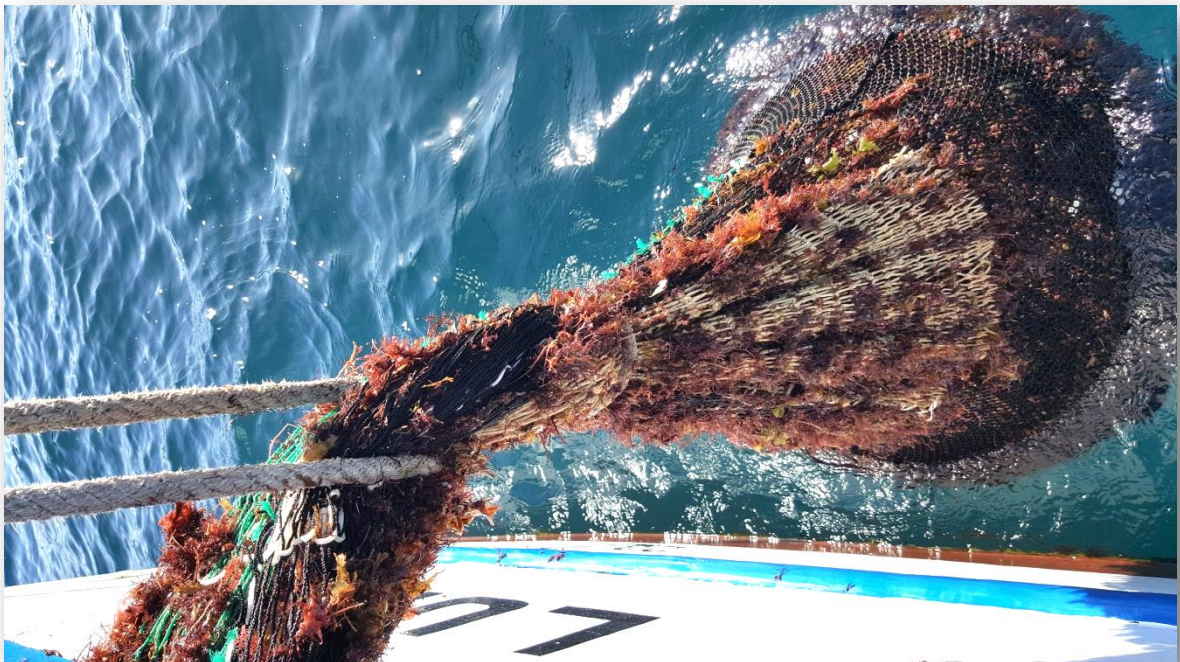




Caracterización de los fondos blandos del Golfo Ártabro: biodiversidad y contaminación por basura marina

Caracterización dos fondos brandos do Golfo Ártabro: biodiversidade e contaminación por lixo mariño

Characterisation of the soft bottoms of the Artabro Gulf: diversity, species richness and marine litter



María Gaona Ruiz

Febrero de 2019



Facultad de Ciencias

Centro Oceanográfico de A Coruña (Instituto Español de Oceanografía)

María Gaona Ruiz

Caracterización de los fondos blandos del Golfo Ártabro: biodiversidad y contaminación por basura marina

Caracterización dos fondos brandos do Golfo Ártabro: biodiversidade e contaminación por lixo mariño

Characterisation of the soft bottoms of the Artabro Gulf: diversity, richness and marine litter

Directora: María de la Paz Sampedro Pastor

Tutor académico: Ramón José Muiño Boedo

A Coruña, a 7 de febrero de 2019.

Agradecimientos.

A todos los implicados en el proyecto BIGA, por permitirme participar y compartir conmigo todo lo que saben. Especialmente a Paz, mi tutora, por su apoyo, su tiempo y por todo lo que he aprendido. Al Centro Oceanográfico de A Coruña, por acogerme estos meses, y a todas las personas a las que he conocido aquí, por la ayuda, la compañía y, no menos importante, por los buenos ratos. Entre ellos, a mis “compis” de despacho, por acogerme desde el primer día. Y por último, a mis padres, que yo sé que a veces se preguntan qué hace una burgalesa corriendo detrás del mar, pero que siempre me han dejado perseguir mis sueños.

ÍNDICE

1. Resumen	1
2. Introducción	1
2.1. Área de estudio	3
3. Objetivos	4
4. Métodos	4
4.1 Toma de datos	4
4.2 Análisis de datos	6
5. Resultados	9
5.1. Biodiversidad	9
5.2. Basura	12
5.3. Efecto de la zona, profundidad y nivel de basura en la diversidad y la riqueza de especies	16
6. Discusión	23
7. Conclusiones	29
8. Bibliografía	30

ANEXO 1: Anexo1.1. Inventario de la megafauna de fondos blandos en el Golfo

Ártabro; Anexo1.2. Inventario de la basura del fondo marino del Golfo Ártabro.

1. Resumen

Se evaluó la diversidad y riqueza específica de la megafauna de peces, crustáceos y moluscos cefalópodos del Golfo Ártabro mediante arrastre de fondo, a profundidades comprendidas entre 6 y 50 metros. Se encontraron 86 especies diferentes, 35 de ellas de interés comercial, y una dominancia de los peces (49 especies). La fauna presentó diferencias entre zonas del área de estudio y, en menor medida, entre estratos de profundidad. De forma análoga se estudió la abundancia de basura en los fondos marinos del Golfo Ártabro, su posible origen y su tipología. El plástico resultó ser el tipo de basura más abundante y frecuente. A pesar de que los valores de abundancia fueron altos, con un promedio global de $12\ 185\ \text{N}/\text{km}^2$ ($\pm 107\ 010.2\ \text{DT}$), la basura no parece tener una influencia significativa en la diversidad y la riqueza específica.

Summary

Diversity and species richness of the megafauna of the Ártabro Gulf was assessed using bottom trawling, at depths ranging from 6 to 50 meters. 86 different species were found, 35 of them of commercial interest. Fishes were the dominant group (49 species). There were differences between zones and, to a lesser extent, between different depth ranges. In addition, the abundance of seafloor litter was studied, as well as its typology and source. Plastics were the most abundant and frequent type of litter. Although abundance values were high, with a global average of $12\ 185\ \text{N}/\text{km}^2 \pm 107\ 010.2\ \text{DT}$, marine litter doesn't seem to have a significant effect on diversity and species richness in the Ártabro Gulf.

2. Introducción

El proyecto BIGA (Biodiversidad del Golfo Ártabro) llevado a cabo por el Instituto Español de Oceanografía tiene como objetivo caracterizar la megafauna de peces, crustáceos y cefalópodos y sus patrones de distribución espacio-temporal en el área del Golfo Ártabro. Los datos recogidos se utilizarán para evaluar la relevancia del área como vivero de especies pesqueras y para definir potenciales especies bioindicadoras de la salud del ecosistema. Se utiliza como método de muestreo el arrastre de bou de vara. Existen estudios similares en el Mediterráneo (Colloca *et al.*, 2003; Massutí y Reñones, 2005) y en la ría de Ferrol (González-Gurriarán *et al.*, 1991) que, aunque se encuentra dentro del Golfo Ártabro, no se ha incluido en el área de estudio de este proyecto.

A diferencia de la zona de plataforma externa, de la que existen estudios sobre la megafauna que habita los fondos marinos y sus patrones de distribución (Serrano *et al.*, 2008; Fariña *et al.*, 1997), la zona litoral no ha sido tan estudiada. Se ha descrito la fauna

macrobentónica de los fondos blandos de la ría de Ares (Troncoso y Urgorri, 1993; Sánchez-Mata *et al.*, 1993; Gesteira y Dauvin, 2005), pero no existen muchos trabajos sobre la megafauna, a excepción del trabajo de Pita (2011), que describe las especies de peces comerciales de hábitats rocosos en dos zonas reducidas de la ría de A Coruña.

El Golfo Ártabro es una zona de interés para el estudio de la diversidad porque la mezcla de fondos duros y blandos que lo componen constituye una muestra representativa de los ecosistemas costeros de Galicia (Freire *et al.*, 2002). Concretamente, en los fondos poco profundos de la ría de A Coruña existe una amplia diversidad de hábitats con una comunidad muy diversa de decápodos, actuando como viveros para estas especies (Pallas *et al.*, 2003). Además, en el Golfo Ártabro existe una intensa actividad pesquera que captura especies como merluza (*Merluccius merluccius*), rayas (*Raja* spp.) y centolla (*Maja brachydactyla*), con artes de enmalle, nasas y palangres (Pita *et al.*, 2008), habiéndose descrito una disminución de la abundancia y tamaño de los peces comerciales (Pita y Freire, 2014).

Durante el curso de los muestreos del proyecto se recogió basura depositada en los fondos. La basura marina es “cualquier material sólido persistente, manufacturado o procesado, que haya sido desechado en el ambiente marino o costero” (UNEP, 2009). Aunque la basura marina se describió en los años 60, su número se ha incrementado significativamente y ahora puede ser encontrada en todos los mares y océanos (Galgani *et al.*, 2015). Los plásticos son el tipo de basura marina más abundante y son ubicuos, encontrándose incluso en regiones polares remotas (Galgani *et al.*, 2015). Los plásticos dominantes son los de un solo uso, que constituyen el 86% de toda la basura de las playas y más de la mitad de los plásticos marinos (European Commission, 2018).

Como se narra en Kühn *et al.* (2015), la basura marina, especialmente los plásticos, afecta a los organismos marinos. La fauna puede quedarse atrapada, por ejemplo, con aparejos de pesca perdidos, como ocurre en el fenómeno conocido como pesca fantasma. También pueden confundir la basura con alimento, que se acumula en el estómago afectando a su supervivencia y reproducción. Además, los fragmentos ingeridos también pueden transferir químicos dañinos a los organismos (Barnes *et al.*, 2009). La basura marina no solo produce daños en el medio marino, sino que también afecta a las actividades humanas como el turismo, las pesquerías y la navegación. Además, se cree que la acumulación de sustancias en la cadena alimenticia puede suponer una amenaza, aunque los efectos a largo plazo no están muy estudiados (European Commission, 2018).

Es evidente que deben tomarse medidas contra la basura marina. En Europa se ha desarrollado la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (Marine Strategy Framework Directive, MSFD) (2008/56/EC) para proteger el medio marino y asegurar su explotación sostenible. La MSFD está basada en once descriptores y marca objetivos para alcanzar el Buen Estado Medioambiental del medio marino para el año 2020 por los estados miembros. La basura marina y su problemática se engloban en el descriptor 10.

Para poder resolver el problema de la basura marina, es necesario cuantificarla. Los datos de presencia de basura marina más cercanos a la zona de estudio proceden de las campañas de arrastre demersal del IEO cada otoño a lo largo del sur del golfo de Vizcaya. En el análisis de la densidad de basuras marinas usando datos de estas campañas desde 2006 a 2010, los valores de basura encontrados frente a la ciudad de A Coruña estaban entre los más altos de todo el área prospectada (López-López *et al.*, 2017). En 2013 y 2014 se hicieron las primeras observaciones de partículas de plástico neustónico en la costa noroeste de España (Gago *et al.*, 2015), encontrando partículas en el 95% de los lances. También se ha estudiado la basura encontrada en transectos de tres playas de las costas de Galicia (Gago *et al.*, 2014) entre 2001 y 2010. El plástico era el tipo de basura más común y las fuentes principales eran la pesca y la acuicultura.

El protocolo de monitorización de basuras sugerido por la MSFD propone el arrastre como la técnica de muestreo más indicada para los fondos costeros y señala que los estudios de diversidad son ideales para evaluar conjuntamente la basura marina (MSFD Technical Subgroup on Marine Litter, 2013). Por lo tanto, en este trabajo se analiza la diversidad y riqueza de peces, crustáceos y cefalópodos junto con la basura depositada en los fondos del Golfo Ártabro.

2.1 Área de estudio

El Golfo Ártabro tiene una superficie de 1500 km² y está situado en el noroeste de Galicia, formando un arco de 46 km de longitud abierto al mar, comprendido entre las Islas Sisargas y el cabo Prior (Prego y Varela, 1998). Está compuesto por las rías de Ares, Betanzos, Ferrol y A Coruña, que forman parte de las llamadas rías intermedias gallegas (Torre Enciso, 1958). La ría de A Coruña debería considerarse como una bahía de influencia oceánica, recibiendo la denominación de ría la parte más profunda, conocida como la ría de O Burgo (Varela *et al.*, 1994). La profundidad en la desembocadura de las rías varía entre 32 y 36 metros y a partir de los 8 km de la costa se superan los 100 m. (Prego *et al.*, 1999).

3. Objetivos

El objetivo principal de este estudio es la caracterización de la megafauna y la identificación y cuantificación de la basura marina de los fondos blandos del Golfo Ártabro. Para ello, se han propuesto 3 objetivos secundarios.

- Descripción y análisis de las especies encontradas.
- Descripción y análisis de la macrobasura marina, determinando si existen diferencias entre las zonas de muestreo en relación a la densidad, tipología y origen de la basura encontrada.
- Estudio del efecto de la zona, la profundidad y el nivel de contaminación en la diversidad y abundancia de las especies.

