



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Unidad de Biología Marina
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

Programa de vigilancia ambiental de la desaladora de Alicante.

Informe Semestral



Alicante 9 Julio de 2018

Han intervenido en la realización de este informe:

José Luis Sánchez Lizaso (Coordinador)

Yolanda Fernández Torquemada

Yoana del Pilar Ruso

José Antonio de la Ossa Carretero

Francisca Giménez Casalduero

Aitor Forcada Almarcha

Mercedes Varela Díaz de Tuesta

Luis Miguel Vicente Ferrero

Teresa García Bermejo

JOSÉ LUIS SÁNCHEZ LIZASO, Doctor en Ciencias Biológicas y Profesor Titular de la Universidad de Alicante CERTIFICA que el presente informe ha sido realizado bajo mi dirección.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo el presente escrito, en Alicante a 9 de julio de 2018.



Fdo: Dr José Luis Sánchez Lizaso

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| 1.- INTRODUCCIÓN | 5 |
| 2.- MATERIAL Y MÉTODOS | 6 |
| 2.1.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> | 6 |
| 2.1.1.- Parcelas permanentes para el seguimiento de los efectos del vertido | 6 |
| 2.1.2.- Recogida de muestras | 9 |
| 2.2.- Equinodermos y otras especies de interés | 10 |
| 2.3.- Estudio de sedimentos e infauna de fondos blandos | 10 |
| 2.3.1.- Área de estudio | 10 |
| 2.3.2.- Método de muestreo y procesado de las muestras | 11 |
| 2.3.3.- Análisis de datos | 12 |
| 2.4.- Ictiofauna | 13 |
| 2.4.1.- Diseño experimental | 14 |
| 2.4.2.- Análisis de datos | 15 |
| 3.- RESULTADOS | 18 |
| 3.1.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> | 18 |
| 3.1.1. Resultados de las parcelas permanentes en invierno de 2018 | 18 |
| 3.1.2. Morfología de los haces | 23 |
| 3.2.- Equinodermos y otras especies de interés | 26 |
| 3.3.- Sedimentos e infauna de fondos blandos en invierno de 2018 | 29 |
| 3.3.1.- Sedimentos | 29 |
| 3.3.2.- Estructura de la infauna asociada fondos blandos | 35 |
| 3.3.3.- Comunidad de poliquetos de fondos blandos en invierno de 2018 | 44 |
| 3.4.- Ictiofauna | 57 |
| 4.- CONCLUSIONES | 64 |
| 4.1.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> | 64 |
| 4.2.- Comunidad animal | 64 |
| 5.-REFERENCIAS | 66 |

1.- INTRODUCCIÓN

De acuerdo con la autorización de vertido de las aguas de rechazo de la desaladora de Alicante se tiene que presentar con periodicidad semestral un informe que recoja la caracterización y seguimiento de las comunidades marinas. El objetivo de este informe es presentar los resultados de las actividades realizadas por la Universidad de Alicante dentro del programa de vigilancia ambiental de la desaladora del Canal de Alicante durante el primer semestre del año 2018. Los datos de informes anteriores solamente se han incorporado al presente informe cuando se ha considerado oportuno a efectos comparativos. No se incluyen los datos de evolución de salinidad y control del efluente y las aguas receptoras que se han presentado por separado como establece la autorización de vertido.

2.- MATERIAL Y MÉTODOS

2.1.- Pradera de *Posidonia oceanica*

2.1.1.- Parcelas permanentes para el seguimiento de los efectos del vertido

Previamente a la entrada en funcionamiento de la desaladora se seleccionaron tres localidades (Figura 2.1), dos de ellas con la finalidad de que actuasen a modo de control frente a la tercera, situada lo más próxima posible al punto de vertido. En cada una de las localidades se instalaron dos estaciones a -17 y -20 m de profundidad, cada una de ellas con tres sitios en los que se colocaron cuatro parcelas permanentes.

Las tres localidades se encontraban separadas algo más de 2 km entre ellas, ya que estimamos que se trata de una distancia suficiente para que los controles, uno frente al Puerto de Alicante y el otro frente a la playa de Urbanova, no se viesan afectados por la desaladora. Se buscaba que la pradera fuese de características similares y que se encontrase sometida a los mismos impactos (efectos del puerto, emisario de aguas residuales, etc.) en las tres localidades. Estos impactos son independientes del funcionamiento de la desaladora y, si no son tenidos en cuenta, podrían llevarnos a emitir falsas conclusiones en un posterior seguimiento de la evolución de la pradera.

En base a la experiencia acumulada se realizó una nueva propuesta de estaciones de seguimiento. Las estaciones de seguimiento que se propusieron incluyen una nueva estación al Norte (Postiguët) y otra al Sur (Arenales). Además, se reubicaron ligeramente las estaciones del límite superior y se mantuvieron las estaciones de 20 m existentes (Figura 2.1, Tabla 2.1).

Las parcelas permanentes consisten en manchas aisladas en la pradera superficial (-17 m) o en cuadrados de 40 * 40 cm² rodeados por alambre plastificado y señalizados mediante piquetas con boyas, numeradas para su posterior reconocimiento (Figura 2.2). Dentro de cada parcela se marcaron todos y cada uno de los haces presentes mediante la fijación de bridas de plástico en la base de cada uno de ellos.

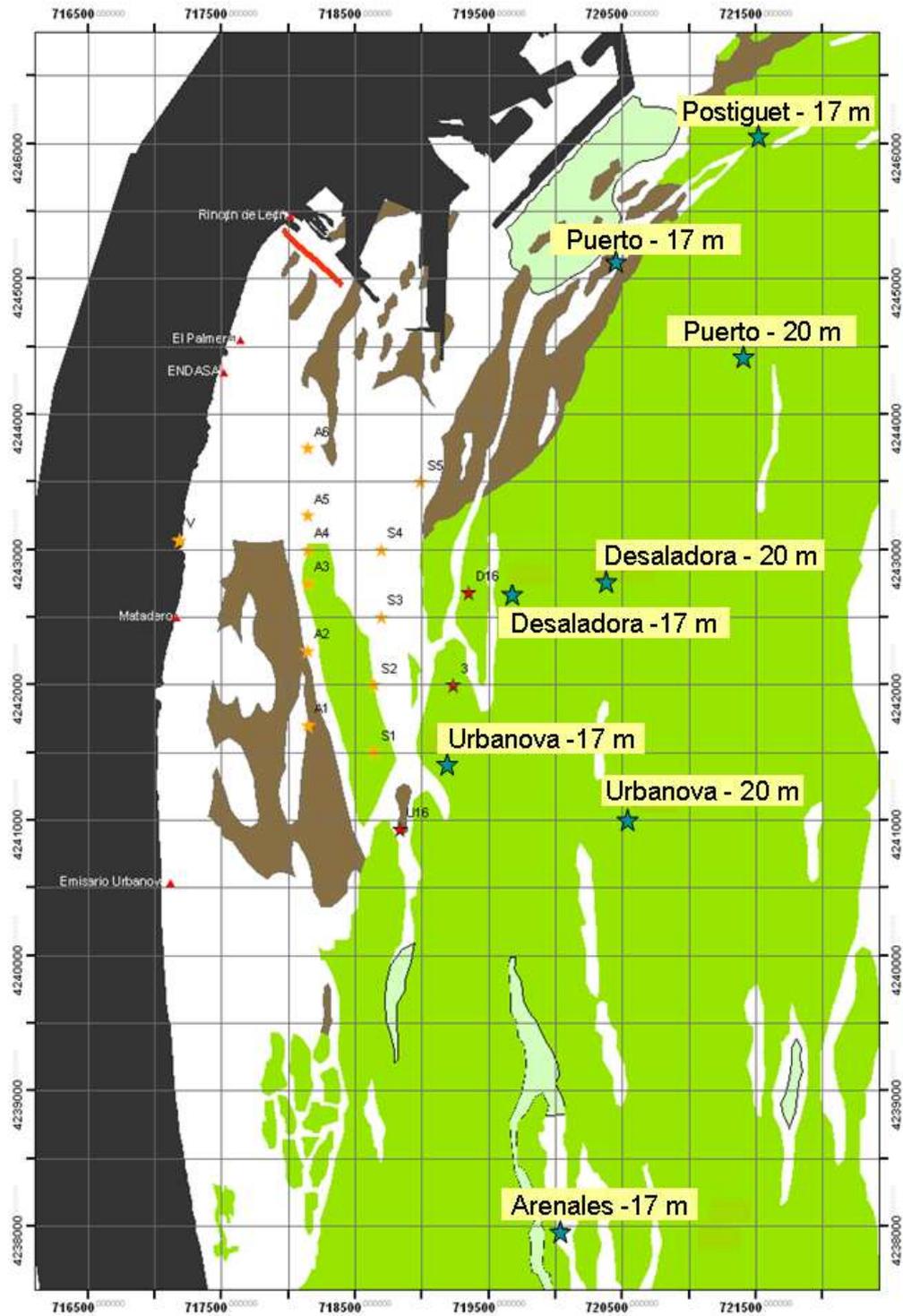


Figura 2.1. Localización de las seis estaciones con las parcelas permanentes (CP = Control Puerto, CU = Control Urbanova, D = Desaladora) a -17 y -20 m de profundidad.

Tabla 2.1. Situación de las estaciones de seguimiento de la pradera de *P. oceanica* (Coordenadas UTM).

| Estación | X | Y |
|-------------------|--------|---------|
| Postiguet - 17 m | 721521 | 4246038 |
| Puerto - 17 m | 720483 | 4245214 |
| Desaladora - 17 m | 719684 | 4242657 |
| Urbanova - 17 m | 719189 | 4241404 |
| Arenales - 17 m | 720034 | 4237951 |
| Puerto - 20 m | 721405 | 4244417 |
| Desaladora - 20 m | 720379 | 4242750 |
| Urbanova - 20 m | 720540 | 4240990 |

La revisión de las parcelas marcadas ha permitido estimar la tasa de desaparición o división de las plantas marcadas, lo que permite estimar la evolución de la pradera desde la entrada en funcionamiento de la desaladora.

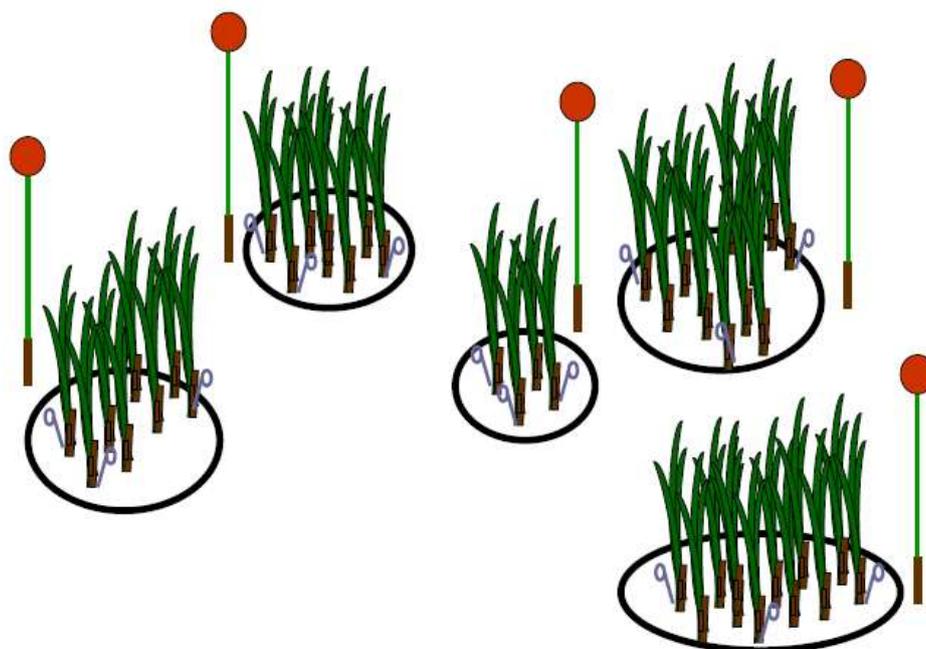


Figura 2.2. Diseño de las parcelas colocadas en las manchas de la pradera superficial, en donde todos los haces fueron anillados con bridas de plástico y revisados en cada muestreo.

2.1.2.- Recogida de muestras

En cada una de las estaciones donde se situaron las parcelas permanentes también se recogieron 5 haces de *Posidonia oceanica*, para obtener datos sobre su morfología, así como sobre su biomasa y su carga de epífitos.

Morfología de los haces

Consiste en la obtención y comparación de parámetros biométricos de las hojas de *P. oceanica* para poder detectar si existen variaciones entre las distintas localidades o si se producen en un futuro. Para ello se trabaja con cinco haces seleccionados aleatoriamente en cada una de las estaciones (Romero, 1985).

Inicialmente se separa el haz del rizoma, manteniendo siempre el rango de inserción de las hojas. Las hojas separadas se conservaban en una bandeja con agua para evitar su desecación durante el periodo de manipulación, en el que se procedió a la desepifitación de las hojas y a la toma de las siguientes medidas:

- Número de hojas presentes en cada haz.
- Longitud total: longitud del limbo foliar desde el meristemo basal hasta su ápice.
- Anchura: que se mide en la parte media de las hojas para que sea lo más representativa posible.
- Superficie foliar: valor que se obtiene al multiplicar la longitud por la anchura media de las hojas de un haz.
- Estado del ápice: ya que este puede aparecer entero, roto o mordido por algún herbívoro.
- Manchas de necrosis: superficie de la hoja en la que aparece tejido necrosado que suele ser indicativo de que la planta está sometida a algún tipo de estrés.
- Biomasa foliar: las hojas desepifitadas se dejaron secar en una estufa a 70 °C durante 48h.

- Biomasa de epífitos: peso seco de los epífitos de cada haz

2.2.- Equinodermos y otras especies de interés

La densidad de equinodermos se estimó en el límite superior de la pradera de *Posidonia oceanica* mediante transectos de 10 x 1 m (con 10 réplicas por localidad) en los que se anotaron y enumeraron las especies presentes. En el resto de estaciones de estudio, incluyendo las de control de salinidad, se determinó la presencia de otras especies de interés como nacras o sabélidos (*Sabella spallanzanii*) además de los equinodermos presentes.

2.3.- Estudio de sedimentos e infauna de fondos blandos

2.3.1.- Área de estudio

Las muestras se tomaron en 9 estaciones, distribuidas en tres transectos perpendiculares a la costa denominados A, B y C. El origen del transecto B corresponde a la zona de vertido, mientras que el transecto A y C se localizan paralelamente al B; uno a cada lado (Figura 2.3).

En cada transecto se muestreó a tres profundidades, a 4 metros, a 10 metros y a 15 metros. En cada una de las profundidades se obtuvieron 3 muestras. Las coordenadas geográficas de cada estación están indicadas en la tabla 2.2.

Tabla 2.2. Códigos empleados.

| Estación | Transecto | Profundidad | |
|----------|-----------|-------------|------------------------|
| | | (m) | Coordenadas UTM |
| A.1 | A | 4 | 30 S 0717468 - 4243280 |
| A.2 | A | 10 | 30 S 0718001 - 4243307 |
| A.3 | A | 15 | 30 S 0718862 - 4243351 |
| B.1 | B | 4 | 30 S 0717119 - 4242855 |
| B.2 | B | 10 | 30 S 0717621 - 4242631 |
| B.3 | B | 15 | 30 S 0718366 - 4242476 |
| C.1 | C | 4 | 30 S 0717087 - 4242000 |
| C.2 | C | 10 | 30 S 0717435 - 4242019 |
| C.3 | C | 15 | 30 S 0718218 - 4241988 |

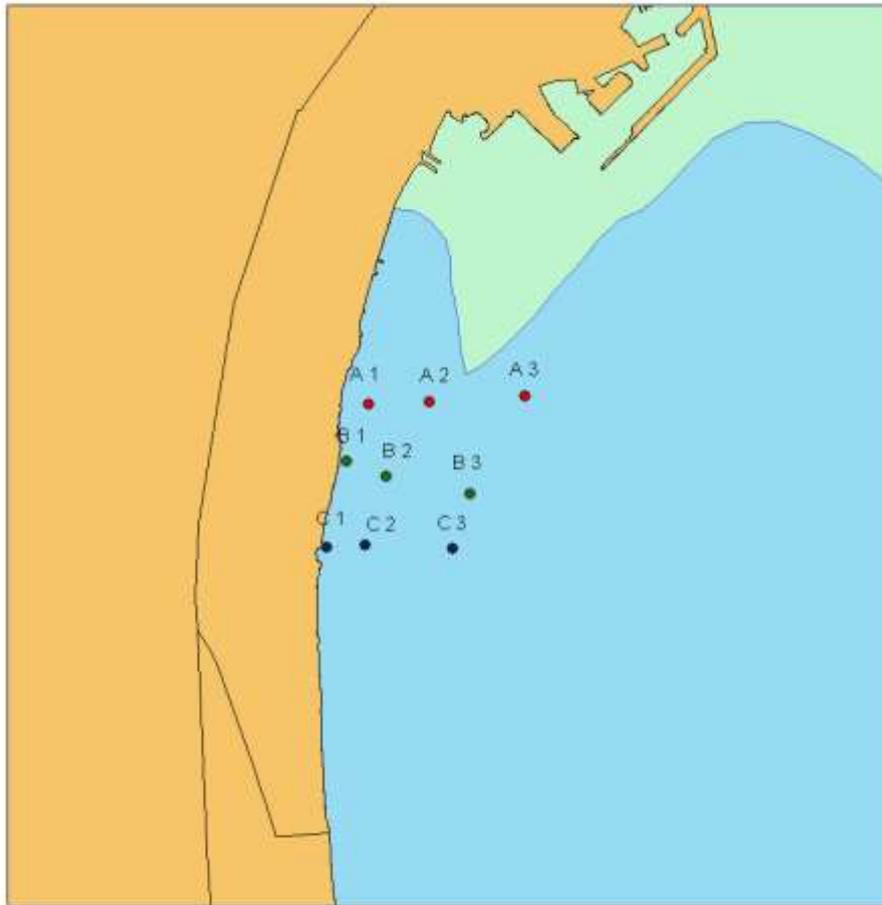


Figura 2.3. Localización de las estaciones en el área de estudio.

2.3.2. – Método de muestreo y procesado de las muestras

Las muestras son recogidas de forma directa con escafandra autónoma. Se llevan a cabo dos métodos de muestreo. Para las muestras que se emplearán en el estudio de la infauna del medio, se recoge el sedimento correspondiente a un cuadrado de 22.5 x 22.5 cm, por estación. Una vez en la embarcación, las muestras se introducen en botes de plástico correspondientemente etiquetados. La obtención de las muestras que se utilizarán para el estudio de las características del sedimento (granulometría, pH y materia orgánica) se realiza mediante un *core* de 20 x 10.5 cm. Las muestras van debidamente etiquetadas.

*** Procesado de la fauna**

La separación de la fauna del sedimento se realiza con la ayuda de la lupa binocular. Los organismos se introducen en botes con formol al 10 %, para su fijación y posterior identificación. Los individuos son guardados en tubos de 1.5 ml correctamente etiquetados y conservados en formol al 4 % o alcohol al 80%. La identificación se lleva a cabo a nivel de familia.

*** Procesado del sedimento**

Una vez en el laboratorio se coge una submuestra de sedimento para cuantificar el contenido de materia orgánica, que se obtiene por diferencia de pesos tras proceder al calcinado de una cantidad conocida de la muestra (400 °C durante 4 horas). El resto de sedimento se utiliza para el estudio de la granulometría, que se analiza mediante la metodología de Buchanan (1984). La lectura del pH y potencial redox se obtiene directamente mediante sensores específicos inmediatamente después de la obtención de la muestra.

2.3.3. - Análisis de datos

Para el tratamiento de los datos obtenidos durante el estudio se han realizado análisis multivariantes mediante técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional. Este tratamiento permite analizar la estructura de la comunidad de poliquetos como la de los distintos grupos taxonómicos presentes en la zona de estudio en función de los factores considerados (transectos: A, B, C y profundidad: 5, 10 y 15 metros).

Se utiliza el método de escalamiento multidimensional MDS, a partir de una matriz de coeficientes de similitud computada de cada par de muestras. El MDS, representa las muestras en un gráfico de dos dimensiones de tal forma que, el rango de orden de las distancias entre muestras en el gráfico coincidan con el rango de orden de similitud a partir de una matriz triangular. En esta representación existe un proceso de minimización del coeficiente de estrés. Para una correcta interpretación de la representación, el estrés debe oscilar entre 0 y 0.2. Valores mayores de estrés se corresponden con distribuciones al azar de las muestras dentro de la ordenación.

Se aplica el protocolo SIMPER o test de porcentajes de similitud de *Bray-Curtis* para determinar la importancia relativa de cada una de las variables en la disimilitud de la muestra o de la similitud entre tratamientos.

Mediante RELATE se contrasta la hipótesis de no relación entre patrones multivariantes desde dos grupos de muestras, utilizando las matrices de similitudes y un test de permutaciones múltiples, calculando el índice de correlación de Spearman. Este índice permite establecer la correlación entre la estructura de la comunidad de organismos y los factores ambientales del medio. El BIOENV indica cual de los parámetros ambientales influye en la composición faunística del medio.

Para contrastar la hipótesis de diferencias entre muestras, definida a priori, se utiliza el test de Análisis ANOSIM. Si se rechaza la hipótesis nula, la interpretación es que sí que existe relación entre los patrones de distribución de las muestras comparadas.

También se ha aplicado un método univariante mediante técnicas de análisis de la varianza (ANOVA), para demostrar las posibles diferencias entre la composición faunística en función de los factores considerados (transecto y profundidad).

2.4. - Ictiofauna

Durante los veinticuatro tiempos de seguimiento, se han realizado censos visuales por ser un método no destructivo y rápido, lo que permite la obtención de un número alto de muestras replicadas con un esfuerzo adecuado. La cuantificación de un poblamiento íctico mediante censos visuales constituye una alternativa a métodos tradicionales de recolección destructivos, e incluso a otras técnicas no destructivas pero difíciles de utilizar en el medio marino. Su aplicación está ampliamente tratada, incluyendo la discusión de sus ventajas e inconvenientes (Harmelin-Vivien y Harmelin, 1975; Sale y Douglas, 1981).

Mediante esta técnica, se realizaron censos en la zona directamente afectada por el vertido de salmuera y en un área control no afectada por el mismo, antes (Mayo 2003) y después (febrero 2004, abril 2005, marzo 2006, febrero 2007, julio 2008, abril 2009,

marzo 2010, agosto 2010, febrero 2011, julio 2011, marzo 2012, agosto 2012, marzo 2013, julio 2013, marzo 2014, julio 2014, marzo 2015, julio 2015, marzo 2016, julio 2016, marzo 2017, julio 2017 y marzo 2018) de comenzar la emisión (Figura 2.7). Ambos lugares fueron próximos a la costa y con una profundidad máxima de 5 metros. Este tipo de diseño se conoce con el nombre de BACI (Before/After/Control/Impact) y ha permitido conocer la evolución de este poblamiento de peces tras comenzar su actividad y durante los años posteriores.

