función de distintos factores seleccionados a priori (Clarke & Warwick, 2001), como el "sector geográfico" (3 niveles: dorsal de Alborán, noroeste del mar de Alborán, noreste del mar de Alborán), "profundidad" (5 niveles: Estrato A: 40-100 m de profundidad; Estrato B: >100-200; Estrato C: >200-400; Estrato D: >400-600 y Estrato E: >600-776 m de profundidad) y el principal "tipo de sedimento". El factor "tipo de sedimento" tenía 4 niveles de grupos texturales, incluyendo Fango (muestras en fondos de fango), Arena fina (muestras en fondos de arena fangosa, fango arenoso y arena fina), Arena gruesa-media (muestras en fondos de arena media, arena gruesa, arena grava, arena fangosa grava) y Grava (muestras en fondos de grava y grava fangosa arenosa). Todos los parámetros y pruebas ecológicas se calcularon con el programa informático PRIMER v6.0 (Clarke & Warwick, 2001). Además, las diferencias entre los indicadores ecológicos de las distintas asociaciones detectadas se determinaron mediante una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. En algunos casos, se ejecutaron pruebas U de Mann-Whitney para comprobar las diferencias por pares entre grupos de muestras. Estos análisis se realizaron con el programa informático SPSS v22.

Por último, se determinó el efecto potencial de las variables ambientales en la distribución espacial de las asociaciones de moluscos mediante un análisis canónico de correspondencias (CCA) (Ter Braak, 1986). El análisis CCA se realizó con el programa informático CANOCO. (Información ampliada se ofrece en el Capítulo 3, sección 3.2).

5.3 Resultados

5.3.1 Variables ambientales

La temperatura del agua de mar (T) cercana al fondo mostró un máximo en las estaciones de muestreo menos profundas (15,7 °C) y un mínimo en las más profundas (13,1 °C), mientras que se detectó la tendencia opuesta para los valores de salinidad (Sal.), que aumentaron con la profundidad (37,6 psu en las estaciones de muestreo menos profundas y 38,5 psu en las más profundas) (Tabla 5.1). A pesar de los mayores valores medios de T y Sal. observados en 2015 (T: $13,7 \pm 0,15$ °C; Sal.: $38,2 \pm 0,08$ psu; media $\pm$ error estándar), no se observaron diferencias significativas para estos factores ambientales entre los distintos años (test de Kruskal-Wallis: T, $\chi^2 = 0,34$; Sal., $\chi^2 = 0,15$, $p > 0,05$ en ambos casos).

El tipo de sedimento (Figura 5.2), el porcentaje de materia orgánica y el porcentaje de carbonatos en cada estación de muestreo se muestran en la Tabla 5.1. Los sedimentos tenían generalmente un alto contenido en partículas muy finas y finas (fango y fango arenoso, respectivamente), representando los tipos de sedimentos dominantes (70% de las estaciones de muestreo), incluyendo los de todas las estaciones de muestreo de talud (200-776 m de profundidad), así como algunas estaciones de muestreo de plataforma (<100 m de profundidad) situadas cerca de las desembocaduras de los ríos (ej. ríos Guadalhorce y Guadalfeo). En conjunto, 18 de las 43 muestras de sedimentos presentaban más de un 80% de fango. Por otro lado, los tipos de sedimentos estaban raramente representados por arenas gravosas y gravas, y sólo una muestra presentaba más del 10% de gravas (código de muestra 1; ver Apéndice B. Tabla B.1). Las gravas se encontraron en fondos específicos en torno a los 100 m de profundidad y en la plataforma de la dorsal de Alborán, estando compuestas mayoritariamente por materiales biogénicos (ej. conchas de moluscos, rodolitos, restos de escleractinios y briozoos, etc.). Todos los tipos de sedimentos mostraron diferencias significativas en relación con la profundidad, excepto las arenas finas (Kruskal-Wallis: porcentaje de grava, $\chi^2 = 21,44$ porcentaje de arena muy gruesa, $\chi^2 = 19,12$; porcentaje de arena gruesa, $\chi^2 = 18,97$; porcentaje de arena media, $\chi^2 = 17,16$; porcentaje de fango, $\chi^2 = 20,62$; $P < 0,05$ en todos los casos).

El contenido en materia orgánica (% MO) osciló entre el 4,1% y el 15,2%, y sólo 10 muestras presentaron valores de % MO superiores al 10%. Se detectó una fuerte correlación entre el % MO y la profundidad (% MO = $0,01$ profundidad + 4,62; $R^2 = 0,71$; $p < 0,05$). El mayor contenido en carbonatos (% $\text{CaCO}_3 > 45\%$) se observó en las muestras recogidas en la plataforma (ej. en la

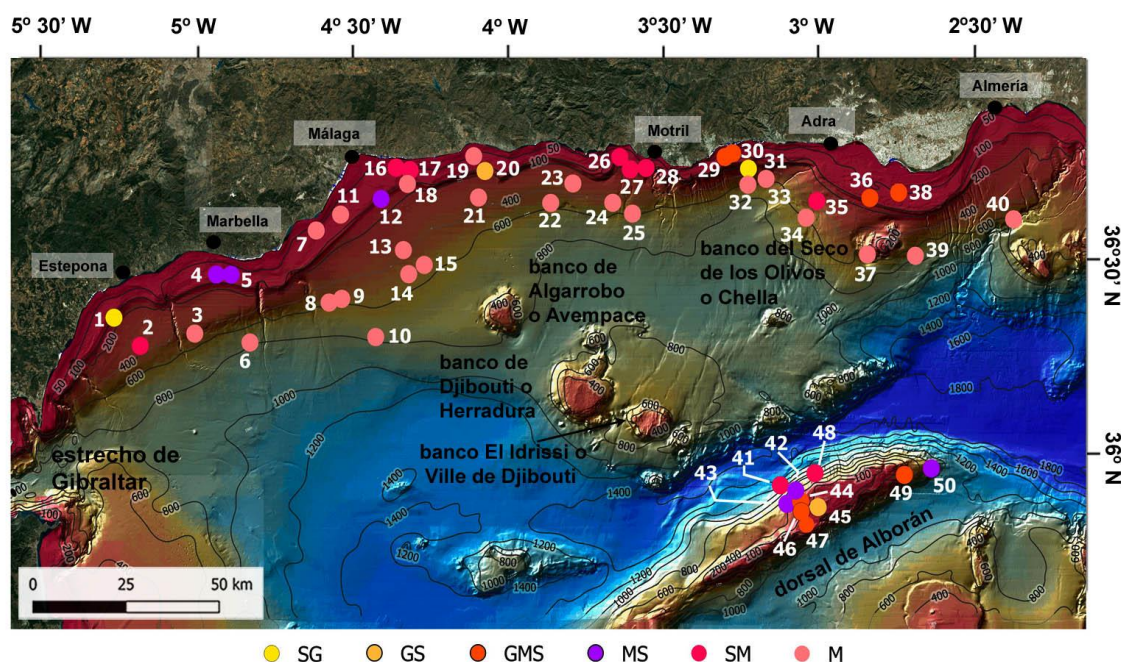


Figura 5.2. Tipo de sedimento de las estaciones de muestreo según su composición granulométrica (indicada con diferentes colores). SG; Grava arenosa. GS; Arena con gravas. GMS; Arena fangosa con grava. MS; Arena fangosa. SM; Fangos arenosos. M; Fangos.

dorsal de la plataforma de Alboran, frente a Estepona y Almerimar) a unos 100 m de profundidad con altos porcentajes de sedimentos gruesos. Los valores más bajos de % CaCO_3 se observaron en fondos fangosos profundos (entre 4,7% y 11,2% CaCO_3) (Tabla B.1, Anexo B). La prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas tanto del % MO como del % CaCO_3 en relación con la profundidad (Kruskal-Wallis: % MO, $\chi^2 = 25,99$; % CaCO_3 , $\chi^2 = 16,43$; $p < 0,05$ en ambos casos).

5.3.2 Caracterización de las asociaciones de moluscos

Se recogieron e identificaron un total de 29464 individuos (véase el Apéndice B, Tabla B. 2), lo que dio lugar a 215 taxones de seis Clases diferentes, de las cuales gasterópodos (120 taxones; 14937 individuos [ind.]) y bivalvos (76 taxones; 14379 ind.) representaron la mayor parte del número total de taxones e individuos. Las clases menos representadas son cefalópodos (15 taxones; 126 ind.), escafópodos (3 taxones; 17 ind.), solenogastros (1 taxones; 4 ind.) y polioplacóforos (1 taxones; 1 ind.).

Las especies mejor representadas en las muestras fueron *Turritella communis* (5178 ind.; 17,6% Db, dominante en cuanto a abundancia), *Neopycnodonte cochlear* (4754 ind.; 16,1%

Db), *Tritia ovoidea* (4159 ind.; 14,1% Db), *Timoclea ovata* (1927 ind.; 6,5% Db) y *Saccula commutata* (1260 ind.; 4,3% Db). En cuanto a la biomasa, los bivalvos fueron el grupo dominante con 17075,8 g (63% Db, Dominancia en cuanto a biomasa), con *Venus nux* como especie más dominante (38,9% Db), seguida de *T. communis* (11,7% Db), *T. ovoidea* (6,7% Db), *N. cochlear* (6,7% Db) y *Chamelea striatula* (6,3% Db). Las especies más frecuentes fueron *T. ovoidea* (62% Fr, frecuencia de aparición), *Nucula sulcata* (62% Fr), *Euspira fusca* (60% Fr), *Abra longicallus* (44%) y *Cuspidaria cuspidata* (40%). No obstante, el 59,5% de los taxones se recogieron en una (90 taxones) o dos (38 taxones) estaciones de muestreo, como las especies raras *Parthenina palazii*, *Cerithiopsis nofronii*, *Buccinum oblitum*, *Thyasira obsoleta*, *Euspira grossularia*, *Allograma formosa*, *Turbonilla amoena* y *Emarginula pustula*, representando estas dos últimas especies nuevas citas para las aguas andaluzas y *Xanthodaphne dalmasi* nueva cita para aguas españolas. Algunas especies poco comunes o raras sólo se encontraron en la tanatocenosis, pero esta no se tuvo en cuenta en este estudio.

El análisis Clúster y la prueba SIMPROF mostraron la presencia de siete asociaciones significativamente diferentes ($\pi=1,6-5,8$; en todos los casos $p < 0,05$) (Fig. 5.3A). La primera dicotomía del Clúster dividió las muestras recogidas en la plataforma continental y en los fondos de la plataforma de la dorsal de Alborán (40-168 m de profundidad) de las recogidas en el talud continental superior y medio (286-774 m de profundidad) y en el talud superior de la dorsal de Alborán (286-407 m de profundidad), a un nivel de disimilitud del 95% (dis.). Esta primera dicotomía estaría vinculada a la profundidad y al tipo de sedimento predominante, ya que las muestras de la plataforma se caracterizaban por la presencia de fangos, arenas finas, arenas gruesas y gravas, mientras que las muestras del talud y de la profundidad de la dorsal de Alborán contenían principalmente fangos y arenas finas, a veces enriquecidas con gravas.

La segunda dicotomía (90% dis.) formó dos subgrupos dentro del Clúster de las muestras de plataforma, con un subgrupo que contenía muestras de estaciones de muestreo poco profundas (40-116 m de profundidad) con sedimentos de arena fangosa y mezcla de arena y grava; y otro que agrupaba en general algunas muestras (50-168 m de profundidad) de estaciones de muestreo más profundas con sedimentos de grava y arena gruesa. Por otro lado, las muestras de los taludes se dividieron en otros dos subgrupos al 87% dis. El primer subgrupo agrupaba muestras de estaciones de muestreo del talud superior de la dorsal de Alborán con sedimentos arenosos fangosos (286-407 m de profundidad), mientras que el segundo subgrupo agrupaba muestras más profundas del talud continental superior y medio (298-774 m de profundidad). Este segundo subgrupo segregó además las muestras de las estaciones de muestreo con sedimentos fangosos y las de sedimentos arenosos fangosos (aprox. 70% dis.).

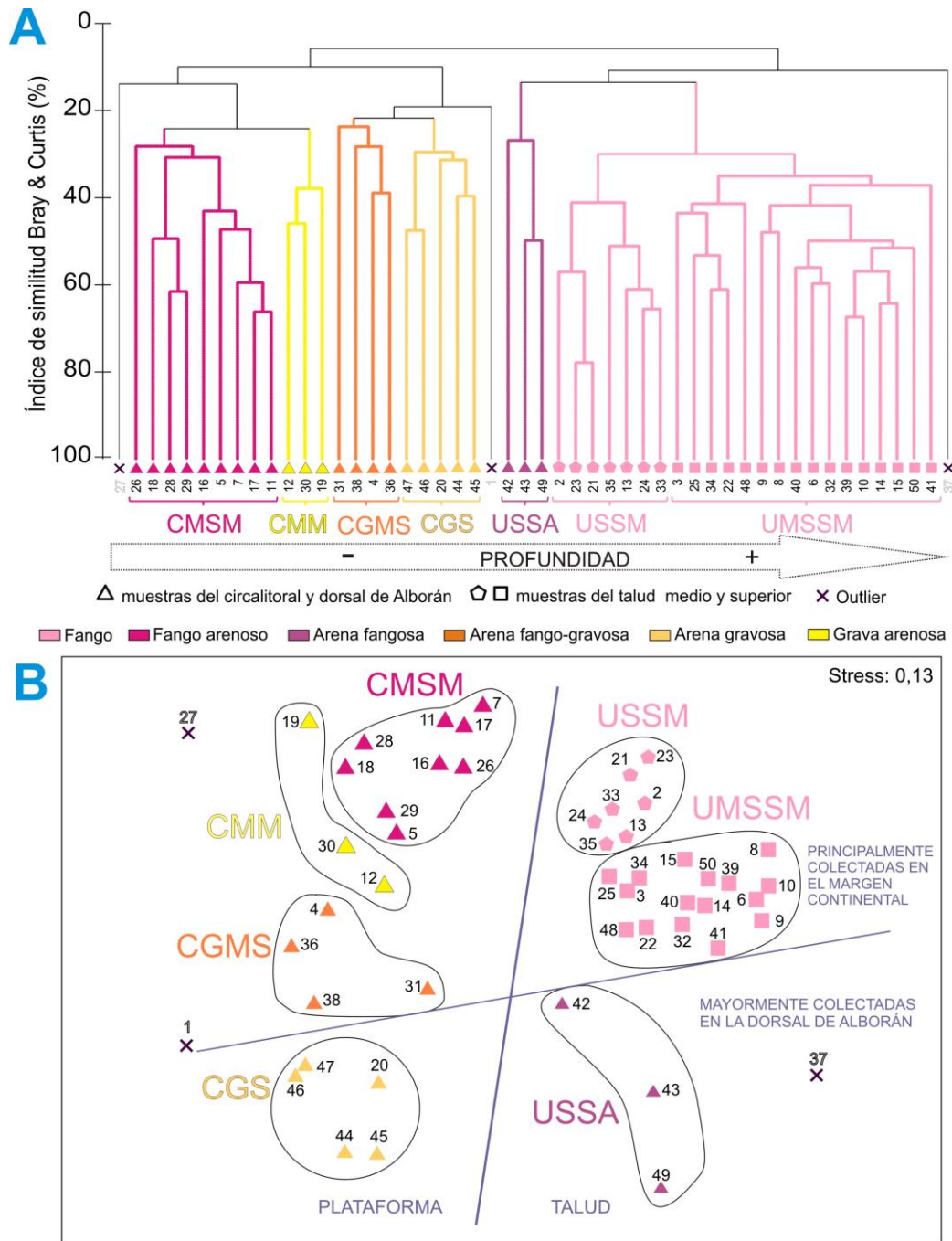


Figura 5.3. (A) Resultados del análisis Clúster de similitud entre muestras utilizando el índice de Bray-Curtis sobre datos de abundancia transformados en a la raíz cuarta de los moluscos recogidos con patín epibentónico en el norte del mar de Alborán. CSM: asociación de fondos de arena y fango del circalitoral; CMM: asociación de fondos mixtos fangosos del circalitoral; CGMS: asociación de fondos de arena fango gravosos del circalitoral; CGS: asociación de fondos de arena gravosa del circalitoral; USSA: asociación de fondos arenosos del talud superior de la dorsal de Alborán; USSM: asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior; UMSSM: asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior y medio. (B) Resultados del análisis nMDS basado en el índice de similitud de Bray-Curtis y los datos de abundancia transformados de a la raíz cuarta de los moluscos recogidos con patín epibentónico en el norte del mar de Alborán. Los círculos representan agrupaciones de muestras detectadas en las pruebas de Clúster y SIMPROF.

Por último, tres muestras (1, 27 y 37) no presentaban ninguna similitud con ninguna otra muestra o grupo de muestras y se consideraron valores atípicos, quedando excluidas de los análisis ecológicos posteriores.

La ordenación nMDS confirmó los resultados del Clúster y reveló la presencia de siete grupos de muestras en relación con su profundidad y tipo de sedimento (Fig. 5.3B). Se obtuvieron resultados similares cuando se realizaron análisis multivariantes con los datos de biomasa. En cuanto a los datos de abundancia, se encontraron diferencias significativas entre las asociaciones al considerar el factor "profundidad" y, en menor medida, el factor "sector geográfico" (ANOSIM bidireccional: profundidad, $R_{\text{Anosim}} = 0,686$; sector geográfico, $R_{\text{Anosim}} = 0,326$; $p < 0,001$ en ambos casos). Las comparaciones por pares considerando el factor "profundidad" revelaron las mayores diferencias significativas entre las muestras del estrato B (>100 -200 m de profundidad) y E (600 - 776 m de profundidad) ($R_{\text{Anosim}} = 1$; $p < 0,002$), y el estrato B y C (200 - 400 m de profundidad) ($R_{\text{Anosim}} = 0,994$; $p < 0,002$). No se detectaron diferencias significativas entre las muestras de los estratos más profundos D (400 - 600 m de profundidad) y E ($R_{\text{Anosim}} = 0,107$; $p > 0,05$). En cuanto al factor "sectores geográficos", las comparaciones por pares detectaron las mayores diferencias significativas entre las muestras del sector nororiental del mar de Alborán y las de la dorsal de Alborán ($R_{\text{Anosim}} = 0,631$; $p < 0,001$). Otro análisis ANOSIM de dos factores también mostró diferencias significativas en relación con los factores "profundidad" y "tipo de sedimento" (ANOSIM de dos factores: profundidad: $R_{\text{Anosim}} = 0,58$; $p < 0,001$; tipo de sedimento: $R_{\text{Anosim}} = 0,242$; $p < 0,011$). Se obtuvieron resultados similares en los análisis ANOSIM de dos factores con datos de biomasa.

El análisis SIMPER reveló disimilitudes superiores al 70% para cada comparación por pares entre asociaciones, y permitió identificar los taxones que caracterizan a cada una de ellas (Tabla 5.2).

Tabla 5.2. Resultados del análisis SIMPER. Abundancia media (Av. Abund), porcentaje de contribución (% Contrib.) y contribuciones acumuladas a la similitud (% Cum.) de los taxones de moluscos que caracterizan las diferentes agrupaciones de muestras detectadas en Clúster, pruebas SIMPROF y nMDS e interpretadas como diferentes asociaciones de fondos blandos circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán. B: Bivalvo; C: Cefalópodo; G: Gasterópodo.

Asociación de fondos de arena y fango del circalitoral (CMSM)			
Similitud media: 37.40 %			
Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Venus nux</i> Gmelin, 1791 (B)	10.4	20.1	20.1
<i>Chamelea striatula</i> (da Costa, 1778) (B)	7.6	19.0	39.1
<i>Tritia ovoidea</i> (Locard, 1886) (G)	6.1	18.1	57.2
<i>Nucula sulcata</i> Bronn, 1831 (B)	7.5	11.0	68.2
<i>Turritella communis</i> (Brocchi, 1814) (G)	14.7	9.9	78.1

Asociación de fondos mixtos fangosos del circalitoral (CMM)

Similitud media: 40.55 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Sorgenfreispira brachystoma</i> (Philippi, 1844) (G)	18.9	12.5	12.5
<i>Turritella communis</i> (Brocchi, 1814) (G)	30.1	12.4	24.9
<i>Timoclea ovata</i> (Pennant, 1777) (B)	14.8	10.4	35.3
<i>Turbonilla postacuticostata</i> Sacco, 1892 (G)	13.5	9.1	44.4
<i>Chamelea striatula</i> (da Costa, 1778) (B)	16.6	8.2	52.6
<i>Myrtea spinifera</i> (Montagu, 1803) (B)	8.6	6.6	59.2
<i>Saccella commutata</i> (Philippi, 1844) (B)	15.3	4.7	63.9
<i>Megastomia conoidea</i> (Brocchi, 1814) (G)	6.3	4.5	68.4
<i>Venus nux</i> Gmelin, 1791 (B)	11.7	4.1	72.4
<i>Tritia ovoidea</i> (Locard, 1886) (G)	5.2	3.5	75.9

Asociación de fondos de arena fango gravosos del circalitoral (CGMS)

Similitud media: 27.77 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Timoclea ovata</i> (Pennant, 1777) (B)	5.0	21.2	21.2
<i>Calliostoma granulatum</i> (Born, 1778) (G)	2.3	9.7	30.8
<i>Turritella communis</i> (Brocchi, 1814) (G)	4.0	8.9	39.7
<i>Neopycnodonte cochlear</i> (Poli, 1795) (B)	3.8	7.8	47.6
<i>Trophonopsis muricata</i> (Montagu, 1803) (G)	2.2	7.2	54.7
<i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792) (B)	1.6	5.8	60.5
<i>Calyptrea chinensis</i> (Linnaeus, 1758) (G)	3.5	4.9	65.4
<i>Tritia ovoidea</i> (Locard, 1886) (G)	1.2	4.6	70.0
<i>Anadara gibbosa</i> (Reeve, 1844) (B)	2.2	4.4	74.5
<i>Sepia elegans</i> Blainville, 1827 (C)	1.6	3.4	77.8

Asociación de fondos de arena gravosa del circalitoral (CGS)

Similitud media: 32.70 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Neopycnodonte cochlear</i> (Poli, 1795) (B)	24.1	20.2	20.2
<i>Timoclea ovata</i> (Pennant, 1777) (B)	11.9	18.1	38.3
<i>Clelandella miliaris</i> (Brocchi, 1814) (G)	7.7	14.0	52.3
<i>Orania fusulus</i> (Brocchi, 1814) (G)	4.7	7.1	59.4
<i>Xenophora crispa</i> (König, 1825) (G)	3.5	5.9	65.3
<i>Fusinus</i> sp. (G)	3.1	5.3	70.6
<i>Arca tetragona</i> Poli, 1795 (B)	4.4	4.4	75.0
<i>Sepia elegans</i> Blainville, 1827 (C)	1.6	3.5	78.5

Asociación de fondos arenosos del talud superior de la dorsal de Alborán (USSA)

Similitud media: 34.51 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Callumbonella suturalis</i> (Philippi, 1836) (G)	2.6	67.5	67.5
<i>Sepietta</i> sp. (C)	0.8	12.0	79.4

Asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior (USSM)

Similitud media: 48.87 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Tritia ovoidea</i> (Locard, 1886) (G)	16.2	39.0	39.0
<i>Nucula sulcata</i> Bronn, 1831 (B)	5.5	20.5	59.5

<i>Euspira fusca</i> (Blainville, 1825) (G)	3.8	14.9	74.4
<i>Abra longicallus</i> (Scacchi, 1835) (B)	3.6	13.3	87.6

Asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior y medio (UMSSM)

Similitud media: 41.36 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Abra longicallus</i> (Scacchi, 1835) (B)	5.1	29.2	29.2
<i>Euspira fusca</i> (Blainville, 1825) (G)	3.2	16.5	45.8
<i>Aporrhais serresiana</i> (Michaud, 1828) (G)	2.1	10.1	55.9
<i>Cuspidaria cuspidata</i> (Olivi, 1792) (B)	1.2	7.1	63.0
<i>Nucula sulcata</i> Bronn, 1831 (B)	1.4	6.6	69.6
<i>Callumbonella suturalis</i> (Philippi, 1836) (C)	2.4	6.2	75.8

Las asociaciones de moluscos identificadas fueron:

-i) **Asociación de fondos de arena y fango del circalitoral** (CMSM, 40-88 m prof.) (Fig. 5.4). Esta asociación estaba compuesta por 49 taxones. Los gasterópodos fueron el grupo mejor representado en cuanto a riqueza (24 taxones), sin embargo, los bivalvos fueron el grupo dominante en valores de abundancia (99,3% Da) y biomasa (77,1% Db), seguidos por los gasterópodos (0,5% Da y 21,8% Db) y los cefalópodos (4 taxones, 0,2% Da y 1,1% Db). Cinco de los 49 taxones mostraron valores de dominancia superiores al 1% D, entre ellas *Turritella communis* (59,5% D), *Venus nux* (14,8% D), *Nucula sulcata* (9,2%), *Chamelea striatula* (6,6% D) y *Tritia ovoidea* (3,9%), que representaron el 78,1% de la contribución total acumulada en los análisis SIMPER. Estas mismas especies mostraron los valores más altos de biomasa, con *V. nux* (66,2% Db) como la más dominante, seguida de *T. communis* (18,6% Db), *C. striatula* (5,2% Db) y *N. sulcata* (3,1% Db). Se observaron nueve taxones exclusivos, todos ellos representados por pocos individuos, como *Acanthocardia paucicostata*, *Tritia* cf. *coralligena*, *Pandora pinna* y *Pseudosimnia adriatica*.

-ii) **Asociación de fondos mixtos fangosos del circalitoral** (CMM, 59-116 m prof.) (Fig. 5.4). Se identificaron un total de 60 taxones, siendo los gasterópodos el grupo mejor representado con 31 taxones (58,1% Da), seguido de los bivalvos (24 taxones, 41,7% Da), que también dominaron en biomasa (73,7% Db), y los cefalópodos (5 taxones, 0,2% Da). En cuanto a la abundancia, las especies más abundantes fueron *T. communis* (29% Da), *Saccella commutata* (9,4% Da) y *Sorgenfreispira brachystoma* (9,2% Da), mientras que *Venus nux* (53% Db), *T. communis* (20,5% Db) y *C. striatula* (15. 5% Db) dominaron en términos de biomasa, todas ellas incluidas dentro de las especies tipificadoras junto con *Timoclea ovata*, *Turbonilla postacuticostata*, *Myrtea spinifera* y *Megastomia conoidea* (72,5% de la contribución total acumulada). Las especies exclusivas (16 spp.) incluían los gasterópodos *M. conoidea*,

Trophonopsis barvicensis y *Ringicula conformis*, los bivalvos *Axinulus alleni* y *Asbjornsenia pygmaea*, así como especies dominantes como *S. brachystoma* y *T. postacuticostata*.

-iii) **Asociación de fondos de arena fango gravosos del circalitoral** (CGMS, 50-168 m prof.) (Fig. 5.4). Esta asociación estaba compuesta por 44 taxones pertenecientes a gasterópodos (23 taxones, 57,5% Da, 52,1% Db), bivalvos (17 taxones, 37,8% Da, 42,34% Db) y cefalópodos (4 taxones, 4,7% Da, 5,5% Db). Un grupo de 21 taxones presentaba valores de dominancia superiores al 1%, con *Clelandella miliaris* como principal especie dominante (14,9% Da), seguida de *T. ovata* (12,7% Da) y *Calyptraea chinensis* (11,2% Da). Otras especies tipificadoras fueron *Calliostoma granulatum*, *T. communis*, *Neopycnodonte cochlear*, *Trophonopsis muricata*, *Corbula gibba* y *T. ovoidea* (70,0 % de la contribución total acumulada). Las especies con mayores valores de biomasa fueron *Xenophora crispa* (37,1 % Db), *N. cochlear* (31,4 % Db) y *T. ovata* (6 % Db). Los gasterópodos *Bela menckhorsti*, *Lamellaria perspicua* y *Tritia varicosa* se encontraban entre las siete especies exclusivas encontradas en esta asociación.

-iv) **Asociación de fondos de arena gravosa del circalitoral** (CGS, 108-113 m prof.) (Fig. 5.4). Esta asociación se encontró principalmente en fondos de la plataforma de la dorsal de Alborán (más una estación frente a Vélez Málaga) y presentó la mayor riqueza, con 110 taxones pertenecientes a cuatro grupos. Los gasterópodos (64 taxones) y los bivalvos (38 taxones) fueron los grupos mejor representados, dominando estos últimos en términos de abundancia (82,7% Da) y biomasa (61,9% Db). El único poliplacóforo recogido en el presente estudio se encontró en esta asociación (*Polyplacophora* 1). Los bivalvos *N. cochlear* y *T. ovata*, junto con los gasterópodos *Clelandella miliaris* y *Orania fusulus* contribuyeron a la similitud de este grupo (59,4 % de la contribución total acumulada). Seis especies mostraron valores de dominancia superiores al 1%, incluyendo *N. cochlear* (63,1% Da), *T. ovata* (11% Da), *C. miliaris* (4% Da), *Arca tetragona* (2% Da) y las especies exclusivas *O. fusulus* (1,7% Da) y *Goodalia triangularis* (1,6% Da). En cuanto a los datos de biomasa, *N. cochlear* (40,3% Da), *X. crispa* (19,8% Da) y *A. tetragona* (16,2% Da) dominaron la asociación. Otros 57 taxones se recolectaron exclusivamente en esta asociación, incluyendo especies que parecen restringidas a la plataforma de la dorsal de Alborán como *Monophorus alboranensis* y *Trophonopsis alboranensis*.

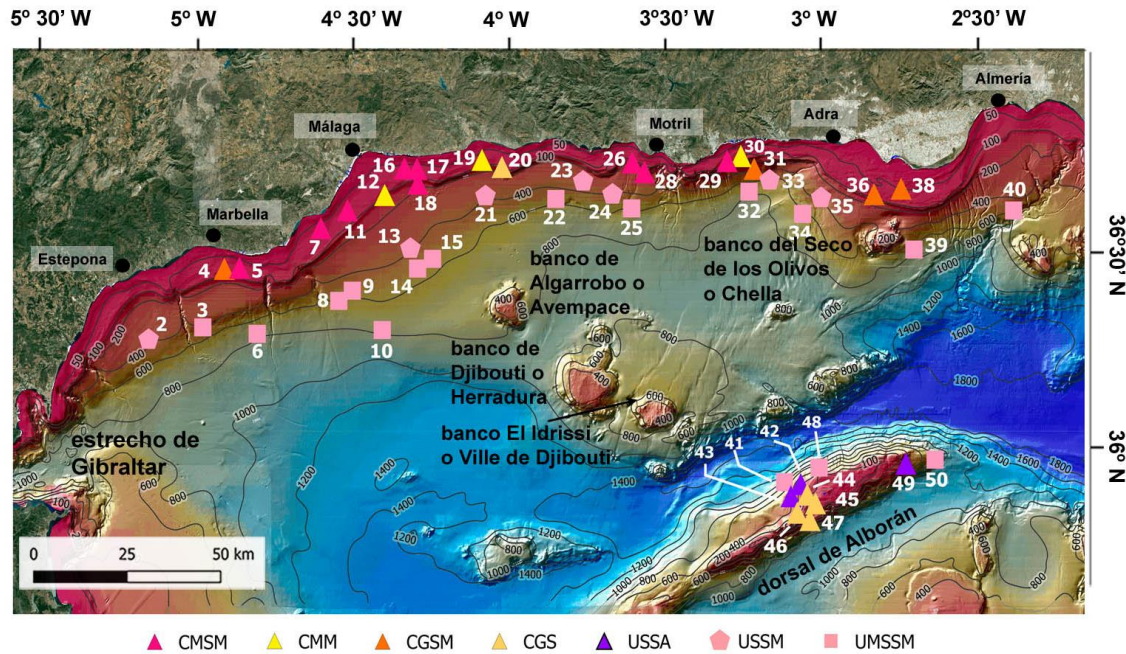


Figura 5.4. Distribución de las diferentes asociaciones de moluscos identificadas en el norte del mar de Alborán en base a las agrupaciones obtenidas en los análisis multivariantes (Clúster, SIMPROF y nMDS). CMSM: asociación de fondos de arena y fango del circalitoral; CMM: asociación de fondos mixtos fangosos del circalitoral; CGSM: asociación de fondos de arena fango gravosos del circalitoral; CGS: asociación de fondos de arena gravosa del circalitoral; USSA: asociación de fondos arenosos del talud superior de la dorsal de Alborán; USSM: asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior; UMSSM: asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior y medio.

-v) **Asociación de fondos arenosos del talud superior de la dorsal de Alborán (USSA, 286-407 m prof.)** (Fig. 5.4). Esta asociación presenta el menor número de taxones (16 taxones), siendo los gasterópodos el grupo mejor representado (7 taxones, 67,2% Da y 64,9% Db, respectivamente), seguidos de los bivalvos (6 taxones, 26,5% Da y 29,1% Db), los cefalópodos (2 taxones) y los escafópodos (1 taxón). Las especies *C. suturalis* y *Sepietta* sp. tipificaron esta asociación, representando el 79,4% de la contribución total acumulada. Todos los taxones de esta asociación mostraron valores de abundancia y biomasa superiores al 1%, siendo *Callumbonella suturalis* (26,9% Da), *Euspira fusca* (21,2% Da), *N. cochlear* (15. 4% Da) y *Pagodula echinata* (6,4% Da) las especies más abundantes en cuanto a número de individuos, y *X. crista* (29,7% Db), *N. cochlear* (27,1% Db) y *C. suturalis* (15% Db) en cuanto a biomasa. Las dos especies exclusivas observadas en esta asociación fueron el bivalvo *Ennucula decipiens* y el cefalópodo *Abralia (Asteroteuthis) veranyi*.

-vi) **Asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior (USSM, 320-407 m prof.)** (Fig. 5.4). Esta asociación estaba compuesta por 27 taxones y se caracterizaba por el predominio abrumador de *T. ovoidea* (80,4% Da y 60% Db). Los gasterópodos, con 12 taxones, dominaron sobre los bivalvos y los cefalópodos en términos de abundancia (87,6% Da) y biomasa (85,1%

Db). Entre las especies tipificadoras se encontraban *T. ovoidea*, *N. sulcata*, *E. fusca* y *Abra longicallus* (87,6 % de la contribución total acumulada). Estas mismas especies, junto con *Galeodea rugosa* (0,1% Da; 10,7% Db) fueron las dominantes en términos de biomasa. Los gasterópodos *Euspira grossularia*, *Eulimella scillae* y el cefalópodo *Stoloteuthis leucoptera* se encontraron exclusivamente en esta asociación.

- vii) **Asociaciones de fondos de fangos arenosos del talud superior y medio** (UMSSM, 298-774 m prof.) (Fig. 5.4). Esta asociación se encontró en el rango de profundidad y extensión más amplio, principalmente en el talud continental pero también en tres estaciones de muestreo del talud de la dorsal de Alborán, y presentó el mayor número de grupos de moluscos, incluyendo bivalvos (30 taxones), gasterópodos (28 taxones), cefalópodos (6 taxones), escafópodos (3 taxones) y solenogastos (1 taxones), con un total de 68 taxones. Los bivalvos dominaron en términos de número de taxones y abundancia (54,5% Da), mientras que los gasterópodos dominaron en términos de biomasa (70,5% Db). Los solenogastos se encontraron exclusivamente en esta asociación y estaban representados por *Neomenia carinata*, junto con los tres escafópodos (*Antalis agilis*, *Antalis panorma* y *Antalis* sp.) encontrados en el presente estudio. Esta asociación estaba tipificada por *Abra longicallus*, *Euspira fusca*, *Aporrhais serresiana*, *Cuspidaria cuspidata*, *N. sulcata* y *C. suturalis* (75,8% de la contribución total acumulada). Las especies *A. longicallus* (31,4% Da), *E. fusca* (12,6% Da) y *C. suturalis* (11% Da) fueron las más abundantes, mientras que *Galeodea rugosa* (20,5% Db), *A. longicallus* (18,9% Db) y *A. serresiana* (12,6% Db) mostraron los mayores valores de biomasa. Las especies exclusivas de esta asociación mostraron abundancias relativamente altas e incluyeron los gasterópodos *Buccinum humphreysianum* (1,7% Db) y *Colus jeffreysianus* (1,1% Db), junto con el bivalvo *Cochlodesma tenerum* (1,6% Db).

En cuanto a los indicadores ecológicos (Fig. 5.5), la riqueza de especies (S) fue significativamente mayor en la asociación CGS ($36,6 \pm 9,1$ especies haul⁻¹, Media $\pm$ error estándar), y menor en la asociación USSA ($7,3 \pm 3,0$ taxones haul⁻¹) (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 27,3$, $p < 0,05$). La abundancia (N) de moluscos fue significativamente mayor en la asociación CMM ($4521,9 \pm 1645$ ind. 1000 m⁻²), debido a la abundancia masiva de *T. communis*, y menor en la asociación USSA ($24,5 \pm 13,3$ ind. 1000 m⁻²) (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 31,9$, $p < 0,05$). La biomasa (B) fue significativamente mayor en la asociación CMSM ($3087,8 \pm 1564,5$ g 1000 m⁻²), que contribuyó al 60,3 % de la biomasa total recogida en todas las muestras, y menor en la asociación USSA ($28,9 \pm 21,9$ g 1000 m⁻²) (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 33,5$, $p < 0,05$). El índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') fue significativamente mayor en la asociación CGMS ($3,2 \pm$

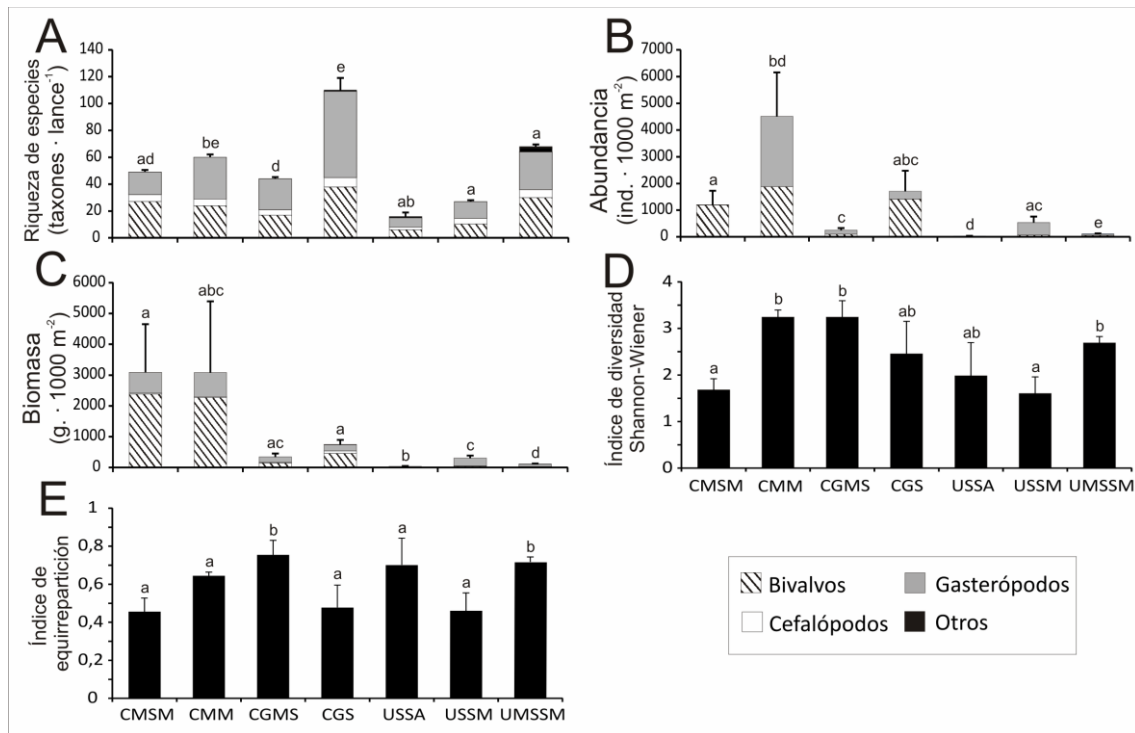


Figura 5.5. Riqueza de especies (taxones · lance⁻¹), abundancia (individuos · 1000 m⁻²), biomasa (g · 1000 m⁻²), índice de Diversidad de Shannon-Wiener y uniformidad de las Asociaciones de moluscos identificadas en los fondos blandos circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán en base a las agrupaciones de muestras detectadas en los análisis multivariantes (Clúster, SIMPROF y nMDS) (ver Figura 3). Media + error estándar. Otros: poliplacóforos, escafópodos y solenogastos. CMSM: asociación de fondos de arena y fango del circalitoral; CMM: asociación de fondos mixtos fangosos del circalitoral; CGMS: asociación de fondos de arena fango gravosos del circalitoral; CGS: asociación de fondos de arena gravosa del circalitoral; USSA: asociación de fondos arenosos del talud superior de la dorsal de Alborán; USSM: asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior; UMSSM: asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior y medio. Las letras sobre las barras de error muestran los resultados de las pruebas U de Mann-Whitney post hoc; letras diferentes distinguen medias significativamente diferentes a $P < 0,05$.

0,4 bits) y menor en la asociación USSM ($1,6 \pm 0,4$ bits) (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 18,4$, $p < 0,05$). Por último, la equirrepartición (J) fue significativamente mayor en la asociación CGMS ($0,76 \pm 0,08$) y menor en la asociación CMSM ($0,45 \pm 0,07$) (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 15,4$, $p < 0,05$). Las comparaciones por pares mediante la prueba U de Mann-Whitney detectaron que S de las asociaciones CGS y CMM presentaban diferencias significativas con el resto de grupos ($p < 0,05$), mientras que N y B mostraban diferencias significativas entre las asociaciones UMSSM y el resto de asociaciones ($p < 0,05$). En cuanto a H', CMSM y USSM mostraron diferencias significativas con las asociaciones CMM y CGMS, mientras que J de las asociaciones CGMS y UMSSM mostraron diferencias significativas con las asociaciones restantes ($p < 0,05$).

5.3.3 Relación de las variables ambientales con las asociaciones de moluscos

La ordenación de las muestras según el análisis CCA fue coherente con las asociaciones detectadas en el análisis Clúster (Fig. 5.6). La temperatura del agua de mar, el tamaño de grano medio y el contenido de carbonatos en los sedimentos no se consideraron en el CCA porque presentaban una correlación de Spearman superior a 0,9 con otras variables como la profundidad y el porcentaje de arena gruesa. El primer eje del CCA está relacionado con el contenido en materia orgánica (% OM), fango (% M) y profundidad, por lo que las estaciones de muestreo aparecieron distribuidas de izquierda a derecha del eje 1 siguiendo un incremento de estas variables (Tabla 5.3, Fig. 5.6). El segundo eje estaba relacionado principalmente con la salinidad y, en menor medida, con la profundidad (Fig. 5.6).

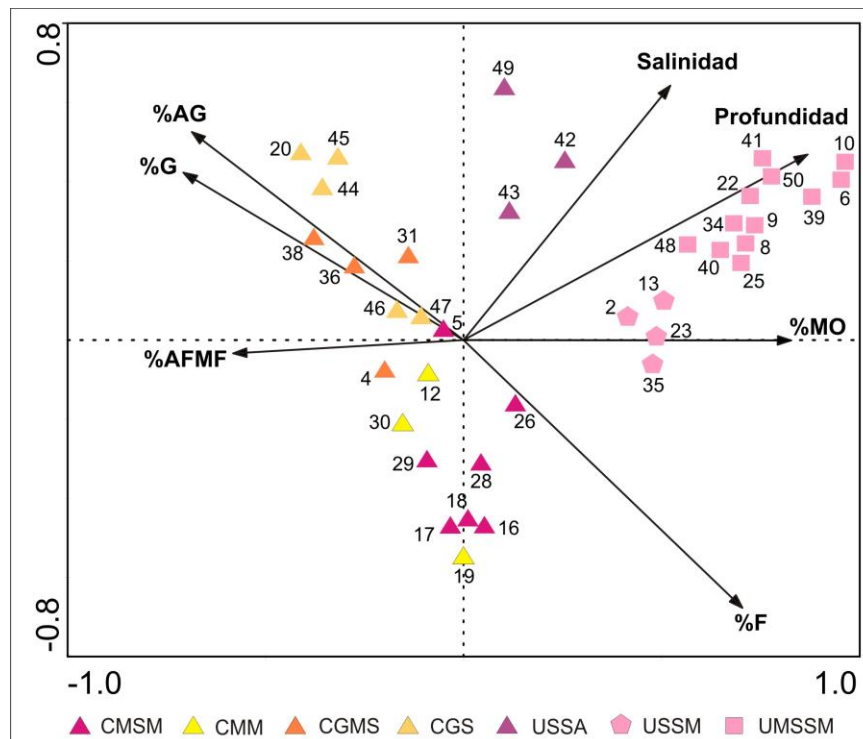


Figura 5.6. Resultados del análisis CCA mostrando la ordenación de las muestras (símbolos) a lo largo de ocho gradientes significativos (flechas negras). El color de las muestras corresponde a las diferentes asociaciones de moluscos interpretadas a partir del análisis multivariante. CMSM: asociación de fondos de arena y fango del circalitoral; CMM: asociación de fondos mixtos fangosos del circalitoral; CGMS: asociación de fondos de arena fango gravosos del circalitoral; CGS: asociación de fondos de arena gravosa del circalitoral; USSA: asociación de fondos arenosos del talud superior de la dorsal de Alborán; USSM: asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior; UMSSM: asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior y medio. % M, porcentaje de fango; % OM, porcentaje de materia orgánica; % CS, porcentaje de arena gruesa; % G, porcentaje de grava; % FVFS, porcentaje de arena fina y muy fina.

La ubicación de cada muestra con respecto a cada flecha representa las variables ambientales predominantes. En este eje, las muestras de las tres asociaciones de talud (UMSSM, USSA, USSM) se distribuyen en el cuadrante superior derecho de la CCA siguiendo un incremento de la profundidad, salinidad y % MO. Las muestras de la asociación CGS (plataforma de la dorsal de Alborán) se sitúan en el cuadrante superior izquierdo de la CCA tras un aumento del contenido de grava y arena gruesa. La asociación CGMS se caracteriza por fondos fangosos. Por último, las muestras de las asociaciones CMM y CMSM (las más superficiales, que se encuentran en sedimentos de fango y arena) se sitúan en el cuadrante inferior izquierdo de la CCA tras una disminución de la profundidad y un aumento parcial del porcentaje de arena fina y muy fina y fango. Los ejes I y II fueron los más importantes en la ordenación del CCA, acumulando el 21,1% de la varianza especie y el 57,8% de la varianza especie-ambiente (Tabla 5.3). La prueba de Monte Carlo fue significativa para todos los ejes canónicos ($p < 0,001$).

Tabla 5.3. Resultados de la correspondencia canónica Resultados del análisis canónico de correspondencias (ACC) para las asociaciones de moluscos identificadas en los fondos blandos circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán.

