



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 Julio de 2017

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

Candela Marco Méndez

Francisca Giménez Casalduero

Aitor Forcada Almarcha

Beatrice Giuliana Saba Tanino

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 24 de julio de 2017.



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 2017	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 2017	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 2017	45
3.4.- Ictiofauna	59
4.- CONCLUSIONES	67
4.1.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	67
4.2.- Comunidad animal	67
5.-REFERENCIAS	70

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 2016. 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 viesen 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 (Postiguat) 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 $40 * 40 \text{ cm}^2$ 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.

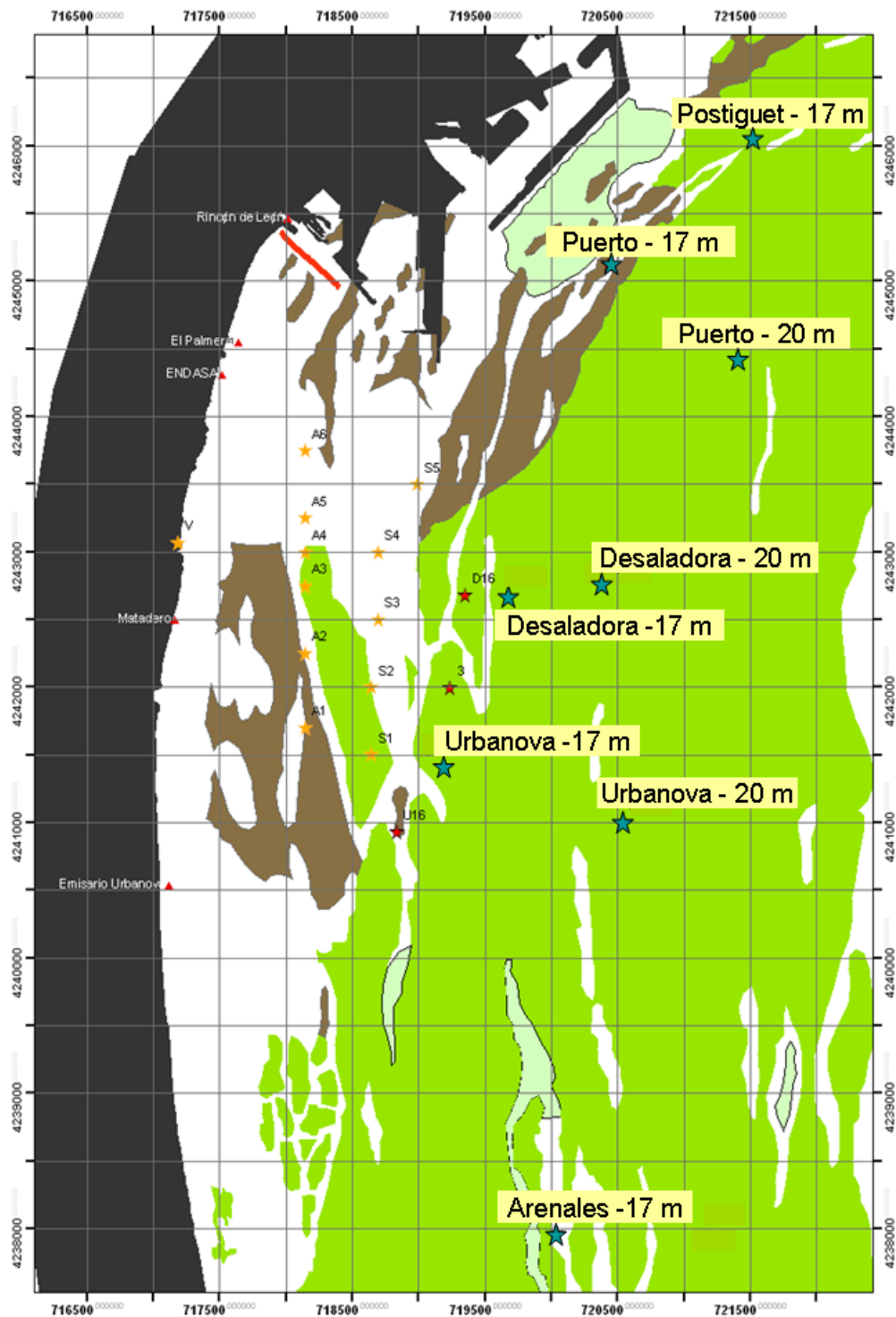


Figura 2.1. Localización de las seis estaciones con las parcelas permanentes (CP = Control Puerto, CU = Control Urbanova, D = Desaladora) a -17 y -20 m de profundidad.

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.

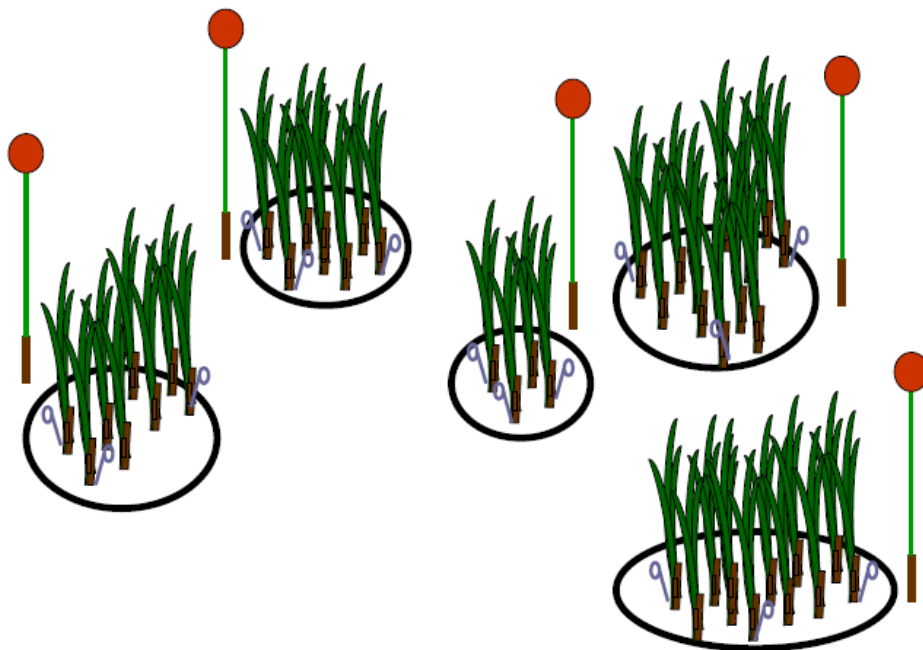


Figura 2.2. Diseño de las parcelas colocadas en las manchas de la pradera superficial, en donde todos los haces fueron anillados con bridas de plástico y revisados en cada muestreo.

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

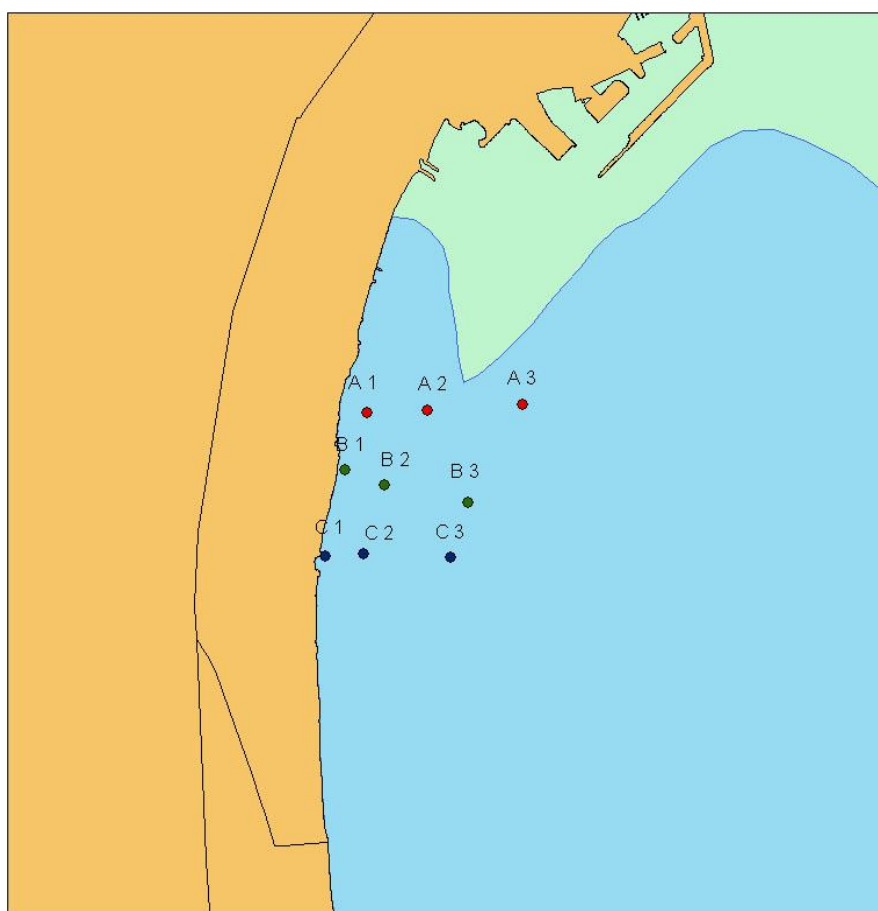


Figura 2.3. Localización de las estaciones en el área de estudio.

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 veintidós 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 y marzo 2017) de comenzar la emisión (Figura 2.4). 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.

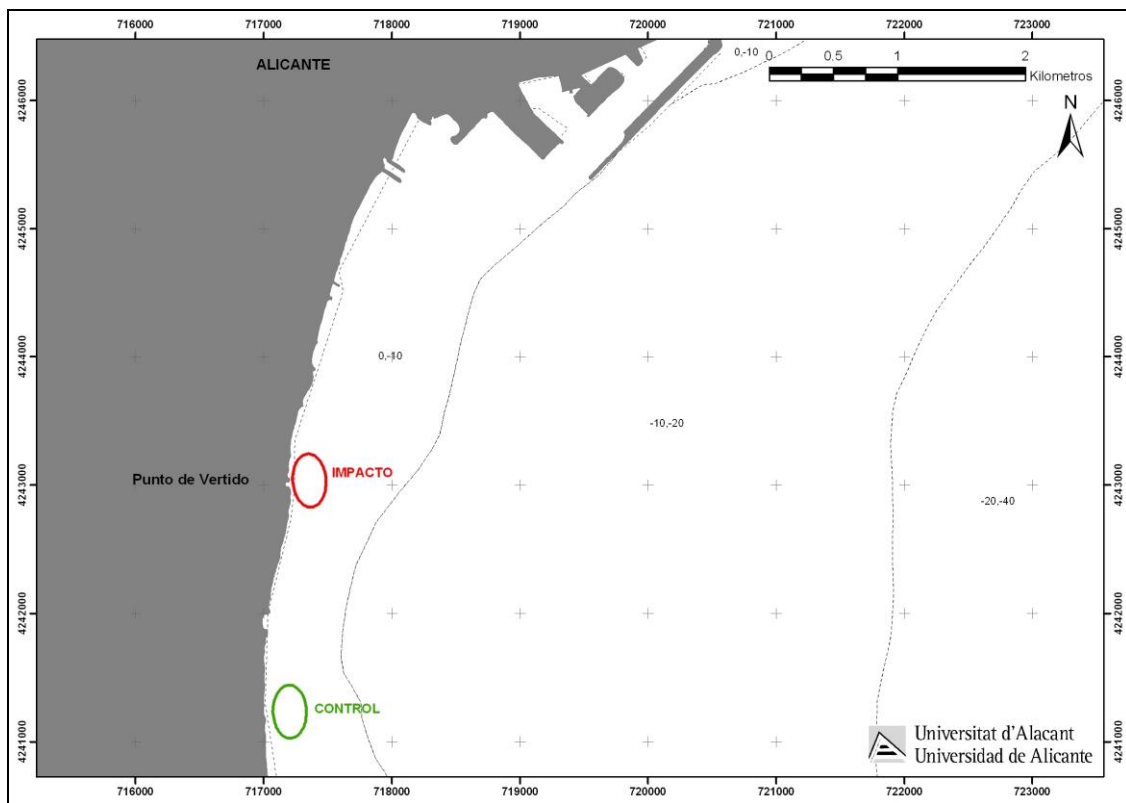


Figura 2.4. Localización del área impactada y el área control.

2.4.1. - 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 veintidós 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 y 2017 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 y 2017 invierno (después)
- Impacto / Control
- Sitio: 2 sitios dentro de la zona impactada y 2 en el 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 354 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).

2.4.2. - 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 veintidos 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 y 2017 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 cuales 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 2017

- 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 y de balance total obtenidas en este muestreo son mayores para las localidades de Urbanova y Desaladora a 17 m, aunque no muestran diferencias significativas con el resto de localidades (Tabla 3.1). Tampoco se detectan diferencias significativas en las tasas de mortalidad de los haces, probablemente por la alta variabilidad de los datos obtenidos. En cualquier caso, en este muestreo se observan menores porcentajes de mortalidad en las localidades de Urbanova y Desaladora a 17 m, lo que junto a la elevada tasa de división detectada provoca que presenten unos balances totales de haces elevados. El resto de localidades presentan un balance de haces negativo o próximo a cero, con tasas de reclutamiento bajas y/o tasas de mortalidad más elevadas.

En la figura 3.3 se incluyen los datos de las nuevas estaciones superficiales situadas en el Postiguet y Arenales. En este muestreo se estiman balances negativos en las estaciones de Postiguet y Arenales, y valores positivos y significativamente mayores en las estaciones de Urbanova y Desaladora. En la localidad del Puerto la pradera parece mantenerse estable respecto a este descriptor.