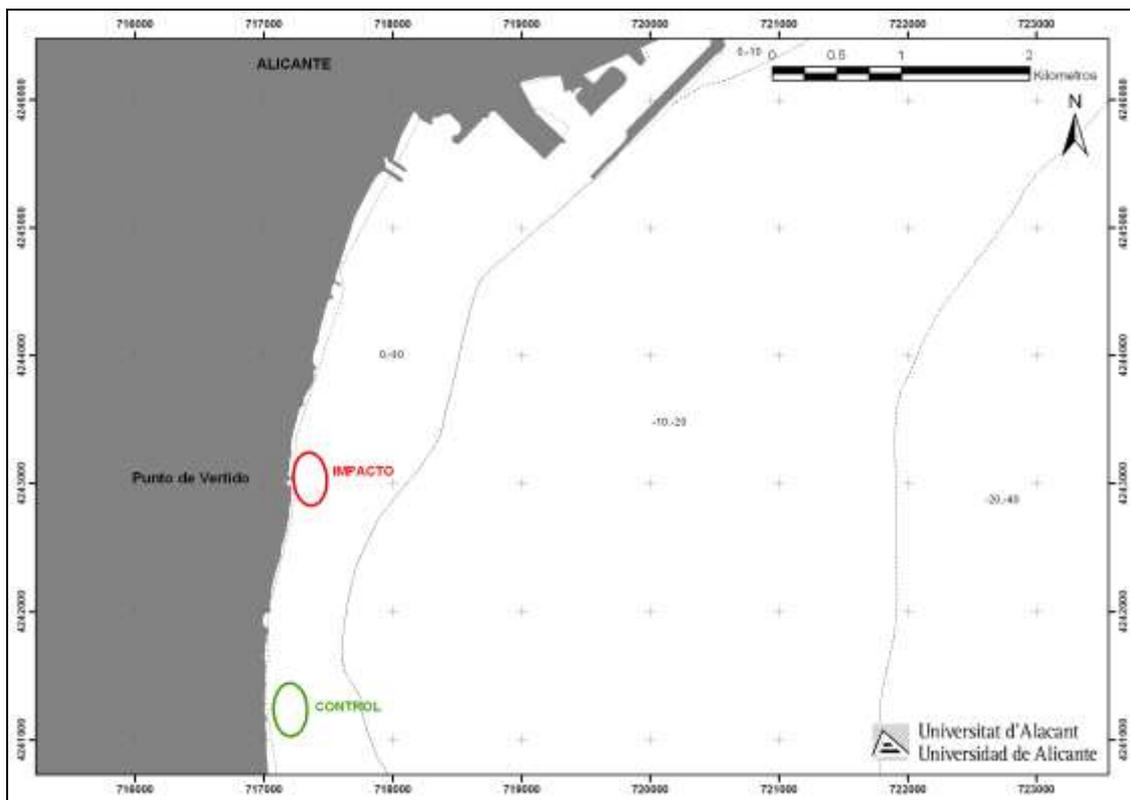


Figura 2.4. Localización del área impactada y el área control.

2.1. Diseño experimental

La hipótesis de partida se basa en que la comunidad de peces asociada a estos fondos puede presentar diferencias tras el comienzo de la actividad. Para testar esta hipótesis, se consideró un diseño experimental en el que se tuvo en cuenta un primer factor, llamado *tiempo*, con veinticuatro niveles (2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 invierno, 2010 verano, 2011 invierno, 2011 verano, 2012 invierno, 2012 verano, 2013 invierno, 2013 verano, 2014 invierno, 2014 verano, 2015 invierno, 2015 verano, 2016 invierno, 2016 verano, 2017 invierno, 2017 verano y 2018 invierno), un segundo factor llamado *impacto*, con dos niveles (impacto y control) y un factor de replicación

espacial, llamado *sitio*, con dos niveles. Se eligieron dos sitios junto al punto del vertido (impacto) y otros dos alejados de ella (control).

Se planteó el estudio incorporando tres factores:

- Año: 2003 (antes), 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 invierno, 2010 verano, 2011 invierno, 2011 verano, 2012 invierno, 2012 verano, 2013 invierno, 2013 verano, 2014 invierno, 2014 verano, 2015 invierno, 2015 verano, 2016 invierno, 2016 verano, 2017 invierno, 2017 verano y 2018 invierno (después)
- Impacto / Control
- Sitio: 2 sitios dentro de la zona impactada y 2 en la control

En cada uno de estos sitios, se realizaron cuatro réplicas al azar de 25 metros de longitud y 5 metros de ancho, obteniéndose un total de 384 muestras o réplicas de 125 m² cada una e independientes entre sí, garantizando la repartición espacial de los tratamientos y la independencia de los datos, evitando así la existencia de pseudoreplicación (Hurlbert, 1984; Hurlbert y White, 1993).

2.2. Análisis de los datos

Para el análisis de los datos, en primer lugar, se ha utilizado un método univariante mediante técnicas de análisis de la varianza para evaluar la diferencia entre los factores del diseño, utilizando como variables: el número de especies presentes, la abundancia y biomasa total y la abundancia de las especies seleccionadas a partir del análisis multivariante.

Por otro lado, se ha realizado un análisis multivariante mediante técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional, que permite estudiar los cambios en la estructura del poblamiento entre los factores considerados en el diseño experimental. Este análisis multivariante se ha realizado en términos de abundancia de todo el poblamiento de peces.

Análisis univariante

Para el análisis univariante de los datos se utilizó el Análisis de la Varianza (ANOVA). Antes del análisis, se comprobó la homogeneidad de las varianzas con el test de Cochran (Cochran, 1951). Los factores que se tuvieron en cuenta en el análisis de los datos fueron los siguientes:

TI (Tiempo): Factor principal y fijo con veinticuatro niveles (2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 invierno, 2010 verano, 2011 invierno, 2011 verano, 2012 verano, 2013 invierno, 2013 verano, 2014 invierno, 2014 verano, 2015 invierno, 2015 verano, 2016 verano, 2017 invierno, 2017 verano y 2018 invierno).

IC (Impacto / Control): Factor fijo con dos niveles.

SI (Sitio): Factor de replicación espacial. Factor al azar y anidado en el factor IC.

El modelo lineal de las fuentes de variación se definió con la siguiente ecuación:

$$X_{ijkm} = \mu + TI_i + IC_j + SI(IC)_{k(j)} + TI \times IC_{ij} + TI \times SI(IC)_{ik(j)} + Residual_{m(ijk)}$$

donde:

X_{ijkm} = valor estimado en el muestreo

μ = media poblacional

TI_i = variaciones debidas al factor tiempo

IC_j = variaciones debidas al factor impacto/control

$SI(IC)_{k(j)}$ = variaciones debidas al factor sitio, anidado en impacto/control

$TI \times IC_{ij}$ = variaciones debidas a la interacción de los factores tiempo e impacto/control

$TI \times SI(IC)_{ik(j)}$ = variaciones debidas a la interacción de los factores y sitio

$Residual_{m(ijk)}$ = error residual o aleatorio

Análisis multivariante

Para el análisis multivariante de los datos se escogieron técnicas no paramétricas mediante la utilización del paquete estadístico PRIMER. Se calcularon las matrices de similitud para la matriz de abundancia de peces en base al coeficiente de *Bray-Curtis* y se emplearon las siguientes aplicaciones del PRIMER:

1. CLUSTER: Representa el poblamiento (de peces) de cada muestra mediante un dendograma, uniendo las muestras en grupos jerárquicos basados en niveles de similitud a partir de la matriz de similitud o disimilitud que crea. Esta aplicación es de gran utilidad cuando se espera que las muestras se dividan en grupos bien definidos, como es el caso de una clara distinción ambiental (Clarke y Warwick, 1994).
2. MDS: Es una técnica no paramétrica de escalamiento multidimensional (no metric Multi Dimensional Scaling: MDS). Representa las muestras en un gráfico de dos dimensiones de tal forma que, el rango de orden de las distancias entre muestras en el gráfico coincidan con el rango de orden de similitud o disimilitud a partir de la matriz triangular de similitud. En esta representación existe un proceso de minimización del *coeficiente de estrés*. Este coeficiente es el cálculo de la diferencia entre las distancias de los puntos en la matriz original y las correspondientes distancias entre puntos en la ordenación final. Para una correcta interpretación de la representación, el estrés debe oscilar entre 0 (completamente ajustada) y 0.2 (mínima posibilidad de definir relaciones entre las muestras). Valores mayores de estrés se corresponden con distribuciones al azar de las muestras dentro de la ordenación (Didby y Kempton, 1987; Clarke, 1993).
3. SIMPER: Test de Porcentajes de Similitud a partir del índice de similitud de Bray-Curtis. Determina la importancia relativa de cada una de las variables en la disimilitud de las muestras o de similitud entre las réplicas de cada grupo de muestras. En este caso, permite reconocer cuáles son las principales especies responsables de las distinciones entre muestras, por lo que se utilizó esta aplicación para seleccionar las especies en las que se debía realizar análisis univariante. Por otra parte, del mismo modo que se utilizó la matriz de similitud sin transformar para

reforzar la importancia de las especies más abundantes, en el SIMPER se descartaron inicialmente las especies raras (Clarke, 1993).

3.- RESULTADOS

3.1.- Pradera de *Posidonia oceanica*

3.1.1.- Resultados de las estaciones de parcelas permanentes en invierno de 2018

- Tasas de división, mortalidad y balance total, de los haces marcados:

En las figuras 3.1 y 3.2 se presentan los resultados de las tasas de división, mortalidad y balance total en las estaciones permanentes. Se puede observar que las tasas de división obtenidas en este muestreo son similares en todas las localidades, no detectándose diferencias significativas entre ellas (Tabla 3.1). Tampoco se detectan diferencias significativas en las tasas de mortalidad y balance total de los haces, probablemente por la alta variabilidad de los datos obtenidos. Sin embargo, se observa una menor mortalidad y un mayor balance total de haces en las localidades del Puerto. En cualquier caso, los balances estimados para las localidades de Urbanova y Desaladora a 17 m, aun siendo negativos, están próximos a cero, indicando cierta estabilidad en sus praderas.

En la figura 3.3 se incluyen los datos de las nuevas estaciones superficiales situadas en el Postiguet y Arenales. En este muestreo también se estiman balances negativos en la estación del Postiguet, y valores positivos, aunque muy bajos, en la de Arenales. En cualquier caso, no se detectan diferencias significativas (Tabla 31.) y, por tanto, se considera que todas las praderas se comportan de modo similar, respecto a estos descriptores.

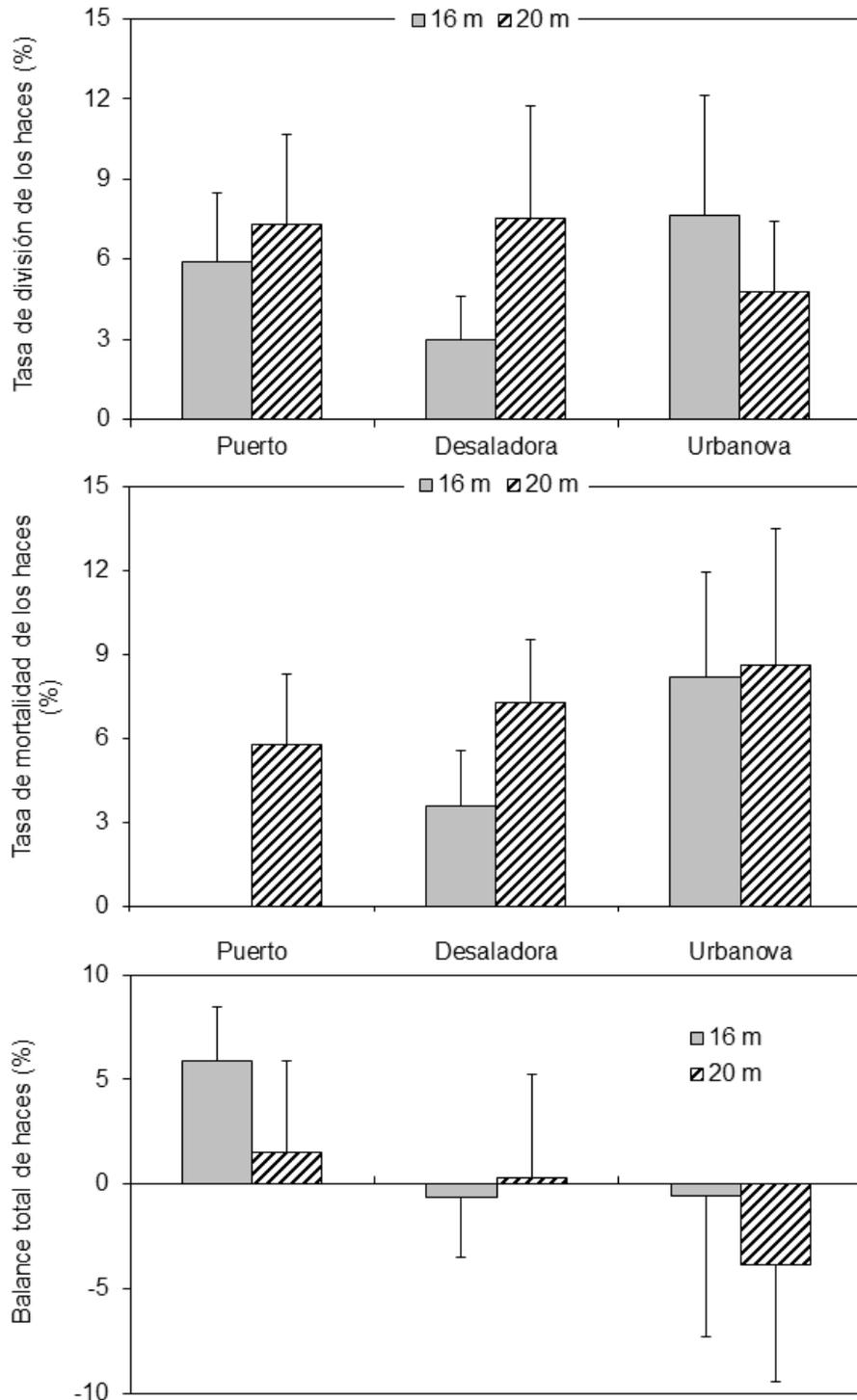


Figura 3.1 Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las tres localidades (Control Urbanova, C. Puerto y Desaladora) a las dos profundidades de trabajo (-17 y - 20 m). Las barras representan el error típico.

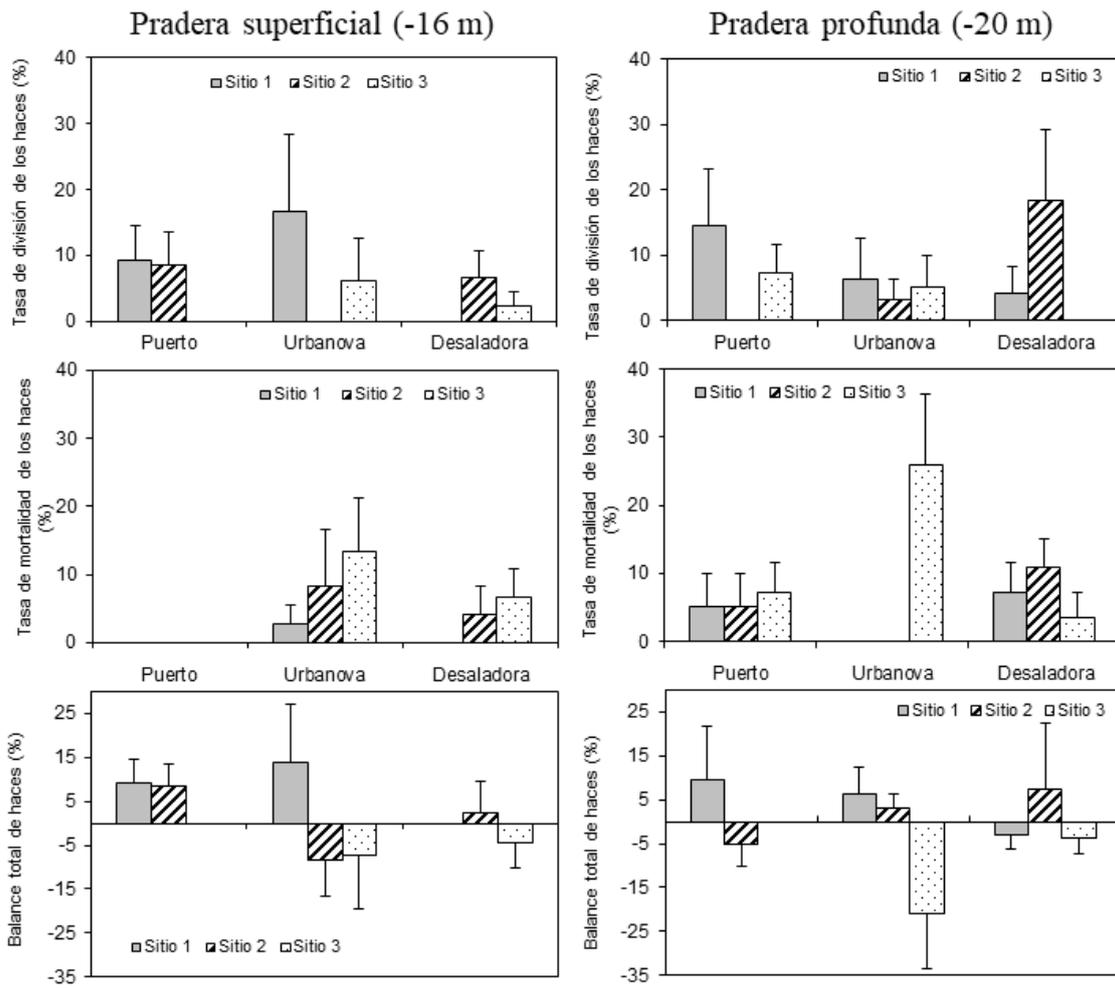


Figura 3.2. Representación gráfica de las tasas de división, mortalidad y balance de los haces marcados en las tres localidades (Control Urbanova, C. Puerto y Desaladora) separadas por sitio y profundidad (las barras representan el error típico).

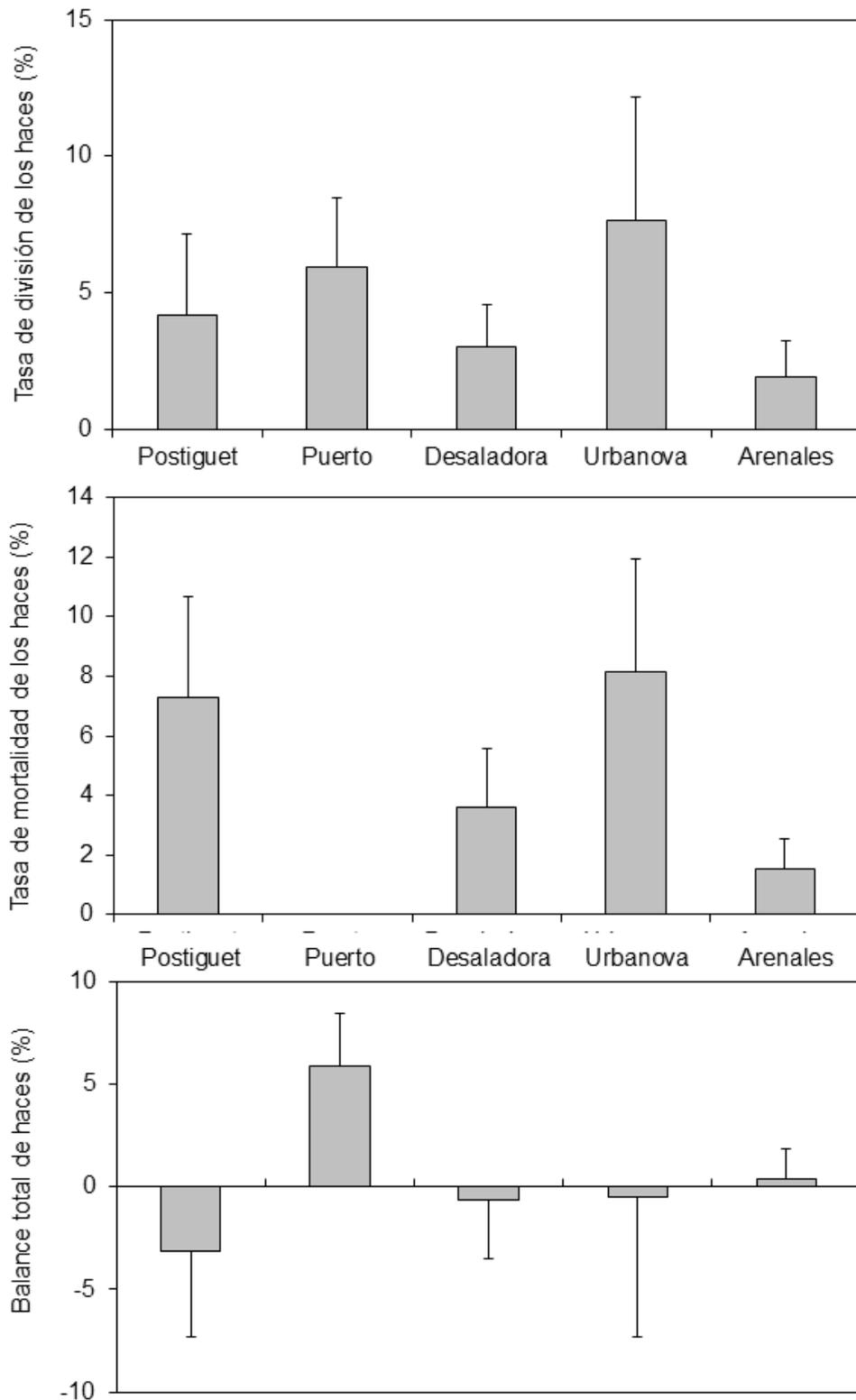


Figura 3.3. Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las cinco nuevas localidades (Postiguet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales) situadas a -17 m de profundidad (las barras representan el error típico).

Tabla 3.1. Resumen de los ANOVAs realizados a los datos de división, mortalidad y al balance (tasa división – mortalidad) de los haces marcados en las parcelas de las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora) a las dos profundidades de trabajo (-17 y -20 m) (gl = grados de libertad, CM = cuadrados medios, F = valor del estadístico F, ns = no significativo).

| Parámetro | Fuente de variabilidad | gl | CM | F | p | SNK |
|--|------------------------|----|----------|------|----|-----|
| Tasa de división | Localidad = Lo | 2 | 11.5205 | 0.05 | ns | |
| | Profundidad = Pr | 1 | 18.7906 | 0.23 | ns | |
| | Sitio (Lo) | 6 | 228.8385 | 1.86 | ns | |
| | Lo*Pr | 2 | 82.2853 | 0.72 | ns | |
| | Pr*Sitio (Lo) | 6 | 114.5658 | 0.93 | ns | |
| | Residual | 54 | 123.2654 | | | |
| Tasa de mortalidad (transf. Raíz x+1) | Localidad = Lo | 2 | 5.8656 | 0.60 | ns | |
| | Profundidad = Pr | 1 | 3.4408 | 2.60 | ns | |
| | Sitio (Lo) | 6 | 5.7727 | 2.44 | * | |
| | Lo*Pr | 2 | 2.2597 | 0.94 | ns | |
| | Pr*Sitio (Lo) | 6 | 2.4050 | 1.02 | ns | |
| | Residual | 54 | 2.3613 | | | |
| Balance total | Localidad = Lo | 2 | 215.6877 | 0.42 | ns | |
| | Profundidad = Pr | 1 | 92.1000 | 1.98 | ns | |
| | Sitio (Lo) | 6 | 510.1029 | 1.97 | ns | |
| | Lo*Pr | 2 | 46.4840 | 0.28 | ns | |
| | Pr*Sitio (Lo) | 6 | 168.0146 | 0.65 | ns | |
| | Residual | 54 | 258.2911 | | | |

3.1.2.- Morfología de los haces

Se observa (Figura 3.4 y Tabla 3.2) que en el presente muestreo existen diferencias significativas en varios descriptores de la morfología foliar de los haces de *Posidonia* entre las distintas localidades de estudio.