	Eje I	Eje II
Profundidad	0.8517	0.4539
Salinidad	0.5116	0.6223
% Gravas (% G)	-0.6936	0.4093
% Arena gruesa (% CS)	-0.6730	0.5091
% Arena fina y muy fina (% FVFS)	-0.5704	-0.0328
% Fango (% M)	0.6900	-0.6553
% Materia Orgánica (% MO)	0.8105	0.0013
Correlaciones especies-ambiente:	0.981	0.969
Porcentaje acumulado de la varianza		
de las especies:	11.2	21.1
de la relación especies-ambiente :	30.6	57.8

5.4 Discusión

5.4.1 Diversidad de moluscos

El presente capítulo ha mostrado una buena representación de la diversidad de moluscos de fondos blandos circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán, con 215 taxones pertenecientes a 6 Clases diferentes. El número de taxones de moluscos de estos fondos debe ser aún mayor, ya que no se ha considerado un estudio detallado de las tanatocenosis, que suelen aumentar considerablemente el número de especies de moluscos (Utrilla et al. 2020; Caballero-Herrera et al. 2021;). Los moluscos representan uno de los Filos más diversos en los fondos blandos del norte del mar de Alborán en todos los rangos de profundidad y tipos de sedimento (Urre et al. 2011; Gofas et al. 2014b; Marina et al. 2015; Ciércoles et al. 2018), con un número de especies superior al de otras zonas del mar Mediterráneo (Di Geronimo et al. 2005; Mastrototaro et al. 2010), mar Cantábrico (Serrano et al. 2011; 2017) y golfo de Cádiz (González-García et al. 2020). El listado faunístico es destacable teniendo en cuenta que la mayoría de las estaciones de muestreo se localizan en caladeros con una actividad de arrastre de fondo de moderada a alta, siendo ampliamente conocido que el arrastre de fondo puede causar un impacto sobre los hábitats y las comunidades bentónicas asociadas, incluidos los moluscos (Hall, 1994; Kaiser et al. 2002; Tillin et al. 2006; De Juan & Demestre, 2012; Dannheim et al. 2014;).

En cuanto a la malacofauna del mar de Alborán, el número total de taxones reportado en el presente capítulo fue superior al reportado por Ciércoles et al. (2018) (101 taxones de moluscos de 3 Clases) en los mismos fondos sedimentarios pero muestreados con un arte de arrastre con puertas. Los gasterópodos y bivalvos estuvieron mejor representados en comparación al estudio de Ciércoles et al. (2018), con 120 y 75 taxones frente a 41 y 27 taxones, respectivamente. Sin embargo, los cefalópodos estuvieron mucho mejor representados en el estudio de Ciércoles et al. (2018) (34 taxones frente a 15 taxones). Estas diferencias pueden explicarse porque el arrastre con puertas captura generalmente de manera eficiente moluscos demersales, pero solo algunos de los moluscos epifaunales y endofaunales. Por el contrario, el Beam-trawl captura generalmente las especies epifaunales y endofaunales grandes y pequeñas, pero no es un método eficaz para las especies demersales. Estos dos estudios ponen de relieve la importancia de combinar métodos de muestreo en los estudios de biodiversidad y también en los programas de seguimiento en el marco de diferentes directivas (ej. la Directiva Marco sobre las Estrategias Marinas), con el fin de obtener información precisa

y detallada sobre la composición y estructura de las asociaciones bentónicas (Rueda et al. 2009b; Ciércoles et al. 2018; Utrilla et al. 2020).

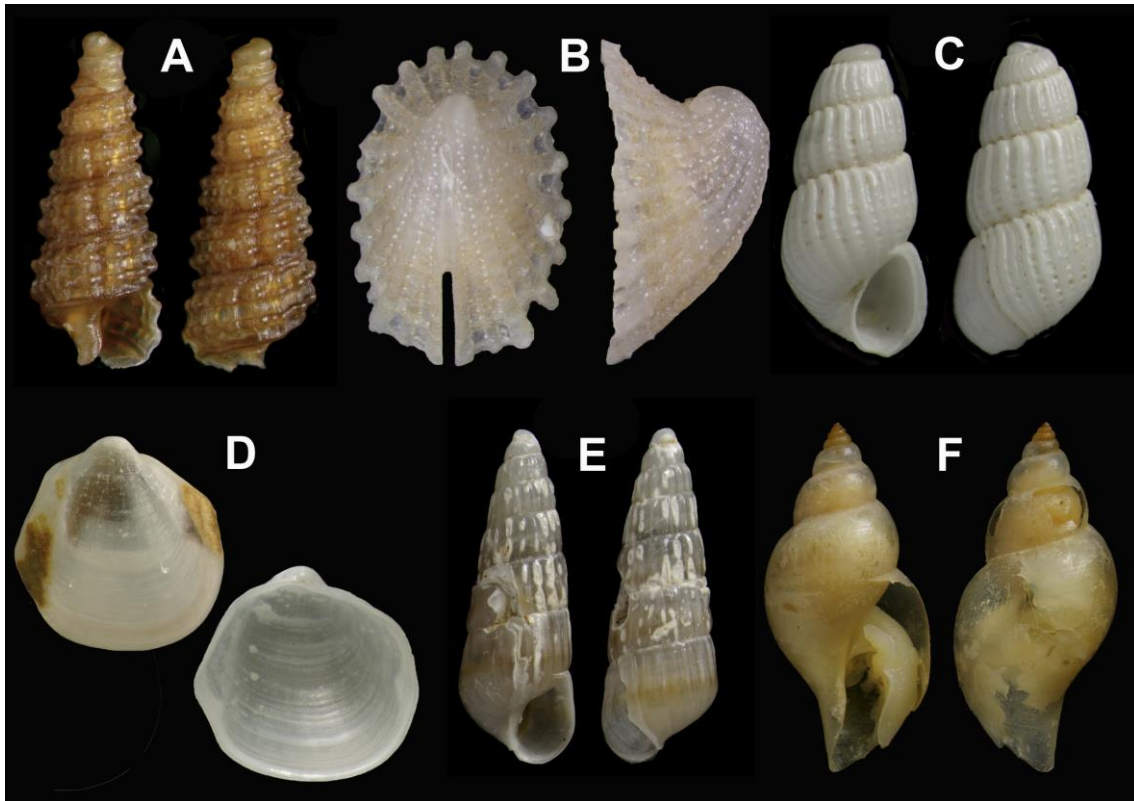


Figura 5.7. Algunas especies poco comunes de moluscos recolectados en las muestras de Beam-trawl durante las campañas MEDITS 2014, 2015 y 2016 en los fondos circalitorales y batiales sedimentarios de la cuenca norte del mar de Alborán. A: *Cerithiopsis nofronii* (2.2 mm); B: *Emarginula pustula* (2.1 mm); C: *Parthenina palazzii* (1.8 mm); D: *Thyasira obsoleta* (1.6 mm); E: *Turbonilla amoena* (4 mm); D: *Xanthodaphne dalmasi* (11 mm).

Un total de 114 taxones de moluscos (>50% del número total de taxones del presente estudio) se detectaron en estaciones de muestreo de la dorsal de Alborán (principalmente en su plataforma), encontrándose las especies *Fusiturris similis*, *Similipecten similis* y *Xenophora crista* entre las especies características de los fondos coralígenos localizados en la plataforma de Alborán (Peñas et al. 2006). Además, 51 taxones se recolectaron exclusivamente en la dorsal de Alborán (ej. *Anatoma aspera* y *Parvamussium fenestratum*), incluyendo el gasterópodo endémico *Trophonopsis alboranensis*, así como algunas especies raras como *Emarginula pustula* (primer registro para el mar de Alborán), *Parthenina palazzii* (encontrada y descrita en el mar Adriático a 30-60 m prof.; Micali, 1984), *Epitonium linctum* (citada anteriormente en la plataforma de Alborán y el banco de Avempace) y *Cerithiopsis nofronii* (conocida en pocas localidades de la cuenca occidental del Mediterráneo, incluido Alborán) (Gofas et al. 2011) (Fig. 5.7). La dorsal de Alborán representa un punto caliente de

biodiversidad muy importante para el mar de Alborán y el Mediterráneo (Moreno 2006; Templado et al. 2006). Su plataforma está muy afectada por la entrada de masas de agua atlánticas, que influyen en la composición de las comunidades biológicas asociadas a la plataforma (Templado et al. 2006), con una alta biodiversidad documentada para varios grupos faunísticos, incluyendo moluscos (Peñas et al. 2006) y esponjas (Sitjà & Maldonado 2014). El aislamiento de la dorsal de Alborán de las plataformas continentales por mesetas de más de 1000 m de profundidad puede servir de refugio para muchas especies, incluyendo poblaciones relictas de especies desaparecidas (o extremadamente raras) en otras zonas del margen continental (Baro et al. 2012; Gofas et al. 2014b).

Otro grupo de especies raras incluiría *Xanthodaphne dalmasi* (primera cita para aguas españolas), *Turbonilla amoena* (primera cita para aguas andaluzas), *Thyasira obsoleta*, *Drilliolla emendata*, *Tiberia minuscula*, *Spirotropis monterosatoi* y *Philine monterosati*. Las condiciones hidrodinámicas locales de la cuenca de Alborán, con la influencia de las aguas atlánticas, las fuertes corrientes de fondo y las surgencias costeras ricas en nutrientes, podrían explicar la existencia de tantas especies raras y poco comunes en la zona de estudio. Además, la situación geográfica del mar de Alborán favorece la coexistencia de especies con afinidades diferentes, como las procedentes del Atlántico nororiental (ej. *Astarte sulcata*, *Thyasira granulosa*, *Gymnobela abyssorum*), el Atlántico templado y subtropical (ej. *Bela atlantidea*, *Tritia denticulata*) y el Mediterráneo (ej. *Pitar mediterraneus*, *Lepetella espinosae*, *Tritia coralligena*).

5.4.2 Asociaciones de moluscos

Las asociaciones identificadas en los fondos de la plataforma (circalitoral) mostraron una menor similitud intragrupal en comparación con las asociaciones identificadas en los fondos del talud superior y medio (batal) (Fig. 5.3). Esto podría ser el resultado de la mayor heterogeneidad ambiental en la plataforma en comparación con el talud, tal y como detectaron previamente Ciércoles et al. (2018) en la misma zona. De hecho, las asociaciones circalitorales parecen estar vinculadas a la tipología de los sedimentos, ya que en la plataforma suele haber una mayor variedad de tipos de sedimentos que en el talud del mar de Alborán (Ciércoles et al. 2018; este estudio). La asociación de fondos de arena y fango del circalitoral (CMSM) y la asociación de fondos mixtos fangosos del circalitoral (CMM) mostraron algunas similitudes. Estas asociaciones se dieron en fondos de fango y arena, con porcentajes similares de materia orgánica (% MO) y carbonatos (% CaCO₃), y mostraron los valores más altos de abundancia (N) y biomasa (B). Las especies típicas de estas asociaciones incluían *Turritellinella*

communis (especie dominante en ambas asociaciones), *Chamelea striatula*, *Saccella commutata*, *Nucula sulcata*, *Sorgenfreispira brachystoma* y *Venus nux*. Algunas de estas especies también se han encontrado como dominantes en asociaciones similares de fondos circalitorales de otras zonas del norte del mar de Alborán (bahía de Málaga: Díaz et al. 2017; Moya-Urbano et al. 2019; cerca de Motril: Marina et al. 2015), y el mar Mediterráneo (Karakassis y Eleftheriou, 1997; Çinar et al., 2012). Este tipo de asociaciones presentan fuertes similitudes con la "*Biocénose des vases terrigenes cotieres*" descrita por Pérès & Picard (1964) para el Mediterráneo, y el hábitat "*Fangos terrígenos costeros infralitorales y circalitorales*" (código 03040309) del inventario español de Hábitats Marinos (Templado et al. 2012).

Otras asociaciones de moluscos de fondos de plataforma (circalitorales) fueron las asociaciones de fondos de arena y fango gravosos del circalitoral (CGMS) y de fondos de arena gravosa del circalitoral (CGS), que aparecen en fondos con un alto porcentaje de arena (más del 80%), junto con algunas gravas (principalmente bioclastos) y fango. Estos sedimentos están compuestos en parte por conchas de moluscos, así como restos de rodolitos, corales y briozoos, especialmente en aquellas estaciones de muestreo de la plataforma de la dorsal de Alborán (Hernández-Molina, 1993). Esto podría explicar que estas estaciones mostraran el mayor % de CaCO_3 en el sedimento. Las especies dominantes de estas asociaciones fueron muy similares e incluyeron *Clelandella miliaris*, *Timoclea ovata*, *Neopycnodonte cochlear*, *Calyptrea chinensis*, *Arca tetragona* y *Xenophora crispa*, entre otras. Algunas de estas especies son comunes en fondos blandos circalitorales y han sido encontradas por Marina et al. (2015) y Círcoles et al. (2018) en fondos detríticos costeros del mar de Alborán, y en similares del Mediterráneo occidental (Desbruyères et al. 1972; Bourcier, 1978) y del mar Jónico (Zenetos et al. 1997).

La asociación CGS destacó por su extraordinaria diversidad, mostrando el valor más alto del índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') junto con un gran número de especies exclusivas, especialmente la estación de muestreo BT15_14 (recogida en la plataforma de Alborán) con 70 taxones, 27 de ellos detectados exclusivamente en esta estación. Algunas de estas especies eran gasterópodos pertenecientes a las familias Triphoridae (*Monophorus thiriota*, *M. alboranensis* y *Marshallora adversa*), Fissurellidae (*Emarginula adriatica* y *Emarginula fissura*), Epitoniidae (*Epitonium algerianum*, *Epitonium celesti* y *E. linctum*), Cerithiopsidae (*Cerithiopsis scalaris* y *C. nofronii*), Pyramidellidae (*Parthenina multcostata* y *P. palazzii*), Architectonicidae (*Solatisonax alleryi*) o Scissurellidae (*Scisurella costata*), lo que refleja una gran diversidad de otros invertebrados, principalmente organismos sésiles como esponjas (*Axinella spatula*,

Haliclona mucosa) y cnidarios (*Eunicella filiformis*, *Alcyonium palmatum*) de los cuales se alimentan dichos moluscos.

El bivalvo *N. cochlear* era muy abundante en la asociación de CGS. Se trata de una especie estructurante del hábitat que aumenta la complejidad del fondo y la fauna asociada al proporcionar refugio a muchos organismos (Tolley et al. 2005; Angeletti & Taviani, 2020). El sedimento donde se encontró esta asociación de CGS contiene abundantes restos de estructuras orgánicas carbonatadas (ej. conchas de moluscos, esqueletos de escleractinios y briozoos, rodolitos) y el hábitat es comúnmente conocido como "*Fondos detríticos costeros*" en base a Pérès & Picard (1964) y muestra similitudes con el Hábitat "*Fondos detríticos biógenos infralitorales y circalitorales*" (código 0304051) del inventario español de Hábitats Marinos (Templado et al. 2012). Esta característica promueve la existencia de diferentes microhábitats que favorecen una diversificación de los nichos ecológicos para una fauna diversificada en comparación con los fondos blandos homogéneos (Frontier & Pichod-Viale 1993; Snelgrove & Butman, 1994; Shin & Ellingsen, 2004; Labruno et al. 2008; Urra et al. 2011; Marina et al. 2015; Rueda et al. 2021). Todo ello explicaría en parte la singularidad y relevancia ecológica de las comunidades bentónicas establecidas en la plataforma de la dorsal de Alborán (Gofas et al., 2014a).

En los fondos de talud (batiales), la asociación de fondos arenosos del talud superior de la dorsal de Alborán (USSA) se detecta en fondos con arena fina y muy fina con algo de fango, además de un moderado % de CaCO_3 . Esta asociación presenta los valores más bajos en riqueza de especies (S), N y B, lo que podría estar relacionado con la degradación de estos fondos por la actividad de arrastre de fondo (Tudela, 2004). No obstante, algunas de las especies dominantes de esta asociación (ej. *Callumbonella suturalis*, *Euspira fusca*, *Calliostoma granulatum* o *Pagodula echinata*, entre otras) se encontraron a profundidades similares en Avempace Bank (Gofas et al. 2014b), donde se registró una extraordinaria diversidad de moluscos (156 taxones). Ese elevado número de taxones señalado por Gofas et al. (2014b) está probablemente relacionado con las características de los sedimentos de la zona, ya que los fondos blandos de Avempace Bank son más gruesos (un hábitat algo más complejo) con abundantes crinoideos (principalmente *Leptometra phalangium*).

La asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior (USSM) y la asociación de fondos de fangos arenosos del talud superior y medio (UMSSM) se detectaron a mayor profundidad, especialmente esta última, y ambas representan casi el 50% de todas las estaciones de muestreo del presente estudio. Estos fondos se caracterizan por altos

porcentajes de fango (más del 80%) y por los mayores valores de % MO, ambas asociaciones guardaban bastantes similitudes con la "*Biocénose des fonds detritiques du large*" descrita por Pérès & Picard (1964) y el Hábitat "*Fangos batiales*" (código 040202) (Templado et al. 2012). A pesar de las similitudes sedimentológicas y de taxones dominantes entre las asociaciones USSM y UMSSM, S, H' y la equirrepartición (J) mostraron valores medios más altos en la asociación UMSSM (diferencias significativas sólo para H' y J), mientras que los valores medios de N y B fueron significativamente más altos USSM. Esto podría estar relacionado con la gran abundancia de algunas especies dominantes como *Tritia ovoidea* y *Nucula sulcata*. Además, el valor de S más bajo encontrado en la asociación USSM podría estar relacionado con tipos de fondo muy homogéneos, el alto % OM (Lenihan & Micheli, 2001; Quintino et al. 2001), y un rango de profundidad más estrecho (la asociación USSM ocurre entre 320-407 m prof., mientras que la asociación UMSSM ocurre entre 298-774 m prof.). No obstante, el número total de taxones de esta asociación (UMSSM: 68 taxones) es superior al registrado en fondos y rangos de profundidad similares de otras aguas europeas (mar de Mármara: 28 taxones en Dogan et al. 2016; mar Cantábrico: 59 taxones en Serrano et al. 2006). Las similitudes observadas entre las asociaciones USSM y UMSSM sugerirían que representan facies de una misma comunidad que habita en fondos de fango arenoso profundo, ya que el talud continental superior y medio aquí estudiado no implica fuertes cambios ambientales, y en ocasiones estas facies son transiciones entre diferentes pequeños cambios sedimentarios o rangos de profundidad (Zavodnik et al. 1985; Somaschini et al. 1998; Labrune et al. 2008; Marina et al. 2015).

5.4.3 Factores ambientales

La distribución espacial de las asociaciones de moluscos identificadas en la plataforma y el talud del norte del mar de Alborán y la dorsal de Alborán respondería a variables ambientales relacionadas con la profundidad y a las características del sedimento, como el tamaño del grano y el contenido en materia orgánica. Estos factores se han señalado como relevantes en asociaciones de moluscos infralitorales y circalitorales de otras zonas europeas (Koulouri et al. 2006; Lourido et al. 2006; Cacabelos et al. 2008; Labrune et al. 2008), incluyendo el norte del mar de Alborán (Urrea et al. 2011; Marina et al. 2015; Ciércoles et al. 2018). Las variables sedimentológicas están fuertemente vinculadas a la distribución de las comunidades bentónicas de fondos blandos (Labrune et al. 2007; Dogan et al. 2016) y, junto con las condiciones hidrológicas locales, podrían desempeñar un papel sinérgico en la composición de

las comunidades macrobentónicas (Pancucci-Papadopoulou et al. 1999). Se han señalado otras variables ambientales como impulsoras de la estructura y distribución de los conjuntos faunísticos, como la temperatura del agua, las corrientes del fondo, la concentración de oxígeno disuelto y la disponibilidad de alimento (Wildish, 1977; Wilson, 1990; Gray, 2002; Kaiser et al. 2005). Desafortunadamente, algunas de estas variables no pudieron medirse en el presente estudio y pueden representar pasos adicionales para mejorar el conocimiento sobre los factores que modulan la distribución de las asociaciones bentónicas en un punto caliente de biodiversidad como es el mar de Alborán.

A pesar de su elevada biodiversidad, el mar de Alborán está sometido a varias presiones relacionadas con las actividades humanas como la urbanización costera, el vertido de aguas residuales, la elevada actividad pesquera y la navegación marítima (Robles, 2010), y la anteriormente considerada prístina dorsal de Alborán no es una excepción (Gofas et al. 2014b). La asociación CGS, que se encuentra esencialmente en la plataforma de Alborán (110 m prof.), mostró la mayor diversidad y número de taxones exclusivos (70 taxones), siendo un área relativamente bien conservada. Por otro lado, la asociación USSA (>280 m prof.) mostró los valores más bajos de S, N y B, lo que podría estar relacionado con una intensa actividad de arrastre de fondo dirigida principalmente a la gamba roja, estando la presión pesquera limitada al fondo profundo del talud de la dorsal de Alborán (Ciércoles et al. 2018). Es ampliamente conocido que la actividad de arrastre de fondo afecta a hábitats y comunidades (Hiddink et al. 2006; Tillin et al. 2006), incluyendo algunas especies de invertebrados (Sardá, 1997; De Ambrosio, 1998; Tudela, 2004). El arrastre de fondo puede perturbar los fondos fangosos y arenosos, provocando cambios en la estructura tanto del sistema de soporte físico como de las asociaciones biológicas, ya que las redes de arrastre remueven el lecho marino, generan resuspensión de sedimentos, cambian el tamaño del grano, destruyen las formas del lecho y eliminan o dispersan especies no objetivo (Pranovi et al. 2000; Tudela, 2004). Además, Ball et al. (2000) destacaron que los sedimentos fangosos son mucho más sensibles a las alteraciones causadas por el arrastre que otros sedimentos, ya que las puertas de las redes de arrastre penetran en ellos más profundamente, pudiendo afectar en mayor medida a las especies bentónicas y demersales. En este sentido, las asociaciones faunísticas de fondos sedimentarios profundos son menos adaptables a los cambios en los regímenes sedimentarios y a las perturbaciones externas, siendo más vulnerables a los impactos porque las tasas de recuperación son mucho más lentas (Jones, 1992; Ball et al. 2000).

CAPÍTULO 6

Asociaciones de equinodermos de fondos sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán: diversidad, distribución y relación con las variables ambientales

En revisión: Moya-Urbano E., Urrea J., Manjón-Cabeza E., Gallardo-Núñez M., Mateo-Ramírez Á., Farias C., Moya F., Bárcenas P., García-Ruiz C., Rueda J.L., 2023. Echinoderms assemblages from circalittoral and bathyal sedimentary habitats of the northern Alboran Sea (Western Mediterranean): Diversity, distribution and their relationships with environmental variables. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*

6. Asociaciones de equinodermos de fondos sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán: diversidad, distribución y relación con las variables ambientales

6.1 Introducción

El mar de Alborán es uno de los “hot spots” de biodiversidad más significativos dentro del mar Mediterráneo (Bianchi & Morri, 2000; Templado, 2011, 2021; Mateo-Ramírez et al. 2021; Rueda et al. 2021). Y esto es debido a su ubicación única en la parte más meridional del continente europeo y en las proximidades del estrecho de Gibraltar, favorecido por unas características ambientales excepcionales que incluyen unas condiciones hidrodinámicas muy particulares, con afloramientos de aguas profundas ricas en nutrientes que promueven una elevada productividad (Parrilla & Kinder, 1987; Sarhan et al. 2000). Su posición geográfica entre diferentes regiones biogeográficas favorece la convergencia de especies de cada una de ellas, junto con algunos endemismos (Gallardo-Roldán et al. 2017; Rueda et al. 2010, 2021; Urra et al. 2017). Esto, unido a la gran variedad de tipos de fondos marinos y estructuras submarinas (Palomino et al. 2015; Rueda et al. 2021; Templado et al. 2013) contribuye a que la diversidad de hábitats en el mar de Alborán sea mayor que en otras regiones del Mediterráneo y del Atlántico nororiental (García Raso et al. 2010; Templado, 2011; Rueda et al. 2021).

Los equinodermos, con más de 7500 especies descritas (basado en WORMS), están presentes en todos los hábitats marinos y desempeñan un importante papel ecosistémico con especies destacadas (Manjón-Cabeza et al. 2014; 2021), o incluso dominantes en hábitats específicos (Iken et al. 2010; Hughes et al. 2012). A pesar del creciente conocimiento sobre su taxonomía y sistemática, los estudios sobre el papel ecológico de los equinodermos y sobre la composición y estructura de las asociaciones de equinodermos son escasos en comparación con los de otros grupos de invertebrados. Esta información es esencial para mejorar el conocimiento sobre los ecosistemas mediterráneos, representando el 2,2 % de la diversidad global de equinodermos (Coll et al. 2010). En cuanto a los equinodermos del mar de Alborán, la mayoría de los estudios previos se han centrado en fondos infralitorales (Sibuet, 1974; Manjón-Cabeza et al. 2014), en lugares o hábitats puntuales (Rodríguez & Ibáñez, 1976; Ocaña

et al. 1982; López-Ibor, 1984; Salas et al. 1988), sobre la distribución de poblaciones larvarias (Pedrotti & Fenaux, 1996), o sobre en una especie singular (Pérez-Ruzafa & López-Ibor, 1986; Templado & Moreno, 1996), siendo los estudios muy escasos para hábitats circalitorales y batiales. Los estudios mencionados generalmente incluían listados faunísticos, a veces con claves de identificación, datos ecológicos y distribucionales de algunas especies (Ocaña & Pérez-Ruzafa, 2004; Templado et al. 2006; Manjón-Cabeza et al. 2014), pero raramente trataban sobre la composición y estructura de las asociaciones (Palma-Sevilla, 2015).

En el mar de Alborán, las características geomorfológicas específicas y la diversificación de los fondos proporcionan diferentes hábitats sedimentarios, contribuyendo al enriquecimiento de las comunidades faunísticas de los mismos (Rueda et al. 2021). Sin embargo, los hábitats sedimentarios del norte del mar de Alborán están sometidos a continuas perturbaciones (ej. acuicultura, extracción de recursos minerales, vertidos de aguas residuales), siendo la actividad pesquera de arrastre la principal presión (Robles, 2010). Este tipo de pesca opera principalmente en fondos blandos, lo que impacta negativamente en el fondo marino y afecta directamente a las especies bentónicas y demersales (Pranovi et al. 2000; Ball et al. 2000; Tudela, 2004; Baro et al. 2021; González et al. 2021). Algunas de estas especies son especialmente vulnerables a los impactos porque sus tasas de recuperación son más lentas que las de otra fauna marina (Jones, 1992; Ball et al. 2000). La caracterización de las comunidades de los hábitats de fondos blandos del mar de Alborán es importante para mejorar la información ecológica de referencia que posteriormente puede ser utilizada en programas de seguimiento bajo directivas europeas (ej. Directiva Hábitat, Directiva Marco de Estrategia Marina; Directiva 2008/56/CE) y para detectar perturbaciones causadas por actividades antrópicas sobre estos hábitats sedimentarios (Clark et al. 2016; Gislason, 2003; Törnroos et al. 2015).

El presente capítulo pretende (1) aumentar el escaso conocimiento sobre la composición y estructura de las asociaciones de equinodermos que habitan los fondos blandos circalitorales y batiales del margen norte del mar de Alborán; (2) analizar los patrones de distribución espacial de estas asociaciones; y (3) explorar las posibles relaciones entre la estructura y distribución de las asociaciones con las variables ambientales. El estudio se basa en la hipótesis de que en los hábitats sedimentarios circalitorales y de talud del norte del mar de Alborán pueden darse diferentes asociaciones de equinodermos debido al efecto combinado de la profundidad y el tipo de sedimento, como se ha detectado en otras partes del mundo.

6.2 Material y Métodos

6.2.1 Área de estudio

La cuenca norte del mar de Alborán se sitúa al sur de la península Ibérica, el cual se extiende desde el estrecho de Gibraltar (punta Europa) hasta cabo de Gata en Almería, incluyendo la dorsal de Alborán y la isla de Alborán (Fig. 6.1). La dinámica marina del mar de Alborán es compleja debido a la influencia del océano Atlántico y la cercanía al estrecho de Gibraltar. La corriente de agua atlántica superficial que entra en el mar de Alborán forma un giro anticiclónico debido al efecto Coriolis y a la morfología de la costa sur ibérica y del talud continental superior (Parrilla & Kinder, 1987), dando lugar a afloramientos costeros casi constantes de aguas profundas ricas en nutrientes provocando una elevada productividad del plancton en algunas zonas costeras del noroeste del mar de Alborán (Parrilla et al. 1986; Sarhan et al. 2000). A esto hay que sumar la convergencia de especies de varias regiones biogeográficas y la heterogeneidad de sus fondos marinos (Bianchi & Morri, 2000; Templado 2011; Palomino et al. 2015; Mateo-Ramírez et al. 2021; Rueda et al. 2021; Templado et al. 2021) Todas estas características contribuyen a que el mar de Alborán sea considerado un punto caliente de productividad primaria y biodiversidad dentro del mar Mediterráneo (Rodríguez et al. 1982; Vargas et al. 2007, 2021) (Información ampliada se ofrece en el Capítulo 2, sección 2.1).

La morfología del fondo marino del mar de Alborán se caracteriza principalmente por altas extensiones de fondos blandos compuestos por sedimentos muy finos (Rey & Medialdea, 1989), pero también presenta estructuras de interés ecológico como cañones submarinos, montículos carbonatados, fondos contorneados y bancos de diferentes alturas y orígenes geológicos (Sautkin et al. 2003; Palomino et al. 2011; Pardo et al. 2011; Ercilla et al. 2021). El margen septentrional de la plataforma continental se sitúa entre 4 y 14 km, pero se ensancha hasta aproximadamente 20 km en algunas zonas con importantes acumulaciones de sedimentos de origen fluvial (ej. los ríos Guadalmedina y Guadalhorce en la bahía de Málaga) o con altos procesos estructurales y/o volcánicos (cabo de Gata, Almería) (Vázquez, 2005; Ercilla et al. 2021). En el centro de la cuenca del mar de Alborán emerge la isla de Alborán (642 m de longitud y 265 m de anchura), situada sobre la dorsal de Alborán que es una antigua dorsal volcánica con una plataforma sumergida de 45 km de longitud y 10 km de anchura que se caracteriza por crestas, terrazas y escarpes tectónicos (Bárcenas et al. 2004). Los sedimentos de esta plataforma son más gruesos y están compuestos por carbonatos debido a la presencia

de restos bioclásticos y rodolitos (Hernández-Molina, 1993). (Información ampliada se da en el Capítulo 2, sección 2.2).

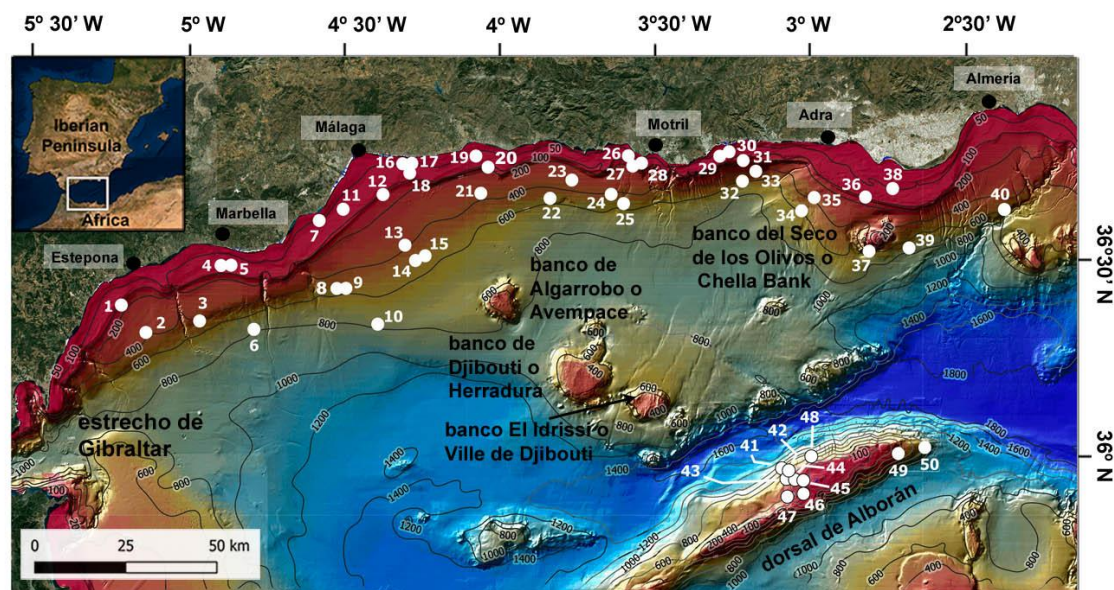


Figura 6.1. Localización de las muestras recogidas con Beam-trawl en fondos blandos circalitorales y batiales del sector norte del mar de Alborán y la dorsal de Alborán.

6.2.2 Muestreo y recolección de datos

Los datos analizados en este trabajo proceden de las campañas oceanográficas de arrastre de fondo MEDITS (Bertrand et al. 2002; Spedicato et al. 2019) de abril a mayo en 2014, 2015 y 2016 a bordo del B/O Miguel Oliver.

Las características de la columna de agua, como la salinidad y la temperatura, se registraron cerca del fondo en cada estación de muestreo con un CTD SBE-37. Se recogieron muestras de sedimentos con un colector de sedimentos para conocer las características de los sedimentos (p. e. granulometría, materia orgánica) de las distintas estaciones de muestreo (7 estaciones no pudieron muestrearse debido a fallos durante muestreo). y separadas por clases granulométricas según Wentworth (1922) en: grava (> 2 mm), arena (2 mm – 63 μ m), limo (63 – 4 μ m) y arcilla (< 4 μ m). El porcentaje de materia orgánica y carbonatos se estimaron mediante el método “Loss on Ignition” (Heiri et al. 2001). (Información ampliada se ofrece en el Capítulo 3, sección 3.1.1). Estos porcentajes no pudieron obtenerse en nueve estaciones de muestreo porque la cantidad de sedimento recogida no era lo suficiente como para realizar análisis de distribución granulométrica y estimaciones de los porcentajes de materia orgánica y carbonato.

Las muestras de fauna se recogieron con un Beam-trawl (BT) o patín epibentónico. Se realizaron un total de 50 lances de BT desde 40 hasta 776 m de profundidad desde Estepona hasta Almería, incluyendo la dorsal de Alborán (no se realizaron muestreos a menos de 100 m de profundidad en la dorsal de Alborán debido a las medidas de conservación de hábitats dentro de la AMP). Se muestrearon diferentes estratos de profundidad y tipos de sedimentos para estudiar la variabilidad de las asociaciones de moluscos en los diferentes hábitats sedimentarios del norte del mar de Alborán. En general, el muestreo se realizó mediante arrastre a una velocidad aproximada de 1,8-2 nudos durante 10 minutos (estaciones de muestreo situadas en la plataforma) y 15 minutos (estaciones de muestreo situadas en el talud). El área de muestreo se estimó en cada caso a partir de la distancia arrastrada y la apertura horizontal del patín epibentónico.

La fauna recogida en cada muestra se tamizó a bordo, y se identificó hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Todos los individuos fueron contados y pesados con una precisión de 0,1 g. Parte del material recogido se ha depositado en la colección de referencia de invertebrados del Centro Oceanográfico de Málaga (Instituto Español de Oceanografía-CSIC). Todos los nombres taxonómicos se comprobaron con el Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS) (<http://www.marinespecies.org/>). No se tuvo en cuenta la tanatocenosis. (Información ampliada se ofrece en el capítulo 3, sección 3.1.2).

6.2.2 Análisis de datos

Los datos de abundancia y biomasa de cada taxón de equinodermo se estandarizaron a 1000 m² según el área muestreada de cada lance, para permitir comparaciones entre estaciones de muestreo. Los taxones se caracterizaron según su abundancia (N), biomasa (B), índice de dominancia basado en su abundancia (%Da) y en su biomasa (%Db), e índice de frecuencia (%Fr).

La matriz de datos que contiene la abundancia y la biomasa estandarizadas de todos los taxones por muestra se sometió al análisis Clúster y a la ordenación por escalas multidimensionales no métricas (nMDS), con el fin de detectar posibles asociaciones de equinodermos. Los datos se transformaron a la raíz cuadrada para limitar la contribución de los taxones más abundantes en los análisis, y se utilizó el índice de similitud de Bray-Curtis como medida de similitud entre muestras. Se aplicó la prueba del perfil de similitud (SIMPROF) para determinar las diferencias significativas entre los distintos grupos de muestras dentro del Clúster. Los grupos de muestras detectados en el Clúster y el SIMPROF se interpretaron

entonces como diferentes asociaciones de equinodermos y se caracterizaron según sus taxones dominantes y frecuentes, riqueza de especies (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H' : log2) (Krebs, 1989) y equirrepartición (J') (Pielou, 1969). El análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) se utilizó para caracterizar las asociaciones detectadas evaluando la contribución de los taxones a cada una de ellas. Se utilizó el procedimiento PERMANOVA para comprobar las diferencias entre grupos de muestras en función de distintos factores seleccionados a priori, como el "sector geográfico" (3 niveles: dorsal de Alborán, noroeste del mar de Alborán, noreste del mar de Alborán), "profundidad" (5 niveles: Estrato A: 40-100 m de profundidad; Estrato B: >100-200; Estrato C: >200-400; Estrato D: >400-600 y Estrato E: >600-776 m de profundidad) y el principal "tipo de sedimento". El factor "tipo de sedimento" tenía 4 niveles de grupos texturales, incluyendo Fango (muestras en fondos de fango), Arena fina (muestras en fondos de arena fangosa, fango arenoso y arena fina), Arena gruesa-media (muestras en fondos de arena media, arena gruesa, arena grava, arena fangosa grava) y Grava (muestras en fondos de grava y grava fangosa arenosa). Todos los parámetros y pruebas ecológicas se calcularon con el programa informático PRIMER v6.0 (Clarke & Warwick, 2001). Además, las diferencias entre los indicadores ecológicos de las distintas asociaciones detectadas se determinaron mediante una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. En algunos casos, se ejecutaron pruebas U de Mann-Whitney para comprobar las diferencias por pares entre grupos de muestras. Estos análisis se realizaron con el programa informático SPSS v22. Para dilucidar el efecto de la profundidad en la distribución de los taxones dominantes y frecuentes se calculó el Centro de Gravedad (CoG) (Stefanescu et al. 1992; Cartes et al. 2011).

Por último, se determinó el efecto potencial de las variables ambientales en la distribución espacial de las asociaciones de equinodermos mediante un análisis canónico de correspondencias (CCA) (Ter Braak, 1986). El análisis CCA se realizó con el programa informático CANOCO. (Información ampliada se ofrece en el Capítulo 3, sección 3.2).

6.3 Resultados

6.3.1 Variables ambientales

La temperatura del agua de mar (T) cercana al fondo mostró un máximo en las estaciones de muestreo menos profundas (15,7 °C) y un mínimo en las más profundas (13,1 °C), mientras que se detectó la tendencia opuesta para los valores de salinidad (Sal.), que aumentaron con la

profundidad (37,6 psu en las estaciones de muestreo menos profundas y 38,5 psu en las más profundas) (Tabla B.1; Anexo B). A pesar de los mayores valores medios de T y Sal. observados en 2015 (T: $13,7 \pm 0,15$ °C; Sal.: $38,2 \pm 0,08$ psu; media $\pm$ error estándar), no se observaron diferencias significativas para estos factores ambientales entre los distintos años (test de Kruskal-Wallis: T, $\chi^2 = 0,34$; Sal., $\chi^2 = 0,15$, $p > 0,05$ en ambos casos).

El tipo de sedimento (Fig. 6.2), el porcentaje de materia orgánica y el porcentaje de carbonatos en cada estación de muestreo se muestran en la Tabla B.1 del Anexo B. Los sedimentos tenían generalmente un alto contenido en partículas muy finas y finas (fango y fango arenoso, respectivamente), representando los tipos de sedimentos dominantes (70% de las estaciones de muestreo), incluyendo los de todas las estaciones de muestreo de talud (200-776 m de profundidad), así como algunas estaciones de muestreo de plataforma (<100 m de profundidad) situadas cerca de las desembocaduras de los ríos (ej. ríos Guadalhorce y Guadalfeo). En conjunto, 18 de las 43 muestras de sedimentos presentaban más de un 80% de fango. Por otro lado, los tipos de sedimentos estaban raramente representados por arenas gravosas y gravas, y sólo una muestra presentaba más del 10% de gravas (código de muestra 1; ver Tabla B.1; Anexo B). Las gravas se encontraron en fondos específicos en torno a los 100 m de profundidad y en la plataforma de la dorsal de Alborán, estando compuestas mayoritariamente por materiales biogénicos (ej. conchas de moluscos, rodolitos, restos de escleractinios y briozoos, etc.). Todos los tipos de sedimentos mostraron diferencias significativas en relación con la profundidad, excepto las arenas finas (Kruskal-Wallis: porcentaje de grava, $\chi^2 = 21,44$ porcentaje de arena muy gruesa, $\chi^2 = 19,12$; porcentaje de arena gruesa, $\chi^2 = 18,97$; porcentaje de arena media, $\chi^2 = 17,16$; porcentaje de fango, $\chi^2 = 20,62$; $p < 0,05$ en todos los casos).

El contenido en materia orgánica (% MO) osciló entre el 4,1% y el 15,2%, y sólo 10 muestras presentaron valores de % MO superiores al 10%. Se detectó una fuerte correlación entre el % MO y la profundidad (%MO = $0,01$ profundidad + 4,62; $R^2 = 0,71$; $p < 0,05$). El mayor contenido en carbonatos (% $\text{CaCO}_3 > 45\%$) se observó en las muestras recogidas en la plataforma (ej. en la dorsal de la plataforma de Alborán, frente a Estepona y Almerimar) a unos 100 m de profundidad con altos porcentajes de sedimentos gruesos. Los valores más bajos de % CaCO_3 se observaron en fondos fangosos profundos (entre 4,7% y 11,2%) (Tabla B.1; Anexo B). La prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas tanto del % MO como del % CaCO_3 en relación con la profundidad (Kruskal-Wallis: % MO, $\chi^2 = 25,99$; % CaCO_3 , $\chi^2 = 16,43$; $p < 0,05$ en ambos casos).

6.3.2 Composición general y estructura

La fauna de equinodermos estaba compuesta por un total de 53 taxones (99390 individuos recogidos), pertenecientes a 36 familias (Tabla C.1, Anexo C). Ophiuroidea y Holothuroidea fueron las Clases mejor representadas, con el 26 % de los taxones (14 taxones, ambas), seguidas de Asteroidea y Echinoidea (11 taxones, 21 %, ambas) y, por último, Crinoidea (3 taxones, 6 %). Ophiuroidea fue también la Clase más abundante con el 97,3 % (97723 ind.) del total de individuos recogidos (%Da), pero Echinoidea representó el 39,3 % (7,3 kg) de la biomasa total (%B), seguida de Ophiuroidea (5,6 kg, 30,15 %B) y Holothuroidea (4,2 kg, 22,6 %B).

Del total recogido, el ofiuroido *Ophiactis abyssicolum* fue abrumadoramente la especie más abundante (96806 ind., 95,9 %N), mientras que nueve taxones encabezados por el equinoideo *Brissopsis* cf. *lyrifer* presentaron valores de %N comprendidos entre el 0,7 y el 0,1 %; el resto (43 taxones) presentaron valores de %N inferiores al 0,1 %. Cuando no se consideró *O. abyssicolum*, el 95,4 %N correspondió a un total de 24 taxones, con *B. cf. lyrifer* (610 ind., 23,6 %N), los ofiuroides *Amphiura chiajei* (341 ind., 13,2 %N) y *Ophiactis balli* (293 ind., 11,3 %N), y el holoturoideo *Ocnus planci* (160 ind., 11,4 %N) representando el 54,3 %N. En cuanto a la biomasa, *B. cf. lyrifer* representó el 35,5 %Db (6,6 kg), seguido de *O. abyssicolum* (5,3 kg, 28,3 %Db), y el holoturoideo *Parastichopus regalis* (2,9 kg, 15,7 %Db), mientras que 40 taxones presentaron valores de %Db inferiores al 1%. La muestra BT14_16 se descartó en análisis posteriores porque no se detectó ninguna especie de equinodermo.

6.3.2.1 Distribución espacial

La dorsal de Alborán fue la zona que albergó el mayor número de taxones por muestra (lance de patín epibentónico) ($7,5 \pm 1,1$ taxones/muestra; media $\pm$ error estándar), especialmente el sector oeste-noroeste donde se recogieron hasta 13 taxones en una sola muestra (código BT12_15). Otras dos estaciones situadas en la plataforma frente a Nerja y Castell de Ferro destacaron con 10 taxones en una sola muestra en ambos casos. No obstante, la riqueza media por muestra fue de $5,6 \pm 0,4$ taxones/muestra.

La especie más ampliamente distribuida en el norte del mar de Alborán fue *O. abyssicolum*, encontrada en el 52 % de todas las muestras (%F) y siendo el único taxón categorizado como muy común, el cual fue especialmente abundante frente a la bahía de Málaga (31,3 % de la abundancia total para esta especie) y Adra (15,7 %). El grupo de especies comunes estuvo

representado por 6 taxones encabezados por el ofiuroido *Amphiura chiajei* (40 %F); 12 taxones fueron poco comunes y 34 taxones fueron raros y observados en menos del 11 % de las muestras, algunos de ellos mostrando abundancias relativamente altas como el ofiuroido *Ophiactis balli* y el holoturoideo *Ocnus planci*, con valores de densidad superiores a 64 ind./1000 m² y detectados en 4 y 3 muestras, respectivamente.

Hubo 17 taxones (32 % del total) que sólo aparecieron en una muestra, como el asteroideo *Anseropoda placenta*, el ofiuroido *Ophiopsila aranea*, el holoturoideo *Thyone inermis* y el crinoideo *Antedon bifida*. Varias especies raras se encontraron exclusivamente a lo largo de la dorsal de Alborán, siendo la zona con mayor número de taxones recogidos en una o dos muestras. Entre ellas se encontraban principalmente los asteroideos *Leptasterias muelleri* y *Sclerasterias neglecta*. Otra zona rica en especies raras fue Salobreña, donde se encontraron exclusivamente tres taxones, los holoturoideos *Holoturia poli* y *Holoturia* sp. y el ofiuroido *Acrocnida brachiata*.

El taxón más raro a destacar fue el holoturoideo *Ypsilothuria* cf. *bitentaculata* que podría ser un nuevo registro para el mar de Alborán (a considerar en una futura publicación). También es interesante comentar el hallazgo del equinoideo *Centrostephanus longispinus* (1 ind.), el único incluido en convenios y directivas internacionales o nacionales de protección de la fauna, que se recogió únicamente en la dorsal de Alborán (113 m de profundidad).

En cuanto a los distintos sectores geográficos del norte del mar de Alborán (3 niveles: dorsal de Alborán, noroeste del mar de Alborán, noreste del mar de Alborán), los análisis multivariantes no mostraron diferencias significativas generales en la fauna de equinodermos (PERMANOVA: pseudo-F = 1,42; p > 0,05). Los índices ecológicos (riqueza de especies, abundancia, biomasa, equirrepartición y el índice de diversidad de Shannon-Wiener) obtenidos en las muestras de los tres sectores preentaron valores similares entre sí, excepto para la abundancia (máximos en los sectores noroeste y noreste) y la biomasa (máximos en el sector noroeste). No obstante, no se detectaron diferencias significativas en esos índices ecológicos en relación con los distintos sectores geográficos (Kruskal-Wallis: $\chi^2= 2,1$; p > 0,05 en todos los casos).

6.3.2.2 Distribución batimétrica

La mayoría de los taxones (43,4 %) se han encontrado en un único rango de profundidad, seguido de dos (15,1 %) o tres (17,0 %) rangos; mientras que sólo dos especies como *O. abyssicolum* y *A. chiajei* estaban presentes en todas las profundidades estudiadas con densidades variables (Tabla C.1, Anexo C; Fig. 6.2). La primera parecía tener preferencia por el rango de profundidad de 300-400 m, donde se encontró más del 90 % de la abundancia total de esta especie ($14099 \pm 5276,5$ ind./1000 m², densidad $\pm$ error estándar), mientras que la segunda mostraba preferencia por el rango de profundidad de 500-600 m (53,4 %; $64,4 \pm 17,3$ ind./1000 m²). También se recogió un grupo de tres especies en un amplio intervalo de profundidades, entre ellas el ofiuroideo *Ophiothrix fragilis* (con una abundancia global baja), el holoturoideo *Oostergrenia digitata* (ligeramente más abundante a 200-300 m de profundidad) y el asteroideo *Luidia sarsii* (más abundante en aguas más profundas, especialmente por debajo de 400 m de profundidad).

