

LIFE IP INTEMARES

Informe del diagnóstico del impacto de la actividad pesquera profesional en los hábitats bentónicos del LIC ESZZ15001-Banco de La Concepción (Demarcación Canaria)

20 de diciembre de 2022



Índice

1	Resumen ejecutivo	5
	Executive summary	7
2	Introducción	10
2.1	Descripción general del área de estudio	11
2.1.1	Características oceanográficas	13
2.1.2	Hábitats y especies RN 2000	14
2.1.3	Actividades pesqueras.....	15
2.1.4	Otras presiones presentes en la zona de estudio.....	16
2.2	Objetivos	17
3	Material y métodos	18
3.1	Hábitats y especies objeto de estudio.....	18
3.2	Presión pesquera	20
3.3	Muestreo	22
3.3.1	Campañas de muestreo.....	22
3.3.2	Muestreador empleado en la campaña INTA ₄ _CANARIAS_1118.....	23
3.3.3	Estrategia de muestreo	24
3.4	Análisis de datos.....	25
3.4.1	Procesado previo y preparación de los datos.....	25
3.4.2	Análisis del efecto de la pesca de palangre de fondo sobre las comunidades bentónicas.	26
3.4.3	Análisis del efecto de la pesca de palangre de fondo sobre la estructura de tallas de la población de <i>Asconema setubalense</i>	30
3.4.4	Determinación de la sensibilidad de los hábitats.....	30
4	Resultados.....	32
4.1	Caracterización de la actividad pesquera en el LIC Banco de La Concepción	32
4.2	Efecto de la pesca con palangre de fondo sobre las comunidades bentónicas.....	34
4.3	Efecto de la pesca con palangre de fondo sobre la estructura de tallas de la población de <i>Asconema setubalense</i>	43



4.4	Sensibilidad del hábitat	46
5	Conclusiones y propuestas de gestión	48
6	Referencias	51
Anexo 1.	Resultados de los Modelos Aditivos Generalizados (GAM).....	56



Autoría del informe: Jesús M. Falcón, Laura Martín-García, Marcos González-Porto, Erika González Méndez, Antonio Punzón y Pablo Martín-Sosa

El proyecto LIFE IP INTEMARES, que coordina la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, avanza hacia un cambio de modelo de gestión eficaz de los espacios marinos de la Red Natura 2000, con la participación activa de los sectores implicados y con la investigación como herramientas básicas para la toma de decisiones.

Participan como socios el propio ministerio, a través de la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación; la Junta de Andalucía, a través de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, así como de la Agencia de Medio Ambiente y Agua; el Instituto Español de Oceanografía; AZTI; la Universidad de Alicante; la Universidad Politécnica de Valencia; la Confederación Española de Pesca, SEO/BirdLife y WWF-España. Cuenta con la contribución financiera del Programa LIFE de la Unión Europea.



1 Resumen ejecutivo

El monte submarino que da nombre al LIC y su entorno han sido frecuentados en el pasado por arrastreros y palangreros gallegos y portugueses que faenaban en Mauritania, así como por los marrajeros andaluces. En la actualidad, la actividad más importante que se desarrolla en este espacio es la pesca de túnidos tropicales con caña y líneas de mano con cebo vivo. También se sigue practicando la pesca con palangre de superficie, para pez espada y tiburones pelágicos, y la de cerco con jareta, principalmente para la obtención de cebo vivo para la pesca de atunes. La pesca con palangre de fondo se realiza por pocos barcos, pero con actividad regular casi todo el año, y concentrada en los escasos fondos muy duros que afloran en algunas partes del techo del banco y, sobre todo, en el borde del mismo y el talud. No existen en la actualidad presiones derivadas de actividades humanas como las que se pueden encontrar en zonas costeras. Sin embargo, se encuentra en una zona de paso de grandes buques, por lo que el tráfico marítimo se presenta como una presión a tener en cuenta, particularmente en lo que se refiere al ruido subacuático y, en menor medida, a los posibles deshechos que estas embarcaciones pudieran generar.

Englobados en la tipología de hábitat 1170, se han identificado al menos 7 hábitats bentónicos biogénicos, que ocupan un 16,5% del área total de LIC, según los modelos predictivos realizados. Como especies formadoras de estos hábitats, ya sea con función bioconstructora o estructurante (o ambas) se han identificado 4 esponjas y 15 corales, entre los que se encuentran especies altamente sensibles a determinados tipos de pesca, como es el caso de la esponja *Asconema setubalense*. Estas especies se consideran indicadores de "Ecosistemas Marinos Vulnerable". El objetivo general del presente informe es llevar a cabo un diagnóstico del impacto de la pesca profesional con palangre de fondo sobre el hábitat de interés comunitario del Anexo I de la Directiva Hábitats "1170-Arrecifes", y en concreto analizar el posible impacto del palangre horizontal de fondo sobre el hábitat bentónico denominado "Roca batial con grandes esponjas hexactinélidas (*Asconema setubalense*)", analizar el posible efecto del palangre de fondo sobre la estructura de tallas de la población de esta especie, y analizar la sensibilidad de los hábitats cartografiados a la pesca con palangre de fondo.

Con el objeto de identificar los distintos niveles de presión pesquera en la zona del Banco de la Concepción y diseñar la estrategia de muestreo del presente estudio, se utilizó la información de VMS 2009-2017 de los dos barcos que han operado en la zona de estudio. Se realizaron mapas de densidades Kernel para la identificación de caladeros prioritarios, mapas de trayectorias para el análisis del comportamiento de cada barco a lo largo de la serie temporal, y distribución espacial del esfuerzo relativo mediante una malla de celdas de 500x500 m el número de horas estimado de pesca, utilizando la velocidad media.

Se realizó una campaña de muestreo, la INTA4_CANARIAS_1118 para evaluar por métodos directos y visuales el efecto de la presión pesquera ejercida fundamentalmente por artes fijas de fondo (palangre horizontal de fondo) sobre la distribución y calidad de las comunidades bentónicas objeto de estudio, además de usar datos de anteriores campañas realizadas en la zona en el marco del proyecto INDEMARES. Se realizaron muestreos visuales con la cámara remolcada TASIFE y una draga de roca para la obtención de muestras

biológicas de organismos difíciles de identificar mediante imágenes. Se seleccionaron en las zonas objetivo de la campaña cuadrículas de alto, bajo y nulo nivel de esfuerzo pesquero. Se calcularon las densidades de las comunidades y los parámetros de la comunidad. Se asignaron los valores de las variables ambientales y geomorfológicas. Se examinaron las relaciones entre las variables ambientales y las variables dependientes utilizando Modelos Aditivos Generalizados (GAM). Para estudiar el posible efecto de la pesca con palangre de fondo en el bentos, se diseñaron modelos para comparar, mediante métodos multi y univariantes, las estaciones según los distintos niveles de intensidad pesquera examinando las diferencias a tres escalas: comunidad considerada globalmente, parámetros indicadores de la comunidad y especies indicadoras (especies estructurantes con buena representación y susceptibilidad al impacto del palangre). Se realizó un análisis de clasificación (clúster) sobre la matriz de datos cuantitativos de densidad de las especies sésiles con tests de perfil de similitud e identificando las especies responsables de la caracterización de las comunidades con un análisis de contribución de especies a los porcentajes de similitud. A continuación, se analizaron las relaciones entre factores mediante un análisis de ordenación de coordenadas principales. Para comparar la estructura de la comunidad entre los diferentes niveles de la escala espacial (zona e intensidad pesquera) se empleó un análisis multivariante de la varianza por permutaciones, además de contrastes estadísticos para valorar el efecto de la variación espacial sobre los parámetros de la comunidad y sobre la densidad de especies concretas. También se construyeron histogramas de frecuencias de tallas de *Asconema setubalense* analizando las posibles diferencias en sector y nivel de intensidad pesquera. Se estimó la sensibilidad de los hábitats a partir de la composición total de especies y sus sensibilidades individuales, basadas en el tamaño máximo, la fijación al sustrato y la forma corporal.

La actividad pesquera en el LIC BC fue relativamente baja en el periodo de 11 años analizado. Las actividades detectadas son la pesquería artesanal de túnidos tropicales, la pesca de cerco con jareta (traíña) dirigida a pequeños pelágicos, para su uso como cebo vivo en la pesca de túnidos, el palangre de fondo, el de superficie, y la pesca con líneas mecánicas con carrete eléctrico ("pesca al alto"). Es de todas estas el palangre de fondo la que es objeto de estudio por su mayor interacción con los fondos donde se encuentran las comunidades sensibles de la zona. Esta pesca es practicada por 2 barcos en las zonas de sustrato más duro del techo del banco y del talud superior de su parte oriental. Hay mayor riqueza a menor profundidad, en zonas más duras, y especialmente en las zonas del oeste del banco; mayor abundancia de especies en los fondos orientados al norte; mayor diversidad en los fondos orientados al este. *A. setubalense* es más abundante en los 400 m de profundidad, pero con otro pico a los 700 m. Se observan mayores densidades para un nivel alto de intensidad pesquera, y la mayoría de las especies varían significativamente entre zonas, con un gradiente de densidad C-W<NE<SE. La talla media de la población de *A. setubalense* no disminuye cuando aumenta la intensidad pesquera. La sensibilidad de la comunidad de roca batial con grandes hexactinélidas es especialmente elevada. Las zonas con mayor sensibilidad a la pesca con palangre predichas por el modelo coinciden, a grandes rasgos, con las de nula intensidad pesquera. En estudios paralelos no objeto de este informe se detecta que la mayor densidad de basuras y de ejemplares de *A. setubalense* dañados se encuentra en las zonas con mayor intensidad de pesca con palangre de fondo.

Los resultados no indican la necesidad de sugerir medidas de gestión que eliminen alguno de los usos pesqueros actuales de la zona, ni en particular el palangre de fondo. Sí es

necesario mantener los actuales niveles de esfuerzo bajo de esta actividad y que esta no derive a las zonas del oeste del banco con mayor sensibilidad. Son bienvenidas todas aquellas innovaciones en los artes y aparejos que reduzcan la probabilidad de rotura y pérdida.

Executive summary

The seamount that gives its name to the SCI and its surroundings have been frequented in the past by Galician and Portuguese trawlers and longliners that fished in Mauritania, as well as by Andalusian mako fishers. At present, the most important activity that takes place in this area is tropical tuna fishing with poles and hand lines with live bait. Surface longline fishing continues for swordfish and pelagic sharks, and purse seine fishing, mainly to obtain live bait for tuna fishing. Bottom longline fishing is carried out by few boats, but with regular activity almost all year round, and concentrated in the few very hard bottoms that emerge in some parts of the top of the bank and, above all, on its edge and the bottom and the slope. There are currently no pressures derived from human activities such as those that can be found in coastal areas. However, it is located in an area where large ships pass through, so maritime traffic is a pressure to be taken into account, particularly with regard to underwater noise and, to a lesser extent, possible debris that these vessels could generate.

Included in the 1170 habitat typology, at least 7 biogenic benthic habitats have been identified, which occupy 16.5% of the total SCI area, according to the predictive models carried out. As species that form these habitats, either with a bioconstruction or structuring function (or both), 4 sponges and 15 corals have been identified, among which are species highly sensitive to certain types of fishing, such as the *Asconema setubalense* sponge. These species are considered indicators of "Vulnerable Marine Ecosystems". The general objective of this report is to carry out a diagnosis of the impact of professional bottom longline fishing on the habitat of community interest in Annex I of the Habitats Directive "1170-Arrecifes", and specifically to analyze the possible impact of bottom horizontal longline over the benthic habitat called "Roca batial con grandes esponjas hexactinellidas (*Asconema setubalense*)", to analyze the possible effect of bottom longlining on the size structure of the population of this species, and to analyze the sensitivity of the mapped habitats to bottom longline fishing.

In order to identify the different levels of fishing pressure in the Banco de la Concepción area and to design the sampling strategy for this study, information from the VMS 2009-2017 of the two vessels that have operated in the study area was used. Kernel density maps were made for the identification of priority fishing grounds, trajectory maps for the analysis of the behavior of each boat throughout the time series, and spatial distribution of the relative effort through a grid of cells of 500x500 m for the number of fishing hours estimate, using average speed.

A sampling survey was carried out, INTA4_CANARIAS_1118, to evaluate by direct and visual methods the effect of fishing pressure exerted mainly by bottom fixed gear

(bottom horizontal longline) on the distribution and quality of the benthic communities under study, in addition to use data from previous surveys carried out in the area within the framework of the INDEMARES project. Visual sampling was carried out with the TASIFE towed camera and a rock dredge to obtain biological samples of organisms difficult to identify through images. Grids with high, low and zero level of fishing effort were selected in the target areas of the survey. Community densities and community parameters were calculated. The values of the environmental and geomorphological variables were assigned. Relationships between environmental variables and dependent variables were examined using Generalized Additive Models. To study the possible effect of bottom longline fishing on the benthos, models were designed to compare, using multivariate and univariate methods, the stations according to the different levels of fishing intensity, examining the differences at three scales: community considered as a whole, indicator parameters of the community and indicator species (structuring species with good representation and susceptibility to the impact of longlining). A classification analysis (cluster) was carried out on the quantitative data matrix of the density of the sessile species with similarity profile tests and identifying the species responsible for the characterization of the communities with an analysis of the contribution of species to the percentages of similarity. Next, the relationships between factors were analyzed using a principal coordinate ordering analysis. To compare the community structure between the different levels of the spatial scale (area and fishing intensity), a multivariate analysis of variance by permutations was used, as well as statistical contrasts to assess the effect of spatial variation on community parameters. and on the density of specific species. Histograms of length frequencies of *Asconema setubalense* were also constructed, analyzing the possible differences in sector and level of fishing intensity. The sensitivity of the habitats was estimated from the total composition of species and their individual sensitivities, based on the maximum size, attachment to the substrate and body shape.

Fishing activity in the SCI was relatively low in the 11-year period analyzed. The activities detected are the artisanal tropical tuna fishery, purse seine fishing ('traíña') aimed at small pelagics, for use as live bait in tuna fishing, bottom longline, surface longline, and fishing with mechanical lines with electric reel ("pesca al alto"). Of all these, the bottom longline is the one that is the object of study due to its greater interaction with the bottoms where the sensitive communities of the area are found. This fishing is practiced by 2 boats in the hardest substratum areas of the seamount plateau and the upper slope of its eastern part. There is greater richness at less depth, in harder areas, and especially in the western areas of the bank; greater abundance of species in the bottoms facing north; greater diversity in the bottoms facing east. *A. setubalense* is more abundant at depths of 400 m, but with another peak at 700 m. Higher densities are observed for a high level of fishing intensity, and most species vary significantly between zones, with a C-W<NE<SE density gradient. The mean size of the *A. setubalense* population does not decrease when fishing intensity increases. The sensitivity of the bathyal rock community to large hexactinellids is especially high. The areas with the greatest sensitivity to longline fishing predicted by the model coincide, roughly, with those with zero fishing intensity. In parallel studies that are not the subject of this report, it is detected that the highest density of garbage and damaged *A. setubalense* specimens is found in the areas with the highest intensity of bottom longline fishing.



The results do not indicate the need to suggest management measures that eliminate any of the current fishing uses in the area, not particularly bottom longlining. It is necessary to keep the current levels of effort low for this activity and that it does not lead to the most sensitive areas to the west of the bank. Gear innovations to reduce the probability of breakage and loss are welcome.

2 Introducción

En 2014, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) propuso incluir al Banco de La Concepción, junto con otros espacios, en la Red Natura 2000 (Orden AAA/2280/2014, de 1 de diciembre). Finalmente, este espacio fue declarado Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) por la Comisión (Decisión de ejecución (UE) 2016/2330 de la Comisión), pasando a denominarse respectivamente LIC ESZZ15001-Banco de La Concepción. La declaración del LIC se fundamenta en la presencia del hábitat "1170-Arrecifes", del Anexo I de la Directiva Hábitats (92/43/CEE), así como de poblaciones de dos especies de interés comunitario, la tortuga boba (*Caretta caretta*) y el delfín mular (*Tursiops truncatus*), del Anexo II, con presencia también de otras incluidas en los anexos IV y V de la citada Directiva.

El monte submarino que da nombre al LIC y su entorno han sido frecuentados en el pasado por arrastreros y palangreros gallegos y portugueses que faenaban en Mauritania, así como por los marrajeros andaluces. En la actualidad, la actividad más importante que se desarrolla en este espacio es la pesca de túnidos tropicales con caña y líneas de mano con cebo vivo. También se sigue practicando la pesca con palangre de superficie, para pez espada y tiburones pelágicos, y la de cerco con jareta, principalmente para la obtención de cebo vivo para la pesca de atunes. La pesca con palangre de fondo se realiza por pocos barcos, pero con actividad regular casi todo el año, y concentrada en los escasos fondos muy duros que afloran en algunas partes del techo del banco y, sobre todo, en el borde del mismo y el talud.

Las actividades de pesca en aguas profundas tienen un impacto negativo en los hábitats bentónicos (Watling, 2005; Morato et al., 2006). Además de la extracción directa de especies objetivo y no objetivo, el daño físico causado por el impacto mecánico de las artes de pesca en la comunidad epibentónica puede reducir la biomasa y la cobertura de las especies que forman el hábitat, así como la riqueza y la diversidad del resto de la comunidad asociada (Maynou y Cartes, 2011; Fossa et al., 2002; Kaiser et al., 2002; Gray et al., 2006; Clark et al., 2016). Todo ello conduce a cambios en la composición de la comunidad y en la estructura del hábitat y, en última instancia, a cambios en el funcionamiento del ecosistema (Hiddink et al., 2006; 2017; Allen et al., 2007; Thrush y Dayton, 2010; Pusceddu et al., 2014).

Aunque los efectos sobre el hábitat y los organismos que causa el palangre de fondo no son tan evidentes como los debidos a pescas más agresivas, como es el caso de la de arrastre (Chuenpagdee et al., 2003; Pham et al., 2014; He et al., 2021), no está exento de riesgos. La probabilidad de pérdida del palangre de fondo o de dañar directamente a los organismos es mayor cuando aumenta la complejidad estructural, bien sea por el tipo de fondo o por el tamaño y forma de las especies sésiles (Brown and Macfadyen, 2007; Laist, 1995 in Bo et al., 2014).

En el caso particular del Banco de la Concepción, estaríamos probablemente en un escenario de baja o media intensidad pesquera, en lo que se refiere al uso del palangre de fondo. Estudiar los posibles efectos de este tipo de pesca en una zona con estos condicionantes (pocos barcos ejerciendo la actividad y casi ausencia o muy baja intensidad de otras pesquerías de fondo, y que, además, se encuentra alejada del litoral -el banco está ubicado a unos 75 km al noreste de Lanzarote- y, por tanto, libre de gran parte de las

presiones que amenazan a las zonas costeras), resulta especialmente interesante desde el punto de vista científico, pero también para la gestión de los espacios protegidos marinos.

2.1 Descripción general del área de estudio

El LIC ESZZ15001-Banco de La Concepción (en adelante, LIC BC) (Figura 1) comprende la montaña submarina que le da nombre y las llanuras abisales alrededor de ésta, así como la columna de agua sobre las mismas. El Banco de La Concepción pertenece al grupo denominado “Montañas submarinas de la provincia de las islas Canarias” (*The Canary Island Seamount Province-CISP*), un área oceánica situada al noroeste de África que incluye 16 montes submarinos principales (más de 100 en total), el archipiélago de las Canarias y el subarchipiélago de las Salvajes (Rivera et al., 2016) (Figura 2). El origen de todo el conjunto es volcánico, estimándose para el Banco de La Concepción que el vulcanismo que dio lugar a su formación comenzó entre 17 y 18 millones de años (Geldmacher et al., 2001; Geldmacher et al., 2005; van den Bogaard, 2013; González-Porto et al., 2020).

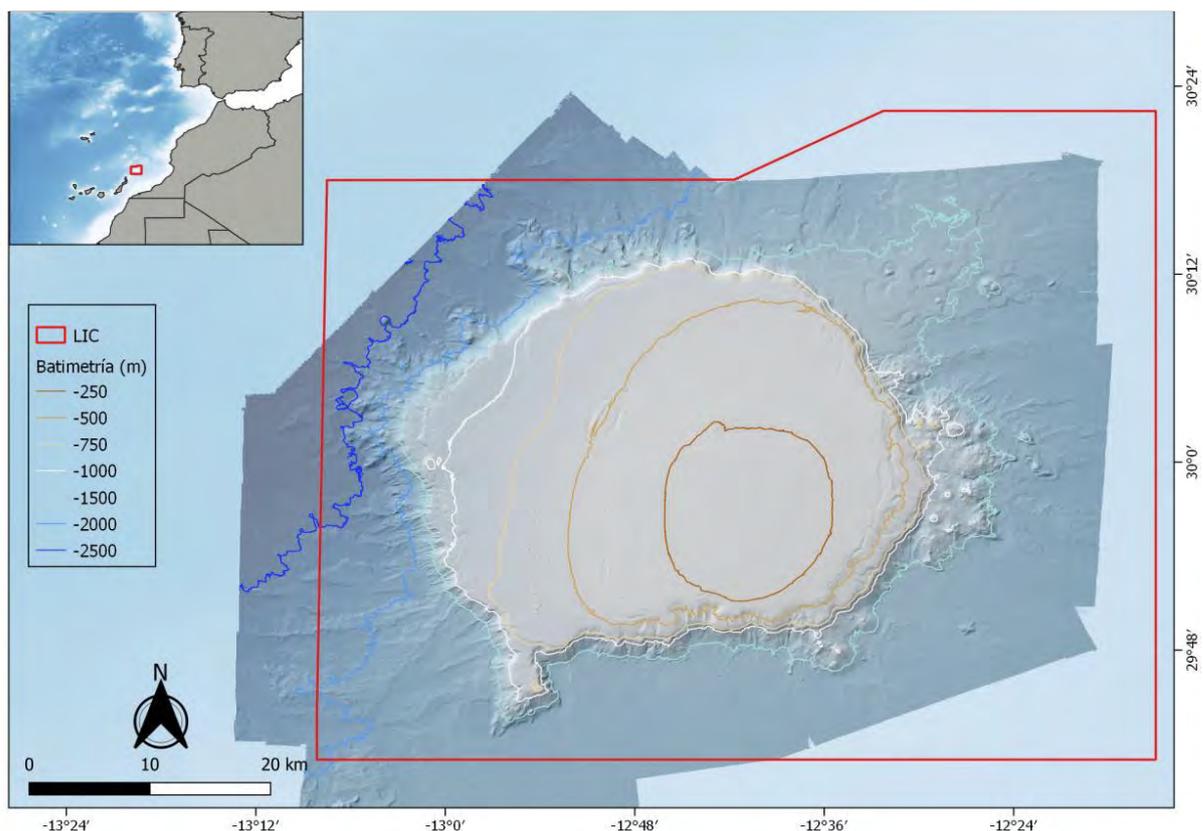


Figura 1. Localización y batimetría del LIC ESZZ15001-Banco de La Concepción.