Tabla 3.2. Resumen de los ANOVAs realizados a los datos obtenidos en invierno del 2018 de los haces recogidos en las tres localidades y a las dos profundidades de trabajo (-17 y -20 m) (gl = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo).

| Parámetro | Fuente de variabilidad | gl | CM | F | p | SNK |
|-----------------------|------------------------|----|------------|--------|-----|---|
| Número de hojas | Localidad = Lo | 2 | 0.7000 | 1.05 | ns | |
| | Profundidad = Pr | 1 | 0.3000 | 0.45 | ns | |
| | Lo*Pr | 2 | 1.3000 | 0.16 | ns | |
| | Residual | 24 | 0.6667 | | | |
| Longitud media foliar | Localidad = Lo | 2 | 22.2946 | 11.37 | *** | P = U > D |
| | Profundidad = Pr | 1 | 273.5013 | 139.43 | *** | 16 m < 20 m |
| | Lo*Pr | 2 | 8.0987 | 4.13 | * | P ₁₆ = U ₁₆ = D ₁₆ |
| | Residual | 24 | 1.9616 | | | P ₂₀ = U ₂₀ > D ₂₀ |
| Anchura media foliar | Localidad = Lo | 2 | 0.0301 | 3.93 | * | P = U > D |
| | Profundidad = Pr | 1 | 0.0694 | 9.06 | ** | 16 m < 20 m |
| | Lo*Pr | 2 | 0.0083 | 1.08 | ns | |
| | Residual | 24 | 0.0077 | | | |
| Superficie foliar | Localidad = Lo | 2 | 2428.7567 | 6.69 | ** | P = U > D |
| | Profundidad = Pr | 1 | 16240.1333 | 44.74 | *** | 16 m < 20 m |
| | Lo*Pr | 2 | 1317.1205 | 3.63 | * | P ₁₆ = U ₁₆ = D ₁₆ |
| | Residual | 24 | 363.0132 | | | P ₂₀ = U ₂₀ > D ₂₀ |
| Biomasa foliar | Localidad = Lo | 2 | 0.0445 | 4.93 | * | P = U > D |
| | Profundidad = Pr | 1 | 0.2398 | 26.57 | *** | 16 m < 20 m |
| | Lo*Pr | 2 | 0.0288 | 3.19 | ns | |
| | Residual | 24 | 0.0090 | | | |
| Carga de epífitos | Localidad = Lo | 2 | 0.0019 | 9.53 | ns | |
| | Profundidad = Pr | 1 | 0.1272 | 0.14 | ** | 16 m > 20 m |
| | Lo*Pr | 2 | 0.0122 | 0.91 | ns | |
| | Residual | 24 | 0.0133 | | | |
| Necrosis (%) | Localidad = Lo | 2 | 71.0757 | 0.50 | ns | |
| | Profundidad = Pr | 1 | 3385.4540 | 23.96 | *** | 16 m > 20 m |
| | Lo*Pr | 2 | 432.3758 | 3.06 | ns | |
| | Residual | 24 | 141.3194 | | | |
| Herbivorismo (%) | Localidad = Lo | 2 | 465.0855 | 4.19 | * | P = U > D |
| | Profundidad = Pr | 1 | 313.7873 | 2.83 | ns | |
| | Lo*Pr | 2 | 210.5504 | 1.90 | ns | |
| | Residual | 24 | 110.9774 | | | |

Cabe destacar que los haces de la localidad Desaladora, a 20 m de profundidad, presentan una menor longitud y superficie foliar. Además, si no se tiene en cuenta el factor profundidad, los haces de esta zona también presentan una menor anchura y biomasa foliar, junto a una menor aparición de marcas de herbivorismo. Y como en otros muestreos, se sigue detectando una mayor carga de epífitos y manchas de necrosis en los haces de las praderas más someras.

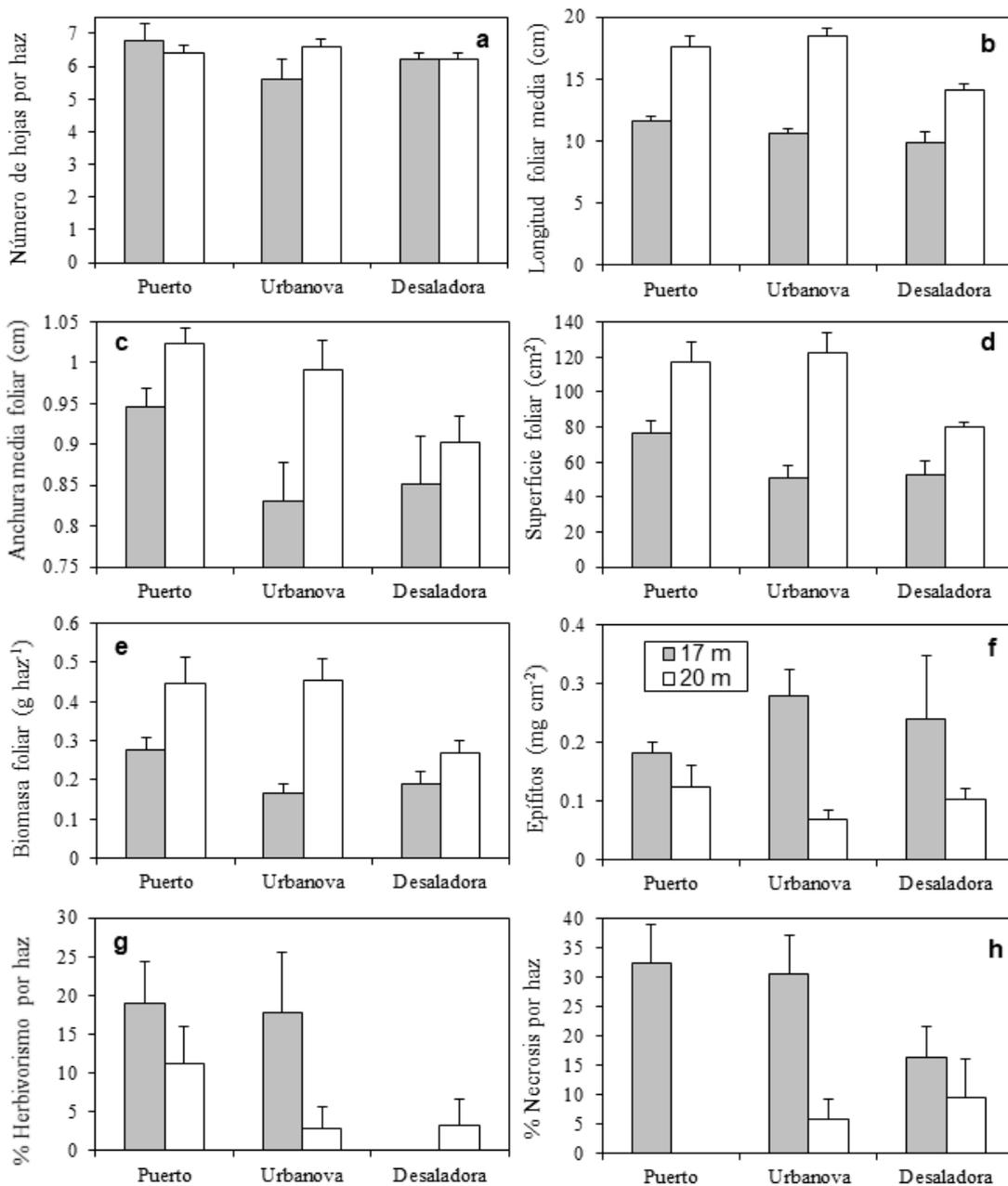


Figura 3.4. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a la pradera superficial (-17 m) y a la pradera profunda (- 20 m) de las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora; las barras representan el error típico).

Al comparar con las nuevas estaciones (Figura 3.5) se puede observar cómo, en general y de nuevo, la estación de Arenales presenta haces más grandes, con menos necrosis foliares y con una menor carga de epífitos. En este muestreo también se detectó un porcentaje de necrosis relativamente menor en los haces de la localidad desalinizadora.

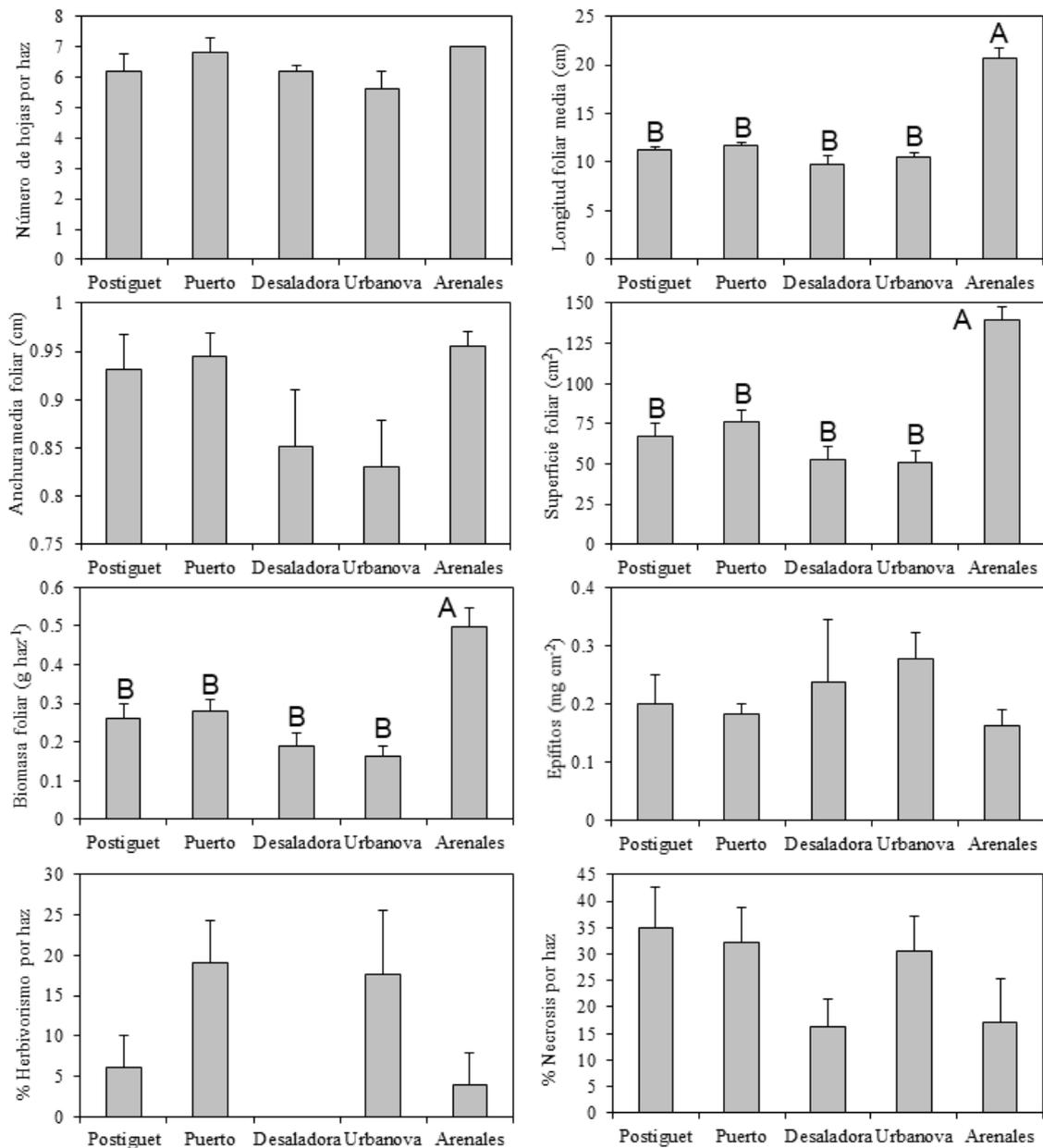


Figura 3.5. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a las cinco nuevas localidades (Postiguet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales) situadas a -17 m de profundidad. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

3.2.- Equinodermos y otras especies de interés

En la tabla 3.3 se describen las especies de equinodermos que se han encontrado en cada estación. En la tabla 3.4 se incluye, además la presencia de nacras (*Pinna nobilis*) y sabélidos (*Sabella spallanzanii*). Lo más destacable del muestreo de invierno del 2018 es que sólo siguen detectándose restos de ejemplares de *Pinna nobilis* muertos, no observándose ejemplares vivos de esta especie en ninguna de las localidades de estudio. Entre los equinodermos las especies más abundantes siguen siendo las holoturias y la estrella de mar *Echinaster sepositus*. Además, continúan apareciendo equinodermos en todas las estaciones muestreadas.

Tabla 3.3. Listado de las especies de equinodermos que han aparecido en las localidades de estudio durante varios muestreos realizados durante invierno.

| Localidad | Tipo de fondo | Especies |
|----------------------------|----------------------------------|--|
| Postiguet ₁₇ | <i>P. oceanica</i> y mata muerta | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |
| Puerto ₁₇ | <i>P. oceanica</i> y mata muerta | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |
| Desaladora ₁₇ | <i>P. oceanica</i> y mata muerta | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |
| Desaladora ₁₇ S | <i>P. oceanica</i> y mata muerta | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |
| Urbanova ₁₇ N | <i>P. oceanica</i> y mata muerta | <i>Holothuria sp.</i> |
| Urbanova ₁₇ | <i>P. oceanica</i> y mata muerta | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |
| Arenales ₁₇ | <i>P. oceanica</i> | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |
| Puerto ₂₀ | <i>P. oceanica</i> | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |
| Desaladora ₂₀ | <i>P. oceanica</i> | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |
| Urbanova ₂₀ | <i>P. oceanica</i> | <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria sp.</i> |

Tabla 3.4. Lista inventario de las especies de interés encontradas en las diferentes estaciones de muestreo. Los datos recogidos en la tabla representan las especies encontradas en cada estación, refiriéndose el símbolo (+) a los lugares en los que estaba presente la especie indicada.

| Localidad | Equinodermos | <i>Sabella spallanzanii</i> | <i>Pinna nobilis</i> |
|-------------------|--------------|-----------------------------|----------------------|
| Po ₁₇ | + | + | |
| P ₁₇ | + | + | |
| D ₁₇ | + | + | |
| D ₁₇ S | + | | |
| U ₁₇ N | + | + | |
| U ₁₇ | + | + | |
| A ₁₇ | + | + | |
| P ₂₀ | + | | |
| D ₂₀ | + | + | |
| U ₂₀ | + | + | |

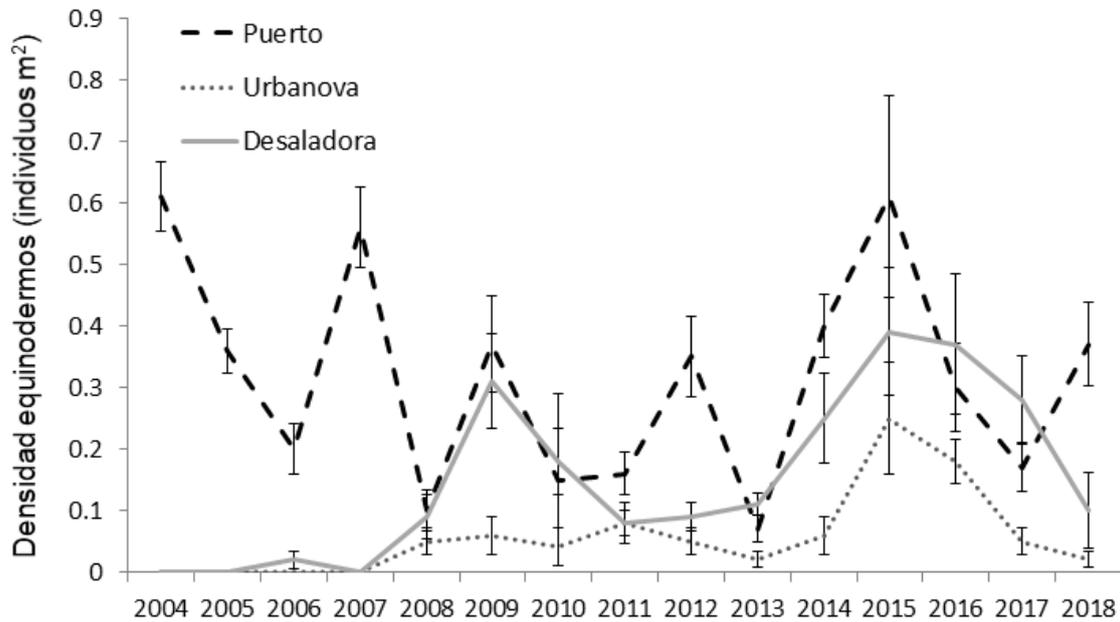


Figura 3.6. Evolución de la densidad media de equinodermos (número de individuos por m²) en tres localidades sobre pradera de *Posidonia oceanica* en invierno de los distintos años de estudio (2004-2018). Las barras representan el error típico.

En cuanto a la abundancia de equinodermos en este muestreo se siguen detectando diferencias significativas entre las distintas localidades, apareciendo en menores densidades en las localidades de Urbanova y Desaladora (Figura 3.6 y 3.7; Tabla 3.5).

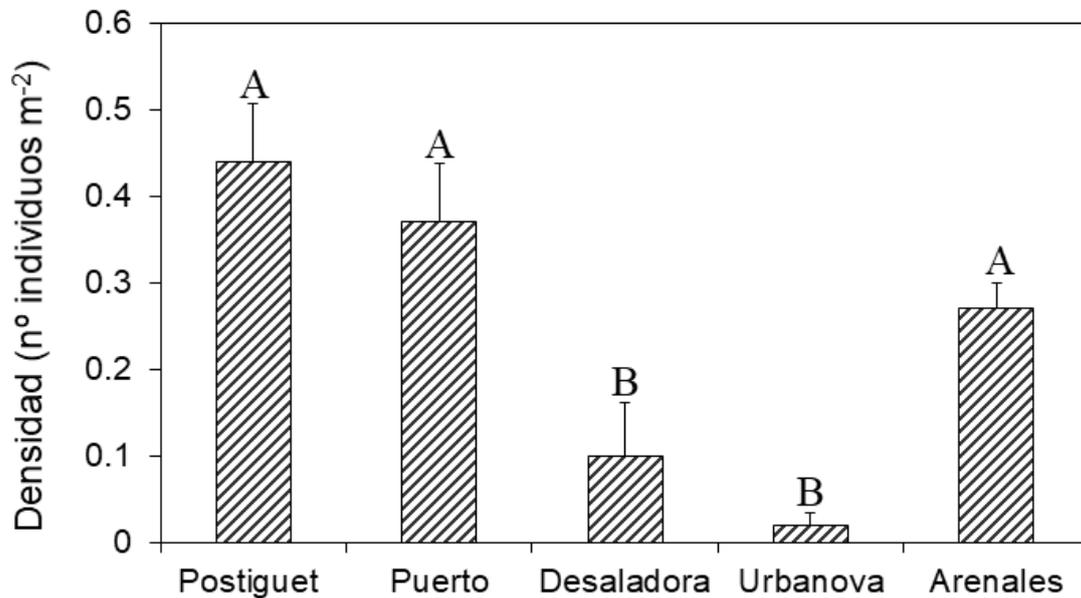


Figura 3.7. Densidad media de equinodermos (número de individuos por m²) en las cinco localidades de estudio sobre pradera de *Posidonia oceanica*. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

Tabla 3.5. Resumen del ANOVA realizado a la densidad de equinodermos (individuos m⁻²) en las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora) antes (V 2003) y después (I 2018) de la puesta en marcha de la desaladora (gl = grados de libertad, CM = cuadrados medios, F = valor del estadístico F de Snedecor, * $p < 0.05$, *** $p < 0.001$).

| Parámetro | Fuente de variabilidad | gl | CM | F | P | SNK |
|--------------------------|-------------------------|----|--------|-------|-----|--|
| Densidad de equinodermos | Antes vs después (= AD) | 1 | 0.1965 | 12.76 | *** | 2003 < 2018 |
| | Localidad | 2 | 0.1940 | 12.60 | *** | P > U = D |
| | AD*Localidad | 2 | 0.1536 | 9.97 | *** | P _A = U _A = D _A |
| | Residual | 54 | 0.0154 | | | P _D > U _D = D _D |

3.3.- Sedimentos e infauna de fondos blandos en invierno del 2018.

3.3.1. – Sedimentos

3.3.1.1.- Granulometría

El análisis de la granulometría muestra como dominan las arenas finas en las estaciones A1 y C1 (Tabla 3.6). En las estaciones A2, A3, B2 y B3 también se detecta un alto contenido en arenas finas, pero en estas estaciones el sedimento presenta un mayor porcentaje de fango. En la estación C3, se detecta un alto contenido fangos junto con gravas y arenas gruesas. Finalmente, en la estación B1 se detecta un mayor porcentaje de arena media, fina y gravas, mientras que en C2 dominan gravas y arenas gruesas.

Al comparar los valores obtenidos en la última campaña con los de las campañas anteriores, se observa como la granulometría de la mayoría de las estaciones presenta una baja variabilidad temporal. Únicamente en C3 se detecta un cambio, incrementando el porcentaje de las fracciones más gruesas, gravas y arenas gruesas durante la campaña actual (Figura 3.8).

Esta situación queda reflejada en los diagramas triangulares (Figura 3.9). De modo que todas las estaciones mantienen una clasificación similar a la de campañas anteriores, excepto C2 que se clasifica como gravas arenosas.

Tabla 3.6. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en el invierno del 2018.

| | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | C1 | C2 | C3 |
|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Grava | 0.95 | 8.77 | 2.97 | 20.09 | 11.18 | 10.12 | 1.62 | 52.18 | 26.38 |
| Arena Gruesa | 0.95 | 15.01 | 3.78 | 13.90 | 15.55 | 14.33 | 2.87 | 36.14 | 14.19 |
| Arena Media | 2.03 | 7.80 | 4.82 | 29.27 | 8.51 | 9.97 | 1.76 | 2.95 | 8.10 |
| Arena Fina | 78.60 | 27.97 | 28.84 | 21.30 | 21.63 | 34.27 | 88.53 | 5.18 | 7.01 |
| Fango | 17.49 | 40.45 | 59.60 | 15.43 | 43.13 | 31.31 | 5.22 | 3.55 | 44.32 |

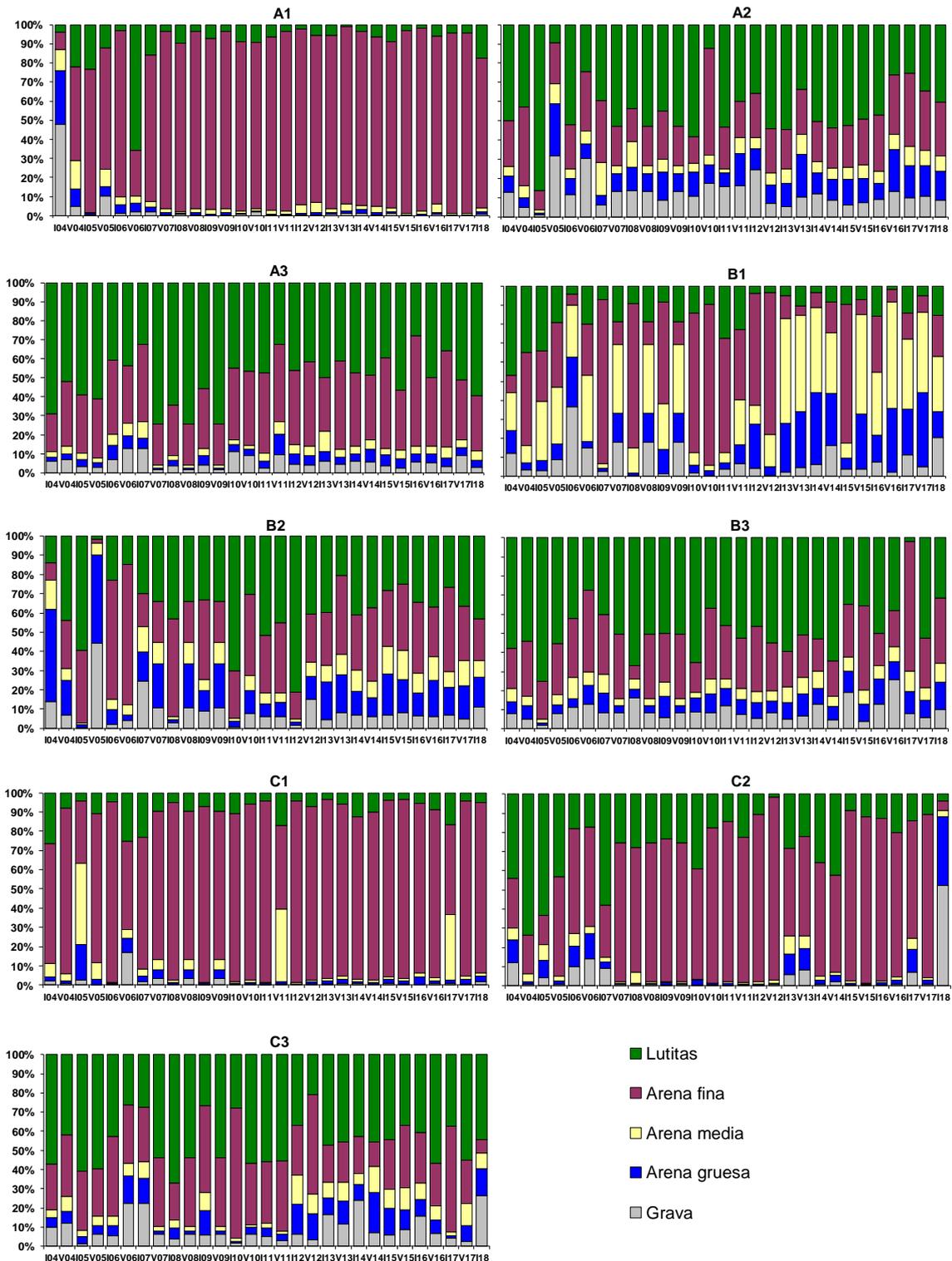


Figura 3.8. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 e invierno 2018.