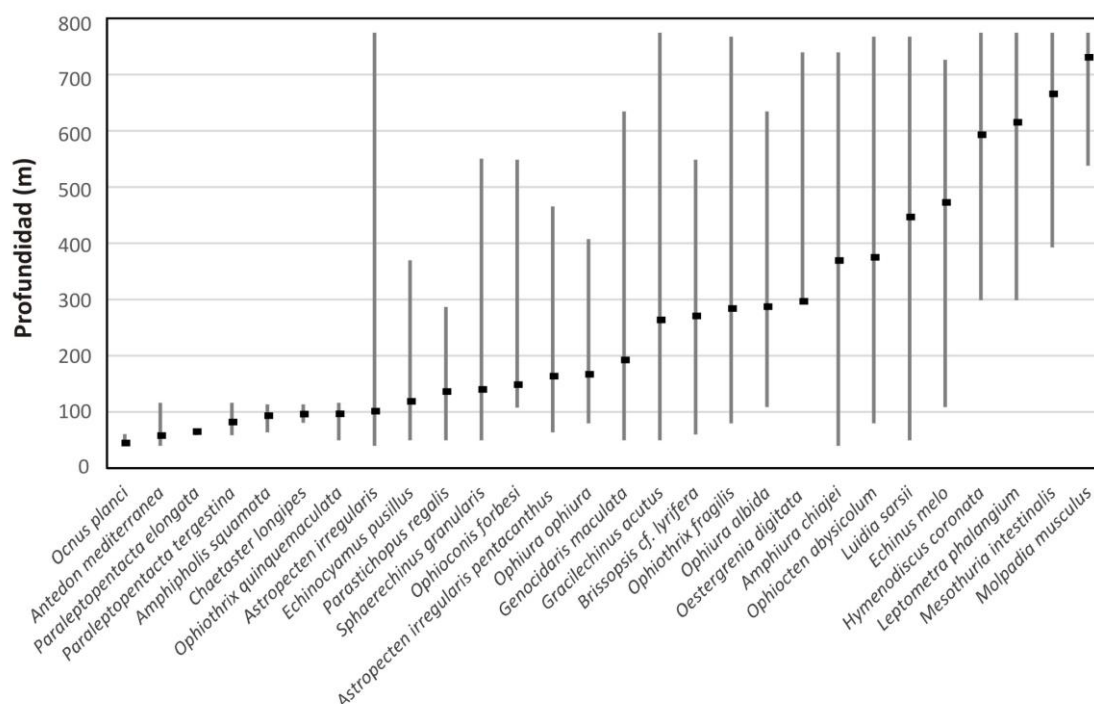


Figura 6.2. Distribución en profundidad de las especies de equinodermos dominantes y frecuentes en el norte del mar de Alborán. Los puntos representan el centro de gravedad de la profundidad y las líneas el rango de distribución en profundidad.

La mayoría de los taxones se recolectaron con mayor frecuencia a menor profundidad, con un 41,5 % entre 40 y 200 m de profundidad, incluidas 11 especies por debajo de los 100 m de

profundidad (ej. *Ocnus planci*, *Paraleptopentacta elongata*, *Ophiopsila aranea*), 6 especies entre 40 y 200 m de profundidad (ej. *Antedon mediterranea*, *Paraleptopentacta tergestina*, *Amphipholis squamata*, *Chaetaster longipes*) y 5 especies entre 100 y 200 m de profundidad (ej. *Anseropoda placenta*, *Ophiacantha setosa*, *Ophiacantha balli*).

Por otro lado, se encontraron 8 especies por debajo de los 500 m de profundidad, en todos los casos representadas por un número relativamente bajo de individuos, como en el caso de *C. longispinus*, *C. cidaris* ($0,2 \pm 0,2$ ind./1000 m², ambas) y el ofiuroido *Ophiura* (*Dictenophiura*) *carnea* ($0,6 \pm 0,2$ ind./1000 m²) que se encontraron a 500-600 m de profundidad. *Molpadia musculus* ($4,2 \pm 2,7$ ind./1000 m²) se encontró a 500-600 m de profundidad. Los holoturoideos *Pseudothyone raphanus* ($1,5 \pm 1,4$ ind./1000 m²) e *Ypsilothuria* cf. *bitentaculata* ($1,4 \pm 1,4$ ind./1000 m²) se recolectaron en un rango de profundidad limitado (700-800 m).

No se encontró ninguna correlación entre la riqueza de taxones, la abundancia o la biomasa y la profundidad (Spearman: $p > 0,05$).

6.3.3 Asociaciones de equinodermos

Utilizando diferentes técnicas multivariantes y la abundancia de equinodermos (transformación a raíz cuadrada), se obtuvieron seis grupos principales y significativos de muestras en el Clúster y la prueba SIMPROF ($\pi = 2,1$, $p < 0,005$) (Fig. 6.3A). La primera dicotomía del Clúster divide las muestras más someras recogidas en fondos circalitorales someros (grupo I) de las recogidas en fondos más profundos a un nivel del 95% de disimilitud. La dicotomía siguiente forma varios grupos que agrupan muestras procedentes en su mayoría de fondos circalitorales profundos (grupos II, III y IV), fondos circalitorales de talud superior (grupo V) y fondos de talud superior y medio (grupo VI). El nMDS confirmó los resultados del análisis Clúster y reveló la presencia de seis grupos de muestras que estaban principalmente distribuidas en relación a la profundidad, con muestras de la plataforma y el talud localizadas en lados opuestos de la ordenación (Fig. 6.3B).

Sólo se detectaron diferencias en la composición y estructura de las asociaciones de equinodermos considerando los rangos de profundidad mediante el análisis PERMANOVA (pseudo-F = 4,28; $p < 0,05$). Las comparaciones por pares revelaron que las diferencias eran consistentemente significativas entre todos los rangos de profundidad ($p < 0,005$, para todos

los casos). Estas diferencias fueron estadísticamente similares entre todas las asociaciones, detectándose la mayor diferencia entre las asociaciones de los estratos A y D (Prueba por pares: $t = 2,52$; Disimilitud media: 92,63%). Se obtuvieron resultados similares con los datos de biomasa.

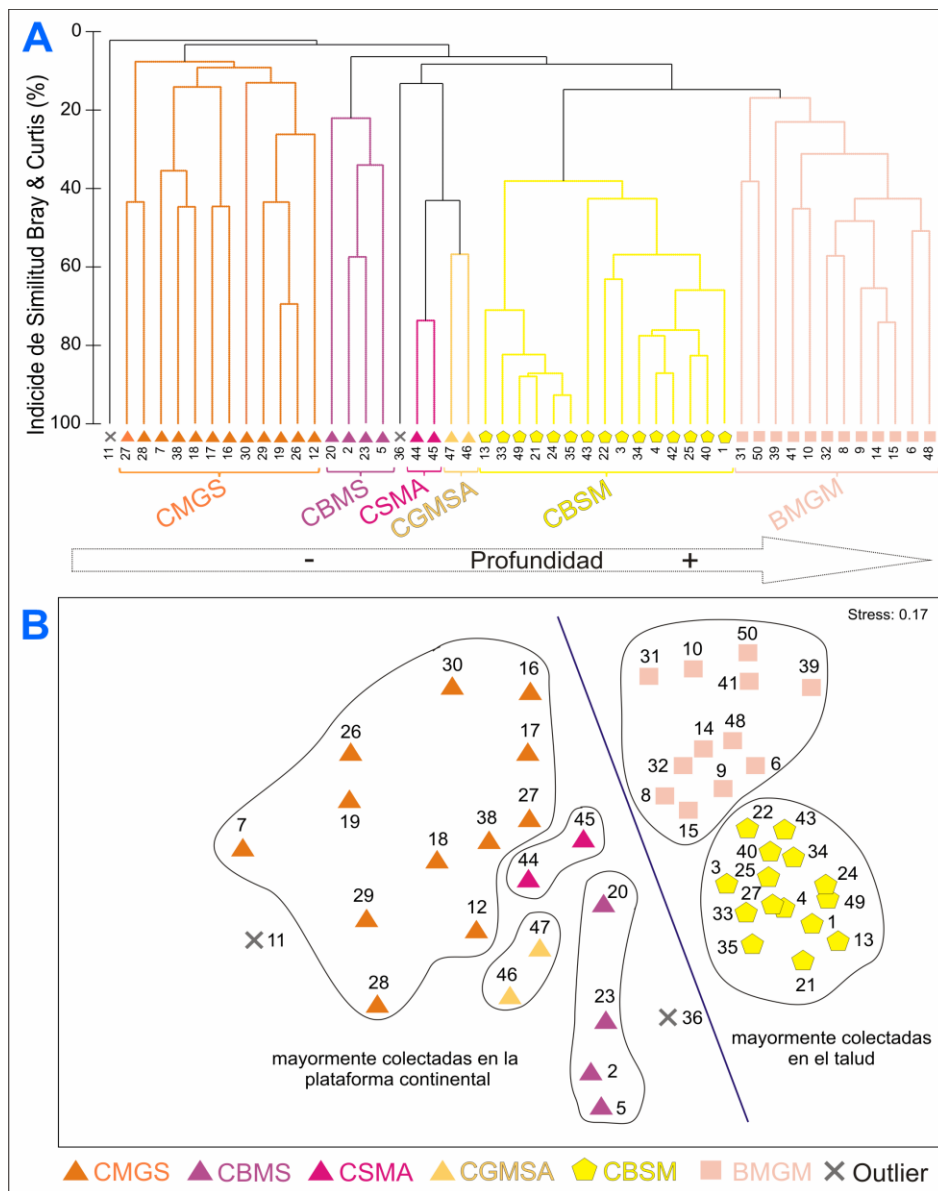


Figura 6.3. Resultados de los análisis Clúster (A) y nMDS (B) de similitud entre muestras utilizando el índice de Bray-Curtis sobre datos de abundancia transformados de raíz cuadrada de equinodermos recogidos con patín epibentónico en el norte del mar de Alborán. CMGS, asociación de fondos de fango y arena gravo-fangosa del Circalitoral dominados por *Ocnus planci* y *Antedon mediterranea*; CSMA, asociación de fondos de fango arenoso del Circalitoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CGMSA, asociación de fondos de arena gravo-fangosa del circalittoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CBMS, asociación de fondos de arena fangosa circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis* cf. *lyrifer*; CBSM, asociación de fondos arenosos y fangosos circalitorales y batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum*; BMGM, asociación de fondos fangosos y fangos gravosos batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum* y *Amphiura chiajei*. Los círculos representan agrupaciones de muestras detectadas en las pruebas de Clúster y SIMPROF.

Tabla 6.1. Resultados del análisis SIMPER indicando la contribución de cada taxón en las diferentes agrupaciones de muestras detectadas en Clúster y SIMPROF e interpretadas como diferentes asociaciones de equinodermos de fondos blandos circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán. Se indican la abundancia media (Av. Abund), el porcentaje de contribución (% Contrib.) y las contribuciones acumuladas a la similitud (% Cum.) de las especies de equinodermos.

Asociación de fondos de fango y arena gravo-fangosa del circalitoral dominados por *Ocnus planci* y *Antedon mediterranea* (CMGS)

Similitud media: 14.47 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Antedon mediterranea</i> (Lamarck, 1816)	8.88	27.48	27.48
<i>Astropecten irregularis</i> (Pennant, 1777)	3.09	17.93	45.4
<i>Paraleptopentacta tergestina</i> (Sars, 1859)	4.01	17.36	62.77
<i>Paraleptopentacta elongata</i> (Düben & Koren, 1846)	2.3	11.23	74
<i>Ocnus planci</i> (Brandt, 1835)	7.54	8.68	82.68
<i>Astropecten</i> sp.	2.23	6.8	89.48
<i>Parastichopus regalis</i> (Cuvier, 1817)	0.97	2.34	91.81

Asociación de fondos de fango arenoso del circalitoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli* (CSMA)

Similitud media: 73.68 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Ophiactis balli</i> (W. Thompson, 1840)	27.56	26.96	26.96
<i>Echinocyamus pusillus</i> (O.F. Müller, 1776)	15.63	18.99	45.96
<i>Ophioconis forbesi</i> (Heller, 1863)	13.98	16.65	62.61
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes, 1843	14.5	14.35	76.96
<i>Gracilechinus acutus</i> (Lamarck, 1816)	15.34	9.61	86.57
<i>Chaetaster longipes</i> (Bruzeliuss, 1805)	4.09	4.48	91.05

Asociación de fondos de arena gravo-fangosa del circalittoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli* (CGMSA)

Similitud media: 56.77 %

Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Ophiactis balli</i> (W. Thompson, 1840)	29.4	36.3	36.3
<i>Echinocyamus pusillus</i> (O.F. Müller, 1776)	8.84	15.14	51.44
<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje, 1828)	6.25	10.71	62.15
<i>Genocidaris maculata</i> A. Agassiz, 1869	4.42	7.57	69.72
<i>Ophiacantha setosa</i> (Bruzeliuss, 1805)	4.42	7.57	77.29
<i>Ophioconis forbesi</i> (Heller, 1863)	5	7.57	84.86
<i>Ophiocten abyssicolum</i> (Forbes, 1843)	5.92	7.57	92.43

Asociación de fondos de arena fangosa circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis* cf. *lyrifera* (CBMS)

Similitud media: 31.92 %			
Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Brissopsis cf. lyrifera</i> (Forbes, 1841)	19.77	100	100
Asociación de fondos arenosos y fangosos circalitorales y batiales dominados por <i>Ophiecten abyssicum</i> (CBSM)			
Similitud media: 52.07 %			
Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Ophiecten abyssicum</i> (Forbes, 1843)	170.54	94.38	94.38
Asociación de fondos fangosos y fangos gravosos batiales dominados por <i>Ophiecten abyssicum</i> y <i>Amphiura chiajei</i> (BMGM)			
Similitud media: 31.70 %			
Especies	Av.Abund	%Contrib	%Cum.
<i>Leptometra phalangium</i> (Müller, 1841)	7.32	27.24	27.24
<i>Ophiecten abyssicum</i> (Forbes, 1843)	8.17	14.58	41.82
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes, 1843	6.69	13.31	55.13
<i>Hymenodiscus coronata</i> (Sars, 1871)	4.56	11.51	66.64
<i>Luidia sarsii</i> Düben & Koren in Düben, 1844	3.09	11.06	77.7
<i>Gracilechinus acutus</i> (Lamarck, 1816)	3.16	10.1	87.8
<i>Molpadia musculus</i> Risso, 1826	2.37	4.45	92.25

Las asociaciones de equinodermos identificadas fueron:

i) **Asociación de fondos de fango y arena gravo-fangosa del circalitoral dominados por *Ocnus planci* y *Antedon mediterranea* (CMGS)** (40-116 m prof.) (Fig. 6.3-5): compuesta por 29 taxones (9 holoturoideos [H]; 7 equinoideos [E]; 6 ofiuroideos [O]; 5 asteroideos [A]; 2 crinoideos [C]) y dominado cuantitativamente y en valores de biomasa por holoturoideos (49,6 % de la abundancia total [%Da] y 76,4 % de la biomasa total [% Db]). Esta asociación se caracteriza por una gran abundancia de *O. planci* (34,4 % de la abundancia total [%Da]) y *A. mediterranea* (28,9 %Da), estando asociado mayoritariamente a fondos circalitorales fangosos y arenosos fangosos gravosos de la plataforma continental. Según el procedimiento SIMPER, las especies que más contribuyeron fueron *A. mediterranea*, *Astropecten irregularis* y *Paraleptopentacta tergestina* (62,8 % de porcentaje acumulado de contribución [% cum.]) (Tabla 6.1). Se observaron catorce taxones exclusivos en esta asociación, siendo: *Acrocnida brachiata*, *Antedon bifida*, *Antedon mediterranea*, *Holoturia* (Roweothuria) *poli*, *Holoturia* sp, *Paraleptopentacta elongata*, *Paraleptopentacta tergestina*, *Ocnus lacteus*, *Ocnus planci*, *Oestergrenia digitata*, *Ophiopsila aranea*, *Parechinidae* sp., *Spatangus purpureus* y *Thyone inermis*.

ii) **Asociación de fondos de fango arenoso del circalitoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli* (CSMA) (108-113 m prof.)** (Fig. 6.3-5): compuesta por 12 taxones (6 O; 3 A; 2 E; 1 H) y dominado cuantitativamente por ofiuroides (68,1 %Da) y en biomasa por el holoturoideo *Parastichopus regalis* (88,3 %Db]). Esta asociación está dominada por *Ophiactis balli* (42,6 %Da), seguido de *Gracilechinus acutus* (15,7 %Da), estando asociado a fondos arenosos gravosos circalitorales de la plataforma de Alborán. Está tipificada por *Ophiactis balli*, *Echinocyamus pusillus* y *Ophioconis forbesi* (62,6 %cum.) (Tabla 6.1). Siendo exclusivos de esta asociación 3 especies de asteroideos: *Chaetaster longipes*, *Leptasterias (Leptasterias) muelleri* y *Sclerasterias neglecta*.

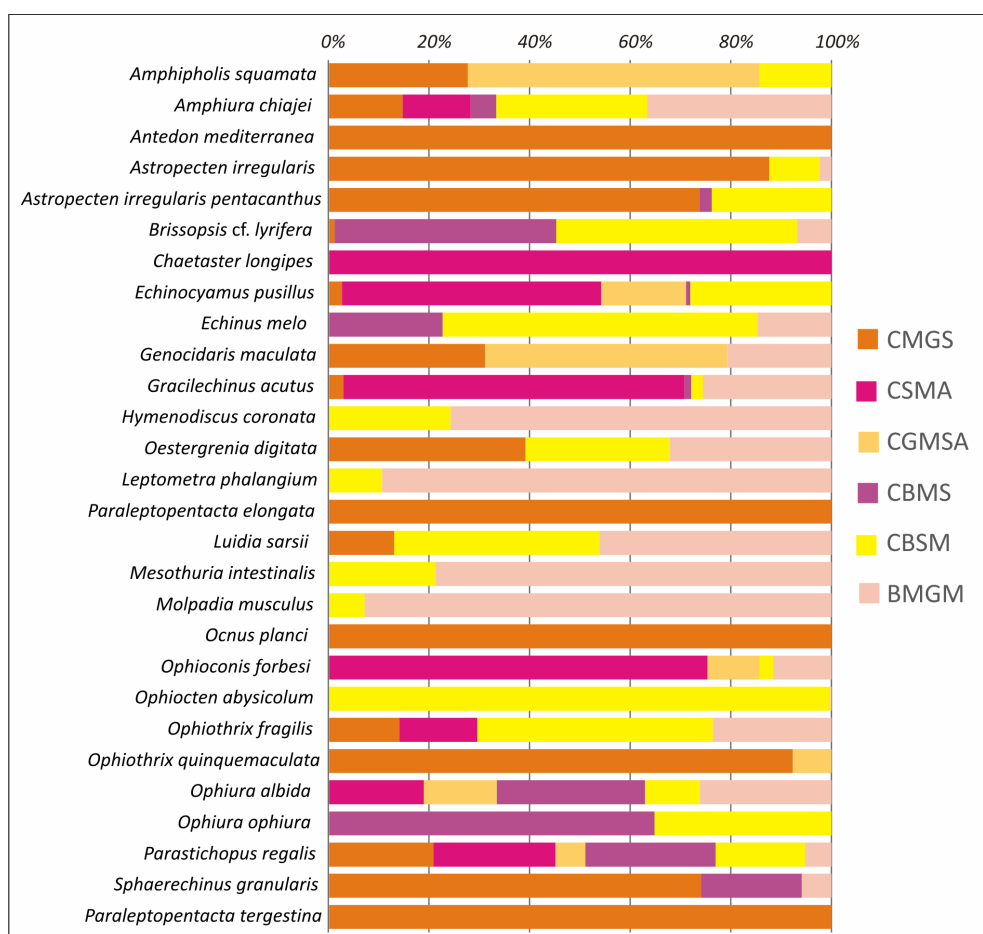


Figura 6.4. Asociación preferida de especies de equinodermos dominantes y frecuentes en el norte del mar de Alborán. Los valores muestran el % de individuos de cada especie en las diferentes asociaciones. CMGS, asociación de fondos de fango y arena gravo-fangosa del Circalitoral dominados por *Ocnus planci* y *Antedon mediterranea*; CSMA, asociación de fondos de fango arenoso del Circalitoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CGMSA, asociación de fondos de arena gravo-fangosa del circalittoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CBMS, asociación de fondos de arena fangosa circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis cf. lyrifera*; CBSM, asociación de fondos arenosos y fangosos circalitorales y batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum*; BMGM, asociación de fondos fangosos y fangos gravosos batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum* y *Amphiura chiajei*.

iii) **Asociación de fondos de arena gravo-fangosa del circalittoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli* (CGMSA)** (113 m prof.) (Fig. 6.3-5): compuesta por 12 taxones (8 O; 2 E; 1 A; 1 H) y dominado cuantitativamente por ofiuroideos (92,3 %Da) y biomasa por el holoturoideo *P. regalis* (87,8 %Db)]. Esta asociación está dominada por *Ophiactis balli* (68,2 %Da), seguido de *Ophiura grubei* (12,7 %Da), estando asociado a fondos circalitorales de arenas gravo-fangosas de la plataforma de Alborán. Está tipificada por *Ophiactis balli* y *Echinocyamus pusillus* (51,4 %cum.) (Tabla 6.1). Esta asociación no presentaba taxones exclusivos.

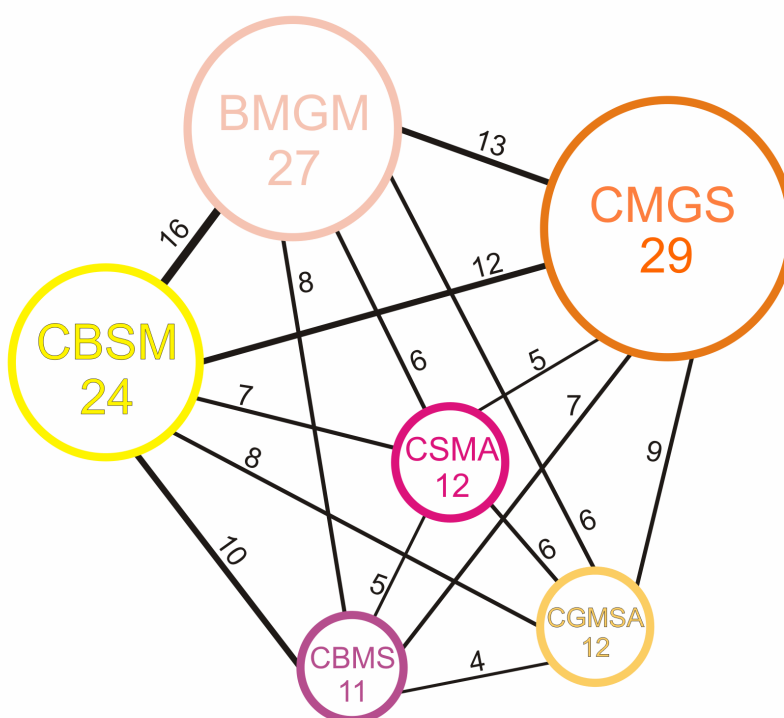


Figura 6.5. Número de taxones compartidos entre las diferentes asociaciones de equinodermos detectados en la cuenca norte del mar de Alborán. Los círculos muestran las diferentes asociaciones y el número de taxones que las componen y las líneas los taxones compartidos entre ellas. CMGS, asociación de fondos de fango y arena gravo-fangosa del Circalitoral dominados por *Ocnus planci* y *Antedon mediterranea*; CSMA, asociación de fondos de fango arenoso del Circalitoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CGMSA, asociación de fondos de arena gravo-fangosa del circalittoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CBMS, asociación de fondos de arena fangosa circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis* cf. *lyrifera*; CBSM, asociación de fondos arenosos y fangosos circalitorales y batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum*; BMGM, asociación de fondos fangosos y fangos gravosos batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum* y *Amphiura chiajei*.

iv) **Asociación de fondos de arena fangosa circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis* cf. *lyrifera* (CBMS)** (83-369 m prof.) (Fig. 6.3-5): compuesta por 11 taxones (5 E; 4 O; 1 H; 1 A) y dominado cuantitativamente y en biomasa por equinoideos (80,7 %Da; 67,3 %Db). Esta asociación está dominada por *Brissopsis* cf. *lyrifera* (78,6 %Da), seguido de *Ophiura ophiura* (8,1 %Da), estando asociado a fondos de arena fangosa del circalitoral y del talud medio de la

plataforma continental. Estaba tipificada por *Brissopsis* cf. *lyrifera* (100 %cum.) (Tabla 6.1). Esta asociación no presentaba taxones exclusivos.

v) **Asociación de fondos arenosos y fangosos circalitorales y batiales dominados por *Ophiecten abyssicum* (CBSM)** (80-552 m prof.) (Fig. 6.3-5): compuesta por 24 taxones (9 O; 6 A; 4 E; 4 H; 1 C) y dominada cuantitativamente y en biomasa por ofiuroides (99,4 %Da; 51,7 %Db). Esta asociación está abrumadoramente dominada por *Ophiecten abyssicum* (99,2 %Da), siendo la especie tipificadora (94,4 %cum.) (Tabla 6.1). Se asocia principalmente a fondos arenosos y fangosos circalitorales y sobre todo del talud superior de la plataforma continental y de la plataforma de Alborán. Los taxones de la familia *Asterinidae* y *Ophiura* (*Dictenophiura*) *carnea* se encontraron exclusivamente en esta asociación.

vi) **Asociación de fondos fangosos y fangos gravosos batiales dominados por *Ophiecten abyssicum* y *Amphiura chiajei* (BMGM)** (168-774 m prof.) (Fig. 6.3-5): compuesta por 27 taxones (8 E; 7 H; 6 A; 5 O; 1 C) y dominada cuantitativamente por ofiuroides (50,9 %Da) y biomasa por asteroideos (35,7 %Db). Esta asociación está dominada por *Ophiecten abyssicum* (28,6 %Da), *Amphiura chiajei* (19,1 %Da) y *Leptometra phalangium* (14,4 %Da), que fueron las especies tipificadoras (55,1 %cum.) (Tabla 6.1), y están asociadas a fondos fangosos y fangos gravosos del talud superior-medio de la plataforma continental y de la plataforma de Alborán. En esta asociación se encontraron 7 taxones exclusivos: *Anseropoda placenta*, *Centrostephanus longispinus*, *Cidaris cidaris*, *Elasipoda* indet., *Paracentrotus lividus*, *Pseudothyone raphanus* e *Ypsilothuria* cf. *bitentaculata*.

La riqueza de especies (S), la abundancia (N), la equirrepartición (J') y el índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') mostraron diferencias significativas entre las asociaciones (prueba de Kruskal-Wallis: $p < 0,05$ en todos los casos) (Fig. 6.6). Los mayores valores medios de S se observaron en las asociaciones CSMA (10 ± 1 taxones/muestra) y CGMSA (10 ± 2 taxones/muestra) (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 13,9$), ambas asociaciones localizadas en fondos circalitorales de fangos gravosos y fangos arenosos de la dorsal de Alborán. La N media fue abrumadoramente mayor en la asociación CBSM (44724 ± 15062 ind. 1000 m^2), siendo significativamente superior a la de otros grupos de muestras (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 31,4$). El mayor valor de J' se detectó en la asociación BMGM ($0,77 \pm 0,03$ bits) (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 34,0$), mientras que el mayor valor de H' se observó en la asociación CSMA ($2,3 \pm 0,09$ bits) (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 33,7$). La biomasa fue mucho mayor en la asociación CBMS ($9002,5 \pm 7237,7$ taxones/muestra), pero no mostró diferencias significativas entre grupos (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 7,2$, $p > 0,05$). Las comparaciones por pares utilizando la prueba de U-Mann

Whitney detectaron que S mostró las mayores diferencias entre los ensamblajes CBMS y BMGM, mientras que N, las asociaciones CSMA y CBSM mostraron diferencias significativas con las asociaciones restantes.

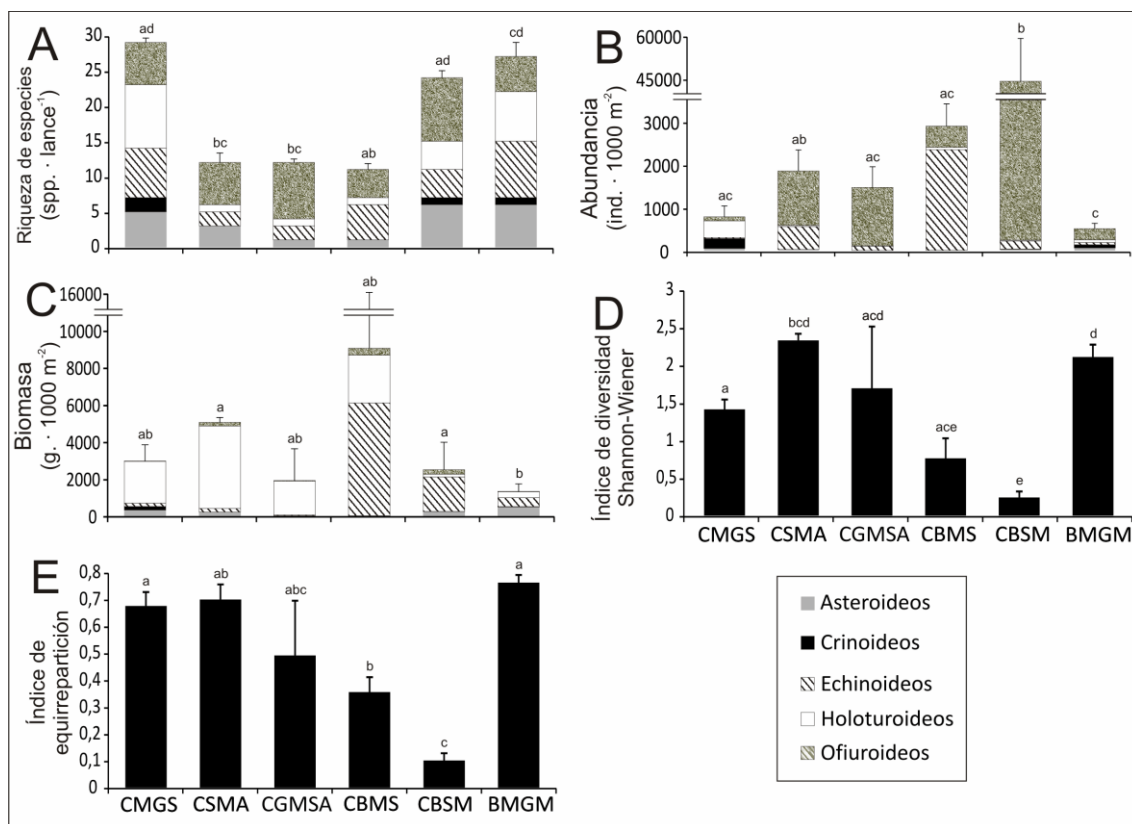


Figura 6.6. Riqueza media de taxones (taxones lance⁻¹), abundancia (individuos. 1000 m⁻²), biomasa (g. 1000 m⁻²), índice de Diversidad de Shannon-Wiener y uniformidad de los conjuntos de equinodermos identificados en los fondos blandos circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán en base a las agrupaciones de muestras detectadas en los análisis multivariantes (Clúster y SIMPROF) (ver Fig. 6.3). Media + error estándar. Las letras sobre las barras de error muestran los resultados de las pruebas post hoc U Mann-Whitney; letras diferentes distinguen medias significativamente diferentes a $P < 0,05$. CMGS, asociación de fondos de fango y arena gravo-fangosa del Circalitoral dominados por *Ocnus planci* y *Antedon mediterranea*; CSMA, asociación de fondos de fango arenoso del Circalitoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CGMSA, asociación de fondos de arena gravo-fangosa del circalittoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CBMS, asociación de fondos de arena fangosa circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis cf. lyrifera*; CBSM, asociación de fondos arenosos y fangosos circalitorales y batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum*; BMGM, asociación de fondos fangosos y fangos gravosos batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum* y *Amphiura chiajei*.

6.3.4 Relación de las variables ambientales con las asociaciones de equinodermos

El análisis multivariante de ordenación CCA de las muestras generó un biplot de ordenación con los dos primeros ejes explicando el 15,4% de la varianza de los datos de las especies, y que explicaba el 51,9% de la variación de la relación entre las especies y las variables ambientales (Tabla 6.2). La temperatura del agua de mar y el tamaño medio del grano no se consideraron en el CCA porque presentaban una correlación de Spearman superior a 0,9 con otras variables. Una prueba de Monte Carlo indica que todos los ejes canónicos juntos fueron altamente significativos ($p < 0,001$; 999 permutaciones en el modelo completo). Los efectos marginales (ajuste del primer eje CCA con cada variable introducida por separado) determinados por el procedimiento de selección hacia delante de CANOCO fueron mayores para la profundidad, la salinidad y el porcentaje de arena gruesa. En cuanto a los efectos condicionales (ajuste adicional a medida que se añade cada variable al modelo), el análisis puso de relieve estas mismas variables. La Fig. 6.7 muestra el biplot del CCA basado en los ejes 1 y 2 del CCA, con la profundidad y la salinidad correlacionadas negativamente con el eje 1, mientras que el eje 2 estaba correlacionado negativamente con el porcentaje de arena gruesa (Tabla 6.2). La discriminación y agrupación de muestras CCA fueron consistentes con los grupos obtenidos del análisis de ordenación Clúster (Fig. 6.7).

Tabla 6.2. Resultados del análisis canónico de correspondencias (ACC) para las asociaciones de equinodermos que habitan los fondos blandos sedimentarios del margen norte del mar de Alborán y de la plataforma de la Isla de Alborán.

	Eje I	Eje II
Salinidad	-	-0.0980
% Gravas (% G)	0.2372	-0.4298
% Arena Gruesa (% CS)	0.4008	-0.6512
% Arena Fina (% FS)	0.3509	-0.1921
% Fango (% M)	-	0.5421
% Materia Orgánica (% OM)	-	0.2327
% Carbonatos (% CaCO_3)	0.1325	-0.6710
Profundidad	-	0.0578
Valores propios:	0.606	0.484
Correlaciones especie - ambiente:	0.901	0.870
Porcentaje acumulado de la varianza		
Datos de especies:	8.5	15.4
Datos relaciones especie - ambiente:	28.8	51.9

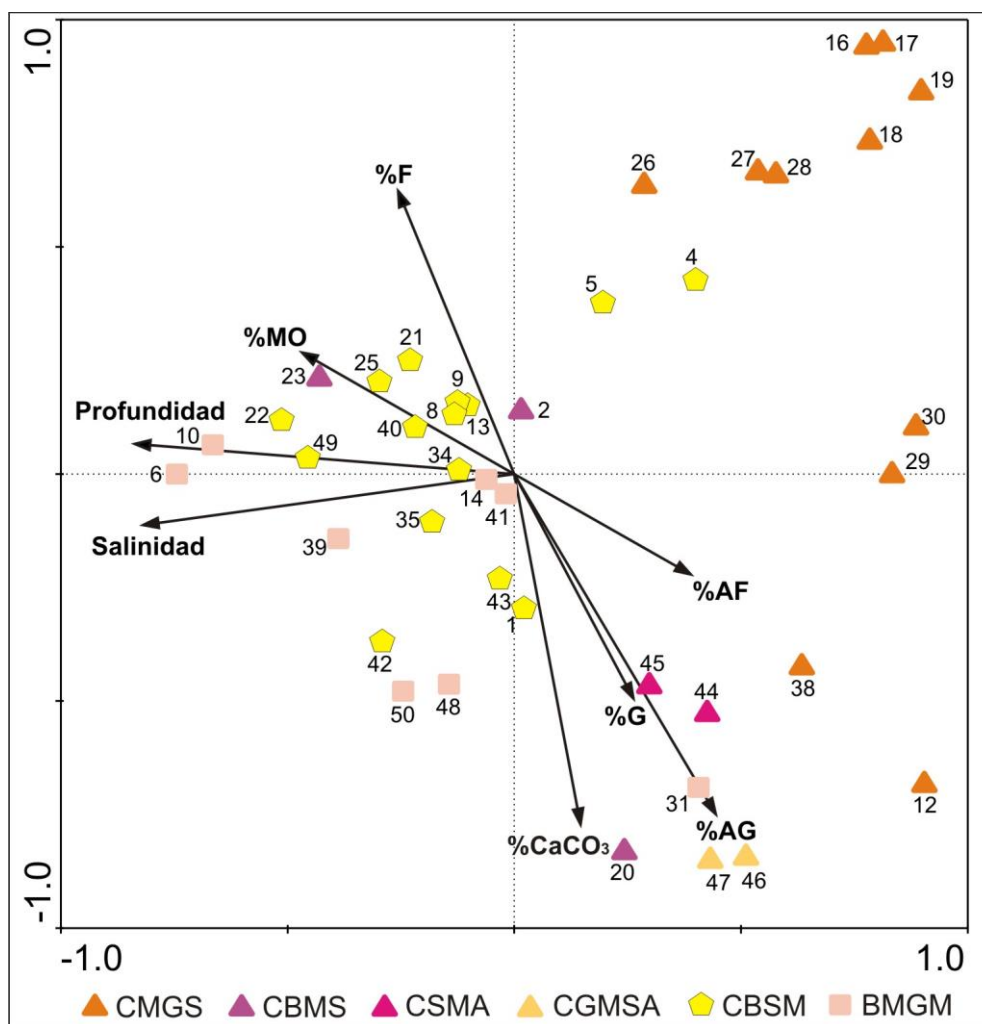


Figura 6.7. Resultados biplot del análisis CCA mostrando la ordenación de las muestras (símbolos) a lo largo de ocho gradientes ambientales (flechas negras). Los colores de las muestras corresponden a los diferentes grupos de muestras e interpretados como diferentes asociaciones de equinodermos. CMGS, asociación de fondos de fango y arena gravo-fangosa del Circalitoral dominados por *Ocnus planci* y *Antedon mediterranea*; CSMA, asociación de fondos de fango arenoso del Circalitoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CGMSA, asociación de fondos de arena gravo-fangosa del circalittoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli*; CBMS, asociación de fondos de arena fangosa circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis* cf. *lyrifer*; CBSM, asociación de fondos arenosos y fangosos circalitorales y batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum*; BMGM, asociación de fondos fangosos y fangos gravosos batiales dominados por *Ophiacten abyssicolum* y *Amphiura chiajei*.

6.4 Discusión

6.4.1 Diversidad de equinodermos, distribución espacial y rango batimétrico

Los fondos blandos circalitorales y batiales del norte del mar de Alborán presentan una buena representación de la riqueza de equinodermos con 53 taxones, representando el 33,8% de la riqueza de equinodermos del Mediterráneo (154 taxones de equinodermos registrados por Coll et al. 2010). Esta riqueza de equinodermos es considerable teniendo en cuenta que el presente estudio sólo se centró en los equinodermos de fondos blandos circalitorales y batiales, donde generalmente se encuentran menos especies de equinodermos en comparación con otros tipos de hábitats menos profundos (Iken, 2010). Esta riqueza es también superior a la de estudios previos y similares sobre equinodermos en el mar de Alborán: 18 taxones (fondos circalitorales y batiales, muestreados con draga de roca: Sibuet, 1974) y 50 taxones (fondos infralitorales y circalitorales de sedimentos gruesos y rocosos, muestreados con draga de roca y patín epibentónico: Templado et al. 2006); y del mar Mediterráneo: 27 taxones (fondos blandos circalitorales y batiales de Malta, muestreados con draga Van Veen, red de arrastre epibentónica (Antolini) y una red de arrastre Agassiz: Mifsud et al. 2009), 45 taxones (fondos blandos y rocosos infralitorales y circalitorales de Túnez, muestreados con red de arrastre pesquera, buceo y draga bentónica: Chammem et al. 2019), 25 taxones (fondos rocosos de Malta, muestreados con ROV: Leonard et al. 2020), y el mar Cantábrico: 22 taxones (fondos blandos circalitorales y de talud, muestreados con patín epibentónico: Serrano et al. 2011). Un estudio de revisión de Ocaña & Pérez-Ruzafa (2004) para equinodermos de aguas andaluzas, que incluía estudios realizados entre los años 1964 - 2000, en rango de profundidad infralitoral a batial y diferentes tipos de fondos registró 94 taxones. En el presente estudio se han encontrado 11 taxones no incluidos en el trabajo de Ocaña & Pérez-Ruzafa (2004). Un estudio realizado en el canal de Mallorca que combinó diferentes métodos de muestreo (patín epibentónico, red de arrastre con puertas, draga de roca, y ROV) y en diferentes hábitats citó un valor similar de riqueza de equinodermos (55 taxones) (Massutí et al. 2022), por lo que se espera que la diversidad de equinodermos circalitorales y batiales del mar de Alborán sea aún mayor al combinar la información obtenida con diferentes métodos de muestreo (ej. ROV; Rueda, com. pers.). No obstante, la lista faunística del presente estudio es notable, incluyendo posibles nuevas citas (ej. el holoturoideo *Ypsilothuria* cf. *bitentaculata*), teniendo en cuenta el rango de profundidad (excluyendo la infralitoral donde los equinodermos son más diversos que en zonas más profundas; Iken et al.

2010), los tipos de fondo estudiados (sedimentario), el uso de un único método de muestreo, y considerando además que la mayoría de las estaciones de muestreo se encuentran en caladeros con operaciones activas de arrastre que pueden haber tenido un impacto significativo sobre algunas especies bentónicas frágiles (Hall, 1994; Kaiser et al. 2002; Tillin et al. 2006; De Juan & Demestre, 2012; Dannheim et al. 2014).



Figura 6.7. Algunas de los taxones de equinodermos recolectados en las muestras del Beam-trawl de las campañas MEDITS de 2014, 2015 y 2016 en los fondos sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán. A: *Ophiocten abyssicolum*; B: *Ocnus planci*; C: *Brissopsis* cf. *lyrifera*; D: *Anseropoda placenta*; E: *Luidia sarsii*.

La distribución de los taxones de equinodermos es diferente a lo largo del área de estudio, siendo las muestras de la dorsal de Alborán las que presentan una mayor biodiversidad. La dorsal de Alborán es un punto caliente del mar de Alborán y del Mediterráneo occidental, estando influenciado por las aguas superficiales atlánticas entrantes por el estrecho de

Gibraltar (Moreno 2006, Templado et al. 2006, Mateo-Ramírez et al., 2021). Además, la composición de las comunidades asociadas a la plataforma de Alborán y el aislamiento a las plataformas continentales constituye un refugio para diversas especies (Peñas et al. 2006; Templado et al. 2006; Gofas et al. 2014a, b). Entre las especies que caracterizan la comunidad de plataforma de la dorsal de Alborán, el ofiuroido *Ophiactis balli* y el equinoideo *Genocidaris maculata* se vincularon a fondos bioclásticos y rodolitos. El ofiuroido *O. balli* solo se detectó en las muestras obtenidas en esta plataforma y mostró altos valores de densidad. Gofas et al. (2014a) mencionaron que los fondos biogénicos de la plataforma de Alborán constituyen un hábitat de muy alta biodiversidad incluyendo especies de equinodermos, como *Ophiacantha setosa*, *Gracilechinus acutus*, *Anseropoda placenta*, *Chaetaster longipes*, *Centrostephanus longispinus* o *Cidaris cidaris* que también fueron detectadas en los fondos biogénicos de Alborán durante el presente estudio, encontrándose todas ellas exclusivamente en la plataforma de Alborán. No obstante, algunas de estas especies han sido detectadas en otras zonas del norte del mar de Alborán (Rueda, com. pers.) aunque en densidades más bajas que en la plataforma de Alborán.

El rango de profundidad es la principal variable ambiental que influye en la distribución de las especies de equinodermos (Manjón-Cabeza & Ramos 2003; Moya 2016; Manjón-Cabeza et al. 2021). Esto podría explicar que pocos taxones estuvieran presentes en tres o más rangos de profundidad, aunque mostraran valores de abundancia más elevados en un rango de profundidad concreto. Un ejemplo es el ofiuroido *Ophiocten abyssicolum*, que estuvo presente en todos los rangos pero mostró abundancias muy elevadas entre los 300 y 400 m de profundidad. Lo contrario ocurre con *Ophiothrix fragilis*, que se recolectó a diferentes profundidades, pero la abundancia en todas ellas fue baja; esta variación podría estar relacionada con la biología de la especie o la influencia de otros factores abióticos como el tipo de sedimento (Ocaña & Pérez-Ruzafa, 2004). Los fondos circalitorales y del talud superior suelen contener mayor diversidad que los fondos más profundos (Iken et al. 2010), y esto también se detectó en el presente estudio con sólo un 15% de los equinodermos recogidos a profundidades superiores a 500 m.

6.4.2 Asociaciones de equinodermos

Las asociaciones identificadas en el presente estudio estuvieron determinadas principalmente por la profundidad. De esta forma, se han observado asociaciones en la plataforma interior (circalitoral) como la asociación de fondos de fango y arena gravo-fangosa

del circalitoral dominados por *Ocnus planci* y *Antedon mediterranea* (CMGS), la asociación de fondos de fango arenoso del circalitoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli* (CSMA) y la asociación de fondos de arena gravo-fangosa del circalittoral de la dorsal de Alborán dominados por *Ophiactis balli* (CGMSA); así como asociaciones de transición entre la plataforma y el talud que incluye la asociación de fondos de arena fangosa circalitorales y batiales dominados por *Brissopsis* cf. *lyrifer* (CBMS), y la asociación de fondos arenosos y fangosos circalitorales y batiales dominados por *Ophiecten abyssicolum* (CBSM); y finalmente la asociación del talud de fondos fangosos y fangos gravosos batiales dominados por *Ophiecten abyssicolum* y *Amphiura chiajei* (BMGM). La menor similitud intragrupal se observó para la asociación CMGS, pudiendo ser el resultado del gran número de muestras que componían esta asociación (12 muestras) además de una gran variedad de tipos de sedimentos (fango, arena con algunas gravas, etc.). Esto resultó en la mayor riqueza de equinodermos del estudio (29 taxones), lo que generalmente también ocurre para otros grupos faunísticos (ej. moluscos, decápodos) en estos fondos blandos menos profundos del norte del mar de Alborán (Ciércoles et al. 2018, 2022; Capítulo 5 de esta Tesis Doctoral). Esta asociación también presentó el mayor número de taxones exclusivos (14 taxones, 26,4% de la diversidad total del estudio), con 8 de ellos representados por un único individuo e incluyendo especies raras como el holoturoideo *Thyone inermis* y el ofiuroideo *Acrocrida brachiata*. Estas dos últimas especies se encontraron en muestras recogidas en Salobreña (Granada), pudiendo estar relacionada su presencia con la morfología del fondo, ya que la presencia de un sistema de cañones submarinos en la plataforma continental que descienden hasta el talud le confiere unas características especiales al sedimento y al agua (Baro et al. 2012).