4. Métodos

4.1 Toma de datos

Para este estudio se siguió la metodología de muestreo estratificado aleatorio hasta los 50 metros de profundidad. Se establecieron 13 estaciones de muestreo distribuidas según estratos determinados por la combinación de 3 límites de profundidad (<10 m, 10-20 m y 20-50 m) y tres zonas geográficas (Figura 1) definidas como:

- ARB: rías de Ares y Betanzos
- COR: ría de A Coruña
- EOR: ensenada de Orzán-Riazor

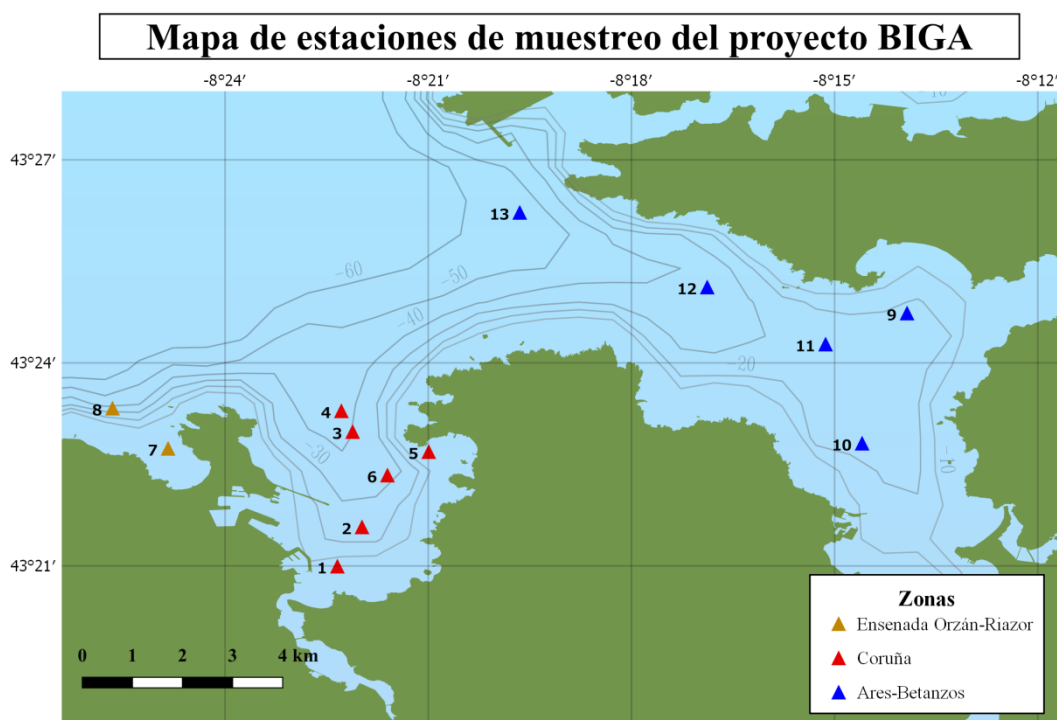


Figura 1. Mapa de las estaciones muestreadas en el Golfo Ártabro. Cinco se situaron en la ría de Ares-Betanzos (azul), seis en la ría de A Coruña (rojo) y dos en la ensenada de Orzán-Riazor (amarillo).

Se realizaron arrastres con un bou de vara, cuya barra medía 4.95 m de longitud y red con luz de malla entre 20 y 75 mm según sectores (Figura 2).

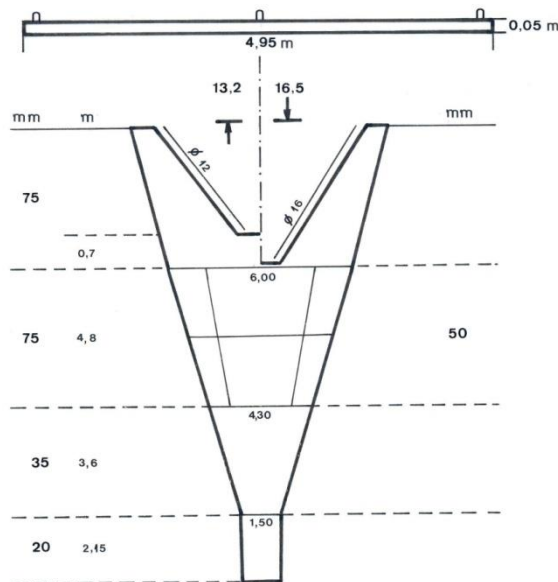


Figura 2. Esquema del bou de vara empleado en los muestreos. Se indican sus principales medidas. (Fuente: Celso Fariña, IEO)

Entre febrero de 2017 y septiembre de 2018, si la situación del mar lo permitía, se realizaron muestreos trimestrales en las 13 estaciones establecidas. Para cada uno de ellos se estimó la profundidad media (promedio entre la profundidad al comienzo del arrastre y la de inicio del virado) y la superficie arrastrada en km^2 . La superficie arrastrada se calculó multiplicando la distancia recorrida en cada lance por la longitud entre anillas de la barra del bou de vara (4.85 m). Toda la captura era izada a bordo y depositada en cajas identificadas por el número de lance. Se mantenían allí hasta su estudio en el laboratorio, sin condiciones especiales de conservación. Algunas especies con probabilidades de sobrevivir se identificaban, medían y sexaban en el barco y eran devueltas al mar. En las ocasiones en las que el arte volvía cargado con una gran cantidad de algas se tomaba una submuestra para llevarla al laboratorio y procesarla. Además de las algas, durante el arrastre se recogían también pequeños invertebrados bentónicos, pero en el presente trabajo solo se estudia la megafauna bentónica y la basura recogida.

Una vez en el laboratorio, la fauna era separada y se procedía a la toma de datos de cada ejemplar. Para cada individuo se identificó la especie y se recogieron datos de talla, peso, sexo y estado de madurez, si podía determinarse. Para la talla se utilizó un ictiómetro para

peces y cefalópodos y un calibre para crustáceos, a los que se les midió el largo y el ancho del cefalotórax. Para la clasificación de especies se ha seguido la nomenclatura de la base de datos World Register of Marine Species (WoRMS) y por claridad se han dividido en tres grupos generales: peces, crustáceos y moluscos.

Por su parte, si aparecía basura en el lance, se recolectaba y se procesaba clasificándola en 11 categorías de material (plástico/poliestireno, papel/cartón, metal, textil, cristal, cerámica, goma, residuos sanitarios, residuos médicos, madera y otros) y cuatro categorías de tamaño siguiendo la guía propuesta por OSPAR (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) (OSPAR Commission, 2010), que se considera la más detallada de toda la Unión Europea (MSFD Technical Subgroup on Marine Litter, 2013). Cada ítem era pesado y se anotaba la presencia de fouling. Para este estudio se han utilizado los datos de categoría OSPAR, peso y número de ítems. Posteriormente, los ítems fueron clasificados en 3 categorías atendiendo a su potencial origen:

- **Tierra:** útiles higiénicos o sanitarios, envases de comida, bolsas.
- **Mar:** artes de pesca, textil, cabos.
- **Indeterminado:** ítems que no se pueden asociar a un origen claro, como las latas de bebidas, cristal, paquetes de tabaco o colillas, material de limpieza o fragmentos no identificables.

A su vez, estas tres categorías se dividen en cuatro subcategorías más específicas:

Hogares (productos de higiene sanitaria, bastoncillos y otros objetos pequeños que los usuarios puedan depositar en el inodoro); Pesca (textil, artes de pesca, embalajes, material de trabajo o limpieza); Turismo/Playa (envases de alimentos, tiritas, papel de aluminio, bolsas de la compra, cosméticos); Indeterminado (materiales como madera, cerámica o cristal, trozos de plástico no identificables, latas, cigarrillos y otros objetos de origen dudoso); No asignado (ítems procedentes de tierra identificables a simple vista, pero que no encajan en ninguna otra categoría).

4.2 Análisis de datos

Una vez tomados los datos, se calculó para cada lance el número y peso de cada especie recolectada por km². Con estos datos se estimó para cada especie su abundancia promedio en N/km² junto a su desviación típica (DT), la abundancia mínima y máxima, el peso promedio en kg/km², su desviación típica y su frecuencia de aparición (número de lances

en los que aparece la especie/lances válidos). Para estos análisis se eliminaron 5 individuos de especies no identificadas y los lances no válidos.

Para el análisis de la riqueza específica y la diversidad se consideraron los siguientes índices, además de la abundancia:

Riqueza específica: Número de especies (S) e índice de Margalef (D_{MG}) que mide el número de especies por número de individuos especificados o la cantidad de especies por área en una muestra (Margalef, 1958). Su fórmula es:

$$D_{MG} = \frac{S - 1}{Ln N}$$

Diversidad: índice de Shannon (H') (Shannon y Weaver, 1949) que es una medida de la incertidumbre para predecir a qué especie pertenecerá un individuo elegido al azar de una muestra de S especies y N individuos:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i Ln p_i$$

e índice de dominancia de Simpson (D) (Simpson, 1949) que mide la probabilidad de que dos individuos de la población seleccionados al azar sean de la misma especie:

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$$

Equitabilidad: índice de Pielou (j') (Pielou, 1966). Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes. Su fórmula:

$$j' = \frac{H'}{Ln S}$$

Para estas fórmulas, S es el número de especies, N es el número total de individuos en la muestra y p_i es la abundancia de la especie i dividida entre la suma de las abundancias de las S especies que componen la comunidad. Todos ellos se calcularon a nivel de lance y también a nivel global en toda el área de estudio.

Para la representación gráfica y análisis de los índices se utilizó el número equivalente de especies o números de Hill (Hill, 1973) en lugar de los índices de Shannon y Simpson, con el propósito de facilitar su interpretación, ya que estos índices no comparten unidades y esto dificulta su comparación y la obtención de conclusiones (Chao *et al.*, 2014; Jost y González-Oreja, 2012). Los números de Hill se consideran la mejor elección para cuantificar la diversidad de especies (Ellison, 2010) y obedecen a la misma fórmula:

$Nq = (\sum_i p_i^q)^{1/(1-q)}$. p_i es la abundancia proporcional de especies y el valor q indica su mayor o menor sensibilidad a la rareza de las especies. La diversidad de orden cero $q=0$, N_0 , se corresponde con la riqueza de especies. N_1 ($q=1$) equivale al exponencial del índice de Shannon. N_2 ($q=2$) equivale al inverso del índice de Simpson (Jost y González-Oreja, 2012) y puede interpretarse como el número de especies dominantes en la comunidad (Chao *et al.*, 2014).

Para realizar la descriptiva y análisis de la contaminación por basura se procedió de forma similar a la biodiversidad. En primer lugar, se calculó la abundancia por km^2 en número y peso por lance. Con estos datos se calculó la abundancia promedio general de basura, su desviación típica, su mediana y los valores mínimos y máximos. Para evaluar los cambios espacio-temporales de la abundancia de basura se crearon mapas trimestrales de la abundancia promedio en cada estación de muestreo, empleando para ello el programa QGIS (QGIS Development Team, 2019).

Para analizar las diferencias en la abundancia de basura, el tipo de ítems y el origen por zona del Golfo Ártabro (Coruña, Ares-Betanzos y Orzán-Riazor) se llevaron a cabo diferentes análisis estadísticos.

La abundancia de basura entre zonas se comparó con un test de permutaciones con 10000 réplicas. Se eligió este tipo de prueba no paramétrica porque los datos son limitados, no siguen una distribución normal y hay diferentes tamaños de muestra debido a que algunas zonas de estudio tenían más estaciones de muestreo.

Para determinar la existencia de diferencias entre las zonas según el tipo de ítems (categorías OSPAR) y el origen de la basura, se escogió el test no paramétrico de Análisis Permutacional Multivariante de la Varianza (PERMANOVA) (Anderson, 2001) por su adecuación a la naturaleza de los datos, con varias variables explicativas y varianza no homogénea. Además, el test PERMANOVA es más robusto que otros similares para muestras heterogéneas, aunque puede verse afectado por la heterogeneidad en las dispersiones de los grupos, sobre todo en diseños no balanceados (Anderson y Walsh, 2013).

Por último, se evaluó la relación entre la diversidad y la abundancia de especies con diferentes variables de estudio: profundidad, zonas de estudio y niveles de contaminación por basura marina. Por una parte, los índices fueron representados gráficamente por zona (Ares-Betanzos, A Coruña, Orzán-Riazor), rango de profundidad (< 10 m, 10-20 m, 20-50 m) y por nivel de contaminación por basura (nivel 1: 0 ítems/ km^2 , nivel 2: 1-1000

ítems/km², nivel 3: > 1000 ítems/km²). Así mismo, se aplicaron tests estadísticos no paramétricos para comprobar la significancia de las diferencias con las variables consideradas, utilizando los valores por lance de los diferentes índices calculados y la abundancia en N/km². Previamente a los análisis se comprobó la normalidad de los datos con el test de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965) y la homogeneidad de varianzas con el test de Levene (Levene, 1960). Dado que los datos no seguían una distribución normal ni siquiera bajo transformación, y debido al bajo número de muestras, se eligió el test PERMANOVA. Complementariamente se llevaron a cabo pruebas de contraste por pares para determinar qué grupos eran diferentes y el test PERMDISP (análisis permutacional de dispersión multivariante) (Anderson, 2006) para conocer las diferencias de dispersión en los casos que resultaron significativos en el PERMANOVA. Dado que la dispersión heterogénea de los datos puede influenciar los resultados del PERMANOVA, solo aquellos factores que resultaron no significativos en el PERMDISP fueron considerados como causas de variabilidad. Los resultados del PERMDISP se representaron utilizando un análisis de coordenadas principales (PCoA).

En aquellos casos en los que las interacciones entre variables resultaron significativas en el PERMANOVA, indicando que no eran totalmente independientes, se usó un gráfico de interacciones.

Todos los análisis estadísticos y gráficos de este estudio se realizaron en el entorno estadístico R (RStudio Team, 2016). Para el cálculo de los índices de diversidad de Shannon y Simpson se empleó el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018), aplicando las transformaciones matemáticas necesarias para obtener el número equivalente de especies y el índice de Pielou. Para comprobar las diferencias de abundancia de basura entre las tres zonas se usó la función *permute.groups* del paquete *emon* (Barry y Maxwell, 2017). Para la realización del test PERMANOVA y el resto de pruebas complementarias se ordenaron los datos en una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957) y se realizaron 1000 permutaciones con la función *adonis2* de la librería *vegan*. Las comparaciones entre grupos se hicieron con la función *pairwise.adonis* (Arbizu, 2019) con 999 permutaciones y el p-valor ajustado con la corrección de Bonferroni y el test PERMDISP con las funciones *betadisper* y *permutest* (999 permutaciones), del paquete *vegan*.

5. Resultados

5.1 Biodiversidad

En los 92 lances válidos realizados entre febrero de 2017 y septiembre de 2018 se capturaron 7329 individuos, pertenecientes a 86 especies diferentes, 30 de ellas crustáceos, 7 moluscos cefalópodos y 49 especies de peces (7 condriictios y 42 osteictios) (Anexo 1.1). La abundancia promedio estimada fue de 28 705 N/km² (DT 49 713), con un mínimo de 768 N/km² y un máximo de 445 374 N/km². De las 86 especies, 35 se consideran especies comerciales (Tabla 1). De ellas, la especie más frecuente fue el lenguado de arena, *Pegusa lascaris*, que apareció en el 50% de los lances y su densidad media fue de 556 N/km². La especie más abundante fue la faneca, *Trisopterus luscus*, con una densidad media de 746 N/km². La centolla, *Maja brachydactyla*, se encontró en el 35% de los lances y fue la segunda especie comercial más abundante (619 N/km²) del Golfo Ártabro. De las 5 especies de raya encontradas, *Raja undulata* fue la más frecuente y abundante en el área de estudio, y se registró en las 3 zonas del Golfo Ártabro. Los altos valores obtenidos para la desviación típica indican que existe una gran variabilidad entre las muestras.