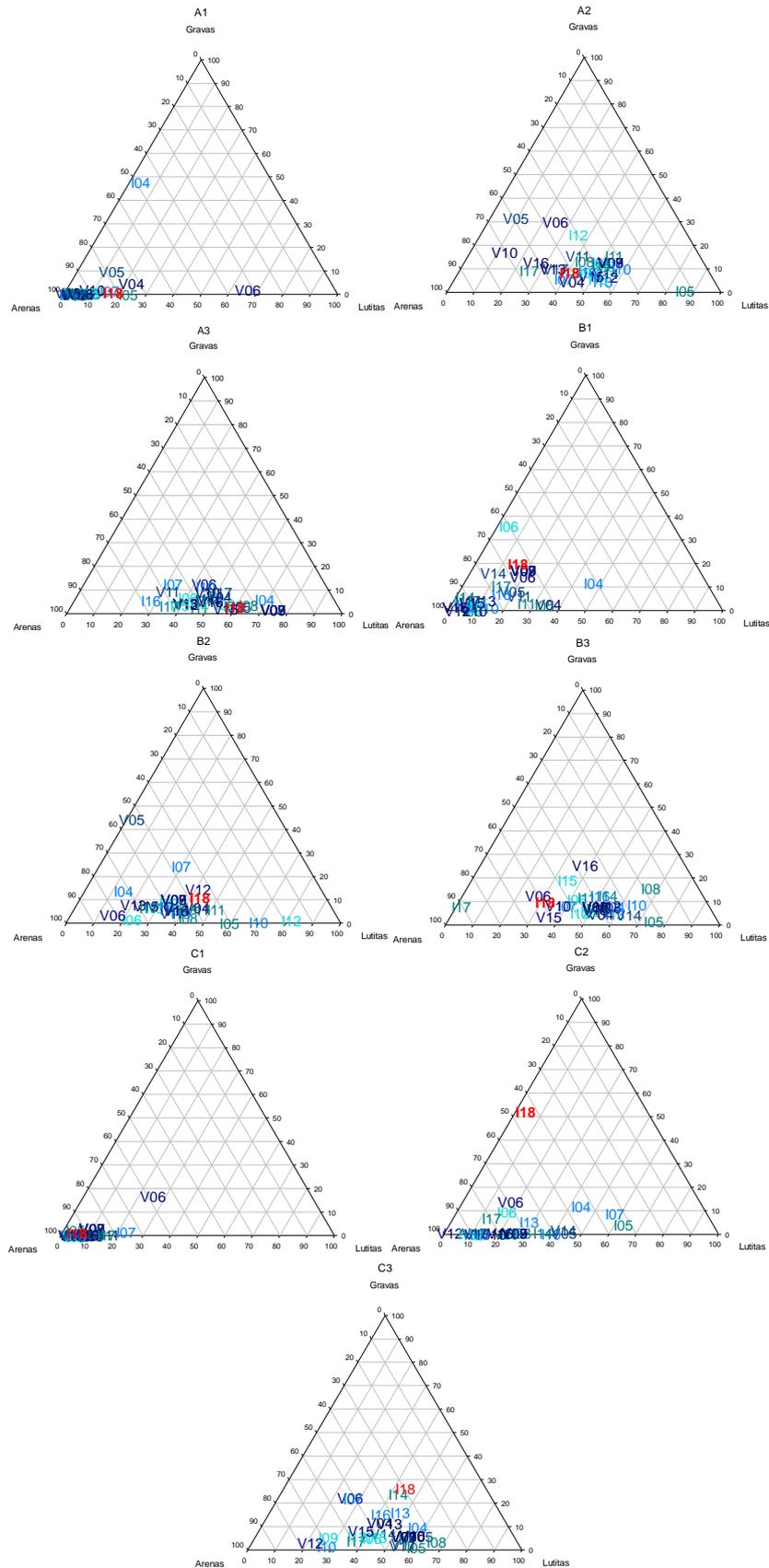


Figura 3.9. Diagramas triangulares de granulometría de cada una de las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 e invierno del 2018.

3.3.1.2.- Porcentaje de materia orgánica, pH y potencial redox.

Los valores más altos de porcentaje de materia orgánica se detectan en las estaciones B3, B2, A2 y C3, mientras que en las estaciones situadas a 4 metros de profundidad de los transectos A y C se obtienen los porcentajes más bajos (Tabla 3.7). Esta situación es similar a la obtenida durante campañas anteriores (Figura 3.10).

Los valores de pH fueron muy similares entre las distintas estaciones, con el valor más bajo en la estación A3, 7.3, y en la estación B3 el más alto, 7.49 (Tabla 3.7). Con respecto a las campañas anteriores, se detecta un descenso en el pH en la mayoría de las estaciones, excepto C2 y C3 donde se mantienen valores muy similares a los detectados en el invierno del 2017 (Figura 3.11).

Por lo que se refiere al potencial redox, en las estaciones A3 y C3 se obtienen los valores más negativos; mientras que en la estación C1 se detecta el más valor positivo.

Tabla 3.7. Valores de % de materia orgánica, pH y potencial redox de cada una de las estaciones en el invierno del 2018.

| | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | C1 | C2 | C3 |
|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| % mat.org. | 0.74 | 6.16 | 4.63 | 2.52 | 6.19 | 7.66 | 0.96 | 1.68 | 5.92 |
| pH | 7.45 | 7.4 | 7.3 | 7.43 | 7.32 | 7.49 | 7.35 | 7.39 | 7.43 |
| Potencial Redox | -72.1 | -192.3 | -350 | -94.8 | 17.3 | -264 | 60.1 | 57.5 | -346 |

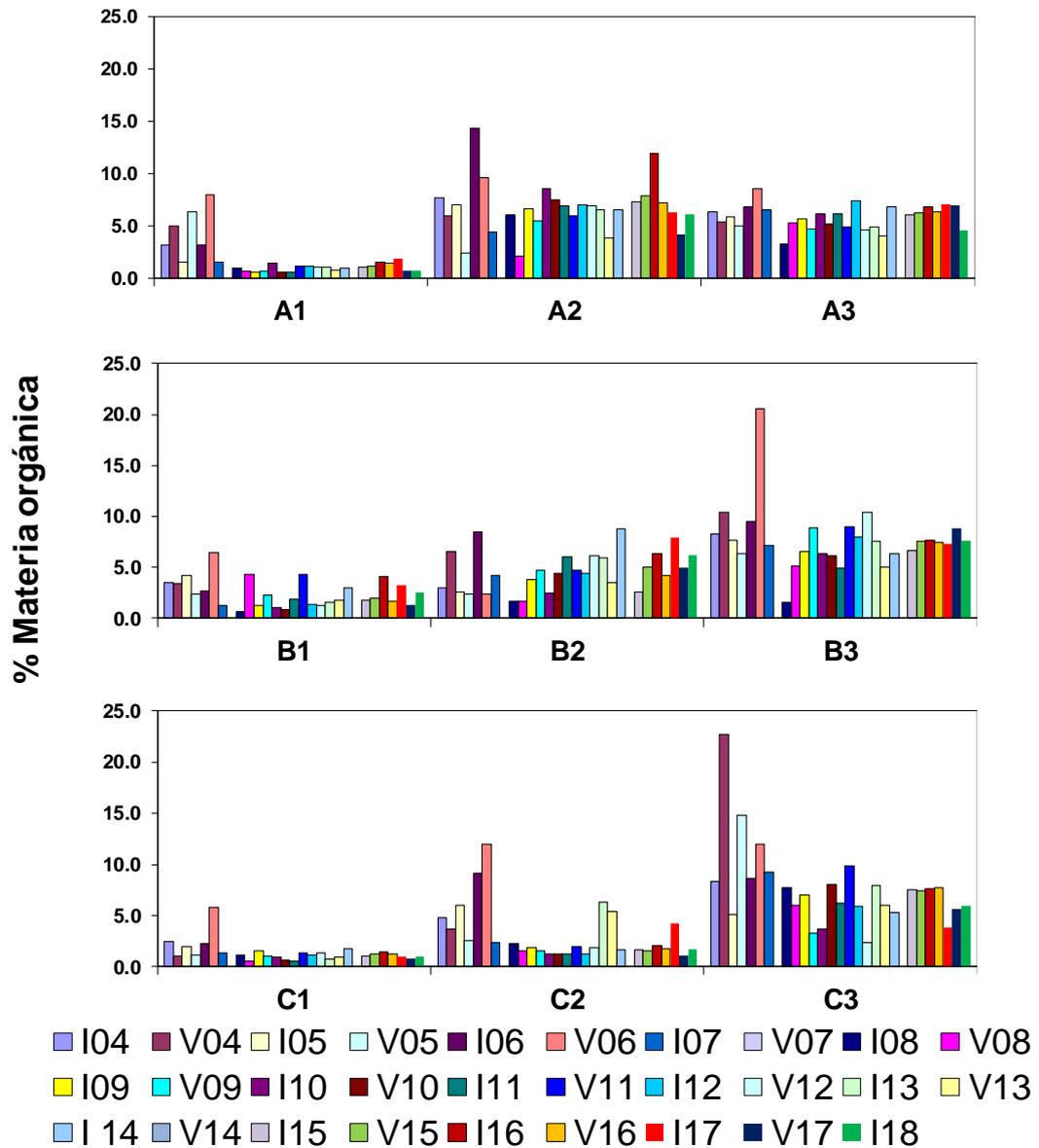


Figura 3.10. Valores de porcentaje de materia orgánica en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 e invierno 2018.

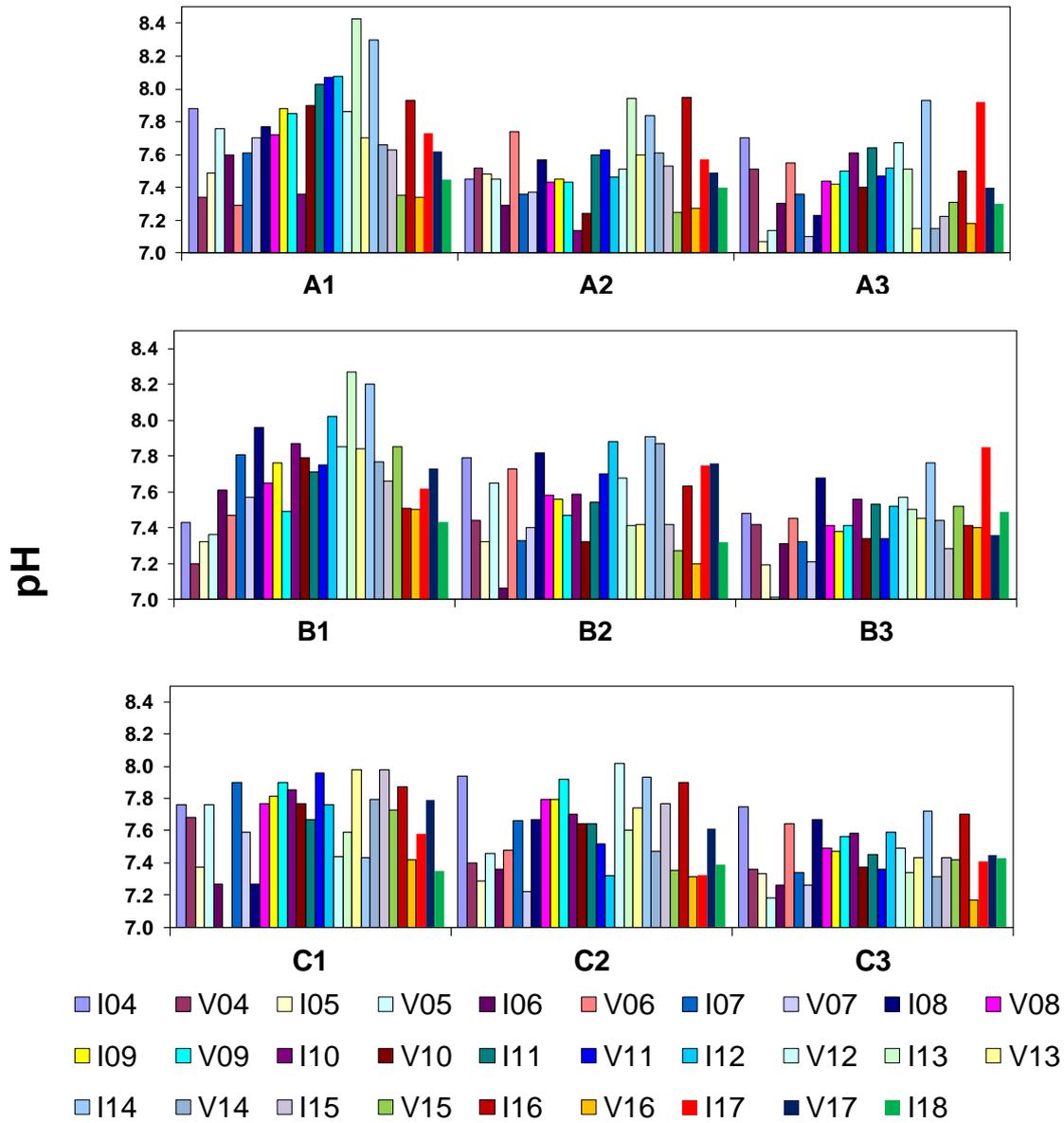


Figura 3.11. Valores de pH en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 e invierno del 2018.

3.3.2. – Estructura de la infauna asociada a fondos blandos

Se han analizado un total de 3470 individuos pertenecientes a 21 grupos taxonómicos. La comunidad está dominada por poliquetos (46.80%), detectándose también altas abundancias de nemátodos (17.30%), bivalvos (13.34 %), anfípodos (8.41%) y decápodos (7.35%) (Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Abundancia relativa (individuos/m²) de la infauna en cada estación de muestreo.

| Grupo Taxonómico | A | | | B | | | C | | |
|--------------------------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|-------|--------|--------|
| | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | C1 | C2 | C3 |
| Platyhelminthes | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 6.6 |
| Nemertea | 32.9 | 26.3 | 39.5 | 6.6 | 46.1 | 59.3 | 13.2 | 59.3 | 85.6 |
| Nematoda | 2311.1 | 72.4 | 111.9 | 842.8 | 151.4 | 46.1 | 158.0 | 197.5 | 65.8 |
| Annelida Polychaeta | 131.7 | 381.9 | 408.2 | 757.2 | 1771.2 | 2429.6 | 223.9 | 2159.7 | 2429.6 |
| Oligochaeta | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Sipunculida | 0.0 | 0.0 | 13.2 | 0.0 | 6.6 | 6.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Crustacea Ostracoda | 6.6 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 13.2 | 0.0 | 39.5 | 13.2 | 6.6 |
| Copepoda | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 6.6 | 6.6 | 0.0 | 13.2 |
| Malacostraca Cumacea | 13.2 | 52.7 | 19.8 | 0.0 | 46.1 | 13.2 | 6.6 | 46.1 | 72.4 |
| Mysidacea | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 26.3 | 6.6 | 0.0 | 6.6 | 0.0 |
| Tanaidacea | 0.0 | 0.0 | 19.8 | 0.0 | 0.0 | 13.2 | 13.2 | 0.0 | 0.0 |
| Isopoda | 6.6 | 6.6 | 13.2 | 52.7 | 32.9 | 19.8 | 13.2 | 111.9 | 19.8 |
| Amphipoda | 32.9 | 243.6 | 243.6 | 92.2 | 368.7 | 276.5 | 111.9 | 276.5 | 276.5 |
| Decapoda | 6.6 | 256.8 | 118.5 | 85.6 | 276.5 | 197.5 | 0.0 | 520.2 | 217.3 |
| Pycnogonida | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 6.6 | 13.2 | 0.0 | 0.0 | 6.6 |
| Mollusca Gastropoda | 0.0 | 32.9 | 6.6 | 0.0 | 65.8 | 0.0 | 0.0 | 39.5 | 6.6 |
| Bivalvia | 79.0 | 744.0 | 684.8 | 32.9 | 487.2 | 289.7 | 59.3 | 158.0 | 513.6 |
| Polyplacophora | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Echinodermata Asteroidea | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Ophiuroidea | 0.0 | 6.6 | 13.2 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 26.3 |
| Echinoidea | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Holothuroidea | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.6 |
| Cephalochordata | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 92.2 | 0.0 |

3.3.2.1.- Análisis univariante.

Para el estudio de la estructura de la infauna asociada a fondos blandos se analizó la abundancia y la riqueza de los distintos grupos taxonómicos, y su variabilidad para los factores transecto y profundidad.

En cuanto a las abundancias, se detectan diferencias significativas (p valor <0.01) para la interacción de ambos factores. Estas diferencias fueron debidas a que a 10 y 15 metros de profundidad en el transecto A se registran menores abundancias respecto al resto de transectos; y a que a 4 metros de profundidad en el transecto C hay un descenso en la abundancia respecto tanto a las estaciones de los otros transectos, como a las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad del transecto C (Figura 3.12).

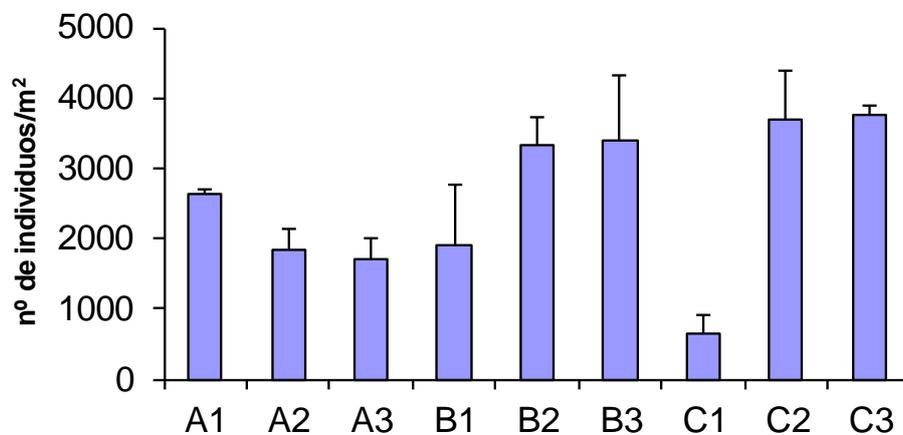


Figura 3.12. Abundancia media en las distintas estaciones.

En el caso de la riqueza taxonómica, también se detectaron diferencias significativas para la interacción de ambos factores (profundidad x transecto) (p valor <0.05). Estas diferencias fueron debidas a que se detecta un descenso del número de taxones a 10 metros de profundidad en el transecto A respecto del resto de transectos; así como un aumento en este transecto A en la estación más profundidad, y en los transectos B y C a 10 metros de profundidad (Figura 3.13).

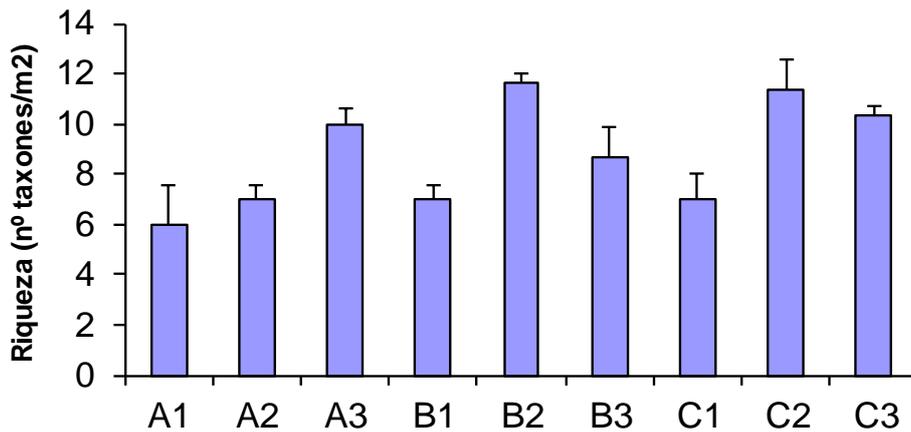


Figura 3.13. Nº grupos taxonómicos presentes en las distintas estaciones

3.3.2.2. – Análisis multivariante

El dendrograma muestra como todas las estaciones situadas a 10 y 15 metros se agrupan con una similitud mayor del 40%, mientras que entre las estaciones más someras A1 y B1 muestran mayor similitud entre sí (Figura 3.14). De manera que se establece el grupo I formado por las estaciones A1 y B1; el grupo II por la estación C1 y el grupo III formado por las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad.

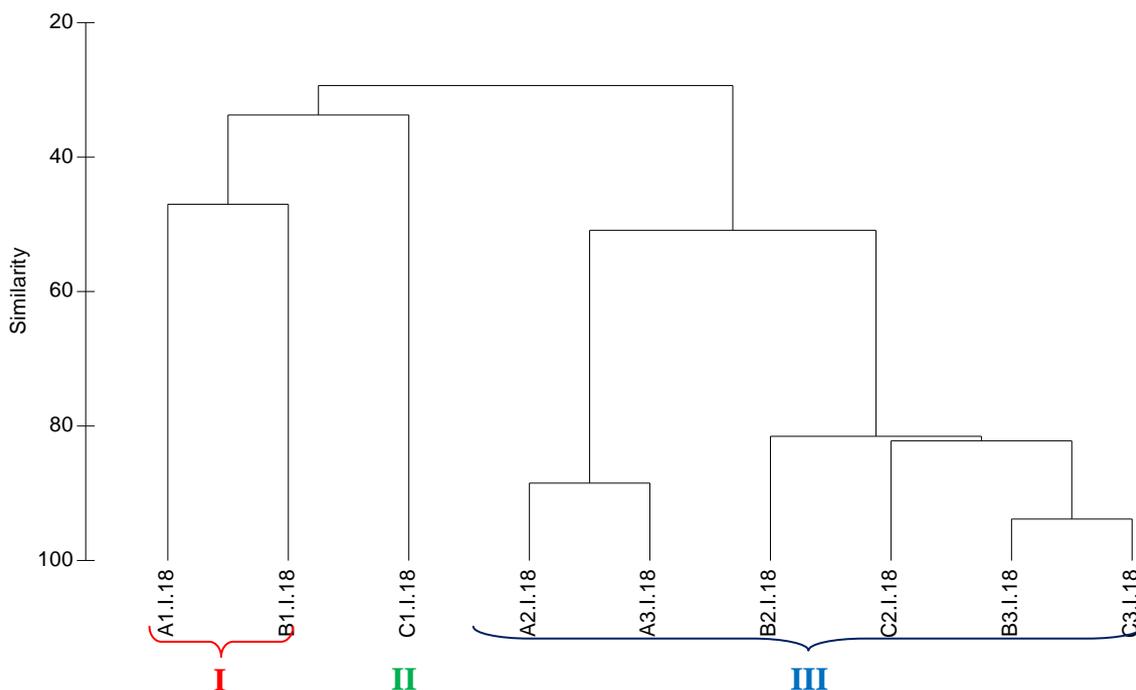


Figura 3.14. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) se aprecia la distribución de las estaciones (Figura 3.15).