Las asociaciones CSMA y CGMSA se localizaron en muestras de la plataforma de Alborán compuestas por sedimentos gruesos con fango, los porcentajes más altos de carbonatos (% CaCO_3) y porcentajes más bajos de materia orgánica (% OM). La similitud intragrupal fue la más alta de este estudio (75,7% y 56. 8%, respectivamente), y ambos estaban caracterizados por 12 taxones que incluían especies típicas de sedimentos biogénicos (ej. conchas de moluscos, rodolitos) de la plataforma de Alborán como *Ophiactis balli*, *Ophioconis forbesi*, *Ophiura grubei*, *Gracilechinus acutus*, *Echinocyamus pusillus* y *Parastichopus regalis* (Templado et al. 2006; Gofas et al. 2014a). Las especies dominantes fueron muy similares en estas dos asociaciones, por lo que es posible que representen facies de la misma comunidad, una más ligada a fondos fangosos y otra a fondos fangosos y fangosos gravosos. La riqueza de especies mostró valores bajos (12 taxones en ambos), siendo lo contrario a lo esperado para la plataforma de Alborán (Templado et al., 2006; Gofas et al. 2014a). No obstante, si se

combinaran ambas asociaciones en una sola, el número de taxones ascendería a 18. Esto podría deberse al bajo número de estaciones de muestreo en este tipo de fondo y profundidad en el que se observaron estas asociaciones (dos cada una). Los estudios de Gofas et al. (2014a) y Templado et al. (2006) detectaron una mayor riqueza de equinodermos en la dorsal de Alborán (40 y 50 taxones respectivamente, siendo 61 taxones combinando ambos estudios), pero estos estudios desarrollaron un extenso muestreo a lo largo de la dorsal de Alborán, incluyendo un amplio rango de profundidades (intermareal a circalitoral), combinando diferentes métodos de muestreo, e incluyendo comunidades sensibles (fondos rocosos y gruesos) que no podían ser muestreadas con un Beam-trawl. Estas asociaciones tienen grandes similitudes con el hábitat "*Fondos detríticos costeros*" facies "*du Maërl*" descrito por Pérès & Picard (1964) y el Hábitat 03040513 "*Fondos de rodolitos y cascajo infralitorales y circalitorales dominados por invertebrados*" (Código 03040513) del inventario español de Hábitats Marinos (Templado et al. 2012).

La asociación de fondos arenosos fangosos del circalitoral y del batial, dominada por *Brissopsis* cf. *lyrifera* (CBMS), presentó la menor riqueza de especies y estaba compuesta por 4 muestras, una de ellas con un solo taxón dominante como es *B. cf. lyrifera*. Por otro lado, esta asociación destacó por su elevada biomasa y alta dominancia de *B. cf. lyrifera*. Esta especie también fue encontrada abundantemente por otros autores en el mar Mediterráneo (Cartes et al. 2011; Mecho et al. 2014), y alcanzó altas densidades en comunidades del Mioceno (Mancosu et al. 2015). Esta especie tiene la capacidad de modificar las características del sedimento por bioturbación y actividad alimentaria (aumenta la oxigenación), favoreciendo la biodiversidad de especies endofaunales (Widdicombe et al. 1998). La especie *B. cf. lyrifera* constituye el Hábitat "*Fangos batiales con dominancia de Brissopsis lyrifera*" (Código 04020215) del inventario español de Hábitats Marinos (Templado et al. 2012). La asociación CBMS se consideró una asociación de transición entre el circalitoral y los fondos de talud, presentando un amplio rango de profundidades y estando compuesta por muestras localizadas en la zona occidental del estudio con diferentes tipos de sedimentos. Esta asociación muestra similitudes con la "*Biocénose des fonds detritiques du large*" según Pérès & Picard (1964).

La asociación CBSM presentó 24 taxones y se caracterizó por la extraordinaria abundancia de *Ophiecten abyssicolum*. Esta abundancia explica los menores valores alcanzados por los índices de Diversidad de Shannon-Wiener (H') y de equirrepartición (J') para todo el estudio. La presencia de elevadas densidades de *Ophiecten* sp. y *Ophiura* sp. en fondos blandos ha sido ampliamente documentada en otras zonas como el océano Atlántico norte y las plataformas

árticas (Sumida et al. 2000; Ravelo et al. 2017). El comportamiento reproductivo de estas especies en el océano Atlántico norte ha mostrado fuertes tasas estacionales, con una alta fecundidad que da lugar a una alta densidad de población (Sumida et al. 2000); mientras que, en las plataformas árticas, la tasa de reproducción es menor pero la edad es mayor que en zonas templadas (más de 20 años) (Ravelo et al. 2017). Ambos estudios determinaron que la alta abundancia y crecimiento de estos equinodermos estaba relacionada con zonas de alta productividad, como sería el caso de la cuenca norte de Alborán. En esta asociación aparecen especies de afinidades más profundas como *Hymenodiscus coronata*, *Molpadia musculus*, *Mesothuria intestinalis* o *Leptometra phalangium*. Leonard et al. (2020) encontraron el holoturoideo *M. intestinalis* en el mismo tipo de sedimentos que el observado en este estudio, mientras que el crinoideo *L. phalangium* se encontró principalmente en hábitats rocosos en asociaciones del Mediterráneo central.

Por último, se detectó una asociación dominada por *O. abyssicolum* y *Amphiura chiajei* (BMGM) en los fondos del talud superior y medio con un alto valor de % MO y moderado de % CaCO₃. Esta asociación presentó el segundo valor más alto de riqueza de especies, pero con los valores más bajos en N y B, lo que podría estar relacionado con la degradación de estos fondos por la actividad de arrastre de fondo (Tudela, 2004). Esta asociación comparte algunas de las especies batiales características de la asociación CBSM como *O. abyssicolum*, que domina esta asociación junto con *Ophiactis balli*. Otras especies como *Molpadia musculus*, *Mesothuria intestinalis*, y *L. phalangium* fueron mucho más abundantes en la asociación BMGM, lo cual podría estar relacionado con que las especies citadas son típicas de fondos más profundos que los observados para la asociación CBSM. La especie *L. phalangium* fue documentada para el mar de Alborán en grandes grupos en fondos blandos del banco Avempace (Gofas et al. 2014b), en los volcanes de fango del golfo de Cádiz (González-García et al. 2020) y en fondos fangosos del mar Mediterráneo (Michez et al., 2014), y es considerado como indicador de zonas productivas y hábitats esenciales para algunas especies de peces comerciales (Colloca et al. 2004; Gofas et al. 2014a). El hábitat conformado por *L. phalangium* fue descrito por Templado et al. (2012): "*Fondos detríticos batiales con campos de Leptometra phalangium*" (Código 0402031106) para las aguas españolas. Además, aparecen otros taxones exclusivos de esta asociación como *Pseudothyone raphanus*, *Elasipoda* indet., *Ypsilothuria* cf. *bitentaculata* (esta última posible nueva cita para el mar de Alborán), y las especies que Leonard et al. (2020) encontraron principalmente en sedimentos finos como *Anseropoda placenta*, *Cidaris cidaris* presente en todos los hábitats muestreados, y *Centrostephanus longispinus* que apareció en hábitats rocosos del Mediterráneo Central. La asociación BMGM correspondería a la

"*Biocénose des fonds detritiques du large*" según Pérès & Picard (1964) y a algunos hábitats del inventario español de Hábitats Marinos debido a su amplio rango de profundidad: "*Fondos detríticos infralitorales y circalitorales dominados por invertebrados con agregaciones de ofiuroides* (Amphiura, Ophiopsila, Ophiothrix quinquemaculata)" (Código 0304051407) y "*Fangos batiales con dominancia de Holoturoideos* (Mesothuria intestinalis, Elasipodida sp.)" (Código 04020214) (Templado et al. 2012).

6.4.3 Factores ambientales

La distribución espacial de las asociaciones de equinodermos observadas en los fondos blandos circalitorales y batiales estudiados del norte del mar de Alborán está determinada por variables ambientales como la profundidad, la salinidad y el porcentaje de arena gruesa. La profundidad ha sido identificada como un factor significativo en las asociaciones de equinodermos (Price et al. 1999; Manjón-Cabeza y Ramos, 2003; Leonard, 2020), mientras que la salinidad juega un papel crucial en el control de estas comunidades en océanos y mares de todo el mundo (Iken, 2010). Las características sedimentológicas también contribuyen a determinar la distribución de las asociaciones de invertebrados (Dogan et al. 2016; Labrune et al. 2007). Otros factores como las corrientes del fondo, la clorofila *a*, la contaminación inorgánica y la contaminación por nutrientes, han sido señalados como importantes impulsores de la estructura y distribución de las asociaciones de equinodermos a nivel mundial, aunque no pudieron incluirse en el presente estudio (Gray, 2002; Iken, 2010).

El mar de Alborán está sometido a diversas presiones de origen humano, como la urbanización costera, el vertido de aguas residuales, la elevada actividad pesquera y la navegación marítima (las dos últimas incluyendo la dorsal de Alborán) (Robles, 2010; Gofas et al. 2014b). La actividad de arrastre afecta negativamente a los hábitats y a las comunidades bentónicas, incluidas algunas especies de equinodermos (De Ambrosio, 1998; Sardá, 1997; Tudela, 2004; Hiddink et al. 2006; Tillin et al. 2006). Los valores más bajos de abundancia de determinadas asociaciones de equinodermos, como CBMS y CBSM, y la escasa abundancia de especies grandes y frágiles que suelen capturarse en las redes de arrastre de fondo (ej. *Echinus melo*, *Cidaris cidaris*, *Gracilechinus acutus*, *Hymenodiscus Coronata*) podría atribuirse a la actividad de arrastre de fondo (González-Irusta et al. 2012; 2014; De la Hoz et al. 2018), ya que estas especies son más susceptibles a las perturbaciones del arrastre (captura y descarte) y tienen tasas de recuperación lentas. Además, las asociaciones faunísticas que se encuentran

en fondos sedimentarios profundos son menos adaptables a los cambios en los regímenes sedimentarios y a las perturbaciones externas (Jones, 1992; Ball et al. 2000).

Por último, este capítulo de la Tesis Doctoral mejora el conocimiento de las asociaciones de equinodermos de los fondos blandos circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán y de la dorsal de Alborán. Constituye una línea de base de conocimiento que puede utilizarse en el seguimiento de hábitats marinos según las directivas europeas actuales (ej. la Directiva Hábitat, la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina). Esta información también puede ayudar, de cara al futuro, a planificar y realizar estudios más completos en los que se combinen distintos métodos de muestreo (ROV, dragas bentónicas, patines epibentónicos), así como analizando un mayor número de factores ambientales que completen la máxima cantidad de información (ej. corrientes de fondo, Clorofila *a*, contaminación inorgánica y orgánica), que permitan mejorar el conocimiento de la biología y ecología de las asociaciones de equinodermos, y de las comunidades bentónicas en general, en la cuenca norte del mar de Alborán.

CAPÍTULO 7

Discusión general y Conclusiones

7. Discusión general y Conclusiones

7.1 Diversidad de la cuenca norte del mar de Alborán

Los resultados obtenidos en la presente Tesis Doctoral corroboran que el mar de Alborán, especialmente su cuenca norte y la bahía de Málaga, con sus particulares características hidrográficas, biogeográficas y geomorfológicas, representan un punto caliente de biodiversidad dentro del mar Mediterráneo, como apuntan otros autores (Bianchi & Morri, 2000; Templado 2011; Mateo-Ramírez et al. 2021; Rueda et al. 2021; Templado et al. 2021). El gran número de taxones encontrados en los fondos sedimentarios circalitorales y batiales estudiados en este trabajo de Tesis Doctoral, incluyendo nuevas citas para España y Andalucía (ej. *Hippolyte leptometrae*, *Xanthodaphne dalmasi*, *Turbonilla amoena* y *Emarginula pustula*, *Ypsilothuria* cf. *bitentaculata*), son el reflejo de esta elevada biodiversidad. Dicha elevada biodiversidad se ha puesto de manifiesto en hábitats costeros e infralitorales a partir de estudios usando determinados grupos como los moluscos y decápodos (Luque, 1983, 1986; Salas, 1984; García Raso, 1988, 1990; Martínez & Peñas, 1996; Bayed & Bazairi, 2008; García Muñoz et al., 2008; Rueda et al. 2009a, b, 2021; Urrea et al., 2011, 2013), entre otros, pero rara vez ha sido analizada para zonas profundas de la cuenca del mar de Alborán (Sibuet, 1974; Gofas et al. 2014b; Círcoles et al. 2018, 2022). De hecho, los valores de riqueza específica documentados en los Capítulos 4, 5 y 6 fueron mayores a los observados en estudios de comunidades similares tanto de otras áreas del mar Mediterráneo (Di Geronimo et al. 2005; Labruno et al. 2008; Mifsud et al. 2009; Mastrototaro et al. 2008, 2010; Chammem et al. 2019; Leonard et al. 2020), como del océano Atlántico (Bolam et al. 2008; Serrano et al. 2011; 2017; González-García et al. 2020).

El número de taxones observado podría haber sido mayor si se hubieran combinado métodos de muestreo, ya que habría permitido capturar especies con diferentes nichos ecológicos (ej. fauna demersal, epifauna, endofauna) como se pudo observar en el Capítulo 4 al estudiar las comunidades circalitorales de fondos sedimentarios de la bahía de Málaga. En dicho trabajo se estudiaron especies bentónicas y demersales combinando draga de arrastre (dirigido mayoritariamente a especies epifaunales y endofaunales) y red de arrastre con puertas (dirigido mayoritariamente a especies demersales y epifaunales con menor densidad de población). Para el caso de las asociaciones de moluscos, la comparación de los resultados

del trabajo de Ciércoles et al. (2018) realizado con red de arrastre con puertas con los del Capítulo 5 (asociaciones de moluscos circalitorales y batiales de fondos sedimentarios de la cuenca norte del mar de Alborán) realizado con Beam-trawl, resulta en diferencias en relación al número de Clases (3 Clases en Ciércoles et al. 2018 y 5 en el Capítulo 5), al número y composición de los taxones (101 taxones en Ciércoles et al. 2018 y 215 taxones en el Capítulo 5), y a la composición de las asociaciones. Por otro lado, hay que tener en cuenta que en el Capítulo 5 no se incluyó la tanatocenosis, lo que podría haber proporcionado una aproximación más completa de la composición de especies asociadas a los fondos estudiados (Utrilla et al. 2020, Caballero-Herrera et al. 2021), ya que se encontraron conchas o valvas vacías de muchos ejemplares de especies que no se consideraron (ej. *Eulimella cossignaniorum*, *Eulimella ventricosa*, *Pusillina inconspicua*, *Alvania cancellata*, *Obtusella intersecta*, *Dikoleps marianae*, *Cerithiopsis fayalensis*, *Sticteulima jeffreysiana*, *Hyala vitrea*). Recientemente se han analizado algunos ejemplares capturados con Beam-trawl durante las campañas MEDITS y pertenecientes a otros grupos (ej. anélidos, decápodos), mostrando valores también altos de diversidad y la presencia de especies nuevas o raras (Rueda, comentario personal). Por otro lado, es destacable la diversidad de especies encontradas si se considera que los trabajos de esta Tesis Doctoral se han llevado a cabo en fondos sedimentarios donde se localizan caladeros de pesca de arrastre con una actividad de moderada a alta (Baro et al. 2015, 2021; González et al. 2021), con el impacto que eso conlleva sobre los hábitats y las comunidades bentónicas y demersales (Hall, 1994; Kaiser et al. 2002; Tillin et al. 2006; De Juan & Demestre, 2012; Dannheim et al. 2014).

Las peculiares características de la cuenca del mar de Alborán en cuanto a su hidrografía, situación biogeográfica, geomorfológica y sedimentológica promueven esta elevada riqueza de especies (Parrilla & kínder, 1987; Templado et al 2011,2021; Rueda et al. 2010, 2021; Gallardo-Roldán et al. 2017; Urra et al. 2017; Ercilla et al. 2021, entre otras). En relación a la hidrología, la mezcla de masas de agua mediterránea y atlántica que penetra por el estrecho de Gibraltar, así como los afloramientos de aguas frías enriquecidas en nutrientes, han favorecido que en la bahía de Málaga exista una alta producción primaria que se ve reflejada en la presencia de un gran número de ejemplares adultos y juveniles de especies comerciales (ej. *Trachurus mediterraneus*, *Merluccius merluccius*, *Mullus surmuletus*, *Alloteuthis* spp.; Capítulo 4). El patrón observado en los valores de abundancia de estas especies a lo largo del año se relacionó a los cambios oceanográficos locales, además de la influencia de los aportes fluviales y la biología de las propias especies (Cano & García, 1982; García & Camiñas, 1985; Rodríguez, 1982; Ramírez et al. 2005; Muñoz et al. 2015). En el resto de la cuenca norte del mar de

Alborán, sus particularidades ambientales también afectan a la distribución de las especies, como en el caso de las asociaciones identificadas en la dorsal de Alborán, donde la distancia a costa y las fuertes corrientes favorecen el aislamiento, promoviendo la existencia de un gran número de endemismos o especies raras como los gasterópodos *Trophonopsis alboranensis* y *Epitonium linctum*, respetivamente (Templado et al. 2006; Gofas et al. 2014b), ambas especies incluidas en los resultados del Capítulo 5. Como consecuencia de la localización geográfica de la zona de estudio, así como de la entrada del agua atlántica, también se han encontrado especies procedentes de otras regiones biogeográficas en la bahía de Málaga, así como en el resto de la cuenta norte del mar de Alborán, como aquellas con afinidad del Atlántico nororiental (ej. *Astarte sulcata*, *Thyasira granulosa*, *Gymnobela abyssorum*), el Atlántico templado y subtropical (ej. *Bela atlantidea*, *Tritia denticulata*) y el Mediterráneo (ej. *Pitar mediterraneus*, *Lepetella espinosae*, *Tritia coralligena*), como se ha reportado en trabajos similares llevados a cabo en la zona de estudio (Gofas et al. 2014a; Gallardo-Roldán et al. 2017; Rueda et al. 2010; Urra et al. 2017).

Las características del sedimento de las muestras analizadas, en la mayoría de los casos compuesto por sedimentos finos o muy finos, pero incluyendo también algunas gravas, y la gran extensión que ocupan estos fondos blandos, promueven la existencia de diversos hábitats sedimentarios y, por lo tanto, de una fauna específica ligada a los mismos (Snelgrove & Butman, 1994; Snelgrove, 1998; Gray, 2002; Levin et al. 2010). La textura de los sedimentos ha sido una de las principales variables que modulan la composición y distribución de las asociaciones bentónicas documentadas en la presente Tesis Doctoral, tanto para las asociaciones de la bahía de Málaga resultantes de las muestras de la draga de arrastre (en menor medida para las asociaciones epibentónicas y demersales de los lances de arrastre con puertas), como para las asociaciones de moluscos y equinodermos de las muestras de Beam-trawl (Capítulos del 4 al 6). En la bahía de Málaga se encontraron diferentes asociaciones ligadas a distintos tipos de sedimento que presentaron grandes similitudes a los hábitats “*Détritique Côtier*” y “*Détritique envasé*” descritos por Pérès y Picard (1964), siendo la composición de la fauna de todas ellas algo similar. Es por ello que se podrían considerar facies de una misma comunidad debido a las similitudes y el pequeño tamaño del área de estudio (Moya-Urbano et al. 2019).

Las comunidades demersales de la bahía de Málaga están dominadas por organismos menos ligados al fondo marino porque tiene la capacidad de nadar y cambiar de lugar; no obstante, también mostraron cierta relación con algunas características del sedimento, sobre todo en relación a algunas variables como el porcentaje de gravas o de materia orgánica,

esto último posiblemente ligado a la disponibilidad de alimento para algunas especies (Snelgrove, 1999). Los fondos con mayores porcentajes de materia orgánica favorecen la presencia de fauna detritívora y depositívora (ej. poliquetos, moluscos bivalvos) la cual es aprovechada por los organismos tróficos superiores, en este caso las comunidades de peces, como alimento (Snelgrove, 1999).

El tipo de sedimento observado en los fondos donde se caracterizaron las asociaciones de moluscos y equinodermos (Capítulos 5 y 6) se distribuye de manera más o menos uniforme a lo largo de toda el área de estudio, pero con algunas excepciones. En este sentido, los fangos predominaron en el final de la plataforma y en todo el talud, las arenas eran más frecuentes en el piso circalitoral, mientras que las gravas estuvieron presentes en lugares puntuales de la plataforma continental (entre Motril y Almería) y sobretodo en la plataforma de la isla de Alborán. Entre los diferentes hábitats sedimentarios identificados destacaron los "*Fondos detríticos biógenos infralitorales y circalitorales*" (Templado et al. 2012), los cuales se observaron en la plataforma de la isla de Alborán y mostraron una gran diversidad de moluscos y equinodermos. El tamaño de grano en este tipo de fondo promueve la existencia de huecos entre los sedimentos, que a su vez dan lugar a microhábitats que favorecen una diversificación de los nichos ecológicos y de la fauna en comparación con los fondos blandos homogéneos (Frontier & Pichod-Viale 1993; Snelgrove & Butman, 1994; Shin & Ellingsen, 2004; Labrunet et al. 2008; Urra et al. 2011; Marina et al. 2015; Rueda et al. 2021). Además, la presencia de especies bioconstructoras como rodolitos y el molusco *Neopycnodonte cochlear* ofrecen estructuras duras y complejas que permiten que se asienten otras especies con una mayor afinidad por sustratos duros (ej. *Arca tetragona*, *Ophiactis balli*).

La profundidad fue otra importante variable ambiental que determinó la distribución de las asociaciones encontradas, tanto en la bahía de Málaga (en menor medida debido al reducido rango batimétrico muestreado, entre los 38 y 81 metros de profundidad), como las asociaciones de moluscos y equinodermos de la cuenca norte del mar de Alborán. La profundidad se puede considerar como un factor que influye sobre otras variables ambientales relacionadas con la columna de agua (ej. disminución de la temperatura, aumento de la salinidad) o el sedimento, el aumento de la presión y la disminución de la luz y la temperatura (Snelgrove & Butman, 1994; Viudez et al. 1998; Iken, 2010). En los resultados mostrados en esta Tesis Doctoral se observa que la composición de las asociaciones moluscos y equinodermos fue diferente entre las muestras de la plataforma y del talud, aunque la influencia de la profundidad fue mucho más acusada para las asociaciones de equinodermos como se ha documentado por otros autores (Manjón-Cabeza y Ramos 2003; Moya 2016;

Manjón-Cabeza et al. 2021). Ello puede verse reflejado en la preferencia de algunas especies por algunos estratos batimétricos determinados, tal y como se pudo ver en los Centros de Gravedad de las especies de equinodermos estudiadas en el Capítulo 6.

Existen otras variables ambientales que modulan las comunidades bentónicas y demersales de los fondos marinos, como las corrientes de fondo (que puede influir en la concentración de oxígeno disuelto y clorofila *a*); desafortunadamente, no se ha podido analizar el efecto de las mismas en esta Tesis Doctoral ya que no se pudieron monitorizar durante las campañas. Esto representa una importante laguna de información y un objetivo para mejorar en el conocimiento sobre la influencia de estas variables en la distribución espacial y temporal de los diferentes componentes bentónicos. Algunas de estas variables son fáciles de estimar en zonas costeras de baja profundidad mediante la información proporcionada por diferentes satélites (ej. Sentinel, CALIPSO), pero para las zonas profundas la información disponible es muy fragmentada y a una resolución poco adecuada (ej. EMODNET), lo cual hace necesario el desarrollo de campañas multidisciplinarias que puedan obtener esta información ambiental de manera detallada.

La diversidad documentada en la presenta Tesis Doctoral está sometida a continuos impactos por parte del hombre en toda el área de estudio, tal y como se ha puesto de manifiesto en los informes realizados durante el primer ciclo de la Directiva Marco sobre las Estrategias Marinas (<https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/estrategias-marinas/demarcacion-estrecho-alboran/>). La urbanización masificada de la costa y el aumento de población en los meses de verano (aumentando la descarga de aguas residuales debido a la gestión deficiente en su depuración), junto con el dragado de los fondos para la regeneración de playas y la actividad pesquera fundamentalmente de arrastre, constituyen las principales amenazas para la diversidad marina de la bahía de Málaga.

A pesar de que la Bahía es rica en especies comerciales, en los resultados de los lances de pesca de este estudio se observó que la abundancia y la biomasa de las mismas no alcanzaron valores muy altos, incluso muchos de los ejemplares capturados fueron de talla inferior a la comercial. La baja abundancia y biomasa, además de las tallas reducidas, serían señales de la sobrepesca dentro de la Bahía (Baro et al. 2015; 2021). Por otro lado, la presencia de muchos individuos de poco tamaño refuerza la idea de que la Bahía ejerce un papel como “*nursery*” en la reproducción y desarrollo de algunas especies (Rodríguez, 1990; Marina et al. 2014). Para el resto de los fondos circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán, la actividad pesquera también constituye uno de los principales impactos, el cual no solo actúa sobre las

especies comerciales, sino sobre todas las especies bentónicas de los hábitats sedimentarios sobre los que se desarrolla esta actividad (Hiddink et al. 2006; Tillin et al. 2006), al representar un tipo de pesca no selectiva donde se captura todo lo que está en el camino del arte. La pesca de arrastre con puertas perturba los fondos sedimentarios provocando cambios, ya que remueve y genera resuspensión de sedimentos, y modifica la morfología del lecho marino; además, al ser una pesca no selectiva, disminuye la abundancia e incluso hace desaparecer a especies que no son objetivo (Pranovi et al. 2000; Tudela, 2004). En las asociaciones de moluscos y equinodermos estudiadas en los Capítulos 5 y 6 se ha mostrado como en zonas con alta intensidad de pesca, la diversidad, abundancia y biomasa fue menor de lo esperado (en el caso de la asociación de moluscos de fondos arenosos del talud superior de la dorsal de Alborán, USSA), además de la ausencia o baja densidad de especies grandes y frágiles como los equinodermos *Echinus melo*, *Cidaris cidaris*, *Gracilechinus acutus* e *Hymenodiscus Coronata*. Las comunidades de fondos sedimentarios profundos son menos adaptables a este tipo de impactos porque, por lo general, alguna de las especies que las componen suelen tener tasas de recuperación más lentas ya que son organismos más longevos y por lo tanto, más vulnerables a los impactos (Jones, 1992; Ball et al. 2000).

La presente Tesis Doctoral ha proporcionado una información detallada y adecuada para la mejora del conocimiento de los fondos sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán. Además, en el caso concreto de la bahía de Málaga, sirvió para el asesoramiento científico a la administración regional y local con el objeto de crear una futura Reserva de Pesca. Por otro lado, estos resultados representan una base de conocimiento para el programa de seguimiento de los hábitats sedimentarios circalitorales y batiales de la demarcación del Estrecho y Alborán (ESAL) en el contexto de la Directiva Marco de Estrategias Marinas (Directiva 2008/56/CE) y la Directiva Hábitats (D. 92/43/EEC). Esta Tesis Doctoral representa uno de los primeros estudios cuantitativos sobre las especies ligadas a estos hábitats, así como de identificación de asociaciones/comunidades y de caracterización de hábitats sedimentarios circalitorales y batiales, lo cual es imprescindible para realizar el seguimiento de los mismos y poder establecer y evaluar el Buen Estado Ambiental (BEA) de los mismos, como quedo expuesto en la Directiva Marco sobre las Estrategias Marinas.

7.2 Conclusiones

A partir de los resultados expuestos en la presente Tesis Doctoral, se podrían extraer las siguientes conclusiones:

- 1) Las comunidades bentónicas y demersales de fondos blandos circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán presentan una gran biodiversidad de determinados componentes faunísticos (i.e. filos), siendo mayor que en otras zonas del margen Mediterráneo y Europeo Atlántico.
- 2) El alto número de especies encontradas en la cuenca norte del mar de Alborán, con cinco nuevas citas documentadas en la presente Tesis, se debe a la localización geográfica del área de estudio, donde co-existen organismos procedentes de varias regiones biogeográficas, a su oceanografía, con intercambios de masas de agua y organismos entre el Atlántico y Mediterráneo, a la presencia de afloramientos que aportan aguas ricas en nutrientes, y a la heterogeneidad de sus fondos que permite encontrar organismos asociados a diferentes tipos de sedimentos y profundidades.
- 3) La profundidad y el tipo de sedimento son las dos principales variables ambientales que influyen en la distribución de las comunidades circalitorales y batiales de la cuenca norte del mar de Alborán, sobre todo en aquellas dominadas por especies bentónicas.
- 4) La combinación de métodos de muestreo permite obtener un listado faunístico mas completo debido a la captura de fauna con diferentes tamaños, hábitos y nichos ecológicos, como se observó en el estudio llevado a cabo en la bahía de Málaga. Esta Tesis Doctoral representa uno de los primeros trabajos en los que se han podido identificar diferentes asociaciones ligadas a hábitats sedimentarios circalitorales y batiales de la cuenca norte de Alborán, sirviendo como base para el seguimiento de las mismas como marcan las directivas actuales (ej. Directiva Marco de las Estrategias Marinas), además de mejorar el conocimiento de los grupos faunísticos estudiados.
- 5) En los fondos sedimentarios circalitorales estudiados en la bahía de Málaga, las diferencias estacionales de la fauna no son muy marcadas y afectan principalmente a la estructura de la comunidad, con cambios en la abundancia y biomasa de sus especies dominantes como resultado de sus ciclos biológicos. Las especies comerciales capturadas presentaron baja abundancia, biomasa y talla inferior a la comercial, reflejando una posible sobrepesca de los recursos. El establecimiento de una futura Reserva de Pesca en

la bahía de Málaga se justificaría fundamentalmente por la importancia que tiene la zona como “*nursery*” para algunas especies comerciales.

- 6) La dorsal de Alborán representa un punto caliente de diversidad de especies para el mar de Alborán, incluyendo endemismos y especies poco frecuentes y/o raras en el caso de los moluscos y equinodermos, debido a su aislamiento, singularidad hidrográfica y heterogeneidad de tipos de fondo.
- 7) El impacto de la elevada actividad pesquera de arrastre con puertas en las diferentes asociaciones se ha visto reflejado en los resultados de abundancia y biomasa de especies comerciales en la bahía de Málaga, así como en los valores de diversidad, abundancia y biomasa en algunas asociaciones de moluscos y equinodermos de hábitats sedimentarios de la cuenca norte del mar de Alborán. A pesar de ello, es posible encontrar una amplia variedad de especies en los fondos estudiados.
- 8) Se han podido obtener las primeras estimaciones de densidades e índices ecológicos de algunas especies y asociaciones de fondos blandos circalitorales y batiales de la demarcación del Estrecho y Alborán, que podrán ser contrastadas en el futuro durante los Programas de Seguimiento de diferentes directivas europeas (ej. Directiva Hábitats, Directiva Marco de Estrategias Marinas) para evaluaciones del estado ambiental.

REFERENCIAS

- Abad E., Preciado I., Serrano A., Baro J., 2007. Demersal and epibenthic assemblages of trawlable grounds in the northern Alboran Sea (western Mediterranean). *Sci. Mar.* 71(3), pp. 513-524.
- Abad R., Giráldez A., 1990. Descripción de la pesca de cerco surmediterránea. Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía, 86pp.
- Aguilar R., Akissou M., Templado J., Romani M., 2011. Scientific rationale for the proposed CIESM Near Atlantic Marine Peace Park (zone 1). In: Briand, F. ed), *Marine Peace Parks in the Mediterranean - a CIESM proposal* (F. Briand Edit.). CIESM Workshop n° 41, Monaco, pp. 43-49.
- Aguzzi J., Chatzievangelou D., Marini S., Fanelli E., Danovaro R., Flögel S., Lebris N., Juanes F., De Leo F.C., Del Rio J., Thomsen L., Costa C., Riccobene G., Tamburini C., Lefevre D., Gojak C., Poulain P.-M., Favali P., Griffa A., Purser A., Cline D., Edgington D., Navarro J., Stefanni S., D'Hondt S., Priede I.G., Rountree R., Company J.B., 2019. New High-Tech Flexible Networks for the Monitoring of Deep-Sea Ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 53, pp. 6616–6631. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00409>
- Alonso B., Ercilla G., Baraza J., Maldonado A., 1992. Arquitectura y evolución durante el Cuaternario de las facies del margen y cuencas septentrionales del Mar de Alborán. In Maldonado, A. (ed) *El Mar de Alborán y el Golfo de Cádiz: Conexiones Atlántico-Mediterráneo*. III Congreso Geológico de España, pp. 467–476.
- Alvarez P., Fives J.M., Motos L., Santos M.J., 2004. Distribution and abundance of European hake *Merluccius merluccius* (L.), eggs and larvae in the North East Atlantic waters in 1995 and 1998 in relation to hydrographic conditions. *J. Plankton Res.* 26, pp. 811–826.
- Anderson M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, pp. 32–46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Angeletti L., Taviani M., 2020. Offshore *Neopycnodonte* Oyster Reefs in the Mediterranean Sea. *Diversity.* 12, pp. 92. <https://doi.org/10.3390/d12030092>
- Appeltans W., Ahyong Shane T., Anderson G., Angel M.V., Artois T., Bailly N., et al., Costello M.J., 2012. The Magnitude of Global Marine Species Diversity. *Curr. Biol.* 22(23), pp. 2189-2202. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2012.09.036>
- Arévalo L., García J., 1983. Corrientes de la costa de Málaga. Métodos y Resultados. Informe Técnico del Instituto Español de Oceanografía 13, pp. 1-45.
- Asha C.V., Retina I.C., Suson P.S., Bijoy Nandan S., 2016. Ecosystem analysis of the degrading Vembanad wetland ecosystem, the largest Ramsar site on the south west coast of India—Measures for its sustainable management. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 8, pp. 408–421. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.06.003>
- Baeta M., Ramón M., Galimany E., 2014. Decline of the *Callista chione* (Bivalvia: Veneridae) beds in the Maresme coast (northwestern Mediterranean Sea). *Ocean Coast. Manag.* 93, pp. 15-25.
- Ball B., Munday B., Tuck I., 2000. Effects of otter trawling on the benthos and environment in muddy sediments, in: Kaiser, M.J., de Groot, S.J. (Eds.), *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats*. Blackwell Science, London, pp. 69–79
- Ballesteros E., 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 44, pp. 123-195.

- Bárcenas P., Vázquez J.T., Díaz del Río V., Fernández-Salas L.M., 2004. Geomorfología del Banco de la Isla de Alborán. *Geo-Temas*. 6 (2), pp. 209-212.
- Baro J., García T., Serna Quintero J.M., 2021. Description of Artisanal Fisheries in Northern Alboran Sea, in: Báez J.C., Vázquez J.T., Camiñas J.A., Malouli Idrissi M. (Eds.), *Alboran Sea - Ecosystems and Marine Resources*. Springer, Cham., pp. 521-542. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_14
- Baro J., Serna-Quintero J.M., García T., Giráldez A., Marina P., Rueda J.L., Gallardo-Núñez M., Moya E., Laiz-Carrión R., García A., 2015. Distribución especial de flotas pesqueras en una futura Reserva de pesca en la bahía de Málaga (Noroeste del Mar de Alborán). *Simposio Internacional Margen Ibérico Atlántico 21-23 septiembre, 2015. Málaga (Spain)*.
- Baro J., Rueda J.L., Díaz-del-Río V., 2012. South Iberian submarine canyons in the Alboran Sea: geohabitats, associated communities and fisheries resources, in: Wurtz M. (Ed.), *Mediterranean Submarine Canyons: Ecology and Governance*. IUCN, Gland, Switzerland and Málaga, pp. 145-156.
- Baro J., Serna-Quintero J. M., Abad E., Díaz del Río V., 2001. Actividad Pesquera en la zona de reserva de pesca de la isla de Alborán. In *Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas*, 265-274. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica de Madrid. ISBN 84-491-0492-0
- Baro J., Ramos F., Camiñas J.A., Núñez C., 1992. Las Pesquerías de Bivalvos de la región Surmediterránea española. *Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía* 129, pp. 1-104.
- Bayed A., Bazairi H., 2008. Inter-annual variations of soft bottom benthic macrofauna of the Oued Laou bay (Alboran Sea, Morocco). *Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat* 5, pp. 99-106.
- Bedulli D., Bassignani F., Bruschi A., 2002. Use of biodiversity hotspots for conservation of Marine Molluscs: A regional approach. *Medit. Mar. Sci.* 3, pp. 113-121. <https://doi.org/10.12681/mms.250>
- Bertrand J.A., de Sola L.G., Papaconstantinou C., Relini G., Souplet A., 2002. The general specifications of the MEDITS surveys. *Sc. Mar.* 66 (S2), pp. 9-17. <https://doi.org/10.3989/scimar.2002.66s29>
- Bianchi C.N., Morri C., 2000. Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, Problems and Prospects for Future Research. *Mar. Pollut. Bull.* 40(5), pp. 367-376. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00027-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00027-8)
- Borja A., Franco J., Pérez V., 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40, pp. 1100-1114. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00061-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8)
- Bolam S.G., Eggleton J., Smith R., Mason C., Vanstaen K., Rees H., 2008. Spatial distribution of macrofaunal assemblages along the English Channel. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 88, pp. 675-687. <https://doi.org/DOI: 10.1017/S0025315408001276>
- Bourcier M., 1978. Production de matière organique de quelques espèces macrobenthiques dans les fonds détritiques côtiers de la région de Cassis. *Tethys*, 8, pp. 339-343.
- Bray J.R., Curtis J.T., 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, pp. 325-349.
- Briand F., 2011. Marine Peace Parks in the Mediterranean - a CIESM proposal. *CIESM Workshop n° 41, Monaco*.

- Caballero-Herrera J.A., Olivero J., von Cosel R., Gofas S., 2021. An analytically derived delineation of the West African Coastal Province based on bivalves. *Divers. Distrib.* 28, pp. 2791-2805. <https://doi.org/10.1111/ddi.13454>
- Cacabelos E., Gestoso L., Troncoso J., 2008. Macrobenthic fauna in the Ensenada de San Simón (Galicia, north-western Spain). *J. Mar. Biol. Assoc.* 88, pp. 237-245. <https://doi.org/DOI:10.1017/S0025315408000660>
- Calvo E., Simó R., Coma R., Ribes M., Pascual J., Sabatés A., Gili J.M., Pelejero C., 2011. Effects of climate change on Mediterranean marine ecosystems: The case of the Catalan Sea. *Clim. Res.* 50, pp. 1-29. <https://doi.org/10.3354/cr01040>
- Camiñas J.A., Baro J., Abad R., 2004. La pesca en el Mediterráneo andaluz. Fundación UNICAJA. 270 pp.
- Camiñas J.A., 1983. Datos preliminares sobre la biomasa zooplanctónica en el sector suroccidental del Mar de Alborán. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 1(1), pp. 1-18.
- Cano N., García Lafuente J., 1991. Corrientes en el litoral malagueño. Baja frecuencia. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 7 (2), pp. 59-77.
- Cano J., García M.T., 1982. Resultados preliminares del estudio del bentos en la bahía de Málaga. *Oecologia Aquatica* 6, pp. 107-117.
- Carpine C., Grasshoff M., 1975. Les gorgonaires de la Méditerranée. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco* 71, pp. 1-140.
- Carter T.G., Flanagan J.P., Reed Jones C., Marchant F.L., Murchison R.R., Rebman J.H., Sylvester J.C., Whitney J.C., 1972. A New Bathymetric Chart and Physiography of the Mediterranean Sea. In: Stanley, D.J. (Ed.) *The Mediterranean Sea: A Natural Sedimentation Laboratory*. Hutchinson & Ross, Dowden, pp. 1-23.
- Cartes J., Mamouridis V., Fanelli E., 2011. Deep-sea suprabenthos assemblages (Crustacea) off the Balearic Islands (western Mediterranean): Mesoscale variability in diversity and production. *J. Sea Res.* 65, pp. 340-354. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2011.02.002>
- Catalán I.A., Jiménez M.T., Alconchel J.I., Prieto L., Muñoz J.L., 2006. Spatial and temporal changes of coastal demersal assemblages in the Gulf of Cadiz (SW Spain) in relation to environmental conditions. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 53, pp. 1402-1419. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2006.04.005>
- Chammem H., Souissi J. Ben., Pérez-Ruzafa Á., 2019. Checklist with first records for the Echinoderms of northern Tunisia (central Mediterranean Sea). *Sci. Mar.* 83 (3), pp. 277-288. <https://doi.org/10.3989/scimar.04899.19A>
- Chemello R., Scotti G., Milazzo M., 2000. L'uso della malacofauna marina in conservazione della natura, in: Chemello, R., Manganeli, G., (Eds.), *La conservazione della natura e dei molluschi*, Atti del 1º Workshop Internazionale di Malacologia. *Bollettino malacologico*, pp. 36, (1-4), 49-60.
- Ciércoles C., García-Ruiz C., Abelló P., Hidalgo M., Torres P., González M., Mateo-Ramírez Á., Rueda J.L., 2022. Decapod crustacean assemblages on trawlable grounds in the northern Alboran Sea and Gulf of Vera. *Sci. Mar.* 86, e039. <https://doi.org/10.3989/scimar.05265.039>
- Ciércoles C., García-Ruiz C., González Aguilar M., Ortiz de Urbina Gutierrez J., López González N., Urra J., Rueda J., 2018. Molluscs collected with otter trawl in the northern Alboran Sea: main assemblages, spatial distribution and environmental linkage. *Mediterr. Mar. Sci.* 19 (1), pp. 209-222. <https://dx.doi.org/10.12681/mms.2124>

- Çınar M.E., Katagan T., Öztürk B., Daglı E., Açık S., Bitlis B., Bakir K., Dogan A., 2012. Spatio-temporal distributions of zoobenthos in Mersin Bay (Levantine Sea, eastern Mediterranean) and the importance of alien species in benthic communities. *Mar. Biol. Res.* 8, pp. 954–968. <https://doi.org/10.1080/17451000.2012.706305>
- Clark M.R., Althaus F., Schlacher T.A., Williams A., Bowden D.A., Rowden A.A., 2016. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES J. Mar. Sci.* 73, pp. 51–69. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv123>
- Clarke K.R., Somerfield P.J., Gorley R.N., 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 366, pp. 56–69. <https://doi.org/10.1016/J.JEMBE.2008.07.009>
- Clarke K.R., Warwick R.M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Primer-E, Plymouth, United Kingdom.
- Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Kaschner K., Ben Rais Lasram F., Aguzzi J., Ballesteros E., Bianchi C., Corbera J., Dailianis T., Danovaro R., Estrada M., Froglia C., Galil B., 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.M., 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., Turon X., Vafidis D., Vilanueva R., Voultsiadou E., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS One* 5, e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Colloca F., Carpentieri P., Balestri E., Ardizzone G., 2004. A critical habitat for Mediterranean fish resources: Shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Mar. Biol.* 145, pp. 1129–1142. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1405-8>
- Comas M., Suzyumov A., 2009. Geo-Marine Research on the Mediterranean and European-Atlantic Margins. International Conference and TTR-17 Post-Cruise Meeting of the Training-through Research Programme. IOC Workshop Report No. 220, UNESCO, Granada, Spain, 2-5 February 2009
- Company J.B., Sardà F., 1997. Reproductive patterns and population characteristics in five deep-water pandalid shrimps in the Western Mediterranean along a depth gradient (150-1100 m). <https://doi.org/10.3354/meps148049>
- Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía 2001. Especies de interés pesquero en el litoral de Andalucía. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y pesca. Vol. I: 388 págs. Vol.II: 210 págs.
- Cortes D., Gil J., Garcia A., 1985. General distribution of chlorophyll, temperature and salinity in the northwest sector of the Alboran sea (August, 1982). *Rapport Commission Institute Mer Méditerranéenne* 29(9), pp. 135-136.
- Cosentino A., Giacobbe S., 2008. Distribution and functional response of sublittoral soft bottom assemblages to sedimentary constraints. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79, pp. 263–276. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.04.003>
- Costa C., Fanelli E., Marini S., Danovaro R., Aguzzi J., 2020. Global Deep-Sea Biodiversity Research Trends Highlighted by Science Mapping Approach. *Front. Mar. Sci.* 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00384>
- Costello M. J., Chaudhary C., 2017. Marine biodiversity, biogeography, deep-sea gradients, and conservation. *Cur. Biol.* 27, pp. 511–527.