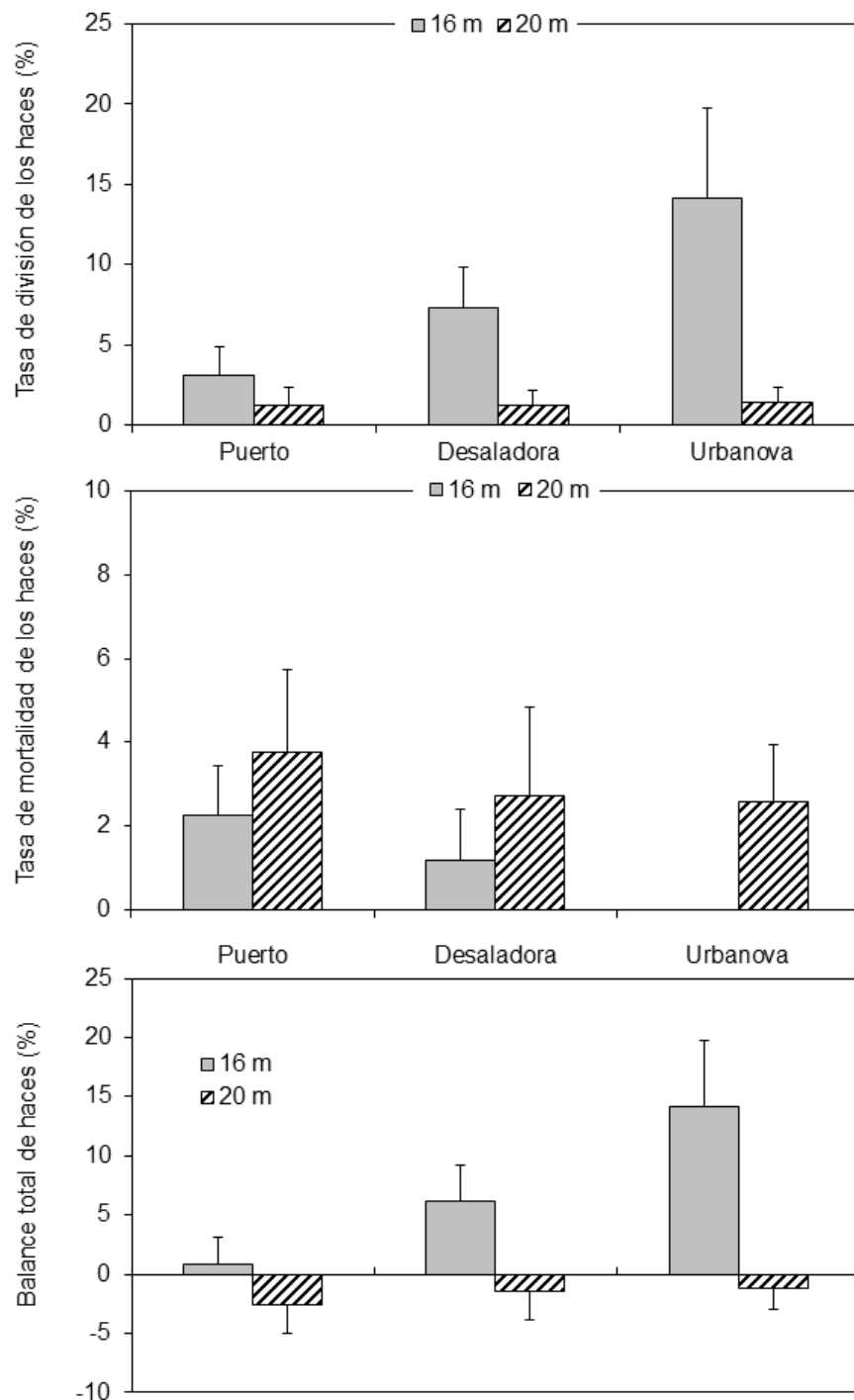


Figura 3.1 Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las tres localidades (Control Urbanova, C. Puerto y Desaladora) a las dos profundidades de trabajo (-17 y - 20 m). Las barras representan el error típico.

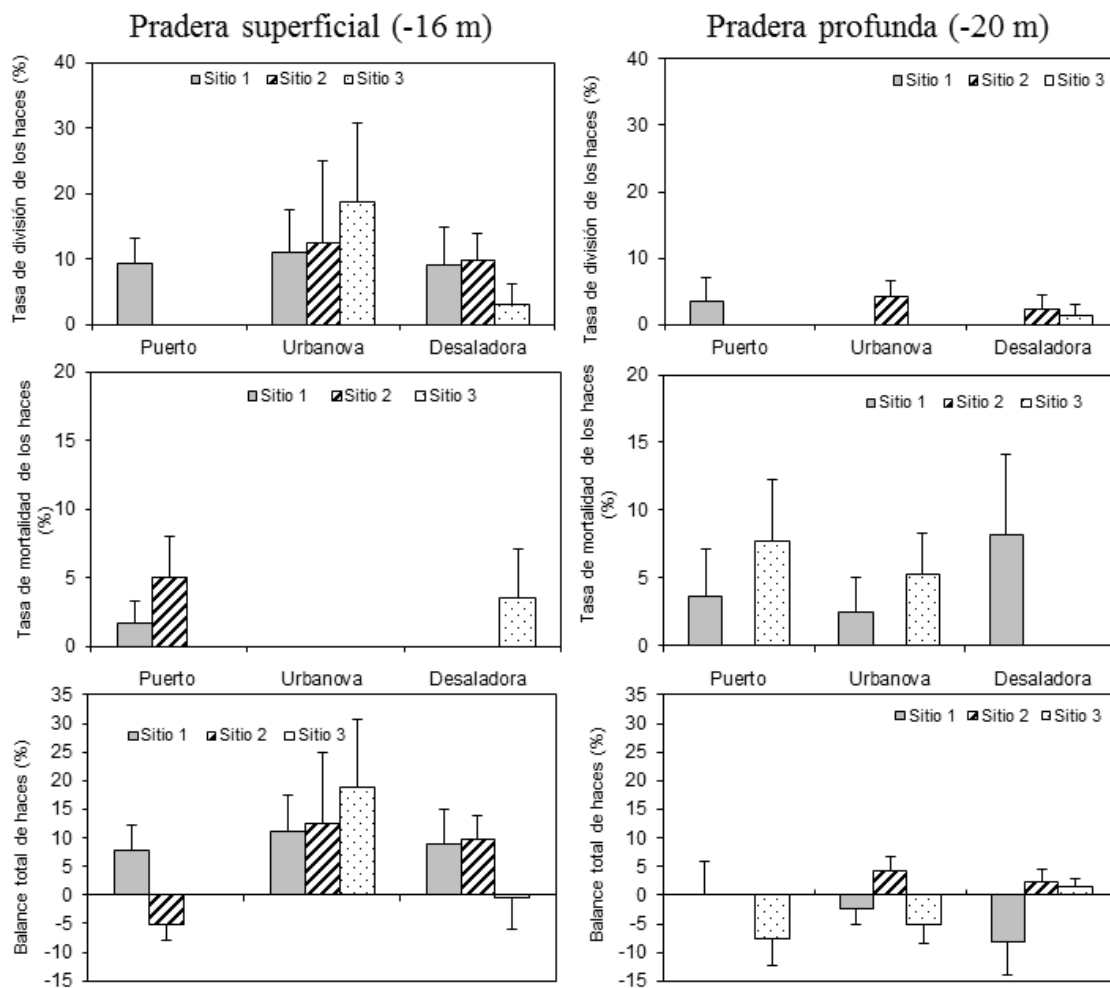


Figura 3.2. Representación gráfica de las tasas de división, mortalidad y balance de los haces marcados en las tres localidades (Control Urbanova, C. Puerto y Desaladora) separadas por sitio y profundidad (las barras representan el error típico).

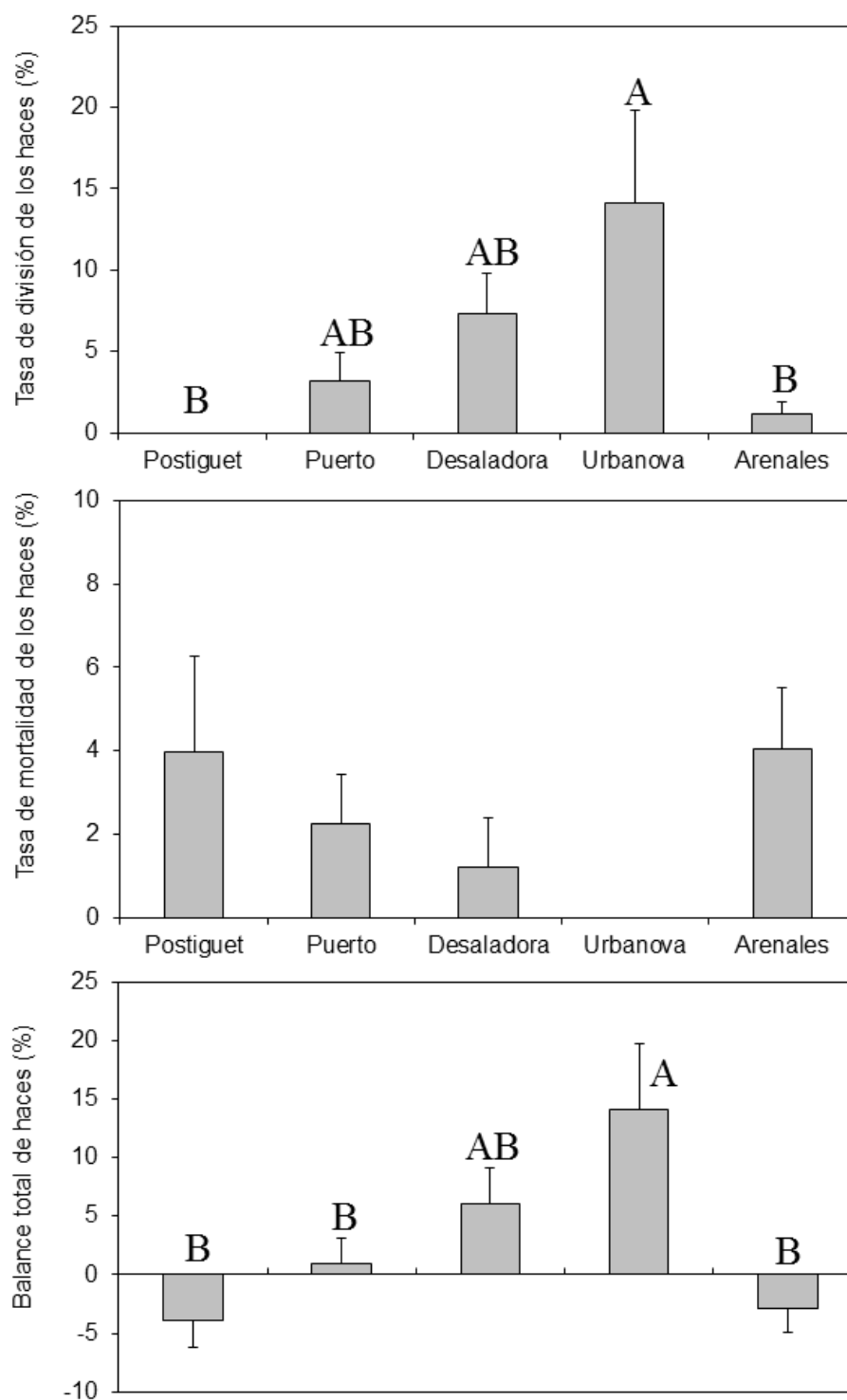


Figura 3.3. Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las cinco nuevas localidades (Postiguet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales) situadas a -17 m de profundidad (las barras representan el error típico).

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 de Snedecor, ns = no significativo).

Parámetro	Fuente de variabilidad	gl	CM	F	p	SNK
Tasa de división (transf. Raíz x+1)	Localidad = Lo	2	3.1751	1.52	ns	16 m > 20 m
	Profundidad = Pr	1	20.4758	14.04	*	
	Sitio (Lo)	6	2.0885	0.96	ns	
	Lo*Pr	2	2.3364	1.60	ns	
	Pr*Sitio (Lo)	6	1.4582	0.67	ns	
	Residual	54	2.1813			
Tasa de mortalidad (transf. Raíz x+1)	Localidad = Lo	2	0.8082	1.26	ns	
	Profundidad = Pr	1	2.2686	0.98	ns	
	Sitio (Lo)	6	0.6431	0.68	ns	
	Lo*Pr	2	0.2456	0.11	ns	
	Pr*Sitio (Lo)	6	2.3134	2.44	ns	
	Residual	54	0.9474			
Balance total	Localidad = Lo	2	323.1547	3.84	ns	16 m > 20 m
	Profundidad = Pr	1	1389.810	9.96	**	
	Sitio (Lo)	6	84.0706	0.66	ns	
	Lo*Pr	2	215.8245	1.55	ns	
	Pr*Sitio (Lo)	6	139.5174	1.10	ns	
	Residual	54	126.5853			

3.1.2.- Morfología de los haces

Tabla 3.2. Resumen de los ANOVAs realizados a los datos obtenidos en invierno del 2017 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	1.2333	12.33	ns	
	Profundidad = Pr	1	1.2000	2.06	ns	
	Lo*Pr	2	0.1000	0.17	ns	
	Residual	24	0.5833			
Longitud media foliar	Localidad = Lo	2	3.3973	0.18	ns	
	Profundidad = Pr	1	41.6970	6.38	ns	
	Lo*Pr	2	18.5857	2.85	ns	
	Residual	24	6.5309			
Anchura media foliar	Localidad = Lo	2	0.0030	1.09	ns	
	Profundidad = Pr	1	0.0060	3.35	ns	
	Lo*Pr	2	0.0027	1.53	ns	
	Residual	24	0.0018			
Superficie foliar	Localidad = Lo	2	9.9828	0.01	ns	
	Profundidad = Pr	1	992.1050	3.38	ns	
	Lo*Pr	2	802.3297	2.73	ns	
	Residual	24	293.3934			
Biomasa foliar	Localidad = Lo	2	0.0099	6.49	ns	
	Profundidad = Pr	1	0.0023	0.49	ns	
	Lo*Pr	2	0.0015	0.32	ns	
	Residual	24	0.0048			
Carga de epífitos	Localidad = Lo	2	0.0476	0.74	ns	
	Profundidad = Pr	1	0.1507	4.11	ns	
	Lo*Pr	2	0.0646	1.76	ns	
	Residual	24	0.0367			
Necrosis (%)	Localidad = Lo	2	446.5382	1.45	ns	
	Profundidad = Pr	1	33.9305	0.28	ns	
	Lo*Pr	2	308.5336	2.52	ns	
	Residual	24	122.2751			
Herbivorismo (%)	Localidad = Lo	2	355.5839	4.20	ns	
	Profundidad = Pr	1	520.8333	3.33	ns	
	Lo*Pr	2	84.6088	0.54	ns	
	Residual	24	156.6043			

Se observa (Figura 3.4 y Tabla 3.2) que en el presente muestreo no existen diferencias en la fenología foliar entre las distintas localidades de estudio. Al comparar con las nuevas estaciones (Figura 3.5) se puede observar cómo, en general, la estación de

Arenales presenta haces más grandes y una menor carga de epífitos. En este muestreo también se detectó un porcentaje de necrosis significativamente menor en los haces de la localidad desalinizadora.