Geomorfológicamente, el Banco de La Concepción es una isla sumergida, localizada a unos 75 kilómetros al noreste de la isla de Lanzarote, que se eleva a modo de meseta desde 2.687 metros de profundidad, en el flanco occidental, hasta una profundidad mínima de 158

metros bajo el nivel del mar, en la parte suroriental del mismo. Presenta un techo relativamente plano de contorno casi circular de 54 km de diámetro máximo en dirección NE-SW, inclinado hacia el noroeste hasta alcanzar los 400 m de profundidad. El techo del banco se caracteriza por montículos y ondas de arena, con afloramientos y escarpes rocosos, localizados en la parte central, de rocas volcánicas. Son frecuentes las acumulaciones de corales muertos y campos de dunas que siguen la dirección de la corriente dominante. Las grandes paredes que rodean el banco y forman el talud se encuentran interrumpidas por profundos surcos y cañones (IEO, 2013a; Almón et al., 2014a; Rivera et al. 2016; Falcón et al., 2022; González-Porto et al., 2020; Martínez-Carreño et al., 2020). El LIC ocupa una extensión de 6.100,67 km², de los cuales 2.800 km² corresponden al techo del banco y el talud.

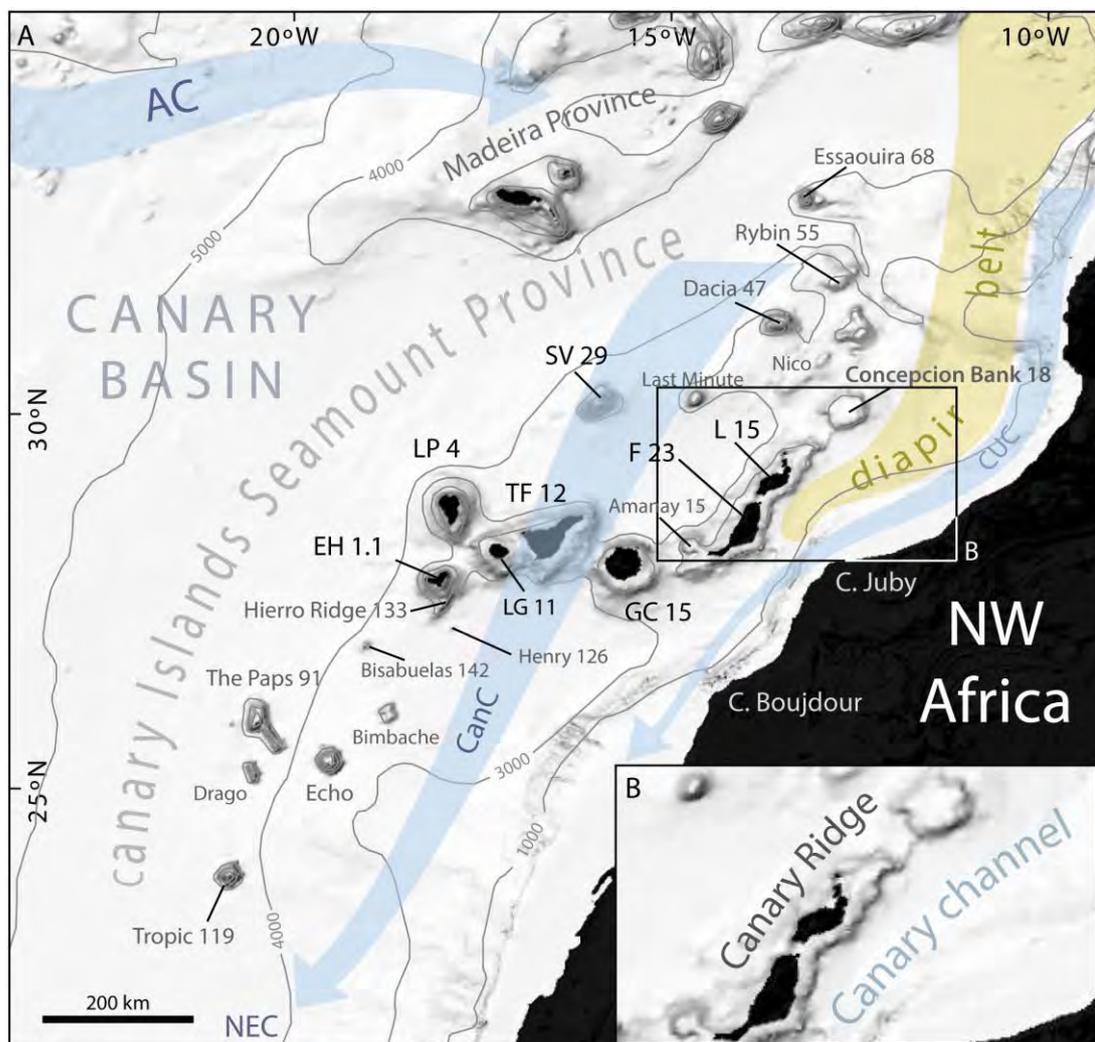


Figura 2. Mapa batimétrico general de las "Montañas submarinas de la provincia de las islas Canarias" (*The Canary Island Seamount Province-CISP*). Se representan las montañas submarinas, las islas y el sistema regional de corrientes superficiales. AC: Corriente de las Azores; CC: Corriente de Canarias; CUC: Corriente de afloramiento (*upwelling*) de Canarias; NEC: Corriente ecuatorial del norte; SV: Salvajes; L: Lanzarote; F: Fuerteventura; GC: Gran Canaria; TF: Tenerife; LP: La Palma; EH: El Hierro. Extraído de Rivera et al. (2016), basado en Van den Bogaard et al. (2013).

2.1.1 Características oceanográficas

El Banco de La Concepción se encuentra bajo la influencia de la Corriente de Canarias (Figura 2), rama suroriental del giro subtropical del Atlántico Norte, y, eventualmente, de los filamentos provenientes del afloramiento del noroeste de África (Barton et al., 1998). Además, como en el resto de Canarias, sobre el banco actúan 5 corrientes o frentes marinos a distintas profundidades que, a su paso, generan una serie de turbulencias (IEO, 2013, Almón et al., 2014). Pese a encontrarse enclavado en un área con aguas eminentemente oligotróficas (Braun y Molina, 1984), el Banco de La Concepción presenta, sin embargo, una riqueza inusualmente elevada, debido fundamentalmente a dos factores. Por un lado, las corrientes superficiales, influidas por los vientos alisios, favorecen la ascensión de aguas más profundas, cargadas de nutrientes, fenómeno que es más intenso en primavera y verano. Por otro, a esto se suma otro fenómeno peculiar conocido como "columnas de Taylor", como resultado de la profundidad y de la forma que presenta el banco, generando afloramientos desde profundidades superiores a 150 metros, al interponerse en el camino de las corrientes (Figura 3), convirtiendo esta montaña submarina en un área con una elevada productividad, comparativamente hablando (IEO, 2013; Almón et al., 2014).

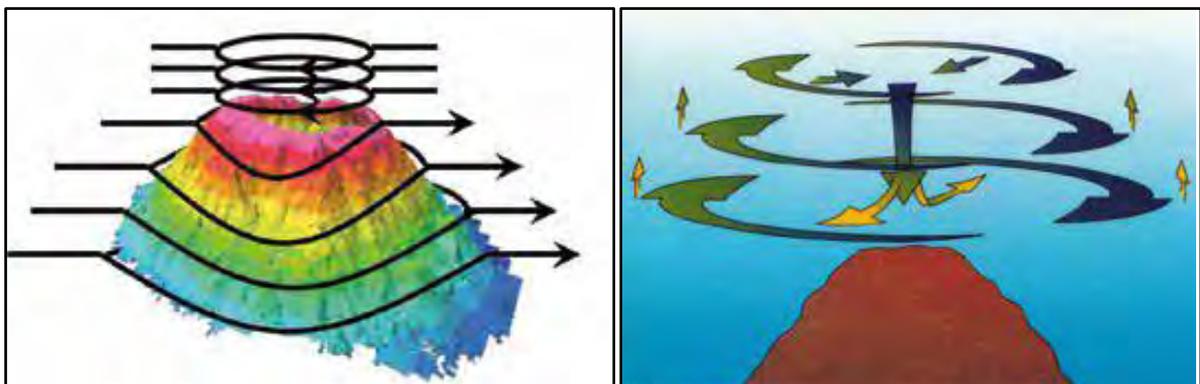


Figura 3. Formación de las columnas de Taylor. En la imagen de la izquierda, se representa el perfil de un monte submarino y la dirección de la corriente. Cuando la corriente choca contra el monte, tiende a circunvalarlo, produciéndose remolinos a su alrededor que terminan por envolverlo por completo hasta formarse anillos o eddies completamente cerrados. Son las columnas de Taylor. En el ojo de la espiral el agua superficial tiende a sumergirse, como se muestra en la figura de la derecha. Extraído de Almón et al. (2014), según IEO (2013) (izquierda) y Mullineau & Mills (1997) (Derecha).

2.1.2 Hábitats y especies RN 2000

Según la información aportada por González-Porto et al., (2020), actualizada posteriormente por Falcón et al. (2020), en el LIC BC se ha constatado la presencia de 274 especies, una cifra que indudablemente está infraestimada, debido a que los estudios en la zona han sido muy escasos y a que las muestras de algunos grupos taxonómicos aún no han sido analizadas, como es el caso de los micromoluscos. Todas ellas son especies animales, no habiéndose registrado, por el momento, ningún componente florístico. El filo Chordata es el que más especies aporta, con un total de 145 (86 actinopterigios, 26 aves, 19 elasmobranquios, 11 mamíferos, 1 reptil, 1 taliáceo y 1 holocéfalo). El segundo filo con mayor riqueza específica es Cnidaria, con 39 especies, seguido de Arthropoda, con 35. Porifera y Echinodermata, con 20 cada uno, y Mollusca (sin incluir los micromoluscos), con 13, completan los grupos más representados.

De las 274 especies registradas para el LIC BC, 41 (14,96 %) están catalogadas con diferentes grados de protección. De ellas, 13 se incluyen en los anexos II o IV de la Directiva Hábitats, entre las que se encuentran, obviamente, la tortuga boba (*Caretta caretta*) y el delfín mular (*Tursiops truncatus*), las dos especies de interés comunitario en las que se fundamenta la declaración del LIC; otras 13 figuran en el Anexo I de la Directiva Aves; 37, en los anexos I o III del Convenio de Berna; 9, en los apéndices 1 ó 2 del Convenio de Bonn; 17, en el Catálogo Canario de Especies Protegidas (CCEP), y 23, en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEA) (Falcón et al., 2020).

El LIC alberga el hábitat de interés comunitario del Anexo I de la Directiva Hábitats "1170-Arrecifes". Este hábitat aparece en la parte central del techo del banco, como afloramientos y escarpes rocosos rodeados de fondos blandos, estando mejor representado en el borde del mismo y en el talud (IEO, 2013). Englobados en la tipología de hábitat 1170, se han identificado al menos 7 hábitats bentónicos biogénicos, que ocupan un 16,5% del área total de LIC, según los modelos predictivos realizados (Martín-García et al., 2022a). Como especies formadoras de estos hábitats, ya sea con función bioconstructora o estructurante (o ambas) se han identificado 4 esponjas y 15 corales (Falcón et al., 2020; González-Porto et al., 2020), entre los que se encuentran especies altamente sensibles a determinados tipos de pesca, como es el caso de la esponja *Asconema setubalense* o del coral *Callogorgia verticillata*, por poner dos ejemplos. Estas especies realizan una variedad de funciones del ecosistema que incluyen la provisión de hábitat para el refugio o alimentación de muchas especies bentónicas, acoplamiento bentónico-pelágico, absorción y reciclado de carbono, nitrógeno y sílice, filtración de agua y eliminación de bacterias, así como alteración de las corrientes en el microambiente circundante (Buhl-Mortensen et al., 2010; De la Torriente et al., 2018). Los corales o esponjas de hábitats profundos, son organismos de crecimiento lento, muy longevos, con bajos o impredecibles reclutamientos, lo que se traduce en que solo pueden sostener bajas tasas de explotación y la recuperación puede ser lenta e incierta, convirtiéndolos en especies vulnerables (Kenchington et al., 2015; FAO, 2016). Por todo ello, estas especies se consideran indicadores de "Ecosistemas Marinos Vulnerable" (VME, *Vulnerable Marine Ecosystem*) y son un foco primordial en las iniciativas de conservación (FAO, 2009; FAO, 2016).

Por otra parte, además de las especies bentónicas, debido a las características oceanográficas que elevan la productividad en su entorno, el banco atrae a numerosas especies de organismos pelágicos, desde plancton hasta peces pequeños y, tras ellos, otros

mayores, como túnidos y tiburones, junto con cetáceos, tortugas o aves marinas en busca de alimento (IEO, 2013; Almón et al., 2014; Falcón et al., 2020; González-Porto et al., 2020). Los estudios sobre cetáceos constatan un potencial uso del área como zona de alimentación a la que acuden eventualmente poblaciones residentes en el entorno de Lanzarote-Fuerteventura, como el delfín mular, así como zona incluida como estación de alimentación en las rutas migratorias de determinadas especies (SECAC, 2014). Finalmente, las aves marinas están ampliamente representadas en el LIC BC, en particular las procelariformes (pardelas, petreles, paños y afines) y las caradriformes (charranes, gaviotas, págalos y afines), y la información aportada por INDEMARES (SEO/BIRDLIFE, 2014) corrobora la importancia del Banco de la Concepción como área de alimentación de varias especies reproductoras en Canarias, así como migratorias. No en vano, cabe señalar que el LIC coincide en gran parte con la Zona de Especial Protección para Aves (ZEPA) homónima, la ES0000535-Banco de la Concepción.

2.1.3 Actividades pesqueras

Las distintas pesquerías que se desarrollan en el LIC BC fueron analizadas en detalle en el estudio realizado dentro del proyecto INDEMARES (IEO, 2013). Según este documento, el banco y su entorno fue muy frecuentado en el pasado por arrastreros y palangreros gallegos y portugueses que faenaban en Mauritania, así como por los marrajeros andaluces, y en la actualidad continúa siendo importante para la pesca de túnidos y, en menor medida, de determinadas especies demersales, pescadas con palangre de fondo o con liñas mecánicas, y de grandes pelágicos, con palangre de superficie.

En la serie analizada en el citado estudio, entre 2002 y 2013, no se tienen indicios de pesca de arrastre de buques con bandera nacional (tampoco con posterioridad a 2013), aunque se desconoce el tipo de actividad que realizan los buques extranjeros en la zona (se conoce su presencia por el sistema VMS, pero no se dispone de los cuadernos de pesca). Es de reseñar, no obstante, el acuerdo pesquero firmado entre España y Portugal en 2013 para el ejercicio de la actividad de la flota artesanal de Canarias y Madeira (BOE nº 151 de 25 de junio de 2013), en virtud del cual se permite a los barcos con puerto base en Madeira explotar las aguas canarias del caladero nacional por fuera del mar territorial en busca de conejo diablo (*Aphanopus* spp).

En dicho periodo, la pesquería artesanal de túnidos con cañas y líneas de mano con cebo vivo concentró el 75% de los días de pesca contabilizados en la zona, ejercida en ese momento por un total de 37 barcos de esloras comprendidas entre los 15 y los 34 m. Complementando a ésta, se desarrolla la de cerco para la captura de pequeños pelágicos para ser usados como cebo, si bien parece que los datos de esta actividad pueden estar infraestimados, al no ser adecuadamente anotados en los diarios de pesca. También se practicó en la misma serie de años (2002-2012) la pesca con palangre de superficie, por 14 palangreros procedentes de puertos andaluces, que ocuparon el 8% de los días de pesca. Ninguna de estas pesquerías incide directamente sobre el fondo, salvo por la posibilidad de pérdida de artes o aparejos, hecho bastante improbable.

De entre las pescas de fondo, las que inciden directamente sobre el fondo y, por tanto, pueden causar más daños a los organismos y a los hábitats, la practicada con palangre de fondo fue la de mayor intensidad (13% de los días de pesca), pese a que sólo la

ejercían dos barcos con puerto base en Canarias. Con menor intensidad, la pesca con líneas mecánicas (pesca “del alto” o “al hondo”), sólo fue practicada un 3% de los días de pesca.

Por otro lado, la pesca de recreo nunca ha sido caracterizada ni evaluada para el LIC BC. No obstante, se tiene constancia de que algunos barcos procedentes de Lanzarote se acercan al entorno del banco, de manera esporádica y solo cuando las condiciones meteorológicas son muy favorables, a practicar la pesca con curricán de superficie dirigida a grandes pelágicos migratorios (principalmente pez espada y algunos túnidos) (Manuel Almenara, com. pers.; Primer autor, obs. pers., datos no publicados). Aunque no se puede descartar, no consta que se practique la pesca de recreo de fondo, con o sin carrete eléctrico.

2.1.4 Otras presiones presentes en la zona de estudio

En el LIC BC, aparte de la actividad pesquera descrita anteriormente, debido a su ubicación alejada del litoral de las islas – el banco se encuentra a unos 75 km al noroeste de Lanzarote-, no existen en la actualidad presiones derivadas de actividades humanas como las que se pueden encontrar en zonas costeras (por ejemplo, obras de defensa litoral, actividades portuarias, vertido de aguas depuradas, desaladoras, etc.). Sin embargo, se encuentra en una zona de paso de grandes buques, por lo que el tráfico marítimo se presenta como una presión a tener en cuenta, particularmente en lo que se refiere al ruido subacuático y, en menor medida, a los posibles deshechos que estas embarcaciones pudieran generar.

El tráfico marítimo genera contaminación acústica, debido a la producción de ruido generado bajo el agua por los motores de los barcos y los sónares, que puede impedir el desarrollo normal de los procesos de ecolocalización vitales para las funciones tróficas y de reproducción de muchos cetáceos o provocar cambios en el comportamiento natatorio o de buceo de las tortugas, entre otros. Además, puede provocar contaminación química y biológica por el vertido de aguas de lastre y de limpieza de tanques de las embarcaciones, que pueden llevar sustancias tóxicas (hidrocarburos, aceites, organoclorados...) que podrían inducir alteraciones en la cadena trófica, causar mortalidad o ser el vector de introducción de especies alóctonas o de patógenos microbianos., que pueden provocar un desequilibrio en los ecosistemas. Tampoco se puede descartar la posible contaminación por basuras arrojadas desde los buques en tránsito por la zona.

Según el informe del proyecto INDEMARES elaborado por el IEO (2013), a partir del documento de análisis de presiones e impactos de la demarcación canaria, realizado por el CEDEX a encargo del MAGRAMA para la Evaluación Inicial de las Estrategias Marinas (Lloret et al., 2012), la navegación es frecuente a ambos lados del banco. Por el oeste, para enfilarse la autopista oriental establecida en la Zona Marítima Especialmente Sensible de Canarias. Por el este, circulan los buques que rodean Lanzarote y Fuerteventura por su lado oriental. Sin embargo, en un análisis conjunto de todas las variables productoras de ruido subacuático (acumulación de presiones), y a pesar de los niveles de algunas de estas presiones, el Banco de La Concepción figura en el informe como una zona de baja acumulación de presiones que provocan ruido subacuático

2.2 Objetivos

El objetivo general del presente informe es llevar a cabo un diagnóstico del impacto de la pesca profesional con palangre de fondo sobre el hábitat de interés comunitario del Anexo I de la Directiva Hábitats "1170-Arrecifes", en el LIC ESZZ15001-Banco de la Concepción. Teniendo en cuenta que la actividad pesquera, incluyendo la distribución espacial del esfuerzo por artes, que se desarrolla en el LIC fue caracterizada y analizada en el marco del proyecto INDEMARES (IEO, 2013), y que la cartografía de los hábitats ha sido actualizada dentro de la Acción A.2.1 del proyecto INTEMARES (Martín-García et al., 2022a), en el presente estudio se plantean los siguientes objetivos particulares:

- Analizar el posible impacto del palangre horizontal de fondo sobre el hábitat bentónico denominado "Roca batial con grandes esponjas hexactinélidas (*Asconema setubalense*)", a través de parámetros indicadores de la estructura de la comunidad y de la densidad de especies indicadoras.
- Analizar el posible efecto del palangre de fondo sobre la estructura de tallas de la población la esponja *Asconema setubalense*.
- Analizar la sensibilidad de los hábitats cartografiados a la pesca con palangre de fondo.

3 Material y métodos

3.1 Hábitats y especies objeto de estudio

En la actualización de la cartografía de hábitats realizada dentro del proyecto INTEMARES (Martín-García et al., 2022a), se identificaron y modelaron 9 hábitats bentónicos, 7 de ellos englobados en el hábitat 1170-Arrecifes (Tabla 1).