Tabla 1. Lista de especies comerciales encontradas en fondos blandos del Golfo Ártabro, por orden decreciente de frecuencia de aparición. Para cada especie se indica el grupo general (PEC: peces; CRU: crustáceos; MOL: moluscos), abundancia promedio (Abun) y desviación típica asociada (DT), abundancia mínima (Min) y máxima (Max) y frecuencia de aparición (Frec). También se señalan las zonas del Golfo Ártabro en las que aparecieron al menos una vez.

Especie	Grupo	Abun (N/km ²)	±DT	Min	Max	Frec	Zona		
							ARB	COR	EOR
<i>Pegusa lascaris</i>	PEC	556	918.4	0	4111	50.0%	X	X	X
<i>Maja brachydactyla</i>	CRU	619	1703.1	0	9599	34.8%	X	X	
<i>Solea solea</i>	PEC	179	374.6	0	1835	26.1%	X	X	
<i>Trisopterus luscus</i>	PEC	746	2550.9	0	18744	22.8%	X	X	
<i>Sepia officinalis</i>	MOL	123	325.5	0	1920	18.5%	X	X	X
<i>Raja undulata</i>	PEC	93	240.2	0	1412	17.4%	X	X	X
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	PEC	99	377.3	0	3164	14.1%	X	X	X
<i>Atherina presbyter</i>	PEC	81	284.8	0	1682	10.9%	X	X	
<i>Palaemon serratus</i>	CRU	95	550.5	0	5104	8.7%	X	X	X
<i>Eutrigla gunardus</i>	PEC	31	118.9	0	815	7.6%	X	X	X
<i>Necora púber</i>	CRU	45	303.1	0	2847	5.4%	X	X	X
<i>Solea senegalensis</i>	PEC	24	103.1	0	571	5.4%	X	X	

<i>Trachurus trachurus</i>	PEC	41	212.4	0	1758	5.4%	X	X	X
<i>Octopus vulgaris</i>	MOL	22	110.5	0	668	4.3%	X		X
<i>Scylliorhinus canicula</i>	PEC	16	77.8	0	417	4.3%	X		X
<i>Trisopterus minutus</i>	PEC	33	225.2	0	2041	3.3%	X		X
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	PEC	26	153.6	0	1192	3.3%		X	X
<i>Merluccius merluccius</i>	PEC	13	69.5	0	408	3.3%	X	X	X
<i>Mullus surmuletus</i>	PEC	18	118.3	0	1043	3.3%	X	X	
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	PEC	10	65.2	0	445	2.2%	X		
<i>Pagellus acarne</i>	PEC	23	186.9	0	1758	2.2%		X	X
<i>Scophthalmus maximus</i>	PEC	8	53.1	0	373	2.2%		X	X
<i>Symphodus melops</i>	PEC	13	91.8	0	813	2.2%		X	
<i>Zeus faber</i>	PEC	10	67.7	0	570	2.2%	X		X
<i>Argentina sphyraena</i>	PEC	3	31.9	0	306	1.1%	X		
<i>Eledone cirrhosa</i>	MOL	4	36.4	0	349	1.1%		X	
<i>Labrus bergylta</i>	PEC	6	59.5	0	571	1.1%		X	
<i>Loligo vulgaris</i>	MOL	3	33.1	0	317	1.1%	X		
<i>Microchirus variegatus</i>	PEC	5	46.4	0	445	1.1%	X		
<i>Raja clavata</i>	PEC	4	37.1	0	356	1.1%			X
<i>Raja montagui</i>	PEC	3	32.2	0	309	1.1%	X		
<i>Scophthalmus rhombus</i>	PEC	5	49.1	0	471	1.1%		X	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	PEC	4	34.3	0	329	1.1%	X		
<i>Trachinus draco</i>	PEC	4	41.0	0	393	1.1%			X
<i>Trachurus mediterraneus</i>	PEC	4	36.7	0	352	1.1%			X

En cuanto a las especies no comerciales, la más frecuente fue *Arnoglossus laterna* (1917 N/km², DT 2813.2), que apareció en el 73% de los lances, superando a todas las especies comerciales. Otras especies frecuentes fueron *Buglossidium luteum* (5436 N/km², DT 8629.4), que apareció en el 70% de los lances, *Pagurus bernhardus* (2434 N/km², DT 3879.2), en el 67% de los lances, y *Polybius henslowii* (9511 N/km² DT 45483.3), en el 55% de los lances.

Para la totalidad del área estudiada, los valores de N1 y N2 fueron mucho menores que N0: 12 y 6, respectivamente (Tabla 2). El otro índice de riqueza específica calculado, el índice de Margalef, tiene un valor de 9.55. Los valores superiores a 5 se consideran alta diversidad en la interpretación de este índice. El valor del índice de Pielou es 0.55, un valor intermedio que indica una dominancia de algunas de las especies sobre el resto.

Tabla 2. Índices de biodiversidad y la abundancia promedio en individuos/km² en el Golfo Ártabro. N0: riqueza de especies; N1: exponencial de Shannon; N2: inverso de Simpson. D_{MG}: índice de Margalef. j': índice de Pielou. A: abundancia.

Golfo Ártabro					
N0	N1	N2	D _{MG}	j'	A
86	12	6	9.55	0.55	28705

5.2 Basura

Se halló basura en el 72% de los 92 lances válidos, sumando 1792 ítems y un peso total de 23.3 kg. Se encontró basura en todas las estaciones muestreadas al menos en una ocasión. En las figuras 3a y 3b se representa la densidad de basura en número de ítems/km² en cada uno de los trimestres del proyecto. No todas las estaciones pudieron muestrearse cada trimestre, debido a la presencia de artes de pesca que imposibilitaron el muestreo o a las condiciones climáticas, especialmente durante el invierno.

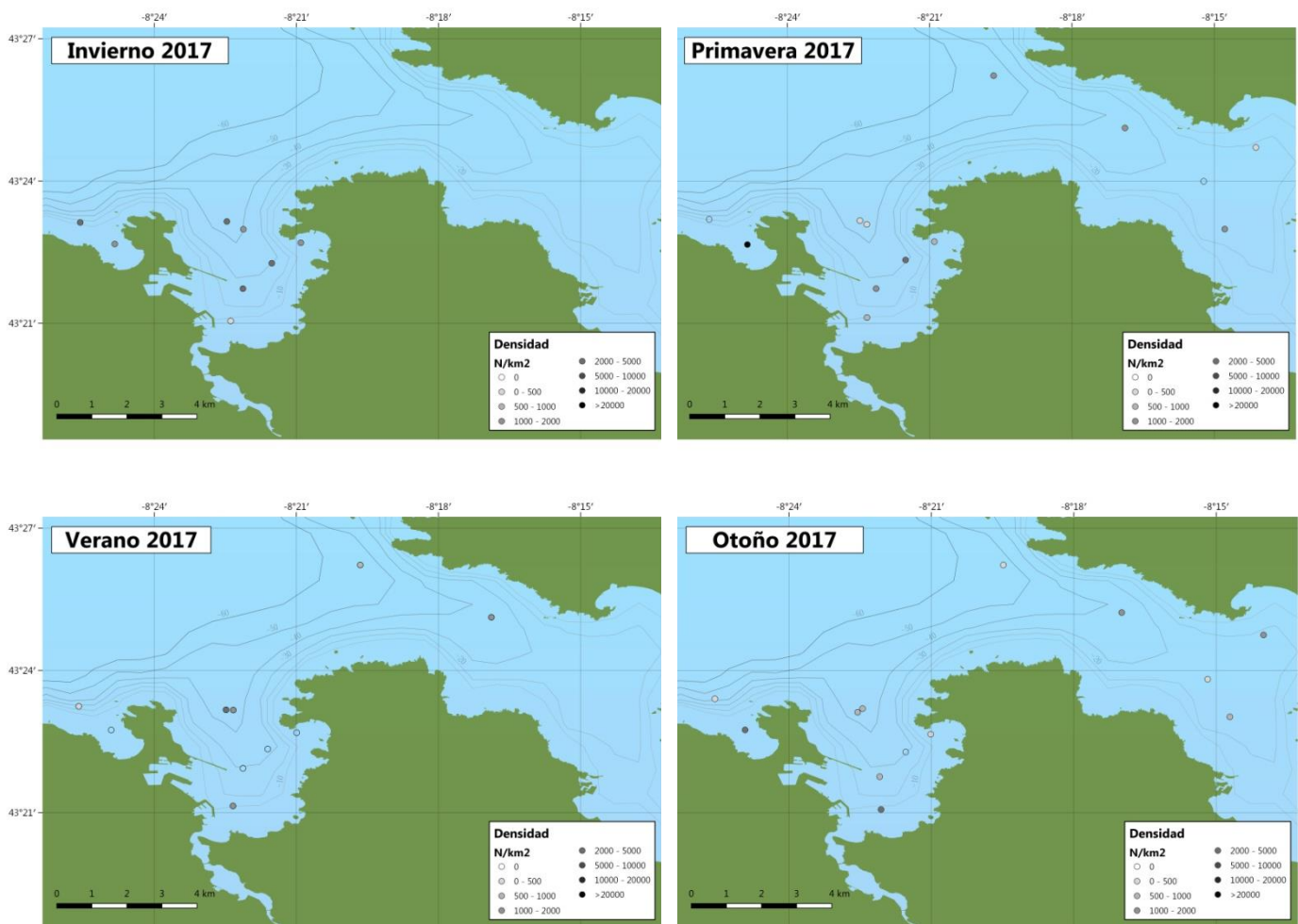


Figura 3a. Mapas de densidad de basura por trimestre en el primer año de muestreo.

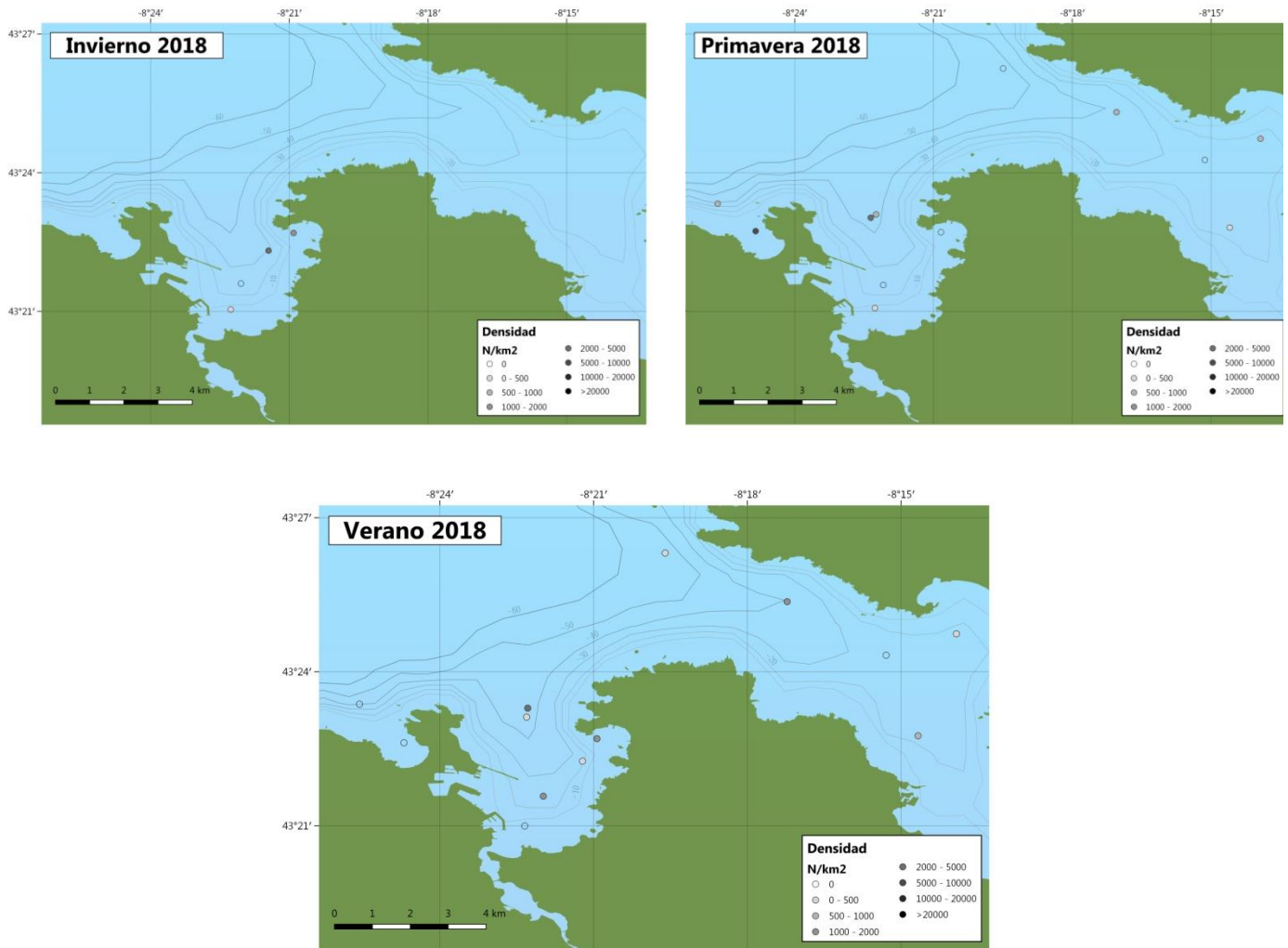


Figura 3b Mapas de densidad de basura por trimestre en el segundo año de muestreo, hasta septiembre de 2018.

Resulta destacable que los dos puntos de mayor abundancia de basura se hayan dado en la estación 7, la más interior de la ensenada Orzán-Riazor, durante la primavera de 2017 y la de 2018. Se podría considerar la estación 7 como un hotspot, una zona de alta acumulación de basura.