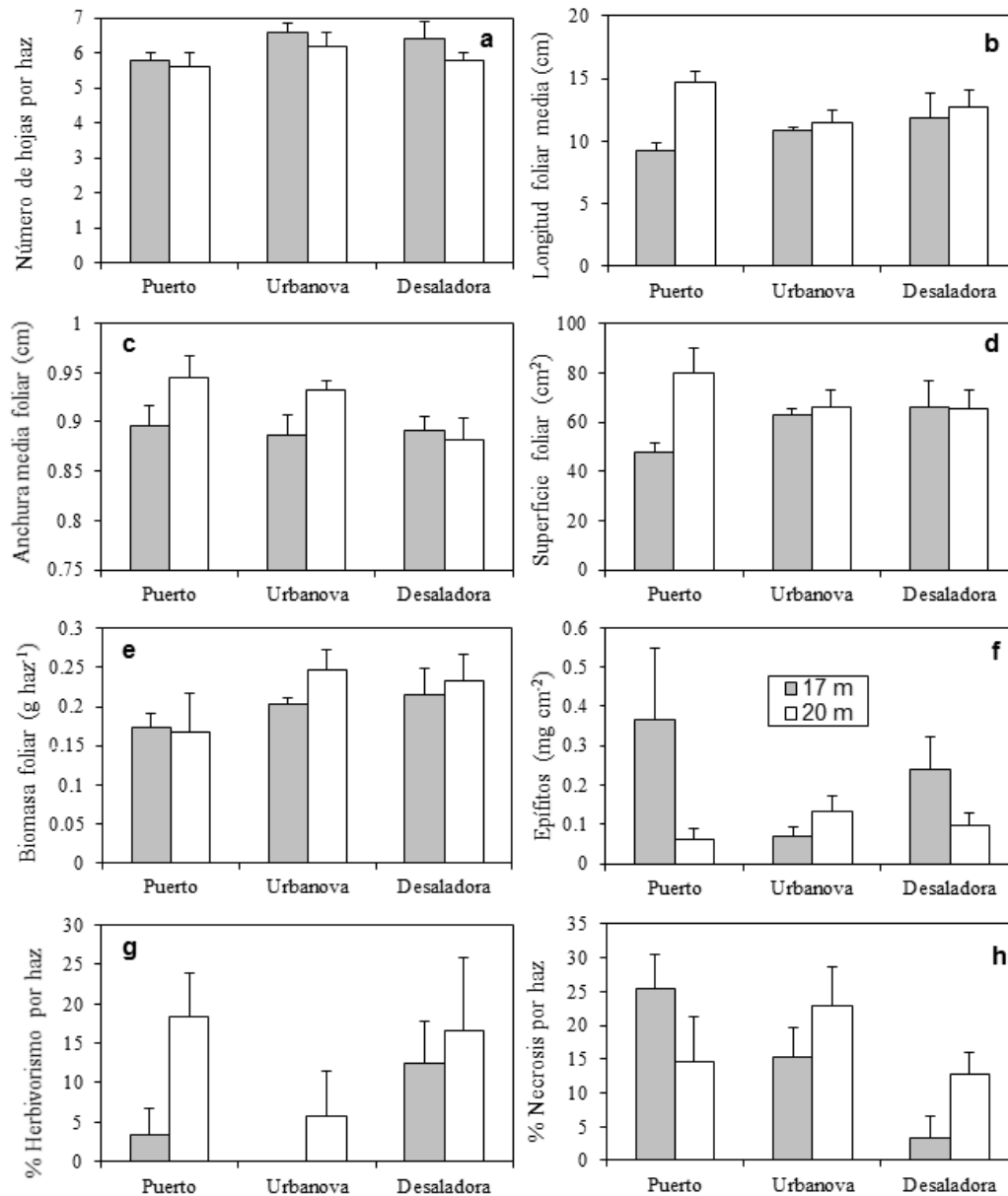


Figura 3.4. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a la pradera superficial (-17 m) y a la pradera profunda (- 20 m) de las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora; las barras representan el error típico).

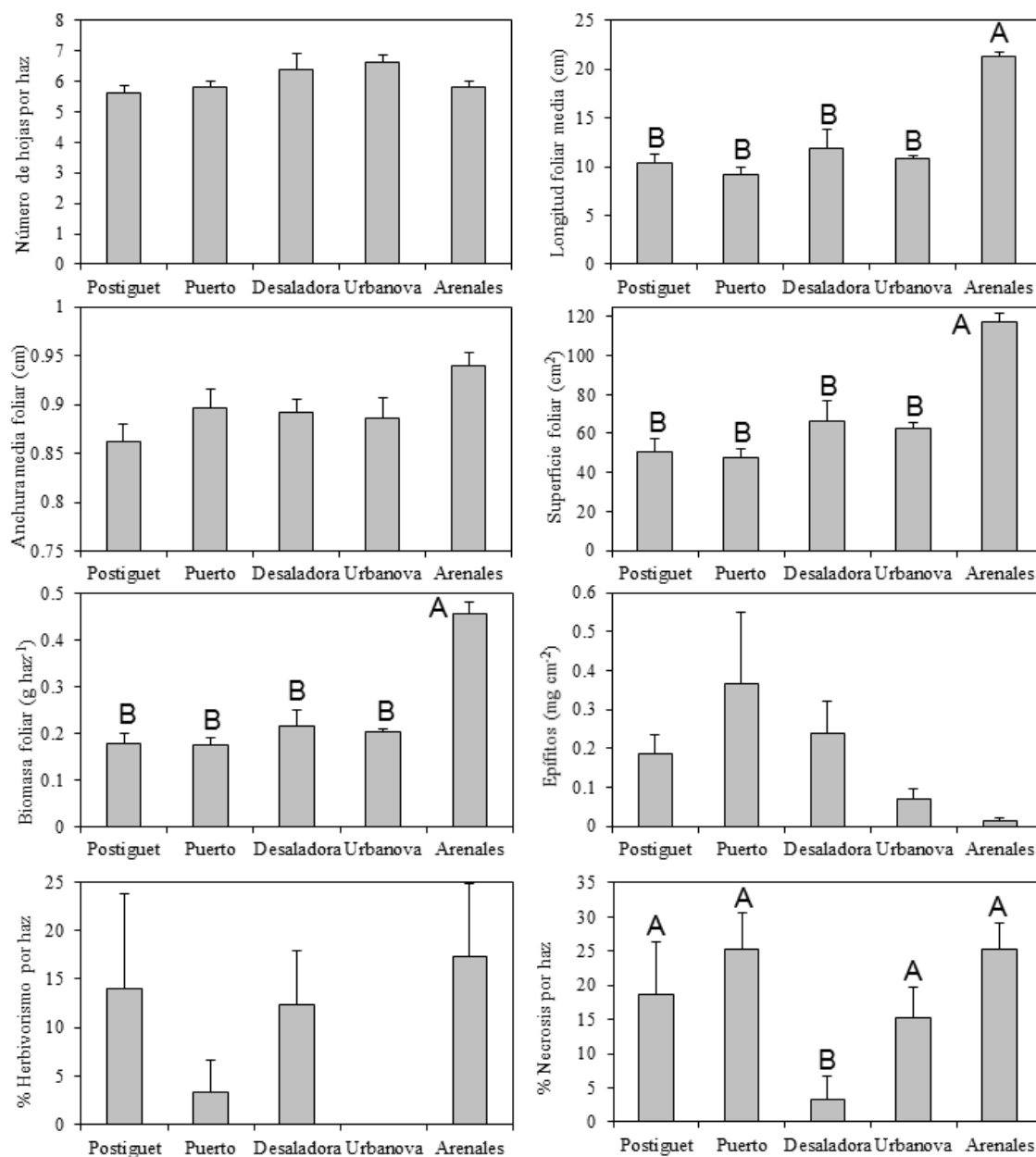


Figura 3.5. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a las cinco nuevas localidades (Postiguet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales) situadas a -17 m de profundidad. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan 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 y sabélidos. Lo más destacable del muestreo de invierno del 2017 es que sólo se observaron restos de ejemplares de *Pinna nobilis* muertos, no detectándose ejemplares vivos en ninguna de las localidades de estudio. Entre los equinodermos las especies más abundantes son las holoturias y la estrella de mar *Echinaster sepositus*, aunque también está presente el equinoideo *Asterina pancerii*. 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</i> sp.
Puerto ₁₇	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Desaladora ₁₇	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp..
Desaladora ₁₇ S	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Urbanova ₁₇ N	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Urbanova ₁₇	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Arenales ₁₇	<i>P. oceanica</i>	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Puerto ₂₀	<i>P. oceanica</i>	<i>Asterina pancerii</i> <i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Desaladora ₂₀	<i>P. oceanica</i>	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Urbanova ₂₀	<i>P. oceanica</i>	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.

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	+	+	

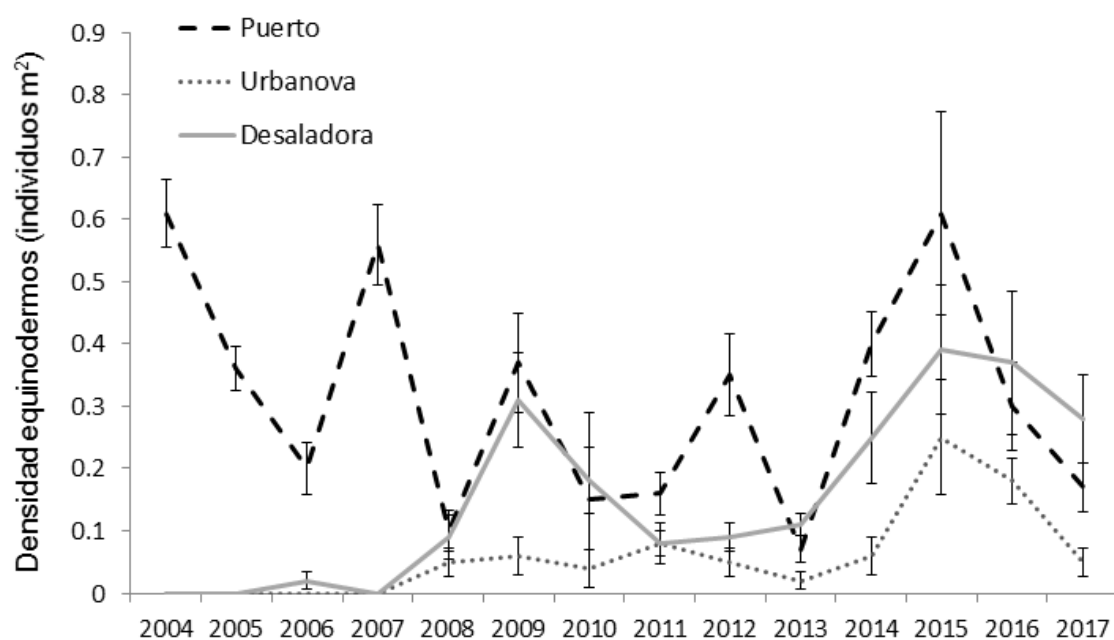


Figura 3.6. Evolución de la densidad media de equinodermos (número de individuos por m²) en tres localidades sobre pradera de *Posidonia oceanica* en invierno de los distintos años de estudio (2004-2017). Las barras representan el error típico.

En cuanto a la abundancia de equinodermos en este muestreo si se detectan diferencias significativas entre las distintas localidades, apareciendo en menores densidades en la localidad de Urbanova (Figura 3.6 y 3.7). Se sigue observando un incremento en la densidad de equinodermos en todas las localidades al compararse con los datos previos a la puesta en marcha de la desalinizadora (Tabla 3.5).

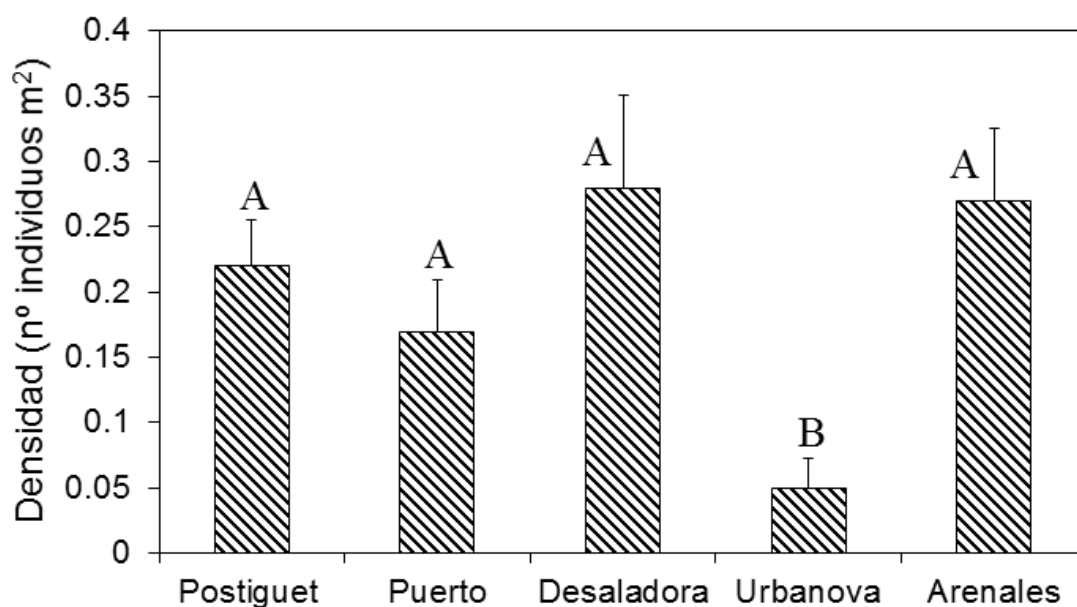


Figura 3.7. Densidad media de equinodermos (número de individuos por m²) en las cinco localidades de estudio sobre pradera de *Posidonia oceanica*. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

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 2017) 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	0.2081	16.13	***	2003<2017
	Localidad	2	0.1102	3.31	ns	
	AD*Localidad	2	0.0334	2.59	ns	
	Residual	54	0.0129			

3.3.- Sedimentos e infauna de fondos blandos en invierno del 2017

3.3.1. – Sedimentos

3.3.1.1.- Granulometría

La granulometría, según la clasificación de Wentworth, muestra como dominan las arenas finas en las estaciones A1, B3, C1 y estación C2 (Tabla 3.6). En las estaciones A2, A3, B2 y C3 también se detecta un alto contenido en arenas finas, pero en estas estaciones el sedimento presenta un mayor porcentaje de fango. Finalmente, en la estación B1 junto se detecta un mayor porcentaje del resto de tipos granulométricos.