En la Figura 4, se muestran los mapas de probabilidad de presencia de los hábitats bentónicos modelados en el Banco de la Concepción. Los modelos predijeron un alto grado de solapamiento entre varios de ellos, coincidentes en buena parte en el espacio. En la Figura 5, se muestra un mapa integrado de todas las comunidades bentónicas detectadas, incluyendo las mixtas en aquellas zonas de solapamiento, lo que parece ser más ajustado a la realidad.

Tabla 1. Hábitats bentónicos identificados y modelados en el Banco de la Concepción. Se indican el nombre abreviado y el código usado en las figuras y a lo largo del texto. Fuente: Martín-García et al. (2020).

Hábitat bentónico	Abreviación	Código
1170 arrecifes		
- Roca circalitoral colmatada con antipatarios	Antipatarios	1D
- Sustratos mixtos batiales con <i>Leiodermatium lynceus</i>	<i>Leiodermatium</i>	3D
- Roca batial colmatada con <i>Stichopathes</i> spp.	<i>Stichopathes</i>	5D
- Roca batial con grandes esponjas hexactinélidas (<i>Asconema setubalense</i>)	<i>Asconema</i>	6D
- Roca batial con esponjas litístidas	Litístidas	7D
- Sustratos mixtos batiales con hexactinélidas	Hexactinélidas	8D
- * Fangos batiales con <i>Flabellum chunii</i> y <i>Thenea muricata</i>	<i>Flabellum</i>	2B
Sin correspondencia en la Directiva Hábitats		
- Arenas batiales con <i>Cidaris cidaris</i>	<i>Cidaris</i>	1B
- Arenas batiales superiores con <i>Stylocidaris affinis</i> y <i>Centrostephanus longispinus</i>	<i>Stylocidaris</i>	6B
* Identificado inicialmente a partir de nuestros en fondos blandos, pero incluido posteriormente en el Hábitat 1170 por su complejidad estructural. En el marco del proyecto INDEMARES (IEO, 2013) se realizó la solicitud de considerarlo como hábitat prioritario.		

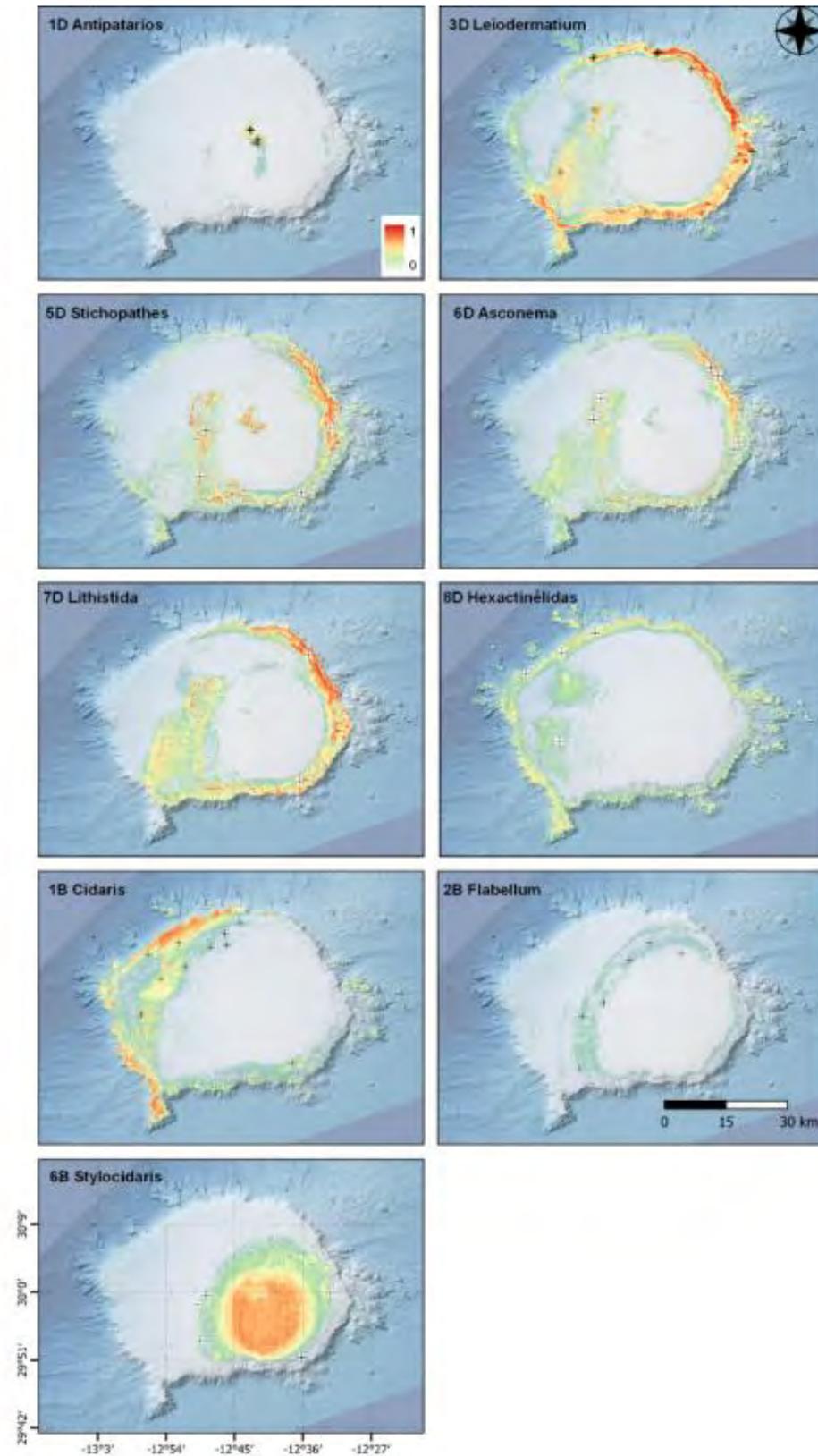


Figura 4. Mapas de probabilidad de presencia de los hábitats bentónicos modelados en el Banco de la Concepción. Fuente: Martín-García et al. (2022a).

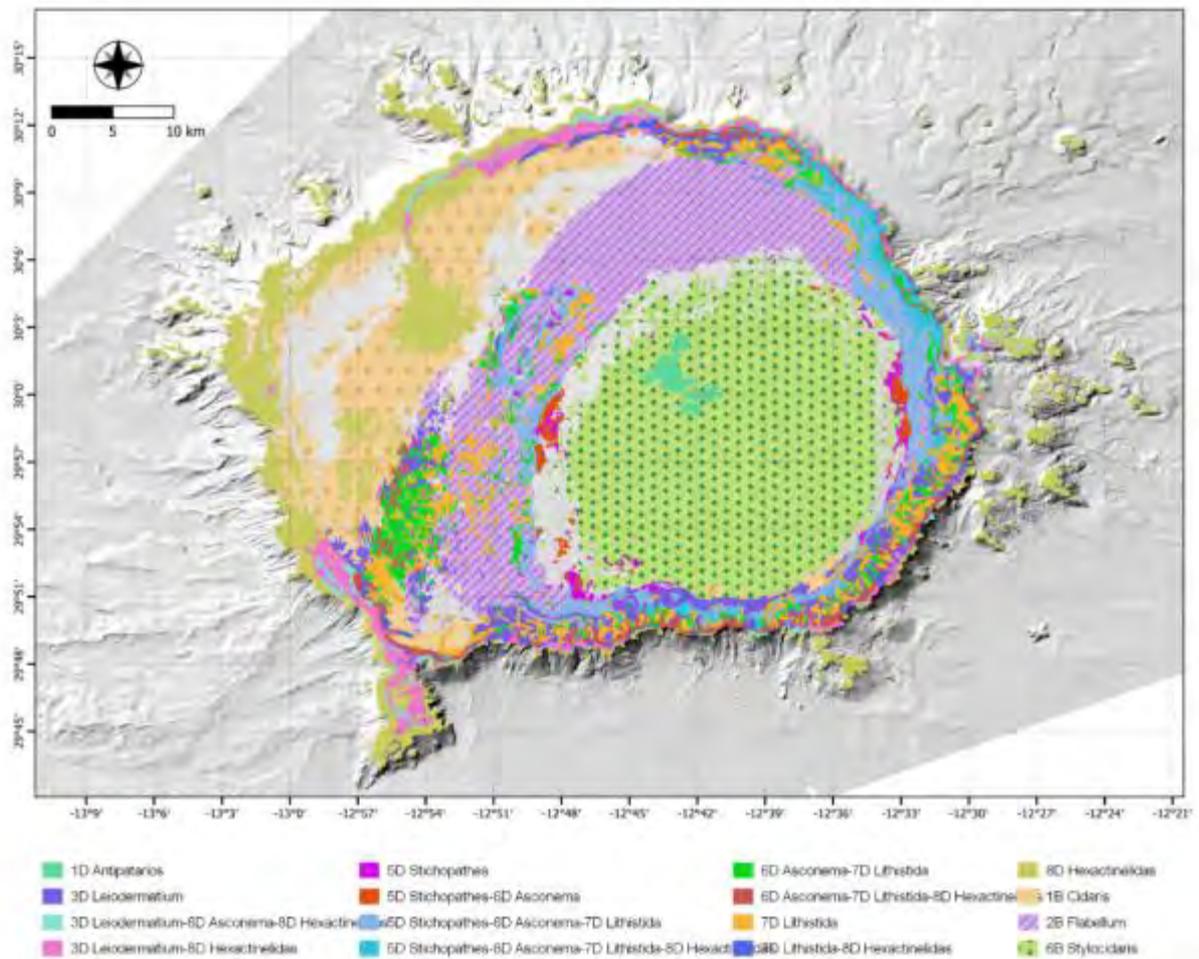


Figura 5. Mapa integrado de comunidades bentónicas identificadas en el Banco de La Concepción. Se incluyen las comunidades mixtas. Fuente: Martín-García et al. (2022a).

3.2 Presión pesquera

Las distintas pesquerías que se desarrollan en el LIC BC fueron analizadas en detalle en el estudio realizado dentro del proyecto INDEMARES (IEO, 2013), por lo que para esta actividad no se contemplaba una nueva caracterización. Es por ello que nos remitiremos a la información aportada entonces en relación a la metodología empleada y a los resultados obtenidos.

De manera resumida, cabe señalar que en el citado estudio se analizó un periodo de 11 años (2002-2012). Para ello, se examinaron los datos de capturas y artes anotados en los diarios de pesca y los datos de esfuerzo pesquero de todos los buques de pesca provistos de Sistema de Seguimiento de Buques (SSB o VMS, en inglés) que operaron en la zona en el periodo indicado. Estas dos fuentes de datos fueron facilitadas por la Secretaría General de

Pesca. A partir del cruce de los cuadernos de pesca y de los datos VMS, con las correcciones y filtrados oportunos, se pudieron obtener mapas de distribución de esfuerzo por artes.

Posteriormente, con el objeto de identificar los distintos niveles de presión pesquera en la zona del Banco de la Concepción y diseñar la estrategia de muestreo del presente estudio, se utilizó la información de VMS 2009-2017 de los dos barcos que han operado en la zona de estudio. Se realizaron tres procesos distintos: 1. Mapa de densidades Kernel, 2. Mapa de trayectorias, y 3. Distribución espacial del esfuerzo relativo.

El procesado inicial en todos los casos fue el mismo, se filtró la base de datos eliminando los datos erróneos, y la caracterización de los pings (pesca o no pesca) y aplicación de umbrales. El proceso explicado brevemente es el siguiente: a cada señal se le asoció el tiempo transcurrido entre ella y la siguiente, y la distancia euclídea entre ambas señales; se identificó el comienzo y la finalización de las mareas, cuando el tiempo transcurrido entre señales sucesivas era mayor a 4 horas; se calculó la velocidad media de la embarcación entre señales sucesivas (Figura 6 y Figura 7); se eliminaron todas aquellas embarcaciones de las que había menos de 10 señales a lo largo de un año; se identificaron todas aquellas señales que estaban a menos de tres millas del puerto pesquero más cercano; a cada señal que coincidiera con una marea de los libros de pesca (en función del código del buque y la fecha de captura) se le asignó un arte de pesca y una táctica pesquera; en función de la distribución de frecuencias de velocidades medias se definió un rango de trabajo para cada arte de pesca (en este caso entre 0.01 y 2.1 nudos) y todas aquellas señales con velocidades fuera de rango se eliminaron. Para eliminar falsos positivos se eliminaron aquellos pings identificados como pesca con una frecuencia inferior a 0.2.



Figura 6. Gestión de la información y tratamiento VMS y GIS

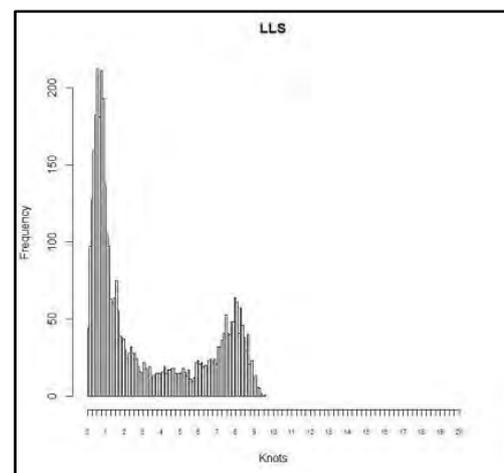


Figura 7. Histograma de la velocidad media del palangre de fondo en Canarias

Las densidades Kernel se utilizaron para la identificación de caladeros prioritarios. Para su elaboración se utilizaron aquellos pings con velocidad instantánea comprendida en el rango de trabajo. Los mapas de trayectorias por marea se utilizaron para el análisis del comportamiento de cada barco a lo largo de la serie temporal. Para ello se utilizaron para los puntos la velocidad instantánea y para las flechas que indican dirección las velocidades medias entre pings (Figura 8). Para estos mapas se utilizó tanto la información identificada como pesca como no. Para la estimación espacial del esfuerzo se calculó en una malla de celdas de 500x500 m el número de horas estimado de pesca, utilizando la velocidad media.

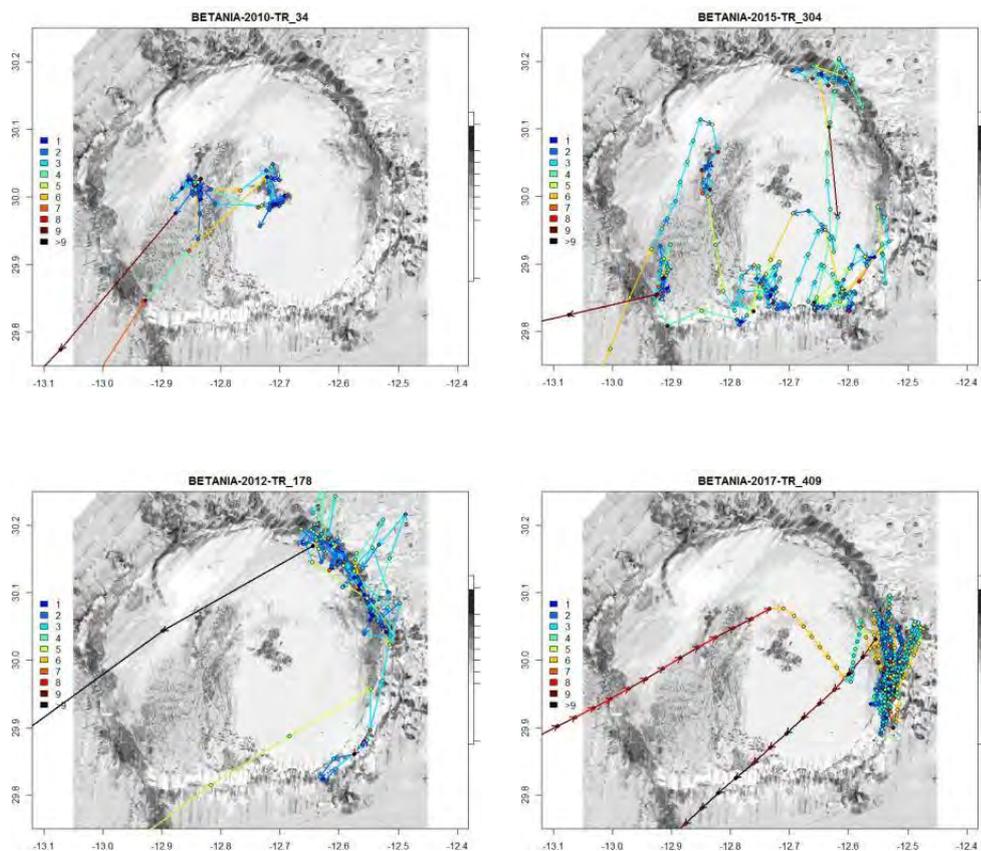


Figura 8. Comportamiento del barco Betania en alguna de sus mareas

3.3 Muestreo

3.3.1 Campañas de muestreo

Dentro de la Acción A₄, únicamente se realizó una campaña de muestreo, la INTA₄_CANARIAS_1118, entre el 15 de noviembre y el 4 de diciembre 2018, a bordo del B/O Ángeles Alvariño, con el objetivo de evaluar por métodos directos y visuales el efecto de la presión pesquera ejercida fundamentalmente por artes fijas de fondo (palangre horizontal

de fondo) sobre la distribución y calidad de las comunidades bentónicas RN2000 encuadrados en los hábitats 1170 (“arrecifes”).

Además de la anterior, para la elaboración de los mapas de probabilidad de presencia de los hábitats bentónicos modelados en el Banco de la Concepción, se usaron datos de otras campañas realizadas previamente en el marco del proyecto INDEMARES (Martín-García et al., 2022a). En la Tabla 2, se presenta un resumen de las campañas de las que se obtuvieron datos para dicho estudio.

Tabla 2. Relación de campañas de investigación de las cuales se obtuvieron los datos para la identificación de comunidades bentónicas del Banco de la Concepción, con indicación del año de realización y del número de lances/transectos por muestreador tomados para la elaboración de los modelos predictivos (Martín-García et al., 2022a)

Campaña	Año	Muestreadores	Nº transectos/lances
INCOECO-0710	2010	Bou de vara	10
INCOECO-0611	2011	Bou de vara	13
INCOECO-1012	2012	Bou de vara, trineo Aphia 2012	7 bou de vara, 27 trineos
INTA4_CANARIAS_1118	2018	Trineo TASIFE	56

3.3.2 Muestreador empleado en la campaña INTA4_CANARIAS_1118

Como muestreador principal, se empleó el trineo TASIFE (Figura 9), diseñado para la adquisición de fotografías del fondo y la grabación de imágenes de vídeo en muy alta definición. Este vehículo, que puede operar hasta una profundidad de 2000 m, está equipado con una cámara de alta definición montada perpendicularmente (Nikon D800 AF Nikkor 20mm/f2.8D), dos fuentes de luz (LED DSPL Sphere SLS-5000) y dos SeaLaser 100s verdes paralelos (532 nm), con una distancia de 10 cm entre ellos para escalar y medir imágenes. A bordo del TASIFE, un sistema acústico de navegación y posicionamiento submarino (HiPAP 500), proporciona la ubicación, velocidad y rumbo del vehículo. La perspectiva cenital se utiliza para obtener imágenes calibradas de alta resolución y calidad fina del fondo marino. En particular, esta posición favorece las mediciones precisas del tamaño de algunas especies como la esponja *Asconema setubalense* (Martín-García et al., 2022b).

Durante la campaña, el TASIFE se usó únicamente en modo vídeo, grabando en autocontenido todos los transectos de vídeo. La duración de los videos, dado que la cámara es fotográfica y está capada de fábrica, fue de 20 minutos en full HD 30 frames/s.

Aunque en todo momento se intentó mantener una velocidad de remolcado constante de medio nudo, no siempre fue posible por distintos motivos (orografía cambiante del terreno, deriva por las corrientes, otras incidencias no previstas, etc.), por lo que la longitud final de cada transecto fue variable. Por ello, fue posteriormente calculada con precisión a partir de la posición (latitud y longitud) inicial y final aportada por el sistema

de posicionamiento submarino HiPAP. Por otra parte, la anchura del transecto también fue variable, dependiendo de la distancia de la cámara al fondo, que a su vez se ve condicionada por el balance del barco y la pericia del piloto al variar el fondo de profundidad. Por este motivo, posteriormente en el laboratorio, inicialmente se estimó el ancho medio de cada transecto, a partir del cálculo del ancho de la imagen cada 5 minutos, usando el software ImageJ (version 1.52a) y tomando como referencia la distancia de 10 cm entre los punteros láser. Posteriormente, el ancho medio se multiplicó por la longitud del transecto (conocida), obteniéndose así el área barrida por el mismo.

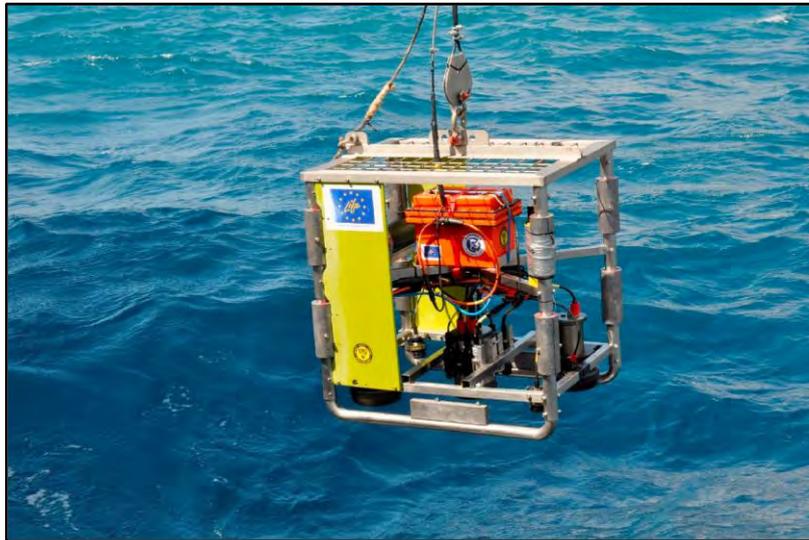


Figura 9. Trineo TASIFE listo para ser arriado desde el B/O Ángeles Alvariño.