Sin embargo, los datos globales deben ser tomados con cautela, ya que en uno de los lances que se hicieron en la estación 7 (Ensenada Orzán-Riazor) se recogieron 30 cajas de algas, por lo que se tomó una sola como submuestra de la captura. En la submuestra aparecieron fragmentos de basura textil y plásticos, por lo que se hizo una estimación del peso y los ítems del material que no se procesó. La estimación constituye 0.7 kg de plástico, 0.022 kg de residuos sanitarios y 2.2 kg de fragmentos textiles, un total de 1538 ítems y una densidad de 1 027 365 ítems/km² de superficie arrastrada. Por su parte, en otro lance en esa misma estación aparecieron algas mezcladas con cabos, residuos sanitarios y restos de

artes, por lo que tuvo que contabilizarse como una unidad, pero se hizo una estimación del peso (4 kg). Por lo tanto, los valores de estos lances elevan la media global de densidad y peso, respectivamente, y hacen que las dos categorías más abundantes (plástico y textil) sean cifras estimadas, ya que solo estos dos lances representan un 35% del peso total de basura recogida en todos los lances. En la Tabla 3 puede verse que la desviación típica de la ensenada de Orzán-Riazor es mucho más alta que la de las otras dos zonas, y su valor máximo corresponde a uno de estos lances estimados.

Tabla 3. Densidad promedio de la basura (N/km^2) en cada zona y en total en el área de estudio.

	DENSIDAD	\pmDT	MEDIANA	MIN	MAX
Ares-Betanzos	642	570.7	514	0	1630
Coruña	1127	1229.9	665	0	4725
Ensenada de Orzán-Riazor	65709	256 449.1	1055	0	1 027 365
Golfo Ártabro	12185	107 010.2	644	0	1 027 365

Los ítems encontrados se clasificaron dentro de 10 de las 11 categorías generales de OSPAR (Anexo 1.2). Dentro de estas categorías, el plástico fue el tipo de basura más abundante en toda la zona de estudio, representando un 52% de los ítems y un 22% del peso total. Dentro de los ítems de plástico, destacan las tiritas (729 unidades y un peso medio por lance de 50.7g, un 2% del peso total), que representan un 79% de los ítems de plástico encontrados.

La segunda categoría más abundante fue el textil, que representa el 45% de los ítems encontrados y el 25% del peso total. La tercera categoría más abundante fueron los residuos sanitarios (pañales, toallas sanitarias, bastoncillos...) que representan un 1.8% del total de ítems y 3% del peso total.

El plástico no solo fue la categoría más abundante, sino también la más frecuente, ya que apareció en el 61% de los lances, distanciándose del resto de categorías: le siguen los residuos sanitarios, que aparecen en el 26% de los lances y el textil (17%). Esta tendencia no solo se cumple a nivel global: en la Figura 4 se representa la frecuencia de las diferentes categorías de basura en cada una de las zonas de muestreo. El plástico es dominante en las tres, representando más del 50% de los ítems tanto en Ares-Betanzos como en Coruña, y siendo igualmente frecuente en Orzán-Riazor.

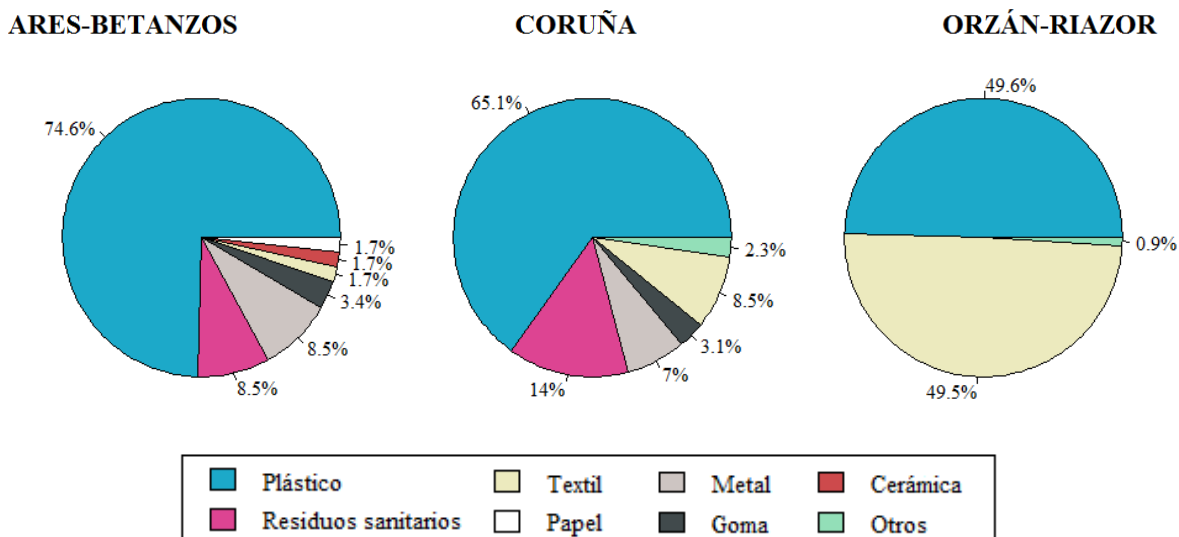


Figura 4. Frecuencia de los materiales de basura (categorías OSPAR) para cada una de las zonas muestreadas en el Golfo Ártabro. Las categorías cuya frecuencia era < 1% se agruparon bajo la categoría Otros: COR: papel, cristal y madera (0.8% cada uno). EOR: residuos sanitarios (0.6%), goma (0.1%), papel (0.1%) y otros (OSPAP) (0.1%).

En cuanto al origen de la basura (Tabla 4), un 49% de la basura encontrada tiene su origen en el mar y procede de actividades relacionadas con la pesca y el transporte marítimo. La basura de origen terrestre representa un 46% del total y en ella destacan los ítems procedentes del turismo costero o de la playa (44%). En la ensenada de Orzán-Riazor destacan los ítems terrestres procedentes del turismo (47%), lo cual es consecuente con la cercanía de las playas de Riazor y Orzán (envases de comida, tiritas). Un 5.5% de la basura total encontrada tiene un origen indeterminado, bien por no ser identificable (fragmentos de plástico), o no poder determinar si procede de un barco o de tierra (latas de bebida, útiles de limpieza). La cantidad de ítems indeterminados es especialmente alta en las rías de Ares-Betanzos y Coruña (>30%). A un 0.2% de la basura de tierra no se le asignó ningún origen por asumir que deben proceder de tierra pero no encajan en ninguna de las otras categorías (maquinilla, pinza de la ropa, trozo de ladrillo).

Para determinar si existen diferencias entre las densidades medias de cada zona, se realizó un test estadístico de permutaciones. Se encontraron diferencias significativas entre la ría de Ares-Betanzos y la ría de Coruña ($p < 0.05$), Ares-Betanzos y Orzán-Riazor ($p < 0.01$) y Coruña y Orzán-Riazor ($p < 0.05$).

Tabla 4. Origen de los ítems encontrados en cada zona.

Origen	Zona de muestreo			Total
	Ares-Betanzos	Coruña	Orzán-Riazor	
Mar				
Pesca o Puerto	39.0%	36.4%	50.4%	49.0%
Tierra				
Hogares	8.5%	14.0%	0.6%	1.8%
No asignado	3.4%	0.0%	0.1%	0.2%
Turismo/Playa	13.6%	17.8%	46.6%	43.5%
Indeterminado				
Indeterminado	35.6%	31.8%	2.3%	5.5%

En cambio, el PERMANOVA para evaluar el efecto de la zona en las categorías y en el origen de la basura no dio resultados significativos ($p > 0.05$ en ambos casos) (Tabla 5).

Por tanto, no existen diferencias entre las zonas del Golfo Ártabro respecto a la tipología de la basura ni con las subcategorías de origen (Hogares, Pesca, Turismo e Indeterminado).

Tabla 5. Resultados del test PERMANOVA para evaluar el efecto de las zonas de muestreo en la tipología (categorías) y origen de la basura.

		Df	SS	R2	F	Pr(>F)
Categorías	ZONA	2	0.45	0.04	1.3070	0.2328
	Residuo	63	10.90	0.96		
	Total	65	11.36	1.00		
Origen	ZONA	2	0.31	0.02	0.7592	0.5894
	Residuo	63	13.06	0.98		
	Total	65	13.37	1.00		

5.3 Efecto de la zona, profundidad y nivel de basura en la diversidad y la riqueza de especies.

De las 86 especies recogidas en el listado, en la ría de Ares-Betanzos aparecieron 59 especies diferentes, 61 en la ría de Coruña y 33 en Orzán-Riazor (total de especies que aparecieron al menos una vez). El número medio de especies diferentes (N0) por lance en cada zona fue de 12 en Ares-Betanzos, 9 en Coruña y 4 en Orzán-Riazor.

En la Figura 5 se representa la distribución de los índices de diversidad por áreas y por intervalos de profundidad. Parece haber más diferencias entre zonas que entre los rangos de profundidad. La ensenada de Orzán-Riazor parece tener siempre unos valores algo más bajos que el resto, mientras que para el índice de Pielou (equitabilidad de las comunidades)

está ligeramente por encima. Aún así, todas las medidas de equitabilidad parecen estar cercanas a 1, que es el máximo valor para este índice. Es decir, la distribución de abundancias por especies es similar. Por profundidades, los máximos valores de riqueza específica (N0) y D_{MG} se observan a profundidades entre 10 y 20 metros. Y, aunque las diferencias son pequeñas, el índice de Pielou se incrementa con la profundidad. Por su parte, no parece haber diferencias de diversidad o riqueza entre los niveles de basura (Figura 6).

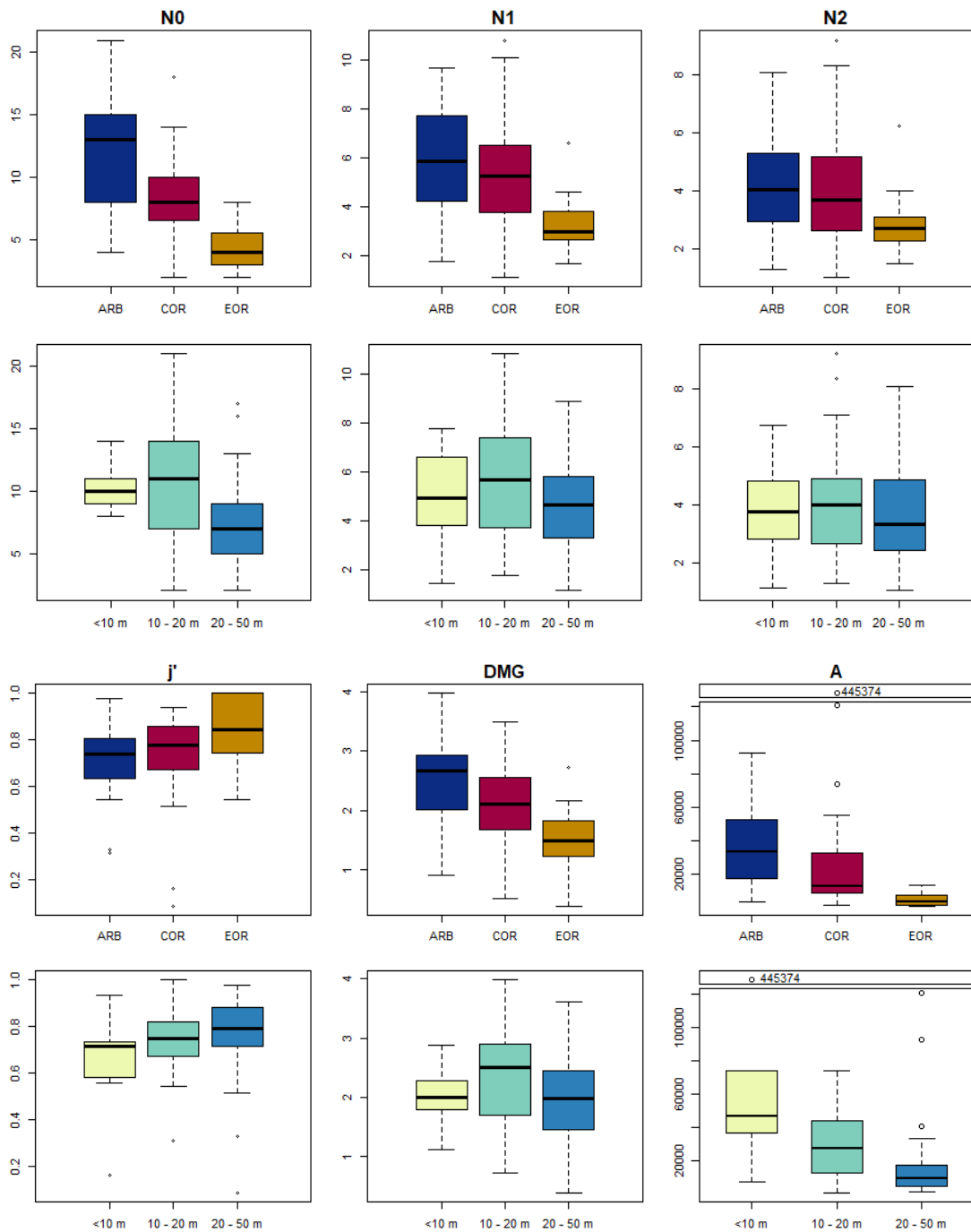


Figura 5. Distribución de los diferentes índices de biodiversidad por zona (ARB: Ares-Betanzos, COR: Coruña, EOR: Orzán-Riazor) y rangos de profundidad. N0: riqueza de especies. N1: exponencial de Shannon. N2: inverso de Simpson. DMG: índice de Margalef. j' : índice de Pielou. A: abundancia en N/km^2 . La línea dentro de la caja marca el valor de la mediana en cada grupo. Los outliers (°) son aquellos valores que sobrepasan el $IQR*1.5$ (tercer cuartil – primer cuartil = IQR).