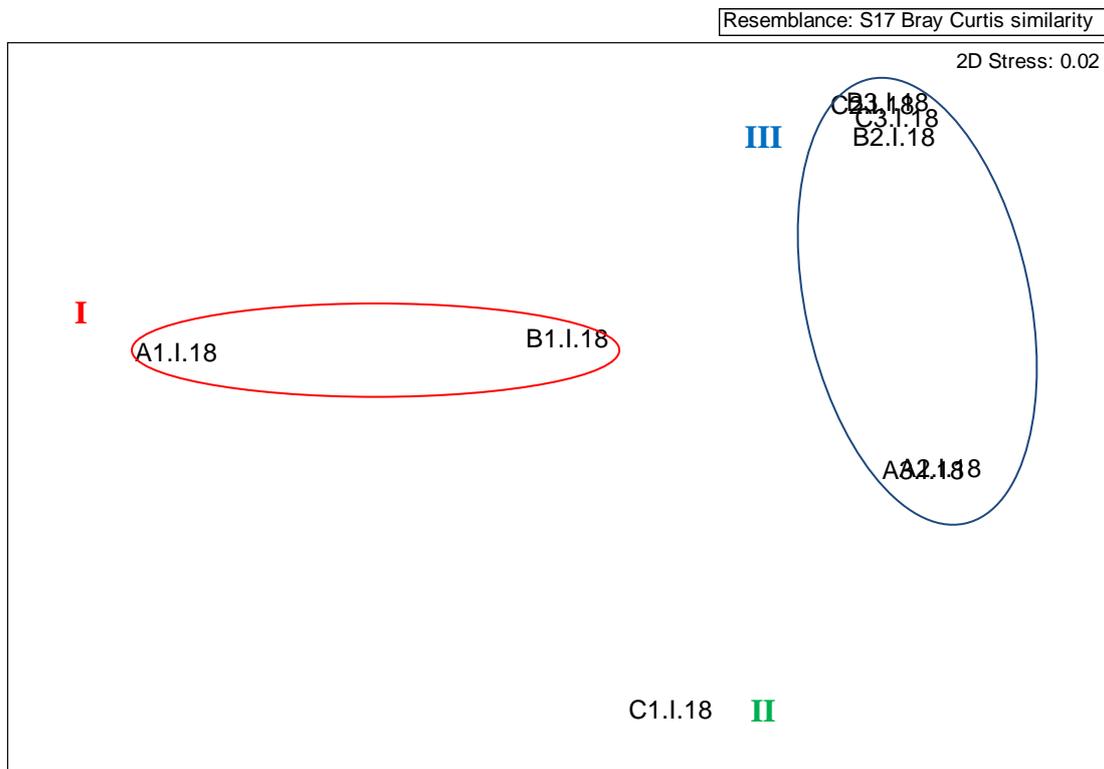


Figura 3.15. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos en cada una de las estaciones muestrales.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se han detectado diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.049$, con un nivel de significación de 0.57) pero sí entre profundidades ($R = 0.399$, con un nivel de significación de 0.025).

Se aplica el Análisis de porcentaje de similitud, con la finalidad de conocer cuáles son los grupos taxonómicos que contribuyen a la similitud dentro de los grupos establecidos en el cluster y MDS.

La similitud entre las estaciones A1 y B1 (grupo I) fue debida principalmente a la presencia de nematodos y poliquetos. Mientras que entre las estaciones situadas a 10 y 15 metros (grupo III) fue debida a poliquetos, bivalvos, anfípodos y decápodos (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto a los grupos considerados. SM: Similitud media entre cada estación. AM: Abundancia media. PA: Porcentaje acumulado.

| Grupo | Organismo | AM | PA |
|------------|------------|---------|-------|
| I | | | |
| SM: 47.01% | | | |
| | Nematoda | 1576.95 | 79.5 |
| | Polychaeta | 444.44 | 91.93 |
| III | | | |
| SM: 66.56% | | | |
| | Polychaeta | 1596.71 | 48.22 |
| | Bivalvia | 479.56 | 67.44 |
| | Amphipoda | 280.93 | 80.89 |
| | Decapoda | 264.47 | 90.53 |

La mayor disimilitud se detectó entre los grupos I y III; debido a la mayor abundancia de nematodos en el grupo I, y al mayor número de poliquetos, bivalvos y anfípodos detectada en las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad (Tabla 3.10). La estación C1 se diferenció del resto de grupos debido a las menores abundancias detectadas.

Tabla 3.10. Resumen de análisis de disimilitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto a los grupos considerados. Amx: abundancia media en el grupo x. Amy: Abundancia media en el grupo y a comparar. DM: Disimilitud media entre grupos. PA: Porcentaje acumulado.

| Grupo | Organismo | AM x | AM y | PA |
|---------------------|------------|---------|---------|-------|
| x & y | | | | |
| I & II | | | | |
| DM: 66.26 | | | | |
| | Nematoda | 1576.95 | 158.02 | 70.13 |
| | Polychaeta | 444.44 | 223.87 | 88.14 |
| | Decapoda | 46.09 | 0 | 90.84 |
| I & III | | | | |
| DM: 72.00 | | | | |
| | Nematoda | 1576.95 | 107.54 | 39.18 |
| | Polychaeta | 444.44 | 1596.71 | 70.64 |
| | Bivalvia | 55.97 | 479.56 | 83.24 |
| | Amphipoda | 62.55 | 280.93 | 89.1 |
| | Decapoda | 46.09 | 264.47 | 94.75 |
| II & III | | | | |
| DM: 67.93 | | | | |
| | Polychaeta | 223.87 | 1596.71 | 49.75 |
| | Bivalvia | 59.26 | 479.56 | 70.19 |
| | Decapoda | 0 | 264.47 | 81.04 |
| | Amphipoda | 111.93 | 280.93 | 88.15 |
| | Nematoda | 158.02 | 107.54 | 90.94 |

Al análisis biótico se introducen los resultados obtenidos de la matriz de similitud de los parámetros ambientales (granulometría, arenas finas, fangos, potencial redox y salinidad). La correlación entre las variables ambientales y la comunidad de la infauna se contrastó con el procedimiento RELATE. Este procedimiento refleja que de las variables estudiadas arenas finas y materia orgánica presenta una correlación significativa con la comunidad de infauna (Tabla 3.11). De manera que el menor porcentaje de arenas finas y el mayor contenido de materia orgánica diferencia las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad del resto.

Tabla 3.11. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

| Factores ambientales | Rho | P |
|-----------------------------|------------|--------------|
| Total | 0.352 | 0.08 |
| Granulometría | 0.31 | 0.12 |
| % gravas | 0.017 | 0.40 |
| % arenas gruesas | 0.266 | 0.164 |
| % arenas medias | 0.281 | 0.146 |
| % arenas finas | 0.529 | 0.033 |
| % fangos | 0.149 | 0.186 |
| Potencial Redox | -0.06 | 0.61 |
| Salinidad | 0.035 | 0.346 |
| Materia orgánica | 0.401 | 0.011 |
| pH | -0.125 | 0.715 |

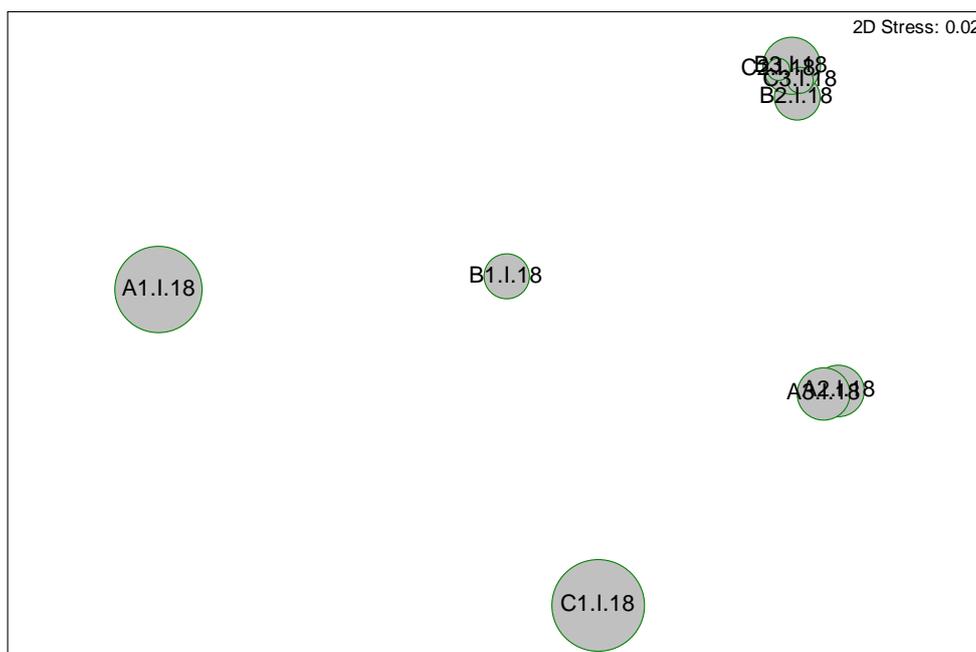


Figura 3.16. Representación bidimensional MDS para las abundancias de grupos taxonómicos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de arenas finas.

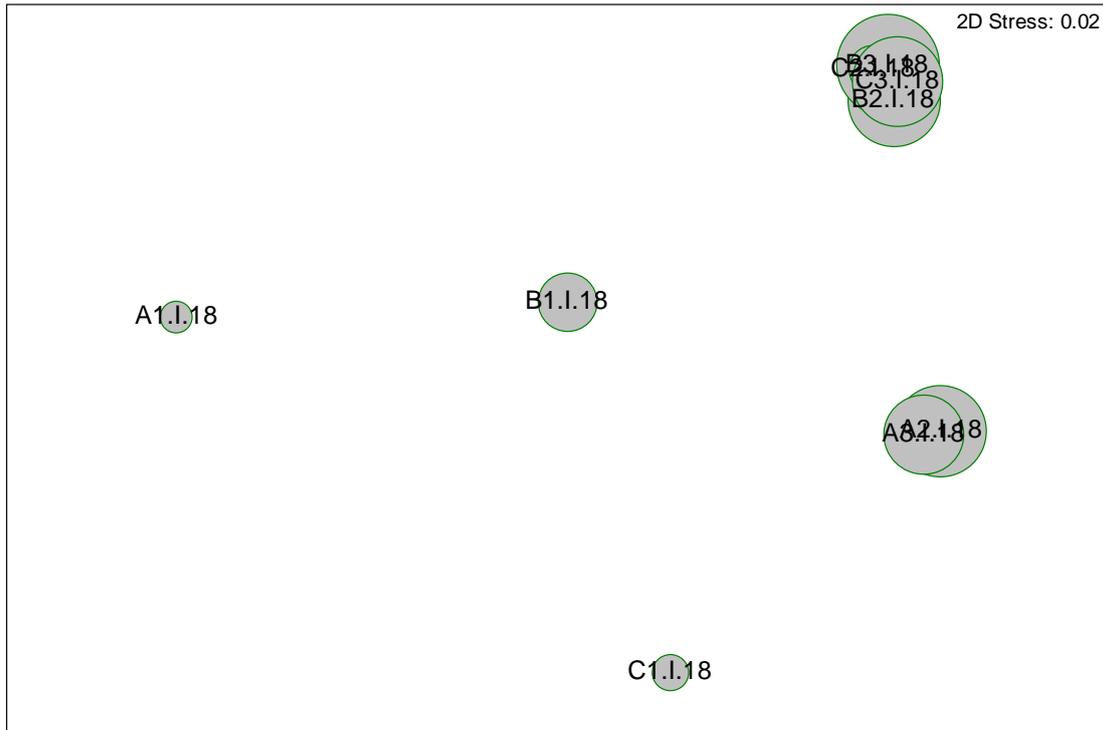


Figura 3.17. Representación bidimensional MDS para las abundancias de grupos taxonómicos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de porcentaje de materia orgánicas.

Para comparar la situación actual de la comunidad con los inviernos anteriores se realiza un análisis multivariante con las estaciones de los inviernos del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 y 2018. En la representación del dendrograma (Figura 3.18) se observa como la estación B1 de este año es similar a la situación obtenida durante el año 2014.

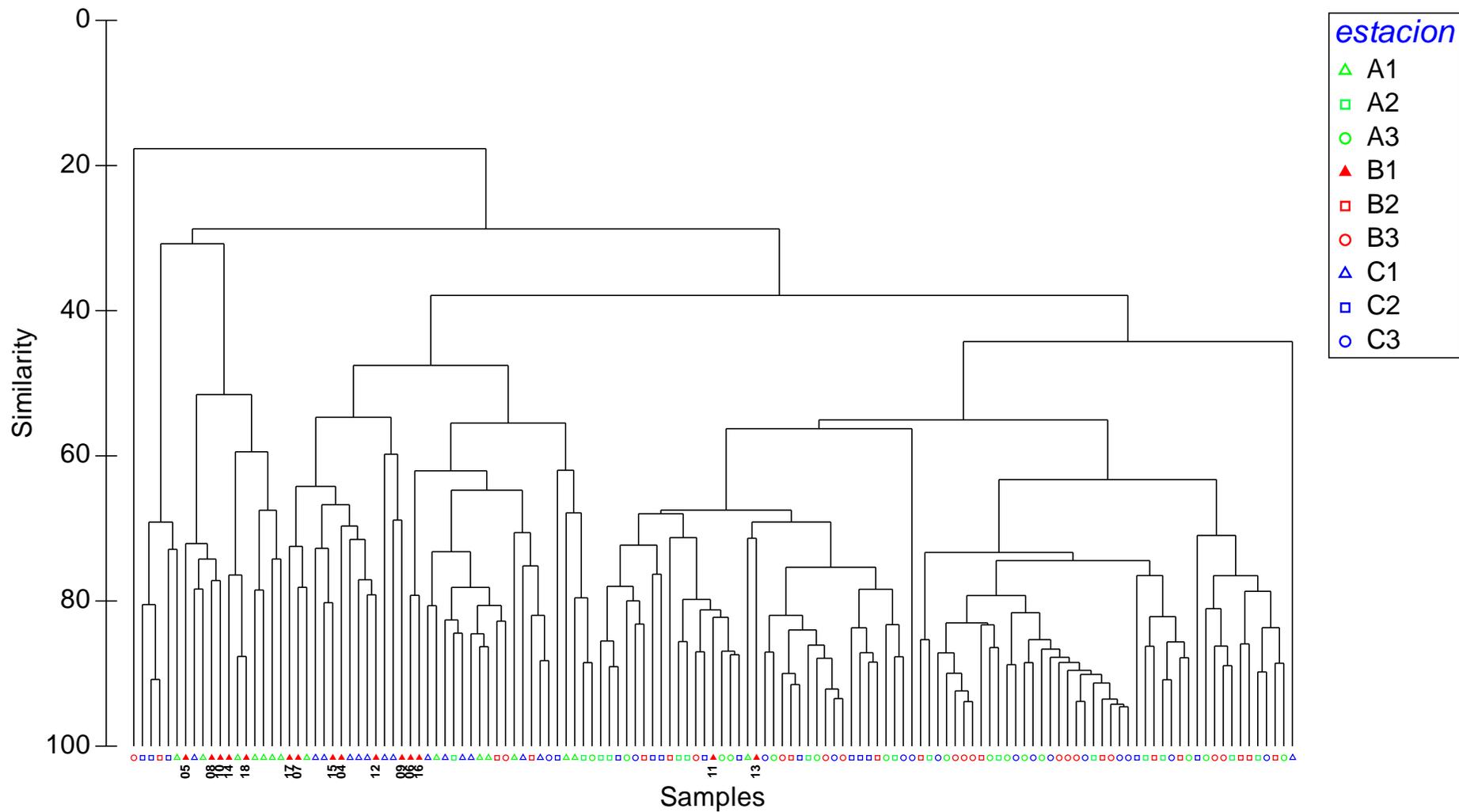


Figura 3.18. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación correspondiente a las campañas de invierno. Número indica año de la campaña para la estación B1 (2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 y 2018).

En la representación multiescalar (Figura 3.19) se observa cómo la situación actual de la estación del vertido se mantiene similar a la situación detectada en campañas anteriores. De modo que no se detectan los cambios detectados en los inviernos del 2005, 2008 y 2010, durante los cuales la estación del vertido mostraba una mayor disimilitud con respecto a las estaciones control.

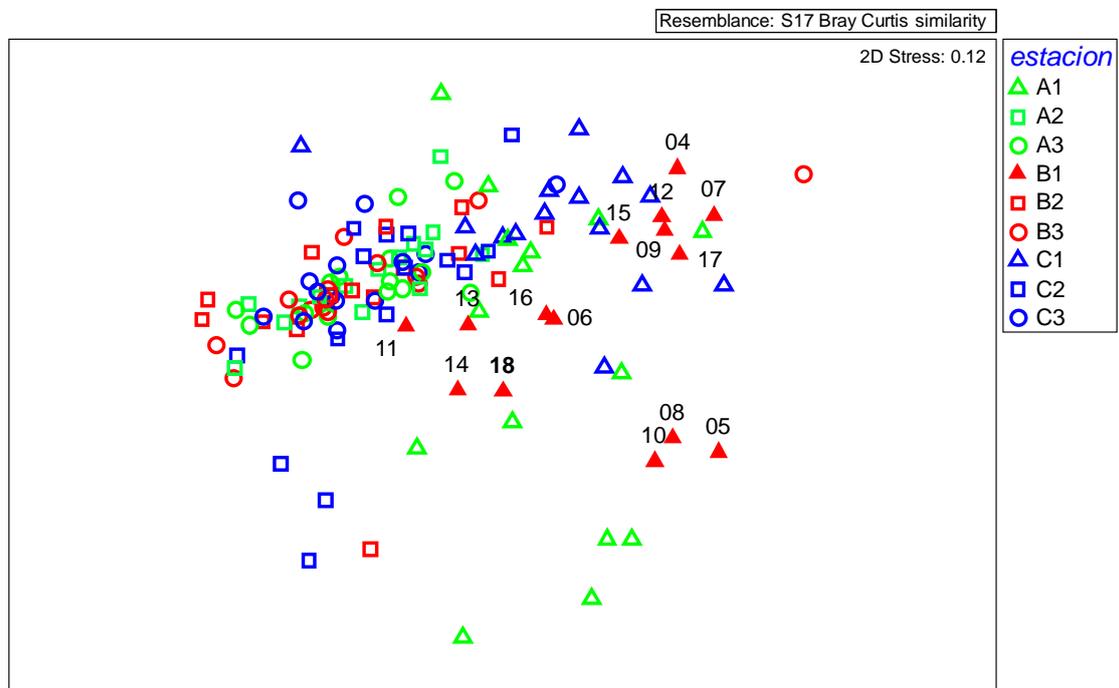


Figura 3.19. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos de cada estación correspondientes a las campañas de invierno del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 y 2018.

3.3.3. – Comunidad de poliquetos de fondos blandos en invierno de 2018

Tabla 3.12. Abundancias medias (nº individuos /m²) de las familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

| | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | C1 | C2 | C3 |
|------------------|-------|---------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|
| Ampharetidae | 0.00 | 19.75 | 13.17 | 0.00 | 0.00 | 26.34 | 0.00 | 0.00 | 26.34 |
| Aphroditidae | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 6.58 | 19.75 |
| Capitellidae | 6.58 | 85.60 | 750.62 | 0.00 | 283.13 | 184.36 | 13.17 | 92.18 | 309.47 |
| Chaetopteridae | 0.00 | 1185.19 | 316.05 | 0.00 | 184.36 | 711.11 | 0.00 | 65.84 | 566.26 |
| Cirratulidae | 0.00 | 32.92 | 184.36 | 13.17 | 59.26 | 105.35 | 0.00 | 19.75 | 65.84 |
| Dorvilleidae | 0.00 | 65.84 | 144.86 | 32.92 | 65.84 | 131.69 | 0.00 | 329.22 | 92.18 |
| Eunicidae | 0.00 | 151.44 | 46.09 | 0.00 | 39.51 | 144.86 | 0.00 | 72.43 | 138.27 |
| Flabelligeridae | 0.00 | 26.34 | 59.26 | 0.00 | 52.67 | 19.75 | 0.00 | 151.44 | 79.01 |
| Glyceridae | 6.58 | 65.84 | 32.92 | 26.34 | 19.75 | 32.92 | 13.17 | 85.60 | 72.43 |
| Gonianidae | 0.00 | 6.58 | 0.00 | 13.17 | 6.58 | 6.58 | 0.00 | 0.00 | 6.58 |
| Hesionidae | 0.00 | 0.00 | 26.34 | 85.60 | 6.58 | 0.00 | 0.00 | 52.67 | 6.58 |
| Lacydoniidae | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 6.58 | 0.00 | 6.58 | 0.00 |
| Lumbrinereidae | 0.00 | 0.00 | 19.75 | 0.00 | 0.00 | 19.75 | 0.00 | 0.00 | 6.58 |
| Magelonidae | 13.17 | 13.17 | 0.00 | 0.00 | 19.75 | 79.01 | 0.00 | 19.75 | 59.26 |
| Maldanidae | 0.00 | 125.10 | 111.93 | 0.00 | 32.92 | 19.75 | 0.00 | 13.17 | 52.67 |
| Nepthyidae | 85.60 | 19.75 | 125.10 | 0.00 | 32.92 | 52.67 | 46.09 | 13.17 | 39.51 |
| Nereididae | 0.00 | 6.58 | 0.00 | 0.00 | 13.17 | 46.09 | 0.00 | 19.75 | 19.75 |
| Oeonidae | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 6.58 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Onuphidae | 6.58 | 32.92 | 6.58 | 6.58 | 6.58 | 0.00 | 6.58 | 46.09 | 118.52 |
| Opheliidae | 0.00 | 0.00 | 19.75 | 85.60 | 0.00 | 0.00 | 26.34 | 13.17 | 0.00 |
| Orbiniidae | 26.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 19.8 | 0.0 | 0.0 |
| Oweniidae | 0.0 | 13.2 | 26.3 | 0.0 | 26.3 | 26.3 | 0.0 | 6.6 | 32.9 |
| Paraonidae | 19.8 | 177.8 | 302.9 | 0.0 | 144.9 | 105.3 | 0.0 | 13.2 | 72.4 |
| Pectinariidae | 0.0 | 0.0 | 19.8 | 0.0 | 19.8 | 6.6 | 0.0 | 6.6 | 59.3 |
| Pholidae | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 13.2 | 0.0 |
| Phyllodocidae | 0.00 | 32.92 | 32.92 | 19.75 | 32.92 | 6.58 | 0.00 | 46.09 | 13.17 |
| Pilargidae | 6.58 | 13.17 | 105.35 | 0.00 | 6.58 | 32.92 | 0.00 | 32.92 | 59.26 |
| Poecilochaetidae | 0.00 | 0.00 | 65.84 | 0.00 | 0.00 | 26.34 | 0.00 | 0.00 | 26.34 |
| Polygordiidae | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 164.61 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 46.09 | 0.00 |
| Polyonidae | 0.00 | 46.09 | 19.75 | 0.00 | 19.75 | 13.17 | 0.00 | 19.75 | 26.34 |
| Sabellidae | 0.00 | 32.92 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 6.58 | 0.00 | 19.75 | 0.00 |
| Sabellariidae | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 32.92 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Scalibregmatidae | 0.00 | 177.78 | 0.00 | 0.00 | 177.78 | 118.52 | 0.00 | 13.17 | 19.75 |
| Sigalionidae | 39.51 | 13.17 | 13.17 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 52.67 | 13.17 | 0.00 |
| Serpulidae | 0.00 | 0.00 | 6.58 | 6.58 | 32.92 | 0.00 | 0.00 | 13.17 | 0.00 |
| Spionidae | 79.01 | 197.53 | 447.74 | 32.92 | 92.18 | 210.70 | 46.09 | 269.96 | 164.61 |
| Syllidae | 52.67 | 79.01 | 197.53 | 269.96 | 362.14 | 237.04 | 0.00 | 625.51 | 250.21 |
| Terebellidae | 0.00 | 72.43 | 52.67 | 0.00 | 0.00 | 46.09 | 0.00 | 13.17 | 26.34 |

Se han analizado un total de 2423 individuos pertenecientes a 38 familias de poliquetos en las muestras estudiadas. La familia más abundante ha sido Chaetopteridae, con 460 individuos representando aproximadamente el 19% de todos los individuos analizados, seguido de las familias Syllidae, de los que se identificaron 315 individuos (representando el 13%); Capitellidae, de los que se identificaron 262 individuos (10.81%); Spionidae, con 234 individuos (9.66%), la familia Dorvilleidae (131 individuos; 5.4%) y por último, la familia Paraonidae, con 127 individuos (5.24%).