Además del trineo, en la campaña se usó complementariamente una draga de arrastre bentónico para fondos duros (draga de roca) para la obtención de muestras biológicas de organismos difíciles de identificar mediante imágenes. Este mismo instrumento ya fue utilizado con éxito durante el proyecto INDEMARES (IEO, 2013).

3.3.3 Estrategia de muestreo

Según la intensidad del esfuerzo de pesca realizado, obtenido a partir del análisis de los datos de VMS, se seleccionaron en las zonas objetivo de la campaña (fondos duros) una serie de cuadrículas de alto, medio y bajo nivel de esfuerzo pesquero, dentro de las cuales se llevó a cabo una estación de muestreo con varias réplicas de draga de roca y trineo fotográfico.

En cada una de las estaciones de muestreo, se realizaron 4 transectos de 20 minutos (4 réplicas), siempre a idéntica o muy similar cota batimétrica, dentro de la estación, normalmente en matrices de 2x2 (dos en serie y dos series en paralelo). El primer y segundo transecto de cada serie distan entre sí lo que se tarda en refrescar el software de la cámara para poder reiniciar la grabación. La distancia estándar entre la primera serie de 2 transectos y su paralela es de 50 m. Este desplazamiento se realizó a 2 nudos con el equipo

colgando a una distancia de seguridad del fondo de 50 m. La velocidad de largado del equipo es de 30 m/min, y la de virado de 40 m/min. En total se realizaron 56 transecto con trineo, repartidos tal como se ilustra en la Figura 10.

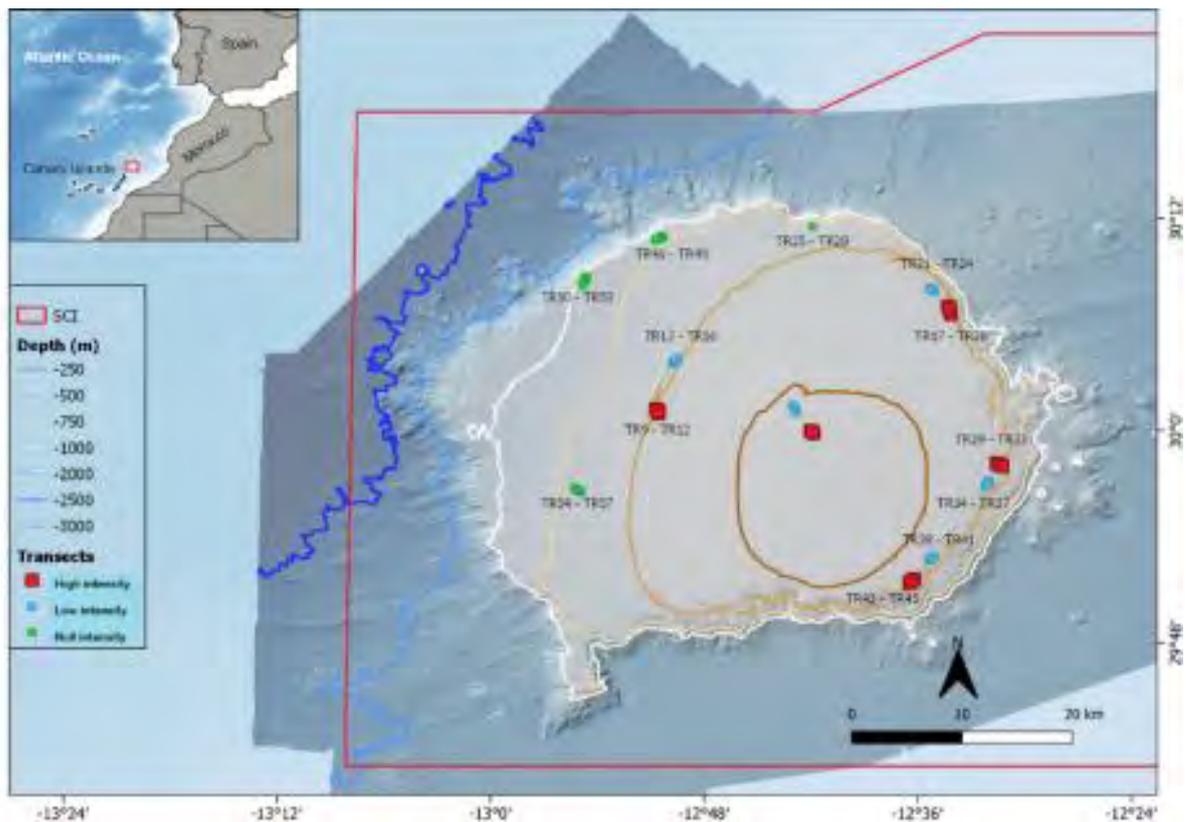


Figura 10. Localización de los transectos de trineo fotográfico realizadas durante la campaña INTA4_CANARIAS_1118. Los colores indican la intensidad del esfuerzo pesquero estimado para cada estación a partir de los datos VMS.

3.4 Análisis de datos

3.4.1 Procesado previo y preparación de los datos

Los vídeos fueron previsualizados a bordo y posteriormente examinados en detalle en el laboratorio, anotando las especies (y su abundancia) de invertebrados y peces observadas hasta el nivel taxonómico más bajo posible, el tipo de fondo y las evidencias de actividades antropogénicas, junto con el minutaje correspondiente. Para aquellos organismos

imposibles de identificar visualmente, como fue el caso de esponjas incrustantes de la clase Demospongiae, se describieron diferentes morfotipos y se clasificaron en función de éstos como si fueran especies diferentes.

Como paso previo a todos los análisis estadísticos, dado que el área barrida por el vídeo remolcado TASIFE fue variable entre transectos, los datos de abundancia fueron transformados a densidades para poder realizar comparaciones. Para evitar trabajar con valores muy pequeños, las densidades se multiplicaron por 1000, por lo que la unidad empleada es número de individuos por 1000 m².

Para aumentar el número de réplicas y poder realizar unos análisis más robustos y concluyentes, los transectos de vídeo de 20 minutos fueron divididos en dos tramos independientes de 10 minutos cada uno. Por tanto, fue necesario recalcular el área de barrido de cada uno, hallando primero la longitud de cada tramo (según la posición inicial y final) y su ancho medio.

Para cada tramo (réplica), además de las densidades de todos los organismos presentes, se calcularon los parámetros de muestra indicadores de la diversidad y estructura de la comunidad (riqueza, abundancia y diversidad de Shannon-Wiener), y se asignaron los valores de las variables ambientales y geomorfológicas consideradas en el estudio: profundidad, zona del banco -NE, SE, NW, SW y centro W-, reflectancia, nortitud, estitud, BMT -clasifica categóricamente el fondo-, pendiente, índice de posición bentónica -BPI-broad y BPI-fine-, e índice de rugosidad del terreno-TRI.

3.4.2 Análisis del efecto de la pesca de palangre de fondo sobre las comunidades bentónicas.

En primer lugar, se examinaron las relaciones entre las variables ambientales y las variables dependientes, tomando como éstas los parámetros de muestra indicadores de la estructura de la comunidad (riqueza, abundancia y diversidad) y la densidad de *Asconema setubalense*, en tanto que ésta fue hallada claramente como la especie formadora de hábitat más abundante en el estudio, siendo la estructurante principal de la comunidad (hábitat biogénico) denominada "Roca batial con grandes esponjas hexactinélidas (*Asconema setubalense*)" (Martín-García et al., 2022a). Dicha relación se exploró utilizando Modelos Aditivos Generalizados (GAM) con el paquete de análisis *mgcv* (Wood, 2017) del programa R (R Core Team, 2020). Un GAM es una técnica de regresión no paramétrica no restringida por relaciones lineales, y es flexible con respecto a la distribución estadística de los datos. Todos los modelos se construyeron asumiendo una distribución gaussiana de errores, con una función de enlace de identidad. La correlación entre las variables se examinó utilizando el análisis del factor el factor de inflación de la varianza (VIF) con el fin de eliminar multicolinealidad cuando dos o más variables predictoras están correlacionadas.

Para estudiar el posible efecto de la pesca con palangre de fondo en el bentos, se diseñaron modelos para comparar, mediante métodos multi y univariantes, las estaciones según los distintos niveles de intensidad pesquera (inicialmente, nulo, bajo y alto), examinando las diferencias a tres escalas: comunidad considerada globalmente (con las densidades de todas las especies), parámetros indicadores de la comunidad (riqueza, abundancia y diversidad) y especies indicadoras. Se eligieron aquellas especies

consideradas estructurantes, bien representadas en el Banco de La Concepción (densidad comparativamente alta) y que, por su tamaño y forma, fueran *a priori* susceptibles de ser dañadas por el palangre, es decir, sensibles a la pesca con este arte, pudiendo por tanto ser consideradas como indicadores del estado de conservación del hábitat. Así, se eligieron las ocho siguientes: *Asconema setubalense*, *Dendrophyllia cornigera*, *Elisella flagellum*, *Geodia sp.*, *Macandrewia sp.*, *Nicella granifera*, *Paranthipathes hirondelle* y *Phakellia sp.* (algunas de ellas representadas en la Figura 11.

Tras los resultados de los análisis GAM, en los que se demuestra claramente que las variables dependientes están altamente correlacionadas con algunas variables ambientales, en particular con la profundidad y con aquellas que hacen referencia a la orientación (zona) en el banco (ver capítulo de Resultados), se decidió realizar los análisis incorporando a los modelos la zona como factor, además de, obviamente, la intensidad pesquera. Cabe señalar que la profundidad fue casi siempre la variable que explicaba la mayor parte de la varianza de las variables dependientes, particularmente de la riqueza y, sobre todo, de la densidad de *Asconema setubalense*. Para esta especie, parece haber dos estratos claros, uno entre 350 y 550 m de profundidad, con un pico máximo alrededor de la cota -400 m, y otro aproximadamente entre 670 y 900 m, con una mayor abundancia en torno a los -700 m. Dichos estratos coincidentes respectivamente con las profundidades más idóneas para las comunidades denominadas "Roca batial con grandes esponjas hexactinélidas (*Asconema setubalense*)" y "Sustratos mixtos batiales con hexactinélidas", según los modelos predictivos de distribución de hábitats (Martín-García et al., 2022a); estaríamos, por tanto, hablando de dos comunidades bien diferenciadas. Se da la circunstancia de que las estaciones con intensidad pesquera "nula" coinciden todas con el estrato más profundo, por lo que comparar los tres niveles de intensidad pesquera sin tener en cuenta este hecho nos podría llevar a sacar conclusiones erróneas, pues ya partiríamos de comunidades diferentes (distinta composición de especies y abundancia relativa de las mismas), debido, entre otros factores ambientales, a la profundidad, con independencia de si se practica o no alguna actividad pesquera. Por este motivo, se decidió excluir de los análisis las muestras obtenidas en el estrato más profundo, y consecuentemente las comparaciones se hicieron únicamente para los niveles bajo y alto de intensidad pesquera. Dicho de otro modo, se examinó el efecto del palangre de fondo sobre la comunidad o hábitat "Roca batial con grandes esponjas hexactinélidas (*Asconema setubalense*)" (en adelante, comunidad de *Asconema setubalense* o, simplemente, de *Asconema*), comparando entre niveles de intensidad pesquera bajo y alto.

Como método exploratorio inicial de los patrones multivariantes de variación espacial de la comunidad, se realizó un análisis de clasificación (clúster) sobre la matriz de datos cuantitativos de densidad de las especies sésiles (no se tuvieron en cuenta las vágiles). Los datos fueron transformados como $\log(x+1)$, con el objeto de quitar peso a las especies muy abundantes en una matriz de datos presumiblemente con muchos ceros (Clarke y Warwick, 2001), y para el clúster se empleó el coeficiente de similitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957) y el algoritmo de agrupación UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*).

Para facilitar la búsqueda de evidencias de patrones significativos en un conjunto de datos *a priori* desestructurado (sin grupos predefinidos), la significación estadística de cada clúster fue evaluada usando el test de perfil de similitud por permutaciones SIMPROF

(Similarity Profile), sobre mil permutaciones (999 simulaciones) y un grado de significación $\alpha = 0,05$ (Clarke y Gorley, 2006). Las especies responsables de la caracterización de las comunidades (de las similitudes y diferencias entre niveles de cada factor) fueron identificadas mediante el análisis de contribución de especies a los porcentajes de similitud (SIMPER) (Clarke, 1993), usando la opción de dos vías (Clarke y Gorley, 2006), sobre la misma matriz de datos.



Figura 11. Fotos de *Asconema setubalense* y *Dendrophilya cornigera* (A), *Ellisella flagellum* (B), *Geodia* sp. (C), y *Phakellia* sp. (D).

A continuación, se analizaron las relaciones entre factores mediante un análisis de ordenación de coordenadas principales (PCO) (Anderson, 2003), realizado sobre la misma matriz de datos transformados, pero empleando la distancia euclídea. En dicho PCO se representaron los vectores que relacionan con los ejes del análisis las densidades de las especies indicadoras indicadas anteriormente.

Posteriormente, para comparar la estructura de la comunidad entre los diferentes niveles de la escala espacial (zona e intensidad pesquera), considerados simultáneamente, y detectar posibles diferencias significativas, en caso de haberlas, se empleó un análisis multivariante de la varianza por permutaciones (PERMANOVA) (Anderson, 2001; McArdle y Anderson, 2001; Anderson y Ter Braak, 2003; Anderson, 2004). Este método supone una mejora sobre otros métodos no paramétricos previos, tales como ANOSIM, debido a que permite una partición aditiva de la varianza para modelos complejos (Anderson y Ter Braak,

2003; Anderson, 2004; Anderson y Millar, 2004). Además, las distribuciones de abundancias (densidades en este caso) en los muestreos normalmente están desviadas hacia unas pocas especies y contienen muchos ceros, por lo que los métodos inferenciales multivariantes convencionales, tales como MANOVA, no son apropiados para este tipo de datos. En cada PERMANOVA se usaron 9.999 permutaciones de los residuales bajo el modelo reducido, un método considerado apropiado por su mayor poder estadístico y por producir un menor error Tipo I (Anderson y Legendre, 1999). Dicho análisis, lo mismo que el PCO, se efectuó sobre la matriz de distancia euclídea con la transformación $\log(x+1)$.

Para los análisis PERMANOVA se usó un modelo con dos factores fijos y ortogonales, la intensidad pesquera (FI), con dos niveles (Low and High) y la zona (Zo), con tres niveles (NE, SE y C-W -centro-oeste-), con un diseño simétrico y balanceado con 8 réplicas para cada combinación Fish_Int/Zone. Estableciendo una analogía con los análisis de la varianza tradicionales, el modelo lineal sería el siguiente:

$$X = \mu + FI + Zo + Res$$

Donde "X" es cada valor de la variable ("multivariable"), " μ " es la media total, "FI" es el efecto sobre la variable debido al factor Intensidad pesquera, "Zo" es el efecto debido al factor espacial Zone, y "Res" (residual) es el término de error aleatorio debido a la variabilidad entre transectos (debido al error de muestreo, pero también a variaciones espaciales a escalas menores que las consideradas explícitamente en el diseño de muestreo).

Por último, con un diseño experimental idéntico, también se realizaron contrastes estadísticos, mediante PERMANOVA, para valorar el efecto de la variación espacial sobre los parámetros de la comunidad (riqueza, abundancia, diversidad y equitabilidad) y sobre la densidad de especies concretas. Aunque este tipo de tratamiento estadístico semi-paramétrico fue diseñado originalmente para análisis multivariantes de la varianza (Anderson, 2001; McArdele y Anderson, 2001; Anderson, 2004), es aplicable también a los univariantes, con la ventaja de evitar cualquier tipo de asunción sobre las variables y de que, realizados sobre la matriz de distancia euclídea, producen los mismos resultados que los ANOVA tradicionales (Anderson, 2001; Anderson y Ter Braak, 2003). Por tanto, para conformar la matriz de distancias también se empleó la distancia euclídea (más apropiada en estos casos), pero basada ahora en los datos originales sin transformar. A diferencia del modelo multivariante, para reducir el error Tipo I en el univariante, el modelo fue ejecutado sobre permutaciones (también 9.999) no restringidas de los datos (Anderson y Legendre, 1999).

Los factores fijos cuyas diferencias resultaron significativas se investigaron a continuación investigados también por permutaciones, usando el estadístico t en las comparaciones dos a dos a posteriori asociadas al PERMANOVA (Anderson, 2004). En caso de que el número de permutaciones fuera bajo, se tuvieron en cuenta los resultados del test de Montecarlo para muestras no aleatorias. En todos los análisis, el nivel crítico de significación considerado fue $p < 0,05$.

Todos los tratamientos uni y multivariantes se realizaron con el paquete estadístico PRIMER v.6 & PERMANOVA + β_4 (Clarke y Gorley, 2006; Primer-E Ltd. 2006), con el cual también se obtuvieron previamente los valores de los parámetros de la comunidad (riqueza, abundancia y diversidad de Shannon-Wiener). Adicionalmente, se representaron gráficos

tipo “box-plot” para los parámetros de muestra y las densidades de las especies indicadoras, tanto para los distintos niveles de los dos factores principales examinados como para las combinaciones posibles entre éstos, mediante la librería *ggplot* del programa R (R Core Team, 2020).

3.4.3 Análisis del efecto de la pesca de palangre de fondo sobre la estructura de tallas de la población de *Asconema setubalense*.

En toda el área de estudio fueron identificados 1.110 ejemplares de la esponja hexactinélida *Asconema setubalense*, 1.035 de los cuales se midieron; el resto tuvieron que ser descartados, entre otros motivos, por no encajar completamente en la imagen o por haber sido dañados. Siguiendo la técnica descrita por Martín-García et al. (2022b), se calculó el área del embudo de cada ejemplar, utilizando para ello el reproductor multimedia VLC (código abierto; VideoLan, 2006), para recopilar las secciones de video donde la esponja está entera y en el centro de la imagen, y el software libre ImageJ, para escalar las imágenes (según la distancia entre los punteros láser) y obtener las medidas de la superficie ocupada por cada una, con la herramienta de contorno automático, que traza el borde del objeto después de establecer un umbral de color para la imagen.

Posteriormente se construyeron los histogramas de frecuencias de tallas para las diferentes categorías de los dos factores principales (zona e intensidad pesquera), y sus combinaciones, siguiendo el mismo diseño experimental que para las densidades de especies indicadoras, esto es, tres zonas (centro-oeste, NE y SE) y dos niveles de intensidad pesquera (alto y bajo). Las posibles diferencias entre las estructuras de tallas de cada sector, nivel y combinaciones fueron analizadas mediante el test de no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 2010).

3.4.4 Determinación de la sensibilidad de los hábitats

Tal como se ha indicado anteriormente, en el pasado el Banco de La Concepción fue muy frecuentado por arrastreros y palangreros gallegos y portugueses que faenaban en Mauritania, así como por los marrajeros andaluces, pero en la actualidad solo se practica la pesca de túnidos y, en menor medida, la de determinadas especies demersales, pescadas con palangre o con liñas mecánicas, además de la de pequeños pelágicos con cerco (para cebo vivo) y la de pez espada y tiburones con palangre de deriva de superficie (González-Porto et al. 2020). De todas ellas, las únicas que inciden directamente sobre el fondo son el palangre de fondo y las liñas (“liñas” en el argot marinero canario) mecánicas. El impacto que produce este último método de pesca es poco, casi nulo en cuanto al impacto directo del aparejo. Sin embargo, al palangre de fondo sí se le supone un impacto mayor por la alta probabilidad de engancharse en el fondo o en organismos ramificados, lo que aumenta las posibilidades generar daños directos sobre los mismos y de pérdida en el medio ambiente (Brown and Macfadyen, 2007; Laist, 1995 in Bo et al., 2014). Pese a ello, la pesca con palangre genera menos daños directos que otras más agresivas como la de arrastre, y los cambios en las comunidades bentónicas son menos detectables (Chuenpagdee et al., 2003; Pham et al., 2014, He et al., 2021).

Durante el periodo analizado (2002-2012) en el proyecto INDEMARES, la pesca con palangre era ejercida por solo dos barcos, pero con una intensidad que, sin ser alta, se concentra en las restringidas zonas de sustrato muy duro del techo del banco y del talud superior del este del mismo.

La metodología utilizada para el cálculo de la sensibilidad de los hábitats cartografiados a la pesca de palangre se basó en la empleada por De la Torre et al. (2022). Estos valores de sensibilidad de cada uno de los hábitats se calcularon a partir de la composición total de especies de cada uno de ellos. A su vez, los valores de sensibilidad de cada una de las especies se basan en tres características biológicas: el tamaño máximo, la fijación al sustrato y la forma corporal. Este índice asigna un valor entre el 1 y el 3 a cada especie, de forma que las especies con valores 3 son las especies más sensibles a la pesca de palangre. Una vez que todas las especies tenían asignado un valor de sensibilidad frente a la pesca de palangre, se calculó la sensibilidad por muestra mediante la siguiente fórmula:

$$Sensibilidad = \frac{\sum N_i x B_i}{\sum N_{total}}$$

En donde N_i es el número de individuos de la especie i , B_i es la sensibilidad de la especie i y N_{total} es el número total de individuos de la muestra. Finalmente, la sensibilidad de cada hábitat se calculó como la sensibilidad media de todas las muestras de cada hábitat y fue mapeada asignándole a cada polígono de cada hábitat su valor de sensibilidad, respectivamente. Para más información sobre la metodología aplicada, consultar De la Torre et al. (2022).