- Damalas D., Maravelias C.D., Katsanevakis S., Karageorgis A.P., Papaconstantinou C., 2010. Seasonal abundance of non-commercial demersal fish in the eastern Mediterranean Sea in relation to hydrographic and sediment characteristics. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 89, pp. 107–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.06.002>
- Dannheim J., Brey T., Schröder A., Mintenbeck K., Knust R., Arntz W.E., 2014. Trophic look at soft-bottom communities—short-term effects of trawling cessation on benthos. *J. Sea Res.* 85, pp. 18–28. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.09.005>
- Danovaro R., Fanelli E., Aguzzi J., Billett D., Carugati L., Corinaldesi C., Dell’Anno A., Gjerde K., Jamieson A., Kark S., McClain C., Levin L., Levin N., Ramirez-Llodrá E., Ruhl H.A., Smith C.R., Snelgrove P., Thomsen L., Van Dover C.L., Yasuhara M., 2020. Ecological variables for developing a global deep-ocean monitoring and conservation strategy. *Nat. Ecol. & Evol.* 4, pp. 181–192. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1091-z>
- Danovaro R., Carugati L., Berzano M., Cahill A.E., Carvalho S., Chenuil A., Corinaldesi C., Cristina S., David R., Dell’Anno A., Dzhenbekova N., Garcés E., Gasol J.M., Goela P., Féral J.P., Ferrera I., Forster R.M., Kurekin A.A., Rastelli E., Marinova V., Miller P.I., Moncheva S., Newton A., Pearman J.K., Pitois S. G., Reñé A., Rodríguez-Ezpeleta N., Saggiomo V., Simis S.G.H., Stefanova K., Wilson C., Lo Martire M., Greco S., Cochrane S.K.J., Mangoni O., Borja A., 2016. Implementing and Innovating Marine Monitoring Approaches for Assessing Marine Environmental Status. *Front. Mar. Sci.* 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00213>
- Danovaro R., Gambi C., Dell’Anno A., Corinaldesi C., Frascchetti S., Vanreusel A., et al. (2008). Exponential decline of deep-sea ecosystem functioning linked to benthic biodiversity loss. *Curr. Biol.* 18, pp. 1–8. doi: 10.1016/j.cub.2007.11.056
- Dauvin J.C., Ruellet T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Mar. Pollut. Bull.* 55, pp. 215–224. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.045>
- de Ambrosio L., 1998. Estrategia del Programa Marino de ADENA/WWF-España. Informe sobre Especies y Ecosistemas. Adena/WWF, Madrid.
- de Forges B.R., Koslow J.A., Poore G.C., 2000. Diversity and endemism of the benthic seamount fauna in the southwest Pacific. *Nature* 405, pp. 944–947. <https://doi.org/10.1038/35016066>
- de Juan S., Demestre M., 2012. A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecol. Indic.* 18, pp. 183–190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.020>
- de Juan S., Demestre M., Sardà F., 2007. The role of the benthos in marine ecosystem functioning. In *Marine ecology concepts and applications* (pp. 202–226). Oxford: Oxford University Press.
- de la cruz J.A., Hernández-Molina F.J., Vázquez J.T., 1992. La sedimentación reciente en el margen continental septentrional del mar de Alborán, entre Benalmádena y Benaljarafe (Málaga). III Congreso Geológico de España y VIII Congreso Latinoamericano de Geología, Salamanca. *Actas* tomo 2, pp. 141–145.
- De La Hoz MV., Sardà F., Coll M., Sáez-Liante R., Mechó A., Oliva F., Ballesteros E., Palomera I., 2018. Biodiversity patterns of megabenthic non-crustacean invertebrates from an exploited ecosystem of the Northwestern Mediterranean Sea. *Reg Stud Mar Sci* 19, pp. 47–68. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.03.002>
- de la Torriente A., Serrano A., Fernández-Salas L.M., García M., Aguilar R., 2018. Identifying epibenthic habitats on the Seco de los Olivos Seamount: Species assemblages and environmental characteristics. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res.* 135, pp. 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.03.015>

- de la Torriente A., Aguilar R., Serrano A., García S., Fernández L.M., García Muñoz M., Punzón A., Arcos J.M., Sagarminaga R., 2014. Sur de Almería - Seco de los Olivos. Proyecto LIFE+ INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 102 pp.
- De Leo F. C., Smith R., Rowden A., Bowden D. A., Clark M. R. 2010. Submarine canyons: hotspots of benthic biomass and productivity in the deep-sea. *Proc. Royal Soc. B* 277, pp. 2783–2792. doi: 10.1098/rspb.2010.0462
- Desbruyères D., Guille A., Ramos J.M., 1972. Bionomie benthique du plateau continental de la cote catalane espagnole. *Vie Milieu*. 23, pp. 335–366.
- Díaz A., Gallardo-Núñez M., Moya-Urbano E., Marina P., Urra J., Bárcenas P., Fernández-Salas L.M., López-González N., Serna J.M., Giráldez A., García T., Baro J., Rueda J.L., 2017. Variabilidad espacial y temporal de moluscos de fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga, in Cristobo, J., Ríos, P. (Eds.), *Avances en estudios de biología marina: contribuciones del XVIII SIEBM Gijón*. Temas de Oceanografía, Instituto Español de Oceanografía, Madrid, pp. 25-39.
- Díaz-Almela E., Marba N., Martínez R., Santiago R., Duarte, C.M., 2009. Seasonal dynamics of posidonia oceanica in magalluf bay (mallorca, spain): Temperature effects on seagrass mortality. *Limnol. Oceanogr.* 54, pp. 2170–2182. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6.2170>
- Di Geronimo I., Messina C., Rosso A., Sanfilippo R., Sciuto F., Vertino A., 2005. Enhanced biodiversity in the deep: Early Pleistocene coral communities from southern Italy, in: Freiwald A., Roberts J.M. (Eds.), *Cold-Water Corals and Ecosystems*. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 61-86. https://doi.org/10.1007/3-540-27673-4_4
- Doğan A., Öztürk B., Bitlis-Bakir B., Türkçü N., 2016. Soft Bottom Molluscan Assemblages of the Bathyal Zone of the Sea of Marmara. *Mediterr. Mar. Sci.* 17, pp. 678–691. <https://doi.org/10.12681/MMS.1748>
- Ekman S., 1953. *Zoogeography of the Sea*. London: Sidgwick and Jackson.
- Ercilla G., Vázquez J.-T., Alonso B., Bárcenas P., Casas D., d'Acremont E., Estrada F., Fernández-Salas L.M., Galindo-Zaldívar J., Juan C., Lobo F., López-González N., Palomino D., Sánchez-Guillamón O., Chourak M., Gil A., Gómez-Ballesteros M., El Moumni B., Peláez J.A., Valencia J., Gorini C., 2021. Seafloor Morphology and Processes in the Alboran Sea BT - Alboran Sea - Ecosystems and Marine Resources, in: Báez, J.C., Vázquez, J.-T., Camiñas, J.A., Malouli Idrissi, M. (Eds.), *Springer International Publishing*, Cham, pp. 157–205. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_6
- Ercilla G., Juan C., Hernández-Molina F. J., Bruno M., Estrada F., Alonso B., Casas D., Farran Marcel. I., Llave E., García M., Vázquez J. T., D'Acremont E., Gorini C., Palomino D., Valencia J., El Moumni B., Ammar A., 2016. Significance of bottom currents in deep-sea morphodynamics: An example from the Alboran Sea. *Mar. Geol.*, 378, pp. 157-170. <https://doi.org/10.1016/J.MARGEO.2015.09.007>
- European Union, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union*, L164, pp. 19-40.
- FAO, 2020. *Fishery and Aquaculture Statistics*. FAO, Rome. <https://doi.org/10.4060/cb1213t>
- FAO-FIGIS, 2017. Fisheries global information system. URL Available from http://www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2017_USBcard/root/capture/c37.pdf

- Fernández-Salas L.M., 2008. Los depósitos del Holoceno Superior en la plataforma continental del sur de la Península Ibérica: caracterización morfológica y estratigráfica. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
- Frontier S., Pichod-Viale D., 1993. Ecosystèmes: Structure, fonctionnement, évolution. Masson, Paris.
- Gallardo-Roldán H., Urra J., Lozano M., León E., Antit M., Gallardo-Núñez M., Baro J., Rueda J.L., García T., 2017. Invertebrates of subtropical affinity in discards of the shellfishing fleet of the Alborán Sea. *Temas de Oceanografía*. 10, pp. 79-85
- García A., Camiñas J.A., 1985. Costal variability of zooplankton biomass in the Northwestern sector of Alboran Sea. *Rapport Commission Institute Mer Méditerranéenne* 29(8), pp. 135-136.
- García T., Báez J.C., Baro J., García A., Giraldez A., Macías D., 2012. La pesca en el mar de Alborán. Uri: <http://hdl.handle.net/10508/472>
- García-Lafuente J., Naranjo C., Sammartino S., Sánchez-Garrido J.C., Delgado J., 2017. The Mediterranean outflow in the Strait of Gibraltar and its connection with upstream conditions in the Alborán Sea. *Ocean Sci.* 13, pp. 195–207. <https://doi.org/10.5194/os-13-195-2017>
- García-Lafuente J., Delgado J., Sánchez Román A., Soto J., Carracedo L., Díaz del Río G., 2009. Interannual variability of the Mediterranean outflow observed in Espartel sill, western Strait of Gibraltar. *J. Geophys. Res. Ocean.* 114 pp. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2009JC005496>
- García Raso J.E., Gofas S., Salas Casanova C., Manjón-Cabeza M.E., Urra J., García Muñoz J.E., 2010a. El mar más rico de Europa: Biodiversidad del litoral occidental de Málaga entre Calaburras y Calahonda. *Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla*.
- García Raso J.E., Salas C., García Muñoz J.E., Gofas S., 2010b. Biodiversidad faunística en el litoral Malagueño. *Jábega* 102, pp. 18-30.
- García Muñoz J.E., Manjón-Cabeza M.E., García Raso J.E., 2008. Decapod crustacean assemblages from littoral bottoms of the Alborán Sea (Spain, west Mediterranean Sea): spatial and temporal variability. *Sci. Mar.* 72, pp. 437–449. <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n3437>
- García Raso J.E., 1990. Study of a Crustacea Decapoda Taxocenosis of *Posidonia* beds from the Southeast of Spain. *Mar. Ecol., PSZN* 11(4), pp. 309-326.
- García Raso J.E., 1988. Consideraciones generales sobre las taxocenosis de crustáceos decápodos de fondos de concrecionamiento calcáreo superficial del alga *Mesophyllum lichenoides* (Ellis & Sol.) Lemoine (Corallinacea) del mar de Alborán. *Invest. Pesq.* 52(2), pp. 245-264.
- García-Ruiz C., Lloris D., Rueda J.L., García-Martínez M.C., de Sola L.G., 2015. Spatial distribution of ichthyofauna in the northern Alboran Sea (western Mediterranean). <https://doi.org/10.1080/00222933.2014.1001457>
- Garrabou J., Coma R., Bensoussan N., Bally M., Chevaldonné P., Cigliano M., Diaz D., Harmelin J.G., Gambi M.C., Kersting D.K., Ledoux J.B., Lejeusne C., Linares C., Marschal C., Pérez T., Ribes M., Romano J.C., Serrano E., Teixido N., Torrents O., Zabala M., Zuberer F., Cerrano C., 2009. Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: Effects of the 2003 heat wave. *Glob. Chang. Biol.* 15, pp. 1090–1103. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01823.x>
- Gil de Sola L., 1993. Las pesquerías demersales del mar de Alborán (Sur mediterráneo Ibérico). *Evolución en los últimos decenios. Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía* 142, 179 pp.
- Giráldez A., Abad R., 1991. La pesquería de cerco en la Región Surmediterránea en 1989-1990. *Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía* 105, 31 pp.

- Gislason H., 2003. The effects of fishing on non-target species and ecosystem structure and function, in: Sinclair, M., Valdimarsson, G. (Eds.), *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*. FAO-CAB International, Wallingford, pp. 255-274.
- Gofas S; Goutayer J; Luque ÁA.; Salas C; Templado J. 2014a. Espacio Marino de Alborán. Proyecto LIFE+ INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 129 pp.
- Gofas S., Salas C., Rueda J.L., Canoura J., Farias C., Gil J., 2014b. Mollusca from a species-rich deep-water *Leptometra* community in the Alboran Sea. *Sci. Mar.* 78(4), pp. 537-553. <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04097.27A>
- Gofas S., Salas C., Moreno D. (Coordinadores) 2011. *Moluscos marinos de Andalucía - I - Introducción general, clase Solenogastres, Clase Caudofoveata, Clase Polyplacophora y clase Gastropoda (Prosobranchia).* 1-342. II – Clase Gastropoda (Heterobranchiata), clase Bivalvia, clase Scaphopoda, clase Cephalopoda, glosario, índices. 343-789n pp. Servicio de publicaciones e intercambio científico. Universidad de Málaga.
- González Aguilar M., García Ruiz C., García Jiménez T., Serna Quintero J.M., Ciércoles Antonell C., Baro Domínguez J., 2021. Demersal Resources BT - Alboran Sea - Ecosystems and Marine Resources, in: Báez, J.C., Vázquez, J.-T., Camiñas, J.A., Malouli Idrissi, M. (Eds.), *Springer International Publishing, Cham*, pp. 589–628. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_18
- González-García E., Mateo-Ramírez Á., Urra J., Farias C., Marina P., Lozano P., López-González P.J., Megina C., García Raso J.E., Gofas S., López E., Moreira J., López-González N., Sánchez-Leal R.F., Fernández-Salas L.M., Rueda J.L., 2020. Composition, structure and distribution of epibenthic communities within a mud volcano field of the northern Gulf of Cádiz in relation to environmental variables and trawling activity. *J. Sea Res.* 160-161 <https://doi.org/10.1016/j.seares.2020.101892>
- González-Irusta J.M., De la Torriente A., Punzón A., Blanco M., Serrano A., 2018. Determining and mapping species sensitivity to trawling impacts: the Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations (BESITO). *ICES J. Mar. Sci.* 75, pp. 1710–1721. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy030>
- González-Irusta J.M., Preciado I., López-López L., Punzón A., Cartes J.E., Serrano A., 2014. Trawling disturbance on the isotopic signature of a structure-building species, the sea urchin *Gracilechinus acutus* (Lamarck, 1816). *Deep-Sea Res. II.* 106, pp. 216-224 <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.09.036>
- González-Irusta J., Punzón A., Serrano A., 2012. Environmental and fisheries effects on *Gracilechinus acutus* (Echinodermata: Echinoidea) distribution: Is it a suitable bioindicator of trawling disturbance? *ICES J. Mar. Sci.* 69, pp. 1457–1465. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss102>
- Goñi R., 1998. Ecosystem effects of marine fisheries: an overview. *Ocean & Coastal Management* 40 (1), pp. 37-64.
- Gosling E., 2003. *Bivalve molluscs: Biology, ecology and culture*. Fishing News Books, Wiley Blackwell, Oxford, UK.
- Gray J.S., 2002. Species richness of marine soft sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 244, pp. 285-297. <https://doi.org/10.3354/meps244285>
- Hall S.J., 1994. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 32, pp. 179-239.
- Hall S.J., 1999. *The effects of fishing on marine ecosystems and communities*. Blackwell Science, Oxford.

- Hebbeln D., Wienberg C., Beuck L., Wintersteller P., 2009. Report and preliminary results of RV Poseidon Cruise POS 385: "Cold-water corals of the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea)", Faro - Toulon, May 29 - June 16, 2009. Berichte, Fachbereich Geowissenschaften, No. 273, Universität Bremen, Bremen
- Heiri O., Lotter A.F., Lemcke G., 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of results. *J. Paleolimnol.* 25, pp. 101–110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>
- Hernández-Molina F.J., 1993. Dinámica sedimentaria y evolución durante el Pleistoceno terminal-Holoceno del Margen Noroccidental del Mar de Alborán. Modelo de Estratigrafía secuencial de muy alta resolución en plataformas continentales. Tesis Doctoral. University of Granada, Spain.
- Hiddink J.G., Jennings S., Kaiser M.J., Queirós A.M., Duplisea D.E., Piet G.J., 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, pp. 721–736. <https://doi.org/10.1139/f05-266>
- Hughes T. P., Bellwood D. R., Folke C. S., McCook L. J., Pandolfi J.M., 2007. No-take areas, herbivory and coral reef resilience. *Trends Ecol. Evol.* 22, pp. 1–3. doi: 10.1016/j.tree.2006.10.009
- IEO-MAGRAMA. 2012a. Estrategia Marina Demarcación Marina del Estrecho y Alborán. Parte 1: Marco general evaluación inicial y buen estado ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones, 69 pp. <http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/>
- IEO-MAGRAMA. 2012b. Estrategia Marina Demarcación Marina del Estrecho y Alborán. Parte 4: Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 1: Biodiversidad. Evaluación inicial y buen estado ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones, 615 pp. <http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/>
- Iglesias M., Morales-Nin B., 2001. Life cycle of the pelagic goby *Aphia minuta* (Pisces: Gobiidae). *Sci. Mar.* 65, pp. 183–192. <https://doi.org/10.3989/scimar.2001.65n3183>
- Iken K., Konar B., Benedetti-Cecchi L., Cruz-Motta J.J., Knowlton A., Pohle G., Mead A., Miloslavich P., Wong M., Trott T., Mieszkowska N., Riosmena-Rodríguez R., Airolidi L., Kimani E., Shirayama Y., Frascchetti S., Ortiz-Touzet M., Silva A., 2010. Large-Scale Spatial Distribution Patterns of Echinoderms in Nearshore Rocky Habitats. *PlosOne* 5(11): e13845. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013845>.
- IPCC. 2019. Summary for Policymakers, in: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N. Weyer (eds)]. En prensa.
- Jones J.B., 1992. Environmental impact of trawling on the seabed: A review. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 26, pp. 59–67. <https://doi.org/10.1080/00288330.1992.9516500>
- Junta de Andalucía. 2015. Sistema de Información Andaluz de Comercialización y Producción Pesquera (www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/idapes).
- Junta de Andalucía. 2023. Informe estadístico de la flota pesquera andaluza en 2022 por modalidades y caladeros (<https://www.juntadeandalucia.es/organismos/agriculturaypescaaguaydesarrollorural/areas/pesca-acuicultura/recursos-pesqueros/paginas/censo-flota-pesquera.html>)

- Kaiser M.J., Collie J.S., Hall S.J., Jennings S., Poiner I.R., 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish.* 3, 114–136. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x>
- Kaiser M., Attrill M., Jennings S., Thomas D., Barnes D., Brierley A., Polunin N., Raffaelli D., Williams P., 2005. *Marine ecology: processes, systems, and impacts*. Oxford University Press.
- Karakassis I., Eleftheriou A., 1997. The continental shelf of Crete: Structure of macrobenthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 160, pp. 185–196. <https://doi.org/10.3354/MEPS160185>
- Kersting D.K., 2016. Cambio climático en el medio marino español: Impactos, vulnerabilidad y adaptación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 166 pp.
- Koulouri P., Dounas C., Arvanitidis C., Koutsoubas D., Eleftheriou A., 2006. Molluscan diversity along a Mediterranean soft bottom sublittoral ecotone. *Sci. Mar.* 70, pp. 573–583. <https://doi.org/10.3989/scimar.2006.70n4573>
- Krebs C.J., 1989. *Ecological methodology*. Harper and Row Publisher Inc., New York.
- Labrune C., Grémare A., Amouroux J.-M., Sardá R., Gil J., Taboada S., 2008. Structure and diversity of shallow soft-bottom benthic macrofauna in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Helgol. Mar. Res.* 62, pp. 201–214. <https://doi.org/10.1007/s10152-008-0108-9>
- Labrune C., Grémare A., Amouroux J.-M., Sardá R., Gil J., Taboada S., 2007. Assessment of soft-bottom polychaete assemblages in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on a mesoscale survey. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 71, pp. 133–147. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.07.007>
- Lenihan H.S., Micheli F., 2001. Soft sediment communities, in: Bertness, M., Hay, M.E., Gaines, S.D. (Eds.) *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc.: Sunderland, Massachusetts, pp. 253–287.
- Levin L. A., Sibuet M., 2012. Understanding continental margin biodiversity: a new imperative. *Annual. Rev. Mar. Sci.* 4, pp. 79–112. doi: 10.1146/annurevmarine-120709-142714
- Levin L.A., Sibuet M., Gooday A.J., Smith C.R., Vanreusel A., 2010. The roles of habitat heterogeneity in generating and maintaining biodiversity on continental margins: an introduction. *Mar. Ecol.* 31, pp. 1–5. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2009.00358.x>
- López-Ibor A., 1984. Equinodermos del mar de Alborán. Fondos coralígenos. *Actas del IV Simp. Ibér. de Estud. Benthos Mar*, Lisboa, 3, pp. 245–260.
- Lopes M., Murt A. G., Cabral H.N., 2006. The ecological significance of the zooplanktivores, snipefish *Macroramphosus* spp. and boarfish *Capros aper*, in the food web of the south-east North Atlantic. *J. of Fish Biol.*, 69, pp. 363–378.
- Lourido A., Gestoso L., Troncoso J.S., 2006. Assemblages of the molluscan fauna in subtidal soft bottoms of the Ría de Aldán (north-western Spain). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 86, pp. 129–40. <https://doi.org/10.1017/S002531540601294X>
- Luque Á.A., 1986. Contribución al conocimiento de los Gasterópodos de las costas de Málaga y Granada II, Prosobranquios. *Iberus* 6, pp. 79–94.
- Luque Á.A., 1983. Contribución al conocimiento de los Gasterópodos de las costas de Málaga y Granada I, Opistobranquios. *Iberus* 3, pp. 51–74.
- MAGRAMA. 2012. *Estrategias Marinas*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Instituto Español de Oceanografía, NIPO: 280-12-175-8, Madrid.

- Mancosu A., Nebelsick JH., Kroh A., Pillola GL., 2015. The origin of echinoid shell beds in siliciclastic shelf environments: three examples from the Miocene of Sardinia, Italy. *Lethaia*, Vol. 48, pp. 83–99.
- Manjón-Cabeza M.E., Ríos P., García-Guillén L.M., Macías-Ramírez A., Sánchez F., Rodríguez-Básalo A., Ibarrola T.P., Cristobo J., 2021. Asteroids and Ophiuroids Associated With Sponge Aggregations as a Key to Marine Habitats. A Comparative Analysis Between Avilés Canyons System and El Cachucho, Marine Protected Area. *Front. Mar. Sci.* 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.606749>
- Manjón-Cabeza ME., Palma Sevilla N., Salas C., 2014. Los equinodermos de la Isla de Alborán. *Actas del XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina* 212-213 171-172
- Manjón-Cabeza M., Ramos A., 2003. Ophiuroid community structure of the South Shetland Islands and Antarctic Peninsula region. *Polar Biol.* 26, pp. 691–699. <https://doi.org/10.1007/s00300-003-0539-3>
- Marbà N., Jordà G., Agustí S., Girard C., Duarte C., 2015. Footprints of climate change on Mediterranean Sea biota. *Front. Mar. Sci.* 2, pp. 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2015.00056>
- Marco-Herrero E., Abelló P., Drake P., García-Raso J.E., González-Gordillo J.I., Guerao G., Palero F., Cuesta J.A., 2015. Annotated checklist of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) of the Iberian Peninsula (SW Europe). *Sci. Mar.* 79, pp. 243–256. <https://doi.org/10.3989/scimar.04161.27A>
- Mare M. F., 1942. A study of a marine benthic community with special reference to the micro organisms. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 25, pp. 517-554
- Marina P., Rueda J.L., Urra J., Salas C., Gofas S., García Raso J.E., Moya F., García T., López-González N., Laiz-Carrión R., Baro J., 2015. Sublittoral soft bottom assemblages within a Marine Protected Area of the northern Alboran Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 95, pp. 871–884. <https://doi.org/D0I: 10.1017/S0025315414002082>
- Marina P., Tendero G., Rodríguez J.M., Laiz R., Serna-Quintero J M., García A., Baro J., 2014. Estudio de la comunidad ictioplanctónica durante la época de reproducción de la sardina (*Sardina pilchardus*) en la Bahía de Málaga (Sur de España). *SIEBM 2th-5th September, 2014. Gijón (Spain)*.
- Martínez J.L., Peñas A., 1996. Fauna malacológica de Caleta, Mijas Costa, Málaga. *Malakos* 5, pp. 73-92.
- Martins R., Quintino V., Rodrigues A.M., 2013. Diversity and spatial distribution patterns of the soft-bottom macrofauna communities on the Portuguese continental shelf. *J. Sea Res.* 83, pp. 173–186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.03.001>
- Massutí E., Reñones O., 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Sci. Mar.* 69, pp. 167–181. <https://doi.org/10.3989/scimar.2005.69n1167>
- Massutí E., Sánchez-Guillamón O., Farriols M.T., Palomino D., Frank-Comas A., Bárcenas-Gascón P., Rincón B., Martínez-Carreño N., Keller S., López-Rodríguez C., Sancho-Díaz J.A., López-González N., Marco-Herrero E., Fernandez-Arcaya U., Valls-Mir M., Ramírez-Amaro S., Ferragut-Perelló F., Joher S., Ordines F., Vázquez J.T., 2021. Improving Scientific Knowledge of Mallorca Channel Seamounts (Western Mediterranean) within the Framework of Natura 2000 Network. *Diversity*. 14 (1), pp. 4 <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/d14010004>
- Massutí E., Reñones O., Carbonell A, Oliver P., 1996. Demersal fish communities exploited on the continental shelf and slope off Majorca (Balearic Islands, NW Mediterranean). *Vie et Milieu* 46, pp. 45-55.
- Mastrototaro F., D'Onghia G., Corriero G., Matarrese A., Maiorano P., Panetta P., Gherardi M., Longo C., Rosso A., Sciuto F., Sanfilippo R., Gravili C., Boero F., Taviani M., Tursi A., 2010. Biodiversity of

- the white coral bank off Cape Santa Maria di Leuca (Mediterranean Sea): An update. *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 57, pp. 412–430. <https://doi.org/10.1016/J.DSR2.2009.08.021>
- Mastrototaro F., Giove A., D'Onghia G., Tursi A., Matarrese A., Gadaleta M.V., 2008. Benthic diversity of the soft bottoms in a semi-enclosed basin of the Mediterranean Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 88, pp. 247–252. <https://doi.org/10.1017/S0025315408000726>
- Mateo-Ramírez Á., Marina P., Moreno D., Alcántara Valero A.F., Aguilar R., Báez J.C., Bárcenas P., Baro J., Caballero-Herrera J.A., Camiñas J.A., Malouli Idrissi M., de la Torriente A., García T., García Raso J.E., Gofas S., González-García E., González García J.A., Moya-Urbano E., Muñoz A.-R., Sánchez-Tocino L., Salas C., Templado J., Tierno de Figueroa J.M., Urra J., Vázquez J.-T., Rueda J.L., 2021. Marine Protected Areas and Key Biodiversity Areas of the Alboran Sea and Adjacent Areas. *Alboran Sea - Ecosyst. Mar. Resour.* pp. 819–923. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_25
- McArdle B.H., Anderson M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, pp. 290–297
- McLusky D. S., Elliott M., 2004. *The estuarine ecosystem: Ecology, threats, and management* (3rd ed.). Oxford University Press.
- Mecho A., Billett D.S.M., Ramírez-Llodra E., Aguzzi J., Tyler P.A., Company J.B., 2014. First records, rediscovery and compilation of deep-sea echinoderms in the middle and lower continental slope of the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.* 78, pp. 281–302. <https://doi.org/10.3989/scimar.03983.30C>
- Micali P., 1984. *Chrysallida palazzii* n. sp. *Boll. Malacol.* 19 (9-12), pp. 245-248.
- Michez N., Fourt M., Aish A., Bellan G., Bellan-Santini D., Chevaldonné P., Marie-claire F., Goujard A., Harmelin J.-G., Labrune C., Pergent G., Sartoretto S., Vacelet J., Verlaque M., 2014. *Typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée Version 2.*
- Mifsud C., Taviani M., Stohr S., 2009. Remarks on Echinodermata from the South Central Mediterranean Sea based upon collections made during the MARCOS cruise (10 to 20th April, 2007). *Mediterr. Mar. Sci.* 10, pp. 63–72. <https://doi.org/10.12681/mms.109>
- Minas H.J., Coste B., le Corre P., Minas M., Raimbault P., 1991. Biological and geochemical signatures associated with the water circulation through the Strait of Gibraltar and in the western Alboran Sea. *J. Geophys. Res.* 96, pp. 8755–8771.
- Mora C., Tittensor D. P., Adl S., Simpson A. G., Worm B., 2011. How many species are there on Earth and in the ocean? *PLoS Biol.* 9:e1001127. doi: 10.1371/journal.pbio.1001127
- Morato T., Hoyle S.D., Allain V., Nicol S.J., 2010. Los montes submarinos son puntos críticos de biodiversidad pelágica en el océano abierto. *proc. Nat. Academia ciencia EE. UU.* 107, pp. 9707–9711. doi: 10.1073/pnas.0910290107
- Moreira J., Cacabelos E., Troncoso J.S., 2009. Diversity and spatial distribution of the gastropod fauna (Mollusca: Gastropoda) on subtidal sedimentary substrata of the Ensenada de Baiona (Galicia, NW Iberian Peninsula). *Iberus* 27(1), pp. 103-117.
- Moreira J., Quintas P., Troncoso J., 2005. Distribution of molluscan fauna in subtidal soft-bottoms of the Ensenada de Baiona (NW Spain). *Am. Malacol. Bull.* 20, pp. 75-86
- Moreno D., 2006. Capítulo V. Tesoros sumergidos: la flora y fauna marinas, in: Paracuellos, M., Nevado, J.C., Mota, J.F. (Eds.) *Entre África y Europa. Historia Natural de las Isla de Alborán*, pp. 69-85. RENPA, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

- Mouna A., Daoulatli A., Urre J., Rueda J., Gofas S., Salas C., 2016. Seasonality and trophic diversity in molluscan assemblages from the Bay of Tunis (southern Mediterranean Sea). *Mediterr. Mar. Sci.* 17, pp. 692–707. <https://doi.org/10.12681/mms.1712>
- Moya F., 2016. Equinodermos del mar de Bellingshausen. Tesis Doctoral. Málaga: Universidad de Málaga, 313 pp.
- Moya-Urbano E., Urre J., Marina P., Gallardo-Núñez M., García Raso J.E., Bárcenas P., Serna Quintero J.M., Giráldez A., García T., Baro J., Rueda J.L., 2019. Biodiversity and spatio-temporal changes of benthic and demersal assemblages of circalittoral soft bottoms of the Bay of Málaga (northern Alboran Sea). *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 99, pp. 1709–1720. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000766>
- Moya-Urbano E., Rueda J.L., Marina-Ureña P., Bárcenas-Gascón P., García-Barcelona S., Baro J., 2016. El patrimonio natural de la bahía de Málaga: explotación de recursos y conservación de la biodiversidad (2016) *Quercus* 366, pp. 24-31
- Naranjo C., Sammartino S., García-Lafuente J., Bellanco M.J., Taupier-Letage I., 2015. Mediterranean waters along and across the Strait of Gibraltar, characterization and zonal modification. *Oceanographic Research Papers, Deep-Sea Research Part I*, p 105. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2015.08.003>
- Ocaña A., Pérez-Ruzafa A., 2004. Los equinodermos de las costas andaluzas. *Acta Granatense*, 3, pp. 83-136.
- Ocaña A., De La Morena i., Moriana M., Alonso M. R., Ibáñez M., 1982. Algunos Equinodermos de la costa de Málaga (Mar de Alborán). *Investigación Pesquera*, 46 (3), pp. 433-442
- Palma-Sevilla N., 2015. Estructura de la taxocenosis de los equinodermos de la plataforma de Alborán. Trabajo de Fin de Master: Diversidad Biológica y Medio Ambiente (biodiversidad y gestión del medio marino). Tutor: Dra. Manjón-Cabeza. Departamento de Biología Animal. Universidad de Málaga
- Palomino D., Alonso B., Iacono C. L., Casas D., d'Acremont E., Ercilla G., Gorini C., Vazquez J.T., 2015. Seamounts and Seamount-like structures of the Alborán Sea, in: Würtz, M., Rovere, M. (Eds.) *Atlas of the Mediterranean Seamounts and Seamount-like Structures*. IUCN. Gland, Switzerland and Málaga, pp. 21-57.
- Palomino D., Vázquez J.-T., Ercilla G., Alonso B., López-González N., Díaz-del-Río V., 2011. Interaction between seabed morphology and water masses around the seamounts on the Motril Marginal Plateau (Alboran Sea, Western Mediterranean). *Geo-Marine Lett.* 31, pp. 465–479. <https://doi.org/10.1007/s00367-011-0246-y>
- Pancucci-Papadopoulou A., Simboura N., Zenetos A., Thessalou-Legaki M., Nicolaidou A., 1999. Benthic invertebrate communities of NW Rodos (Rhodes) island (SE Aegean Sea) as related to hydrological regime and geographical location. *Isr. J. Zool.* 45, pp. 371-393.
- Pardo E., Aguilar R., García S., Torriente A., Ubero J., 2011. Documentación de arrecifes de corales de agua fría en el Mediterráneo occidental (Mar de Alborán). *Chron. Naturae*. 1, pp. 20-34.
- Parrilla G., Kinder T.H., 1987. Oceanografía física del mar de Alborán. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*. 4(1), pp. 133-165.
- Parrilla G., Kinder T.H., Preller R.H., 1986. Deep and intermediate mediterranean water in the western Alboran Sea. *Deep Sea Res. Part A. Oceanogr. Res. Pap.* 33, pp. 55–88. [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(86\)90108-1](https://doi.org/10.1016/0198-0149(86)90108-1)

- Pedrouzo L., Cobo M.C., García-Álvarez Ó., Rueda J.L., Gofas S., Urgorri V., 2014. Solenogastres (Mollusca) from expeditions off the South Iberian Peninsula, with the description of a new species. *J. Nat. Hist.* 48(45-48), pp. 2985-3006. <https://doi.org/10.1080/00222933.2014.959576>
- Pedrotti M.I., Fenaux L., 1996. Distribution of echinoderm larval populations in the geostrophic frontal jet of the eastern Alboran Sea. *Oceanologica Acta*, 19(3-4), pp. 385-395. Open Access version : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00094/20494/>
- Pelegrí J.L., Gili J.M., Martínez de Albéniz M.V., (eds.). 2022. El océano que queremos: ciencia oceánica inclusiva y transformadora. Institut de Ciències del Mar, CSIC, Barcelona.
- Peñas A., Rolán E., Luque Á.A., Templado J., Moreno D., Rubio F., Salas C., Sierra A., Gofas S., 2006. Marine mollusca from the Alboran island. *Iberus*. 24(1), pp. 23-151.
- Pérès J.M., Picard J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Méditerranée. Recueil des travaux de la Station Marine d'Éndoume (Bulletin 31). 31, pp. 1-137.
- Pérez Ruzafa A., López Ibor A., 1986. Presencia de *Holothuria* (*Vaneyothuria*) *lentiginosa* *lentiginosa*, Marenzeller, 1893 (Echinodermata: Holothuroidea) en el Mar de Alborán (Mediterráneo Occidental). *Boll. Inst. Esp. Oceanogr.*, 3(4), pp. 105-109.
- Pielou E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley-Interscience, New York.
- Pierce G. J., Allcock L., Bruno I., Bustamante P., González Á., Guerra Á., Jereb P., 2010. Cephalopod biology and fisheries in Europe. ICES Cooperative Research Report 303, 175 pp.
- Pranovi F., Raicevich S., Franceschini G., Farrace M.G., Giovanardi O., 2000. Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *J. Mater. Sci.* 57, pp. 517-524. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0708>
- Price ARG., Keeling MJ., O'Callaghan CJ., 1999. Ocean-scale patterns of "biodiversity" of Atlantic asteroids determined from taxonomic distinctness and other measures. *Biol J Linn Soc* 66, pp. 187-203.
- Quintino V., Rodrigues A.M., Ré A., Pestana M.P., Silva S., Castro H., 2001. Sediment Alterations in Response to Marine Outfall Operation off Lisbon, Portugal: a Sediment Quality Triad study. *J. Coast. Res.* pp. 535-549.
- Ravelo A.M., Konar B., Bluhm B., Iken K., 2017. Growth and production of the brittle stars *Ophiura sarsii* and *Ophiocten sericeum* (Echinodermata: Ophiuroidea). *Cont. Shelf Res.* 139, pp. 9-20. <https://doi.org/10.1016/J.CSR.2017.03.011>
- Reina-Hervás J.A., Serrano P., 1987a. Ictiofauna infralitoral de la costa mediterránea andaluza: 11. Bahía de Fuengirola (Málaga, España). *Misc. Zool.* 11, pp. 233-242.
- Reina-Hervás J.A., Serrano P., 1987b. Structural and seasonal variations of inshore fish populations in Málaga Bay, southeastern Spain. *Marine Biology* 95, pp. 501-508. doi: 10.1007/bf00393093
- Ramírez T., Cortés D., Mercado J.M., Vargas-Yañez M., Sebastián M., Liger E., 2005. Seasonal dynamics of inorganic nutrients and phytoplankton biomass in the NW Alboran Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 65, pp. 654-670. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.012>
- Ramirez-Llodra E., Tyler P.A., Baker M.C., Bergstad O.A., Clark M.R., Escobar E., Levin L.A., Menot L., Rowden A.A., Smith C.R., Van Dover C.L., 2011. Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLoS One*.;6(8):e22588. doi: 10.1371/journal.pone.0022588. Epub 2011 Aug 1. PMID: 21829635; PMCID: PMC3148232.
- Real R., Gofas S., Altamirano M., Salas C., Báez J.C., Camiñas J.A., García Raso J.E., Gil de Sola L., Olivero J., Reina-Hervás J.A., Flores-Moya A., 2021. Biogeographical and Macroecological Context of the

- Alboran Sea, in: Báez, J.C., Vázquez, J.T., Camiñas, J.A., Malouli Idrissi, M. (Eds.) Alboran Sea – Ecosystems and Marine Resources. Springer Nature, Cham, pp. 431-457. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_11
- Reina-Hervás J.A., Serrano P. 1987. Ictiofauna infralitoral de la costa mediterránea andaluza: 11. Bahía de Fuengirola (Málaga, España). Miscelanea. Zoológica, 11, pp. 233-242.
- Renault L., Oguz T., Pascual A., Vizoso G., Tintore J., 2012. Surface circulation in the Alboran Sea (western Mediterranean) inferred from remotely sensed data. J Geophys Res Oceans 117(C8). <https://doi.org/10.1029/2011JC007659>
- Reul A., Rodríguez V., Jiménez-Gómez F., Blanco J.M., Bautista B., Sarhan T., Guerrero F., Ruíz J., García-Lafuente., 2005. Variability in the spatio-temporal distribution and size-structure of phytoplankton across an upwelling area in the NW-Alboran Sea, (W-Mediterranean). Cont. Shelf Res. 25, pp. 589–608. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2004.09.016>
- Rey J., Medialdea T., 1989. Los sedimentos cuaternarios superficiales del Margen Continental Español. Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía. 3, Madrid.
- Riehl T., Lins L., Brandt A., 2018. The effects of depth, distance, and the Mid-Atlantic Ridge on genetic differentiation of abyssal and hadal isopods (Macrostylidae). Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 148, pp. 74–90. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.10.005>
- Robles R., 2010. Conservación y desarrollo sostenible del mar de Alborán / Conservation et développement durable de la mer d'Alboran. UICN. Gland, Suiza y Málaga.
- Rodríguez V., 2011. Entre mares, entre tierras: EEI escenario ecológico del mar de Alborán. Ciclo de conferencias. Fundación ASSEMAR de estudios del mar. 9, pp. 209-242.
- Rodríguez J.M., 1990. Contribución al conocimiento del ictioplancton del mar de Alborán. Boletín del Instituto Español de Oceanografía 6, pp. 1-20.
- Rodríguez J., 1983. Estudios de una comunidad zooplanctónica nerítica en el Mar de Alborán: II. Ciclo del zooplancton. Boletín del Instituto Español de Oceanografía 1 (1), pp. 19-44.
- Rodríguez J., García A., Rodríguez V., 1982. Zooplanktonic Communities of the Divergence Zone in the Northwestern Alboran Sea. Mar. Ecol. 3, pp. 133-142. <https://doi.org/10.1111/J.1439-0485.1982.TB00378.X>
- Rodríguez J., Ibáñez M., 1976. Contribución al conocimiento de los equinodermos (Asteridea, Ophiuroidea, Echinoidea) de la bahía de Almería (España). Investigación Pesquera, 40 (2), pp. 455-462
- Rueda J.L., Gofas S., Aguilar R., de la Torriente A., García Raso J.E., Lo Iacono C., Luque Á.A., Marina P., Mateo-Ramírez Á., Moya-Urbano E., Moreno D., Navarro-Barranco C., Salas C., Sánchez-Tocino L., Templado J., Urra J., 2021. Benthic Fauna of Littoral and Deep-Sea Habitats of the Alboran Sea: A Hotspot of Biodiversity, in: Báez J.C., Vázquez J.T., Camiñas J.A., Malouli Idrissi M. (Eds.), Alboran Sea - Ecosystems and Marine Resources. Springer, Cham, pp. 285-358. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_9
- Rueda J.L., Urra J., Aguilar R., Angeletti L., Bo M., García-Ruiz C., González-Duarte M.M., López E., Madurell T., Maldonado M., Mateo-Ramírez Á., Megina C., Moreira J., Moya F., Ramalho L. V., Rosso A., Sitjà C., Taviani M., 2019. Cold-Water Coral Associated Fauna in the Mediterranean Sea and Adjacent Areas. pp. 295-333 https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_29
- Rueda J.L., Urra J., Marina P., Mateo A., Reina-Hervás J.A., 2010. Especies africanas en las costas de Andalucía: un patrimonio natural único en el ámbito europeo. Quercus. 293, pp. 24-30.

- Rueda J.L., Marina P., Urrea J., Salas C., 2009a. Changes in the composition and structure of a molluscan assemblage due to eelgrass loss in southern Spain (Alboran Sea). *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 89, pp. 1319–1330. <https://doi.org/10.1017/S0025315409000289>
- Rueda J.L., Gofas S., Urrea J., Salas C., 2009b. A highly diverse molluscan assemblage associated with eelgrass beds (*Zostera marina* L.) in the Alboran Sea: micro-habitat preference, feeding guilds and biogeographical distribution. *Sci. Mar.* 73(4), pp. 669–700. <https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73n4679>
- Rueda J.L., Salas C., 2003. Temporal dynamics of molluscan assemblages from soft and bioclastic bottoms in the Strait of Gibraltar. *Cah. Biol. Mar.* 44, pp. 237–248.
- Rueda J.L., Salas C., Gofas S., 2000. A molluscan community from coastal bioclastic bottoms in the Strait of Gibraltar area. *Iberus*. 18, pp. 95–123.
- Salas C., 1996. Marine Bivalves from off the Southern Iberian Peninsula collected by the Balgim and Fauna 1 expeditions. *Haliotis*. 25, pp. 33–100.
- Salas C., Hergueta E., López-Ibor A., 1988. Echinodermes asociados aux concrétions de *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine (Rhodophyta, Corallinacea) du litoral de Málaga (Espagne). Étude d'un cycle annuel. *Mésogée*, 48, pp. 183–188.
- Salas C., García Raso J.E., López-Ibor A., 1984. Estudio del macrobentos infralitoral (Mollusca, Crustacea decapoda y Echinodermata) de la Bahía de Málaga (España). IV Simposio Ibérico de Estudios de Bentos Marino.
- Sánchez, F., Gómez-Ballesteros, M., González-Pola, C., Punzón, A., Sistema de cañones submarinos de Avilés. Proyecto LIFE +INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2014.
- Sánchez-Guillamón O., Rueda J.L., Wienberg C., Ercilla G., Vázquez J.T., Gómez-Ballesteros M., Urrea J., Moya-Urbano E., Estrada F., Hebbeln D., 2022. Morphosedimentary, Structural and Benthic Characterization of Carbonate Mound Fields on the Upper Continental Slope of the Northern Alboran Sea (Western Mediterranean). *Geosciences*. 12 (3), pp. 111 <https://doi.org/10.3390/geosciences12030111>
- Sánchez-Laulhé, J.M., Jansa, A., Jiménez, C., 2021. Alboran Sea Area Climate and Weather. In: Báez, J.C., Vázquez, J.T., Camiñas, J.A., Malouli Idrissi, M. (eds) *Alboran Sea - Ecosystems and Marine Resources*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_3
- Sanz, M.J., Galán, E., (eds.), 2020. Impactos y riesgos derivados del cambio climático en España. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.
- Sardà F., 1997. Concerted Action for the Biological and Fisheries Study of the Mediterranean and Adjacent Sea Deep Shrimps. Final Report. EC Concerted Action FAIR CT95–0208
- Sarhan T., García-Lafuente J., Vargas J.M., Plaza F., 2000. Upwelling mechanisms in the northwestern Alboran Sea. *J. Mar. Syst.* 23, pp. 317–331. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(99\)00068-8](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(99)00068-8)
- Sautkin A., Talukder A.R., Comas M. C. Soto J.I., Alekseev A., 2003. Mud volcanoes in the Alboran Sea: evidence from micropaleontological and geophysical data. *Mar. Geol.* 1–4, pp. 237–261. [https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(02\)00691-6](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(02)00691-6)
- Serrano A., Cartes J.E., Papiol V., Punzón A., García-Alegre A., Arronte J.C., Ríos P., Lourido A., Frutos I., Blanco M., 2017. Epibenthic communities of sedimentary habitats in a NE Atlantic deep seamount (Galicia Bank). *J. Sea. Res.* 130, pp. 154–165. <https://doi.org/10.1016/J.SEARES.2017.03.004>

- Serrano A., Sánchez F., Punzón A., Velasco F., Olaso I., 2011. Deep-sea megafaunal assemblages off the northern Iberian slope related to environmental factors. *Sci. Mar.* 75 (3), pp. 425-437. <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.2011.75n3425>
- Serrano A., Sánchez F., García-Castrillo G., 2006. Epibenthic communities of trawlable grounds of the Cantabrian Sea. *Sci. Mar.* 70, (S1). <https://doi.org/10.3989/scimar.2006.70s1149>
- Shin P.K.S., Ellingsen K.E., 2004. Spatial patterns of soft-sediment benthic diversity in subtropical Hong Kong waters. *Mar. Ecol. Progs. Ser.* 276, pp. 25–35. <http://dx.doi.org/10.3354/meps276025>
- Sibuet M., 1974. Échinodermes de la mer d'Alboran. *Bulletin Du Muséum National D'histoire Naturelle*, 231, pp. 25-34.
- Simboura N., Zenetos A., 2000. Benthic Indicators to Use in Ecological Quality Classification of Mediterranean Soft Bottom Marine Ecosystems, Including a Biotic Index. *Med. Mar. Sci.*, 3, pp. 77-111. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.249>
- Sitjà C., Maldonado M., 2014. New and rare sponges from the deep shelf of the Alboran Island (Alboran Sea, Western Mediterranean). *Zootaxa*. 3760(2), pp. 141-179. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3760.2.2>
- Smaal A.C., Ferreira, J.G., Grant J., et al., (eds.). 2019. Goods and services of marine bivalves. Springer Open. 598 pp.
- Snelgrove P., 1999. Getting to the bottom of marine biodiversity: sedimentary habitats - ocean bottoms are the most widespread habitat on Earth and support high biodiversity and key ecosystem services. *Bioscience* 49, pp. 129-138.
- Snelgrove P.V.R., 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodivers. Conserv.* 7, pp. 1123–1132. <https://doi.org/10.1023/A:1008867313340>
- Snelgrove P.V., Butman C.A., 1994. Animal-sediment relationships revisited: Causes versus effect. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 32, pp. 111-177.
- Somaschini A., Martini N., Gravina M.F., Belluscio A., Corsi F., Ardizzone G.D., 1998. Characterization and cartography of some Mediterranean soft-bottom benthic communities (Ligurian Sea, Italy). *Sci. Mar.* 62, pp. 27–36. <https://doi.org/10.3989/SCIMAR.1998.62N1-227>
- Sousa P., Azevedo M., Gomes M.C., 2005. Demersal assemblages off Portugal: Mapping, seasonal, and temporal patterns. *Fish. Res.* 75, pp. 120–137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2005.03.012>
- Spalding M., Fox H., Allen G., Davidson N., Ferdaña Z., Finlayson M., Halpern B., Jorge M., Lombana A., Lourie S., Martin K., McManus E., Molnar J., Recchia C., Robertson J., 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *Bioscience*. 57, pp. 573–583. <https://doi.org/10.1641/B570707>
- Spedicato M.T., Massutí E., Mérigot B., Tserpes G., Jadaud A., Relini G., 2019. The MEDITS trawl survey specifications in an ecosystem approach to fishery management. *Sci. Mar.* 83, pp. 9–20. <https://doi.org/10.3989/scimar.04915.11X>
- Stefanescu C., Lloris D., Rucabado J., 1992. Deep-living demersal fishes in the Catalan Sea (western Mediterranean), below a depth of 1000 m. *J. Nat. Hist.* 26, pp. 197–213.
- Sumida P.Y.G., Tyler P.A., Lampitt R.S., Gage J.D., 2000. Reproduction, dispersal and settlement of the bathyal ophiuroid *Ophiocten gracilis* in the NE Atlantic Ocean. *Mar. Biol.* 137, pp. 623–630. <https://doi.org/10.1007/s002270000376>