La familia Spionidae aparece en todas las estaciones estudiadas. Las familias Capitellidae y Syllidae están presente en todas las estaciones, exceptuando las estaciones B1 y C1, respectivamente. Las familias Dorvilleidae y Paraonidae aparecen en 7 de las 9 estaciones estudiadas; Dorvilleidae no aparece en A1 y C1 y la familia Paraonidae en B1 y C1. La familia Chaetopteridae sólo está presente en 6 de las 9 estaciones; no aparece en las estaciones someras.

3.3.3.1. – Análisis univariante

Para el estudio de la comunidad de poliquetos asociados a fondos blandos se aplicó un análisis univariante tanto a la abundancia como a la riqueza, para los dos factores analizados (transecto y profundidad).

Al analizar la abundancia de poliquetos no se han detectado diferencias significativas para la interacción de ambos factores (transecto y profundidad). Se detectan diferencias significativas para el factor profundidad ($p=3.633 \cdot 10^{-6}$) Para determinar que tratamiento dentro del factor profundidad está marcando tales diferencias, se aplica el test de comparaciones múltiples (SNK).

Al analizar los cambios en la abundancia de poliquetos en la zona de estudio, se detecta como las diferencias vienen marcadas por el descenso de la abundancia en las estaciones más someras de cada transecto, siendo algo más acusado en la estación C1 (223.86 ind / m²)

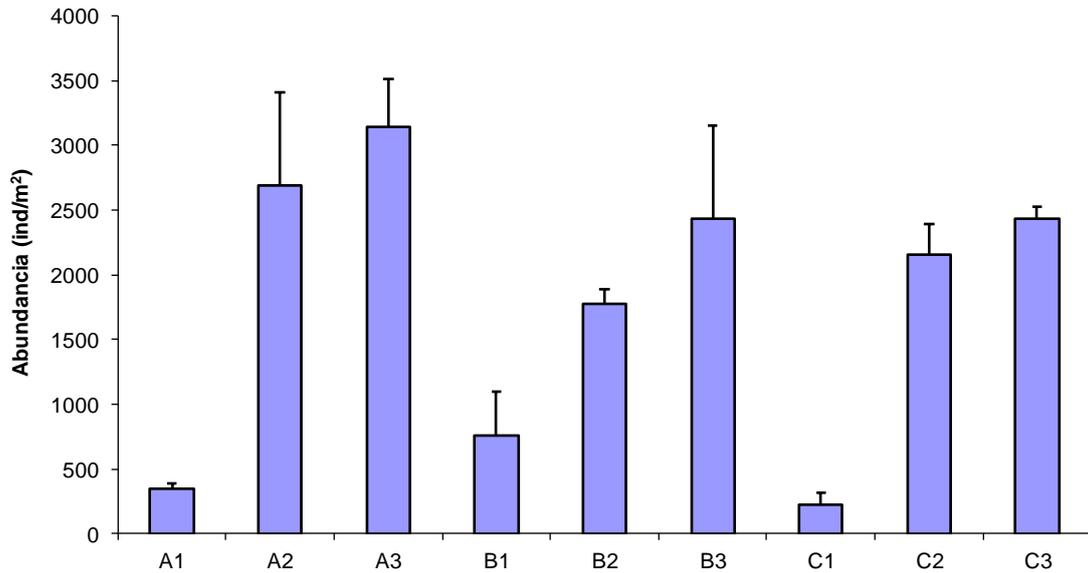


Figura 3.20. Abundancia media de poliquetos en cada una de las estaciones.

Al analizar la riqueza tampoco se detectan diferencias significativas para la interacción (0.7237). Al igual que ocurre con a la abundancia, se detectan diferencias significativas para el factor profundidad ($5.967 \cdot 10^{-10}$). Para determinar que muestras están marcando tales diferencias dentro de cada factor, se aplica el test de comparaciones múltiples (SNK). Las diferencias son debidas, principalmente, al descenso del número de familias de poliquetos en las estaciones más someras.

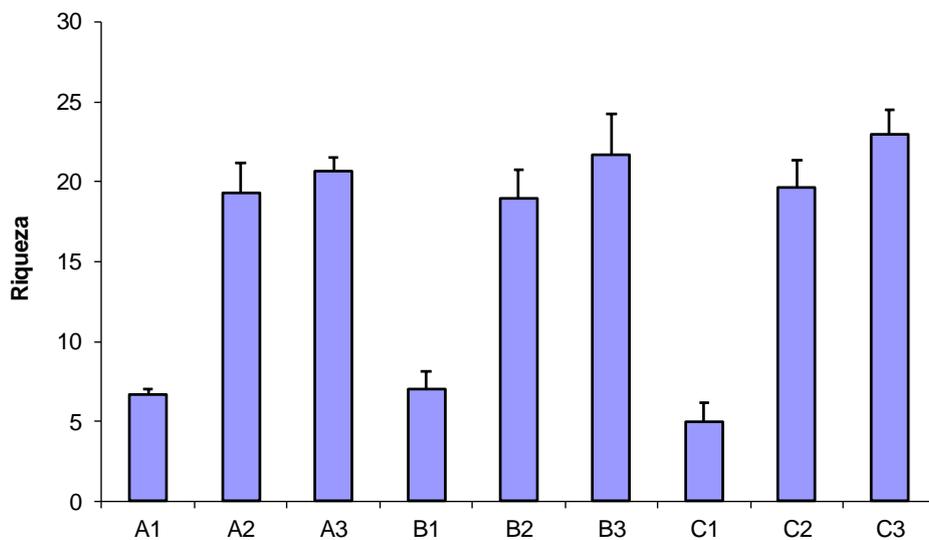


Figura 3.21. Número de familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

3.3.3.2. – Análisis multivariante

Se observa la segregación de las estaciones someras respecto a las más profundas con más de un 80% de disimilitud. Se establece un grupo C, constituido por las estaciones profundas (B2, B3, A2, A3, C2 y C3). Las estaciones someras C1 y A1 (similitud 60%) se agrupan con una similitud de un 60%, mientras que la estación somera B1 se segrega tanto de las más profundas como del resto de las someras, mostrando algo más de similitud con respecto a las profundas; pero no superando el 25%.

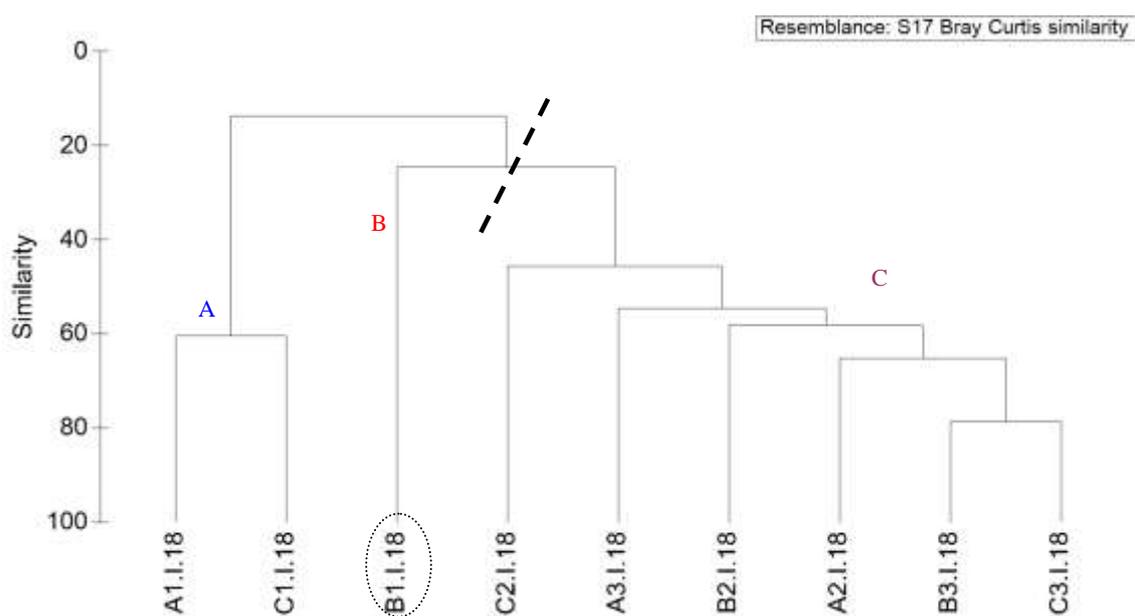


Figura 3.22. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) se puede apreciar, de una forma más visual, la segregación de las estaciones someras; mostrando mayor heterogeneidad, en cuanto a la composición de poliquetos, entre ellas (principalmente la estación B1) y con respecto a las estaciones profundas.

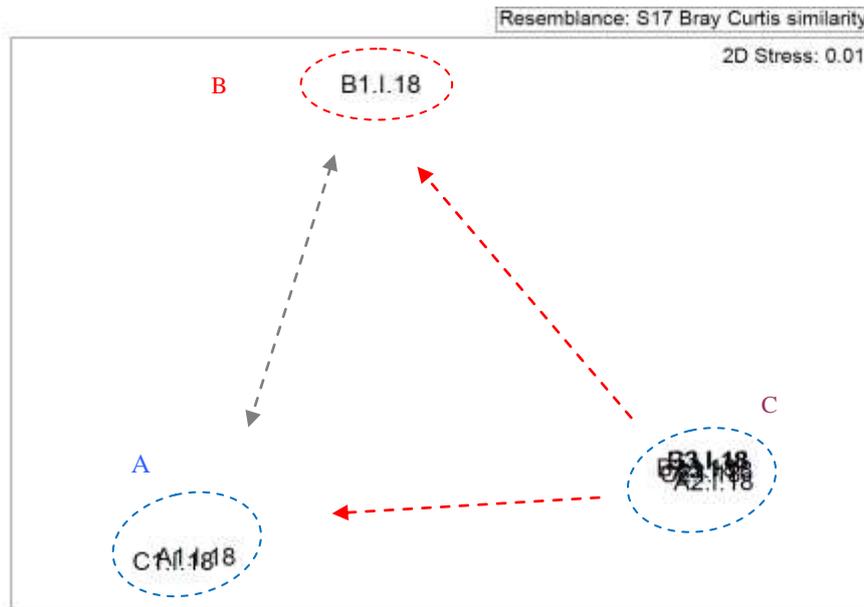


Figura 3.23. Representación bidimensional del MDS para las familias de poliquetos cada una de las estaciones.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se han detectado diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.206$, con un nivel de significación de 0.96) pero sí entre profundidades ($R = 0.465$, con un nivel de significación de 0.029).

Se aplica el análisis de porcentaje de similitud, con la finalidad de conocer cuáles son las familias de poliquetos las que contribuyen a la similitud dentro de cada grupo establecido a partir del MDS, así como las que contribuyen a la disimilitud entre grupos.

Las familias Chaetopteridae, Syllidae, Spionidae, Capitellidae, Dorvilleidae, Paraonidae y Eunicidae contribuyen en el 72.58% de la similitud entre las estaciones del grupo C; estaciones más profundas (similitud de 55.28%). Las familias implicadas en la similitud entre las estaciones incluidas en el grupo A (60.47%) han sido Nephtyidae, Spionidae, Sigalionidae y Orbiniidae.

Tabla 3.13. Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto a los grupos establecidos. SM: Similitud media entre cada grupo. AM: Abundancia media. PA: Porcentaje acumulado.

| Grupo | Familia | AM | PA |
|--------------|----------------|-----------|-----------|
| A | | | |
| SM: 60.47 | | | |
| | Nephtyidae | 65.84 | 26.92 |
| | Spionidae | 62.55 | 53.85 |
| | Sigalionidae | 46.09 | 76.92 |
| | Orbiniidae | 23.05 | 88.46 |
| C | | | |
| SM: 55.28 | | | |
| | Chaetopteridae | 504.8 | 18.6 |
| | Syllidae | 291.91 | 32.82 |
| | Spionidae | 230.45 | 44.54 |
| | Capitellidae | 284.22 | 55.66 |
| | Dorvilleidae | 138.27 | 61.98 |
| | Paraonidae | 136.08 | 67.54 |
| | Eunicidae | 98.77 | 72.58 |

Las familias implicadas en la disimilitud detectada entre las estaciones someras respecto a las profundas han sido Syllidae, Polygordiidae, Hesionidae, Opheliidae, Nephtyidae, Sigalionidae, Chaetopteridae, Capitellidae, Spionidae, Dorvilleidae y Paraonidae. Dichas disimilitudes se deben principalmente al descenso de la abundancia de estas familias en las estaciones someras, así como de la riqueza de familias. Las familias Chaetopteridae, Capitellidae, Spionidae, Dorvilleidae y Paraonidae dominan en las estaciones profundas mientras que, en la mayoría de las someras domina las familias Nephtyidae y Sigalionidae. En cuanto a la estación B1, las principales diferencias vienen marcadas por el aumento de la abundancia de la familia Polygordiidae, junto a las familias Hesionidae y Opheliidae; detectándose un descenso acusado de la abundancia en el resto de las familias. La familia Syllidae está presente con abundancias similares en las estaciones profundas junto a la estación somera B1.

Tabla 3.14. Resumen de análisis de disimilitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto a los grupos establecidos. Amx: abundancia media en la estación x. Amy: Abundancia media en el grupo y a comparar. DM: Disimilitud media entre transectos. PA: Porcentaje acumulado.

| Grupos | Familia | AM x | AM y | PA |
|---------------|----------------|-------------|-------------|-----------|
| A / B | | | | |
| DM: 82.96 | | | | |
| | Syllidae | 26.34 | 269.96 | 28.49 |
| | Polygordiidae | 0.00 | 164.61 | 47.63 |
| | Hesionidae | 0.00 | 85.6 | 57.58 |
| | Opheliidae | 13.17 | 85.6 | 65.91 |
| | Nepthyidae | 65.84 | 0.00 | 73.43 |
| | Sigalionidae | 46.09 | 0.00 | 78.83 |
| A / C | | | | |
| DM: 86.80 | | | | |
| | Chaetopteridae | 0.00 | 504.8 | 20.71 |
| | Syllidae | 26.34 | 291.91 | 32.96 |
| | Capitellidae | 9.88 | 284.22 | 44.16 |
| | Spionidae | 62.55 | 230.45 | 50.88 |
| | Dorvilleidae | 0.00 | 138.27 | 56.91 |
| | Paraonidae | 9.88 | 136.08 | 62.1 |
| B / C | | | | |
| DM: 75.45 | | | | |
| | Chaetopteridae | 0.00 | 504.8 | 20.34 |
| | Capitellidae | 0.00 | 284.22 | 31.73 |
| | Spionidae | 32.92 | 230.45 | 39.59 |
| | Polygordiidae | 164.61 | 7.68 | 46.19 |
| | Syllidae | 269.96 | 291.91 | 51.69 |
| | Paraonidae | 0.00 | 136.08 | 57.14 |

Mediante el procedimiento RELATE se observa una correlación entre la matriz de los poliquetos y la matriz de los factores ambientales estudiados (granulometría, materia orgánica, pH, potencial redox, salinidad y profundidad). Se obtiene un nivel de significación de un 0.3% y con un $Rho = 0.622$ (Tabla 3.15), lo que indica que la composición de la comunidad de poliquetos parece estar influenciada por las características físicas del sedimento presente en cada una de las estaciones. Al analizar cada uno de las características físicas por separado se observa que son, la granulometría, principalmente las arenas medias, arenas finas y lutitas, la profundidad; los factores con la mayor influencia en la composición del poblamiento de poliquetos.

Tabla 3.15. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

| Factores ambientales | Rho | p |
|----------------------|--------|--------------|
| Factores ambientales | 0.622 | 0.003 |
| Materia orgánica | 0.522 | 0.004 |
| pH | -0.220 | 0.914 |
| % gravas | 0.078 | 0.319 |
| % A gruesa | 0.295 | 0.118 |
| % A media | 0.478 | 0.019 |
| % A fina | 0.644 | 0.021 |
| % fangos | 0.348 | 0.024 |
| Potencial redox | 0.122 | 0.183 |
| Salinidad | 0.039 | 0.338 |
| Profundidad | 0.665 | 0.008 |

Se realiza un Bubble plot para cada uno de los factores ambientales que muestran correlación en el procedimiento RELATE. Se observa como el porcentaje de lutitas, así como de orgánica, incrementan en las estaciones más profundas. Sin embargo, en las estaciones más someras, principalmente A1 y C1, domina la fracción de arenas finas. Las arenas medias aumentan en la estación B1.

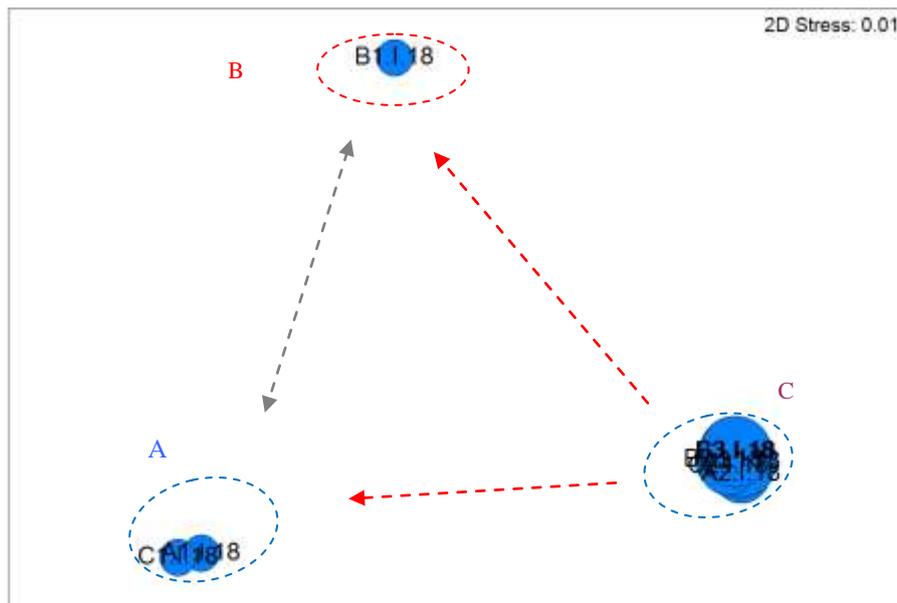


Figura 3.24. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento de profundidad.

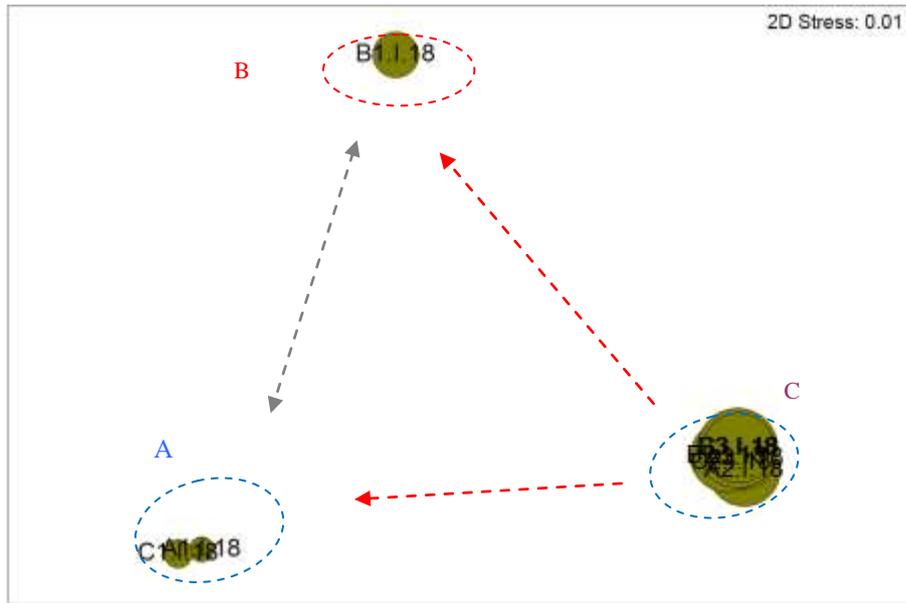


Figura 3.25. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de materia orgánica.

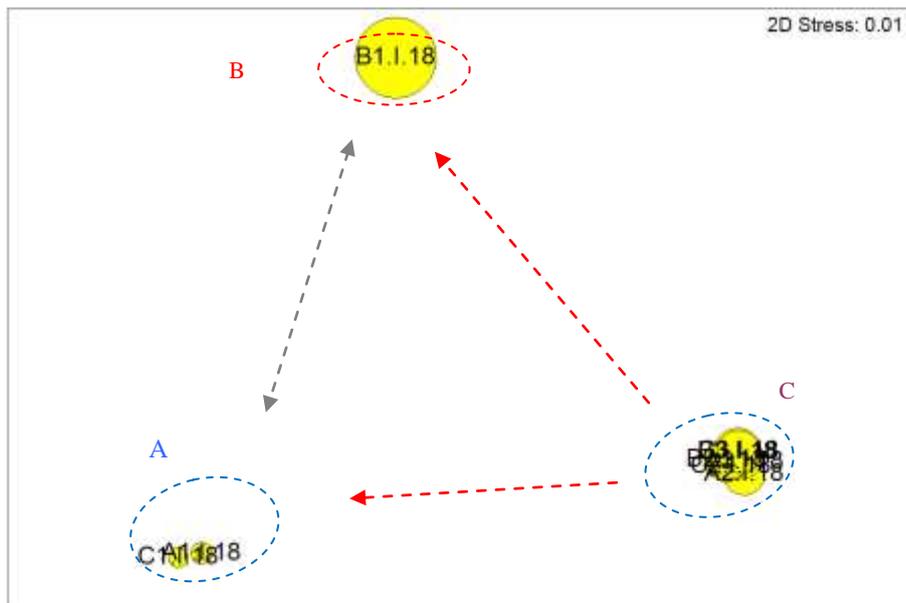


Figura 3.26. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de A.media.