4 Resultados

4.1 Caracterización de la actividad pesquera en el LIC Banco de La Concepción

Como se indicó en la introducción y en la metodología, las pesquerías que se desarrollan en el LIC BC fueron caracterizadas de manera detallada en el estudio realizado dentro del proyecto INDEMARES (IEO, 2013), por lo que en el presente informe no se contempla una caracterización. No obstante, de cara a comprender mejor los resultados sobre el efecto de la pesca sobre las comunidades bentónicas del banco, procede hacer aquí un resumen de los resultados obtenidos en el citado estudio.

Según dicho estudio, en líneas generales se puede afirmar que la actividad pesquera en el LIC BC fue relativamente baja en el periodo de 11 años analizado, comparativamente hablando, con tan solo 2.767 días de pesca en total, correspondientes a 754 mareas (Figura 12). Destaca la pesquería artesanal de túnidos tropicales (75% de días de pesca; 70% de mareas), ejercida con cañas y líneas de mano con cebo vivo, que se desarrolla de manera estacional, de mayo a octubre, asociada a los patrones de migración de las especies objetivo. Las más pescada es la tuna (*Thunnus obesus*), seguida del bonito o listado (*Katsuwonus pelamis*), el rabil (*Thunnus albacares*), el barrilote (*Thunnus alalunga*) y el atún rojo o patudo (*Thunnus thynnus*). Durante la serie analizada, la flota estaba compuesta por 37 barcos con puerto base ubicado en las islas Canarias, con esloras que van de los 15 a los 34 m, y GT entre los 18 y los 200, si bien al menos 7 de estos buques han sido dados de baja de la actividad por desguace con posterioridad. Asociada a esta pesquería, se realiza la pesca de cerco con jareta (traíña) dirigida a pequeños pelágicos, para su uso como cebo vivo. Considerada como una actividad accesoria de la anterior, muchas veces no se refleja adecuadamente en los diarios de pesca, por lo que con toda probabilidad la información relativa a la misma se encuentra infraestimada.

Tras la pesca de túnidos, la actividad con mayor intensidad corresponde al palangre de fondo, con un 13% de los días de pesca y un 14 % de las mareas durante el periodo estudiado, pese a que era ejercida únicamente por dos barcos, pero que lo hacían de manera más o menos regular a lo largo de casi todo el año, en mareas de entre 6 y 12 días de duración. El palangre de fondo se emplea sobre fondos duros del techo y las paredes del banco y pesca fundamentalmente, en este orden, la bocanegra (*Helicolenus dactylopterus*), la merluza (*Merluccius merluccius*), el congrio (*Conger conger*), los alfonsiños (*Beryx spp.*), el cherne (*Polyprion americanus*) y varias especies de la familia Muraenidae, entre otras especies demersales.

La pesca con palangre de superficie es la tercera actividad más importante en cuanto a intensidad de pesca (8% de los días de pesca y de las mareas). La ejercen barcos (14 en la serie de años analizada) agrupados en la modalidad de "palangre de superficie caladero nacional", con puertos base en Andalucía (Algeciras y Carboneras). La especie objetivo es el pez espada (*Xiphias gladius*), aunque también se capturan altas proporciones de tiburones pelágicos como el janequín o marrajo (*Isurus oxyrinchus*) y la tintorera o tiburón azul (*Prionace glauca*).

Por último, la pesca con líneas mecánicas con carrete eléctrico (“pesca del alto” o “al hondo”) supuso un 3% de los días de pesca y un 4% de las mareas, correspondientes a un solo barco con puerto base en Lanzarote. Se tiene conocimiento de que al menos dos embarcaciones más (sin caja azul) procedentes de Fuerteventura ejercían también esta actividad en el banco, si bien este hecho no ha sido constatado para años posteriores al estudio, según los resultados de las encuestas realizadas en 2022, en el marco del proyecto 24-ESMARES2-TEPESCO, actualmente en realización. Las especies objetivo de esta pesquería son la merluza, el cherne, los alfonsiños o fulas coloradas, la bocanegra y las cabrillas (*Serranus spp.*).

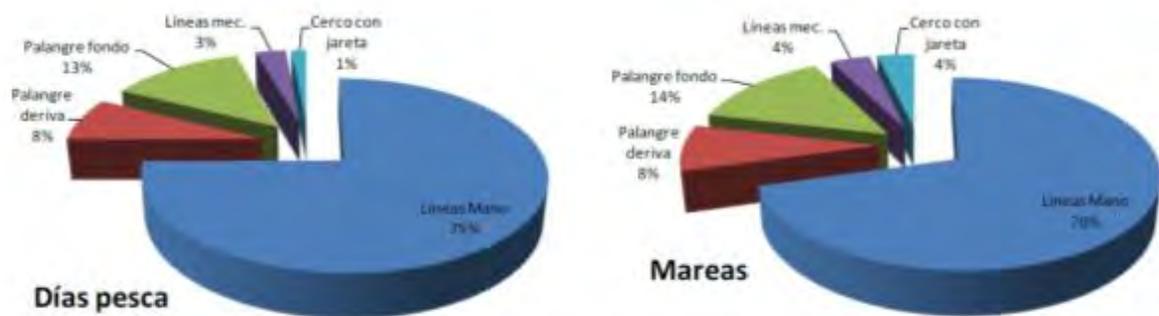


Figura 12. Representación en términos relativos de los días de pesca y número de mareas por métodos de pesca y años en la zona de estudio. Extraído del proyecto INDEMARES (IEO, 2013).

De las actividades de pesca mencionadas, las de mayor intensidad son precisamente las que no tienen un impacto directo sobre el fondo debido a que capturan especies pelágicas, la pesca del atún con liñas manuales y la pesca del palangre de superficie. Al palangre de fondo y, en menor medida, a las líneas mecánicas, sí se le supone un cierto impacto sobre los hábitats y los organismos, aunque los efectos parecen no ser tan evidentes como los debidos a la pesca de arrastre (Chuenpagdee et al., 2003; Pham et al., 2014, He et al., 2021). La probabilidad de pérdida del palangre de fondo o de dañar directamente a los organismos es mayor cuando aumenta la complejidad estructural, bien sea por el tipo de fondo o por el tamaño y forma de las especies sésiles (Brown and Macfadyen, 2007; Laist, 1995 in Bo et al., 2014).

Como ya se ha mencionado anteriormente, la pesca con palangre de fondo durante el periodo 2002-2012 era practicada por dos barcos, con una actividad concentrada en las zonas de sustrato más duro del techo del banco y del talud superior de su parte oriental (Figura 13).

En el modelo de *A. setubalense*, la variación explicada es bastante alta (74.3%) y da correlación significativa con casi todas las variables, excepto la pendiente. Con respecto a la profundidad, el patrón es similar al encontrado por Martín-García et al. (2022b) para la las tallas: es especialmente abundante sobre los 400 m de profundidad, pero con otro pico en torno a los 700 m.

Como ya se señaló en el apartado de metodología, estos resultados aconsejan introducir la zona del banco como un factor a examinar en los análisis de varianza. Lo mismo para la profundidad, pero al no disponer de muestras comparables para el estrato más somero (-300m a -550 m), coincidente con zonas de alta y baja intensidad pesquera, y el más profundo (-670 a -900 m), donde se encuentran las estaciones de nula intensidad de pesca, se decidió "sacrificar" este último para evitar resultados y conclusiones erróneas.

El análisis clúster y los resultados del test SIMPROF asociado al mismo (Figura 14), muestra al menos cuatro grandes grupos homogéneos y otros más pequeños. El "A" incluye a todos los transectos de la zona NE, con una similitud alrededor del 60 %, excepto dos muestras obtenidas en zonas de bajo nivel de impacto, que quedan separadas del resto y entre sí, y otro "Low" que se une al grupo D. El B y el C, comprenden respectivamente los transectos de alta y baja intensidad pesquera (menos dos que se agrupan entre sí, pero separados del resto) realizados en el SE del banco; ambos presentan una similitud intra-grupo en torno al 70 %. Por su parte, todos los de la zona centro-oeste (C-W) de alta intensidad pesquera, forman un grupo propio, el D, en el que también se incluye el "NE-Low" antes citado y un "C-W Low"; el resto "Low" de esta zona forman dos grupos más pequeños aparte. De manera general, se aprecia, por tanto, una tendencia que las muestras se separen según las zonas, y que las obtenidas para para un mismo nivel de impacto presentan mayores porcentajes de similitud entre sí. Esto es más patente para las muestras de la zona SE.

Igualmente, el análisis PCO (Figura 15) muestra una tendencia similar al patrón observado para el clúster, esto es, que las muestras de cada zona tienden a agruparse próximas entre sí y separadas de las de otras zonas, aunque con algunas excepciones y un cierto solapamiento entre las zonas NE y C-W. Igualmente, se observa una tendencia a que, dentro de cada zona, las muestras se agrupen según el nivel de intensidad pesquera. Los dos primeros ejes explican un porcentaje relativamente bajo (39,8% entre los dos) de la variación total. En el PCO₁ (22,9% de la variación total), casi todos los transectos de las zonas SE y NE se agrupan hacia el lado positivo, salvo contados casos, que quedan en el lado negativo junto con todos los de la zona C-W. Casi todas las especies estructurantes elegidas como indicadoras muestran una correlación positiva con el PCO₁, a excepción de *Parantipathes hironnelle*, con una clara correlación negativa. El patrón observado para el PCO₂ (16,9% de la variación total) es menos claro. Por un lado, todos los transectos de la zona SE quedan en el lado negativo del eje, y casi todas las del NE, en el positivo; las de la zona C-W ocupan posiciones intermedias en el PCO₂.

Group average

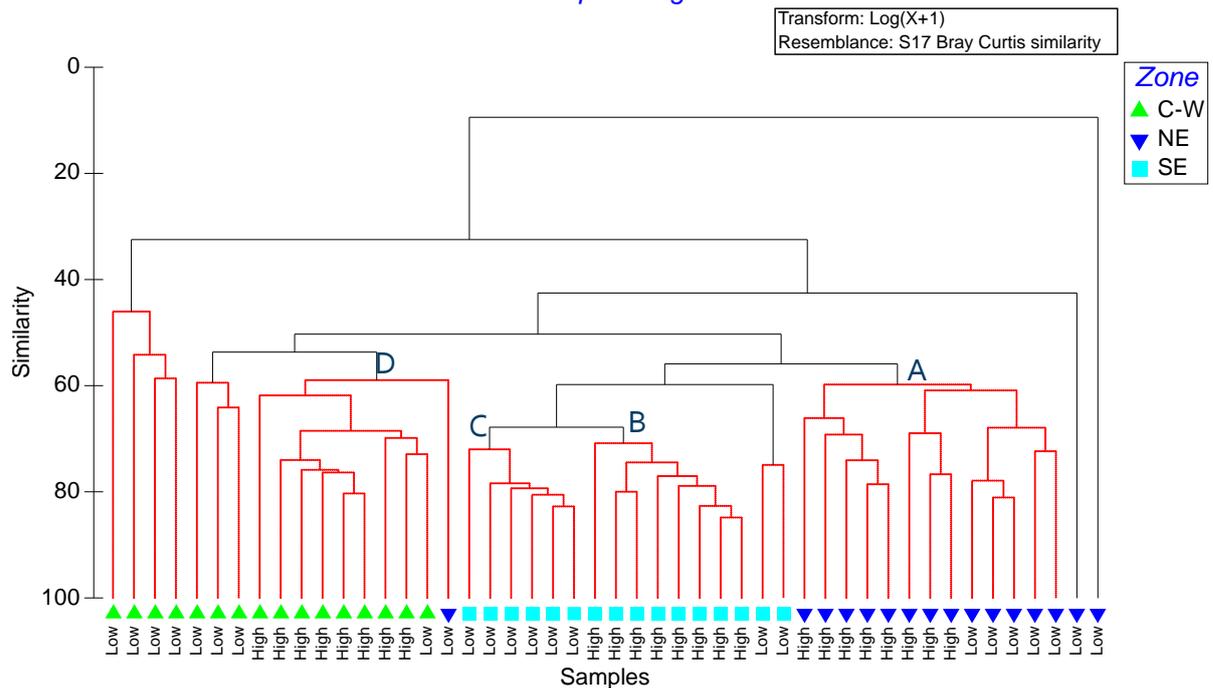


Figura 14. Análisis de agrupamiento (CLUSTER, algoritmo UPGMA) para la comunidad invertebrados sésiles. La significación estadística de cada grupo fue estimada por el test SIMPROF y los resultados no-significativos (unidades homogéneas) se muestran en rojo.

El análisis PERMANOVA detectó diferencias significativas para la interacción entre los dos factores principales (ZoXFI) (

Tabla 3), lo que viene a decir que la comunidad de invertebrados sésiles considerada en conjunto (todas las especies) varía de manera diferente entre zonas según el nivel de intensidad pesquera o, dicho de otra manera, que para distintas zonas, las diferencias entre niveles de impacto no son siempre en el mismo sentido.

En las Figura 16, Figura 17 y Figura 18 se muestran los gráficos "Box-plots" para los parámetros de la comunidad, según la intensidad pesquera, las zonas y las combinaciones entre zonas e intensidad pesquera. Para los tres parámetros, los valores medios fueron mayores para niveles de intensidad pesquera alto y, según los PERMANOVA, las diferencias fueron significativas las diferencias en el caso de la riqueza y de la diversidad, si bien para esta última también lo fueron para la interacción ZoXFI. También se encontraron diferencias significativas entre zonas, para la riqueza y la abundancia, aunque los patrones fueron distintos.

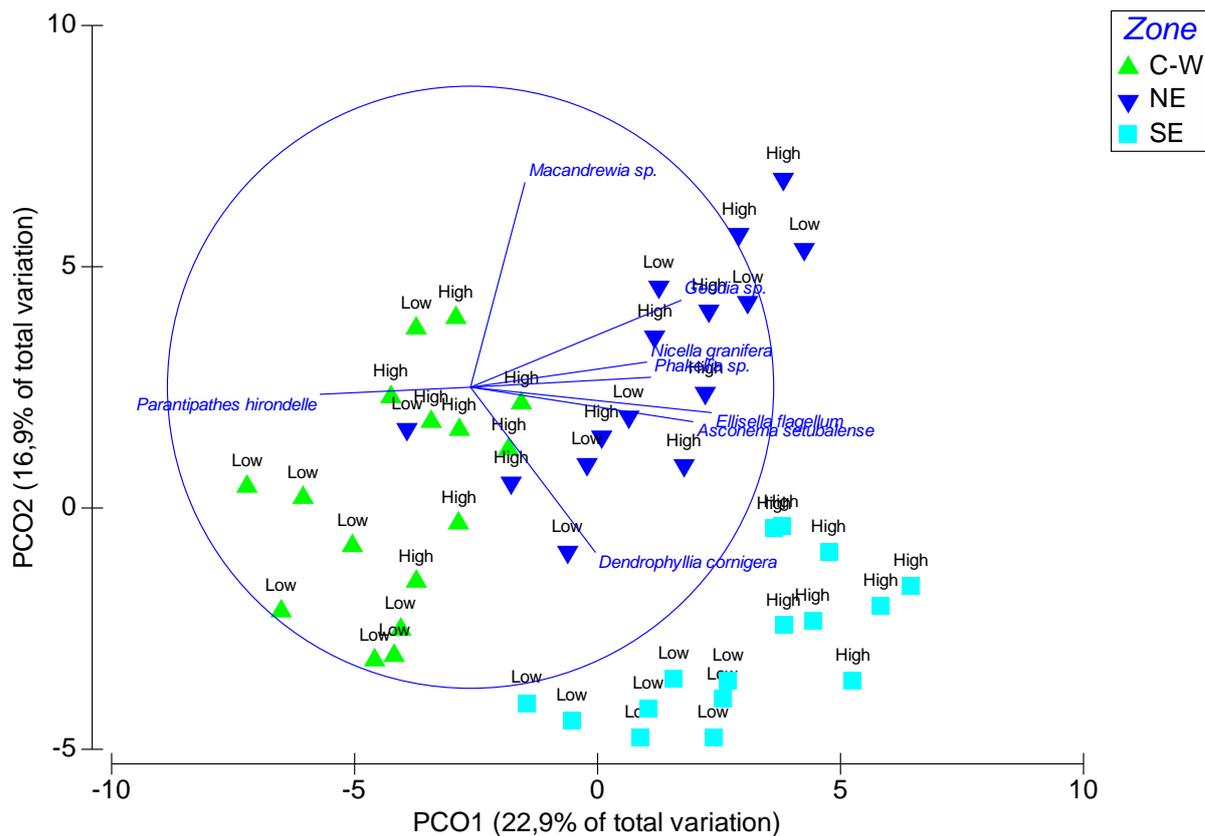


Figura 15. Análisis de ordenación de coordenadas principales (PCO), realizado sobre la matriz de distancia euclídea, obtenida a partir de la matriz de densidades transformada como $\log(x+1)$. Se representan los vectores que relacionan las densidades de las especies indicadoras.

En cuanto a las especies indicadoras (Figura 19, Figura 20 y Figura 21), la variación espacial fue diferente en relación a los factores considerados (FI y Zo), si bien, para la mayoría (*A. setubalense*, *D. cornigera*, *E. flagellu*, *Geodia* sp. y *Macandrewia* sp.), las mayores abundancias se obtuvieron en las muestras pertenecientes a alta intensidad pesquera, aunque no siempre en todas las zonas (interacción ZoXFI significativa para *D. cornigera* y *E. flagellum*). Por su parte, *N. granifera* y *P. hirondelle*, mostraron valores más altos significativos para baja intensidad pesquera; también *Phakellia* sp., pero en este caso la respuesta frente a la presión pesquera fue diferente según la zona (interacción significativa).

De manera general y aunque los patrones no son iguales para todas las especies, se puede decir que, aparte de observarse una tendencia a presentar mayores densidades para un nivel alto de intensidad pesquera, la mayoría de las especies varían significativamente entre zonas, encontrándose casi siempre las mayores diferencias entre el sector centro-oeste con respecto a los otros dos. Parece haber, con excepciones, un gradiente de densidad tal que $C-W < NE < SE$, es decir, que los mayores valores suelen encontrarse en el SE y los menores en el sector occidental del banco, presentando valores intermedios el sector NE. Para un análisis más detallado, consultar los "box-plots" y los resultados de los PERMANOVA y los test pareados a posteriori (*post hoc test*).

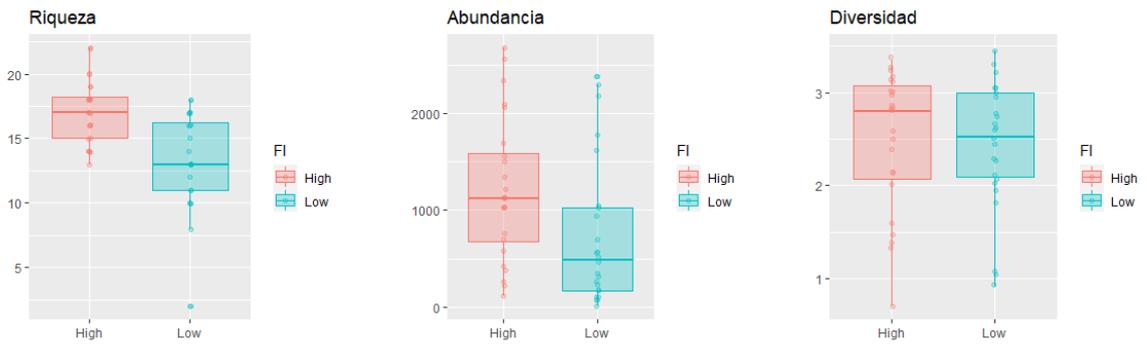


Figura 16. Gráficos Box-plots para los parámetros de la comunidad, según los niveles de intensidad pesquera.

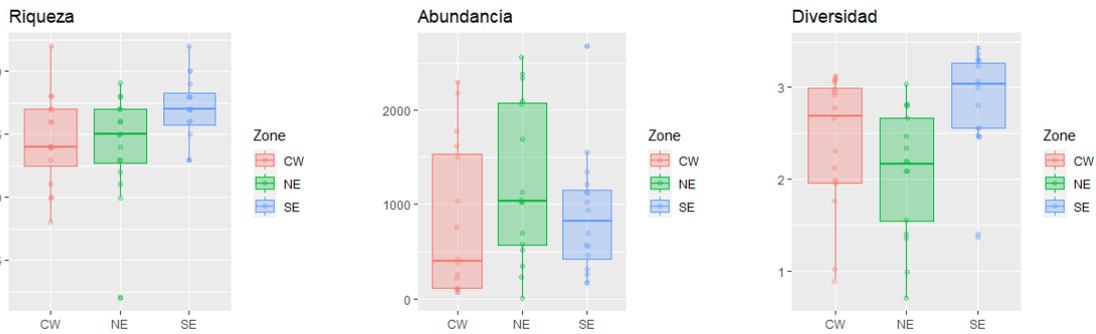


Figura 17. Gráficos Box-plots para los parámetros de la comunidad, según las zonas.

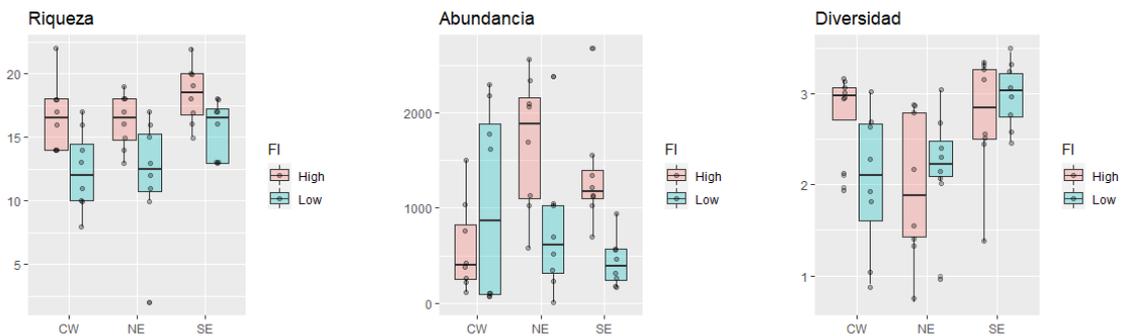


Figura 18. Gráficos Box-plots para los parámetros de la comunidad, según los niveles de intensidad pesquera y las zonas.