- Taviani M., Angeletti L., Cardone F., Montagna P., Danovaro R., 2019. A unique and threatened deep water coral-bivalve biotope new to the Mediterranean Sea offshore the Naples megalopolis. *Sci. Rep.* 9, pp. 3411. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-39655-8>
- Templado J., Luque Á.A., Moreno D., Tierno de Figueroa J.M., Sánchez Tocino L., Aguilar R., de la Torriente A., 2021. Invertebrates: The Realm of Diversity, in: Báez J.C., Vázquez J.T., Camiñas J.A., Malouli Idrissi M. (Eds.), *Alboran Sea - Ecosystems and Marine Resources*. Springer, Cham, pp. 359–430. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_10
- Templado J., Ballesteros E., Galparsoro I., Borja A., Serrano A., Marín L., Brito A., 2012. *Guía Interpretativa Inventario Español de Hábitats Marinos-Inventario Español de Hábitats y Especies Marinas*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Templado J., 2011. La diversidad marina en España, in: Viejo, J.L. (Ed.) *Biodiversidad: aproximación a la diversidad botánica y zoológica en España*. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección biológica. Madrid, pp. 343-362.
- Templado J., Calvo M., Moreno D., Flores A., Conde F., Abad R., Rubio J., López-Fé C.M., Ortiz M., 2006. *Flora y fauna de la Reserva Marina y Reserva de Pesca de la isla de Alborán*. Secretaría General de Pesca Marítima-MAPA, Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- Templado J., Moreno D., 1996. Nuevos datos sobre la distribución de *Centrostephanus longispinus* (Echinodermata: Echinoidea) en las costas españolas. *Graellsia* 52, pp. 107–113. <https://doi.org/10.3989/graellsia.1996.v52.i0.382>
- Templado J., Guerra A., Bedoya J., Moreno D., Remón J.M., Maldonado M., Ramos M.A., 1993. Fauna marina circalitoral del sur de la Península Ibérica. Resultados de la campaña Oceanográfica “Fauna I”. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, pp. 1-135.
- Templado J., García-Carrascosa M., Baratech L., Capaccioni R., Juan A., López-Ibor A., Silvestre R., Massó C., 1986. Estudio preliminar de la fauna asociada a los fondos coralíferos del mar de Alborán (SE de España). *Bol Inst Esp Oceanog* 3, pp. 93-104.
- Ter Braak C., 1988. *Canoco-a Fortran program for the canonical community ordination by partial, detrended, canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis*. Ithaca, New York: Agricultural Mathematics Group, Ministry of Agriculture and Fisheries.
- Ter Braak C.J.F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology* 67, pp. 1167–1179. <https://doi.org/10.2307/1938672>
- Thurber A.R., Sweetman A.K., Narayanaswamy B.E., Jones D.O.B., Ingels J., Hansman R.L., 2014. Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences* 11, pp. 3941–3963. <https://doi.org/10.5194/bg-11-3941-2014>
- Tillin H.M., Hiddink J.G., Jennings S., Kaiser M.J., 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea basin scale. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 318, pp. 31–45. <https://doi.org/10.3354/MEPS318031>
- Tolley S.G., Volety A.K., 2005. The role of oysters in habitat use of oyster reefs by resident fishes and decapod crustaceans. *J. Shellfish Res.* 24, pp. 1007–1012. [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2005\)24\[1007:TROOIH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2005)24[1007:TROOIH]2.0.CO;2)
- Törnroos A., Bonsdorff E., Bremner J., Blomqvist M., Josefson A. B., Garcia C., Warzocha J., 2015. Marine benthic ecological functioning over decreasing taxonomic richness. *J. Sea. Res.* 98, pp. 49-56. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.04.010>

- Troncoso J.S., Moreira J., Urgorri. V., 2005. Soft-bottom mollusc assemblages in the Ría de Ares-Betanzos (Galicia, NW Spain). *Iberus* 23(2), pp. 25-38.
- Tudela S., 2004. Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. Studies and Reviews. FAO, General Fisheries Commission for the Mediterranean, Rome.
- Turner P. J., Campbell L. M., Van Dover C. L., 2017. Stakeholder perspectives on the importance of rare-species research for deep-sea environmental management. *Deep Sea Res. I* 125, pp. 129–134. doi: 10.1016/j.dsr.2017.05.004
- Urra J., Gofas S., Rueda J.L., Marina P., Mateo-Ramírez Á., Antit M., Salas C., 2017. Biodiversity and biogeographical patterns of molluscan assemblages in vegetated and unvegetated habitats in the northern Alboran Sea (W Mediterranean Sea). *Mar. Biodivers.* 47, pp. 187–201. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0468-3>
- Urra J., Marina P., Rueda J.L., Mateo-Ramírez A., García T., Baro J., Gofas S., Salas C., García Raso J.E., 2015. New Marine Protected Areas for the benthic biodiversity conservation in the Alboran Sea, in: Díaz del Río, V., Bárcenas, P., Fernández Salas, L.M., López-González, N., Palomino, D., Rueda, J.L., Sánchez-Guillamón, O., Vázquez J.T., (Eds.), *Proceedings of the VIII Symposium on the Iberian Atlantic Margin*, Spanish Institute of Oceanography, Málaga, pp. 675–678.
- Urra J., Marina-Ureña P., Salas C., Gofas S., Rueda J.L., 2013. Seasonal dynamics of molluscan assemblages associated with littoral soft bottoms of the NW Alboran Sea (western Mediterranean Sea). *Mar. Biol. Res.* 9 (7), pp. 645-660
- Urra J., Gofas S., Rueda J., Marina P., 2011. Molluscan assemblages in littoral soft bottoms of the Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). *Mar. Biol. Res.* 7, pp. 27–42. <https://doi.org/10.1080/17451001003660301>
- Utrilla O., Gofas S., Urra J., Marina P., Mateo-Ramírez Á., López-González N., González-García E., Salas C., Rueda J.L., 2020. Molluscs from benthic habitats of the Gazul mud volcano (Gulf of Cádiz). *Sci. Mar.* 84 (3), pp. 273–295. <https://doi.org/10.3989/scimar.05027.17A>
- Van Hoey G., Degraer S., Vincx M., 2004. Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 59, pp. 599–613. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2003.11.005>
- Vargas-Yáñez M., García-Martínez M.C., Moya F., Balbín R., López-Jurado J.L., 2021. The Oceanographic and Climatic Context BT - Alboran Sea - Ecosystems and Marine Resources, in: Báez, J.C., Vázquez, J.-T., Camiñas, J.A., Malouli Idrissi, M. (Eds.). Springer International Publishing, Cham, pp. 85–109. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_4
- Vargas-Yáñez M., García-Martínez M.C., Moya F., López-Jurado J.L., Serra M., Santiago-Domenech R., Balbín R., 2019. The present state of marine ecosystems in the Spanish Mediterranean in a climate change context. *Tuimagina*, Málaga. 185pp.
- Vargas-Yáñez M., García-Martínez M.C., Moya F., López-Jurado J.L., Serra M., Santiago R., Balbín R., Salat J., Pascual J., Ramírez T., Tel E., Fernández Corregidor F., Jiménez M.P., Reul A., Parrilla G., 2019. The present state of marine ecosystems in the Spanish Mediterranean in a climate change context. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10261/189580>
- Vargas-Yáñez M., García Martínez M.C., Moya F., Tel E., Parrilla G., Plaza F., Lavín A., García M.J., Salat J., López-Jurado J.L., Pascual J., García Lafuente J., Gomis D., Álvarez E., García Sotillo M., González Pola C., Polvorinos F., Fraile Nuez E., Fernandez de Puellas M.L., Zunino P., 2010. Cambio

- climático en el Mediterráneo español. 2ª edición. Madrid: Instituto Español de Oceanografía. ISBN: 978-84-95877-48-2
- Vargas M., García M.C., Moya F., Tel E., Parrilla Plaza, F., Lavín A., 2007. Cambio climático en el Mediterráneo español. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid.
- Vázquez J.T., 2005. El margen continental del Mar de Alborán, in: Martín-Serrano, A. (Ed.), Mapa Geomorfológico de España y del margen continental. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, pp. 191-198.
- Viudez A., Pinot J.M., Haney R.L., 1998. On the upper layer circulation in the Alboran Sea. J Geophys. Res. Oceans. 103(C10), pp. 21653–21666. <https://doi.org/10.1029/98JC01082>
- Wentworth C.K., 1922. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. J. Geol. 30, pp. 377–392. <https://doi.org/10.1086/622910>
- Widdicombe S., Austen M.C., 1998. Experimental evidence for the role of *Brissopsis lyrifera* (Forbes, 1841) as a critical species in the maintenance of benthic diversity and the modification of sediment chemistry. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 228(2), pp. 241–255. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00032-X](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00032-X)
- Wildish D.J., 1977. Factors controlling marine and estuarine sublittoral macrofauna. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 30, 445–454. <https://doi.org/10.1007/BF02207853>
- Wilson W.H., 1990. Competition and Predation in Marine Soft-Sediment Communities. Annu. Rev. Ecol. Syst. 21, pp. 221–241. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.21.110190.001253>
- WoRMS Editorial Board, 2023. World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org/index.php>
- Zavodnik D., Vidakovic J., Amoureux L., 1985. Contribution to sediment macrofauna in the area of Rovinj (North Adriatic Sea). Cah. Biol. Mar. 26, pp. 431–444.
- Zenetos A., Christianidis S., Pancucci M.-A., Simbora N., Tziavos C., 1997. Oceanologic study of an open coastal area in the Ionian Sea with emphasis on its benthic fauna and some zoogeographical remarks. Oceanol. Acta. 20, pp. 437–451.

ANEXO A



Tabla A.1. Variables ambientales y esfuerzo de pesca de las dragas y lances de arrastre realizados. Draga: número de draga. Lance: número de lance de arrastre con puertas y la estación del año en la que se realizó (o: otoño; i: invierno; p: primavera; V: verano). Prof media (m): profundidad media en la que se realizó el muestreo. Zona: zona dentro de la bahía (or: oriental; oc: occidental). Tª (°C): temperatura. Salinidad (psu): salinidad. Grava%: Porcentaje en grava del sedimento. Arena Gruesa %: porcentaje en arena gruesa del sedimento. Arena Media %: porcentaje de arena media del sedimento. Arena Fina %: porcentaje de arena fina del sedimento. Fango %: porcentaje de fango en el sedimento. MO %: porcentaje de materia orgánica del sedimento. Esfuerzo de pesca: número de embarcaciones que han faenado en la zona y mes de muestreo.

Draga	Lance	Prof media (m)	Zona	Tª (°C)	Salinidad (psu)	Grava %	Arena gruesa %	Arena Media %	Arena fina %	Fango %	MO %	Esfuerzo de pesca
Da8	L1o	75	or	15,26	37,12	4,45	33,43	12,46	31,28	18,38	7,4	5
Da1	L2o	70	or	15,65	36,92	8,63	20,76	8,01	46,45	16,15	6,34	3
Da2	L3o	57,75	or	15,90	36,80	1,16	13,7	3,56	43,46	38,12	6,34	11
Da3	L4o	46,9	or	16,26	36,60	3,49	29,81	9,93	48,01	8,76	6,23	7
Da4	L5o	37	oc	16,38	36,62	0	0,06	0,09	91,46	8,39	7,85	2
Da5	L6o	48,75	oc	16,21	36,71	0	18,33	12,45	44,84	24,38	2,2	3
Da6	L7o	63,5	oc	16,00	36,82	0,08	0,74	37,14	56,96	5,08	2,8	2
Da7	L8o	81	oc	15,08	37,32	0,07	0,58	0,75	47,69	50,91	8,4	6
	L2i	57,75	or	13,34	38,19	1,16	13,7	3,56	43,46	38,12	6,34	16
	L3i	46,9	or	13,40	38,09	3,49	29,81	9,93	48,01	8,76	6,23	9
	L4i	37	oc	13,32	38,23	0	0,06	0,09	91,46	8,39	7,85	9
	L5i	48,75	oc	13,38	38,20	0	18,33	12,45	44,84	24,38	2,2	6
	L6i	63,5	oc	13,39	38,20	0,08	0,74	37,14	56,96	5,08	2,8	4
	L7i	81	oc	13,19	38,31	0,07	0,58	0,75	47,69	50,91	8,4	6
	L8i	75	or	13,20	38,30	4,45	33,43	12,46	31,28	18,38	7,4	8
	L9i	70	or	13,34	38,19	8,63	20,76	8,01	46,45	16,15	6,34	7
	L1p	75	or	13,919	38,014	4,45	33,43	12,46	31,28	18,38	7,4	22
	L2p	70	or	14,05	37,91	8,63	20,76	8,01	46,45	16,15	6,34	8
	L3p	37	oc	15,86	37,45	0	0,06	0,09	91,46	8,39	7,85	8
	L4p	48,75	oc	15,71	37,43	0	18,33	12,45	44,84	24,38	2,2	7
	L5p	63,5	oc	14,58	37,74	0,08	0,74	37,14	56,96	5,08	2,8	9
	L6p	81	oc	13,94	37,93	0,07	0,58	0,75	47,69	50,91	8,4	13
	L7p	70	or	14,45	37,64	1,16	13,7	3,56	43,46	38,12	6,34	8
	L1v	52	or	15,11	37,2	3,49	29,81	9,93	48,01	8,76	6,23	16
	L2v	67	or	14,63	37,57	4,45	33,43	12,46	31,28	18,38	7,4	15
	L3v	77	oc	14,6	37,56	0,07	0,58	0,75	47,69	50,91	8,4	11
	L4v	57	oc	14,57	37,66	0	0,06	0,09	91,46	8,39	7,85	16
	L5v	49	oc	14,94	37,53	0	18,33	12,45	44,84	24,38	2,2	5
	L7v	70	or	14,6	37,56	8,63	20,76	8,01	46,45	16,15	6,34	6
	L8v	55	or	14,99	37,4	1,16	13,7	3,56	43,46	38,12	6,34	9

Tabla A.2. Abundancia (N), dominancia de la abundancia (%Dab), frecuencia de aparición (%Fr), biomasa (B), y dominancia de la biomasa (%Db) de la fauna recolectada en dragas de arrastre y lances de arrastre con puertas en la bahía de Málaga.

PORÍFEROS	Draga de Arrastre			Lances de Arrastre con Puertas				
	N	%Dab	%Fr	N	%Dab	B (g)	%Db	%Fr
Porífera 1				1	0,001	0,005	0,000	0,31
CNIDARIOS								
Actinaria 3	1	0,018	12,5					
<i>Actinauge richardi</i> (Marion, 1882)				2	0,001	0,025	0,002	0,62
Actiniidae 1	11	0,195	37,5					
Actiniidae spp.				74	0,050	0,264	0,024	2,17
<i>Alcyonium palmatum</i> (Pallas, 1766)	6	0,107	37,5	231	0,157	3,320	0,302	7,44
<i>Calliactis palliata</i> (Fabricius, 1779)				3	0,002	0,020	0,002	0,31
<i>Calliactis parasitica</i> (Couch, 1842)				1	0,001	0,010	0,001	0,31
<i>Diphasia margareta</i> (Hassall, 1841)				4	0,003	0,001	0,000	0,31
<i>Epizoanthus arenaceus</i> (Delle Chiaje, 1823)				23	0,016	0,035	0,003	1,24
<i>Eunicella filiformis</i> (Studer, 1879)	1	0,018	12,5					
<i>Hormathia</i> sp.	14	0,249	12,5					
Hydrozoa spp.				97	0,066	0,226	0,021	3,41
<i>Leptogorgia sarmentosa</i> (Esper, 1789)	1	0,018	12,5					
<i>Lytocarpia myriophyllum</i> (Linnaeus, 1758)				4	0,003	0,002	0,000	0,62
<i>Nemertesia cf antennina</i> (Linnaeus, 1758)				7	0,005	0,031	0,003	0,93
<i>Nemertesia cf ramosa</i> (Lamarck, 1816)				7	0,005	0,002	0,000	0,31
<i>Nemertesia</i> sp.				4	0,003	0,002	0,000	0,31
<i>Pelagia noctiluca</i> (Forsskål, 1775)				30	0,020	0,730	0,066	0,62
<i>Pennatula rubra</i> (Ellis, 1761)	1	0,018	12,5	166	0,113	2,744	0,250	5,89
<i>Pteroeides griseum</i> (Linnaeus, 1767)				4	0,003	0,200	0,018	0,93
<i>Rhizostoma pulmo</i> (Macri, 1778)				2	0,001	12,700	1,156	0,31
<i>Sertularella</i> sp.	5	0,089	12,5	10	0,007	0,004	0,000	0,93
Siphonophorae				74	0,050	0,150	0,014	0,31
<i>Spinimuricea cf. atlantica</i> (Johnson, 1862)	2	0,036	25	8	0,005	0,039	0,004	0,93
<i>Veretillum cynomorium</i> (Pallas, 1766)	31	0,551	75	259	0,176	1,841	0,168	7,13
PLATELMINTOS								
<i>Cryptocelis</i> sp.	2	0,036	12,5					
Platelminto 1	1	0,018	12,5					
NEMERTINOS								
Nemertino 1	7	0,124	50					
Nemertino 2	4	0,071	25					
Nemertino 3	3	0,053	12,5					
ANÉLIDOS								
Amphilloniidae 1	1	0,018	12,5					
Aphroditidae	2	0,036	25					
<i>Aphrodita aculeata</i> (Linnaeus, 1758)				10	0,007	0,370	0,034	2,17
<i>Arabella iricolor</i> (Montagu, 1804)	29	0,515	50					
Capitellidae 1	35	0,622	62,5					
<i>Ditrupa arietina</i> (O. F. Müller, 1776)	2	0,036	25					
<i>Eulalia</i> sp.1	5	0,089	12,5					
<i>Glycera</i> spp.	11	0,195	37,5	13	0,009	0,017	0,002	0,62
<i>Laonice cirrata</i> (M. Sars, 1851)	1	0,018	12,5					
<i>Lumbrineridae</i> sp.1	8	0,142	25					
<i>Maldanidae</i> sp.1	2	0,036	25					
<i>Marphysa</i> sp.				2	0,001	0,010	0,001	0,62
<i>Nephtys</i> sp.	40	0,711	87,5					
<i>Nereis</i> sp.	2	0,036	12,5					
Orbinidae 1	1	0,018	12,5					
<i>Owenia fusiformis</i> (Delle Chiaje, 1844)	1	0,018	12,5					
Paraonidae 1	1	0,018	12,5					
Paraonidae 2	1	0,018	12,5					
Pholoidae 1	20	0,355	50					
Pholoidae 2	2	0,036	25					
Phyllodocidae 1	5	0,089	50					

ANÉLIDOS (Continuación)	Draga de Arrastre			Lances de Arrastre con Puertas				
	N	%Dab	%Fr	N	%Dab	B (g)	%Db	%Fr
Phyllodocidae 2	1	0,018	12,5					
Phyllodocidae 3	1	0,018	12,5					
<i>Polydora</i> sp.	9	0,160	50					
Polynoinae				1	<0,001	0,001	0,000	0,31
<i>Pontobdella muricata</i> (Linnaeus, 1758)				1	<0,001	0,005	0,000	0,31
<i>Prionospio</i> sp.1	1	0,018	12,5					
<i>Pygospio elegans</i> (Claparède, 1863)	4	0,071	12,5					
<i>Scolecopsis (Scolecopsis) foliosa</i> (Audouin & Milne Edwards, 1833)	1	0,018	12,5					
Sigalionidae 1	1	0,018	12,5					
<i>Spiochaetopterus</i> cf. <i>costarum</i> (Claparède, 1869)	884	15,710	87,5	3708	2,515	4,981	0,453	3,72
<i>Sternaspis scutata</i> (Ranzani, 1817)	325	5,776	100	34	0,023	0,015	0,001	0,31
Syllidae 1	2	0,036	12,5					
<i>Terebellides stroemii</i> (Sars, 1835)	1	0,018	12,5					
SIPUNCÚLIDOS								
Sipunculido spp.	1	0,018	12,5	4	0,003	0,005	0,000	0,31
MOLUSCOS								
<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	1	0,018	12,5					
<i>Abra nitida</i> (O. F. Müller, 1776)	98	1,742	100	41	0,028	0,124	0,011	0,31
<i>Abra prismatica</i> (Montagu, 1808)	6	0,107	25					
<i>Acanthocardia aculeata</i> (Linnaeus, 1758)	4	0,071	37,5					
<i>Acanthocardia echinata</i> (Linnaeus, 1758)				2	0,001	0,075	0,007	0,31
<i>Acanthocardia paucicostata</i> (G. B. Sowerby II, 1834)				3	0,002	0,150	0,014	0,31
<i>Adinaefiola ligulata</i> (Naef, 1912)				1	<0,001	0,020	0,002	0,31
<i>Aequipecten opercularis</i> (Linnaeus, 1758)				2	0,001	0,013	0,001	0,62
<i>Alloteuthis</i> spp. (<i>A. media</i> + <i>A. subulata</i>)				14179	9,618	33,966	3,091	8,68
<i>Alvania testae</i> (Aradas & Maggiore, 1844)	222	3,945	37,5					
<i>Anadara gibbosa</i> (Reeve, 1844)				14	0,009	0,445	0,040	1,24
<i>Armina maculata</i> (Rafinesque, 1814)				4	0,003	0,016	0,001	0,31
<i>Armina tigrina</i> (Rafinesque, 1814)				39	0,026	0,080	0,007	1,24
<i>Berthella</i> sp.				1	<0,001	0,001	0,000	0,31
<i>Bivetiella similis</i> (G. B. Sowerby I, 1833)	4	0,071	25					
<i>Brachistomia eulimoides</i> (Hanley, 1844)	15	0,267	25					
<i>Calliostoma granulatum</i> (Born, 1778)	2	0,036	25	21	0,014	0,270	0,025	2,48
<i>Chamelea striatula</i> (da Costa, 1778)	201	3,572	100	151	0,102	0,458	0,042	1,86
<i>Cymbium olla</i> (Linnaeus, 1758)				6	0,004	1,990	0,181	1,55
<i>Eledone cirrhosa</i> (Lamarck, 1798)				6	0,004	4,222	0,384	0,62
<i>Eledone moschata</i> (Lamarck, 1798)				43	0,029	7,875	0,717	5,58
<i>Epitonium algerianum</i> (Weinkauff, 1866)	1	0,018	12,5					
<i>Epitonium clathratulum</i> (Kanmacher, 1798)	1	0,018	12,5					
<i>Epitonium vittatum</i> (Jeffreys, 1884)	1	0,018	12,5					
<i>Fusiturrus undatiruga</i> (Bivona Ant. in Bivona And., 1838)	1	0,018	12,5					
<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)	1	0,018	12,5					
<i>Hyla vitrea</i> (Montagu, 1803)	3	0,053	37,5					
<i>Illex coindetii</i> (Vérany, 1839)				91	0,062	4,566	0,416	6,2
<i>Loligo vulgaris</i> (Lamarck, 1798)				637	0,432	6,528	0,594	5,89
<i>Marionia blainvillea</i> (Risso, 1818)	1	0,018	12,5	18	0,012	0,135	0,012	1,24
<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)				3	0,002	0,025	0,002	0,62
<i>Moerella distorta</i> (Poli, 1791)	3	0,053	25					
<i>Moerella pulchella</i> (Lamarck, 1818)				2	<0,001	0,005	0,000	0,31
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819				4	0,003	0,070	0,006	0,31
<i>Neopycnodonte cochlear</i> (Poli, 1795)				34	0,023	0,304	0,028	1,24
<i>Nucula nitidosa</i> (Winckworth, 1930)	57	1,013	50					
<i>Nucula sulcata</i> (Bronn, 1831)	56	0,995	87,5	23	0,016	0,016	0,001	0,62
<i>Ocenebra erinaceus</i> (Linnaeus, 1758)				25	0,017	0,142	0,013	1,55
<i>Octopus vulgaris</i> (Cuvier, 1797)	1	0,018	12,5	194	0,132	120,440	10,961	7,75
<i>Odostomia suboblunga</i> (Jeffreys, 1884)	25	0,444	62,5					
<i>Oudardia compressa</i> (Brocchi, 1814)	184	3,270	25					

MOLUSCOS (Continuación)	Draga de Arrastre			Lances de Arrastre con Puertas				
	N	%Dab	%Fr	N	%Dab	B (g)	%Db	%Fr
<i>Phaxas pellucidus</i> (Pennant, 1777)	1	0,018	12,5					
<i>Philine quadripartita</i> (Ascanius, 1772)	3	0,053	12,5					
<i>Pleurobranchaea meckeli</i> (Blainville, 1825)	7	0,124	25	64	0,043	0,480	0,044	4,34
<i>Pseudosimnia adriatica</i> (G. B. Sowerby I, 1828)	1	0,018	12,5					
<i>Pteria hirundo</i> (Linnaeus, 1758)				6	0,004	0,026	0,002	1,24
<i>Rhombosopion elegans</i> (Blainville, 1827)	2	0,036	25	240	0,163	1,727	0,157	9,3
<i>Rhombosopion orbignyana</i> (Férussac, 1826)				1	<0,001	0,080	0,007	0,31
<i>Ringicula auriculata</i> (Ménard de la Groye, 1811)	26	0,462	25					
<i>Ringicula conformis</i> (Monterosato, 1877)	1	0,018	12,5					
<i>Rondeletiola minor</i> (Naef, 1912)				3	0,002	0,015	0,001	0,31
<i>Rossia macrosoma</i> (Delle Chiaje, 1830)				1	<0,001	0,005	0,000	0,31
<i>Saccula commutata</i> (Philippi, 1844)	112	1,990	50					
<i>Sepia officinalis</i> (Linnaeus, 1758)				11	0,007	6,105	0,556	1,86
<i>Sepietta</i> spp.	1	0,018	12,5	13	0,009	0,064	0,006	1,24
<i>Sepioida</i> spp.				29	0,020	0,064	0,006	2,79
<i>Serratina serrata</i> (Brocchi, 1814)	12	0,213	12,5					
<i>Simnia spelta</i> (Linnaeus, 1758)				1	<0,001	0,010	0,001	0,31
<i>Skeneidae</i>	1	0,018	12,5					
<i>Sorgenfreispira brachystoma</i> (Philippi, 1844)	286	5,083	75					
<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,018	12,5					
<i>Tectonatica rizzae</i> (Philippi, 1844)	1	0,018	12,5					
<i>Thracia convexa</i> (W. Wood, 1815)	11	0,195	12,5					
<i>Thyasira flexuosa</i> (Montagu, 1803)	15	0,267	50					
<i>Thyasira cf. subovata</i>	15	0,267	12,5					
<i>Timoclea ovata</i> (Pennant, 1777)	57	1,013	37,5					
<i>Tritia ovoidea</i> (Locard, 1886)	429	7,624	87,5	100	0,068	0,185	0,017	0,93
<i>Tritia reticulata</i> (Linnaeus, 1758)	5	0,089	25	3	0,002	0,008	0,001	0,62
<i>Tritia varicosa</i> (W. Turton, 1825)	5	0,089	37,5					
<i>Turbonilla acutissima</i> (Monterosato, 1884)	1	0,018	12,5					
<i>Turritella communis</i> (Risso, 1826)	257	4,567	87,5	1	<0,001	0,010	0,001	0,31
<i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792)	57	1,013	75					
<i>Venus nux</i> (Gmelin, 1791)	110	1,955	87,5	916	0,621	26,402	2,403	5,89
<i>Mangelia attenuata</i> (Montagu, 1803)	57	1,013	62,5					
<i>Xenophora crispa</i> (König, 1825)				4	0,003	0,105	0,010	0,93
CRUSTÁCEOS								
<i>Aegaeon lacazei</i> (Gourret, 1887)				5	0,003	0,017	0,002	0,62
<i>Alpheus glaber</i> (Olivi, 1792)	76	1,351	87,5	513	0,348	1,014	0,092	4,65
Amphipoda	336	5,971	100					
<i>Anapagurus bicorniger</i> (A. Milne-Edwards & Bouvier, 1892)	10	0,178	25					
<i>Athanas amazone</i> (Holthuis, 1951)	1	0,018	12,5					
<i>Athanas</i> sp.	7	0,124	25					
<i>Balssia gastii</i> (Balss, 1921)	1	0,018	12,5					
Cirripedia				47	0,032	0,261	0,024	0,93
Cumacea	7	0,124	37,5					
<i>Dardanus arrosor</i> (Herbst, 1796)				245	0,166	5,259	0,479	9,3
Decapoda post megalopa	15	0,267	25					
<i>Ebalia cranchii</i> (Leach, 1817)	1	0,018	12,5					
<i>Ebalia granulosa</i> (H. Milne Edwards, 1837)	8	0,142	50					
<i>Ebalia</i> sp.	1	0,018	12,5	1	<0,001	0,000	0,000	0,31
<i>Eriphia verrucosa</i> (Forskål, 1775)				1	<0,001	0,005	0,000	0,31
<i>Galathea intermedia</i> (Lilljeborg, 1851)	34	0,604	50	25	0,017	0,070	0,006	2,17
<i>Galathea nexa</i> (Embleton, 1834)	1	0,018	12,5					
<i>Gnathia oxyuraea</i> (Lilljeborg, 1855)				5	0,003	0,007	0,001	0,31
<i>Goneplax rhomboides</i> (Linnaeus, 1758)	166	2,950	87,5	416	0,282	0,666	0,061	3,72
<i>Hippolyte leptometrae</i> (Ledoyer, 1969)	1	0,018	12,5					
<i>Hippolyte</i> sp.	1	0,018	12,5					
<i>Hippolyte varians</i> (Leach, 1814)	2	0,036	25					
<i>Inachus communissimus</i> (Rizza, 1839)	1	0,018	12,5					

CRUSTÁCEOS(Continuación)	Draga de Arrastre			Lances de Arrastre con Puertas				
	N	%Dab	%Fr	N	%Dab	B (g)	%Db	%Fr
<i>Inachus dorsettensis</i> (Pennant, 1777)	1	0,018	12,5					
<i>Inachus</i> spp.				64	0,043	0,316	0,029	0,62
Isopoda	6	0,107	37,5					
<i>Liocarcinus depurator</i> (Linnaeus, 1758)	19	0,338	50	2850	1,933	44,985	4,094	8,99
<i>Liocarcinus maculatus</i> (Risso, 1827)	4	0,071	12,5					
<i>Macropodia tenuirostris</i> (Leach, 1814)	9	0,160	50	324	0,219	1,103	0,100	7,44
<i>Monodaeus couchii</i> (Couch, 1851)	3	0,053	12,5					
Mysida	28	0,498	62,5					
<i>Pagurus prideaux</i> Leach, 1815				6	0,004	0,030	0,003	0,62
<i>Parapenaeus longirostris</i> (Lucas, 1846)				34	0,023	0,190	0,017	2,48
<i>Philocheras bispinosus bispinosus</i> (Hailstone, 1835)	865	15,372	100					
<i>Pilumnus hirtellus</i> (Linnaeus, 1761)				3	0,002	0,041	0,004	0,62
<i>Pinnotheres</i> sp.				2	0,001	0,004	0,000	0,31
<i>Pisidia bluteli</i> (Risso, 1816)	1	0,018	12,5					
<i>Plesionika heterocarpus</i> (A. Costa, 1871)	4	0,071	25	8109	5,501	12,277	1,117	4,96
<i>Pontophilus spinosus</i> (Leach, 1816)				8	0,005	0,024	0,002	0,31
<i>Processa canaliculata</i> (Leach, 1815)	28	0,498	50	11	0,007	0,015	0,001	0,62
<i>Processa edulis</i> (Risso, 1816)	14	0,249	25					
<i>Processa nouveli nouveli</i> (Al-Adhub & Williamson, 1975)	17	0,302	62,5	1	<0,001	0,002	0,000	0,31
<i>Solenocera membranacea</i> (Risso, 1816)	4	0,071	37,5	27	0,018	0,111	0,010	2,48
<i>Squilla mantis</i> (Linnaeus, 1758)				8	0,005	0,380	0,035	1,55
Tanaidaceo	2	0,036	25					
BRIOZOOS								
Briozoo sp.				10	0,007	0,010	0,001	0,31
EQUINODERMOS								
<i>Antedon bifida</i> (Pennant, 1777)	43	0,764	62,5	451	0,306	0,487	0,044	4,96
<i>Astropecten irregularis</i> (Pennant, 1777)				16	0,011	0,205	0,019	2,17
<i>Brissopsis lyrifera</i> (Forbes, 1841)				1	<0,001	0,030	0,003	0,31
<i>Cucumaria</i> spp.				6	0,004	0,047	0,004	0,93
<i>Dendrochirota</i> 1				5	0,003	0,016	0,001	0,93
<i>Gracilechinus acutus</i> (Lamarck, 1816)				3	0,002	0,615	0,056	0,93
<i>Holothuria forskali</i> (Delle Chiaje, 1823)				3	0,002	0,394	0,036	0,62
<i>Holothuria</i> spp.				23	0,016	0,129	0,012	0,93
<i>Marthasterias glacialis</i> (Linnaeus, 1758)				12	0,008	7,643	0,696	1,55
<i>Oestergrenia digitata</i> (Montagu, 1815)				2	0,001	0,065	0,006	0,31
<i>Ophiocomina nigra</i> (Abildgaard, in O.F. Müller, 1789)				3	0,002	0,010	0,001	0,31
<i>Ophiorthrix fragilis</i> (Abildgaard, in O.F. Müller, 1789)				97	0,066	0,456	0,042	2,48
<i>Ophiura ophiura</i> (Linnaeus, 1758)	23	0,409	37,5	1	<0,001	0,310	0,028	0,31
<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)				1	<0,001	0,030	0,003	0,31
<i>Paraleptopentacta elongata</i> (Düben & Koren, 1846)				97	0,066	0,276	0,025	4,03
<i>Paraleptopentacta tergestina</i> (M. Sars, 1857)	25	0,444	62,5	452	0,307	1,125	0,102	1,86
<i>Parastichopus regalis</i> (Cuvier, 1817)				48	0,033	10,238	0,932	5,58
<i>Tethyaster subinermis</i> (Philippi, 1837)				1	0,001	0,650	0,059	0,31
ASCIDIAS								
<i>Ascidella aspersa</i> (Müller, 1776)				11	0,007	0,081	0,007	1,86
Ascididae 1				17	0,012	0,282	0,026	1,86
Ascididae 2				11	0,007	0,165	0,015	0,31
<i>Diazona violacea</i> (Savigny, 1816)				1	<0,001	7,450	0,678	0,31
<i>Halocynthia papillosa</i> (Linnaeus, 1767)				1	<0,001	0,010	0,001	0,31
<i>Phallusia mammillata</i> (Cuvier, 1815)				31	0,021	0,702	0,064	3,1
TALIÁCEOS								
<i>Pyrosoma atlanticum</i> (Péron, 1804)				4	0,003	0,170	0,015	0,62
Salpidae				3	0,002	0,185	0,017	0,93

Draga de Arrastre

Lances de Arrastre con Puertas

PECES	N	%Dab	%Fr	N	%Dab	B (g)	%Db	%Fr
<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)				6	0,004	0,037	0,003	0,93
<i>Aphia minuta</i> (Risso, 1810)				2853	1,935	3,554	0,323	5,58
<i>Apterichtus caecus</i> (Linnaeus, 1758)				2	0,001	0,227	0,021	0,62
<i>Arnoglossus imperialis</i> (Rafinesque, 1810)				3	0,002	0,046	0,004	0,62
<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)	1	0,018	12,5	896	0,608	8,054	0,733	8,68
<i>Arnoglossus thori</i> (Kyle, 1913)				97	0,066	0,855	0,078	3,72
<i>Blennius ocellaris</i> (Linnaeus, 1758)				20	0,014	0,654	0,060	3,41
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)				517	0,351	36,624	3,333	6,82
<i>Buglossidium luteum</i> (Risso, 1810)	1	0,018	12,5	3575	2,425	35,267	3,209	1,55
<i>Callionymus maculatus</i> (Rafinesque, 1810)	2	0,036	25	916	0,621	3,300	0,300	7,44
<i>Callionymus risso</i> (Lesueur, 1814)				603	0,409	1,310	0,119	5,27
<i>Capros aper</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,018	12,5	79564	53,971	146,132	13,299	8,99
<i>Cepola macrophthalma</i> (Linnaeus, 1758)				421	0,286	11,502	1,047	6,82
<i>Chelidonichthys lastoviza</i> (Bonnaterre, 1788)				4	0,003	0,090	0,008	1,24
<i>Chelidonichthys lucerna</i> (Linnaeus, 1758)				2	0,001	0,332	0,030	0,62
<i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,018	12,5	122	0,083	5,525	0,503	5,58
<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)				114	0,077	9,492	0,864	6,82
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i> (Valenciennes, 1837)				19	0,013	0,021	0,002	1,55
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)				1	<0,001	0,838	0,076	0,31
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)				4	0,003	0,504	0,046	0,93
<i>Echelus myrus</i> (Linnaeus, 1758)				4	0,003	1,285	0,117	0,62
<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)				1233	0,836	10,677	0,972	3,41
<i>Gaidropsarus biscayensis</i> (Collett, 1890)				238	0,161	1,141	0,104	7,44
<i>Gobius niger</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,018	12,5	551	0,374	9,053	0,824	8,68
<i>Lepidotrigla cavillone</i> (Lacepède, 1801)				45	0,031	0,644	0,059	3,41
<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i> (Blanc & Hureau, 1973)				44	0,030	0,546	0,050	2,17
<i>Lesueurigobius friesii</i> (Malm, 1874)				72	0,049	0,121	0,011	1,24
<i>Lesueurigobius sanzi</i> (de Buen, 1918)				2241	1,520	18,903	1,720	8,06
<i>Lophius budegassa</i> (Spinola, 1807)				1	<0,001	0,298	0,027	0,31
<i>Lophius piscatorius</i> (Linnaeus, 1758)				1	<0,001	2,394	0,218	0,31
<i>Macroramphosus scolopax</i> (Linnaeus, 1758)				4	0,003	0,024	0,002	0,93
<i>Maurollicus muelleri</i> (Gmelin, 1789)				1	<0,001	0,001	0,000	0,31
<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,018	12,5	1778	1,206	30,690	2,793	8,68
<i>Microchirus boscanion</i> (Chabanaud, 1926)				56	0,038	0,514	0,047	4,03
<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808)				4	0,003	0,088	0,008	0,93
<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1827)				101	0,069	4,140	0,377	0,62
<i>Mullus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)				775	0,526	20,713	1,885	5,27
<i>Mullus surmuletus</i> (Linnaeus, 1758)				10	0,007	0,927	0,084	1,86
<i>Ophichthus rufus</i> (Rafinesque, 1810)				4	0,003	0,292	0,027	1,24
<i>Ophidion barbatum</i> (Linnaeus, 1758)				10	0,007	0,244	0,022	1,55
<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)				344	0,233	17,524	1,595	5,27
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)				14	0,009	0,561	0,051	1,86
<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)				1	<0,001	0,108	0,010	0,31
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)				13	0,009	3,808	0,347	0,62
<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)				3	0,002	0,003	0,000	0,62
<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)				1	<0,001	0,105	0,010	0,31
<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas, 1770)				969	0,657	1,026	0,093	5,58
<i>Raja asterias</i> (Delaroche, 1809)				11	0,007	5,099	0,464	1,24
<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)				176	0,119	4,662	0,424	4,34
<i>Sardinella aurita</i> (Valenciennes, 1847)				2	0,001	0,007	0,001	0,31
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)				97	0,066	15,480	1,409	0,31
<i>Schedophilus ovalis</i> (Cuvier, 1833)				1	<0,001	0,070	0,006	0,31
<i>Scomber scombrus</i> (Linnaeus, 1758)				11	0,007	1,169	0,106	2,17
<i>Scorpaena notata</i> (Rafinesque, 1810)				90	0,061	9,168	0,834	3,1
<i>Scorpaena scrofa</i> (Linnaeus, 1758)				2	0,001	0,285	0,026	0,31
<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)				58	0,039	14,956	1,361	4,34
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)				368	0,250	17,901	1,629	6,2
<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)				1158	0,786	20,536	1,869	8,68
<i>Sphyræna sphyræna</i> (Linnaeus, 1758)				87	0,059	11,373	1,035	4,96
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)				41	0,028	0,486	0,044	1,86
<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)				8	0,005	1,674	0,152	0,93

Draga de Arrastre

Lances de Arrastre con Puertas

PECES (Continuación)	N	%Dab	%Fr	N	%Dab	B (g)	%Db	%Fr
<i>Symphurus nigrescens</i> (Rafinesque, 1810)	2	0,036	25	788	0,535	7,132	0,649	8,06
<i>Torpedo marmorata</i> (Risso, 1810)				14	0,009	3,363	0,306	2,79
<i>Trachinus draco</i> (Linnaeus, 1758)				254	0,172	21,348	1,943	6,2
<i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1868)				1563	1,060	21,443	1,951	6,82
<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich, 1825)				223	0,151	3,043	0,277	2,17
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)				8458	5,737	202,103	18,392	8,68
<i>Trisopterus luscus</i> (Linnaeus, 1758)				3	0,002	0,390	0,035	0,93
<i>Uranoscopus scaber</i> (Linnaeus, 1758)				9	0,006	3,259	0,297	1,86
<i>Zeus faber</i> (Linnaeus, 1758)				3	0,002	0,164	0,015	0,93

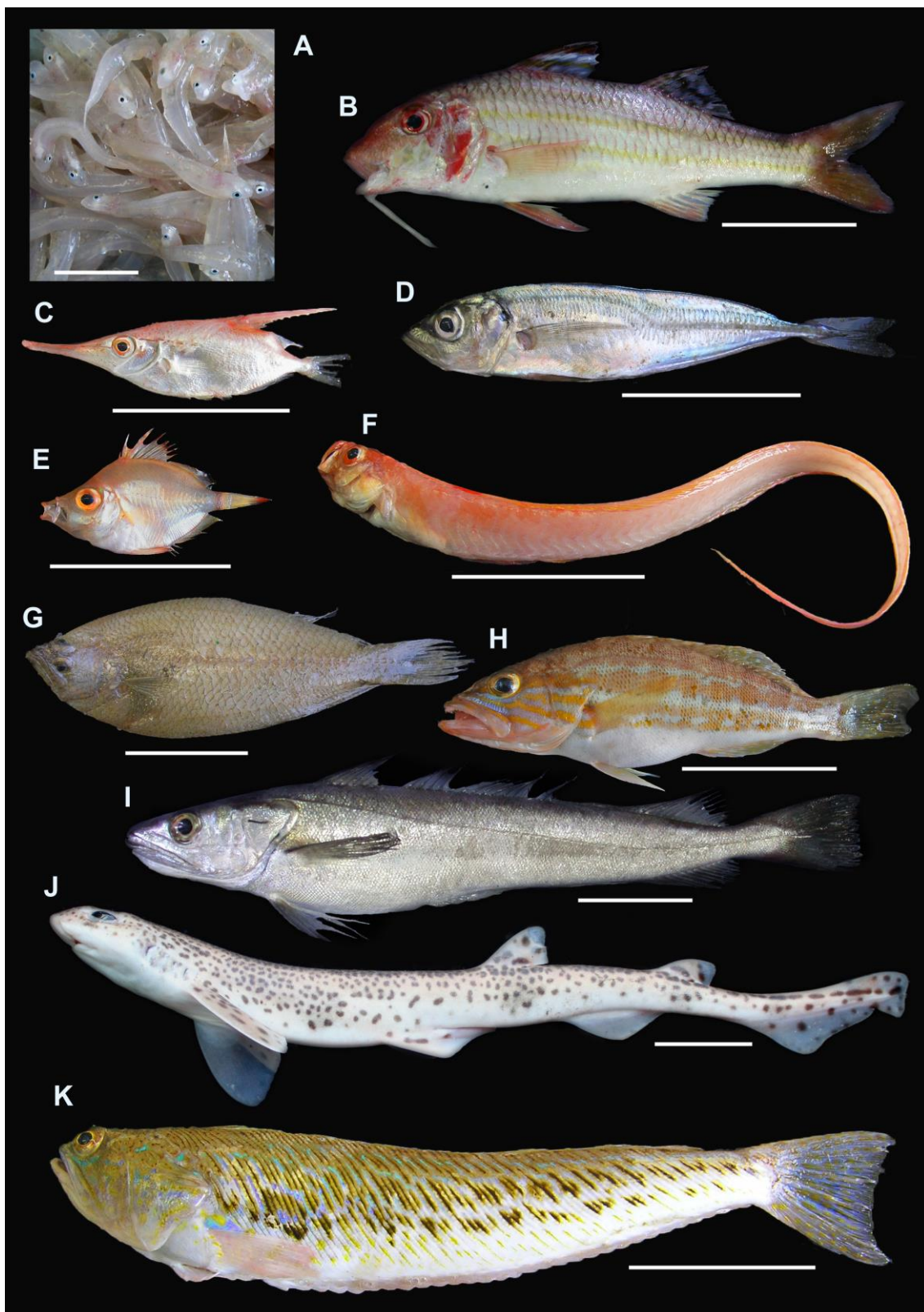


Figura A.1. Peces frecuentes o abundantes en fondos blandos circalitorales de la Bahía de Málaga. A: *Aphia minuta*; B: *Mullus surmuletus*. C: *Macroramphosus scolopax*. D: *Trachurus trachurus*. E: *Capros aper*. F: *Cepola macrophthalmia*. G: *Citharus linguatula*. H: *Serranus cabrilla*. I: *Merluccius merluccius*. J: *Scylliorhinus canicula*. K: *Trachinus draco*. Todas las barras de escala representan 5 cm excepto en A que es 2 cm.

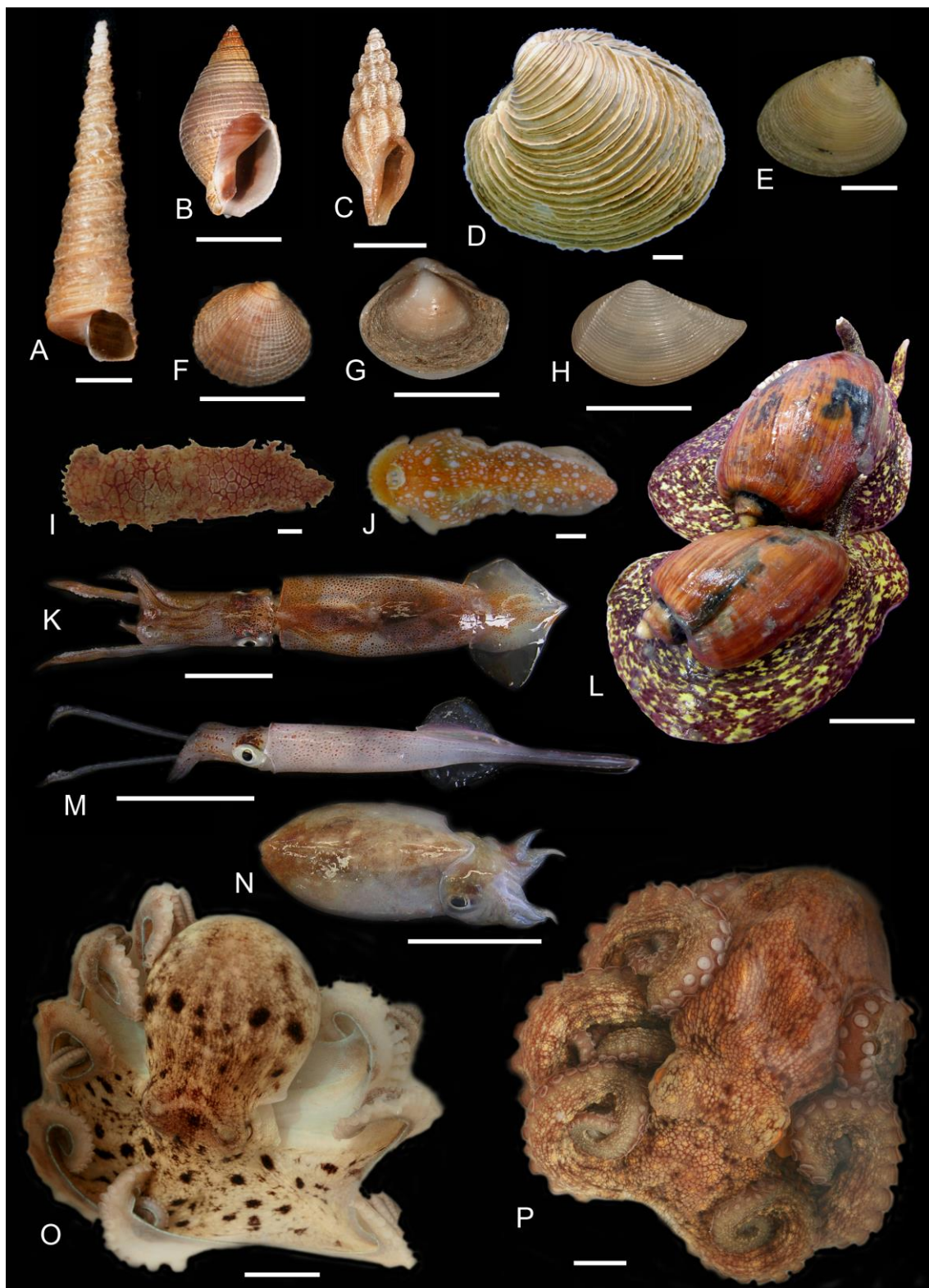


Figura A.2. Moluscos frecuentes o abundantes en fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga: A) *Turritella communis*; B) *Tritia ovoidea*; C) *Sorgenfreispira brachystoma*; D) *Venus nux*; E) *Nucula sulcata*; F) *Timoclea ovata*; G) *Corbula gibba*; H) *Sacculina commutata*; I) *Marionia blainvillea*; J) *Armina maculata*; K) *Illex coindetii*; L) *Cymbium olla*; M) *Alloteuthis* sp. (Probablemente *A. subulata*); N) *Sepia elegans*; O) *Eledone moschata*; P) *Octopus vulgaris*. Barras de escala representan 0,5 cm en A-J y 5 cm en K-P.