Al comparar los valores obtenidos en la última campaña con los de las campañas anteriores, se observa que como la granulometría de las estaciones no muestra una alta variabilidad temporal. Únicamente en B3 se detecta un descenso en el contenido de fango, no atribuible a la presencia del vertido (Figura 3.8).

Esta situación queda reflejada en los diagramas triangulares (Figura 3.9). De modo que las estaciones mantienen una clasificación similar a la de campañas anteriores. Las más someras junto con C2 y B3 son clasificadas como arenas, mientras que el resto de estaciones se clasifican como arenas fangosas.

Tabla 3.6. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en el invierno del 2017.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Grava	0.07	9.71	3.16	10.96	6.96	8.10	0.73	7.12	4.35
Arena Gruesa	0.10	16.87	4.81	24.17	14.35	11.51	2.02	11.75	1.16
Arena Media	0.85	9.88	5.63	37.23	8.26	10.63	33.89	5.88	1.84
Arena Fina	94.58	38.16	50.55	13.62	43.62	67.90	46.94	61.36	55.22
Fango	4.40	25.38	35.85	14.02	26.81	1.85	16.42	13.90	37.43

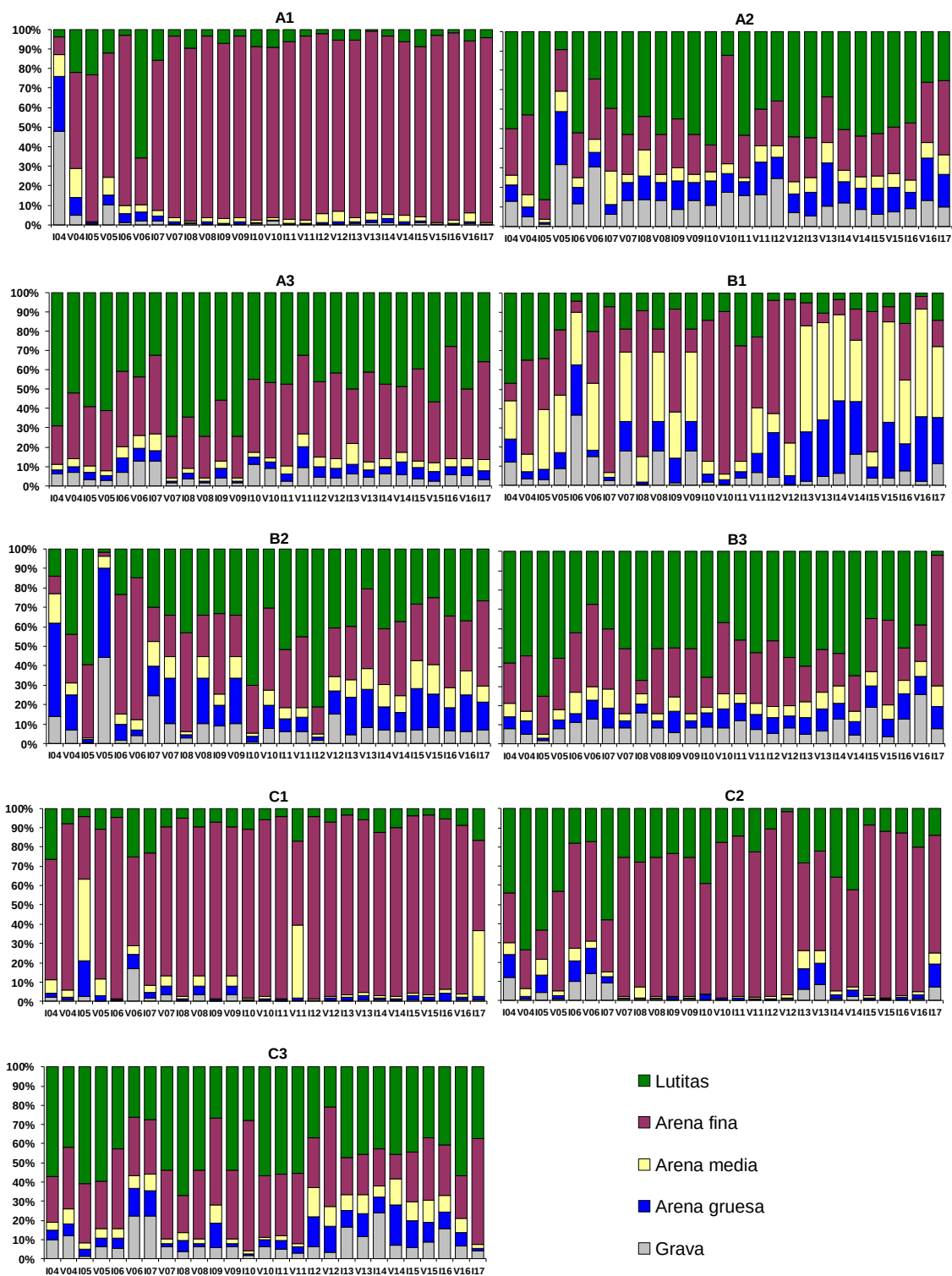


Figura 3.8. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 e invierno 2017.

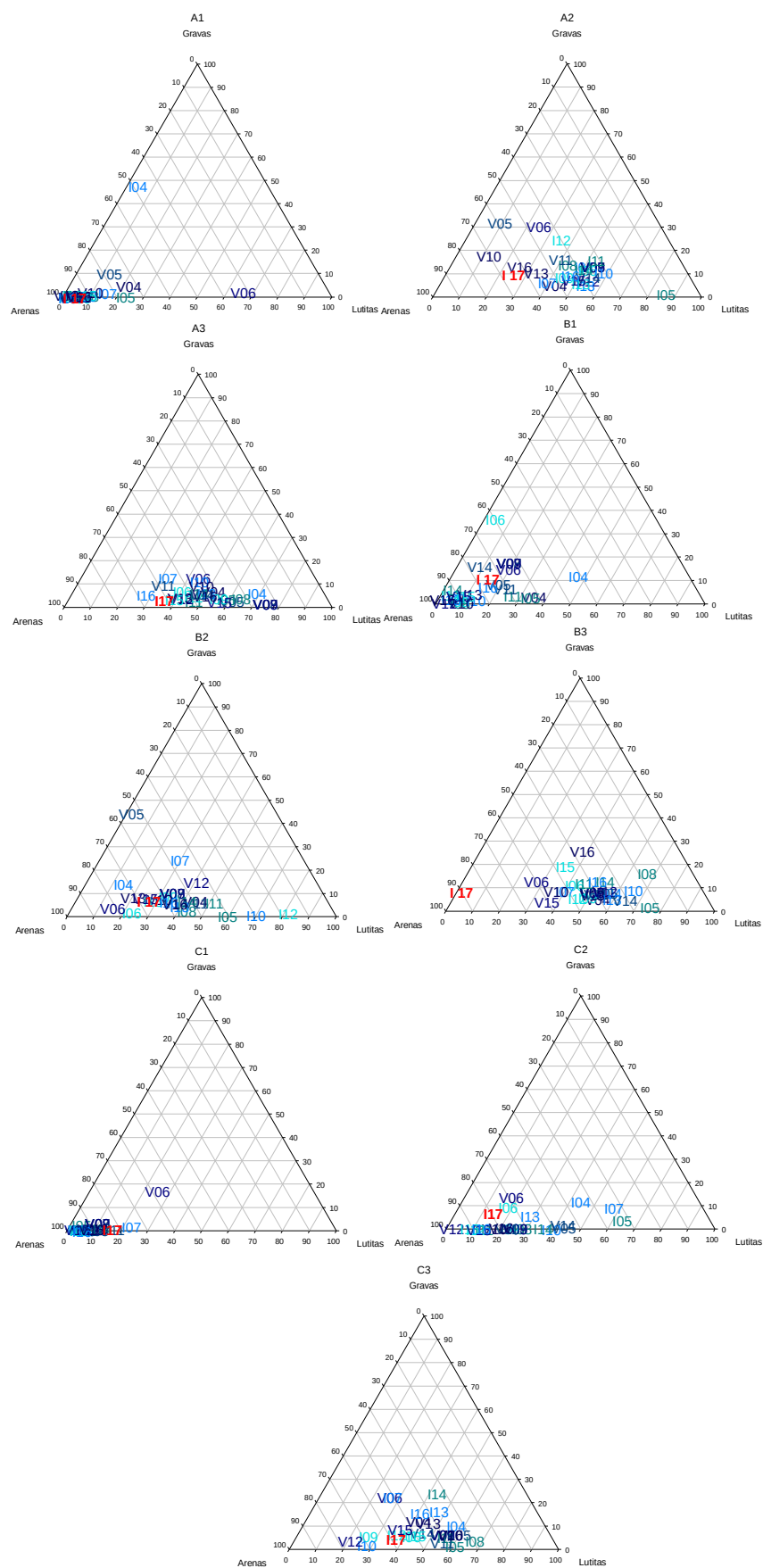


Figura 3.9. Diagramas triangulares de granulometría de cada una de las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 e invierno del 2017.

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

Los valores más bajos de porcentaje de materia orgánica se detectan en las estaciones A1 y C1, mientras que en las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad de los transectos A y A se obtienen mayores porcentajes, obteniéndose un valor máximo en B2 (Tabla 3.7). Esta situación es similar a la obtenida durante campañas anteriores, de modo que durante la campaña actual únicamente se detecta un descenso en la estación C3 (Figura 3.10).

Los valores más altos de pH se obtienen en la estación A3, mientras que en la estación C2 se obtiene el valor más ácido (Tabla 3.7). Con respecto a la campaña anterior, verano 2016, se detecta un incremento en el pH en la mayoría de las estaciones, obteniéndose valores similares a los obtenidos durante la campaña del invierno 2016. en A1, A2, B2, C1 y C2, mientras que en las estaciones A3, B3 y B1 se observa un ligero aumento (Figura 3.11).

Por lo que se refiere al potencial redox, en la estación A2 se obtiene el valor más negativo; mientras que en la estación A1 se detecta un valor positivo.

Tabla 3.7. Valores de % de materia orgánica, pH y potencial redox de cada una de las estaciones en el invierno del 2017.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
% mat.org.	1.91	6.29	7.06	3.28	7.96	7.31	1.03	4.27	3.79
pH	7.73	7.57	7.92	7.62	7.75	7.85	7.58	7.32	7.41
Potencial Redox	9.5	-198.8	-141.7	-15.8	-86.7	-185.3	-132.3	-171.9	-170.7

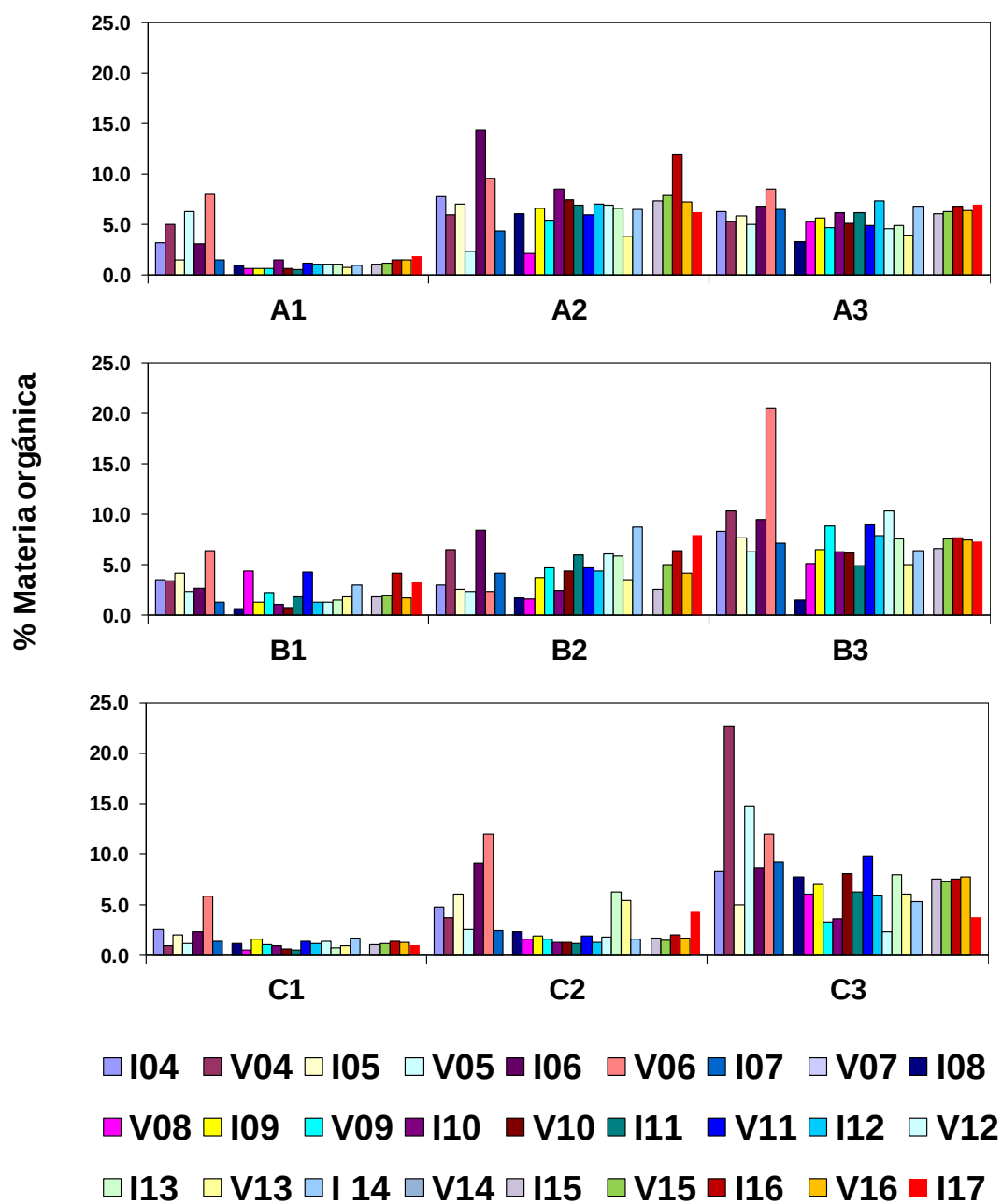


Figura 3.10. Valores de porcentaje de materia orgánica en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 e invierno 2017.