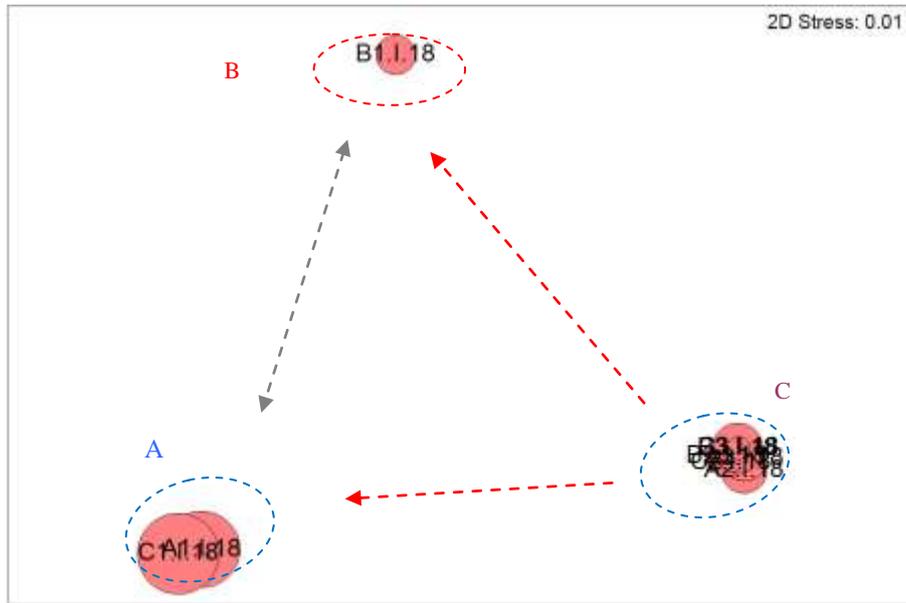


Figura 3.27. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de A.fina.

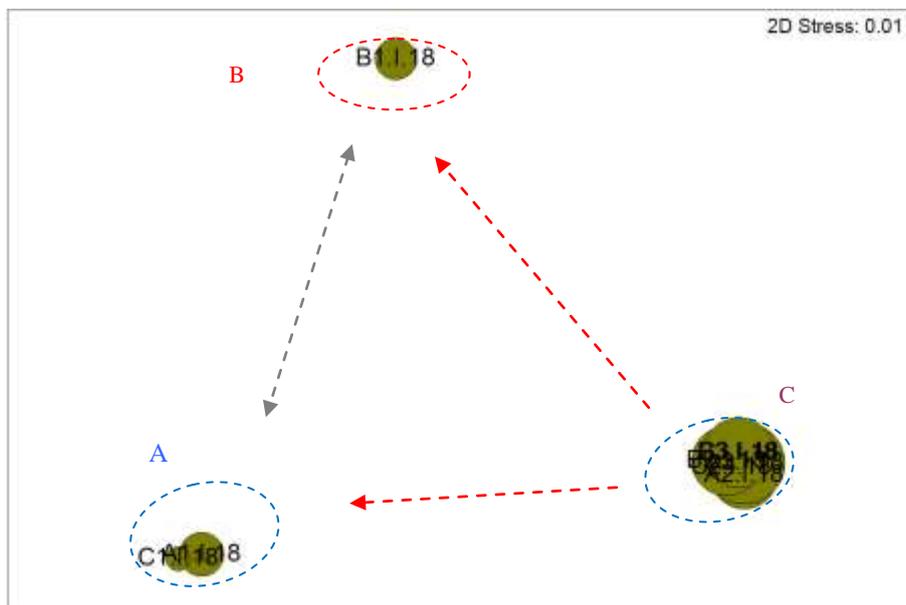


Figura 3.28. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de lutitas.

Con la finalidad de observar la evolución temporal de la comunidad de poliquetos en la zona de estudio se realiza una matriz en la que se incluyen los datos de las campañas realizadas desde el invierno del 2004 al invierno del 2018. A partir de esta matriz se obtiene un Cluster y un MDS.

A partir del dendrograma se observa que las muestras de las estaciones someras correspondientes a las distintas campañas de muestreo son las que presentan mayor disimilitud respecto a las estaciones profundas, así como una mayor heterogeneidad entre ellas a lo largo de las distintas campañas. En la campaña del 2018, la estación B1 presenta una similitud algo mayor con las campaña de 2016, que con el resto de las campañas de muestreo; no superando el 40% de similitud. Caben destacar las estaciones B2 y C2 que también presentan cierta heterogeneidad respecto al grupo principal, aunque en estos casos la segregación no se detecta en todas las campañas de muestreo.

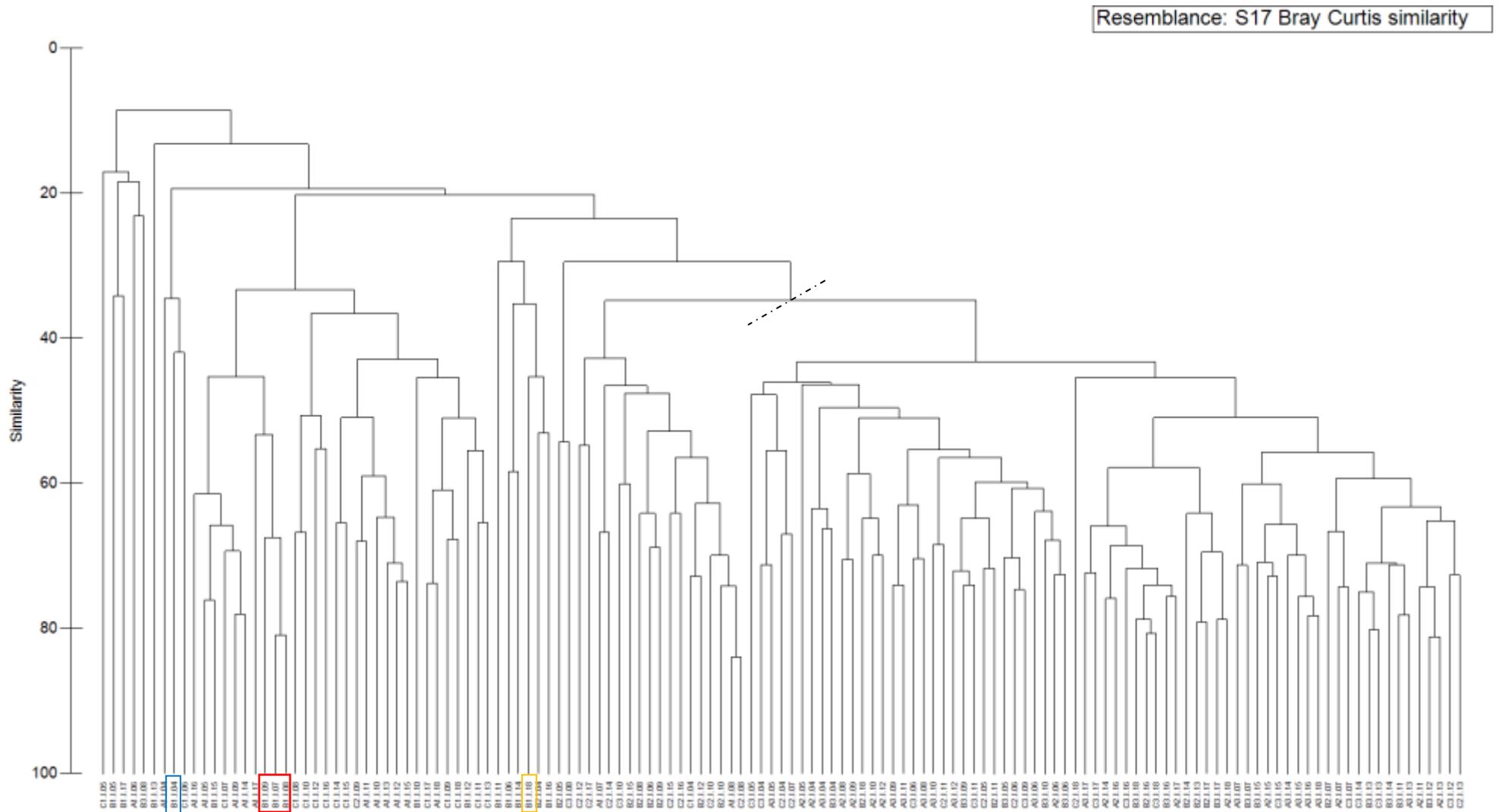


Figura 3.29. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas de invierno del 2004 al 2018. Remarcando la estación B1 durante algunas campañas de muestreo.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) se puede apreciar, de una forma más visual, la segregación en cuanto a la composición de la comunidad de poliquetos de las muestras más someras en las distintas campañas de muestreo. Se observa como la estación próxima al vertido (B1) presenta un cambio gradual en cuanto a la composición del poblamiento de poliquetos, respecto al grupo principal; mostrando mayor homogeneidad entre las campaña del 2007 al 2009. En la campaña del 2018 se mantiene la heterogeneidad detectada respecto al grupo principal, y entre las propias estaciones someras a lo largo de las distintas campañas. Así mismo las estaciones C1 y A1 se disgregan del grupo principal a lo largo de las distintas campañas de muestreo.

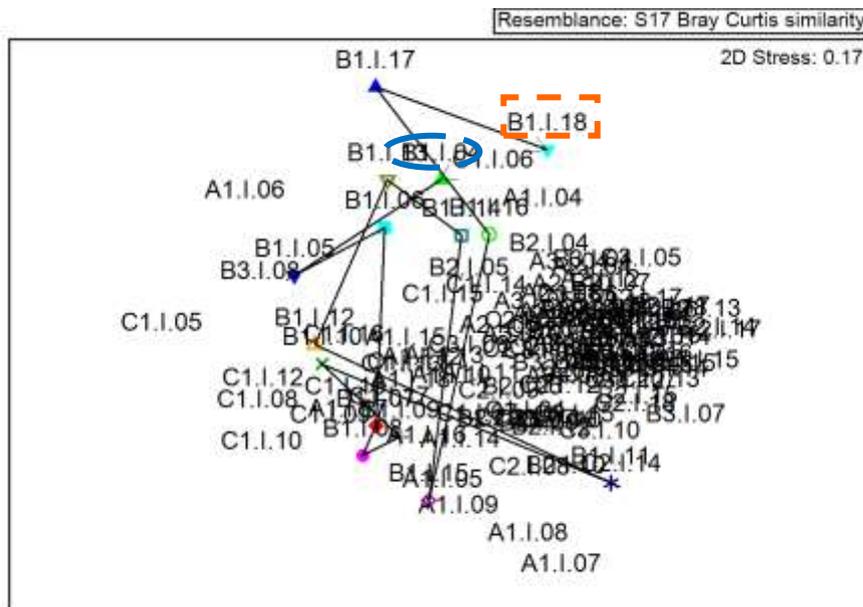


Figura 3.30. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas del invierno del 2004 al 2018.

3.4.- Ictiofauna

Durante el año anterior al vertido, las variables descriptivas del poblamiento se caracterizaron por ser inferiores en la localidad impactada (Tabla 3.16; Figura 3.31). Estas diferencias entre la localidad impactada y la control se han mantenido durante el resto de los años estudiados, y han sido significativas tanto para el número de especies como para la abundancia total durante todos los tiempos muestreados (Tabla 3.17). Sin embargo, para la biomasa total se observaron valores significativamente superiores en la localidad control durante la mayoría de los tiempos de muestreo, exceptuando 2005 y 2008 (Tabla 3.17). Tras comenzar el vertido sí se vio una gran disminución en febrero de 2004 en el área afectada por la desaladora. En los años 2005 y 2006, se obtuvieron un número de especies, una abundancia y una biomasa más elevados a los que se encontraron antes del impacto (Figura 3.31). Sin embargo, en el 2007 disminuyeron de nuevo, y desde entonces, durante los siguientes cuatro tiempos de muestreo han ido aumentando paulatinamente hasta alcanzar en verano del 2010 valores similares a los registrados antes del inicio del vertido. Sin embargo, durante los tres siguientes tiempos de muestreo (de invierno 2011 a invierno 2012), los valores del número de especies, abundancia y biomasa total fueron muy bajos en la zona impactada, y a pesar de mostrar una cierta recuperación en verano del 2012, durante los tres siguientes tiempos muestreados (de invierno 2013 a invierno 2014) volvieron a disminuir; especialmente en la zona de vertido. Posteriormente, en verano del 2014 se vuelve a observar cierta recuperación, sin embargo, en invierno de 2015 se detectó una ligera disminución que se ha mantenido hasta el último muestreo realizado durante invierno de 2018 para la abundancia y biomasa, mientras que el número de especies muestra un aumento paulatino hasta verano de 2016, disminuyendo ligeramente de nuevo en invierno de 2017 hasta el último tiempo de muestro. A pesar de esto, se ha mantenido el patrón observado en todos los años, ya que los valores de estas variables han oscilado conjuntamente en la zona impactada y en la control. Este hecho hace que las oscilaciones no puedan atribuirse al vertido y que, posiblemente, se correspondan a una degradación general de esta franja de litoral.

En el muestreo de invierno del 2018 se observaron un total de 12 especies (Tabla 3.18). A pesar de que 11 de estas especies fueron observadas en la localidad control, en la zona impactada sólo aparecieron 4 especies (*Coris julis*, *Diplodus sargus*, *Serranus*

scriba y *Symphodus cinereus*). Estos valores son inferiores a los observados en la zona afectada por el vertido justo antes de comenzar la actividad, donde se observaron 10 especies. Durante invierno del 2018 la especie más abundante en la zona afectada por el vertido fue *Coris julis*. Por otro lado, *Sarpa salpa* fue la especie que presentó los valores de abundancia más altos en la localidad control.

Tabla 3.16: Variables del poblamiento de peces (media \pm error estándar) antes y después del vertido.

| | Año | Impacto/Control | Nº de especies (spp./125m²) | Abundancia (ind./125m²) | Biomasa (g/125m²) |
|---------------|-----------------|------------------------|---|---|---|
| Antes | Mayo 2003 | Impacto | 2.8 \pm 0.5 | 30.4 \pm 10.2 | 227.8 \pm 131.3 |
| | | Control | 9.5 \pm 0.5 | 178.1 \pm 49.0 | 2854.4 \pm 965.7 |
| Después | Febrero 2004 | Impacto | 0.9 \pm 0.4 | 3.1 \pm 2.2 | 15.8 \pm 8.4 |
| | | Control | 6.3 \pm 0.5 | 164.3 \pm 28.4 | 3595.5 \pm 579.3 |
| | Abril 2005 | Impacto | 4.4 \pm 0.8 | 85.4 \pm 43.8 | 3501.1 \pm 2028.9 |
| | | Control | 8.8 \pm 0.7 | 260.0 \pm 123.6 | 15736.1 \pm 10976.7 |
| | Marzo 2006 | Impacto | 3.1 \pm 1.0 | 102.1 \pm 31.5 | 1894.1 \pm 594.1 |
| | | Control | 7.9 \pm 1.1 | 308.3 \pm 50.5 | 8086.2 \pm 1810.9 |
| | Febrero 2007 | Impacto | 0.8 \pm 0.3 | 5.5 \pm 3.6 | 227.0 \pm 184.3 |
| | | Control | 1.9 \pm 0.2 | 19.6 \pm 2.7 | 430.5 \pm 63.9 |
| | Julio 2008 | Impacto | 2.1 \pm 0.6 | 11.9 \pm 4.9 | 102.6 \pm 37.9 |
| | | Control | 3.0 \pm 0.7 | 29.4 \pm 13.5 | 268.3 \pm 104.6 |
| | Abril 2009 | Impacto | 1.9 \pm 0.6 | 10.3 \pm 5.7 | 224.6 \pm 109.1 |
| | | Control | 6.4 \pm 0.6 | 34.3 \pm 8.9 | 786.1 \pm 104.1 |
| | Marzo 2010 | Impacto | 2.1 \pm 1.0 | 7.0 \pm 4.1 | 186.5 \pm 124.1 |
| | | Control | 6.9 \pm 0.8 | 68.0 \pm 9.4 | 1623.6 \pm 226.9 |
| | Agosto 2010 | Impacto | 3.0 \pm 1.1 | 17.8 \pm 10.8 | 244.0 \pm 127.1 |
| | | Control | 8.5 \pm 0.8 | 106.3 \pm 22.1 | 1223.5 \pm 234.3 |
| | Febrero 2011 | Impacto | 0.1 \pm 0.1 | 0.1 \pm 0.1 | 3.3 \pm 3.3 |
| | | Control | 6.9 \pm 0.4 | 63.0 \pm 10.2 | 2074.3 \pm 315.6 |
| | Julio 2011 | Impacto | 0.3 \pm 0.2 | 0.3 \pm 0.2 | 5.5 \pm 5.2 |
| | | Control | 6.8 \pm 0.3 | 64.8 \pm 10.9 | 1491.9 \pm 320.9 |
| | Marzo 2012 | Impacto | 1.4 \pm 0.4 | 1.0 \pm 0.9 | 26.6 \pm 20.6 |
| | | Control | 6.6 \pm 0.4 | 46.0 \pm 4.6 | 1253.8 \pm 109.5 |
| | Agosto 2012 | Impacto | 2.0 \pm 0.8 | 12.1 \pm 7.3 | 78.2 \pm 49.5 |
| | | Control | 8.8 \pm 0.5 | 122.0 \pm 24.9 | 1957.9 \pm 491.1 |
| | Marzo 2013 | Impacto | 0.0 \pm 0.0 | 0.0 \pm 0.0 | 0.0 \pm 0.0 |
| | | Control | 3.9 \pm 0.4 | 30.1 \pm 6.4 | 741.4 \pm 201.1 |
| | Julio 2013 | Impacto | 0.1 \pm 0.1 | 0.1 \pm 0.1 | 3.9 \pm 3.9 |
| | | Control | 6.3 \pm 0.8 | 85.3 \pm 26.2 | 2816.6 \pm 884.0 |
| Marzo 2014 | Impacto | 1.3 \pm 0.3 | 1.0 \pm 1.0 | 13.6 \pm 13.6 | |
| | Control | 7.0 \pm 0.5 | 76.8 \pm 11.7 | 1492.3 \pm 232.5 | |
| Julio 2014 | Impacto | 3.0 \pm 0.8 | 43.1 \pm 18.1 | 355.0 \pm 189.1 | |
| | Control | 9.1 \pm 1.0 | 97.5 \pm 9.6 | 2664.0 \pm 380.9 | |
| Marzo 2015 | Impacto | 1.5 \pm 0.5 | 2.8 \pm 2.5 | 107.7 \pm 102.0 | |
| | Control | 8.6 \pm 0.9 | 82.0 \pm 10.2 | 3235.7 \pm 608.7 | |
| Julio 2015 | Impacto | 1.9 \pm 0.6 | 3.0 \pm 2.3 | 236.9 \pm 161.3 | |
| | Control | 6.6 \pm 0.9 | 86.8 \pm 40.0 | 2906.7 \pm 1 217.3 | |
| Marzo 2016 | Impacto | 2.0 \pm 0.7 | 3.1 \pm 2.4 | 46.7 \pm 35.1 | |
| | Control | 4.6 \pm 0.5 | 23.3 \pm 3.4 | 591.5 \pm 81.1 | |
| Julio 2016 | Impacto | 2.9 \pm 0.5 | 8.8 \pm 3.1 | 121.7 \pm 38.5 | |
| | Control | 7.3 \pm 1.0 | 83.3 \pm 24.3 | 1406.7 \pm 435.2 | |
| Marzo | Impacto | 2.0 \pm 0.5 | 2.1 \pm 1.0 | 64.3 \pm 29.0 | |

| | | | | |
|------------|---------|---------------|-----------------|---------------------|
| 2017 | Control | 4.3 ± 0.5 | 26.1 ± 3.7 | 567.8 ± 130.1 |
| Julio 2017 | Impacto | 1.9 ± 0.6 | 11.4 ± 9.6 | 233.7 ± 164.3 |
| 2017 | Control | 5.3 ± 0.5 | 32.3 ± 8.8 | 1034.8 ± 169.2 |
| Marzo 2018 | Impacto | 1.2 ± 0.2 | 2.2 ± 2.1 | 61.4 ± 56.6 |
| 2018 | Control | 6.2 ± 0.6 | 60.4 ± 12.7 | 5503.8 ± 2304.7 |

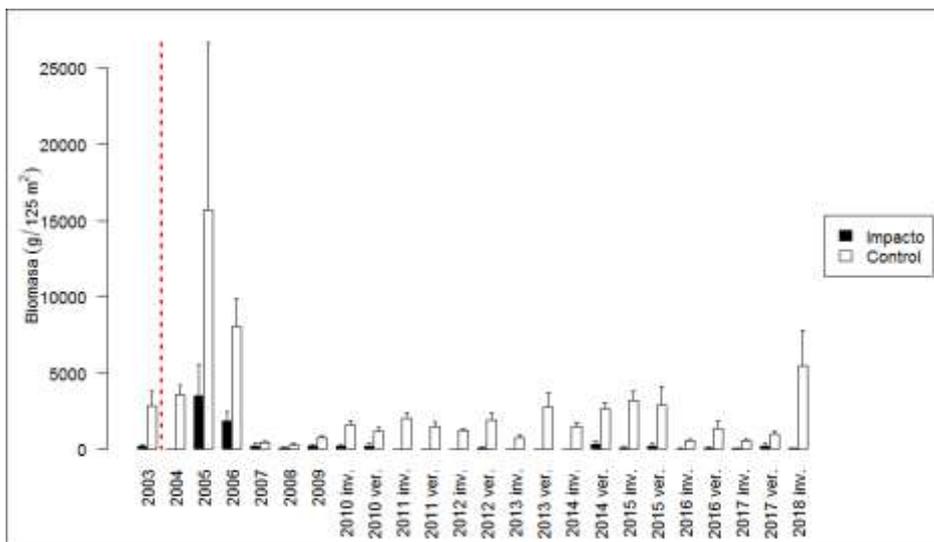
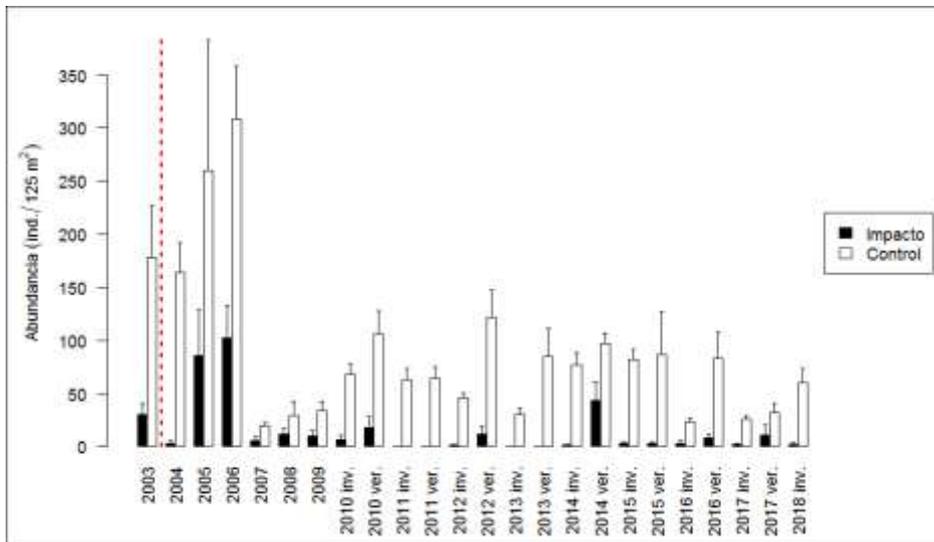
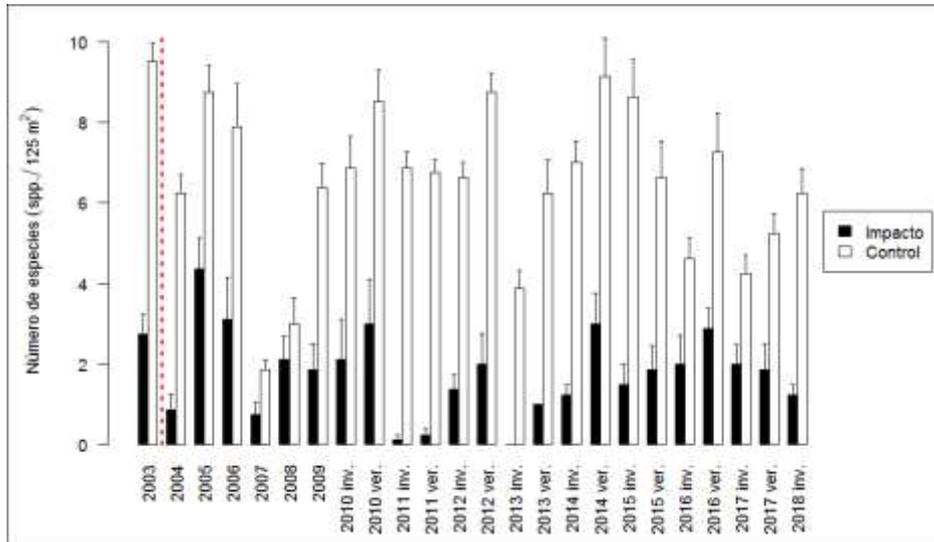


Figura 3.31. Variables del poblamiento de peces (\pm error estándar) antes (2003) y después de iniciarse el vertido (2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 invierno, 2010 verano, 2011 invierno, 2011 verano, 2012 invierno, 2012 verano, 2013 invierno, 2013 verano, 2014 invierno, 2014 verano, 2015 invierno, 2015 verano, 2016 invierno, 2016 verano, 2017 invierno, 2017 verano e invierno 2018).