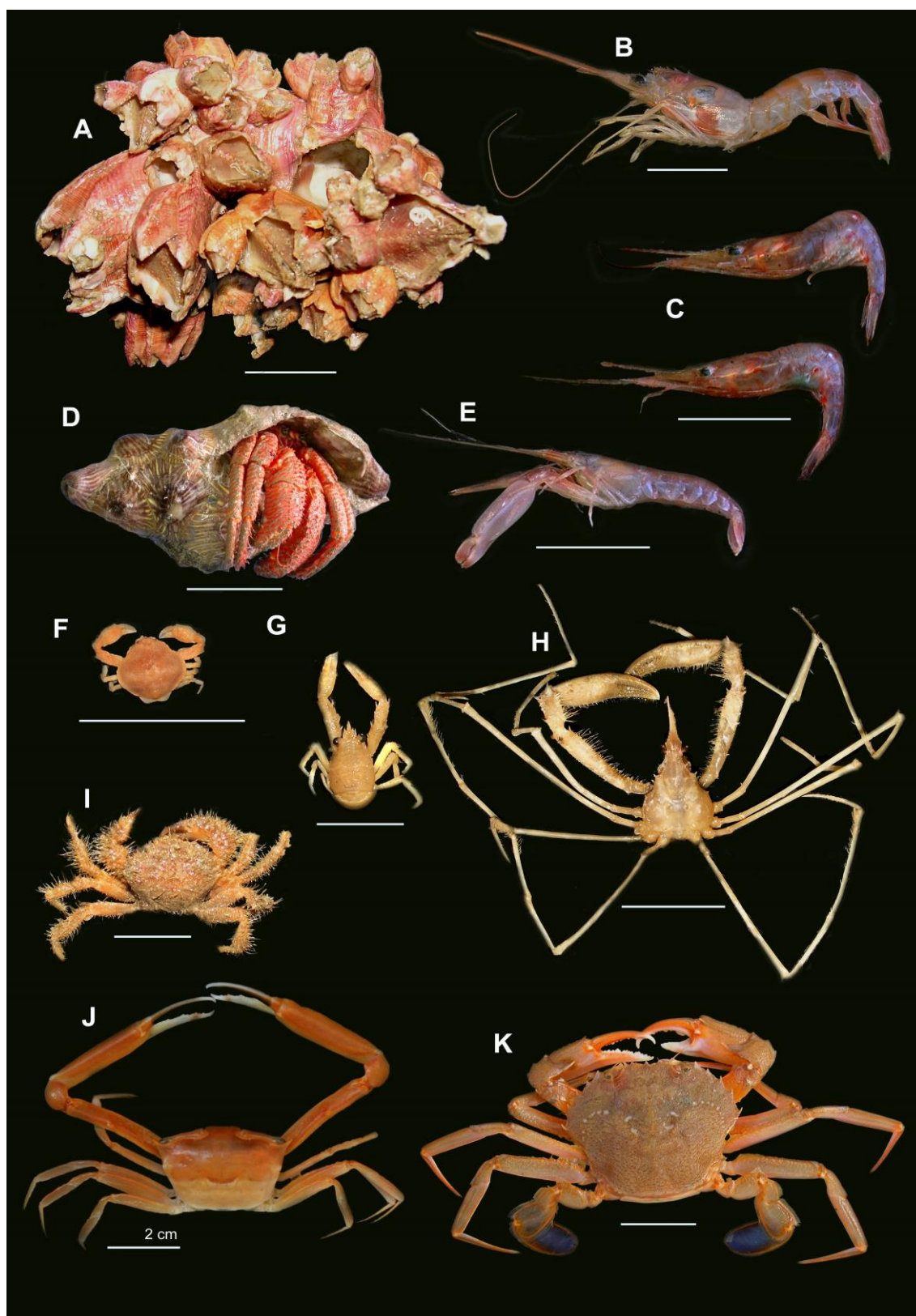


Figura A.3. Algunas especies de crustáceos frecuentes o abundantes en fondos blandos circalitorales de la Bahía de Málaga. A: *Cirripedia*. B: *Solenocera membranacea*. C: *Plesionika heterocarpus*. D: *Dardanus arrosor*. E: *Alpheus glaber*. F: *Ebalia cranchii*. G: *Galathea intermedia*. H: *Macropodia tenuirostris*. I: *Pilumnus hirtellus*. J: *Goneplax rhomboides*. K: *Liocarcinus depurator*. Todas las barras de escala representan 2cm.

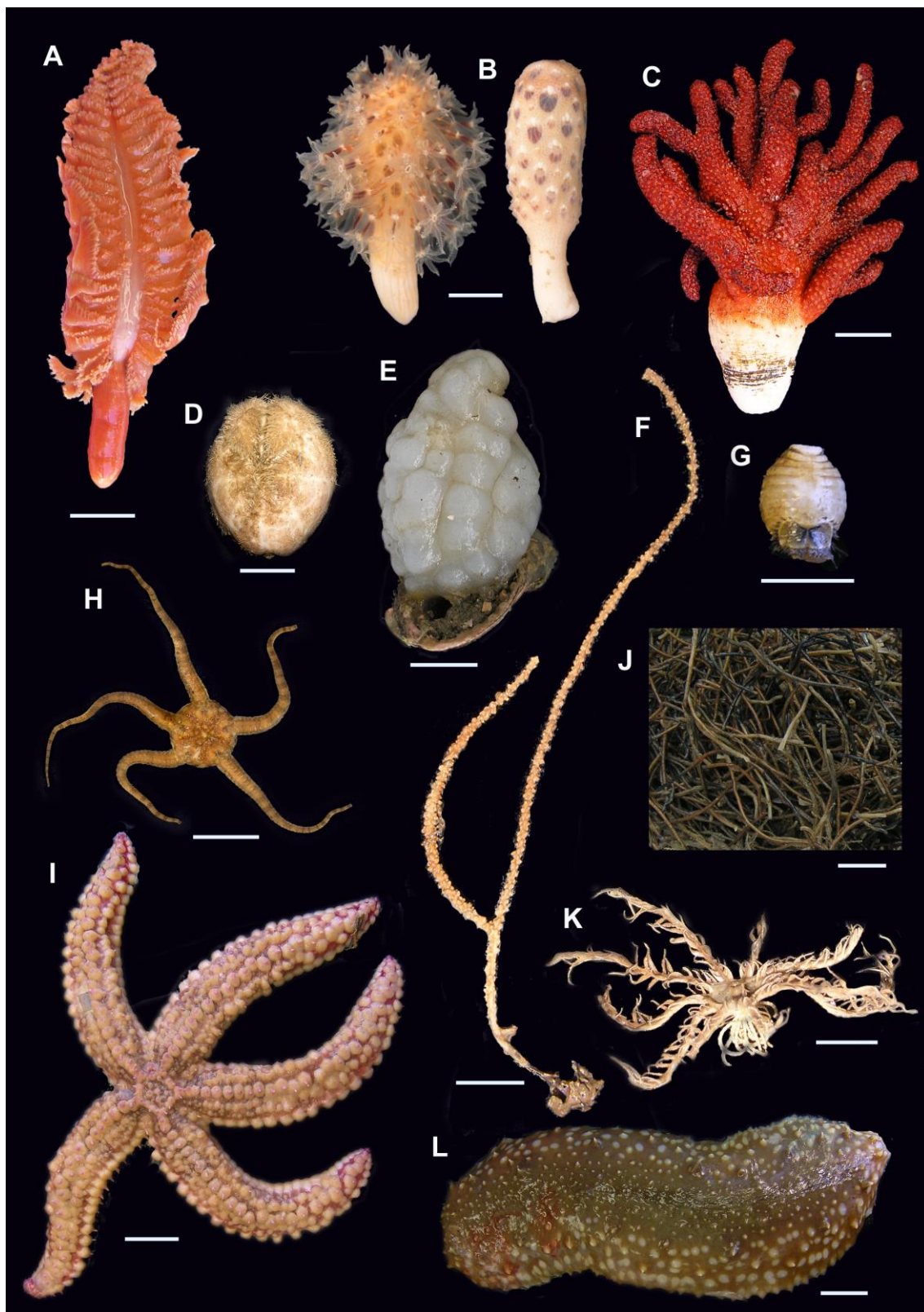


Figura A.4. Algunas especies de cnidarios, anélidos y equinodermos frecuentes o abundantes en fondos blandos circalitorales de la Bahía de Málaga. A: *Pennatula rubra*. B: *Cavernularia pusilla*. C: *Alcyonium palmatum*. D: *Brissopsis lyrifera*. E: *Halocynthia papillosa*. F: *Spiniuricea atlantica*. G: *Sternaspis scutata*. H: *Ophiura ophiura*. I: *Marthasterias glacialis*. J: *Spirochaetopterus* cf. *costarum*. K: *Antedon bifida*. L: *Parastichopus regalis*. Todas las barras de escala representan 2,5 cm.

Tabla A.3. Listado de taxones dominantes dentro de las agrupaciones de Clúster de la draga de arrastre. CS: Comunidad de arenas finas y sedimentos mixtos del circalitoral somero (37-47 metros de profundidad); MXCM: Comunidad de sedimentos mixtos (con arena gruesa y grava) del circalitoral medio (70-75 metros de profundidad); AFCM: Comunidad de sedimentos arenosos finos y medios generalmente enfangados del circalitoral medio (49-81 metros de profundidad). N: número de individuos. %Dab: Dominancia de la abundancia.

CS			MXCM			AFCM		
Especie	N	%Dab	Especie	N	%Dab	Especie	N	%Dab
<i>Sternaspis scutata</i>	140	24,433	<i>Alvania testae</i>	221	15,945	<i>Spiochaetopterus</i> cf. <i>costarum</i>	803	21,821
<i>Tritia ovoidea</i>	62	10,820	<i>Sorgenfreispira brachystoma</i>	191	13,781	<i>Philocheras bispinosus bispinosus</i>	720	19,565
<i>Spiochaetopterus</i> cf. <i>costarum</i>	58	10,122	<i>Philocheras bispinosus bispinosus</i>	118	8,514	<i>Tritia ovoidea</i>	348	9,457
<i>Abra nitida</i>	47	8,202	<i>Saccella commutata</i>	108	7,792	<i>Turritella communis</i>	249	6,766
Amphipoda	40	6,981	<i>Chamelea striatula</i>	75	5,411	Amphipoda	238	6,467
<i>Goneplax rhomboides</i>	35	6,108	<i>Sternaspis scutata</i>	74	5,339	<i>Oudardia compressa</i>	184	5,000
<i>Philocheras bispinosus bispinosus</i>	27	4,712	<i>Venux nux</i>	67	4,834	<i>Goneplax rhomboides</i>	118	3,207
<i>Arabella iricolor</i>	22	3,839	Amphipoda	58	4,185	<i>Sternaspis scutata</i>	111	3,016
<i>Nephtys</i> sp.	19	3,316	<i>Timoclea ovata</i>	53	3,824	<i>Chamelea striatula</i>	109	2,962
<i>Chamelea striatula</i>	17	2,967	<i>Nucula nitidosa</i>	34	2,453	<i>Sorgenfreispira brachystoma</i>	94	2,554
<i>Pholoidae</i> sp.1	16	2,792	<i>Nucula sulcata</i>	28	2,020	<i>Alpheus glaber</i>	57	1,549
<i>Capitellidae</i> sp.1	13	2,269	<i>Corbula gibba</i>	27	1,948	<i>Venux nux</i>	39	1,060
<i>Processa nouveli</i>	10	1,745	<i>Mangelia attenuata</i>	27	1,948	<i>Abra nitida</i>	38	1,033
<i>Alpheus glaber</i>	9	1,571	<i>Serratina serrata</i>	24	1,732	<i>Antedon bifida</i>	32	0,870
<i>Thyasira flexuosa</i>	8	1,396	<i>Ringicula auriculata</i>	23	1,659	<i>Mangelia attenuata</i>	30	0,815

Tabla A.4. Resultados SIMPER para la similitud entre los grupos de Clúster de las muestras recolectadas con la draga de arrastre. Av. Abund: Abundancia media; Av. Sim: Similitud media; Contrib%: Porcentaje de contribución; Cum.%: Porcentaje acumulado.

MXCM (Similitud media=46,72%)	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Sorgenfreispira brachystoma</i>	95,5	13,68	29,28	29,28
<i>Alvania testae</i>	110,5	6,26	13,4	42,68
<i>Chamelea striatula</i>	37,5	4,8	10,28	52,96
<i>Sternaspis scutata</i>	37	3,64	7,79	60,75
Amphipoda	29	3,35	7,17	67,91
<i>Philocheras bispinosus bispinosus</i>	59	3,06	6,54	74,45
<i>Venus nux</i>	33,5	2,77	5,92	80,37
<i>Corbula gibba</i>	13,5	1,75	3,74	84,11
<i>Nucula nitidosa</i>	17	1,6	3,43	87,54
<i>Timoclea ovata</i>	26,5	1,6	3,43	90,97
AFCM (Similitud media=41,53%)	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Spiochaetopterus cf. costarum</i>	200,75	17,24	41,5	41,5
Amphipoda	59,5	5,85	14,08	55,58
<i>Philocheras bispinosus bispinosus</i>	180	4,41	10,62	66,2
<i>Sternaspis scutata</i>	27,75	2,14	5,14	71,34
<i>Goneplax rhomboides</i>	29,5	2,07	4,98	76,32
<i>Turritella communis</i>	62,25	1,32	3,17	79,5
<i>Tritia ovoidea</i>	87	1,1	2,65	82,15
<i>Alpheus glaber</i>	14,25	0,92	2,21	84,36
<i>Abra nitida</i>	9,5	0,9	2,16	86,52
<i>Sorgenfreispira brachystoma</i>	23,5	0,81	1,94	88,47
<i>Chamelea striatula</i>	27,25	0,81	1,94	90,41
CS (Similitud media=57,24%)	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Sternaspis scutata</i>	70	23,04	40,24	40,24
Amphipoda	20	6,98	12,2	52,44
<i>Tritia ovoidea</i>	31	4,89	8,54	60,98
<i>Philocheras bispinosus bispinosus</i>	13,5	4,54	7,93	68,9
<i>Goneplax rhomboides</i>	17,5	3,49	6,1	75
<i>Nephtys</i> sp.	9,5	3,14	5,49	80,49
<i>Chamelea striatula</i>	8,5	2,79	4,88	85,37
<i>Abra nitida</i>	23,5	1,75	3,05	88,41
<i>Arabella iricolor</i>	11	1,05	1,83	90,24

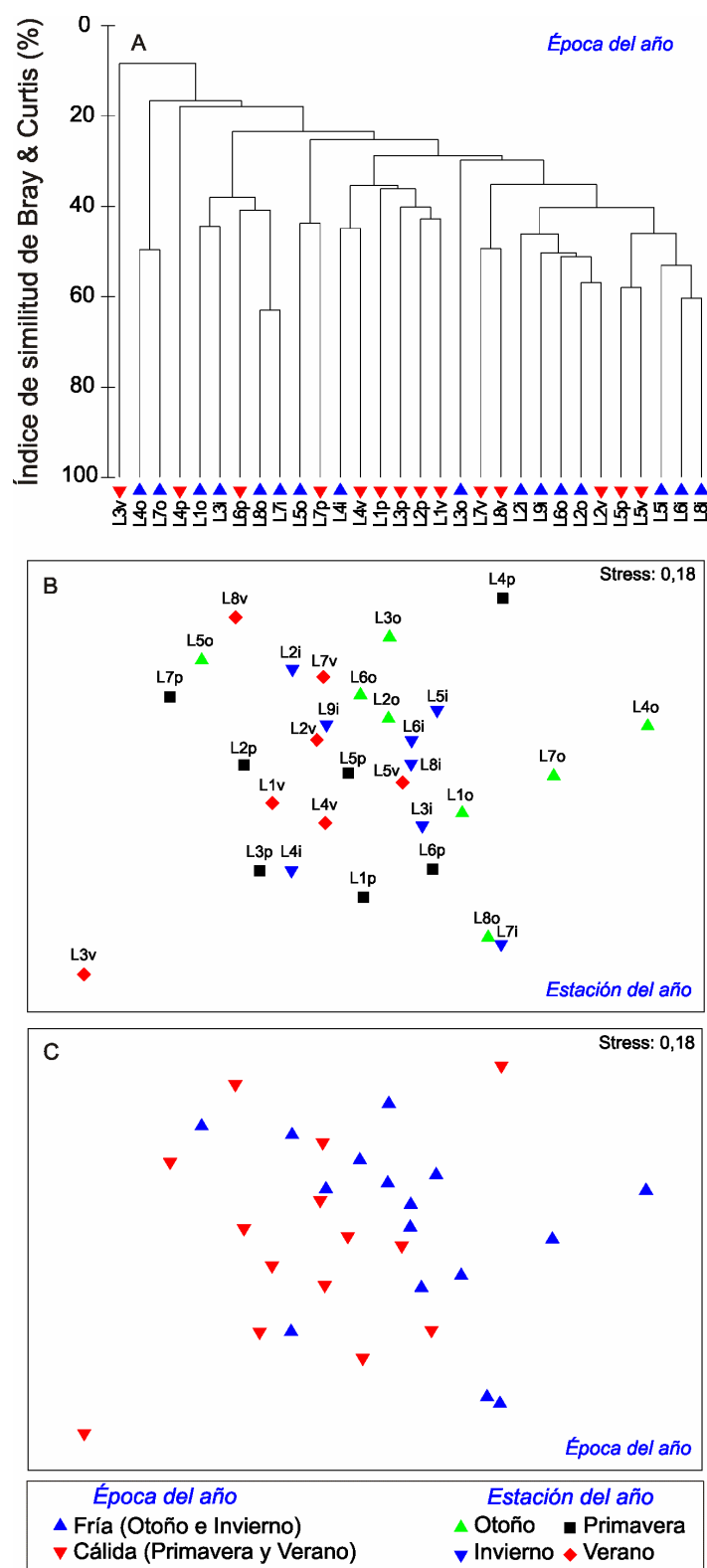


Figura A.5. Clúster (A) y nMDS en relación a estaciones del año (B) y épocas del año (C) usando datos cuantitativos (biomasa) y el índice de similitud de Bray-Curtis a partir de las muestras recolectadas con los lances de arrastre con puertas en fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. L: Lance; o: Otoño; i: Invierno; p: Primavera; v: Verano.

Tabla A.5. Listado de taxones dominantes respecto a la abundancia en cada estación del año de las muestras de los lances de arrastre con puertas. N: número de individuos. %Dab: Dominancia de la abundancia.

OTOÑO			INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO		
Especie	N	%Dab	Especie	N	%Dab	Especie	N	%Dab	Especie	N	%Dab
<i>Capros aper</i>	71735	79,18	<i>Capros aper</i>	6979	28,63	<i>Buglossidium luteum</i>	3573	24,40	<i>Alloteuthis</i> spp.	8027	45,08
<i>Plesionika heterocarpus</i>	3921	4,33	<i>Trachurus trachurus</i>	3214	13,18	<i>Trachurus trachurus</i>	1986	13,56	<i>Plesionika heterocarpus</i>	1934	10,86
<i>Alloteuthis</i> spp.	3594	3,97	<i>Spiochaetopterus</i> cf <i>costarum</i>	2966	12,17	<i>Aphia minuta</i>	1058	7,22	<i>Aphia minuta</i>	1774	9,96
<i>Trachurus trachurus</i>	2440	2,69	<i>Alloteuthis</i> spp.	2370	9,72	<i>Engraulis encrasicolus</i>	948	6,47	<i>Trachurus trachurus</i>	818	4,59
<i>Liocarcinus depurator</i>	1539	1,69	<i>Plesionika heterocarpus</i>	2150	8,82	<i>Lesueurigobius sanzi</i>	860	5,87	<i>Loligo vulgaris</i>	593	3,33
<i>Merluccius merluccius</i>	733	0,81	<i>Trachurus mediterraneus</i>	779	3,19	<i>Capros aper</i>	654	4,47	<i>Merluccius merluccius</i>	575	3,23
<i>Trachurus mediterraneus</i>	723	0,80	<i>Lesueurigobius sanzi</i>	688	2,82	<i>Callionymus risso</i>	509	3,48	<i>Liocarcinus depurator</i>	390	2,19
<i>Mullus barbatus</i>	660	0,73	<i>Liocarcinus depurator</i>	607	2,49	<i>Arnoglossus laterna</i>	411	2,81	<i>Venus nux</i>	317	1,78
<i>Callionymus maculatus</i>	511	0,56	<i>Merluccius merluccius</i>	436	1,79	<i>Symphurus nigrescens</i>	381	2,60	<i>Alpheus glaber</i>	281	1,58
<i>Pomatoschistus minutus</i>	504	0,56	<i>Paraleptopentacta tergestina</i>	402	1,65	<i>Liocarcinus depurator</i>	314	2,14	<i>Serranus hepatus</i>	244	1,37
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	476	0,52	<i>Pomatoschistus minutus</i>	329	1,35	<i>Serranus hepatus</i>	295	2,01	<i>Engraulis encrasicolus</i>	238	1,34
<i>Serranus hepatus</i>	352	0,39	<i>Antedon bifida</i>	318	1,30	<i>Boops boops</i>	292	1,99	<i>Lesueurigobius sanzi</i>	217	1,22
<i>Arnoglossus laterna</i>	299	0,33	<i>Venus nux</i>	315	1,29	<i>Spiochaetopterus</i> cf <i>costarum</i>	288	1,97	<i>Spiochaetopterus</i> cf <i>costarum</i>	204	1,14
<i>Symphurus nigrescens</i>	260	0,29	<i>Serranus hepatus</i>	267	1,09	<i>Callionymus maculatus</i>	211	1,44	<i>Capros aper</i>	196	1,10
<i>Spiochaetopterus</i> cf <i>costarum</i>	250	0,28	<i>Trachurus picturatus</i>	206	0,84	<i>Alloteuthis</i> spp.	188	1,28	<i>Cepola macrophthalma</i>	163	0,91

Tabla A.6. Resultados SIMPER para la disimilitud de la abundancia entre las estaciones del año de las muestras recolectadas con los lances de arrastre con puertas. Av. Abund: Abundancia media; Av. Diss: Disimilitud media; Contrib%: Porcentaje de contribución; Cum.%: Porcentaje acumulado.

OTOÑO & INVIERNO	OTOÑO	INVIERNO		
(Disimilitud media=74,91%)	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	8966,88	872,38	45,8	45,8
<i>Plesionika heterocarpus</i>	490,13	268,75	9,33	55,13
<i>Alloteuthis</i> spp.	449,25	296,25	8,71	63,85
<i>Trachurus trachurus</i>	305	401,75	8,3	72,15
<i>Spiochaetopterus cf. costarum</i>	31,25	370,75	5,4	77,54
OTOÑO & PRIMAVERA	OTOÑO	PRIMAVERA		
(Disimilitud media=87,10%)	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	8966,88	93,43	42,2	42,2
<i>Alloteuthis</i> spp.	449,25	26,86	9,58	51,78
<i>Trachurus trachurus</i>	305	283,71	6,29	58,07
<i>Buglossidium luteum</i>	0	510,43	5,72	63,79
<i>Plesionika heterocarpus</i>	490,13	14,86	5,67	69,46
<i>Aphia minuta</i>	2,38	151,14	3,18	72,64
<i>Liocarcinus depurator</i>	192,38	44,86	2,79	75,43
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	59,5	122,86	2,18	77,61
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,63	135,43	1,95	79,56
INVIERNO & PRIMAVERA	INVIERNO	PRIMAVERA		
(Disimilitud media=81,77%)	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	872,38	93,43	17,8	17,8
<i>Trachurus trachurus</i>	401,75	283,71	10,84	28,64
<i>Alloteuthis</i> spp.	296,25	26,86	8,5	37,14
<i>Buglossidium luteum</i>	0	510,43	8,13	45,27
<i>Spiochaetopterus cf. costarum</i>	370,75	41,14	7,81	53,08
<i>Plesionika heterocarpus</i>	268,75	14,86	6,43	59,51
<i>Aphia minuta</i>	0,25	151,14	4,86	64,37
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	86	122,86	3,94	68,3
<i>Engraulis encrasicolus</i>	5,25	135,43	2,92	71,23
<i>Trachurus mediterraneus</i>	97,38	5,29	2,61	73,83
<i>Callionymus risso</i>	1,38	72,71	1,73	75,56
<i>Merluccius merluccius</i>	54,5	4,86	1,65	77,21
<i>Liocarcinus depurator</i>	75,88	44,86	1,57	78,78
OTOÑO & VERANO	OTOÑO	VERANO		
(Disimilitud media=83,95%)	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	8966,88	28	42,44	42,44
<i>Alloteuthis</i> spp.	449,25	1146,71	15,18	57,62
<i>Plesionika heterocarpus</i>	490,13	276,29	9,17	66,79
<i>Trachurus trachurus</i>	305	116,86	4,89	71,68
<i>Aphia minuta</i>	2,38	253,43	3,96	75,64
<i>Liocarcinus depurator</i>	192,38	55,71	2,56	78,2
<i>Mullus barbatus</i>	82,5	0,29	1,8	80
INVIERNO & VERANO	INVIERNO	VERANO		
(Disimilitud media=79,19%)	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
<i>Alloteuthis</i> spp.	296,25	1146,71	20,53	20,53
<i>Capros aper</i>	872,38	28	17,3	37,84
<i>Plesionika heterocarpus</i>	268,75	276,29	9,7	47,53
<i>Trachurus trachurus</i>	401,75	116,86	8,61	56,14
<i>Spiochaetopterus cf. costarum</i>	370,75	29,14	7,44	63,58

<i>Aphia minuta</i>	0,25	253,43	5,83	69,4
<i>Loligo vulgaris</i>	1,63	84,71	2,54	71,95
<i>Trachurus mediterraneus</i>	97,38	3,43	2,35	74,3
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	86	31	2,08	76,38
<i>Merluccius merluccius</i>	54,5	82,14	1,96	78,35

PRIMAVERA & VERANO	PRIMAVERA	VERANO		
(Disimilitud media=83,72%)	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
<i>Alloteuthis</i> spp.	26,86	1146,71	23,18	23,18
<i>Aphia minuta</i>	151,14	253,43	9,66	32,84
<i>Buglossidium luteum</i>	510,43	0,29	8,39	41,23
<i>Plesionika heterocarpus</i>	14,86	276,29	7,8	49,03
<i>Trachurus trachurus</i>	283,71	116,86	6,59	55,62
<i>Engraulis encrasicolus</i>	135,43	34	3,92	59,55
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	122,86	31	3,31	62,85
<i>Capros aper</i>	93,43	28	3,1	65,96
<i>Loligo vulgaris</i>	0,71	84,71	3,08	69,04
<i>Venus nux</i>	20,86	45,29	2,37	71,41
<i>Merluccius merluccius</i>	4,86	82,14	2,37	73,78
<i>Alpheus glaber</i>	16,14	40,14	2,01	75,8
<i>Callionymus risso</i>	72,71	4,29	1,85	77,65
<i>Spiochaetopterus</i> cf. <i>costarum</i>	41,14	29,14	1,83	79,48

Tabla A.7. Resultados SIMPER para la similitud usando biomasa de especies entre las estaciones del año de las muestras recolectadas con los lances de arrastre con puertas. Av. Bio: Biomasa media; Av. Sim: Similitud media; Contrib%: Porcentaje de contribución; Cum.%: Porcentaje acumulado.

OTOÑO (Similitud media=24,98%)	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	15,42	4,04	16,18	16,18
<i>Liocarcinus depurator</i>	2,74	3	12,03	28,21
<i>Octopus vulgaris</i>	2,62	2,99	11,96	40,17
<i>Trachurus trachurus</i>	9,06	2,45	9,8	49,97
<i>Alloteuthis spp.</i>	1,56	1,81	7,24	57,21
<i>Merluccius merluccius</i>	1,31	1,57	6,29	63,5
<i>Mullus barbatus</i>	1,92	1,13	4,51	68,01
<i>Trachinus draco</i>	1,61	1	4,02	72,03
OTOÑO (Similitud media=24,98%)	Av.Bio	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Trachurus mediterraneus</i>	1,55	0,67	2,69	74,72
<i>Serranus hepatus</i>	0,85	0,58	2,3	77,02
<i>Scylliorhinus canicula</i>	0,74	0,55	2,19	79,21
<i>Gobius niger</i>	0,43	0,48	1,9	81,11
<i>Pagellus acarne</i>	0,79	0,46	1,83	82,95
<i>Dardanus arrosor</i>	0,36	0,44	1,77	84,72
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,45	0,36	1,46	86,18
<i>Parastichopus regalis</i>	0,61	0,36	1,44	87,61
<i>Symphurus nigrescens</i>	0,3	0,35	1,39	89,01
<i>Loligo vulgaris</i>	0,26	0,32	1,3	90,3
INVIERNO (Similitud media=32,04%)	Av.Bio	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Octopus vulgaris</i>	6,86	11,57	36,11	36,11
<i>Trachurus trachurus</i>	10,07	5,41	16,88	52,99
<i>Liocarcinus depurator</i>	1,15	2,32	7,23	60,21
<i>Merluccius merluccius</i>	1,2	2,16	6,75	66,96
<i>Capros aper</i>	2,44	1,29	4,04	71
<i>Alloteuthis spp.</i>	0,55	1,02	3,19	74,2
<i>Trachurus mediterraneus</i>	0,99	0,99	3,09	77,29
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,99	0,67	2,09	79,38
<i>Serranus hepatus</i>	0,62	0,66	2,07	81,45
<i>Trachinus draco</i>	0,4	0,6	1,88	83,33
<i>Serranus cabrilla</i>	0,85	0,51	1,59	84,92
<i>Sphyræna sphyraena</i>	0,9	0,5	1,58	86,49
<i>Loligo vulgaris</i>	0,23	0,46	1,45	87,94
<i>Parastichopus regalis</i>	0,34	0,39	1,21	89,15
<i>Mullus barbatus</i>	0,54	0,37	1,16	90,31
PRIMAVERA (Similitud media=27,08%)	Av.Bio	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Trachurus trachurus</i>	4,33	6,3	23,25	23,25
<i>Boops boops</i>	2,88	5,01	18,51	41,75
<i>Octopus vulgaris</i>	3,08	3,37	12,46	54,21
<i>Liocarcinus depurator</i>	1,12	2,32	8,57	62,78
<i>Symphurus nigrescens</i>	0,47	0,89	3,28	66,06
<i>Cepola macrophthalma</i>	0,56	0,78	2,88	68,94
<i>Serranus hepatus</i>	0,73	0,77	2,83	71,77
<i>Eledone moschata</i>	0,25	0,62	2,27	74,05
<i>Merluccius merluccius</i>	0,4	0,59	2,17	76,22
<i>Alloteuthis spp.</i>	0,29	0,5	1,84	78,06
<i>Illex coindetii</i>	0,21	0,5	1,83	79,89
<i>Capros aper</i>	0,27	0,45	1,68	81,57
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,81	0,44	1,61	83,18

<i>Alcyonium palmatum</i>	0,26	0,43	1,58	84,76
<i>Conger conger</i>	0,36	0,35	1,28	86,04
<i>Gobius niger</i>	0,29	0,32	1,2	87,23
<i>Dardanus arrosor</i>	0,14	0,3	1,13	88,36
<i>Arnoglossus laterna</i>	0,41	0,29	1,08	89,44
<i>Pagellus acarne</i>	0,49	0,25	0,91	90,35
VERANO (Similitud media=28,48%)	Av.Bio	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Octopus vulgaris</i>	3,29	7,38	25,93	25,93
<i>Trachurus trachurus</i>	2,69	4,64	16,31	42,23
<i>Alloteuthis spp.</i>	2,16	4,16	14,6	56,83
<i>Merluccius merluccius</i>	1,12	2,49	8,75	65,58
VERANO (Similitud media=28,48%)	Av.Bio	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Liocarcinus depurator</i>	0,85	1,74	6,11	71,7
<i>Boops boops</i>	0,86	0,77	2,69	74,39
<i>Eledone moschata</i>	0,35	0,71	2,5	76,89
<i>Cepola macrophthalma</i>	0,47	0,61	2,13	79,02
<i>Venus nux</i>	1,27	0,55	1,92	80,95
<i>Trachinus draco</i>	0,46	0,51	1,8	82,74
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,25	0,44	1,53	84,27
<i>Illex coindetii</i>	0,19	0,41	1,43	85,71
<i>Serranus hepatus</i>	0,52	0,4	1,4	87,11
<i>Dardanus arrosor</i>	0,11	0,34	1,21	88,32
<i>Symphurus nigrescens</i>	0,1	0,32	1,13	89,45
<i>Capros aper</i>	0,19	0,28	1	90,45

Tabla A.8. Resultados SIMPER para la disimilitud de la biomasa de las especies entre las estaciones del año de las muestras recolectadas con los lances de arrastre con puertas. Av. Bio: Biomasa media; Av. Diss: Disimilitud media; Contrib%: Porcentaje de contribución; Cum.%: Porcentaje acumulado.

OTOÑO & INVIERNO	OTOÑO		INVIERNO		
(Disimilitud media=72,12%)	Av.Bio	Av.Bio	Av.Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	15,42	2,44	14,55	20,17	20,17
<i>Trachurus trachurus</i>	9,06	10,07	13,71	19,01	39,18
<i>Octopus vulgaris</i>	2,62	6,86	7,43	10,3	49,48
<i>Liocarcinus depurator</i>	2,74	1,15	2,47	3,43	52,91
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	1,92	0,54	2,39	3,32	56,23
<i>Trachinus draco</i>	1,61	0,4	2,21	3,06	59,29
<i>Trachurus mediterraneus</i>	1,55	0,99	1,93	2,68	61,97
<i>Alloteuthis spp.</i>	1,56	0,55	1,91	2,65	64,62
<i>Venus nux</i>	0,54	1,33	1,71	2,37	66,99
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,45	0,99	1,4	1,94	68,93
<i>Merluccius merluccius</i>	1,31	1,2	1,32	1,83	70,76
<i>Serranus cabrilla</i>	0,48	0,85	1,16	1,61	72,37
<i>Boops boops</i>	0,95	0,35	1,15	1,59	73,96
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0,74	0,55	1,09	1,51	75,47
<i>Sphyræna sphyræna</i>	0,19	0,9	1,07	1,49	76,95
<i>Pagellus acarne</i>	0,79	0,28	1,07	1,48	78,44
<i>Serranus hepatus</i>	0,85	0,62	1,03	1,43	79,87
OTOÑO & PRIMAVERA	OTOÑO		PRIMAVERA		
(Disimilitud media=79,14%)	Av.Bio	Av.Bio	Av.Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	15,42	0,27	14,8	18,7	18,7
<i>Trachurus trachurus</i>	9,06	4,33	10,77	13,61	32,31
<i>Octopus vulgaris</i>	2,62	3,08	4,8	6,06	38,37
<i>Boops boops</i>	0,95	2,88	4,29	5,42	43,79
<i>Buglossidium luteum</i>	0	5,04	4,06	5,13	48,92
<i>Liocarcinus depurator</i>	2,74	1,12	2,9	3,66	52,58
<i>Mullus barbatus</i>	1,92	0,14	2,57	3,24	55,82
<i>Trachinus draco</i>	1,61	0,3	2,53	3,2	59,02
<i>Alloteuthis spp.</i>	1,56	0,29	2,34	2,95	61,97
<i>Trachurus mediterraneus</i>	1,55	0,07	1,82	2,3	64,28
<i>Sarpa salpa</i>	0	2,21	1,78	2,25	66,52
<i>Serranus cabrilla</i>	0,48	1	1,48	1,87	68,39
OTOÑO & PRIMAVERA	OTOÑO		PRIMAVERA		
(Disimilitud media=79,14%)	Av.Bio	Av.Bio	Av.Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Merluccius merluccius</i>	1,31	0,4	1,44	1,81	70,2
<i>Pagellus acarne</i>	0,79	0,49	1,19	1,5	71,71
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,45	0,81	1,18	1,48	73,19
<i>Serranus hepatus</i>	0,85	0,73	1,13	1,43	74,62
<i>Cepola macrophthalma</i>	0,25	0,56	1,06	1,34	75,96
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0,74	0,34	1,05	1,33	77,29
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,01	1,08	1,01	1,28	78,57
<i>Scorpaena notata</i>	0,29	0,67	0,87	1,1	79,67
INVIERNO & PRIMAVERA	INVIERNO		PRIMAVERA		
(Disimilitud media=73,79%)	Av.Bio	Av.Bio	Av.Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Trachurus trachurus</i>	10,07	4,33	11,63	15,76	15,76
<i>Octopus vulgaris</i>	6,86	3,08	10,09	13,68	29,44
<i>Buglossidium luteum</i>	0	5,04	4,45	6,03	35,47
<i>Boops boops</i>	0,35	2,88	4,45	6,02	41,49

<i>Capros aper</i>	2,44	0,27	3,73	5,05	46,54
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,99	0,81	2,27	3,08	49,62
<i>Venus nux</i>	1,33	0,36	2,07	2,8	52,42
<i>Serranus cabrilla</i>	0,85	1	1,97	2,67	55,09
<i>Sarpa salpa</i>	0	2,21	1,95	2,64	57,73
<i>Merluccius merluccius</i>	1,2	0,4	1,88	2,55	60,27
<i>Liocarcinus depurator</i>	1,15	1,12	1,69	2,29	62,56
<i>Sphyaena sphyaena</i>	0,9	0,34	1,46	1,98	64,54
<i>Trachurus mediterraneus</i>	0,99	0,07	1,32	1,8	66,33
<i>Cepola macrophthalma</i>	0,28	0,56	1,24	1,68	68,01
<i>Sepia officinalis</i>	0,58	0	1,19	1,62	69,63
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,07	1,08	1,16	1,58	71,21
<i>Serranus hepatus</i>	0,62	0,73	1,09	1,47	72,68
<i>Mullus barbatus</i>	0,54	0,14	1,06	1,44	74,12
<i>Scorpaena notata</i>	0,26	0,67	1,04	1,41	75,53
<i>Trachurus picturatus</i>	0,35	0	0,96	1,3	76,83
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0,55	0,34	0,9	1,21	78,04
<i>Pagellus acarne</i>	0,28	0,49	0,86	1,17	79,21

OTOÑO & VERANO	OTOÑO	VERANO			
(Disimilitud media=76,24%)	Av.Bio	Av.Bio	Av.Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	15,42	0,19	16,07	21,08	21,08
<i>Trachurus trachurus</i>	9,06	2,69	10,75	14,1	35,19
<i>Octopus vulgaris</i>	2,62	3,29	5,04	6,61	41,8
<i>Alloteuthis spp.</i>	1,56	2,16	3,79	4,97	46,77
<i>Liocarcinus depurator</i>	2,74	0,85	3,26	4,27	51,05
<i>Venus nux</i>	0,54	1,27	3,05	4	55,05
<i>Mullus barbatus</i>	1,92	0,01	2,89	3,79	58,84
<i>Trachinus draco</i>	1,61	0,46	2,8	3,67	62,51
<i>Trachurus mediterraneus</i>	1,55	0,09	2	2,63	65,14
<i>Pagellus acarne</i>	0,79	0,79	1,85	2,43	67,57
<i>Boops boops</i>	0,95	0,86	1,83	2,41	69,97
<i>Merluccius merluccius</i>	1,31	1,12	1,67	2,19	72,16
<i>Serranus hepatus</i>	0,85	0,52	1,34	1,76	73,92
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0,74	0,33	1,26	1,66	75,57
<i>Plesionika heterocarpus</i>	0,69	0,41	1,19	1,56	77,13
<i>Loligo vulgaris</i>	0,26	0,28	0,92	1,21	78,34
<i>Cepola macrophthalma</i>	0,25	0,47	0,89	1,16	79,5

INVIERNO & VERANO	INVIERNO	VERANO			
(Disimilitud media=70,95%)	Av.Bio	Av.Bio	Av.Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Trachurus trachurus</i>	10,07	2,69	12,13	17,1	17,1
<i>Octopus vulgaris</i>	6,86	3,29	10,35	14,59	31,7
<i>Venus nux</i>	1,33	1,27	4,21	5,94	37,63
<i>Capros aper</i>	2,44	0,19	4,12	5,81	43,45
<i>Alloteuthis spp.</i>	0,55	2,16	3,94	5,55	49
<i>Merluccius merluccius</i>	1,2	1,12	2,09	2,95	51,95
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,99	0,25	2,02	2,84	54,8
<i>Liocarcinus depurator</i>	1,15	0,85	1,86	2,63	57,42
<i>Boops boops</i>	0,35	0,86	1,66	2,35	59,77
<i>Pagellus acarne</i>	0,28	0,79	1,52	2,14	61,9
<i>Trachurus mediterraneus</i>	0,99	0,09	1,45	2,05	63,95
<i>Sphyaena sphyaena</i>	0,9	0,05	1,45	2,04	65,99
<i>Serranus hepatus</i>	0,62	0,52	1,32	1,86	67,85
<i>Serranus cabrilla</i>	0,85	0,04	1,31	1,85	69,7
<i>Sepia officinalis</i>	0,58	0	1,3	1,84	71,53
<i>Mullus barbatus</i>	0,54	0,01	1,17	1,66	73,19

<i>Plesionika heterocarpus</i>	0,39	0,41	1,08	1,53	74,72
<i>Trachurus picturatus</i>	0,35	0,04	1,07	1,51	76,22
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0,55	0,33	1,05	1,48	77,71
<i>Cepola macrophthalma</i>	0,28	0,47	1,03	1,45	79,16

PRIMAVERA & VERANO	PRIMAVERA	VERANO			
(Disimilitud media=72,47%)	Av.Bio	Av.Bio	Av.Diss	Contrib%	Cum.%
<i>Trachurus trachurus</i>	4,33	2,69	7,19	9,93	9,93
<i>Octopus vulgaris</i>	3,08	3,29	6,98	9,63	19,56
<i>Boops boops</i>	2,88	0,86	5,52	7,62	27,18
<i>Alloteuthis spp</i>	0,29	2,16	5,16	7,12	34,29
<i>Buglossidium luteum</i>	5,04	0	5,07	7	41,29
<i>Venus nux</i>	0,36	1,27	4,29	5,92	47,21
<i>Merluccius merluccius</i>	0,4	1,12	2,28	3,14	50,35
<i>Sarpa salpa</i>	2,21	0	2,22	3,06	53,41
<i>Engraulis encrasicolus</i>	1,08	0,36	2,06	2,84	56,25
<i>Liocarcinus depurator</i>	1,12	0,85	2,03	2,8	59,05
<i>Cepola macrophthalma</i>	0,56	0,47	1,78	2,46	61,51
<i>Pagellus acarne</i>	0,49	0,79	1,72	2,38	63,89
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	0,81	0,25	1,61	2,22	66,11
<i>Serranus hepatus</i>	0,73	0,52	1,38	1,91	68,02
<i>Serranus cabrilla</i>	1	0,04	1,26	1,74	69,76
<i>Aphia minuta</i>	0,18	0,33	1,22	1,69	71,44
<i>Trachinus draco</i>	0,3	0,46	1,13	1,56	73
<i>Plesionika heterocarpus</i>	0,12	0,41	1,08	1,49	74,5
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0,34	0,33	1,05	1,45	75,94
<i>Pagrus pagrus</i>	0,54	0	0,98	1,36	77,3
<i>Symphurus nigrescens</i>	0,47	0,1	0,87	1,21	78,51
<i>Scorpaena notata</i>	0,67	0,02	0,82	1,13	79,63

Tabla A.9. Listado de especies dominantes respecto a la abundancia en cada estación del año de las muestras de los lances de arrastre con puertas. N: número de individuos. %Dab: Dominancia de la abundancia.

OTOÑO			INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO		
Especie	N	%Dab	Especie	N	%Dab	Especie	N	%Dab	Especie	N	%Dab
<i>Capros aper</i>	71735	79,18	<i>Capros aper</i>	6979	28,63	<i>Buglossidium luteum</i>	3573	24,40	<i>Alloteuthis</i> spp.	8027	45,08
<i>Plesionika heterocarpus</i>	3921	4,33	<i>Trachurus trachurus</i>	3214	13,18	<i>Trachurus trachurus</i>	1986	13,56	<i>Plesionika heterocarpus</i>	1934	10,86
<i>Alloteuthis</i> spp.	3594	3,97	<i>Spiochaetopterus</i> cf <i>costarum</i>	2966	12,17	<i>Aphia minuta</i>	1058	7,22	<i>Aphia minuta</i>	1774	9,96
<i>Trachurus trachurus</i>	2440	2,69	<i>Alloteuthis</i> spp.	2370	9,72	<i>Engraulis encrasicolus</i>	948	6,47	<i>Trachurus trachurus</i>	818	4,59
<i>Liocarcinus depurator</i>	1539	1,69	<i>Plesionika heterocarpus</i>	2150	8,82	<i>Lesueurigobius sanzi</i>	860	5,87	<i>Loligo vulgaris</i>	593	3,33
<i>Merluccius merluccius</i>	733	0,81	<i>Trachurus mediterraneus</i>	779	3,19	<i>Capros aper</i>	654	4,47	<i>Merluccius merluccius</i>	575	3,23
<i>Trachurus mediterraneus</i>	723	0,80	<i>Lesueurigobius sanzi</i>	688	2,82	<i>Callionymus risso</i>	509	3,48	<i>Liocarcinus depurator</i>	390	2,19
<i>Mullus barbatus</i>	660	0,73	<i>Liocarcinus depurator</i>	607	2,49	<i>Arnoglossus laterna</i>	411	2,81	<i>Venus nux</i>	317	1,78
<i>Callionymus maculatus</i>	511	0,56	<i>Merluccius merluccius</i>	436	1,79	<i>Symphurus nigrescens</i>	381	2,60	<i>Alpheus glaber</i>	281	1,58
<i>Pomatoschistus minutus</i>	504	0,56	<i>Paraleptopentacta tergestina</i>	402	1,65	<i>Liocarcinus depurator</i>	314	2,14	<i>Serranus hepatus</i>	244	1,37
<i>Lesueurigobius sanzi</i>	476	0,52	<i>Pomatoschistus minutus</i>	329	1,35	<i>Serranus hepatus</i>	295	2,01	<i>Engraulis encrasicolus</i>	238	1,34
<i>Serranus hepatus</i>	352	0,39	<i>Antedon bifida</i>	318	1,30	<i>Boops boops</i>	292	1,99	<i>Lesueurigobius sanzi</i>	217	1,22
<i>Arnoglossus laterna</i>	299	0,33	<i>Venus nux</i>	315	1,29	<i>Spiochaetopterus</i> cf <i>costarum</i>	288	1,97	<i>Spiochaetopterus</i> cf <i>costarum</i>	204	1,14
<i>Symphurus nigrescens</i>	260	0,29	<i>Serranus hepatus</i>	267	1,09	<i>Callionymus maculatus</i>	211	1,44	<i>Capros aper</i>	196	1,10
<i>Spiochaetopterus</i> cf <i>costarum</i>	250	0,28	<i>Trachurus picturatus</i>	206	0,84	<i>Alloteuthis</i> spp.	188	1,28	<i>Cepola macrophthalma</i>	163	0,91

Tabla A.10. Listado de especies dominantes respecto a la biomasa en cada estación del año de las muestras de los lances de arrastre con puertas. B: Biomasa (kg). %Db: Dominancia de la biomasa.