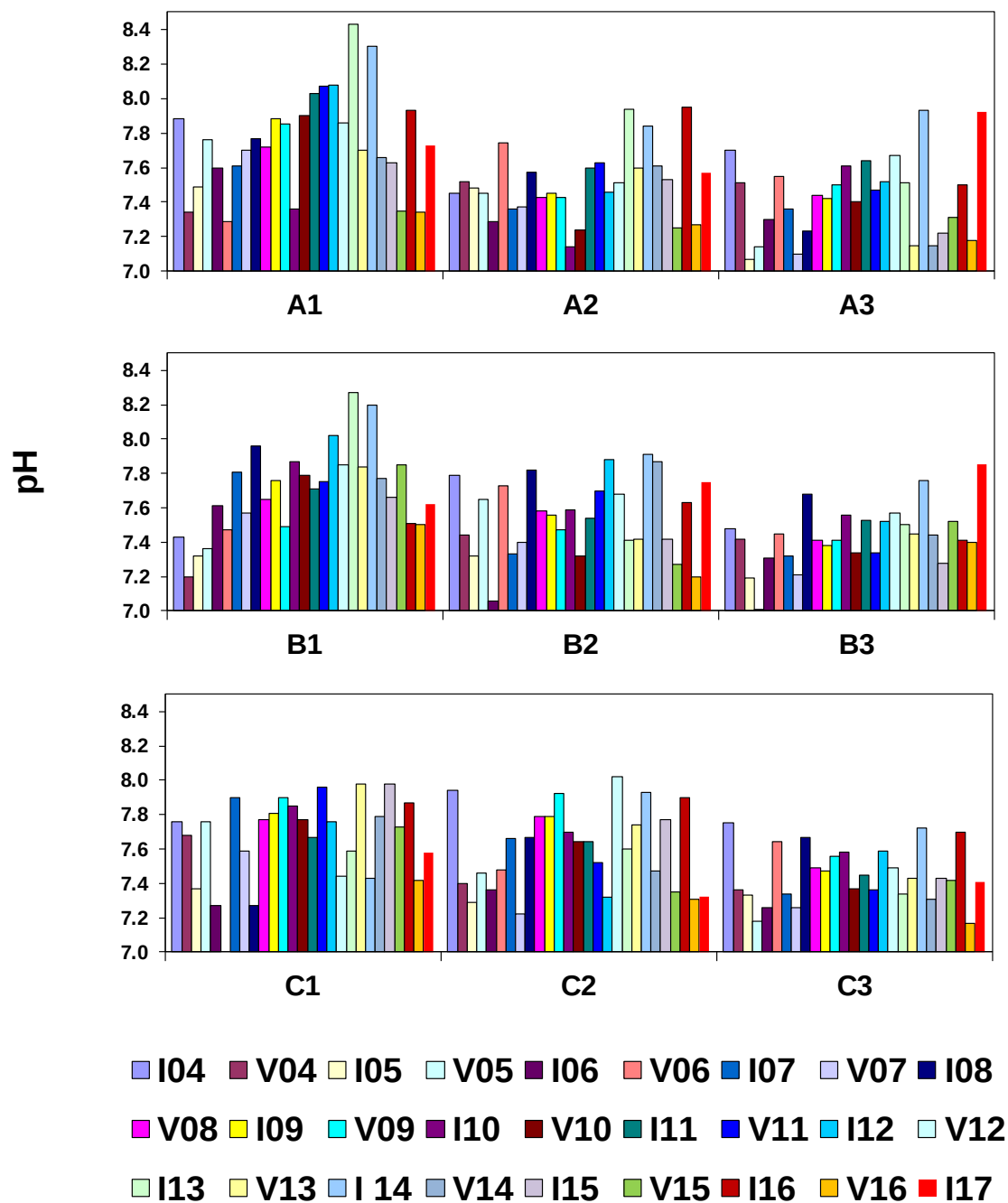


Figura 3.11. Valores de pH en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 e invierno del 2017.

3.3.2. – Estructura de la infauna asociada a fondos blandos

Se han analizado un total de 3640 individuos pertenecientes a 24 grupos taxonómicos. La comunidad está dominada por poliquetos (68.90%), detectándose también altas abundancias de bivalvos (14.97%) y anfípodos (4.34%) (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	6.6	0.0	6.6	6.6	0.0	0.0	0.0	6.6
Nemertea	6.6	59.3	0.0	6.6	59.3	98.8	32.9	52.7	59.3
Nematoda	72.4	85.6	105.3	59.3	59.3	85.6	32.9	26.3	72.4
Annelida Polychaeta	158.0	2442.8	1613.2	164.6	5221.4	3200.0	283.1	1033.7	2396.7
Oligochaeta	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0
Sipunculida	0.0	6.6	32.9	0.0	6.6	19.8	0.0	0.0	0.0
Crustacea Ostracoda	0.0	6.6	0.0	6.6	0.0	0.0	6.6	6.6	0.0
Copepoda	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Malacostraca Cumacea	13.2	6.6	26.3	26.3	6.6	0.0	13.2	0.0	46.1
Mysidacea	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	13.2	19.8
Tanaidacea	0.0	13.2	0.0	6.6	0.0	0.0	6.6	26.3	98.8
Isopoda	0.0	59.3	0.0	59.3	19.8	19.8	151.4	0.0	26.3
Amphipoda	32.9	105.3	223.9	92.2	151.4	131.7	85.6	85.6	131.7
Decapoda	0.0	72.4	46.1	32.9	6.6	39.5	0.0	13.2	19.8
Pycnogonida	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Mollusca Gastropoda	0.0	230.5	0.0	0.0	230.5	52.7	0.0	0.0	118.5
Bivalvia	79.0	421.4	276.5	46.1	1053.5	507.0	237.0	177.8	790.1
Polyplacophora	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6
Echinodermata Asteroidea	0.0	0.0	0.0	0.0	13.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Ophiuroidea	0.0	32.9	0.0	6.6	6.6	19.8	0.0	0.0	26.3
Echinoidea	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Holothuroidea	0.0	6.6	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	6.6
Cephalochordata	6.6	0.0	0.0	13.2	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0
Phoronida	0.0	0.0	0.0	0.0	13.2	0.0	0.0	0.0	6.6

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 las diferencias en abundancia entre transectos a 10 metros de profundidad, y a las menores abundancias detectadas en las estaciones más someras de cada transecto (Figura 3.12).

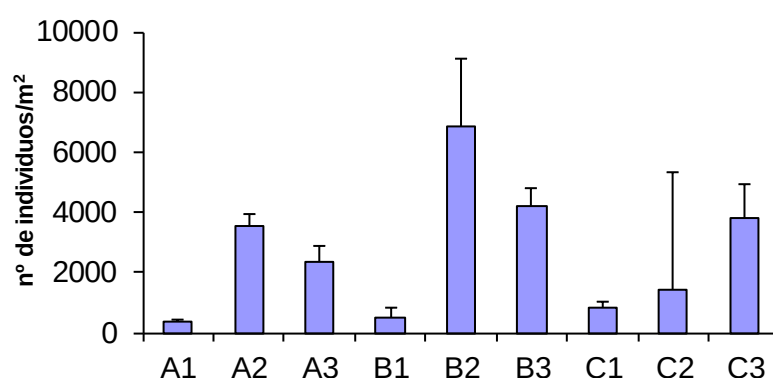


Figura 3.12. Abundancia media en las distintas estaciones.

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), debido a que se detecta un descenso en el transecto C a 10 metros de profundidad y en la estación más somera del transecto A. (Figura 3.13)

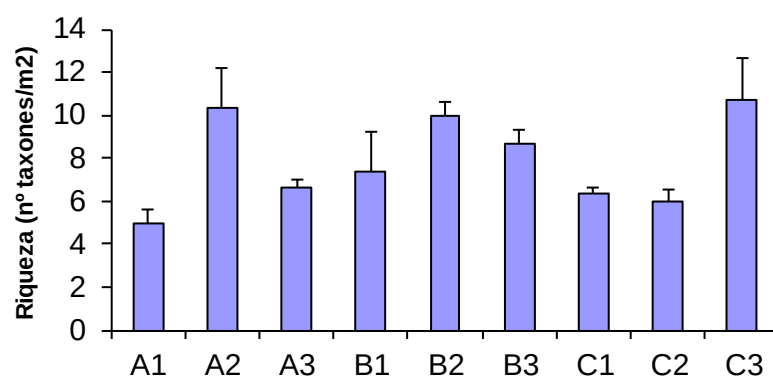


Figura 3.13. Nº grupos taxonómicos presentes en las distintas estaciones

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 50%, al igual que las estaciones más someras (Figura 3.14). De manera que se establece el grupo I formado por las estaciones situadas a 4 metros de profundidad y el grupo II formado por las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad.

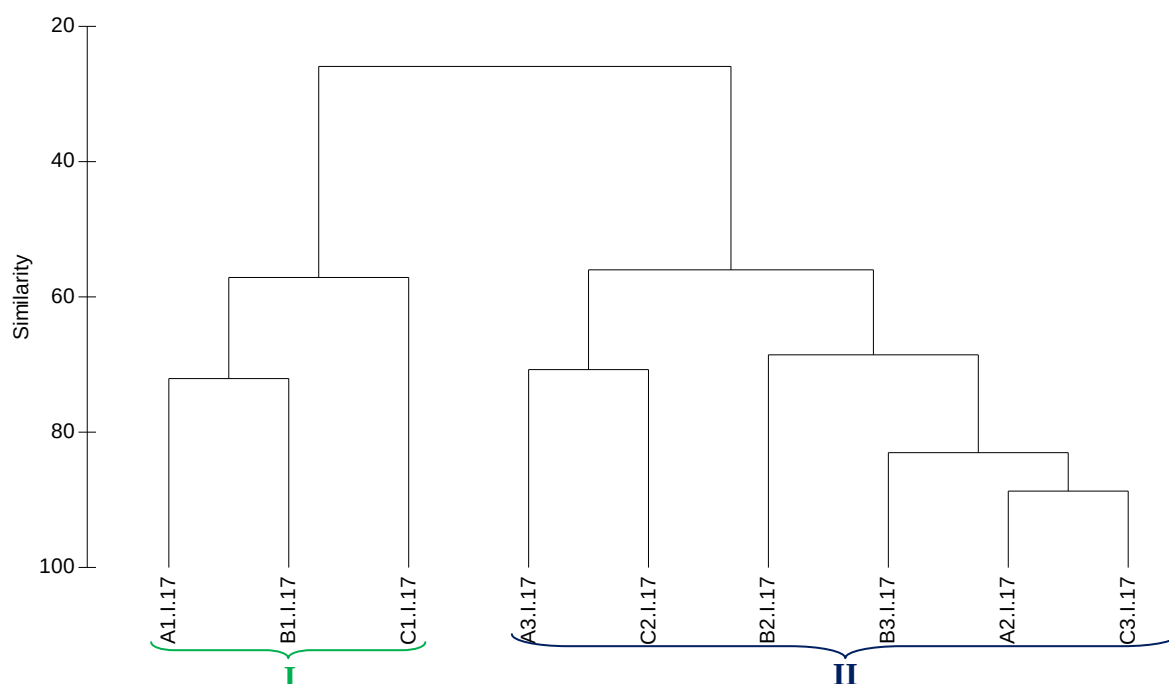


Figura 3.14. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación.

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

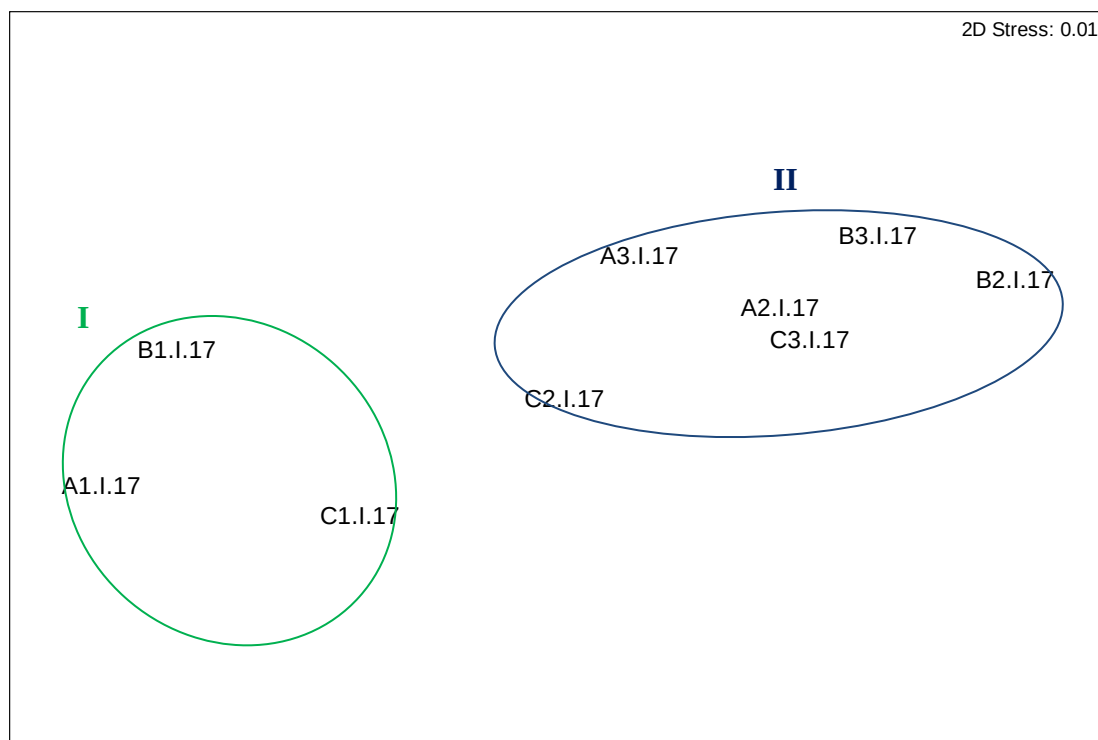


Figura 3.15. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos en cada una de las estaciones muestrales.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se han detectado diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.152$, con un nivel de significación de 0.76) pero sí entre profundidades ($R = 0.531$, con un nivel de significación de 0.036).

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, B1 y C1 (grupo I) y entre las estaciones situadas a 10 y 15 metros (grupo II) fue debida principalmente a poliquetos, el grupo taxonómico más abundante, aunque otros grupos que presentan altas abundancias (bivalvos y anfípodos) también contribuyeron a la formación de ambos grupos (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: 62.09%			
	Polychaeta	201.92	45.72
	Bivalvia	120.71	61.81
	Amphipoda	70.23	75.33
	Nematoda	54.87	87.91
	Isopoda	70.23	92.53
II			
SM: 65.27%			
	Polychaeta	2651.3	74.13
	Bivalvia	537.72	87.78
	Amphipoda	138.27	92.6

La disimilitud entre ambos grupos fue del 74.08%, debido principalmente a la mayor abundancia de poliquetos, gasterópodos, bivalvos y anfípodos detectada en las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad (Tabla 3.10).