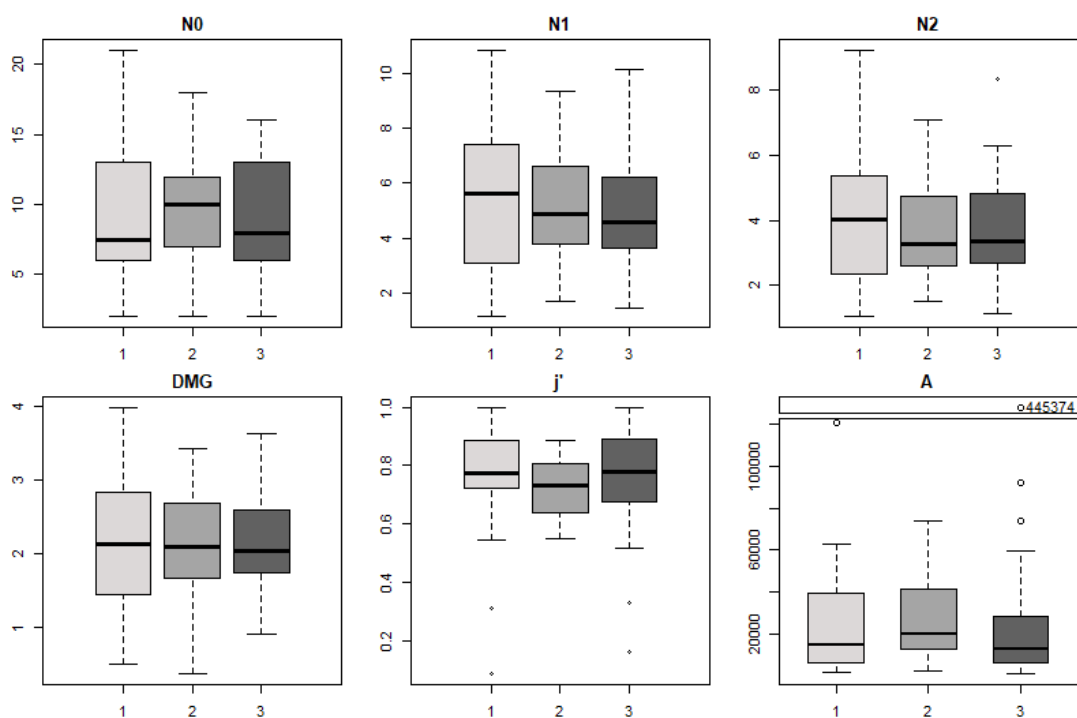


Figura 6. Índices de biodiversidad y abundancia de individuos por niveles de abundancia de basura. Nivel 1: 0 ítems/ km^2 , Nivel 2: 1 – 1000 ítems/ km^2 , Nivel 3: >1000 ítems/ km^2 . La línea dentro de la caja marca el valor de la mediana en cada grupo. Los outliers (°) son aquellos valores que sobrepasan el $IQR*1.5$ (tercer cuartil – primer cuartil = IQR).

Los resultados del PERMANOVA indicaron la existencia de diferencias significativas en la riqueza de especies y en la abundancia con la zona y la profundidad (Tabla 6). Para los índices de diversidad N1, N2 y Pielou la zona también tuvo un efecto significativo ($Pr(>F) < 0.05$).

Tabla 6. Resultados del PERMANOVA multivariante y estadísticos relevantes para evaluar el efecto de las variables zona (Z), profundidad (P) y basura (B) en los índices de riqueza específica y diversidad. Se indican los grados de libertad (Df), la suma de cuadrados (SS), el coeficiente de determinación (R^2), el valor del estadístico (F), el p-valor

(Pr>F) y, en caso de existir, el nivel de significación: * :<0.05, **: <0.01, y ***: <0.001. Z: Zona. P: Profundidad. B: Basura. Res: Residuo.

	N0					N1					N2			
	Df	SS	R2	F	Pr(>F)	SS	R2	F	Pr(>F)	SS	R2	F	Pr(>F)	
Z	2	2.07	0.39	29.10	0.001 ***	0.73	0.17	8.54	0.002 **	0.30	0.07	3.43	0.030 *	
P	2	0.36	0.07	4.99	0.008 **	0.06	0.01	0.66	0.505	0.03	0.01	0.29	0.829	
B	2	0.04	0.01	0.51	0.646	0.03	0.01	0.37	0.764	0.07	0.02	0.84	0.448	
Z*P	3	0.22	0.04	2.07	0.076	0.07	0.02	0.56	0.704	0.06	0.02	0.48	0.770	
Z*B	4	0.06	0.01	0.41	0.876	0.12	0.03	0.73	0.592	0.11	0.03	0.62	0.684	
P*B	4	0.03	0.00	0.18	0.987	0.24	0.05	1.40	0.234	0.24	0.06	1.37	0.246	
Z*P*B	3	0.02	0.00	0.19	0.966	0.09	0.02	0.67	0.586	0.14	0.04	1.11	0.343	
Res	71	2.53	0.48			3.02	0.69			3.09	0.76			
Total	91	5.32	1.00			4.36	1.00			4.04	1.00			

	Margalef					Pielou					Abundancia			
	Df	SS	R2	F	Pr(>F)	SS	R2	F	Pr(>F)	SS	R2	F	Pr(>F)	
Z	2	0.47	0.13	6.70	0.003 **	0.10	0.05	2.68	0.050 *	3.87	0.25	19.55	0.001 ***	
P	2	0.10	0.03	1.40	0.228	0.06	0.03	1.56	0.199	2.30	0.15	11.62	0.001 ***	
B	2	0.07	0.02	0.93	0.415	0.03	0.02	0.90	0.407	0.16	0.01	0.82	0.537	
Z*P	3	0.03	0.01	0.27	0.880	0.04	0.02	0.82	0.456	0.65	0.04	2.20	0.028 *	
Z*B	4	0.22	0.06	1.54	0.163	0.02	0.01	0.33	0.908	0.24	0.02	0.62	0.757	
P*B	4	0.15	0.04	1.07	0.391	0.21	0.11	2.92	0.054	0.65	0.04	1.63	0.093	
Z*P*B	3	0.06	0.02	0.58	0.694	0.12	0.06	2.22	0.070	0.34	0.02	1.13	0.348	
Res	71	2.50	0.70			1.29	0.69			7.03	0.46			
Total	91	3.59	1.00			1.88	1.00			15.25	1.00			

Tras el PERMANOVA, se realiza una comparación dos a dos con los resultados significativos excepto en el caso de la abundancia (Tabla 7). Hay diferencias significativas en N1, Margalef y Pielou entre Ares-Betanzos y la ensenada Orzán-Riazor. También hay diferencias significativas en N1 entre la ría de A Coruña y la ensenada Orzán-Riazor. En el caso de la riqueza específica (N0), hay diferencias significativas entre todas las zonas de muestreo, observándose un mayor número de especies en Ares-Betanzos que en A Coruña y Orzán-Riazor. También hay diferencias en N0 entre el intervalo de profundidad menor de 10 metros y el más profundo, y entre este último y el intervalo entre 10 y 20 metros.

Tabla 7. Resultados del test de comparaciones dos a dos con las variables significativas en el PERMANOVA. Se indican los grados de libertad (Df), la suma de cuadrados (SS), el coeficiente de determinación (R2), el valor del estadístico (F.Model), el p-valor, el p-valor ajustado, y en caso de existir, el nivel de significación: . :<0.05, *: <0.01. ARB: Ares-Betanzos. EOR: Ensenada Orzán-Riazor. COR: Coruña.

Índice	Variables	Estadísticos					
		Df	SS	F.Model	R2	p.valor	p.ajustado
N0	ARB vs EOR	1	2.00	57.88	0.55	0.001	0.003 *
	ARB vs COR	1	0.33	9.19	0.11	0.002	0.006 *
	EOR vs COR	1	1.14	29.86	0.34	0.001	0.003 *
	<10 m vs 10 - 20 m	1	0.07	1.19	0.02	0.278	0.834
	<10 m vs 20 - 50 m	1	0.29	7.66	0.14	0.008	0.024 .
	10 - 20 m vs 20 - 50 m	1	0.39	6.78	0.08	0.011	0.033 .
N1	ARB vs EOR	1	0.72	20.66	0.31	0.001	0.003 *
	ARB vs COR	1	0.08	1.89	0.02	0.169	0.507
	EOR vs COR	1	0.43	10.33	0.15	0.001	0.003 *
N2	ARB vs EOR	1	0.29	8.07	0.15	0.004	0.012 .
	ARB vs COR	1	0.03	0.59	0.01	0.481	1.000
	EOR vs COR	1	0.19	4.46	0.07	0.025	0.075
Margalef	ARB vs EOR	1	0.47	14.09	0.23	0.001	0.003 *
	ARB vs COR	1	0.12	3.48	0.04	0.047	0.141
	EOR vs COR	1	0.20	5.11	0.08	0.024	0.072
Pielou	ARB vs EOR	1	0.09	7.15	0.13	0.006	0.018 .
	ARB vs COR	1	0.02	0.79	0.01	0.460	1.000
	EOR vs COR	1	0.06	2.42	0.04	0.091	0.273

En el caso de la abundancia de individuos, las variables profundidad y zona no son totalmente independientes (Tabla 6, factor Z*P: $p < 0.05$), por lo que se comprueban gráficamente las diferencias con un gráfico de interacciones (Figura 7). En la ría de A Coruña la abundancia de individuos es muy alta a profundidades menores de 10 metros, superando a la ría de Ares, pero en el siguiente intervalo se produce un brusco descenso. En cambio, en la ría de Ares-Betanzos se aprecia un descenso más gradual con la profundidad, siendo la abundancia media de 10 – 20 metros y de 20 – 50 metros la mayor de las tres zonas. En el caso de la ensenada Orzán-Riazor, solo hay datos de profundidades entre 10 y 50 metros, al no existir estaciones de muestreo de menor profundidad en el diseño del estudio. La abundancia de organismos es similar en los dos intervalos disponibles y menor que en las rías de Ares-Betanzos y A Coruña.

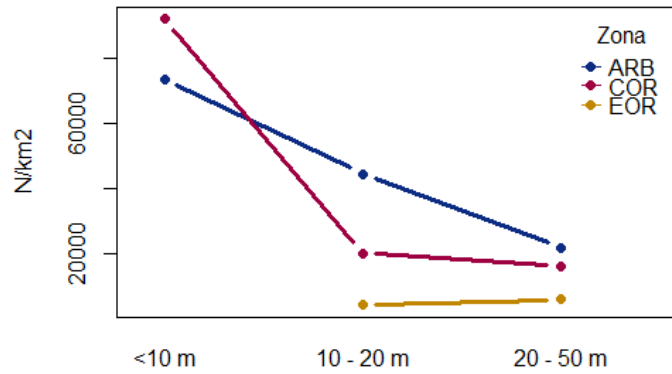


Figura 7. Gráfico de la interacción de la profundidad y la zona de muestreo en la abundancia.

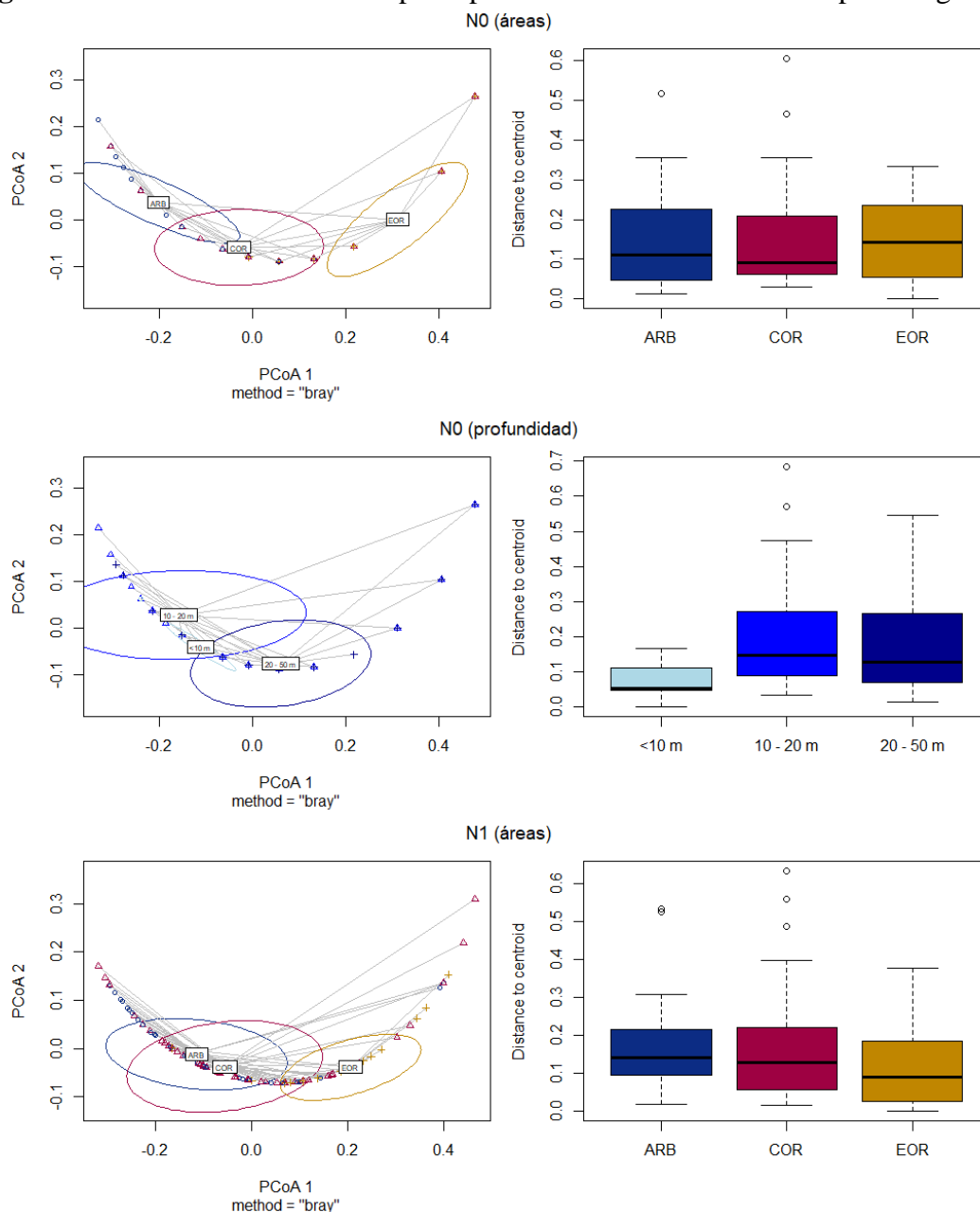
Como complemento a la prueba PERMANOVA se hizo un test PERMDISP, con 999 permutaciones, para comprobar si había diferencias en la varianza entre los grupos usados en el PERMANOVA. La riqueza específica por profundidades da un resultado significativo en el test PERMDISP ($Pr(>F) = 0.02$), lo que quiere decir que hay diferencias en la dispersión de los grupos (Tabla 8).