OTOÑO			INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO		
Especie	B	%Db	Especie	B	%Db	Especie	B	%Db	Especie	B	%Dab
<i>Capros aper</i>	123,39	29,991	<i>Trachurus trachurus</i>	80,57	27,319	<i>Buglossidium luteum</i>	35,26	15,321	<i>Octopus vulgaris</i>	23,03	14,182
<i>Trachurus trachurus</i>	72,44	17,608	<i>Octopus vulgaris</i>	54,90	18,614	<i>Trachurus trachurus</i>	30,28	13,157	<i>Trachurus trachurus</i>	18,81	11,588
<i>Liocarcinus depurator</i>	21,92	5,327	<i>Capros aper</i>	19,49	6,609	<i>Octopus vulgaris</i>	21,55	9,363	<i>Alloteuthis spp.</i>	15,11	9,308
<i>Octopus vulgaris</i>	20,97	5,097	<i>Venus nux</i>	10,63	3,604	<i>Boops boops</i>	20,18	8,768	<i>Rhizostoma pulmo</i>	12,70	7,823
<i>Mullus barbatus</i>	15,33	3,725	<i>Merluccius merluccius</i>	9,60	3,255	<i>Sarpa salpa</i>	15,48	6,726	<i>Venus nux</i>	8,92	5,494
<i>Trachinus draco</i>	12,87	3,127	<i>Liocarcinus depurator</i>	9,23	3,128	<i>Liocarcinus depurator</i>	7,87	3,419	<i>Merluccius merluccius</i>	7,83	4,825
<i>Alloteuthis spp.</i>	12,44	3,024	<i>Lesueurigobius sanzi</i>	7,93	2,690	<i>Engraulis encrasicolus</i>	7,57	3,287	<i>Diazona violacea</i>	7,45	4,589
<i>Trachurus mediterraneus</i>	12,41	3,016	<i>Trachurus mediterraneus</i>	7,89	2,676	<i>Serranus cabrilla</i>	6,97	3,027	<i>Boops boops</i>	6,04	3,721
<i>Merluccius merluccius</i>	10,46	2,543	<i>Sphyaena sphyaena</i>	7,16	2,428	<i>Lesueurigobius sanzi</i>	5,64	2,449	<i>Liocarcinus depurator</i>	5,98	3,680
<i>Boops boops</i>	7,60	1,848	<i>Serranus cabrilla</i>	6,82	2,312	<i>Serranus hepatus</i>	5,13	2,231	<i>Pagellus acarne</i>	5,53	3,404
<i>Serranus hepatus</i>	6,79	1,651	<i>Serranus hepatus</i>	4,95	1,677	<i>Scorpaena notata</i>	4,67	2,030	<i>Serranus hepatus</i>	3,67	2,257
<i>Pagellus acarne</i>	6,33	1,539	<i>Sepia officinalis</i>	4,65	1,575	<i>Cepola macrophthalma</i>	3,94	1,712	<i>Cepola macrophthalma</i>	3,32	2,045
<i>Scylliorhinus canicula</i>	5,93	1,441	<i>Scylliorhinus canicula</i>	4,40	1,492	<i>Pagrus pagrus</i>	3,81	1,655	<i>Trachinus draco</i>	3,20	1,968
<i>Plesionika heterocarpus</i>	5,49	1,334	<i>Alloteuthis spp.</i>	4,40	1,492	<i>Pagellus acarne</i>	3,46	1,502	<i>Plesionika heterocarpus</i>	2,87	1,767
<i>Marthasterias glacialis</i>	5,41	1,314	<i>Mullus barbatus</i>	4,33	1,468	<i>Symphurus nigrescens</i>	3,30	1,435	<i>Engraulis encrasicolus</i>	2,51	1,546

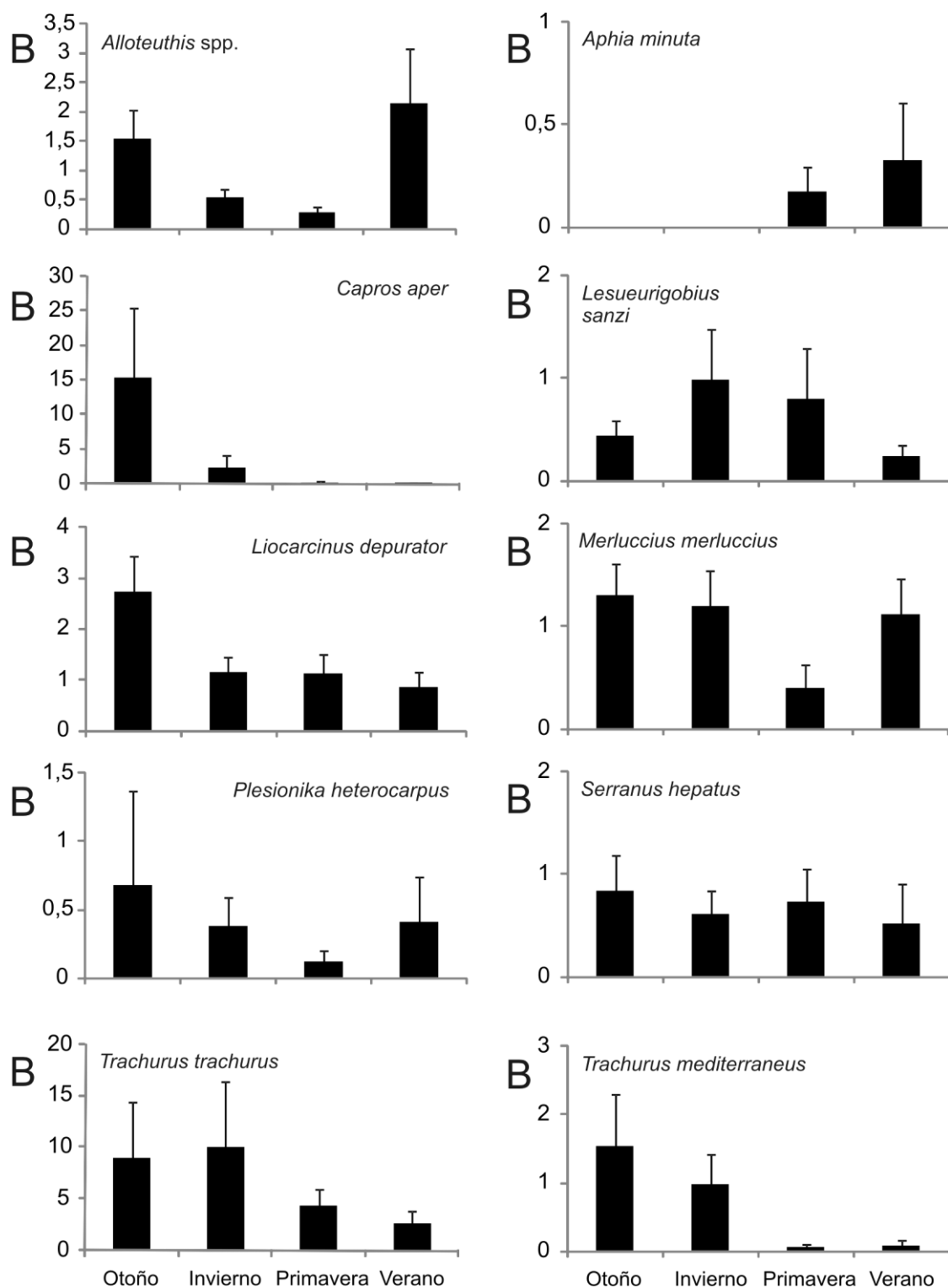


Figura A.6. Biomasa (B, Kg. 50.000m²) de algunas especies dominantes en las diferentes comunidades detectadas a partir de las muestras recolectadas con los lances de arrastre con puertas en fondos blandos circalitorales de la bahía de Málaga. Media + error estándar.

ANEXO B

Tabla B.1. Variables ambientales de las muestras recogidas en las campañas MEDITS 2014, 2015 y 2016 en la cuenca norte del mar de Alborán. Prof.: profundidad; T: temperatura; Sal: salinidad; % G: porcentaje de grava; % VCS: porcentaje de arena muy gruesa; % CS: porcentaje de arena gruesa; % MS: porcentaje de arena media; % FS: porcentaje de arena fina; % VFS: porcentaje de arena muy fina; % M: porcentaje de fango; % MO: porcentaje de materia orgánica; % CaCO₃: porcentaje de carbonato cálcico. Valores omitidos: fallos durante el muestreo-medición.

Código de muestreo	Código Del mapa	Localización	Coordenadas inicio		Coordenadas fin		Prof. (m)	T (°C)	Salinidad (psu)	Sector Geográfico	% G	% VCS	% CS	% MS	% FS	% VFS	% M	% MO	% CaCO ₃	Tipo de sedimento
Latitud (N)	Longitud (W)	Latitud (N)	Longitud (W)																	
BT01_14	9	Fuengirola	36.3998	-4.4592	36.3987	-4.4697	549	13.19	38.51	Noroeste	0.03	0.13	0.49	2.35	2.45	2.84	91.71	12.09	8.30	Fango
BT02_14	7	Fuengirola	36.561	-4.5277	36.5567	-4.5332	64	13.67	38.15	Noroeste										
BT04_14	2	Estepona	36.2948	-5.0482	36.2998	-5.0397	369	13.21	38.47	Noroeste	0.00	0.03	0.19	5.86	17.28	18.44	58.20	7.36	12.75	Fango arenoso
BT05_14	1	Estepona	36.36	-5.122	36.3653	-5.1175	134	13.52	38.21	Noroeste	31.02	19.58	21.48	10.39	8.03	1.76	7.75	5.99	44.76	Grava arenosa
BT06_14	12	Málaga	36.6227	-4.336	36.6187	-4.343	116	13.58	38.19	Noroeste	3.15	7.95	17.55	14.22	12.19	8.73	36.21	7.27	31.24	Arena fangosa
BT07_14	13	Málaga	36.5025	-4.27	36.4943	-4.2768	374	13.22	38.49	Noroeste	0.00	0.00	0.23	2.07	2.65	3.73	91.32	9.37	10.20	Fango
BT08_14	14	Fuengirola	36.467	-4.2342	36.4725	-4.226	533	13.1	38.49	Noroeste	0.03	0.51	1.00	2.58	1.60	1.13	93.14			Fango
BT09_14	17	Rincón de la Victoria	36.6968	-4.2535	36.6968	-4.2575	40	14.73	37.85	Noroeste	0.00	0.02	0.06	0.28	1.38	19.27	79.00	6.53	4.71	Fango arenoso
BT10_14	16	Rincón de la Victoria	36.6958	-4.2728	36.6957	-4.2803	43	14.73	37.85	Noroeste	0.00	0.02	0.06	0.28	1.38	19.27	79.00	6.53	4.71	Fango arenoso
BT11_14	24	Salobreña	36.6233	-3.6507	36.6238	-3.6387	407	13.23	38.5	Noroeste										
BT12_14	25	Salobreña	36.6013	-3.6133	36.6007	-3.6247	532	13.19	38.51	Noreste	0.00	0.05	0.22	1.20	1.55	2.25	94.73	9.79	6.86	Fango
BT13_14	41	Dorsal Alborán oeste	35.9705	-3.138	35.9632	-3.1447	726	13.11	38.49	Dorsal Alborán	0.00	0.07	0.57	7.59	15.42	22.44	53.91	15.22	18.65	Fango arenoso
BT14_14	43	Dorsal Alborán oeste	35.9452	-3.1243	35.9528	-3.119	286	13.36	38.33	Dorsal Alborán	0.11	0.23	1.18	16.22	39.21	30.80	12.24	6.65	36.08	Arena fangosa
BT15_14	44	Dorsal Alborán oeste	35.9432	-3.0987	35.9367	-3.0972	108	14.01	38.06	Dorsal Alborán	7.46	12.90	13.22	21.78	28.37	9.57	6.70	5.65	48.16	Arena gravo-fangosa
BT16_14	50	Dorsal Alborán este	36.0202	-2.7085	36.0125	-2.7152	766	13.13	38.49	Dorsal Alborán	0.02	0.22	1.05	21.71	23.94	9.86	43.20	10.53	23.16	Arena fangosa
BT17_14	49	Dorsal Alborán este	36.0058	-2.7882	35.9952	-2.7917	371	13.26	38.4	Dorsal Alborán	2.79	0.73	0.66	13.88	52.88	19.55	9.51	6.40	39.17	Arena gravo-fangosa
BT18_14	31	Castell de Ferro	36.7033	-3.254	36.7023	-3.2612	168	13.61	38.15	Noreste	8.76	13.34	36.55	16.83	2.25	2.12	20.14	5.82	27.97	Arena gravo-fangosa
BT19_14	30	Castell de Ferro	36.7242	-3.2962	36.7218	-3.3035	68	14.26	38.06	Noreste	5.54	5.04	8.85	8.43	6.91	18.88	46.36	5.06	11.38	Arena gravo-fangosa
BT20_14	34	Adra	36.5842	-3.0787	36.5773	-3.0722	552	13.2	38.51	Noreste	0.05	0.34	0.58	2.84	1.97	1.66	92.57	12.55	10.05	Fango
BT21_14	39	Seco de los Olivos	36.496	-2.7558	36.499	-2.7467	739	13.16	38.5	Noreste	0.00	0.16	0.50	2.15	1.60	1.52	94.07	12.69	9.82	Fango
BT22_14	38	Punta Entinas	36.637	-2.805	36.6368	-2.8017	50	14.9	38.06	Noreste	7.22	13.91	20.69	24.65	16.03	8.22	9.27	5.28	35.04	Arena gravo-fangosa
BT23_14	40	Almería	36.5873	-2.4695	36.5855	-2.4798	520	13.19	38.5	Noreste	0.04	0.07	0.22	1.54	1.96	3.68	92.49	10.89	10.31	Fango
BT01_15	10	Málaga	36.3145	-4.3518	36.3147	-4.3628	774	13.15	38.5	Noroeste	0.0	0.0	0.1	0.7	0.7	0.6	97.9	12.13	7.46	Fango
BT02_15	4	Marbella	36.4542	-4.8227	36.4548	-4.827	80	14.54	37.81	Noroeste	0.5	0.3	0.4	1.8	25.0	58.1	13.8	4.67	18.84	Arena fangosa
BT03_15	6	Marbella	36.3022	-4.7237	36.2922	-4.7198	767	NA	NA	Noroeste	0.0	0.0	0.1	0.4	0.3	0.5	98.7	11.55	7.90	Fango
BT04_15	18	Rincón de la Victoria	36.6845	-4.2505	36.6847	-4.2543	60	14.81	37.72	Noroeste	0.0	0.0	0.0	0.1	0.5	10.8	88.5	7.51	7.83	Fango
BT05_15	23	Nerja	36.657	-3.7687	36.6568	-3.7795	320	13.43	38.51	Noroeste	0.1	0.0	0.0	0.5	0.6	2.1	96.7	6.17	6.54	Fango
BT06_15	22	Nerja	36.6137	-3.8343	36.613	-3.8457	538	13.32	38.53	Noroeste	0.0	0.0	0.0	0.4	0.3	0.5	98.7	12.63	10.53	Fango
BT08_15	27	Salobreña	36.706	-3.5777	36.7073	-3.581	64	13.63	38.14	Noreste	0.3	0.2	0.1	0.3	7.0	29.3	62.7	5.60	7.20	Fango arenoso
BT09_15	28	Salobreña	36.7045	-3.5748	36.7068	-3.5808	66	13.63	38.14	Noreste	0.3	0.2	0.1	0.3	7.0	29.3	62.7	5.60	7.20	Fango arenoso
BT10_15	47	Dorsal Alborán oeste	35.9358	-3.0968	35.9408	-3.098	113	13.43	38.27	Dorsal Alborán	1.2	5.4	10.3	25.4	34.0	11.8	11.9	4.46	41.60	Arena gravo-fangosa
BT11_15	46	Dorsal Alborán oeste	35.9387	-3.0968	35.9438	-3.098	113	13.43	38.27	Dorsal Alborán	1.2	5.4	10.3	25.4	34.0	11.8	11.9	4.46	41.60	Arena gravo-fangosa
BT12_15	48	Dorsal Alborán noroeste	35.999	-3.0495	35.9963	-3.0578	550	13.12	38.5	Dorsal Alborán	0.0	0.0	0.6	9.6	14.8	28.4	46.6	9.07	31.90	Fango arenoso
BT13_15	29	Castell de Ferro	36.7223	-3.2998	36.7242	-3.2948	69	13.95	38.09	Noreste	2.8	2.7	6.2	9.4	6.1	19.8	53.1	5.00	11.71	Arena gravo-fangosa
BT14_15	36	Almerimar	36.6247	-2.8902	36.6258	-2.8922	81	13.94	38.09	Noreste	4.2	5.3	9.2	21.7	24.7	23.6	11.3	5.39	43.14	Arena gravo-fangosa
BT01_16	11	Torremolinos	36.5878	-4.4557	36.5868	-4.459	88	14.01	38.12	Noroeste										
BT03_16	5	Marbella	36.455	-4.7923	36.4557	-4.7963	83	14.03	38.11	Noroeste	0.5	0.3	0.4	1.8	25.0	58.1	13.8	4.67	18.84	Arena fangosa
BT04_16	3	Marbella	36.3222	-4.887	36.3237	-4.8768	465	13.38	38.51	Noroeste										
BT05_16	8	Fuengirola	36.3995	-4.4665			548	13.31	38.53	Noroeste	0.03	0.13	0.49	2.35	2.45	2.84	91.71	12.09	8.30	Fango
BT06_16	15	Málaga	36.4755	-4.2137	36.473	-4.2162	536	13.33	38.53	Noroeste										
BT07_16	45	Dorsal Alborán	35.94	-3.0967	35.9452	-3.0977	113	13.57	38.25	Dorsal Alborán	7.46	12.90	13.22	21.78	28.37	9.57	6.70	5.65	48.16	Arena gravosa
BT08_16	42	Dorsal Alborán	35.9653	-3.1172			407	13.16	38.51	Dorsal Alborán	0.11	0.23	1.18	16.22	39.21	30.80	12.24	6.65	36.08	Arena fangosa
BT09_16	19	Vélez Málaga	36.7123	-4.059	36.7128	-4.0557	59	15.7	37.59	Noroeste	0.1	0.0	0.0	0.2	0.7	13.3	85.6	7.44	7.19	Fango
BT11_16	20	Vélez Málaga	36.6885	-4.0227	36.6888	-4.0153	109	14.4	37.96	Noroeste	2.5	7.2	46.9	33.3	5.8	2.2	2.0	4.74	40.19	Arena gravosa
BT12_16	21	Vélez Málaga	36.6257	-4.0477	36.6292	-4.0383	349	13.44	38.45	Noroeste	0.32	0.10	0.20	1.47	2.25	3.15	92.51			Fango
BT13_16	26	Salobreña	36.7145	-3.5938	36.713	-3.5913	61	13.35	38.53	Noreste	0.01	0.03	0.12	0.64	7.59	27.51	64.10	5.72	6.30	Fango arenoso
BT14_16	37	Vélez Málaga	36.4882	-2.876	36.4883	-2.8657	610	13.4	38.52	Noroeste	0.03	0.35	0.74	2.65	2.37	2.60	91.27	13.13	9.69	Fango
BT15_16	32	Castell de Ferro	36.657	-3.2488	36.658	-3.2378	634	13.35	38.53	Noreste										
BT17_16	33	Castell de Ferro	36.686	-3.2243	36.6873	-3.2137	393	13.4	38.52	Noreste										
BT18_16	35	Adra	36.6157	-3.0407	36.6217	-3.0482	374	13.44	38.49	Noreste	0.1	0.0	0.2	3.0	2.9	13.1	80.7	5.55	11.18	Fango

Clase	Orden	Familia	Especie	B701_14	B702_14	B704_14	B705_14	B706_14	B707_14	B708_14	B709_14	B710_14	B711_14	B712_14	B713_14	B714_14	B715_14	B716_14	B717_14	B718_14	B719_14	B720_14	B721_14	B722_14	B723_14	B701_15	B702_15	B703_15	B704_15	B705_15	B706_15	B708_15	B709_15	B710_15	B711_15	B712_15	B713_15	B714_15	B701_16	B703_16	B704_16	B705_16	B706_16	B707_16	B708_16	B709_16	B711_16	B712_16	B713_16	B714_16	B715_16	B717_16	B718_16																																																																			
Cephalaspidea			<i>Trophonopsis barvicensis</i> (G. Johnston, 1825)	55																																																																																																																				
			<i>Trophonopsis muricata</i> (Montagu, 1803)															9					4	55											3											5											9																																																															
		Fascioliariidae	<i>Fusinus pulchellus</i> (Philippi, 1840)	59																												3											3																					17																																																								
			<i>Fusinus</i> sp.1															18																																			1	16											15	1					1																																																	
			<i>Fusinus</i> sp.2																																																	6																																																																				
		Buccinidae	<i>Buccinum humphreysianum</i> Bennett, 1824	1																	2													2	1											10			1	2			7			3											1	1											2																																									
			<i>Buccinum oblitum</i> Sykes, 1911																													1											5	5											4	5											1																					4																																
			<i>Colus jeffreysianus</i> (P. Fischer, 1868)																																																																																																																					
		Nassariidae	<i>Tritia</i> cf. <i>coralligena</i> (Pallary, 1900)	25														6																																																																																																						
			<i>Tritia denticulata</i> (A. Adams, 1852)																																							3											4	2											6																																																							
	<i>Tritia elata</i> Gould, 1845																4																																																																																																							
	<i>Tritia ovoidea</i> (Locard, 1886)		115	317													8	118	3	63	37	47	8											2	24	29											3	1	2	1785	24	12											1	17	1	6	15	11	2											22					1389	8					9	70	11																											
				<i>Tritia varicosa</i> (W. Turton, 1825)																																																	1																																																																			
				Columbellidae	<i>Mitrella canariensis</i> (d'Orbigny, 1840)															17																																										3	1																																																									
				Cancellariidae	<i>Bivetiella cancellata</i> (Linnaeus, 1767)	13															13												12											9											4											1	1	1											3					3																																				
					<i>Bivetiella similis</i> (G. B. Sowerby I, 1833)	2														2																																																																																																				
				Borsoniidae	<i>Drilliola emendata</i> (Monterosato, 1872)																																																																			1					1																																											
				Clathurellidae	<i>Comarmondia gracilis</i> (Montagu, 1803)	1																																						2																					2											3											21					4																												
				Drilliidae	<i>Crassopleura maravignae</i> (Bivona Ant. in Bivona And., 1838)																																																	1	1											3																																																						
					<i>Haedropleura septangularis</i> (Montagu, 1803)																																																																															4																																				
					<i>Spirotropis monterosatoi</i> (Locard, 1897)																																																																					1																																														
				Fusiturridae	<i>Fusiturris similis</i> (Bivona Ant. in Bivona And., 1838)	9														1														2												1	9											2			3											3											2											4											6	42														
				Granulinidae	<i>Granulina occulta</i> (Monterosato, 1869)															5																																																																																																				
				Mangeliidae	<i>Bela atlantidea</i> (Knudsen, 1952)																																																																			4																																																
					<i>Bela menkhorsti</i> van Aartsen, 1988																																																																			3																																																
			<i>Bela nuperrima</i> (Tiberi, 1855)																																								1											3											1																																																							
			<i>Mangelia attenuata</i> (Montagu, 1803)																																								11																					1	41											342																																												
			<i>Sorgenfreispira brachystoma</i> (Philippi, 1844)		138														207																																																																																																					
			Raphitomidae	<i>Gymnobela abyssorum</i> (Locard, 1897)															5																								2											1											1											1					1																																							
				<i>Raphitoma echinata</i> (Brocchi, 1814)															20																																		1																																																																			
				<i>Teretia teres</i> (Reeve, 1844)															9																																																																																																					
				<i>Xanthodaphne dalmasi</i> (Dautzenberg & Fischer, 1897)																																																	1																																																																			
		Architectonicidae	<i>Basisulcata lepida</i> (Bayer, 1942)															6																								2											6											5																																																								
			<i>Discotectonica discus</i> Marwick, 1931															6																																																																																																						
			<i>Heliacus fallaciosus</i> (Tiberi, 1872)																																							1											4																																																																			
			<i>Solatisonax alleryi</i> (Seguenza G., 1876)															5																																																																																																						
			Mathildidae	<i>Mathilda retusa</i> Brugnone, 1873																																																																			5																																																	
			Pyramidellidae	<i>Brachystomia</i> sp.															9																																																																																																					
				<i>Eulimella acicula</i> (Philippi, 1836)																																																																					4																																															
				<i>Eulimella scillae</i> (Scacchi, 1835)																																																																															3																																					
				<i>Liostomia clavula</i> (Lovén, 1846)																																							4																																																																													
				<i>Megastomia conoidea</i> (Brocchi, 1814)															55																								11																					25																																																								
		<i>Parthenina multicosata</i> (Jeffreys, 1884)																																								5																																																																														
		<i>Parthenina palazzii</i> (Micali, 1984)																																								5																																																																														
		<i>Tiberia minuscula</i> (Monterosato, 1880)																																																																						1																																																
		<i>Turbonilla amoena</i> (Monterosato, 1878)																																																																					1																																																	
		<i>Turbonilla postacuticostata</i> Sacco, 1892															165																								57																					148																																																										
		Ringiculidae	<i>Ringicula auriculata</i> (Ménard de la Groye, 1811)																																							7																																																																														
				<i>Ringicula conformis</i> Monterosato, 1877																																																																					12																																															
	Cephalaspidea	Retusidae	<i>Pyrunculus hoernesii</i> (Weinkauff, 1866)															5																																																																																																						
			<i>Retusa umbilicata</i> (Montagu, 1803)																																							4																																																																														
			Cylichnidae	<i>Cylichna cylindracea</i> (Pennant, 1777)																																																																					4																																															
		Philinidae	<i>Hermania scabra</i> (O. F. Müller, 1784)															1																																																						1																																																
				<i>Philine aperta</i> (Linnaeus, 1767)	1																																																																																																																			
				<i>Philine monterosati</i> Monterosato, 1874																																																	2											1											2											2											100					5																		
				<i>Philine</i> sp.																																																	1	1											1																																																							

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

ANEXO C

Tabla C.1. Lista de los equinodermos encontrados en las muestras de Beam-trawl de las campañas MEDITS 2014, 2015 y 2016 en los fondos sedimentarios de la Cuenca norte del mar de Alborán. N: Abundancia; B: Biomásas (g); % F: porcentaje de la frecuencia de ocurrencia; Densidad: Mean density (individuos/1000 m² ± error estándar); Código de muestreo: Beam-trawl en el que se han encontrado los taxones.

Clase	Orden	Familia	Especie	N	B	% Fr	Densidad	Código de muestreo
Crinoidea	Comatulida	Antedonidae	<i>Antedon bifida</i> (Pennant, 1777)	1	0.5	2	0.6 ± 0.6	BT13_16
			<i>Antedon mediterranea</i> (Lamarck, 1816)	135	110	14.3	54.8 ± 32	BT02_14; BT06_14; BT09_14; BT22_14; BT04_15; BT08_15; BT09_15
			<i>Leptometra phalangium</i> (Müller, 1841)	130	32.2	32	20.4 ± 6.9	BT01_14; BT08_14; BT11_14; BT12_14; BT13_14; BT16_14; BT21_14; BT23_14; BT01_15; BT03_15; BT06_15; BT12_15; BT04_16; BT05_16; BT06_16; BT15_16
Asteroidea	Brisingida	Brisingidae	<i>Hymenodiscus coronata</i> (Sars, 1871)	69	571.4	18	11.7 ± 4	BT01_14; BT08_14; BT13_14; BT20_14; BT01_15; BT03_15; BT06_15; BT05_16; BT06_16
	Forcipulatida	Asteriidae	<i>Leptasterias (Leptasterias) muelleri</i> (M. Sars, 1846)	1	1.2	2	0.2 ± 0.2	BT15_14
			<i>Sclasterias neglecta</i> (Perrier, 1891)	1	6.2	2	0.2 ± 0.2	BT15_14
	Paxillosida	Astropectinidae	<i>Astropecten irregularis</i> (Pennant, 1777)	18	123.1	18.4	6.5 ± 3.1	BT09_14; BT10_14; BT19_14; BT01_15; BT04_15; BT09_16; BT13_16; BT17_16; BT18_16
			<i>Astropecten</i> sp.	31	45.9	12.2	7.5 ± 3	BT05_15; BT08_15; BT09_15; BT13_15; BT04_16; BT08_16
		Luidiidae	<i>Luidia sarsii</i> Düben & Koren in Düben, 1844	46	435.3	36.7	8.1 ± 2	BT01_14; BT08_14; BT11_14; BT12_14; BT13_14; BT14_14; BT16_14; BT17_14; BT18_14; BT22_14; BT23_14; BT03_15; BT06_15; BT12_15; BT04_16; BT06_16; BT17_16; BT18_16
			<i>Luidia ciliaris</i> (Philippi, 1837)	2	3.6	4	0.7 ± 0.5	BT22_14; BT01_15
	Valvatida	Anseropodidae	<i>Anseropoda placenta</i> (Pennant, 1777)	10	38.4	2	2.4 ± 2.4	BT08_14
		Asterinidae	Asterinidae 1	10	1	4.1	1.4 ± 1.3	BT07_14; BT14_14
		Chaetasteridae	<i>Chaetaster longipes</i> (Bruzeliuss, 1805)	4	33.3	6.1	1.4 ± 0.8	BT15_14; BT14_15; BT07_16
		Solasteridae	Solasteridae 1	5	0.8	8	1 ± 0.5	BT07_14; BT10_14; BT10_15; BT12_15
Echinoidea	Camarodonta	Echinidae	<i>Echinus melo</i> Lamarck, 1816	6	257.3	8.2	1 ± 0.6	BT13_14; BT20_14; BT23_14; BT11_16
		Trigonocidaridae	<i>Genocidaris maculata</i> A. Agassiz, 1869	6	4.6	10.2	1.7 ± 0.8	BT22_14; BT10_15; BT11_15; BT12_15; BT15_16
		Echinidae	<i>Gracilechinus acutus</i> (Lamarck, 1816)	89	387.5	26.5	17.3 ± 10.6	BT13_14; BT15_14; BT16_14; BT17_14; BT18_14; BT22_14; BT01_15; BT03_15; BT06_15; BT12_15; BT07_16; BT11_16; BT15_16
		Parechinidae	<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	1	0.5	2	0.2 ± 0.2	BT12_15
			Parechinidae 1	1	8.7	2	0.4 ± 0.4	BT09_14
		Toxopneustidae	<i>Sphaerechinus granularis</i> (Lamarck, 1816)	10	3.6	8	3.2 ± 2	BT22_14; BT04_15; BT05_15; BT12_15
	Cidaroida	Cidaridae	<i>Cidaris cidaris</i> (Linnaeus, 1758)	1	0.2	2	0.2 ± 0.2	BT12_15
	Diadematoida	Diadematidae	<i>Centrostephanus longispinus</i> (Philippi, 1845)	1	0.2	2	0.2 ± 0.2	BT12_15
	Echinolampadacea	Fibulariidae	<i>Echinocyamus pusillus</i> (O.F. Müller, 1776)	81	41.5	14.3	19 ± 8.7	BT04_14; BT05_14; BT15_14; BT22_14; BT10_15; BT11_15; BT07_16
	Spatangoida	Brissidae	<i>Brissopsis cf. lyrifera</i> (Forbes, 1841)	610	6594.4	26.5	127.2 ± 49.2	BT04_14; BT06_14; BT12_14; BT04_15; BT05_15; BT03_16; BT04_16; BT05_16; BT06_16; BT11_16; BT12_16; BT17_16; BT18_16
		Spatangidae	<i>Spatangus purpureus</i> O.F. Müller, 1776	1	33.9	2	0.5 ± 0.5	BT04_15
Holothuroidea	Apodida	Synaptidae	<i>Oostergrenia digitata</i> (Montagu, 1815)	92	65	26	20.1 ± 7.2	BT07_14; BT08_14; BT09_14; BT10_14; BT11_14; BT12_14; BT21_14; BT23_14; BT06_15; BT06_16; BT15_16; BT16_16; BT17_16
	Dendrochirotrida	Cucumariidae	<i>Paraleptopentacta elongata</i> (Düben & Koren, 1846)	14	24.3	8.2	4.1 ± 2.3	BT02_14; BT13_15; BT09_16; BT13_16
			<i>Paraleptopentacta tergestina</i> (Sars, 1859)	40	69.04	8.2	12.1 ± 6.3	BT06_14; BT13_15; BT09_16; BT13_16
			<i>Ocnus lacteus</i> (Forbes & Goodsir, 1839)	3	1.5	2	0.9 ± 0.9	BT13_15
			<i>Ocnus planci</i> (Brandt, 1835)	160	400.6	6.1	65 ± 48.3	BT09_14; BT10_14; BT04_15
		Sclerodactylidae	<i>Pseudothyone raphanus</i> (Düben & Koren, 1846)	10	3	4	1.5 ± 1.4	BT01_15; BT02_15
		Ypsilothuriidae	<i>Ypsilothuria cf. bitentaculata</i> (Ludwig, 1893)	9	2	2	1.4 ± 1.4	BT01_15
		Phyllophoridae	<i>Thyone inermis</i> Heller, 1868	1	0.1	2	0.3 ± 0.3	BT13_15
	Elasipodida		Elasipoda indet.	2	30.5	2	0.3 ± 0.3	BT13_14
	Holothuriida	Holothuriidae	<i>Holothuria (Roweothuria) poli</i> Delle Chiaje, 1824	6	298.3	4.1	2.6 ± 2.3	BT08_15; BT09_15
			<i>Holothuria</i> sp.	1	10	2	0.3 ± 0.3	BT09_15
		Mesothuriidae	<i>Mesothuria intestinalis</i> (Ascanius, 1805)	10	185.4	12	1.5 ± 0.7	BT20_14; BT01_15; BT03_15; BT12_15; BT15_16; BT17_16
	Molpadida	Molpadiidae	<i>Molpadia musculus</i> Risso, 1826	27	213.7	14.3	4.2 ± 2.7	BT21_14; BT01_15; BT03_15; BT06_15; BT12_15; BT05_16; BT15_16
	Synallactida	Stichopodidae	<i>Parastichopus regalis</i> (Cuvier, 1817)	20	2922.1	18	4.5 ± 1.7	BT06_14; BT14_14; BT15_14; BT18_14; BT19_14; BT22_14; BT10_15; BT07_16; BT11_16
Ophiuroidea	Amphilepidida	Amphiuridae	<i>Acrocnida brachiata</i> (Montagu, 1804)	1	0.1	2	0.5 ± 0.5	BT08_15
			<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje, 1828)	10	1.3	12.2	3.5 ± 1.5	BT02_15; BT08_15; BT10_15; BT11_15; BT13_15; BT14_15;
			<i>Amphiura chiajei</i> Forbes, 1843	341	68.9	40	64.4 ± 17.3	BT01_14; BT08_14; BT09_14; BT11_14; BT12_14; BT15_14; BT17_14; BT20_14; BT21_14; BT23_14; BT06_15; BT08_15; BT12_15; BT04_16; BT05_16; BT06_15; BT07_16; BT08_16; BT011_16; BT15_16

Clase	Orden	Familia	Especie	N	B	% Fr	Densidad	Código de muestreo
		Ophiactidae	<i>Ophiactis balli</i> (W. Thompson, 1840)	293	39.4	8.2	71.9 ± 41.3	BT15_14; BT10_15; BT11_15; BT07_16
		Ophiopsilidae	<i>Ophiopsila aranea</i> Forbes, 1843	1	1	2	0.5 ± 0.5	BT04_15
		Ophiotrichidae	<i>Ophiothrix fragilis</i> (Abildgaard in O.F. Müller, 1789)	31	17.8	22	6.2 ± 2	BT06_14; BT07_14; BT15_14; BT18_14; BT20_14; BT02_15; BT03_15; BT01_16; BT06_16; BT07_16; BT15_16
			<i>Ophiothrix quinquemaculata</i> (Delle Chiaje, 1828)	41	3.5	8.2	10.4 ± 7.1	BT06_14; BT22_14; BT10_15; BT11_15
	Ophiacanthida	Ophiacanthidae	<i>Ophiacantha setosa</i> (Bruzelius, 1805)	5	0.5	6	1.2 ± 0.7	BT15_14; BT10_15; BT11_15
		Ophiomyxidae	<i>Ophioconis forbesi</i> (Heller, 1863)	44	4.3	14.3	10.4 ± 5.6	BT07_14; BT15_14; BT10_15; BT11_15; BT05_16; BT06_16; BT07_16
	Ophiurida	Ophiuridae	<i>Ophiocten abyssicolum</i> (Forbes, 1843)	96806	5257.5	52	14099 ± 5276.5	BT01_14; BT05_14; BT07_14; BT08_14; BT11_14; BT12_14; BT14_14; BT17_14; BT20_14; BT23_14; BT02_15; BT03_15; BT05_15; BT06_15; BT10_15; BT11_15; BT12_15; BT14_15; BT04_16; BT05_16; BT06_16; BT08_16; BT12_16; BT15_16; BT17_16; BT18_16
			<i>Ophiura albida</i> Forbes, 1839	85	10.6	12.2	15.7 ± 2.3	BT06_15; BT10_15; BT05_16; BT07_16; BT11_16; BT15_16
			<i>Ophiura (Dictenophiura) carnea</i> Lütken, 1858	2	0.2	2	0.6 ± 0.2	BT06_15
			<i>Ophiura grubei</i> Heller, 1863	29	2.2	4	7.9 ± 7.5	BT02_15; BT10_15
			<i>Ophiura ophiura</i> (Linnaeus, 1758)	34	202	8.2	7.2 ± 5	BT14_14; BT02_15; BT08_16; BT11_16

ANEXO D

PUBLICACIONES QUE AVALAN ESTA TESIS DOCTORAL

Original Article

Cite this article: Moya-Urbano E *et al.* (2019). Biodiversity and spatio-temporal changes of benthic and demersal assemblages of circalittoral soft bottoms of the Bay of Málaga (northern Alboran Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 1–12. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000766>

Received: 13 March 2019

Revised: 6 August 2019

Accepted: 7 August 2019

Key words:

Alboran Sea; benthos; biodiversity; circalittoral; fisheries resources; soft bottoms; trawling

Author for correspondence:

Elena Moya-Urbano,
E-mail: emoyaurbano@gmail.com

Biodiversity and spatio-temporal changes of benthic and demersal assemblages of circalittoral soft bottoms of the Bay of Málaga (northern Alboran Sea)

Elena Moya-Urbano¹ , Javier Urra², Pablo Marina², Marina Gallardo-núñez², J. Enrique García Raso¹, Patricia Bárcenas², José M. Serna Quintero², Ana Giraldez², Teresa García², Jorge Baro² and José L. Rueda²

¹Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, Spain and ²Instituto Español de Oceanografía, C.O. Málaga. Muelle Pesquero s/n, 29640 Fuengirola, Málaga, Spain

Abstract

The Bay of Málaga is located in a high biodiversity and productivity area that harbours a wide variety of commercial species exploited by different fishing fleets. Benthic and demersal fauna from circalittoral soft bottoms have been studied using a benthic dredge (BD) (8 sampling stations) and an otter trawl (OT) (8 sampling stations on a seasonal basis). Some sediment and water column variables, as well as the trawling activity, have also been studied and used for analysing their linkage with the fauna. A total of 287 species have been found in these bottoms and fish, molluscs and crustaceans represented the most diverse and abundant faunistic groups. A new record of the decapod *Hippolyte leptometrae* for Spanish waters is also included in this study. Some multivariate analyses using BD samples indicated the presence of three assemblages, but these seem to represent different facies of a single benthic community due to the absence of acute sediment changes and significant differences in the fauna. OT samples only displayed differences related to seasons but not to sediment types or depth. These seasonal differences seem to be linked to biological and ecological features of both dominant and/or commercial species. Mud and organic matter contents (%OM) in sediment, as well as the temperature, were the main variables linked to the spatial distribution of the benthic community identified with BD, whereas medium and coarse sand as well as gravel contents were the main variables linked to the changes of the epibenthic and demersal assemblage resulting from OT samples. The information of this study is of importance for improving the knowledge on the biodiversity of circalittoral soft bottoms of the Mediterranean and Alboran Sea as well as for the potential creation of a Marine Fisheries Reserve in the Bay of Málaga.

Introduction

Soft bottoms represent one of the most common habitats in marine environments, supporting a high productivity and, at the same time, experiencing different anthropogenic impacts (e.g. trawling) (Snelgrove, 1999; Collie *et al.*, 2000; Tudela, 2004; De Juan & Demestre, 2012). The diversification of sedimentary micro-habitats can also provide a variety of niches that are used by different species, including some of commercial interest, which increase the local and regional biodiversity of soft bottoms (Gray, 2002; García Muñoz *et al.*, 2008; Labruno *et al.*, 2008; Urra *et al.*, 2011, 2017). The benthic and demersal fauna of soft bottoms are generally influenced by different environmental variables such as changes in sediment characteristics (e.g. grain size, content of organic matter) and water masses, as well as by biological processes such as intra- and inter-specific interactions (e.g. predation, recruitment, etc.) that need to be studied in detail (Wildish, 1977; Wilson, 1991; Snelgrove & Butman, 1994). Preservation and management of some soft bottom communities should also be reconsidered because of the importance of some of their species and functional groups in ecosystem processes that have global importance (Snelgrove, 1998). Improving information on these communities is a key element in this process and those inhabiting circalittoral and bathyal soft bottoms have been poorly studied in some areas so far, as is the case of some high biodiversity areas within the Mediterranean Sea such as the Alboran Sea (Templado *et al.*, 1993; Salas, 1996; Gofas *et al.*, 2014; Marina *et al.*, 2015).

The Alboran Sea is located in the western Mediterranean Sea, and it is considered a biodiversity hot spot due to the biogeographic confluence of organisms from the Lusitanian, the Mauritanian and the Mediterranean region (Ekman, 1953; Rueda *et al.*, 2010; García Raso *et al.*, 2010a; Templado, 2011; Urra *et al.*, 2017). This biological confluence is supported by the exchange of water masses and organisms (including larvae), between the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea through the Strait of Gibraltar. Moreover, some important physical and oceanographic features of the Alboran Sea (e.g. upwellings) promote a high biological productivity area within the Mediterranean Sea (Parrilla & Kinder, 1987; Sarhan *et al.*,

© Marine Biological Association of the United Kingdom 2019



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Downloaded from <https://www.cambridge.org/core>. University of Málaga, on 22 Nov 2019 at 12:31:11, subject to the Cambridge Core terms of use, available at <https://www.cambridge.org/core/terms>. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000766>





Contents lists available at ScienceDirect

Regional Studies in Marine Science

journal homepage: www.elsevier.com/locate/rsma

Molluscan assemblages in shelf and slope sedimentary habitats of the Northern Alboran Sea and their linkage to environmental variables

Elena Moya-Urbano^{a,b,*}, Javier Urra^b, Serge Gofas^a, Marina Gallardo-Núñez^b,
 Ángel Mateo-Ramírez^b, Carlos Farias^c, Xisco Ordinas^d, J. Antonio Caballero-Herrera^{a,b},
 Patricia Bárcenas^b, Cristina García-Ruiz^b, José Luis Rueda^b

^a Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, Spain

^b C.N. Instituto Español de Oceanografía-CSIC, Centro Oceanográfico de Málaga, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola, Málaga, Spain

^c C.N. Instituto Español de Oceanografía-CSIC, Centro Oceanográfico de Cádiz, Muelle de Levante (Puerto Pesquero), 11006 Cádiz, Spain

^d C.N. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Baleares, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 25 April 2023

Received in revised form 19 June 2023

Accepted 23 June 2023

Available online 30 June 2023

Keywords:

Bivalves

Gastropods

Mediterranean sea

Biodiversity

Soft bottoms

ABSTRACT

The composition and structure of molluscan assemblages inhabiting circalittoral and upper and middle slope soft bottoms along the northern Alboran Sea, including the Alboran Ridge, was studied in relation to sediment characteristics and water bottom variables. Samples were collected using a beam-trawl (50 sampling stations) during 2014, 2015 and 2016 MEDITS expeditions. A total of 29 464 individuals were collected and 215 taxa of six different classes have been found, with gastropods and bivalves representing the most diverse and abundant ones. It is remarkable the presence of rare and uncommon species such as *Parthenina palazzii*, *Cerithiopsis nofronii* and *Thyasira obsoleta*, as well as a new record for Spanish waters: *Xanthodaphne dalmasi* and two new records for Andalusian waters: *Turbonilla amoena* and *Emarginula pustula*. Multivariate analyses using abundance data of living molluscs indicated the presence of seven assemblages in relation to depth and type of sediment. The assemblages identified on circalittoral soft bottoms displayed high species richness and abundance values, and were related to different sediment types. The assemblages located on the platform of the Alboran Ridge displayed the highest species richness values, with a large amount of exclusive species. Some sediment characteristics such as percentage of mud (>80%) and organic matter content, together with depth, were the most influential variables regarding the spatial distribution of the molluscan assemblages. The geographic position of the Alboran Sea, the peculiar oceanographic and hydrological conditions, the diverse sediment types promoting habitat heterogeneity, and the wide depth range may promote the high molluscan biodiversity reported in the present study. The information provided in this study is of importance for improving the knowledge on the diversity of circalittoral and bathyal soft bottoms of the northern Alboran Sea, and provides a baseline for monitoring programs under the framework of different directives such as the Marine Strategy Framework Directive.

© 2023 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The Alboran Sea is located in the westernmost part of the Mediterranean basin and represents one of its main biodiversity hotspots (Bianchi and Morri, 2000; Mateo-Ramírez et al., 2021;

Rueda et al., 2021; Templado, 2011; Templado et al., 2021). Moreover, its geographical location and singular oceanographic and hydrological conditions make the Alboran Sea to be considered a biogeographical sector (Bianchi and Morri, 2000) and a self-standing ecoregion (Spalding et al., 2007). Its proximity to the Strait of Gibraltar and the mixing of Atlantic and Mediterranean waters (Vargas-Yáñez et al., 2021), the high productivity of its coastal waters (Parrilla and Kinder, 1987; Sarhan et al., 2000), the presence of heterogeneous submarine structures and bottom types (Palomino et al., 2015; Rueda et al., 2021; Templado et al., 2013), and the confluence of organisms from different biogeographic areas (Gallardo-Roldán et al., 2017; Real et al., 2021; Rueda et al., 2010; Urra et al., 2017) promote a high diversity of habitats and associated biota when compared to

* Corresponding author at: Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos s/n, 29071 Málaga, Spain.

E-mail addresses: elena.moya@eo.csic.es (E. Moya-Urbano), javier.urr@eo.csic.es (J. Urra), sgofas@uma.es (S. Gofas), marina.gallardo@eo.csic.es (M. Gallardo-Núñez), angel.mateo@eo.csic.es (Á. Mateo-Ramírez), carlos.farias@eo.csic.es (C. Farias), xisco.ordinas@eo.csic.es (X. Ordinas), jantonio.caballero@eo.csic.es (J.A. Caballero-Herrera), patricia.barcenas@eo.csic.es (P. Bárcenas), cristina.garcia@eo.csic.es (C. García-Ruiz), jose.rueda@eo.csic.es (J.L. Rueda).

<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103077>
 2352-4855/© 2023 Elsevier B.V. All rights reserved.