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: 74.08				
	Polychaeta	201.92	2651.3	73.15
	Bivalvia	120.71	537.72	85.25
	Gastropoda	0	105.35	88.06
	Amphipoda	70.23	138.27	90.56

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, fangos, potencial redox y materia orgánica presenta una correlación significativa con la comunidad de infauna (Tabla 3.11). De estas variables, tanto el contenido de fango, como el potencial redox y el porcentaje de materia orgánica son parámetros que varían entre las estaciones más someras y el resto, de modo que los cambios en la comunidad de infauna se relacionan con su variabilidad.

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

Factores ambientales	Rho	P
Total	0.546	0.003
Granulometría	0.510	0.009
% gravas	0.052	0.35
% arenas gruesas	0.221	0.12
% arenas medias	0.347	0.052
% arenas finas	0.49	0.01
% fangos	0.576	0.005
Potencial Redox	0.706	0.005
Salinidad	0.075	0.313
Materia orgánica	0.536	0.016
pH	0.208	0.112

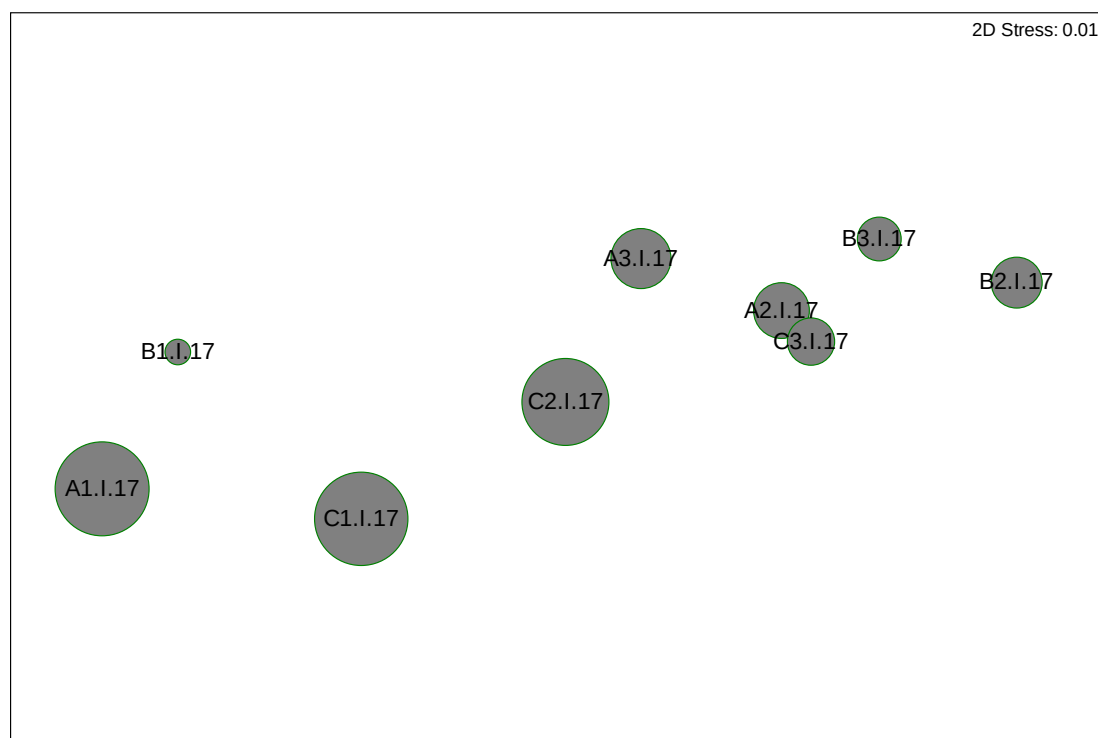


Figura 3.16. Representación bidimensional MDS para las abundancias de grupos taxonómicos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de arenas finas.

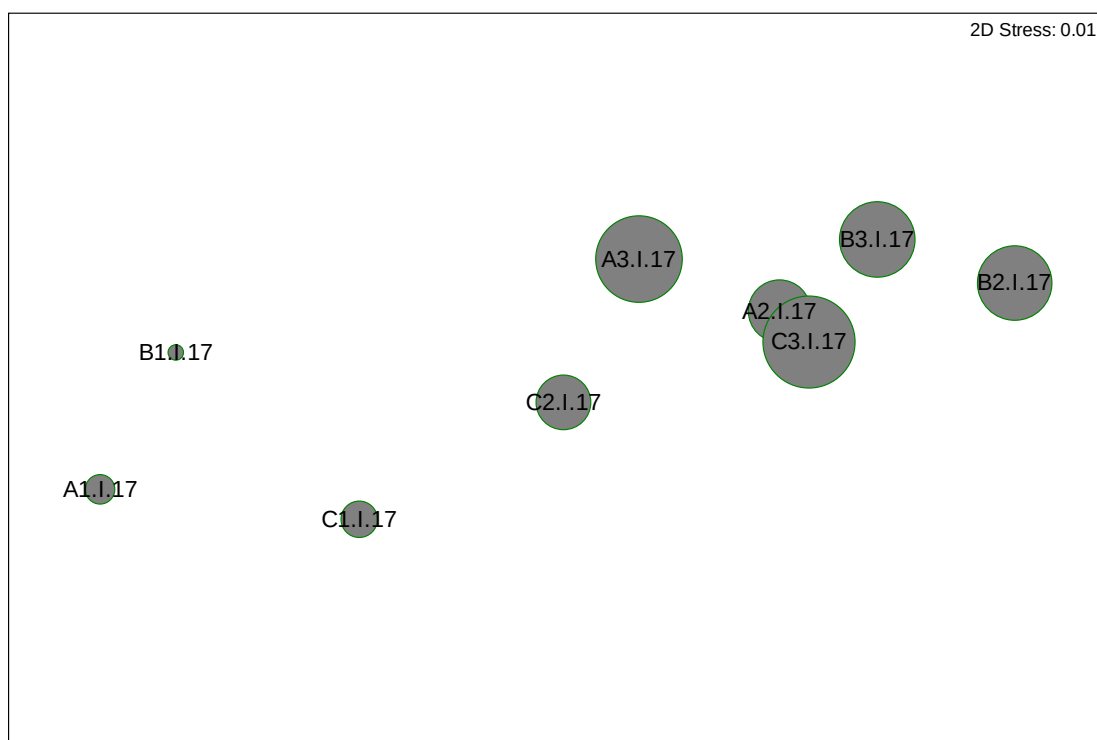


Figura 3.17. Representación bidimensional MDS para las abundancias de grupos taxonómicos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de fangos.

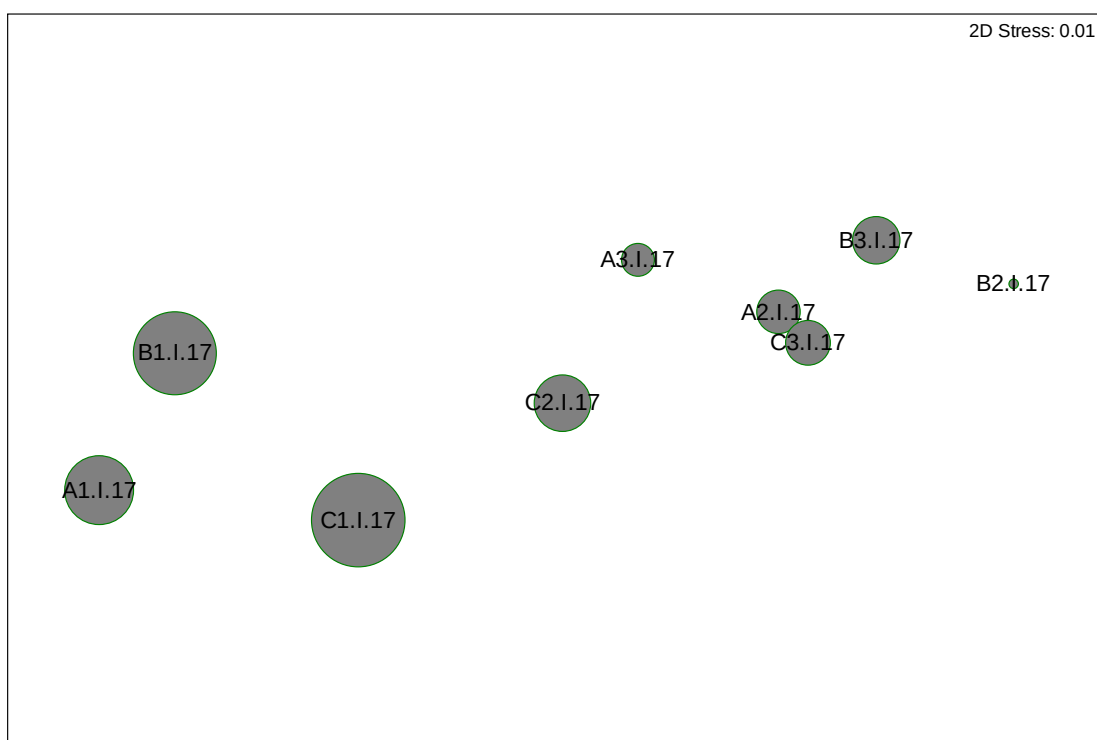


Figura 3.18. Representación bidimensional MDS para las abundancias de grupos taxonómicos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de potencial redox.

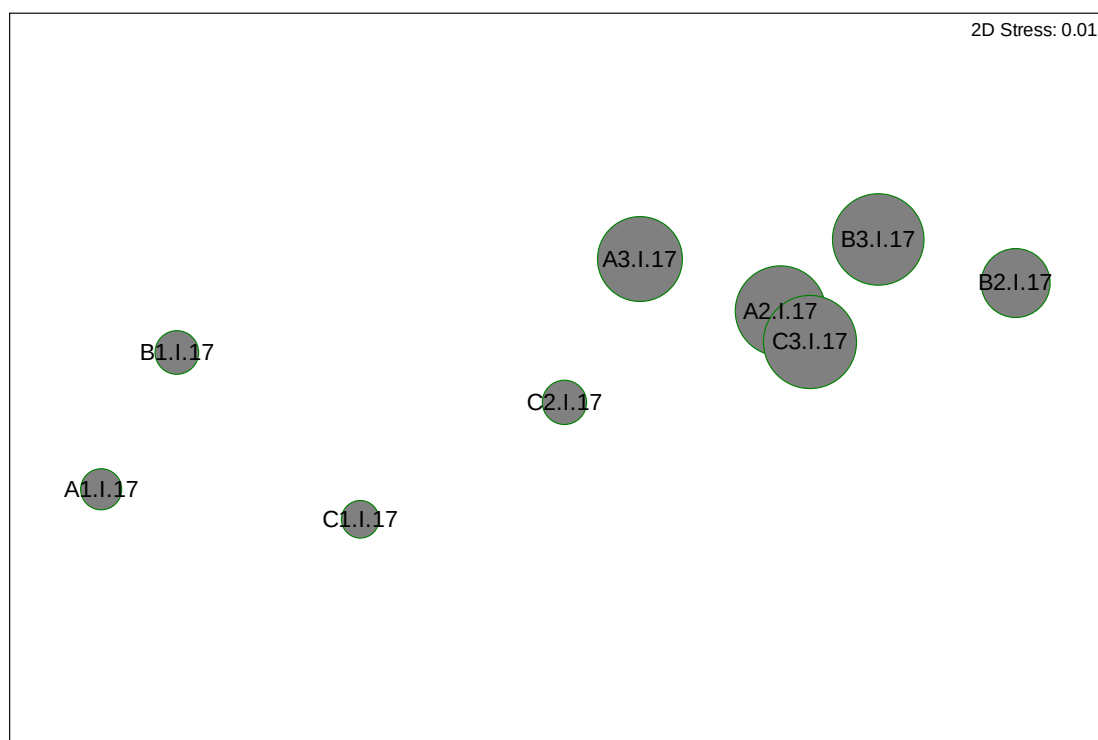


Figura 3.19. Representación bidimensional MDS para las abundancias de grupos taxonómicos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de porcentaje de materia orgánica.

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 y 2017. En la representación del dendrograma (Figura 3.20) se observa como la estación B1 de este año es similar a la situación obtenida durante los años 2007 y 2009.

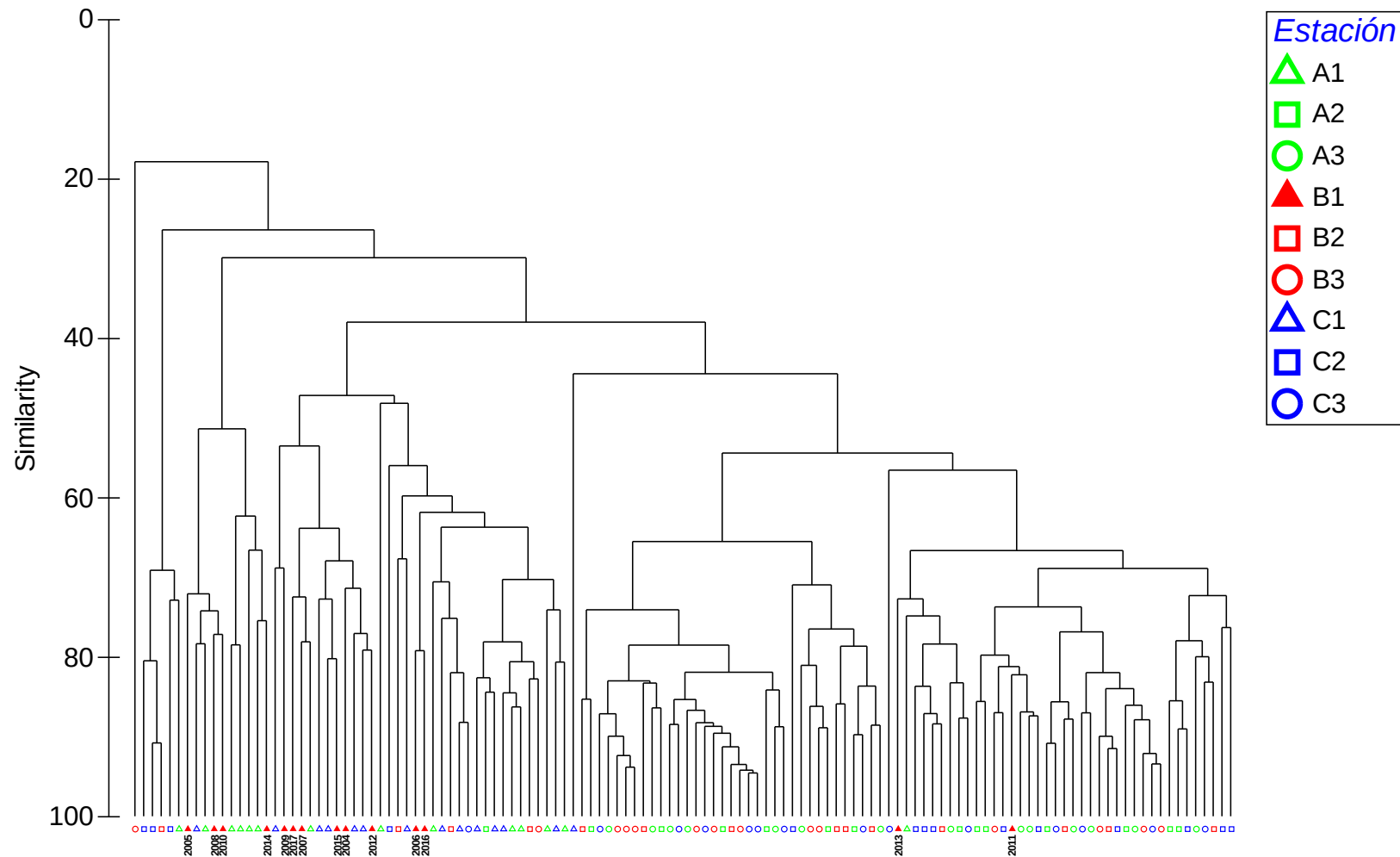


Figura 3.20. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación correspondiente a las campañas de invierno. Número indica año de la campaña para la estación B1 (2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 y 2017).