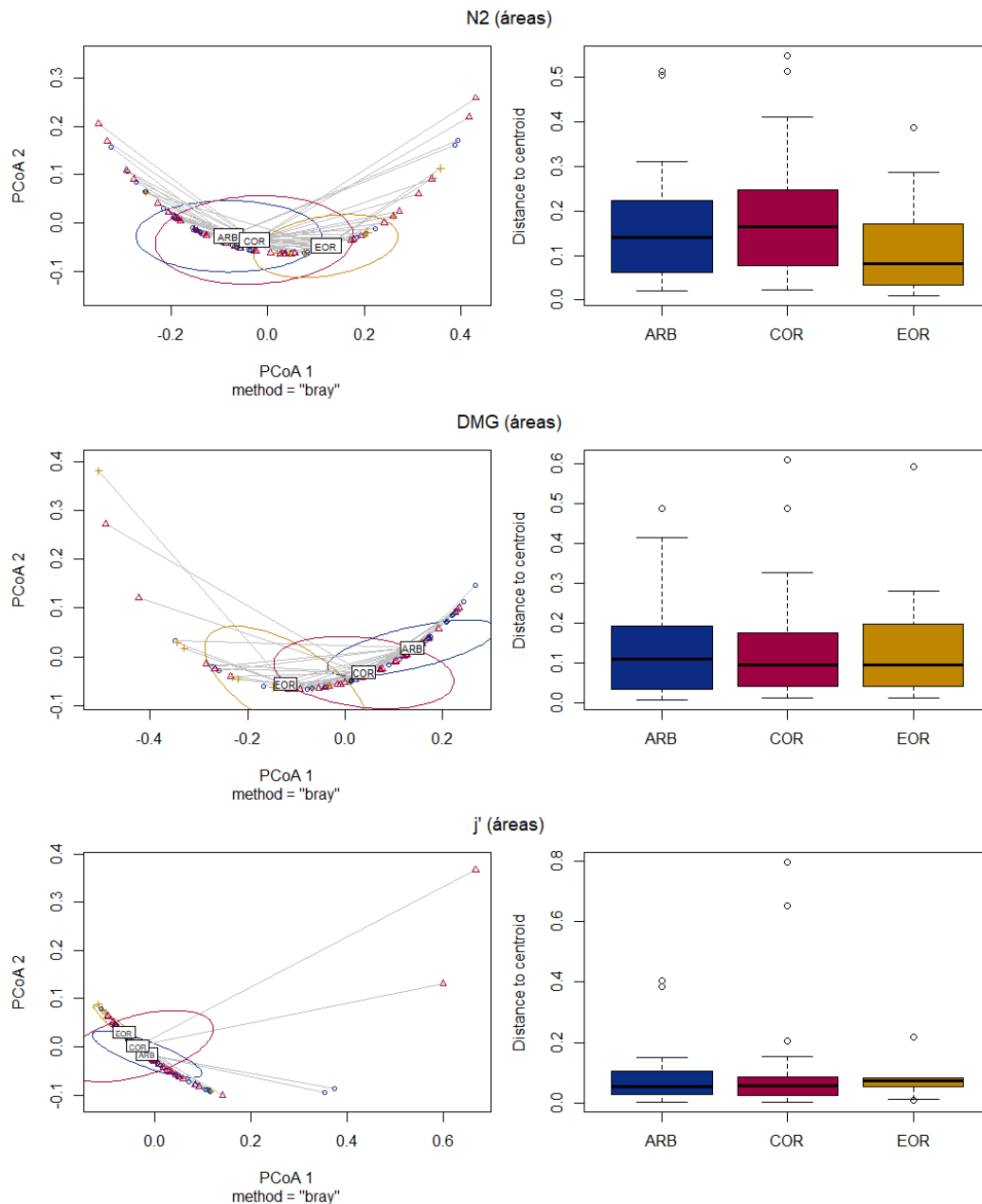
Tabla 8. Resultados de la prueba PERMDISP de las combinaciones de índices y variables explicativas que han resultado significativas en el PERMANOVA inicial.

Índices	Categ.	Estadísticos					
			Df	SS	Mean Sq	F	Pr(>F)
N0	Zonas	Grupos	2	0.001	0.000	0.0158	0.993
		Res	89	1.394	0.016		
	Prof.	Grupos	2	0.185	0.092	3.7509	0.02 *
		Res	89	2.190	0.025		
N1	Zonas	Grupos	2	0.033	0.016	0.931	0.414
		Res	89	1.576	0.018		
N2	Zonas	Grupos	2	0.053	0.026	1.6554	0.216
		Res	89	1.418	0.016		
Margalef	Zonas	Grupos	2	0.002	0.001	0.0608	0.938
		Res	89	1.652	0.019		
Pielou	Zonas	Grupos	2	0.003	0.002	0.1261	0.918
		Res	89	1.233	0.014		

Al representar gráficamente los resultados del PERMDISP (Figura 8), vemos que los centroides no se superponen, aunque en muchos casos estén muy cercanos, como en el índice de Pielou. De hecho, en los resultados del PERMANOVA este índice tiene una significación de $p=0.05$, por lo que las diferencias en la equitabilidad entre las zonas de muestreo no son tan grandes como, por ejemplo, las que podemos ver en los gráficos de riqueza de especies. Los boxplot de distancia al centroide son similares en todos los grupos estudiados, con las medianas casi al mismo nivel, excepto en la riqueza por profundidades, donde se ve una diferencia notable entre el intervalo de profundidad menor de 10 metros y el resto, en consonancia con el resultado significativo del test PERMDISP.

Figura 8. Análisis de coordenadas principales de los diferentes índices por categorías.





6. Discusión

La finalidad de este trabajo era describir la biodiversidad de peces, cefalópodos y crustáceos en los fondos blandos del Golfo Ártabro a profundidades entre 6 y 50 metros, así como caracterizar la basura encontrada durante los muestreos y determinar si existe alguna relación entre la cantidad de basura y los valores de biodiversidad. Hasta nuestro conocimiento, esta es la primera vez que se caracteriza la basura en esta zona, así como uno de los primeros estudios enfocados especialmente a este tipo de fauna.

Durante los dos primeros años del proyecto BIGA se han encontrado 86 especies diferentes en la zona de estudio, 35 de ellas de interés comercial. La ría de Ares-Betanzos es la zona

más estudiada anteriormente en otros trabajos (Sánchez-Mata *et al.*, 1993; Troncoso y Urgorri, 1993, Garmendia *et al.*, 1998), aunque orientados al estudio de la fauna ligada al tipo de sedimento. Todos estos trabajos tienen en común el uso de una herramienta de muestreo mucho más pequeña, por lo que aparecen otras especies de crustáceos y pocos peces o cefalópodos.

A pesar de ello, en estos trabajos se han censado algunas especies que han aparecido en los muestreos de este estudio, como *Diogenes pugilator* en Sánchez-Mata *et al.* (1993), que era la especie más abundante en la ría de Ares-Betanzos. En el presente trabajo se ha recogido una pequeña cantidad de individuos de esta especie, y no ha aparecido en las estaciones de muestreo situadas en la ría de Ares-Betanzos, probablemente debido a las diferencias en la herramienta de muestreo. Algunas especies aparecidas en el presente trabajo fueron observadas también por Pita (2011), que realizó censos visuales de los arrecifes rocosos costeros en dos localizaciones de la ría de A Coruña. Las especies más frecuentes fueron la maragota, *Labrus bergylta*, y el abadejo, *Pollachius pollachius*, (aparición en el 100% y el 89.7% de los censos, respectivamente). *L. bergylta* apareció en los muestreos del proyecto BIGA en muy baja frecuencia (1.1%). De las 13 especies censadas en Pita (2011), solo 4 aparecieron también en los arrastres en fondos blandos: *Trisopterus luscus*, *Spondyllosoma cantharus*, *Labrus bergylta* y *Mullus surmuletus*, todos con frecuencias muy bajas, excepto *T. luscus*, que apareció en el 22.8% de los lances y fue la especie comercial más abundante. El resto de especies que no fueron encontradas en el presente trabajo o que fueron encontradas en muy baja frecuencia puede que no estén asociadas al fondo, como *Boops boops*, que fue encontrado por Pita en la parte superior de la columna de agua, por lo que quedaría fuera del alcance del arte de muestreo empleado. Otras especies, como *L. bergylta*, están asociados a los fondos rocosos. Cabe destacar que Pita (2011) solo censó especies de interés comercial.

La composición de especies en el Golfo Ártabro muestra similitudes con la observada en la Reserva Marina de Interés Pesquero de la ría de Cedeira mediante censos visuales (Tubío, 2015). En esta reserva, las zonas de sustrato rocoso tienden a tener una mayor diversidad y abundancia que las zonas de sustrato arenoso, aunque la cercanía de los fondos rocosos puede influenciar a los fondos arenosos, aumentando su diversidad con la presencia de especies no características. En la ría de Cedeira el 40% de las especies se encontraba en ambos sustratos. En los fondos blandos del Golfo Ártabro se han encontrado algunas especies consideradas como exclusivas de sustrato rocoso en la ría de Cedeira (Tubío, 2015), como *Raja undulata* o *M. surmuletus*. De hecho, *R. undulata* o raya mosaico fue la

sexta especie comercial más frecuente, apareciendo en el 17.4% de los lances con una abundancia promedio de 93 N/km². Esta especie puede ser localmente abundante en ciertas áreas, en las que es la especie de raya dominante (Ellis *et al.*, 2012). Su presencia y abundancia en el Golfo Ártabro es destacable porque esta especie está clasificada por la IUCN como amenazada (Gibson *et al.*, 2008) y en la Unión Europea solo se permite su captura accesoria (Unión Europea, 2018).

La mayor parte de las especies encontradas en todo el estudio lo hizo con una frecuencia muy baja. De 86 especies, 62 aparecieron en menos del 10% de los lances. De 23 especies solo se encontró un individuo como representante en todo el muestreo. Esta baja frecuencia se refleja en la Tabla 2, mientras que la riqueza específica global es $N_0=86$, los valores de número equivalente de especies son más bajos: $N_1=12$ y $N_2=6$. Estos resultados son similares a los obtenidos en la ría de Cedeira: en los fondos arenosos el 45% de los taxones tuvieron presencia ocasional, algunos registrándose una sola vez en todo el estudio (Tubío, 2015). Cabe esperar que la diversidad encontrada en los fondos blandos sea menor que las zonas de sustrato rocoso, aunque, como se ha mencionado previamente, la cercanía de los hábitats rocosos, más complejos, puede influenciar la biodiversidad de los fondos blandos. Resulta destacable mencionar, en los índices representados en la Figura 5, los dos lances con la abundancia más alta, uno de ellos con $A=445\ 374$ y el segundo $A=120\ 693$. Ambos lances se hicieron en estaciones de muestreo en la ría de A Coruña y el resto de índices de biodiversidad calculados son los más bajos de todo el conjunto de datos para N_1 , N_2 y Pielou y están entre los 10 valores más bajos del índice de Margalef. Los valores de número equivalente de especies N_1 y N_2 para estos lances oscilan entre 1 y 1.5, indicando que una especie domina sobre todas las demás. Estos resultados se deben a la presencia de *Polybius henslowii* en muy altas cantidades, mientras que el resto de especies capturadas aparecieron en número mucho más bajo. Por ejemplo, en el caso de $A=445\ 374$ el lance constaba de 9 especies, con 1219 ejemplares de *Polybius* y menos de 40 ejemplares del resto de especies. *P. henslowii* es un crustáceo nadador y es una de las especies dominantes del megabentos de la plataforma continental de Galicia (González-Gurriarán, 1987). Este crustáceo presenta grandes variaciones en su cantidad respondiendo a fluctuaciones en las condiciones hidroclimáticas, apareciendo en grandes grupos cuando las condiciones son favorables (Signa *et al.*, 2008). Aunque se creía que estas agregaciones tenían finalidad reproductiva, se ha sugerido que estos crustáceos se agrupan por motivos de alimentación (Alonso-Allende y Figueras, 1987).

Son especialmente notables los bajos valores de diversidad, riqueza y abundancia de la ensenada Orzán-Riazor en comparación con las rías. El test PERMANOVA muestra diferencias significativas en el caso de N0, N1, N2, Margalef y Pielou entre Ares-Betanzos y la ensenada Orzán-Riazor. Resulta destacable que en casi todos los casos de diferencias significativas en las comparaciones dos a dos, las diferencias están entre esta ensenada con alguna de las rías. Parece haber una menor biodiversidad, por lo tanto, en la ensenada Orzán-Riazor. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que esta zona tiene dimensiones menores que las otras dos y solo existen dos estaciones de muestreo, por lo que se hicieron menos lances, lo que podría haber contribuido a estos resultados.

En el caso de los estratos de profundidad resulta más difícil observar algún patrón, excepto en el caso de la abundancia, que parece mostrar un descenso junto con la profundidad. Sin embargo, como se menciona más adelante, es recomendable ser cauteloso a la hora de sacar conclusiones de los análisis estadísticos realizados.

A pesar de que el diseño original del muestreo estaba enfocado a la megafauna, se han cuantificado cerca de dos mil ítems de basura en menos de dos años, 1647 de ellos incluidos en la categoría A (superficie < 5x5cm), y siendo muchos de ellos fragmentos. Este resultado concuerda con los resultados de Ioakeimidis *et al.*, 2014, donde los objetos menores de 5x5 cm tenían una contribución significativa en todas las zonas de estudio, lo que muestra la importancia de la fragmentación de la basura. Los fragmentos resultan un problema no solo ambiental y posiblemente de salud pública (European Commission, 2018), sino a la hora de evaluar la cantidad de basura, ya que es fácil llegar a conclusiones erróneas, debido, por ejemplo, al problema de cuantificar basura cuando ítems de la misma categoría tienen tamaños diferentes. En el caso de los fragmentos, se suma el problema de establecer su origen.

Si se decide analizar la basura en función del peso, es difícil comparar la abundancia de basura con diferentes pesos: los objetos de metal pesan mucho, pero son menos comunes que los fragmentos de plástico. Idealmente, deberían darse ambos valores, de número de ítems y peso, para evaluarlos en conjunto (Pham *et al.*, 2014). La MSFD, en cambio, indica que el número de basura es necesario pero el peso es solo recomendado (Galgani *et al.*, 2013).

Como ya se ha mencionado, es la primera vez que se estudia la basura de los fondos en el interior del Golfo Ártabro. En el análisis de la densidad de basuras marinas en fondos blandos de la plataforma del sur del golfo de Vizcaya usando datos de cinco años de arrastre demersal desde 2006 a 2010, a profundidades entre 70 y 500 metros (López-López

et al., 2017), la densidad de basura encontrada frente a la ciudad de A Coruña se encontraba entre las más altas. Al igual que lo encontrado dentro de las rías en el presente trabajo, los plásticos eran la categoría más extendida, seguida de los residuos derivados de la pesca. Debe tenerse en cuenta que la clasificación de la basura sigue otro criterio diferente al de OSPAR, y dentro de plástico solo se considera la espuma (foam) y otras piezas no especificadas, mientras que las artes de pesca son en sí mismas una categoría de basuras. Esto hace difícil la comparación de datos. Portela (2018) analizó datos recogidos en las mismas campañas oceanográficas y en su clasificación todos los productos derivados de la pesca estaban dentro del plástico. En cambio, en el presente trabajo el plástico se considera una categoría y la pesca un origen, por lo que no todos los ítems englobados dentro de la pesca pertenecen a la categoría Plásticos. En definitiva, es necesaria una estandarización en la clasificación de basuras, tanto en tipología como en origen, para facilitar la comparación entre las cantidades recogidas en los diferentes estudios.