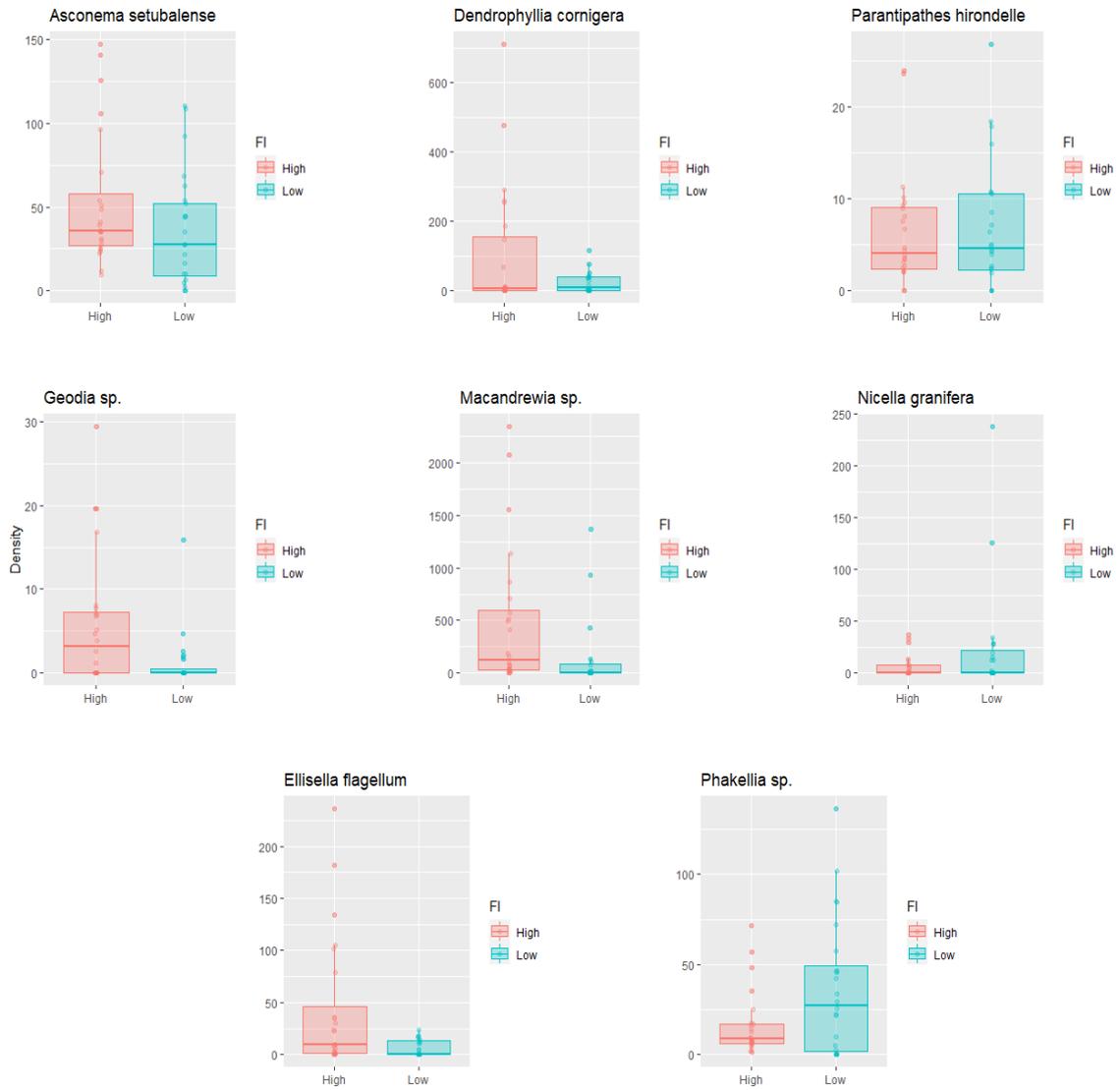


Figura 19. Gráficos Box-plots para las densidades de las especies indicadoras, según los niveles de intensidad pesquera.

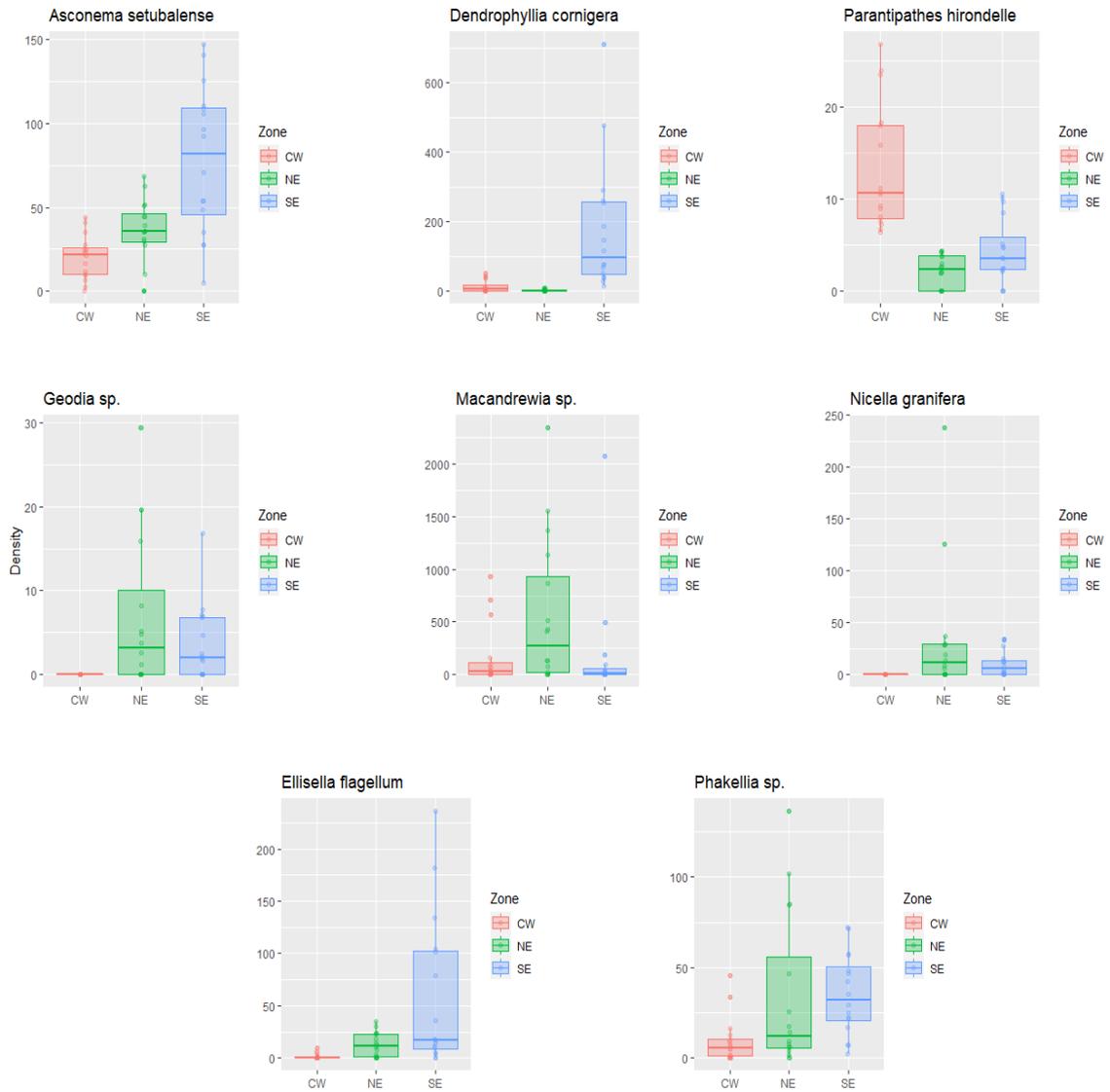


Figura 20. Gráficos Box-plots para las densidades de las especies indicadoras, según las zonas.

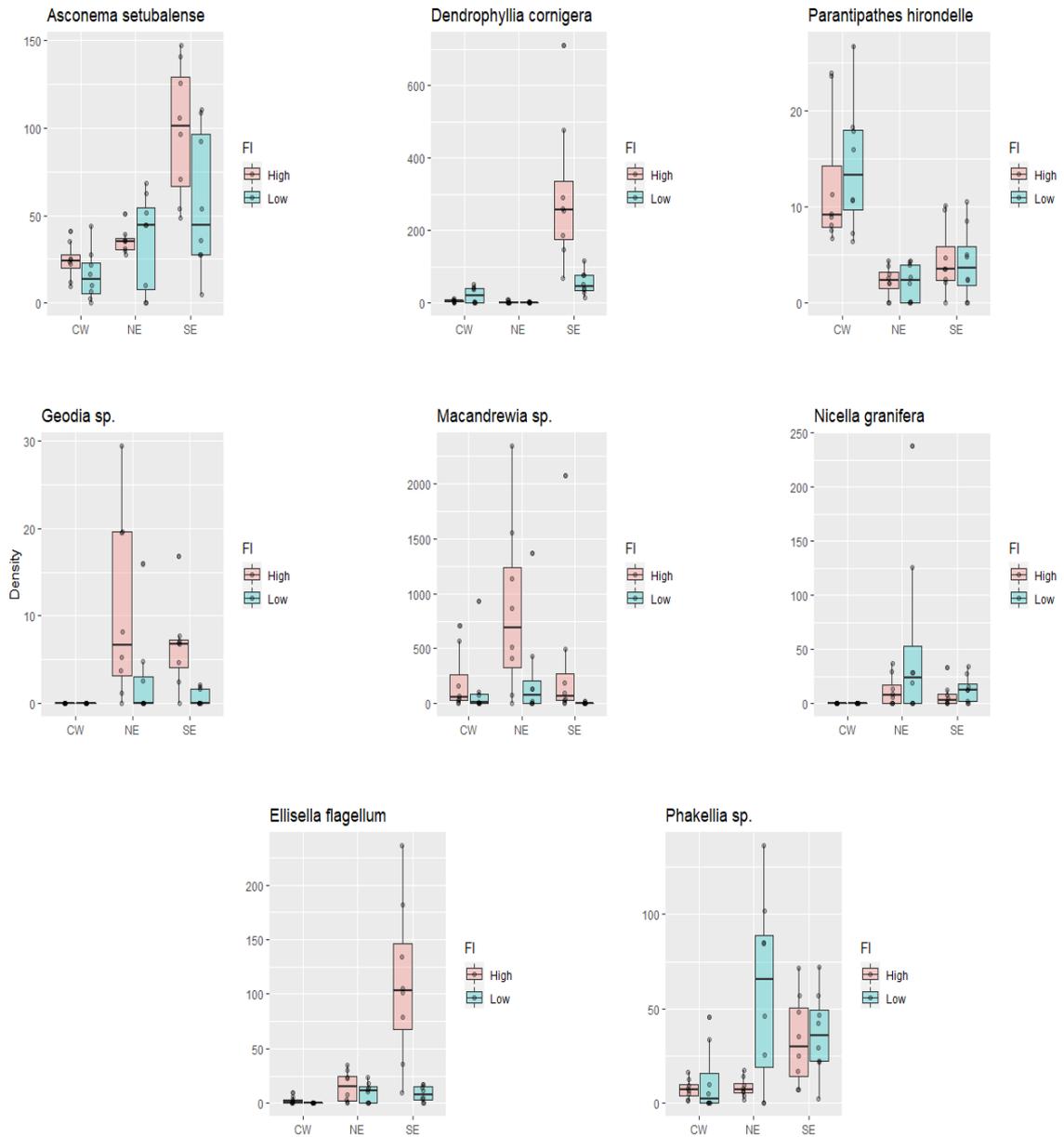


Figura 21. Gráficos Box-plots para las densidades de las especies indicadoras, según los niveles de intensidad pesquera y las zonas.

Tabla 3. Resultados de los análisis de varianza por permutaciones (PERMANOVA) para toda la comunidad de invertebrados sésiles, los parámetros de la comunidad y las densidades de las especies indicadoras seleccionadas.

Parámetro	Fuente	gl	SC	MC	Pseudo-F	P(perm)	Perm. únicas	P(MC)	Post hoc test
Com.inv. sésiles	Zo	1	8,39E-02	8,39E-02	0,21141	0,6502	9845	0,6413	
	FI	2	4,7917	2,3958	6,0367	0,0044	9960	0,0064	High≠Low
	ZoxFI	2	2,5796	1,2898	3,2499	0,0489	9952	0,0508	
	Res	42	16,669	0,39688					
	Total	47	24,124						
Riqueza	Zo	1	168,75	168,75	18,409	0,0002	6372	0,0001	CW<SE; NE<SE
	FI	2	78,167	39,083	4,2636	0,0198	9216	0,0205	High>Low
	ZoxFI	2	6	3	0,32727	0,7242	9536	0,7204	
	Res	42	385	9,1667					
	Total	47	637,92						
Abundancia	Zo	1	2,53E+06	2,53E+06	5,5032	0,0225	9837	0,0248	CW<NE;
	FI	2	1,64E+06	8,22E+05	1,7854	0,1802	9952	0,1731	
	ZoxFI	2	4,92E+06	2,46E+06	5,3433	0,01	9944	0,0101	
	Res	42	1,93E+07	4,61E+05					
	Total	47	2,84E+07						
Diversidad	Zo	1	8,39E-02	8,39E-02	0,21141	0,6502	9845	0,6413	
	FI	2	4,7917	2,3958	6,0367	0,0044	9960	0,0064	High>Low
	ZoxFI	2	2,5796	1,2898	3,2499	0,0489	9952	0,0508	
	Res	42	16,669	0,39688					
	Total	47	24,124						
<i>A. setubalense</i>	Zo	1	3265,2	3265,2	4,5851	0,0393	9811	0,0336	SE>NE>CW
	FI	2	28871	14436	20,271	0,0001	9946	0,0001	High>Low
	ZoxFI	2	3728,2	1864,1	2,6176	0,0845	9951	0,0833	
	Res	42	29910	712,13					
	Total	47	65774						
<i>D. cornigera</i>	Zo	1	69502	69502	9,5555	0,0001	9856	0,0044	SE>CW>NE>
	FI	2	3,06E+05	1,53E+05	21,059	0,0001	9950	0,0001	High>Low
	ZoxFI	2	1,69E+05	84728	11,649	0,0001	9947	0,0004	
	Res	42	3,05E+05	7273,5					
	Total	47	8,51E+05						
<i>E. flagellum</i>	Zo	1	16023	16023	16,512	0,0001	9858	0,0003	SE>NE>CW
	FI	2	30440	15220	15,685	0,0001	9955	0,0001	High>Low
	ZoxFI	2	25451	12725	13,114	0,0001	9951	0,0001	
	Res	42	40755	970,36					
	Total	47	1,13E+05						
<i>Geodia sp.</i>	Zo	1	254,25	254,25	8,9448	0,0013	9845	0,0042	CW<NE; CW<SE
	FI	2	379,05	189,52	6,6676	0,0017	9944	0,0027	High>Low
	ZoxFI	2	136,08	68,042	2,3938	0,0979	9955	0,0987	
	Res	42	1193,8	28,424					
	Total	47	1963,2						

Parámetro	Fuente	gl	SC	MC	Pseudo-F	P(perm)	Perm. únicas	P(MC)	Post hoc test
<i>Macandrewia sp.</i>	Zo	1	1,39E+06	1,39E+06	5,456	0,0234	9847	0,0231	CW<NE
	FI	2	1,57E+06	7,85E+05	3,0718	0,0496	9953	0,0605	High>Low
	ZoxFI	2	5,92E+05	2,96E+05	1,1579	0,3215	9956	0,3204	
	Res	42	1,07E+07	2,56E+05					
	Total	47	1,43E+07						
<i>N. granifera</i>	Zo	1	3161,8	3161,8	2,4747	0,0971	9887	0,1206	
	FI	2	9418,1	4709,1	3,6858	0,003	9944	0,0335	Low>High
	ZoxFI	2	4435,6	2217,8	1,7359	0,1629	9952	0,1909	
	Res	42	53660	1277,6					
	Total	47	70676						
<i>P. hirondelle</i>	Zo	1	2,7816	2,7816	0,127	0,7256	9832	0,7205	
	FI	2	1116,9	558,44	25,497	0,0001	9949	0,0001	Low>High
	ZoxFI	2	11,094	5,5469	0,25326	0,7841	9957	0,7738	
	Res	42	919,88	21,902					
	Total	47	2050,6						
<i>Phakellia sp.</i>	Zo	1	4640,2	4640,2	7,1179	0,0087	9826	0,0102	CW<NE; CW<SE
	FI	2	6665,5	3332,7	5,1123	0,0079	9961	0,0107	Low>High
	ZoxFI	2	6100,8	3050,4	4,6793	0,011	9957	0,0141	
	Res	42	27380	651,9					
	Total	47	44786						

4.3 Efecto de la pesca con palangre de fondo sobre la estructura de tallas de la población de *Asconema setubalense*

En las Figura 22, Figura 23 y Figura 24, se representan las distribuciones de frecuencia de tallas de *Asconema setubalense* para las distintas zonas, niveles de intensidad pesquera y combinaciones entre ambos factores. En todos los casos, las distribuciones resultaron ser unimodales y con una fuerte asimetría con un sesgo positivo, de manera que siempre fueron mucho más abundantes los especímenes pequeños.

La prueba de Kolmogorov-Smirnov encontró diferencias significativas en la distribución de tallas entre niveles de intensidad considerados globalmente (K-S test; $D = 0.096283$, $p = 0,02794$), siendo mayor la talla media en la zona con mayor intensidad pesquera. También halló diferencias significativas para la intensidad pesquera dentro de la zona sureste (K-S test; $D = 0.13114$, $p = 0.02459$), siendo nuevamente mayor la talla media para la mayor intensidad pesquera. Por último, globalmente entre zonas (sin tener en cuenta la intensidad de pesca), también se detectaron diferencias significativas, aunque éstas solo se dieron entre la zona SE, donde se halló la menor talla media, y las otras dos (K-S test; $D = 0.08431$, $p = 2,2e^{-16}$).

Estos resultados sugieren que la talla media de la población de *A. setubalense* no disminuye cuando aumenta la intensidad pesquera; al contrario, cuando se detectaron diferencias significativas, los ejemplares mayores se encontraron en las zonas con mayor intensidad. Martín-García et al. (2022b), encontraron una fuerte correlación entre la talla de *A.*

setubalense y algunas variables geomorfológicas, principalmente con la profundidad (tallas mayores entre 400 y 500 m de profundidad, con otro pico menor en torno a los 800 m) y la orientación (mayores valores hacia el norte y el este), además de con la reflectancia (mayores tallas en sustratos mixtos) y la inclinación del sustrato (más apropiados los fondos de 5° de inclinación). Esto concuerda bastante con lo hallado por los modelos GAM para la densidad de *A. setubalense* y para la estructura de la comunidad.

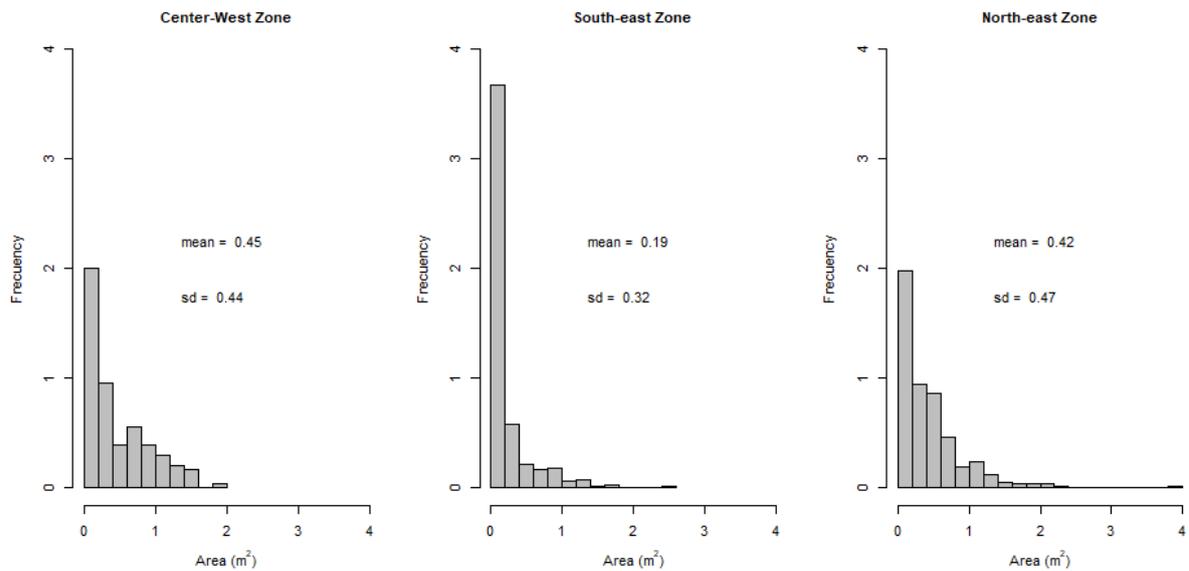


Figura 22. Histograma de frecuencia de tallas de *Asconema setubalense* para cada zona.