En la representación multiescalar (Figura 3.21) 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 al resto de estaciones.

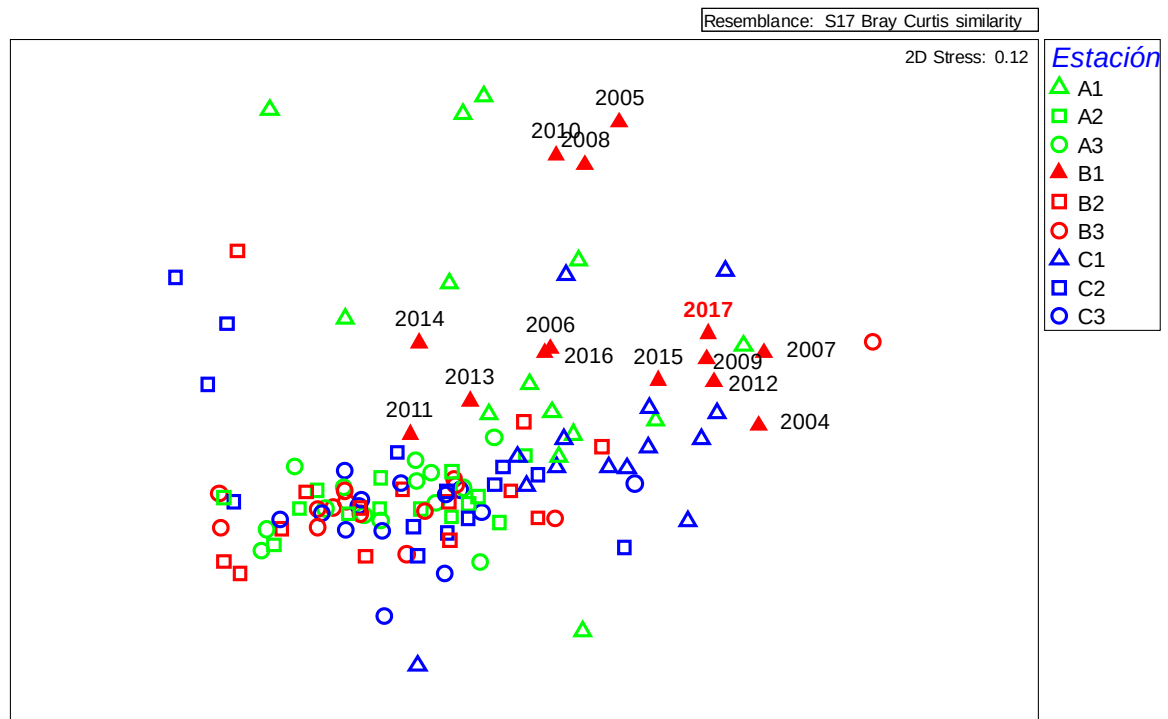


Figura 3.21. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos de cada estación correspondientes a las campañas de invierno del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 y 2017.

3.3.3. – Comunidad de poliquetos de fondos blandos en invierno de 2017

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	39.51	26.34	0.00	0.00	0.00
Aphroditidae	0.00	26.34	6.58	0.00	0.00	13.17	0.00	0.00	6.58
Capitellidae	0.00	302.88	237.04	0.00	164.61	316.05	13.17	26.34	256.79
Chaetopteridae	0.00	599.18	427.98	0.00	2581.07	1362.96	0.00	0.00	348.97
Cirratulidae	0.00	19.75	52.67	0.00	79.01	92.18	0.00	0.00	79.01
Dorvilleidae	0.00	79.01	0.00	26.34	59.26	59.26	0.00	0.00	59.26
Eunicidae	0.00	39.51	46.09	13.17	125.10	98.77	0.00	0.00	65.84
Flabelligeridae	0.00	46.09	26.34	0.00	19.75	39.51	0.00	0.00	26.34
Glyceridae	6.58	6.58	13.17	0.00	65.84	39.51	13.17	0.00	79.01
Gonianidae	0.00	0.00	0.00	32.92	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00
Hesionidae	0.00	32.92	19.75	13.17	0.00	6.58	0.00	6.58	26.34
Lumbrinereidae	0.00	13.17	39.51	0.00	0.00	6.58	0.00	26.34	26.34
Magelonidae	6.58	26.34	26.34	0.00	13.17	6.58	32.92	0.00	59.26
Maldanidae	0.00	92.18	19.75	0.00	348.97	111.93	6.58	13.17	111.93
Nepthyidae	19.75	6.58	32.92	0.00	39.51	19.75	72.43	46.09	131.69
Nereididae	0.00	46.09	0.00	0.00	6.58	19.75	0.00	0.00	0.00
Oeonidae	0.00	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Onuphidae	0.00	32.92	39.51	0.00	131.69	6.58	6.58	46.09	79.01
Opheliidae	0.00	0.00	0.00	52.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orbiniidae	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.58	19.75	0.00
Oweniidae	0.00	46.09	19.75	0.00	59.26	39.51	0.00	6.58	171.19
Paralacydoniidae	0.00	6.58	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Paraonidae	0.00	223.87	59.26	6.58	184.36	105.35	0.00	579.42	52.67
Pectinariidae	0.00	65.84	0.00	0.00	184.36	26.34	0.00	0.00	26.34
Pholidae	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Phyllodocidae	32.9	59.3	32.9	0.0	125.1	46.1	0.0	13.2	19.8
Pilargidae	0.0	32.9	79.0	0.0	59.3	72.4	0.0	6.6	85.6
Poecilochaetidae	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	39.5
Polyonidae	0.0	6.6	19.8	0.0	19.8	6.6	0.0	0.0	6.6
Sabellidae	0.0	19.8	6.6	0.0	13.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Sabellariidae	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00
Scalibregmatidae	0.00	151.44	39.51	0.00	158.02	190.95	0.00	0.00	92.18
Sigalionidae	6.58	19.75	13.17	0.00	0.00	32.92	46.09	46.09	19.75
Serpulidae	0.00	79.01	0.00	0.00	98.76	39.51	0.000	0.00	13.179
Spionidae	59.26	85.59	204.11	6.58	276.54	151.44	72.43	190.95	230.45
Syllidae	13.17	204.11	105.35	13.17	342.39	223.87	6.59	6.58	269.96
Terebellidae	0.00	32.92	6.58	0.00	26.34	26.34	0.00	0.00	13.17

Se han analizado un total de 2508 individuos pertenecientes a 37 familias de poliquetos en las muestras estudiadas. La familia más abundante ha sido Chaetopteridae, con 808

individuos representando aproximadamente el 32.22% de todos los individuos analizados, seguido de las familias Capitellidae, de los que se identificaron 200 individuos (9.8%); Spionidae, con 194 individuos (7.73%), la familia Paraonidae (184 individuos; 7.34%) y por último, la familia Syllidae, con 180 individuos (7.2%).

Las familias Spionidae y Syllidae aparecen en todas las estaciones estudiadas. Las familias Capitellidae y Paraonidae están presente en todas las estaciones, exceptuando las estaciones B1 y A1, y B1,C1, respectivamente. La familia Chaetopteridae sólo está presente en 5 de las 9 estaciones.

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 se han detectado diferencias significativas para la interacción de ambos factores (transecto y profundidad) ($p= 0.01218$). 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; junto a un descenso de abundancia en la estación localizada a 10 metros en el transecto C, respecto a los otros dos transectos

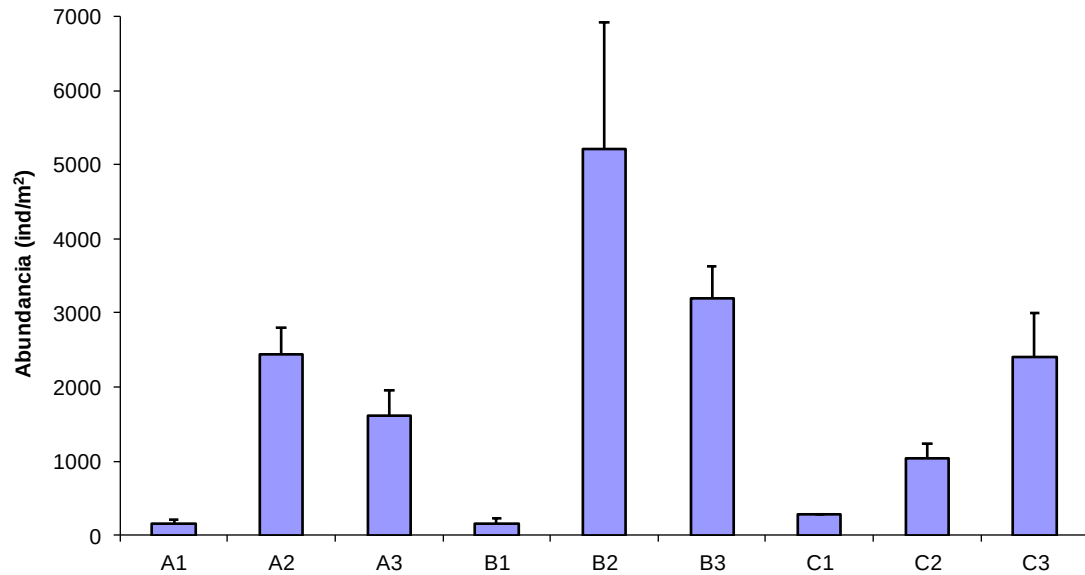


Figura 3.22. Abundancia media de poliquetos en cada una de las estaciones.

Al analizar la riqueza también se detectan diferencias significativas para la interacción ($p=0.00107$). 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, así como en la estación C2.

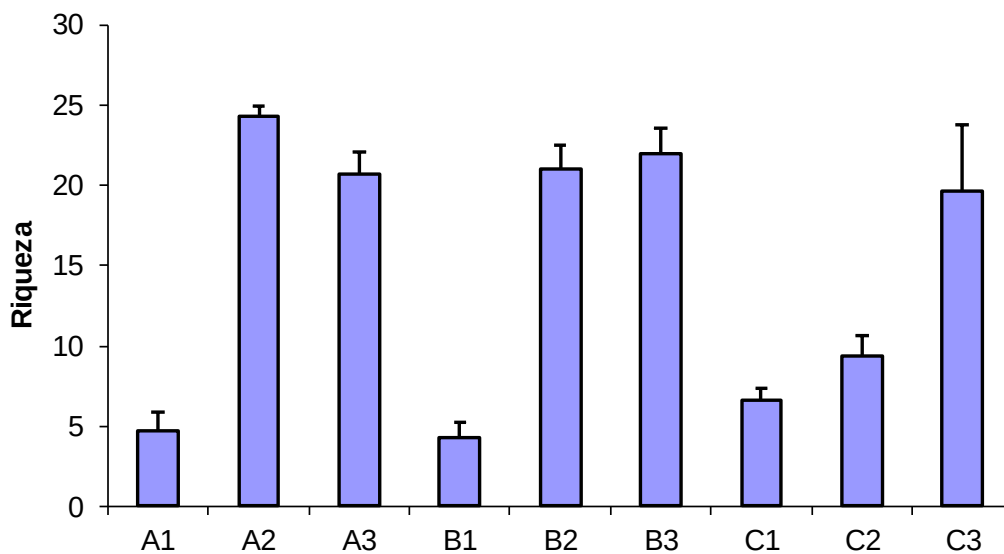


Figura 3.23. Número de familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

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 A, constituido por las estaciones profundas (B2, B3, A2, A3 y C3). Las estaciones someras C1 y A1 (similitud 50%) se agrupan con la estación C2, pero con un nivel de similitud de un 30%, mientras que la estación somera B1 se segrega tanto de las más profundas como del resto de las someras.