Tabla 3.17. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Ti: tiempo, IC: Impacto-control, Si: sitio), para las variables del poblamiento de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ϖ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

| Fuentes de variación | Nº de especies | | | | Abundancia | | | Biomasa | | | F versus |
|----------------------|----------------|----------|--------|----------|----------------|---------|---------|----------|--------|----------|-----------|
| | g.l. | C. M. | F | P | C. M. | F | P | C. M. | F | P | |
| Ti | 23 | 28.004 | 4.0 | 0.000*** | 37393.9 | 2.805 | 0.001* | 18.572 | 3.4 | 0.000*** | Ti×Si(IC) |
| IC | 1 | 2156.510 | 4268.5 | 0.000*** | 529848.1 | 290.917 | 0.003* | 2151.268 | 1463.5 | 0.001** | Si(IC) |
| Ti×IC | 23 | 11.657 | 1.6 | 0.064 | 11068.7 | 0.830 | 0.679 | 13.392 | 2.4 | 0.005** | Ti×Si(IC) |
| Si(IC) | 2 | 0.505 | 0.1 | 0.824 | 1821.3 | 0.494 | 0.611 | 1.470 | 0.5 | 0.580 | Residual |
| Ti×Si(IC) | 46 | 6.886 | 2.6 | 0.000*** | 13332.7 | 3.618 | 0.000** | 5.461 | 2.0 | 0.000*** | Residual |
| Residual | 288 | 2.609 | | | 3684.9 | | | 2.694 | | | |
| Transform. | - | | | | - ^a | | | Ln(x+1) | | | |

Tabla 3.18. Abundancia media \pm error estándar (ind./125m²) en las localidades muestreadas para el año de antes del vertido y los dos últimos tiempos muestreados.

| Especie | Antes del vertido | | Después del vertido | | | |
|--------------------------------|-------------------|-----------------|---------------------|---------------|---------------|-----------------|
| | Mayo 2003 | | Julio 2017 | | Marzo 2018 | |
| | Impacto | Control | Impacto | Control | Impacto | Control |
| <i>Boops boops</i> | 0 | 4.1 \pm 2.6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chromis chromis</i> | 0 | 0 | 0 | 2.0 \pm 1.2 | 0 | 2.2 \pm 1.0 |
| <i>Coris julis</i> | 0.1 \pm 0.1 | 1.0 \pm 0.5 | 0.4 \pm 0.4 | 0 | 1.4 \pm 1.4 | 0.5 \pm 0.3 |
| <i>Diplodus annularis</i> | 4.6 \pm 3.5 | 44.9 \pm 19.4 | 0 | 1.0 \pm 0.3 | 0 | 2.4 \pm 0.9 |
| <i>Diplodus sargus</i> | 0.9 \pm 0.5 | 7.3 \pm 2.8 | 1.1 \pm 0.6 | 3.8 \pm 0.9 | 0.6 \pm 0.6 | 8.9 \pm 1.1 |
| <i>Diplodus vulgaris</i> | 19.9 \pm 7.2 | 64.0 \pm 22.6 | 2.4 \pm 1.6 | 8.1 \pm 1.6 | 0 | 8.5 \pm 1.0 |
| <i>Gobius bucchichi</i> | 0.1 \pm 0.1 | 0.5 \pm 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Labrus merula</i> | 0 | 0 | 0 | 0.2 \pm 0.2 | 0 | 0.4 \pm 0.2 |
| <i>Lithognathus mormyrus</i> | 0 | 0.3 \pm 0.3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Mullus surmuletus</i> | 0 | 0.1 \pm 0.1 | 0 | 0.2 \pm 0.2 | 0 | 0 |
| <i>Oblada melanura</i> | 0 | 2.8 \pm 0.6 | 0 | 7.9 \pm 7.0 | 0 | 0 |
| <i>Pagrus auriga</i> | 0 | 0.1 \pm 0.1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pomadasys incisus</i> | 3.1 \pm 3.0 | 6.0 \pm 1.8 | 0 | 8.2 \pm 3.3 | 0 | 0 |
| <i>Sarpa salpa</i> | 0 | 38.1 \pm 21.4 | 7.1 \pm 7.1 | 0 | 0 | 34.2 \pm 13.9 |
| <i>Scorpaena porcus</i> | 0 | 0.1 \pm 0.1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Serranus scriba</i> | 0 | 0.3 \pm 0.2 | 0.2 \pm 0.2 | 0.2 \pm 0.2 | 0.1 \pm 0.1 | 0.8 \pm 0.4 |
| <i>Symphodus cinereus</i> | 0.1 \pm 0.1 | 0 | 0 | 0 | 0.1 \pm 0.1 | 0 |
| <i>Symphodus mediterraneus</i> | 0 | 0.1 \pm 0.1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Symphodus ocellatus</i> | 1.1 \pm 0.7 | 3.0 \pm 1.7 | 0 | 0.1 \pm 0.1 | 0 | 0.2 \pm 0.2 |
| <i>Symphodus roissali</i> | 0.3 \pm 0.2 | 0.6 \pm 0.3 | 0.1 \pm 0.1 | 0 | 0 | 0.1 \pm 0.1 |
| <i>Symphodus tinca</i> | 0.1 \pm 0.1 | 2.8 \pm 0.8 | 0 | 0.4 \pm 0.2 | 0 | 2.1 \pm 0.5 |
| <i>Thalassoma pavo</i> | 0 | 1.0 \pm 0.4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Trachinus draco</i> | 0 | 0.1 \pm 0.1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Trachurus mediterraneus</i> | 0 | 1.0 \pm 1.0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Al incluir toda la serie temporal estudiada, fueron ocho especies las responsables de las disimilitudes entre la localidad impactada y la control, de entre las cuales destacaron *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Oblada melanura*, *Diplodus sargus* y por ser las más importantes (Tablas 3.19). Sólo estas cuatro especies representaron el 72.18% de la disimilitud observada entre la localidad impactada y la control.

Tabla 3.19. Resumen del análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) con referencia a la diferencia entre impacto y control respecto a la abundancia de las especies. DM: disimilitud media entre tratamientos; Porcentaje: importancia de cada especie en la diferencia entre comunidades.

| Impacto ↔ Control (DM=88.76) | Abundancia | Abundancia | Porcentaje | Porcentaje acumulado |
|---------------------------------|------------------|------------------|------------|-------------------------|
| | media Impacto | media Control | | |
| <i>D. vulgaris</i> | 2.69 | 18.76 | 22.65 | 22.65 |
| <i>S. salpa</i> | 3.61 | 21.24 | 17.51 | 40.16 |
| <i>O. melanura</i> | 1.1 | 14.27 | 16.08 | 56.24 |
| <i>D. sargus</i> | 2.75 | 10.88 | 15.93 | 72.18 |
| <i>D. annularis</i> | 0.83 | 5.27 | 7.62 | 79.79 |
| <i>B. boops</i> | 2.27 | 6.16 | 5.43 | 85.22 |
| <i>S. tinca</i> | 0.08 | 2.13 | 3.5 | 88.72 |
| <i>P. incisus</i> | 0.16 | 1.25 | 2.15 | 90.87 |

Aunque las ocho especies fueron más abundantes en la localidad control, al realizar los análisis de la varianza, sólo *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Oblada melanura* y *Symphodus tinca* mostraron diferencias significativas entre las localidades (Tabla 3.33). Mientras que *Oblada melanura* mostró una abundancia significativamente superior en el control durante todos los tiempos muestreados, *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa* y *Symphodus tinca* tuvieron abundancias significativamente superiores en la localidad control sólo durante algunos tiempos de muestreo. En el caso de *Symphodus tinca*, se observaron abundancias significativamente superiores en la localidad control durante los tiempos 2003, 2004, 2005, 2006, 2009, e invierno y verano del 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 e invierno del 2015 y 2018. Por otro lado, para *Sarpa salpa*, las diferencias significativas se detectaron en 2003, 2004, 2006, veranos de 2012 y 2015 e invierno de 2018. Finalmente, la abundancia de *Diplodus vulgaris* fue significativamente mayor en el control únicamente durante 2003, 2006, y veranos de 2011 y 2014.

Tabla 3.20. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Ti: tiempo, IC: Impacto-control, Si: sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); ϖ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

| Fuentes de variación | <i>D. sargus</i> | | | <i>D. vulgaris</i> | | | <i>S. salpa</i> | | | F versus | |
|----------------------|------------------|----------|--------|--------------------|----------|--------|-----------------|----------|--------|----------|-----------|
| | g.l. | C. M. | F | P | C. M. | F | P | C. M. | F | | P |
| Ti | 23 | 1347.796 | 2.917 | 0.001* | 2472.27 | 6.065 | 0.000** | 5062.73 | 5.121 | 0.000** | Ti×Si(IC) |
| IC | 1 | 6345.628 | 39.716 | 0.024 | 24784.44 | 63.395 | 0.015 | 29821.50 | 48.961 | 0.020 | Si(IC) |
| Ti×IC | 23 | 331.611 | 0.718 | 0.803 | 1433.37 | 3.517 | 0.000** | 2421.29 | 2.449 | 0.005* | Ti×Si(IC) |
| Si(IC) | 2 | 159.773 | 0.811 | 0.445 | 390.95 | 2.082 | 0.127 | 609.08 | 0.978 | 0.377 | Residual |
| Ti×Si(IC) | 46 | 461.980 | 2.346 | 0.000** | 407.60 | 2.170 | 0.000** | 988.66 | 1.587 | 0.013 | Residual |
| Residual | 288 | 196.956 | | | 187.79 | | | 622.99 | | | |
| Transform. | | ϖ | | | ϖ | | | ϖ | | | |

| Fuentes de variación | <i>O. melanura</i> | | | <i>D. annularis</i> | | | <i>B. boops</i> | | | F versus | |
|----------------------|--------------------|---------|--------|---------------------|----------|--------|-----------------|----------|-------|----------|-----------|
| | g.l. | C. M. | F | P | C. M. | F | P | C. M. | F | | P |
| Ti | 23 | 4.509 | 2.378 | 0.006** | 416.460 | 1.787 | 0.047 | 651.635 | 1.926 | 0.029 | Ti×Si(IC) |
| IC | 1 | 181.444 | 71.617 | 0.014* | 1890.375 | 15.300 | 0.060 | 1457.042 | 7.316 | 0.114 | Si(IC) |
| Ti×IC | 23 | 3.183 | 1.679 | 0.067 | 266.837 | 1.145 | 0.339 | 331.123 | 0.978 | 0.508 | Ti×Si(IC) |
| Si(IC) | 2 | 2.534 | 2.516 | 0.083 | 123.552 | 2.482 | 0.085 | 199.151 | 0.670 | 0.512 | Residual |
| Ti×Si(IC) | 46 | 1.896 | 1.883 | 0.001** | 233.101 | 4.682 | 0.000** | 338.406 | 1.139 | 0.260 | Residual |
| Residual | 288 | 1.007 | | | 49.788 | | | 297.038 | | | |
| Transform. | | Ln(x+1) | | | ϖ | | | ϖ | | | |

| Fuentes de variación | <i>S. tinca</i> | | | <i>P. incisus</i> | | | F versus | |
|----------------------|-----------------|---------|--------|-------------------|----------|--------|----------|-----------|
| | g.l. | C. M. | F | P | C. M. | F | | P |
| Ti | 23 | 1.269 | 6.902 | 0.000*** | 29.888 | 3.039 | 0.001* | Ti×Si(IC) |
| IC | 1 | 58.144 | 2559.9 | 0.000*** | 113.753 | 39.819 | 0.024 | Si(IC) |
| Ti×IC | 23 | 1.165 | 6.3 | 0.000*** | 20.008 | 2.034 | 0.020 | Ti×Si(IC) |
| Si(IC) | 2 | 0.023 | 0.1 | 0.890 | 2.857 | 0.462 | 0.631 | Residual |
| Ti×Si(IC) | 46 | 0.184 | 0.9 | 0.586 | 9.835 | 1.589 | 0.013 | Residual |
| Residual | 288 | 0.195 | | | 6.188 | | | |
| Transform. | | Ln(x+1) | | | ϖ | | | |

El análisis de escalamiento multidimensional ha mostrado que una de las estructuras del poblamiento que más difiere del resto ha sido la registrada en la zona impactada en el invierno de 2013 (Figura 3.32). Esto es lógico teniendo en cuenta que no se observó ningún individuo. Observando con más detalle el dendrograma (Figura 3.33), se evidencia que el poblamiento íctico censado en la zona impactada durante el último tiempo de muestreo, al observarse muy pocas especies, se asemeja al poblamiento observado justo después del vertido (2004), al igual que ocurrió en invierno de 2010, 2012, 2014, 2015, 2016 y 2017, y en verano de 2015, 2016 y 2017. Por el contrario, en la zona control, el poblamiento íctico actual es semejante al observado en los últimos tiempos de muestreo, manteniéndose muy estable desde el inicio del estudio (Figura 3.39).

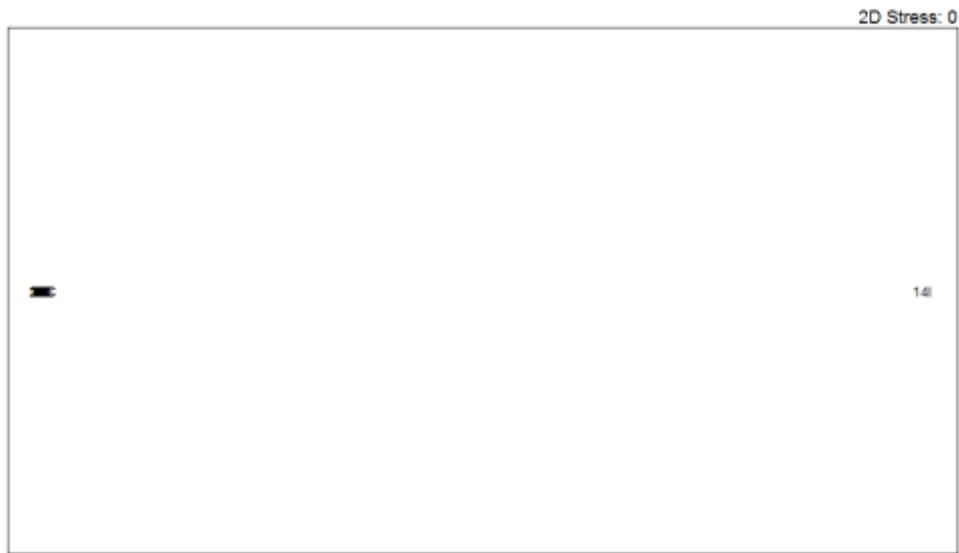


Figura 3.32. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la abundancia de las especies observadas para cada uno de los tiempos estudiados (1: 2003, 2: 2004, 3: 2005, 4: 2006, 5: 2007, 6: 2008, 7: 2009, 8: 2010 invierno, 9: 2010 verano, 10: 2011 invierno, 11: 2011 verano, 12: 2012 invierno, 13: 2012 verano, 14: 2013 invierno, 15: 2013 verano, 16: 2014 invierno, 17: 2014 verano, 18: 2015 invierno, 19: 2015 verano, 20: 2016 invierno, 21: 2016 verano, 22: 2017 invierno, 23: 2017 verano y 24: 2018 invierno) en el área impacto (I) y control (C).

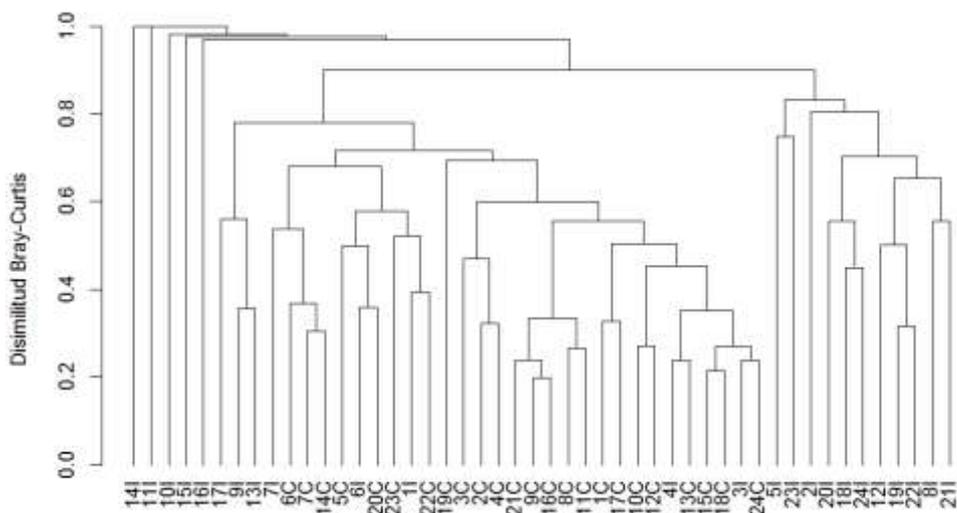


Figura 3.33. Dendrograma de similitud realizado con la abundancia de las especies observadas para cada uno de los tiempos estudiados (1: 2003, 2: 2004, 3: 2005, 4: 2006, 5: 2007, 6: 2008, 7: 2009, 8: 2010 invierno, 9: 2010 verano, 10: 2011 invierno, 11: 2011 verano, 12: 2012 invierno, 13: 2012 verano, 14: 2013 invierno, 15: 2013 verano, 16: 2014 invierno, 17: 2014 verano, 18: 2015 invierno, 19: 2015 verano, 20: 2016 invierno, 21: 2016 verano, 22: 2017 invierno, 23: 2017 verano y 24: 2018 invierno) en el área impacto (I) y control (C).

4.- CONCLUSIONES

4.1.- Pradera de *Posidonia oceanica*

- Durante el invierno del 2018 se sigue observando cierta regresión en las praderas de *Posidonia* situadas en esta zona de la Bahía de Alicante. Esta regresión es más importante fuera de la zona de influencia del vertido (Postiguet), mientras que las estaciones con influencia del vertido tienen un balance de haces negativo pero cercano a cero.
- La regresión observada no se puede atribuir al vertido de la desalinizadora, aunque se han detectado superaciones de salinidad en dichas localidades, puesto que afecta principalmente a praderas que no se ven afectadas por el vertido (Postiguet).

4.2.- Comunidad animal

Equinodermos y otras especies de interés

- En este muestreo se han detectado unas densidades más reducidas de equinodermos en las localidades más cercanas al vertido. Este descenso podría deberse a la mayor salinidad que ha alcanzado la pradera esta primavera pero también puede deberse a fluctuaciones naturales de la población ya que se siguen detectando equinodermos en todas las estaciones de pradera superficial a diferencia de lo que ocurrió entre 2004 y 2007.

Fondos blandos

- Las características físicas del sedimento no muestran variaciones atribuibles a la presencia del vertido, de modo que los cambios están relacionados principalmente con la variación en la profundidad, detectándose un mayor porcentaje de materia orgánica en la mayoría de las estaciones situadas a 10 y 15 metros. En las estaciones más profundas se detectó un mayor contenido de fangos mientras que en las someras dominaron las arenas finas (A1 y C1) o sedimentos los más gruesos, en B1.

- Esta situación queda reflejada en el análisis tanto de la comunidad de infauna como del poblamiento de poliquetos donde las estaciones situadas a 10 y 15 metros presentan una composición similar dominada por poliquetos, bivalvos y anfípodos, diferenciándose de las estaciones más someras donde dominan los nematodos en A1 y B1; y se obtienen valores bajos de abundancia en C1.
- Estos cambios de la comunidad están relacionados con cambios en el contenido de arenas finas y en el porcentaje de materia orgánica, parámetros que también varían con la profundidad. De modo que los valores de ambos parámetros en las estaciones situadas a 10 y 15 metros se correlacionan con el incremento de poliquetos, bivalvos y anfípodos.
- Con respecto a campañas anteriores, la situación actual en la estación del vertido es similar a la obtenida durante el invierno del 2014. Las diferencias obtenidas durante la campaña actual respecto a las estaciones más alejadas del vertido no alcanzan a las detectadas durante las campañas de los años 2005, 2008 y 2010, durante las cuales la estación del vertido presentaba mayores cambios en la composición de la fauna respecto a las estaciones control.

Ictiofauna

- La estructura del poblamiento de peces es similar a la de muestreos anteriores, con menores valores de abundancia, biomasa y riqueza en la zona impactada si bien este patrón ya se observó antes de iniciarse el vertido y no se puede asegurar que tenga relación con el mismo debido a la alta tolerancia de los peces a los cambios de salinidad.

5.- REFERENCIAS

Buchanan, J.B. 1984. Sediment analysis. En: Methods for the study of marine benthos. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.

Clarke, K.R.; Warwick, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, UK, 144 pp.

Cochran, W.G. 1951. Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 7: 17-32.

Didby, P.G.N.; Kempton, R.A. 1987. Chapter 3. Ordination. En: *Multivariate analysis of ecological communities*. Chapman y Hall (Eds.). London. 97-102 pp.

Harmelin-Vivien, M.L. ; Harmelin, J.G. 1975. Présentation d'une méthode d'évaluation "in situ" de la fauna ichthyologique. *Trav. sci. Parc nation. Port Cros*, 1: 47-52.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2): 187-211.

Hurlbert, S.H.; White, M.D. 1993. Experiments with freshwater invertebrate zooplanktivores: quality of statistical analyses. *Bulletin of Marine Science*, 53(1): 128-153.

Romero, J., 1985. Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la Costa Catalana: Producción primaria de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en las islas Medes. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. 266 pp.

Sale, P.F.; Douglas, W.A. 1981. Precision and accuracy of visual census techniques for fishes assemblages on coral patch reefs. *Environ. Biol. Fish.*, 6: 333-339.