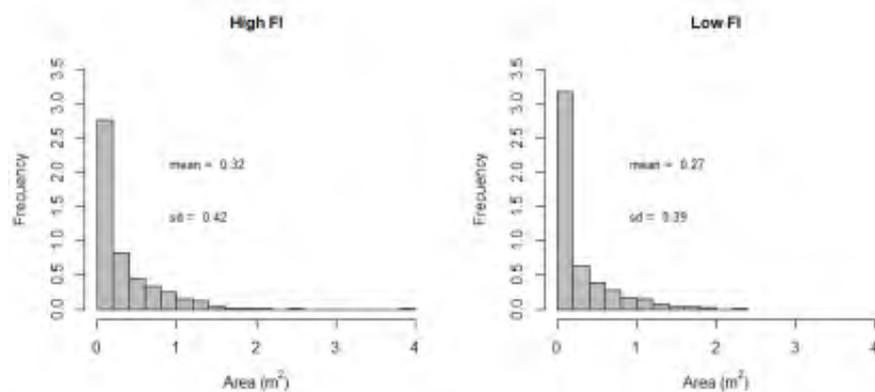


Figura 23. Histograma de frecuencia de tallas de *Asconema setubalense* para cada nivel de intensidad pesquera.

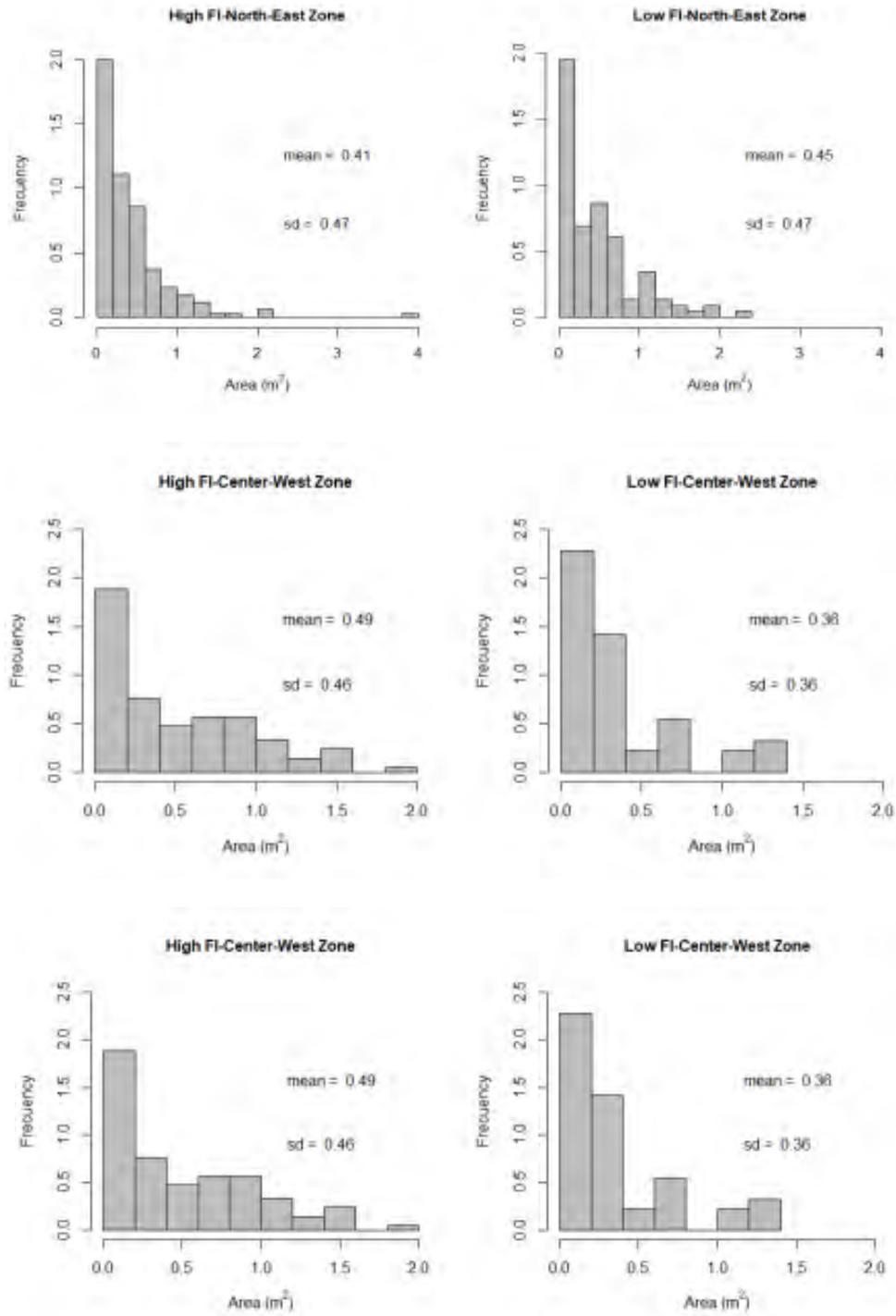


Figura 24. Histograma de frecuencia de tallas de *Asconema setubalense* para cada combinación zona-nivel de intensidad pesquera.

4.4 Sensibilidad del hábitat

La sensibilidad mostró diferencias significativas entre los grupos biológicos o comunidades de fondos duros, con valores más elevados que en las comunidades de fondos blandos (Figura 25). El índice Palindex fue especialmente elevado en la comunidad 8D, que se corresponde con el hábitat denominado sustratos mixtos batiales con hexactinélidas.

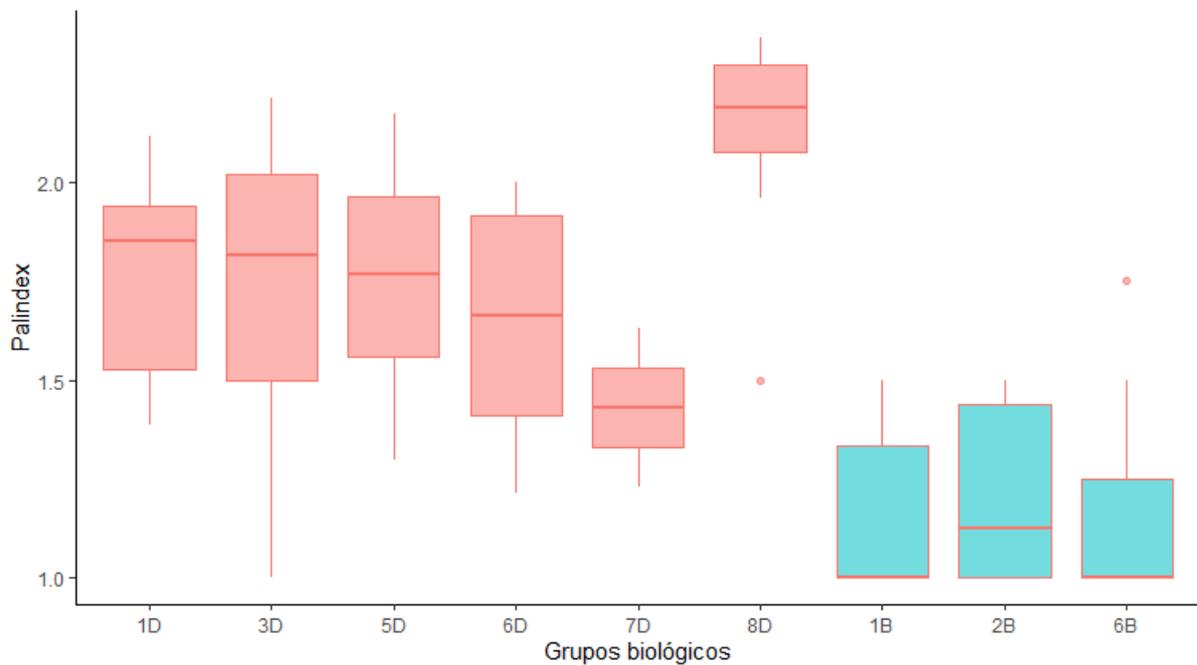


Figura 25. Sensibilidad de los hábitats bentónicos del Banco de La Concepción a la pesca de palangre.

Al representar los valores de sensibilidad en los mapas, se observan las áreas del Banco de La Concepción especialmente sensibles a la actividad pesquera con palangre de fondo (Figura 26), las cuales coinciden con el borde del banco, especialmente en las paredes y el techo del en su parte occidental. Las zonas con mayor sensibilidad a la pesca con palangre predichas por el modelo coinciden, a grandes rasgos, con las de nula intensidad pesquera.

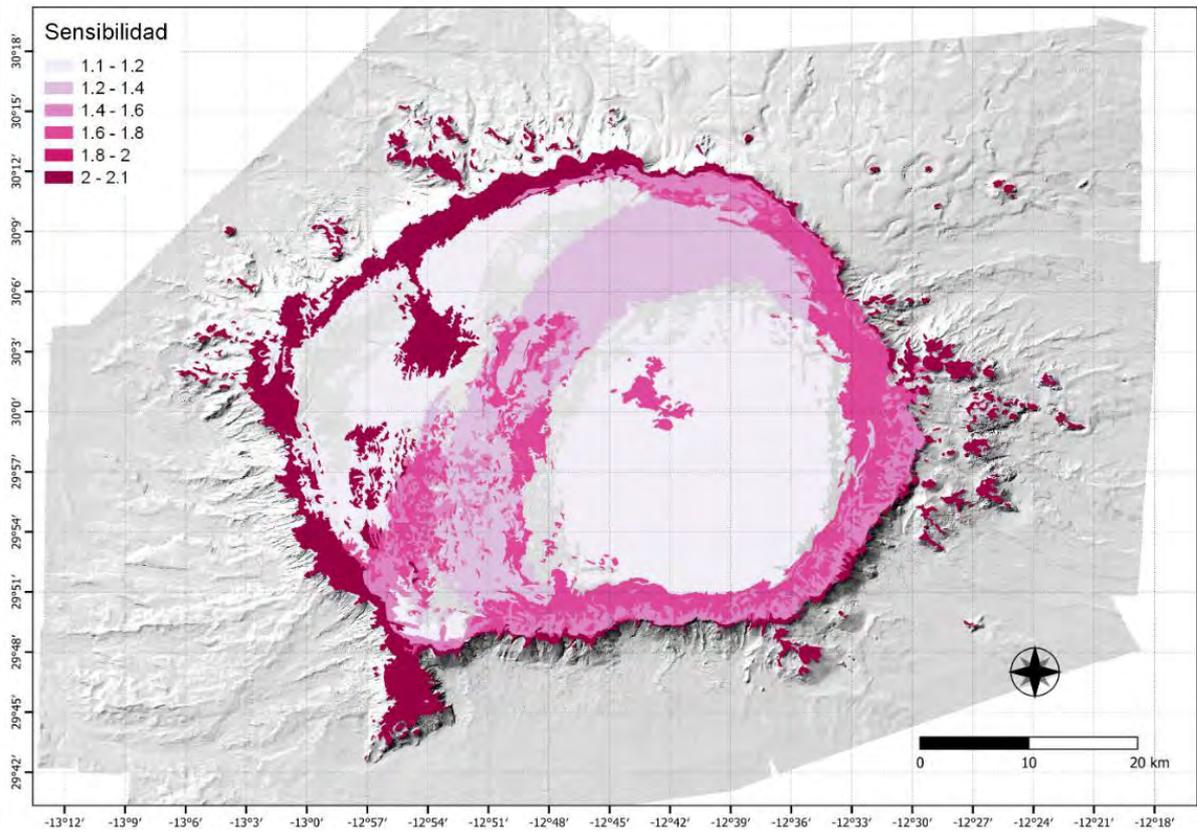


Figura 26. Mapa de sensibilidad de los hábitats bentónicos del Banco de La Concepción a la pesca de palangre.

5 Conclusiones y propuestas de gestión

El LIC Banco de La Concepción alberga el hábitat de interés comunitario del Anexo I de la Directiva Hábitats "1170-Arrecifes". Aparece en la parte central del del techo del banco y, sobre todo, en el borde del mismo y el talud (IEO, 2013). Englobados en la tipología de hábitat 1170, se han identificado al menos 7 hábitats bentónicos biogénicos, que ocupan un 16,5% del área total de LIC, según los modelos predictivos realizados (Martín-García et al., 2022). Suelen tener un alto grado de solapamiento entre sí y, de hecho, en la naturaleza aparecen normalmente como comunidades mixtas. Las especies formadoras de estos hábitats realizan una variedad de funciones del ecosistema (provisión de hábitat para el refugio o alimentación de otras especies, absorción y reciclado de carbono, nitrógeno y sílice, filtración de agua, entre otras) (Buhl-Mortensen et al., 2010; Thompson & Fuller, 2020; De la Torre et al., 2018). Los corales o esponjas de hábitats profundos son organismos de crecimiento lento, muy longevos, con bajos o impredecibles reclutamientos, lo que las convierte en especies sensibles a las presiones de origen antrópico, en particular a determinados tipos de pesca (Kenchington et al., 2015; FAO, 2016).

De entre las pesquerías que se practican en el LIC, la de palangre horizontal de fondo se muestra como la de mayor probabilidad de pérdida o de causar daños directos organismos sésiles sensibles, por la alta probabilidad de engancharse en el fondo o en organismos ramificados (Brown and Macfadyen, 2007; Laist, 1995 in Bo et al., 2014), aparte, claro está, de la acción extractiva de las especies objetivo o acompañantes de la pesquería. No obstante, en el caso particular del Banco de la Concepción, nos encontramos actualmente en un escenario de baja o media intensidad pesquera, en lo que se refiere al uso del palangre de fondo, con solo dos barcos operando en el periodo analizado.

Los modelos aditivos generalizados (GAM) han puesto de manifiesto que buena parte de la variación de los parámetros de la comunidad (riqueza, abundancia y diversidad) y de la densidad de la esponja *Asconema setubalense*, especie estructurante, se debe a factores ambientales de tipo geomorfológico (profundidad, orientación, rugosidad, entre otros). Resultados similares fueron encontrados para la estructura de tallas por Martín-García et al. (2022). Este hecho, aconseja a ser cautos a la hora de formular conclusiones sobre el posible efecto (negativo o positivo) del uso del palangre de fondo sobre el bentos del LIC.

La importancia de los factores ambientales se ve, en parte, reflejada en los patrones de variación espacial detectados. Con no muchas excepciones, para la comunidad de invertebrados sésiles se observa una tendencia a que las muestras de cada zona tiendan a agruparse próximas entre sí y separadas del resto, y a que, dentro de cada zona, las muestras se agrupen según el nivel de intensidad pesquera. Este hecho también se aprecia, mejor si cabe, en los patrones de variación de los parámetros de la comunidad y, sobre todo, en la densidad de algunas especies. En este sentido, también con algunas excepciones, casi todas las variables examinadas mostraron diferencias significativas entre las zonas comparadas (entre todas o entre algún par), normalmente mayores que las observadas para los niveles de intensidad pesquera. Pero es que los valores medios de las variables dependientes analizadas suelen ser mayores para niveles de intensidad pesquera alta, a veces mostrando diferencias significativas con respecto a la baja. Algo similar se encontró

para la estructura de tallas, esto es, diferencias entre algunas zonas y tallas mayores para el nivel alto de intensidad pesquera.

Como ya hemos indicado, hay que ser cautos con las conclusiones, pues alguien podría afirmar, sin mirar más allá de estos resultados, que “la pesca con palangre de fondo tiene un efecto positivo sobre el hábitat y los organismos”. Nada más lejos de la realidad. Son varias las explicaciones posibles, no necesariamente excluyentes entre sí, a los patrones observados:

- Por un lado, siempre es necesario considerar las limitaciones del muestreo, lógicamente más acusadas en fondos circalitorales y batiales (como es el caso) que en los infralitorales. Pero es que, además, en este caso, con solo dos barcos pescando, resultó muy complicado distinguir entre zonas con alta y baja intensidad, y no hay total seguridad de que realmente sean claramente diferentes entre sí.
- Por otra parte, ya se ha insistido en la relación entre las variables dependientes y determinados factores geomorfológicos. Pero es que hay otros, aún no examinados, que también podrían estar influyendo en las densidades, las tallas y, en definitiva, en toda la comunidad, y que no han sido cuantificados y tenidos en cuenta. Por ejemplo, algunos autores sugieren que el flujo de carbono orgánico particulado puede influir en el reclutamiento o la regeneración en las esponjas hexactinélidas de aguas profundas (Kahn et al., 2012).
- Es cierto que la pesca con palangre de fondo puede causar daños importantes a las comunidades bentónicas (Mortensen et al., 2005; Welsford y Kilpatrick, 2008; Erwing y Kilpatrick, 2014), pero no tanto como otras más agresivas, como la pesca de arrastre (Chuenpagdee et al., 2003; Pham et al., 2014). En consecuencia, se requiere un esfuerzo de palangre mucho mayor que el de la pesca de arrastre para causar un daño similar a los hábitats bentónicos sensibles y, por lo tanto, los cambios en las comunidades no son tan detectables; incluso, se pueden encontrar composiciones de especies vulnerables similares dentro de la comunidad después de muchos años de pesca con palangre (Pham et al., 2014).
- En relación con lo anterior, podemos considerar que nosotros estamos estudiando ahora una “foto fija” del asunto, pues tal vez no ha transcurrido suficiente tiempo para observar cambios importantes. No sabemos cómo era la situación antes de empezar a practicar este tipo de pesca en el LIC, lo cual limita mucho los resultados (y consecuentemente la interpretación de los mismos) al no tener un punto de partida que permita valorar cambios temporales.
- La elección de los caladeros de pesca por parte de los pescadores no es casual. Es obvio que, a través del conocimiento que van adquiriendo con el tiempo, los pescadores dirigen su esfuerzo allí donde esperan obtener mejores resultados, esto es, mayores capturas. Y, lógicamente, éstas se obtendrán en aquellas zonas más propicias para las especies objetivo, lo cual suele coincidir, al menos en algún momento de su ciclo vital, con hábitats más sanos y mejor estructurados, y que soportan mayores abundancias. Dicho de otro modo, la intensidad pesquera no favorece al hábitat, es la abundancia de recursos pesqueros lo que “atrae” a la pesca, lo cual se suele dar en áreas caracterizadas por una alta densidad (y tallas) de especies estructurantes (Kenchington et al., 2015; FAO, 2016).

En el presente informe, se han tenido en cuenta determinadas variables biológicas como indicadores de posibles efectos de la pesca de palangre de fondo sobre los hábitats y las comunidades bentónicas presentes. Pero, ya se ha señalado, los cambios no son siempre fácilmente detectables. A efectos de valorar la incidencia las pescas de fondo, cualquiera que sea, resulta muy interesante el estudio de los restos de aparejos perdidos y basuras en general, además de, si se pueden examinar mediante métodos visuales (es el caso de este estudio), poder considerar también el número de ejemplares dañados (total o parcialmente) de algunas especies sensibles. En este sentido, con los vídeos obtenidos en la campaña INTA4_CANARIAS_1118, se están analizando las basuras como posible indicador de presión pesquera (Incera et al., en preparación). Los resultados están siendo bastante concluyentes: la mayor densidad de basuras se encuentra en las zonas con mayor intensidad de pesca con palangre de fondo; los restos de palangre (cabos, nylon, etc.) son los más abundantes; la mayor densidad de ejemplares de *Asconema setubalense* dañados coincide con las zonas de mayor intensidad de pesca con palangre.

Recomendaciones para la gestión:

A tenor de los resultados, algunos aparentemente contradictorios (mayores densidades de determinadas especies en zonas de mayor presión pesquera), y si solo nos basáramos en éstos, resultaría poco prudente sugerir medidas de gestión demasiado restrictivas, como pudiera ser el cierre a la pesca de una determinada zona. A falta de otros estudios, quizás sería suficiente con mantener niveles de esfuerzo pesquero bajo (limitación de esfuerzo pesquero) y, en caso de aumentar considerablemente, se haría necesario una nueva evaluación.

Pero la estrategia de gestión debe tener en cuenta no solo los indicadores estrictamente biológicos. Como se indicó anteriormente, el análisis de la calidad y distribución de las basuras en el Banco de La Concepción (Incera et al., en preparación), puede aportar datos muy clarificadores sobre los efectos de la pesca con palangre en el LIC. Los resultados de este estudio, como de cualquier otro relevante, deberían ser tenidos en cuenta a la hora de elaborar el plan de gestión del LIC.

Según los análisis de sensibilidad, las zonas con mayor sensibilidad a la pesca con palangre predichas por el modelo coinciden, a grandes rasgos, con las de nula intensidad pesquera. No obstante, una práctica habitual en la pesca es buscar nuevos caladeros cuando el recurso va disminuyendo, unas veces dirigiéndolo hacia zonas alejadas, y otras aumentando la profundidad de pesca. Por tanto, de cara a un futuro monitoreo, se debería estar atentos a esta posibilidad.

Como ya se ha indicado, los efectos de la pesca con palangre no siempre son fácilmente detectables, sobre todo si el esfuerzo pesquero es bajo, pero eso no implica que no ocurran y que no sean negativos. La rotura y pérdida de la totalidad o parte del aparejo es relativamente común, y los daños directos sobre especies estructurantes, entre otras, son conocidos. Por tanto, aún con niveles de esfuerzo pesquero bajos, serían bienvenidas todas aquellas innovaciones en los artes y aparejos que reduzcan la probabilidad de rotura y pérdida. Los gestores, con el apoyo de científicos y técnicos, y de acuerdo con los pescadores, deben promover este tipo de cambios en los artes o en las maniobras de pesca.