El análisis estadístico desarrollado por López-López *et al.* (2017) encontró un efecto positivo de la población humana y el número de puertos en la densidad de basuras. Puede que esto influya en las altas cantidades de basura encontradas en el Golfo Ártabro, ya que cuenta con la influencia de la ciudad de A Coruña, con varias playas turísticas y un puerto pesquero e industrial. También se encontró un descenso en el porcentaje de densidad de basura con la profundidad, así como el área con basura. Esto explicaría que los datos de basura del interior del Golfo Ártabro, a profundidades menores, sean más altos.

Los valores de abundancia de basura encontrados en el área de estudio recuerdan a los altos valores del Mediterráneo, donde la densidad de basura en los fondos puede sobrepasar los 100 000 ítems por km² cerca de los núcleos urbanos (MSFD Technical Subgroup on Marine Litter, 2013). La abundancia de la basura marina es generalmente mucho mayor en las aguas costeras de poca profundidad que en la plataforma continental (Katsanevakis y Katsarou, 2004). Se han hecho hallazgos similares en estudios de basura marina a lo largo de las aguas europeas, aunque esta tendencia no se cumple en todas las ocasiones (Pham *et al.*, 2014).

A pesar de que los datos de basura del presente trabajo puedan considerarse altos, se ha hablado de que el arrastre subestima la densidad de basura. Aunque el arrastre se considera el mejor método de análisis de basura marina, la basura tiende a acumularse preferentemente en la periferia de los fondos rocosos y en pequeñas depresiones y canales, fuera del alcance de la metodología de muestreo (López-López *et al.*, 2017; Galgani *et al.*, 1996; Consoli *et al.*, 2018). Una alternativa al arrastre sería la grabación del fondo con

vehículos dirigidos con control remoto, una técnica recomendada para los hábitats con invertebrados sésiles, las zonas rocosas o el mar profundo (Pham *et al.*, 2013). Este tipo de muestreo podría utilizarse como complemento del arrastre de fondo, con el objetivo de minimizar los daños que este provoca en los fondos marinos.

El muestreo por arrastre tampoco permite conocer la posición exacta de cada objeto (Galvani *et al.*, 2000). En el presente trabajo, la superficie media arrastrada por lance es de 0.0026 km², pero no puede saberse si los ítems recolectados se hallaban concentrados en un punto, dispersos o incluso levemente enterrados en el sedimento. La presencia de algas en la muestra es la única pista de patrones de distribución de la basura en el Golfo Ártabro que puede deducirse: en los lances en los que se sacó gran cantidad de algas se encontró en la mayoría de las ocasiones basura, especialmente en forma de fragmentos. Una de las estaciones de la ensenada de Orzán-Riazor, mencionada en páginas anteriores, es un buen ejemplo del efecto de las algas como concentradoras de basura, al ir enganchándose los fragmentos textiles o las bolsas de plástico en ellas.

Aunque se encontraron variaciones en la tipología y origen de la basura entre zonas del Golfo Ártabro, estas diferencias no fueron significativas en ninguno de los dos casos. Este resultado resulta coherente si tenemos en cuenta que la zona de estudio es reducida y que las tres zonas se encuentran o bien contiguas (Ares-Betanzos y Coruña) o alrededor de un mismo núcleo de población (Coruña y Orzán-Riazor). En el conjunto del área de estudio los ítems de las categorías plástico y textil son dominantes (56% y 45%, respectivamente), mientras que el resto solo suman un 3.5% del total de ítems recogidos. En el caso del origen, los dominantes son “Pesca” y “Turismo”. Puede que tomando datos a más largo plazo puedan identificarse patrones espaciales y temporales en la tipología y en el origen de la basura.

Hubo un 5.5% de ítems a los que se les asignó un origen indeterminado. A veces resulta difícil establecer el origen de la basura, especialmente si se trata de fragmentos. Otros ítems, aunque identificables, pueden provenir de diversas fuentes, como las latas de bebida. En ciertas zonas puede determinarse el origen de la basura con bastante seguridad. Por ejemplo, en los estudios de Ioakemidis *et al.* (2014) en el Mediterráneo las zonas con más basura de origen pesquero eran las de mayor tráfico de barcos. Además, los materiales que no flotan, como el cristal y las latas metálicas es más probable que procedan de barcos, ya que no pueden recorrer largas distancias. Sin embargo, en el Golfo Ártabro las estaciones estaban tan cerca de la costa que determinar el origen marino o costero de la basura se hace

aún más difícil, y se clasificó las latas de bebida dentro de la categoría de origen “Indeterminado”.

Aunque se han recogido datos de peso, se han utilizado solamente de forma descriptiva, porque el peso no resulta muy informativo en los análisis de contaminación por basura de diferentes tamaños, como se ha mencionado anteriormente. En el presente trabajo, el metal representaba el 24% del peso total pero solo un 0.78% de los ítems encontrados.

El tercer objetivo del trabajo era estudiar la posible relación de la abundancia y diversidad de especies con zonas del Golfo Ártabro, la profundidad y el nivel de contaminación por basura. Se encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies, la diversidad y la abundancia entre zonas de estudio, mientras que las diferencias de profundidad solo influyeron de forma significativa en N0 y en la abundancia. La ría de Ares-Betanzos presentó un mayor número de especies que la ría de A Coruña y la Ensenada de Orzán-Riazor. En relación a la diversidad, y tomando N1 como índice, la ensenada de Orzán-Riazor es menos diversa que las rías estudiadas. En el caso de la abundancia, existe una interacción significativa entre la zona y la profundidad que no permitió identificar el efecto individual de cada factor. Por otro lado, se observaron diferencias significativas en el número de especies (N0) entre estratos de profundidad. Sin embargo, los resultados del PERMDISP indicaron un efecto de la dispersión en la riqueza de especies, con lo que no fue posible determinar con precisión que la variabilidad en el número de especies sea un efecto de la profundidad (Anderson y Walsh, 2013). Además, el muestreo no balanceado, con la ausencia de muestras a menos de 10 m en la ensenada Orzán-Riazor, también podría estar afectando a los resultados obtenidos.

7. Conclusiones

Resulta curioso que, teniendo el Golfo Ártabro unas características oceanológicas que lo distinguen del resto de sistemas de rías de Galicia (Ospina-Álvarez *et al.*, 2010; Prego y Varela, 1998) y existiendo un importante núcleo de población cercano como es la ciudad de A Coruña, su puerto y sus playas, no exista más información sobre la fauna de los fondos marinos que la rodean. El trabajo realizado por el proyecto BIGA constituye una aportación importante a la información existente y un punto de referencia para futuros estudios de la megafauna bentónica. A lo largo de los muestreos se han encontrado 86 especies diferentes, 35 de ellas de interés comercial. Sin embargo, las especies más frecuentes son precisamente aquellas sin interés comercial, como *Arnoglossus laterna*. Se han encontrado diferencias en la diversidad y la riqueza de estas especies en las diferentes

zonas del Golfo Ártabro y, en menor medida, entre estratos de profundidad. La abundancia disminuye con la profundidad y de las tres zonas, la ensenada Orzán-Riazor cuenta con los valores más bajos de diversidad, riqueza y abundancia de las especies.

Por su parte, se encontraron cerca de dos mil ítems de basura depositada en los fondos. En consonancia con otros estudios de evaluación de la basura marina, el plástico era el material más abundante y frecuente y los fragmentos constituían gran parte del total de ítems encontrados. Las algas parecen actuar como acumuladoras de esos fragmentos. Sin embargo, no se encontró relación entre la diversidad de la fauna y la cantidad de basura marina.

La cantidad de basura encontrada en el Golfo Ártabro es un ejemplo de la apremiante necesidad de medidas para tratar el problema de la basura marina. Dado que eliminar toda la basura depositada en el mar resulta imposible, los objetivos tienen que ir enfocados a evitar la entrada de nuevas basuras en el medio (Serrano *et al.*, 2012). En la zona de influencia del presente estudio, es notable la alta cantidad de envoltorios de comida, bolsas y objetos sanitarios como tiritas, por lo que parte del esfuerzo de reducción de la basura marina debería estar orientado a la educación y concienciación ciudadana sobre el bienestar de sus costas.

8. Bibliografía

1. Alonso Allende, J. M., y Figueras, A. J. (1987). Biological aspects of *Polybius henslowii* Leach, 1820 (Decapoda: Brachyura) in the Ria de Vigo (North-western Spain). *Investigación Pesquera*, 51(1), 153-156.
2. Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26(1), 32-46.
3. Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62, 245-253.
4. Anderson, M. J., y Walsh, D. C. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing?. *Ecological monographs*, 83(4), 557-574.
5. Arbizu, M. (2019). pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. R package version 0.3
6. Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., y Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998.

7. Barry, J., y Maxwell, D. (2017). *emon: Tools for Environmental and Ecological Survey Design*. R package version 1.3.2. <https://CRAN.R-project.org/package=emon>
8. Bray, J. R., y Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4), 325-349.
9. Chao, A., Chiu, C. H., y Jost, L. (2014). Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45, 297-324.
10. Colloca, F., Cardinale, M., Belluscio, A., y Ardizzone, G. (2003). Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(3-4), 469-480.
11. Consoli, P., Andaloro, F., Altobelli, C., Battaglia, P., Campagnuolo, S., Canese, S. ... y Perzia, P. (2018). Marine litter in an EBSA (Ecologically or Biologically Significant Area) of the central Mediterranean Sea: Abundance, composition, impact on benthic species and basis for monitoring entanglement. *Environmental Pollution*, 236, 405-415.
12. Ellis, J. R., McCully, S. R., & Brown, M. J. (2012). An overview of the biology and status of undulate ray *Raja undulata* in the north-east Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, 80(5), 1057-1074.
13. Ellison, A. M. (2010). Partitioning diversity¹. *Ecology*, 91(7), 1962-1963.
14. EUROPEAN COMMISSION. (2018). COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT IMPACT ASSESSMENT. Reducing Marine Litter: action on single use plastics and fishing gear. Accompanying the document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment. SWD/2018/254 final - 2018/0172 (COD).
15. Fariña C., Freire, J. y González-Gurriarán, E. (1997). Megabenthic decapod crustacean assemblages on the Galician continental shelf and upper slope (north-west Spain). *Marine Biology*, 127, 419-434.
16. Freire, J., Bernárdez, C., Corgos, A., Fernández, L., González-Gurriarán, E., Sampedro, M. P., y Verísimo, P. (2002). Management strategies for sustainable invertebrate fisheries in coastal ecosystems of Galicia (NW Spain). *Aquatic Ecology*, 36(1), 41-50.
17. Gago, J., Henry, M., y Galgani, F. (2015). First observation on neustonic plastics in waters off NW Spain (spring 2013 and 2014). *Marine environmental research*, 111, 27-33.
18. Gago, J., Lahuerta, F., y Antelo, P. (2014). Characteristics (abundance, type and origin) of beach litter on the Galician coast (NW Spain) from 2001 to 2010. *Scientia Marina*, 78(1), 125-134.

19. Galgani, F., Hanke, G., y Maes, T. (2015). Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 29–56). Cham: Springer International Publishing.
20. Galgani, F., Hanke, G., Werner, S. D. V. L., y De Vrees, L. (2013). Marine litter within the European marine strategy framework directive. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), 1055-1064.
21. Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., ... y Mahe, J. C. (2000). Litter on the sea floor along European coasts. *Marine pollution bulletin*, 40(6), 516-527.
22. Galgani, F., Souplet, A., y Cadiou, Y. (1996). Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Marine Ecology Progress Series*, 142, 225-234.
23. Garmendia, J.M., Sánchez-Mata, A. y Mora, J. (1998). Inventario de la macrofauna bentónica de sustratos blandos submareales de la Ría de Ares y Betanzos (NO de la Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 8: 209-231.
24. Gesteira, J. G., y Dauvin, J. C. (2005). Impact of the Aegean Sea oil spill on the subtidal fine sand macrobenthic community of the Ares-Betanzos Ria (Northwest Spain). *Marine Environmental Research*, 60(3), 289-316.
25. Gibson, C., Valenti, S.V., Fordham, S.V. y Fowler, S.L. (2008). The Conservation of Northeast Atlantic Chondrichthyans: Report of the IUCN Shark Specialist Group Northeast Atlantic Red List Workshop. viii + 76pp
26. González-Gurriarán, E. (1987). El patexo *Polybius henslowii* Leach (Decapoda-Brachyura), en las costas de Galicia (NW de España): I. Distribución espacial y cambios temporales. *Investigación Pesquera*, 51(1), 361-374.
27. González-Gurriarán, E., Fernández, L., Freire, J., Muiño, R., y Rodríguez Solórzano, M. (1991). Estructura de la comunidad megabentónica (crustáceos decápodos -Brachyura- y peces demersales) de la Ría de Ferrol (Galicia, NW España). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 7(2), 89-99.
28. Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
29. Ioakeimidis, C., Zeri, C., Kaberi, H., Galatchi, M., Antoniadis, K., Streftaris, N., ... y Papatheodorou, G. (2014). A comparative study of marine litter on the seafloor of coastal areas in the Eastern Mediterranean and Black Seas. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1-2), 296-304.