6 Referencias

- Almón, B., J.M. Arcos, V. Martín, J. Pantoja, E. Consuegra, P. Martín-Sosa & M. González-Porto. 2014 a. Banco de la Concepción, Proyecto LIFE+ INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 106 pp.
- Anderson, M., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust J Ecol.*, 26, 2–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.tb00081.x>
- Anderson, M.J. 2003. Pco: A Fortran Computer Program For Principal Coordinate Analysis. Department Of Statistics, University Of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M.J. 2004. PERMANOVA_2factor: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance (for any two-factor ANOVA desing) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland. New Zealand.
- Anderson, M. J. & Legendre, P. 1999. An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 62: 271-303.
- Anderson, M.J.y Millar, R.B. 2004. Sapatial Variation And Effects Of Habitat On Temperate Reefs Assemblages In North Eastern New Zealand. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 305: 191-221.
- Anderson, M. J., & Ter Braak, C. J. F. 2003. PERMUTATION TESTS FOR MULTI-FACTORIAL ANALYSIS OF VARIANCE. 73(2), 85–113. <https://doi.org/10.1080=0094965021000015558>
- Barton, E.D., Aristegui, J., Tett, P., Canton, M., García-Braun, J., Hernández-León, S., Nykjaer, L., Almeida, C., Almunia, J., Ballesteros, S., Basterretxea, G., Escanez, J., García-Weill, L., Hernández-Guerra, A., López-Laatzén, F., Molina, R., Montero, M.F., Navarro-Peréz, E., Rodríguez, J.M., Van Lenning, K., Vélez, H., Wild, K., 1998. The transition zone of the Canary Current upwelling region. *Prog. Oceanogr.* [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(98\)00023-8](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(98)00023-8)
- Bo, M., Bava, S., Canese, S., Angiolillo, M., Cattaneo-Vietti, R., Bavestrello, G., 2014. Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation*, 171: 167-176. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.011>.
- Braun, J. y Molina, R. 1984. El mar., pp. 17-28, en Varios Autores: Geografía de Canarias. Vol. I. Geografía Física. Editorial Interinsular Canaria, Santa Cruz de Tenerife.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T., 1957. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>
- Brown, J. & Macfadyen, G., 2007. Ghost fishing in European waters: Impacts and management responses. *Marine Policy*, Volume 31, Issue 4, Pages 488-504, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2006.10.007>.
- Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A.J., Levin, L.A., Priede, I.G., Buhl-Mortensen, P., Gheerardyn, H., King N.J., M. Raes, 2010. Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology*, 31: 21-50. ISSN 0173-9565. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00359.x>.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L.E., Maxwell, S.M., Norse, E.A., Pauly, D., 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 517–524. DOI: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0517:SGACIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0517:SGACIO]2.0.CO;2).

- Clark, M.R., Koslow, J.A., 2007. Impacts of fisheries on seamounts. In: *Seamounts: Ecology, Fisheries, and Conservation*, ed.T.J. Pitcher, T. Morato, P.J.B Hart, M.R. Clark, N. Haggan&R.S.Santos, pp. 413–441. Blackwell Fisheries and Aquatic Resources Series 12. Oxford, UK: Blackwell Publishing. DOI: <https://doi.org/10.1002/9780470691953.ch19>
- 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 Journal of Marine Science*, 73(Supplement 1): i51–i69. DOI:<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv123>.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K., & RN, Gorley. 2006. Primer v6: User Manual/Tutorial. In PRIMER-E.
- Clarke, K., & Warwick, R. 2001. Clarke KR, Warwick RM.Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.
- 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 Research Part I*, 135: 9–22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.03.015>.
- De la Torriente Diez, A., González-Irusta, J.M., Serrano, A., Aguilar, R., Sánchez, F., Blanco, M., Punzón, A., 2022. Spatial assessment of benthic habitats vulnerability to bottom fishing in a Mediterranean seamount. *Mar. Policy* 135, 104850. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104850>
- Ewing, G.P., Kilpatrick, R. 2014. Estimating the gear footprint of demersal trawl and longline fishing gears used in the Heard Island and McDonald Islands fisheries. In *Demersal fishing interactions with marine benthos in the Australian EEZ of the Southern Ocean: An assessment of the vulnerability of benthic habitats to impact by demersal gears Final Report FRDC Project 2006/042*. Ed. by D. C. Welsford, G. P. Ewing, A. J. Constable, T. Hibberd, and R. Kilpatrick. The Department of the Environment, Australian Antarctic Division and the Fisheries Research and Development Corporation, Hobart, Tasmania, Australia, 265 pp.
- Falcón, J. M., González-Porto, M., Martín García, L., Brito, A., Zurita-Pérez, N., Sánchez, F., & Martín-Sosa, P. 2021. Biodiversidad de los LIC Banco de La Concepción y Espacio marino del oriente y sur de Lanzarote-Fuerteventura. *Especies protegidas y formadoras de hábitats*. 32, 93–126
- FAO, 2009. Food and Agriculture Organization of the UN. Report of the Technical Consultation on International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas, Rome. 4–8 February and 25 –29 August 2008, *FAO Fisheries and Aquaculture Report*, 881. 86 pp.
- FAO. 2016. *Vulnerable Marine Ecosystems: Processes and Practices in the High Seas*. A. Thompson, J. Sanders, M. Tandstad, F. Carocci and J. Fuller, eds. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 595. Rome, Italy. www.fao.org/3/a-i5952e.pdf.
- Fossa, J.H., Mortensen, P.B., Furevik, D.M., 2002. The deep-water coral *Lopheliapertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia* 471(1): 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016504430684>.
- Geldmacher, J., Hoernle, K. A., van den Bogaard, P., Zankl, G. & Garbe-Schönberg, D. 2001. Earlier history of the >70-Ma-old Canary hotspot based on the temporal and geochemical evolution of the Selvagen Archipelago and neighboring seamounts in the eastern North Atlantic. *J. Volcanol. Geotherm. Res.* 111, 55–87

- Geldmacher, J., Hoernle, K., Bogaard, P. v. d., Duggen, S., Werner, R., 2005. New 40 Ar / 39 Ar age and geochemical data from seamounts in the Canary and Madeira volcanic provinces: Support for the mantle plume hypothesis. *Earth Planet. Sci. Lett.* 237, 85–101. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2005.04.037>
- 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 Journal of Marine Science*, 75(5): 1720-1721. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy030>.
- González-Porto, M., J. M. Falcón, L. Martín-García & P. Martín-Sosa. 2020. Informe sobre el estado actual de conocimiento de la biodiversidad del LICESZZ15001 "Banco de la Concepción" (Demarcación marina canaria). Proyecto Life IP INTEMARES. Instituto Español de Oceanografía. Informe técnico. 33 pp.
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J., 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8): 840-843. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.07.003>.
- He, P., Chopin, F., Suuronen, P., Ferro, R.S., Lansley, J., 2021. Classification and illustrated definition of fishing gears, *FAO Fisher. ed.* FAO, Rome. <https://doi.org/10.4060/CB4966EN>
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queirós, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G., 2006. Cumulative Impacts of Seabed Trawl Disturbance on Benthic Biomass, Production, and Species Richness in Different Habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(4): 721-736. DOI: <https://doi.org/10.1139/f05-266>.
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Ellis, N., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R.A., Mazon, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J., 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114: 8301–8306. [doi/10.1073/pnas](https://doi.org/10.1073/pnas).
- IEO. 2013. Caracterización del Banco de La Concepción. Informe del Instituto Español de Oceanografía-Centro Oceanográfico de Canarias. Proyecto LIFE+ INDEMARES (LIFE07/NAT/E/000732). Coordinación: Fundación Biodiversidad, Madrid, 278 pág.
- Kaiser, M. J., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S., and Poiner, I. R., 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114–136. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x>.
- Kenchington, E., Beazley, L., Murillo, F., MacDonald, G. T., & Baker, E. 2015. Coral, Sponge, and Other Vulnerable Marine Ecosystem Indicator Identification Guide, NAFO Area. *NAFO Scientific Council Studies*, 2015, 1–74. <https://doi.org/10.2960/S.v47.m1>
- MacDonald, D.S., Little, M., Clare Eno, N., Hiscock, K., 1996. Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 6(4): 257-268. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199612\)6:4<257::AID-AQC194>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199612)6:4<257::AID-AQC194>3.0.CO;2-7).
- Martín-García, L., González-Porto, M., Falcón, J.M., de La Torriente, A., Serrano, A., González Irusta, J.M., Jiménez, S., González Méndez, E., Martín-Sosa, P., 2022a. Informe sobre la caracterización, cartografiado y estado de conservación de los hábitats bentónicos del LIC-ESZZ15001 "Banco de La Concepción" (Demarcación Marina Canaria). Proyecto Life IP INTEMARES. Instituto Español de Oceanografía. Informe técnico. 66 pp.

- Martín-García, L., Prado, E., Falcón, J.M., González-Porto, M., Punzón, A., Martín-Sosa, P., 2022b. Population structure of *Asconema setubalense* Kent, 1870 at Concepción Seamount, Canary Islands (Spain). Methodological approach using non-invasive techniques. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, Volume 185, 103775, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2022.103775>.
- Martínez-Carreño, N., J.T. Vázquez, C. López-Rodríguez, B. Arrese, O. Sánchezguillamón, N. López-González, M. Gómez-Ballesteros, P. Martín-Sosa. 2020. Informe de distribución espacial de características geomorfológicas y sedimentarias del LIC Banco de la Concepción. SubAcción A.2.1: Mejora del conocimiento en zonas ya declaradas. Proyecto Life IP INTEMARES. Instituto Español de Oceanografía. Informe técnico. 64 pp.
- Maynou, F., Cartes, J.E., 2011. Effects of trawling on fish and invertebrates from deep-sea coral facies of *Isidellaelongata* in the western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*: 92(7): 1501-1507. DOI:<https://doi.org/10.1017/S0025315411001603>.
- McArdle, B. H., & Anderson, M. J. 2001. Fitting Multivariate Models to Community Data: A Comment on Distance-Based Redundancy Analysis. *Ecology*, 82(1), 290–297. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0290:FMMTCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2)
- Morato, T., Watson, R., Pitcher, T.J., Pauly, D., 2006. Fishing down the deep. *Fish and Fisheries* 7(1): 24-34. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2006.00205.x>.
- Mortensen, P.B., Buhl-Mortensen, L., Gordon Jr., D.C., 2005. Effects of fisheries on deepwater gorgonian corals in the Northeast Channel, Nova Scotia. *American Fisheries Society Symposium*, 41: 369-382.
- Mullineau, L.S., Mills, S.W., 1997. A test of the larval retention hypothesis in seamount-generated flows. *Deep-Sea Research* 44: 745-770.
- Pham, C.K., Diogo, H., Menezes, G., Porteiro, F., Braga-Henriques, A., Vendeperre, F., Morato, T., 2014. Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Scientific reports*, 4: 4837. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep04837>.
- Pimm, S.L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321–326. DOI: <https://doi.org/10.1038/307321a0>.
- Puseddu, A., Bianchelli, S., Martín, J., Puig, P., Palanques, A., Masqué, P., Danovaro, R., 2014. Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111 (24): 8861–8866. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1405454111>.
- R Development Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- Rivera, J., M. Canals, G. Lastras, N. Hermida, D. Amblas, B. Arrese, P. Martín-Sosa & J. Acosta. 2016. Morphometry of Concepcion Bank: Evidence of Geological and Biological Processes on a Large Volcanic Seamount of the Canary Islands Seamount Province. *PLoS ONE* 11(5): e0156337. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156337>
- SECAC. 2014. Identificación de áreas de especial interés para cetáceos en el marco de la Red Natura 2000: ZONA MACARONÉSICA: realización de un estudio de la distribución, abundancia y estructura de las poblaciones de cetáceos. Espacio Marino del Oriente y Sur de Lanzarote-Fuerteventura, Banco de la Concepción. Acción A.3.1, Proyecto LIFE+ INDEMARES (LIFE07/E/ NAT/000732). Informe inédito. 140 pp + Anexo.

- SEO/BIRDLIFE. 2014. Trabajo de aves marinas durante el Proyecto LIFE+ INDEMARES: Pasos hacia una red de ZEPA marinas consistente y bien gestionada. Informe de síntesis. Proyecto LIFE07NAT/E/000732. 134 pp.
- Thrush, S.F., Dayton, P.K., 2010. What Can Ecology Contribute to Ecosystem-Based Management?. *Annual Review of Marine Science*, 2: 419–441. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120308-081129>.
- Van Den Bogaard, P., 2013. The origin of the Canary Island Seamount Province-New ages of old seamounts. *Sci. Rep.* 3, 1–7. <https://doi.org/10.1038/srepo2107>.
- Watling, L., 2005. The Global Destruction of Bottom Habitats by Mobile Fishing Gear. *Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Island Press, Washington, DC, pp. 198–210.
- Welsford, D., R. Kilpatrick. 2008. Estimating the swept area of demersal longlines based on in situ video footage. Document WG-FSA08/58. CCAMLR, Hobart, Australia
- Wood, S.N., 2017. *Generalized Additive Models: an Introduction with R*, second ed.

Anexo 1. Resultados de los Modelos Aditivos Generalizados (GAM)

RIQUEZA

Formula: Riqueza ~ s(Depth) + s(Reflectance) + Zone

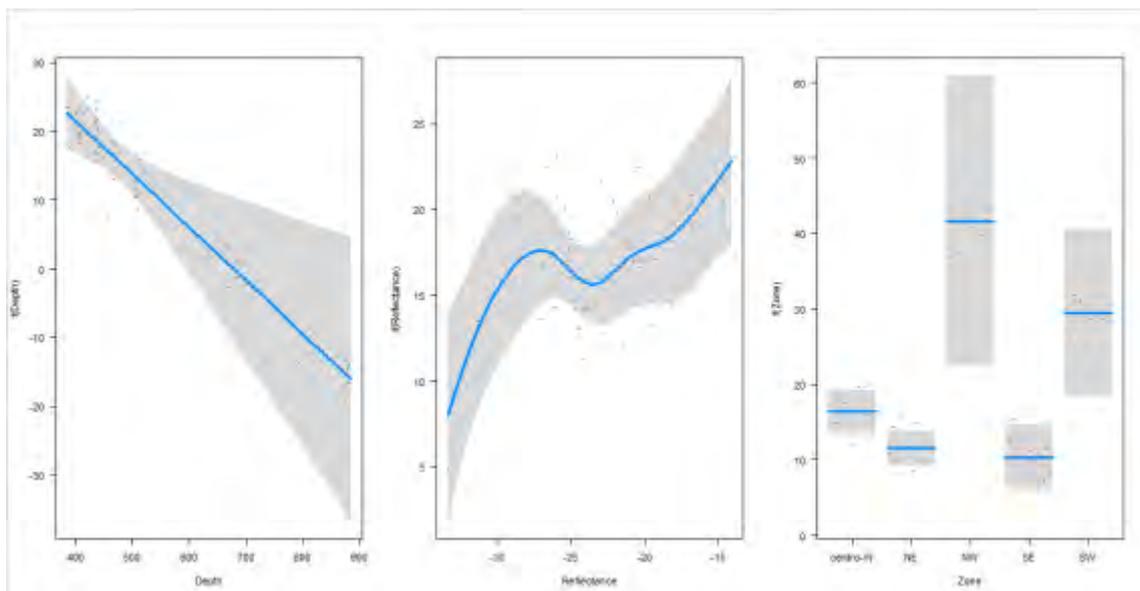
Parametric coefficients:

	ESTIMATE	STD. ERROR	T VALUE	PR(> T)
(INTERCEPT)	11.718	1.607	7.294	1.18e-09 ***
ZONE NE	-4.894	1.879	-2.605	0.0118 *
ZONE NW	25.235	9.605	2.627	0.0111 *
ZONE SE	-6.067	2.643	-2.295	0.0255 *
ZONE SW	13.076	5.243	2.494	0.0156 *

Approximate significance of smooth terms:

	EDF	REF.DF	F	P-VALUE
S(DEPTH)	1.00	1.000	9.062	0.00388 **
S(REFLECTANCE)	4.47	5.515	4.000	0.00486 **

R-sq.(adj) = 0.378 Deviance explained = 46.9%



ABUNDANCIA

Formula: Abundancia ~ s(Depth) + s(Northness) + s(Slope) + Zone + BMT

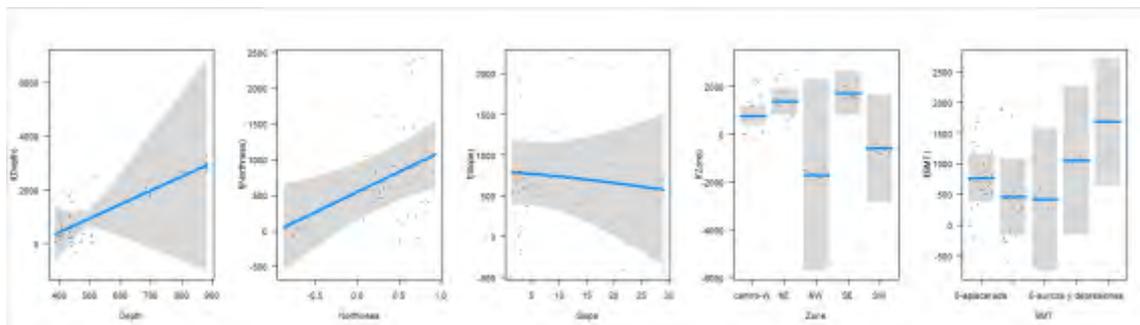
Parametric coefficients:

	ESTIMATE	STD. ERROR	T VALUE	PR(> T)
(INTERCEPT)	1049.3	328.6	3.194	0.00235 **
ZONE NE	593.1	369.7	1.604	0.11450
ZONE NW	-2481.2	1965.2	-1.263	0.21217
ZONE SE	940.7	554.1	1.698	0.09534 .
ZONE SW	-1355.8	1071.6	-1.265	0.21120
BMT1-CIMAS - MONTÍCULOS	-309.4	275.8	-1.122	0.26683
BMT4-CRESTAS - ONDAS DE ARENA	-349.3	554.6	-0.630	0.53150
BMT6-SURCOS Y DEPRESIONES	293.5	591.5	0.496	0.62179
BMT7-PENDIENTE SUAVE	917.3	500.3	1.834	0.07223 .

Approximate significance of smooth terms:

	EDF	REF.DF	F	P-VALUE
S(DEPTH)	1.000	1.000	1.057	0.30837
S(NORTHNESS)	1.005	1.010	7.152	0.00977 **
S(SLOPE)	1.047	1.093	0.191	0.71850

R-sq.(adj) = 0.244 Deviance explained = 37.3%



DIVERSIDAD

Formula: Diversidad ~ s(Depth) + s(Slope) + s(Eastness) + s(Roughness) + Zone

Parametric coefficients:

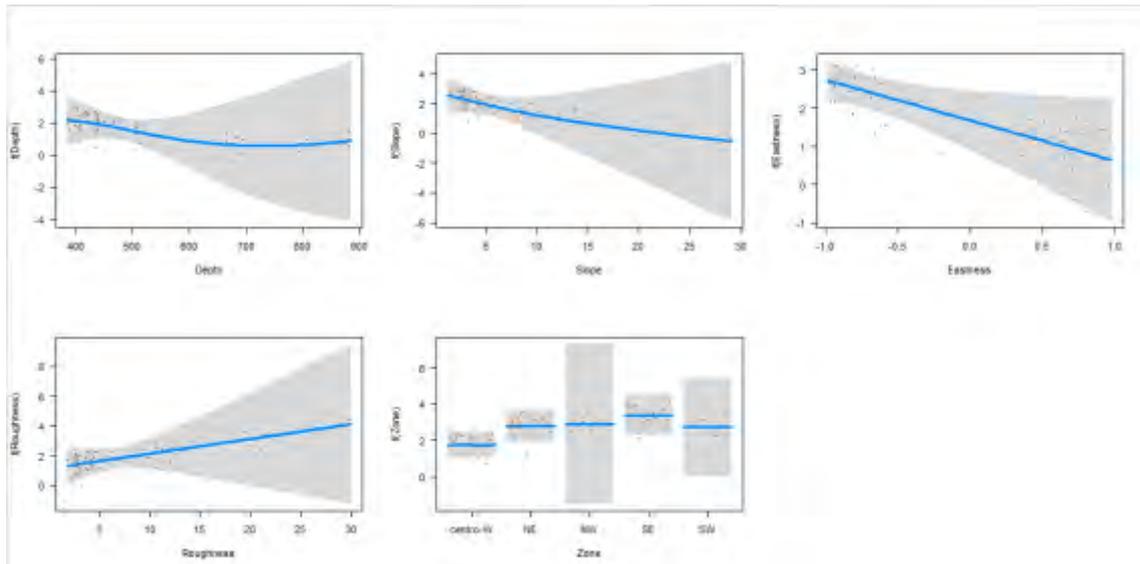
	ESTIMATE	STD. ERROR	T VALUE	PR(> T)
(INTERCEPT)	1.4962	0.6605	2.265	0.0275 *
ZONENE	1.0445	0.7820	1.336	0.1872
ZONENW	1.1345	2.2812	0.497	0.6209
ZONESE	1.6228	0.8674	1.871	0.0667 .
ZONESW	0.9615	1.3677	0.703	0.4850

Approximate significance of smooth terms:

	EDF	REF.DF	F	P-VALUE
S(DEPTH)	1.875	2.339	0.478	0.6101
S(SLOPE)	2.023	2.545	1.253	0.3175
S(EASTNESS)	1.000	1.000	5.170	0.0268 *
S(ROUGHNESS)	1.000	1.000	0.726	0.3980

R-sq.(adj) = 0.289 Deviance explained = 39.7%

-REML = 58.8 Scale est. = 0.32502 n = 66



Abundancia de *Asconema setubalense*

Formula: $Asconema \sim s(\text{Depth}) + s(\text{Eastness}) + s(\text{Northness}) + s(\text{Reflectance}) + s(\text{Slope}) + s(\text{BPI_fine})$

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	33.858	2.485	13.62	<2e-16 ***

Approximate significance of smooth terms:

	EDF	REF.DF	F	P-VALUE
S(DEPTH)	3.993	4.771	11.231	2.15e-07 ***
S(EASTNESS)	1.000	1.000	5.417	0.0236 *
S(NORTHNESS)	1.000	1.000	2.917	0.0933 .
S(REFLECTANCE)	2.390	3.002	3.184	0.0312 *
S(SLOPE)	1.000	1.000	1.205	0.2771
S(BPI_FINE)	1.000	1.000	5.871	0.0187 *

R-sq.(adj) = 0.694 Deviance explained = 74.3%

-REML = 279.24 Scale est. = 407.56 n = 66