30. Jost, L., y González-Oreja, J. A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana*, 56(1-2), 3-14.
31. Katsanevakis, S., y Katsarou, A. (2004). Influences on the distribution of marine debris on the seafloor of shallow coastal areas in Greece (Eastern Mediterranean). *Water, Air, and Soil Pollution*, 159(1), 325-337.
32. Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., y van Franeker, J. A. (2015). Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 75–116). Cham: Springer International Publishing.
33. Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. *Contributions to probability and statistics. Essays in honor of Harold Hotelling*, pp 279-292.
34. López-López, L., González-Irusta, J. M., Punzón, A., y Serrano, A. (2017). Benthic litter distribution on circalittoral and deep sea bottoms of the southern Bay of Biscay: Analysis of potential drivers. *Continental Shelf Research*, 144, 112–119.
35. Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36-71.
36. Massutí, E., y Reñones, O. (2005). Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69(1), 167-181.
37. MSFD Technical Subgroup on Marine Litter, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, European Commission. (2013). *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas*. Publications Office, Luxembourg.
38. Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, McGlinn, D., P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., ... y Wagner, H. (2018). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
39. OSPAR Commision. (2010). *Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the OSPAR maritime area*. OSPAR Commission: London, UK, 2010.
40. Ospina-Álvarez, N., Prego, R., Álvarez, I., de Castro, M., Álvarez-Ossorio, M. T., Pazos, Y., ... y Varela, M. (2010). Oceanographical patterns during a summer upwelling–downwelling event in the Northern Galician Rias: Comparison with the whole Ria system (NW of Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 30(12), 1362-1372.
41. Pallas, A., García-Calvo, B., Corgos, A., Freire, J., Godínez-Domínguez, E., Bernárdez, C., y Sampedro, P. (2003) Habitat diversity and postlarval benthic decapod crustacean assemblages in shallow waters of the Ría de A Coruña (NW Spain). Póster presentado al 38th European Marine Biology Symposium, Aveiro (Portugal).

42. Pham, C. K., Gomes-Pereira, J. N., Isidro, E. J., Santos, R. S., y Morato, T. (2013). Abundance of litter on Condor seamount (Azores, Portugal, Northeast Atlantic). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 98, 204–208.
43. Pham, C. K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C. H., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., ... y Huvenne, V. A. (2014). Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PloS one*, 9(4), e95839.
44. Pielou, E. C. (1966). Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, 10: 370–383.
45. Pita, P. (2011). Comunidades de peces de los arrecifes rocosos costeros de Galicia: ecología e impactos humanos (Tesis doctoral, Universidade da Coruña).
46. Pita, P., y Freire, J. (2014). The use of spearfishing competition data in fisheries management: evidence for a hidden near collapse of a coastal fish community of Galicia (NE Atlantic Ocean). *Fisheries Management and Ecology*, 21(6), 454-469.
47. Pita, P., Freire, J. y García-Allut, A. (2008). How to assign a catch value to fishing grounds when fisheries statistics are not spatially explicit. *Scientia Marina* 72: 693-699.
48. Portela, S. (2018). Basuras marinas de fondo en el Atlántico Norte de la Península Ibérica (Trabajo de Fin de Máster, Universidade de Vigo).
49. Prego, R., Barciela, M. C. y Varela, M. (1999). Nutrient dynamics in the Galician coastal area (Northwestern Iberian Peninsula): Do the Rias Bajas receive more nutrient salts than the Rias Altas? *Continental Shelf Research* 19: 317-334.
50. Prego, R., y Varela, M. (1998). Hydrography of the Artabro Gulf in summer: western coastal limit of Cantabrian seawater and wind-induced upwelling at Prior Cape. *Oceanologica Acta*, 21(2), 145-155.
51. QGIS Development Team (2019). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
52. RStudio Team (2016). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
53. Sánchez-Mata, A., Lastra, M., y Mora, J. (1993). Macrobenthic crustacean characterization of an estuarine area. *Crustaceana*, 64(3), 337-355.
54. Serrano, A., Preciado, I., Abad, E., Sánchez, F., Parra, S., y Frutos, I. (2008). Spatial distribution patterns of demersal and epibenthic communities on the Galician continental shelf (NW Spain). *Journal of Marine Systems*, 72(1-4), 87-100.
55. Serrano, A., Punzón A, Tello O, y L. López. (2012). Estrategia marina. Demarcación marina Noratlántica. Parte IV. Descriptores del Buen Estado Ambiental. Descriptor 10:

- Basuras marinas. Evaluación Inicial y Buen Estado Ambiental. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. NIPO: 280-12-175-8.
56. Shannon, C. E., y Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
 57. Shapiro, S. S., y Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591-611.
 58. Signa, G., Cartes, J. E., Solé, M., Serrano, A., y Sánchez, F. (2008). Trophic ecology of the swimming crab *Polybius henslowii* Leach, 1820 in Galician and Cantabrian Seas: Influences of natural variability and the Prestige oil spill. *Continental Shelf Research*, 28(19), 2659-2667.
 59. Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
 60. Torre Enciso, E. (1958). Estado actual del conocimiento de las rías gallegas. Libro Homaxe A Ramón Otero Pedrayo. 7: 237-249.
 61. Troncoso, J.S. y Urgorri, V. (1993). Sediments data and macrofauna of sublittoral soft bottoms of the Ría de Ares y Betanzos (Galicia, Spain). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 4: 153-166.
 62. Tubío, A. (2015). Reserva marina de interés pesquero Ría de Cedeira (Galicia, NO España): caracterización ecológica y pesquera (Tesis doctoral, Universidade da Coruña).
 63. UNEP. (2009). *Marine Litter: A global challenge*. UNEP, Nairobi, Kenya.
 64. Unión Europea, Consejo de la Unión Europea. (2018). Reglamento (UE) 2018/120 del Consejo, de 23 de enero de 2018, por el que se establecen, para 2018, las posibilidades de pesca para determinadas poblaciones y grupos de poblaciones de peces, aplicables en aguas de la Unión y, en el caso de los buques pesqueros de la Unión, en determinadas aguas no pertenecientes a la Unión y se modifica el Reglamento (UE) 2017/127 del Consejo. DO L27 de 31.1.2018, p. 1-168.
 65. Varela, M., Prego, R., Canle, M., y Lorenzo, J. (1994). The Ria de La Coruña, is hydrologically a ria. *Gaia*, 9, 3-5.
 66. WoRMS Editorial Board (2019). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2019-01-17.

Anexo 1

Anexo 1.1. Inventario de la megafauna de fondos blandos en el Golfo Ártabro. Listado de la megafauna ordenada en grupos generales (Crustáceos, Moluscos, Peces). Las especies comerciales están señaladas con un asterisco (*).

INVENTARIO DE ESPECIES	
CRUSTÁCEOS	
Phylum ARTHROPODA	
Clase MALACOSTRACA	
Orden DECAPODA	
Familia ATELECYCLIDAE	<i>Palaemon serratus*</i>
<i>Atelecyclus rotundatus</i>	Familia POLYBIIDAE
<i>Atelecyclus undecimdentatus</i>	<i>Liocarcinus corrugatus</i>
Familia CARCINIDAE	<i>Liocarcinus depurator</i>
<i>Carcinus maenas</i>	<i>Liocarcinus holsatus</i>
Familia CORYSTIDAE	<i>Liocarcinus marmoreus</i>
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Liocarcinus navigator</i>
Familia CRANGONIDAE	<i>Liocarcinus spp</i>
<i>Crangon crangon</i>	<i>Liocarcinus vernalis</i>
<i>Philocheras bispinosus</i>	<i>Necora puber*</i>
<i>Pontophilus spp</i>	<i>Polybius henslowii</i>
Familia DIOGENIDAE	Familia PORCELLANIDAE
<i>Diogenes pugilator</i>	<i>Pisidia longicornis</i>
Familia EPIALTIDAE	Orden ISOPODA
<i>Pisa nodipes</i>	Familia IDOTEIDAE
Familia GRAPSIDAE	<i>Idotea linearis</i>
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	MOLUSCOS
Familia INACHIDAE	Phylum MOLLUSCA
<i>Inachus dorsettensis</i>	Clase CEPHALOPODA
<i>Inachus phalangium</i>	Orden MYOPSIDA
<i>Macropodia linaresi</i>	Familia LOLIGINIDAE
<i>Macropodia rostrata</i>	<i>Alloteuthis spp</i>
Familia LEUCOSIIDAE	<i>Loligo vulgaris*</i>
<i>Ebalia tuberosa</i>	Orden OCTOPODA
Familia MAJIDAE	Familia ELEDONIDAE
<i>Maja brachydactyla*</i>	<i>Eledone cirrhosa*</i>
Familia PAGURIDAE	Familia OCTOPODIDAE
<i>Pagurus bernhardus</i>	<i>Octopus vulgaris*</i>
<i>Pagurus cuanensis</i>	Orden SEPIIDA
Familia PALAEMONIDAE	Familia SEPIIDAE
	<i>Sepia officinalis*</i>
	Familia SEPIOLIDAE
	<i>Sepiola atlantica</i>
	<i>Sepiola spp</i>

PECES

Phylum CHORDATA

Clase ACTINOPTERYGII

Orden ATHERINIFORMES

Familia ATHERINIDAE

*Atherina presbyter**

Orden GADIFORMES

Familia GADIDAE

Gadiculus argenteus

*Trisopterus luscus**

*Trisopterus minutus**

Trisopterus spp

Familia LOTIDAE

Ciliata mustela

Familia MERLUCIIDAE

*Merluccius merluccius**

Orden GOBIESOCIFORMES

Familia GOBIESOCIDAE

Diplecogaster bimaculata

bimaculata

Orden OSMERIFORMES

Familia ARGENTINIDAE

*Argentina sphyraena**

Orden PERCIFORMES

Familia AMMODYTIDAE

Ammodytes tobianus

Familia CALLIONYMIDAE

Callionymus lyra

Familia CARANGIDAE

*Trachurus mediterraneus**

*Trachurus trachurus**

Familia GOBIIDAE

Aphia minuta

Pomatoschistus minutus

Familia LABRIDAE

Ctenolabrus rupestris

*Labrus bergylta**

*Symphodus melops**

Familia MULLIDAE

*Mullus surmuletus**

Familia SPARIDAE

*Pagellus acarne**

*Spondyllosoma cantharus**

Familia TRACHINIDAE

Echiichthys vipera

*Trachinus draco**

Orden PLEURONECTIFORMES

Familia BOTHIDAE

Arnoglossus imperialis

Arnoglossus laterna

Arnoglossus thori

Familia SCOPHTHALMIDAE

*Scophthalmus maximus**

*Scophthalmus rhombus**

Familia SOLEIDAE

Buglossidium luteum

Dicologlossa cuneata

*Microchirus variegatus**

*Pegusa lascaris**

*Solea senegalensis**

*Solea solea**

Orden SCORPAENIFORMES

Familia TRIGLIDAE

*Chelidonichthys cuculus**

*Chelidonichthys lucerna**

*Chelidonichthys obscurus**

*Eutrigla gunardus**

Trigla spp

Orden SYNGNATHIFORMES

Familia SYNGNATHIDAE

Nerophis lumbriciformis

Syngnathus acus

Orden ZEIFORMES

Familia ZEIDAE

*Zeus faber**

Clase ELASMOBRANCHII

Orden CARCHARHINIFORMES

Familia SCYLIORHINIDAE

*Scyliorhinus canicula**

Orden RAJIFORMES

Familia RAJIDAE

Raja brachyura

*Raja clavata**

Raja microocellata

*Raja montagui**

*Raja undulata**

Orden TORPEDINIFORMES

Familia TORPEDINIDAE

Torpedo marmorata

Anexo 1.2. Inventario de la basura del fondo marino del Golfo Ártabro. Listado de clasificación de basura según el protocolo OSPAR y densidad promedio en N/km² de los ítems encontrados. Se contemplan 11 categorías principales según el tipo de material y, dentro de cada una, diferentes tipos de ítem (ELEM) con su código de identificación OSPAR (ID).

ID	ELEM	N/km ²	ID	ELEM	N/km ²
Plástico/Poliestireno			Papel/Cartón		
11	aplicador pistola	328	60	bolsa	
29	bandeja cultivo ostra		61	cartón	477
10	bidón cuadrado gasolina		64	colilla o filtro cigarrillo	303
17	bolígrafo		67	otro papel	
23	bolsa comida animal o fertilizante		63	paquete cigarrillos	369
2	bolsa compra	416	66	periódico o revista	
28	bolsa cultivo mejillón u ostra		118	tetrapack leche	
19	bolsa golosina o palo chupas	328	62	tetrapack otro	
24	bolsa rejilla alimento		65	vaso o taza	
3	bolsa snack		Madera procesada		
37	boya o flotador		70	caja	
13	caja		119	caja pescado	
34	caja pescado		73	cepillo pintar o fregar	
43	cartucho disparo		68	corcho	
42	casco		71	nasa madera	
30	chapa cultivo mejillón		74	otro madera <50 cm	373
8	contenedor aceite motor <50cm		75	otro madera >50 cm	
9	contenedor aceite motor >50cm		69	palé	
4	contenedor bebida	438	72	palo chupa o tenedor	
6	contenedor comida	418	Metal		
7	contenedor cosmético	393	76	aerosol	
5	contenedor limpiador		88	alambre	
112	corte bolsa	405	79	aparato eléctrico	
22	cubertería o vajilla	576	120	bandeja aluminio	
38	cubo		84	bidón aceite	
32	cuerda diam <1 cm	339	83	chatarra industrial	

31 cuerda diam >1 cm	378	78 lata bebida	366
40 embalaje industrial	377	82 lata comida	381
45 esponja foam		86 lata pintura	
41 fibra vidrio		87 nasa metal	388
25 guante casa	668	89 otro metal <50 cm	
113 guante profesional		90 otro metal >50 cm	
20 juguete		81 papel aluminio	401
35 línea pesca	345	80 plomo pesca	
114 marca peces o crustáceos		77 tapas botella	
16 mechero		Cristal	
26 nasa cangrejo		92 bombilla o fluorescente	
27 nasa pulpo	382	91 botella cristal	
12 otro contenedor		93 otro cristal	430
48 otro plástico	360	Cerámica	
14 parte coche		94 material construcción	317
18 peine o cepillo		96 otro cerámica	
117 plástico <2.5 cm	448	Residuos sanitarios	
47 plástico >50cm	352	98 bastoncillo oreja	411
46 plástico 2.5 cm> <50 cm	419	97 condón	668
33 red o cuerda o cuerda red	448	102 otro sanitario	363
115 red o trozo red <50 cm	386	100 tampón aplicador tampón	
116 red o trozo red >50 cm	387	99 toalla sanitaria o pañal	422
1 six-pack		101 toallita húmeda	398
36 stick luminoso pesca		Residuos médicos	
15 tapa o tapón	520	104 jeringuilla	
21 taza		105 otro médico	
39 tirita	53975	103 tubo	
44 zapato o sandalia		Otros	
Goma		111	
50 bota	352	121 algas-cabos-toallitas-resto artes	328
49 globo			
52 neumático o cinturón			
53 otro goma	345		
Textil			
56 mobiliario			
59 otro textil	14787		
54 ropa	14794		
55 saco			
57 zapato piel			