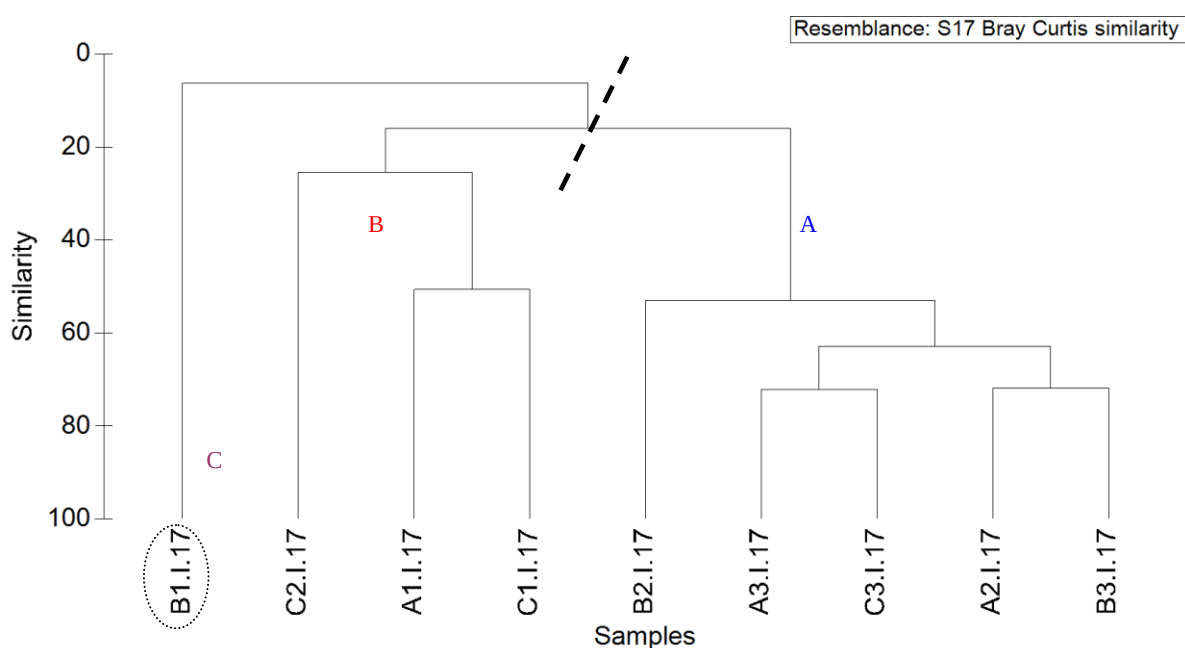


Figura 3.24. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

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; así como la heterogeneidad de la estación C2, respecto al resto de las estaciones profundas.

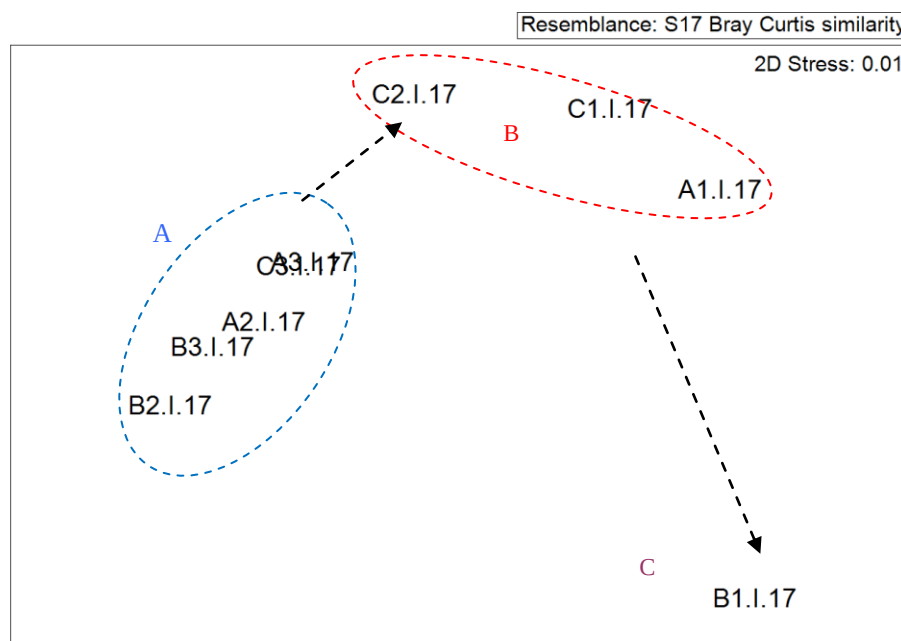


Figura 3.25. Representación bidimensional del MDS para las familias de poliquetos cada una de las estaciones.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se han detectado diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.045$, con un nivel de significación de 0.55) pero sí entre profundidades ($R = 0.424$, 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, Capitellidae, Syllidae y Spionidae contribuyen en el 60.07% de la similitud entre las estaciones del grupo A; estaciones más profundas (similitud de 60.79%). Las familias implicadas en la similitud entre las estaciones incluidas en el grupo B han sido Spionidae, Nepthyidae, Sigalionidae, Orbiniidae y Syllidae.

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: 60.79			
	Chaetopteridae	1064.03	28.64
	Capitellidae	255.47	42.00
	Syllidae	229.14	51.76
	Spionidae	189.63	60.07
B			
SM: 33.88			
	Spionidae	107.54	47.04
	Nepthyidae	46.09	66.00
	Sigalionidae	32.92	76.91
	Orbiniidae	13.17	83.01
	Syllidae	8.78	88.02

Las familias implicadas en la disimilitud detectada entre las estaciones someras respecto a las profundas han sido Chaetopteridae, Capitellidae, Paraonidae, Syllidae, Spionidae, Opheliidae, Nepthyidae, Gonianidae, Dorvilleidae y Sigalionidae. Dichas disimilitudes se deben principalmente al descenso de la abundancia de estas familias en las estaciones someras. Las familias Chaetopteridae, Capitellidae, Syllidae y Dorvilleidae dominan en las estaciones profundas mientras que, en la mayoría de las someras, junto a C2, domina la familia Sigalionidae. En cuanto a la estación B1, las principales diferencias vienen marcadas por el aumento de la abundancia de las familias Opheliidae y Gonianidae; detectándose un descenso acusado de la abundancia en el resto de las familias.

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: 83.99				
	Chaetopteridae	1064.03	0.00	32.55
	Capitellidae	255.47	13.17	42.25
	Paraonidae	125.1	193.14	50.42
	Syllidae	229.14	8.78	58.14
A / C				

DM: 95.02				
Chaetopteridae	1064.03	0.00	31.39	
Capitellidae	255.47	0.00	41.37	
Syllidae	229.14	13.17	48.72	
Spionidae	189.63	6.58	55.49	
Chaetopteridae	1064.03	0.00	31.39	
B/ C				
DM: 91.51				
Paraonidae	193.14	6.58	18.69	
Spionidae	107.54	6.58	35.6	
Opheliidae	0.00	52.67	47.43	
Nepthyidae	46.09	0.00	56.96	
Gonianidae	2.19	32.92	63.82	
Dorvilleidae	0.00	26.34	69.73	
Sigalionidae	32.92	0.00	75.63	

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 0.1% y con un $Rho = 0.806$ (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 gruesas, arenas medias, arenas finas y lutitas, la profundidad, la materia orgánica, el pH y el potencial redox; 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	0.806	0.001
Materia orgánica	0.358	0.029
pH	0.325	0.041
% gravas	-0.02	0.430
% A gruesa	0.553	0.022
% A media	0.656	0.007
%A fina	0.630	0.008
% fangos	0.501	0.009
Potencial redox	0.686	0.007
Salinidad	0.124	0.26
Profundidad	0.607	0.009

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; siendo estas las estaciones más reducidas. Sin embargo, en las estaciones más someras, principalmente A1 y C1; junto a C2, domina la fracción de arenas finas. Las arenas gruesas aumentan en las estaciones profundas, principalmente B2, B3, y A2; junto a la estación B1. En esta última estación dominan las arenas medias. Los mayores valores de Ph se detectan en las estaciones someras, junto a la estación B3.

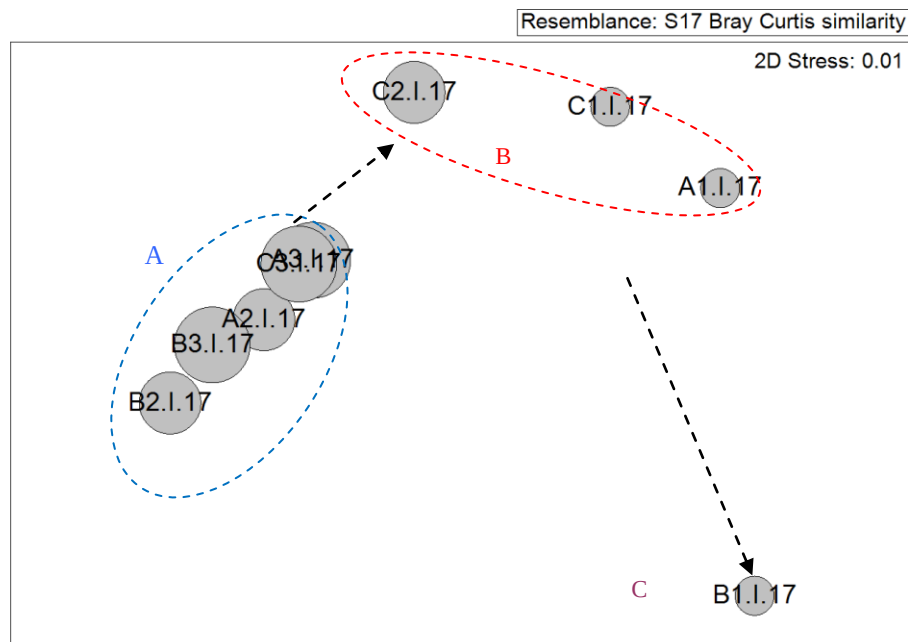


Figura 3.26. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento de profundidad.

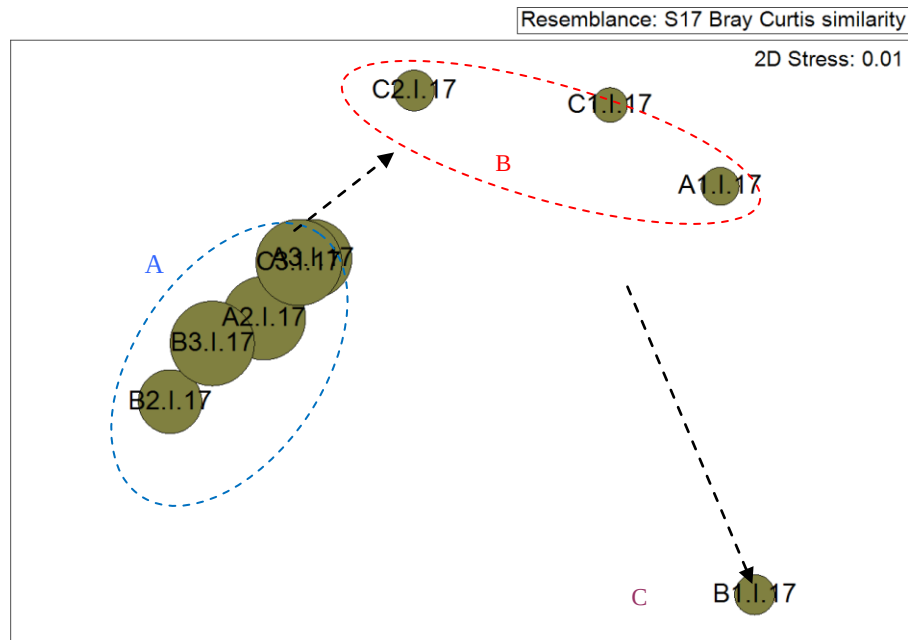


Figura 3.27. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de materia orgánica.

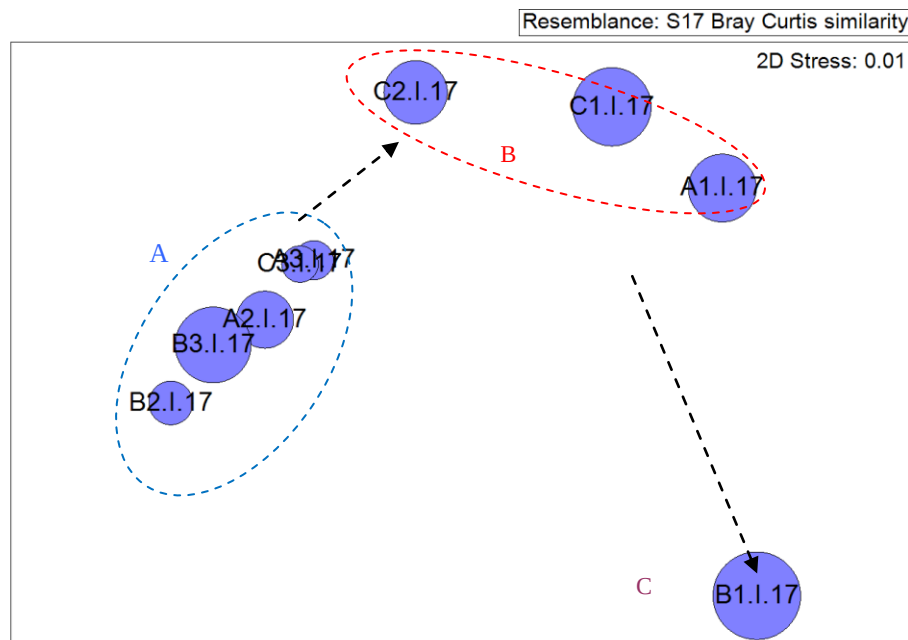


Figura 3.28. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento de los valores de pH.

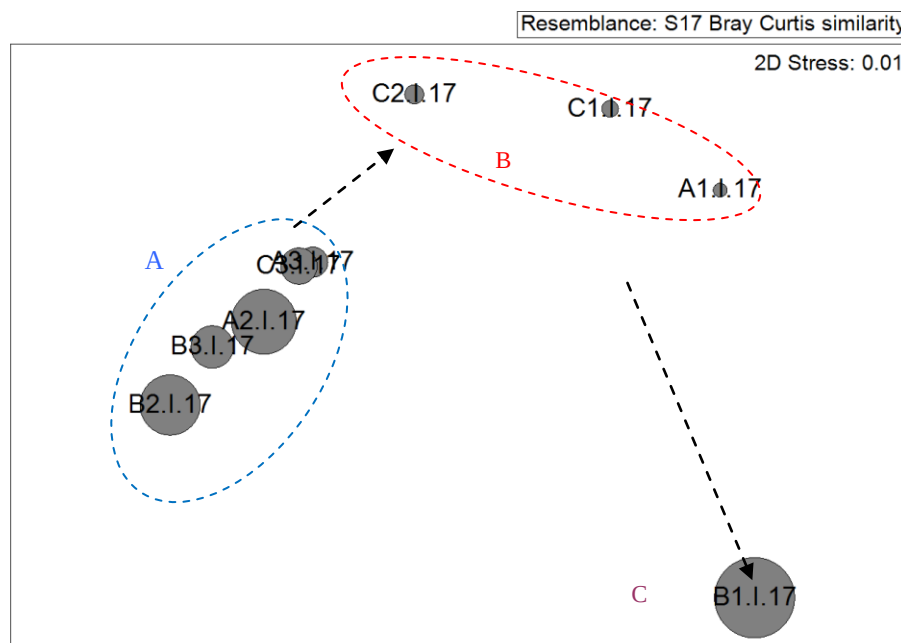


Figura 3.29. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de *A. gruesa*.

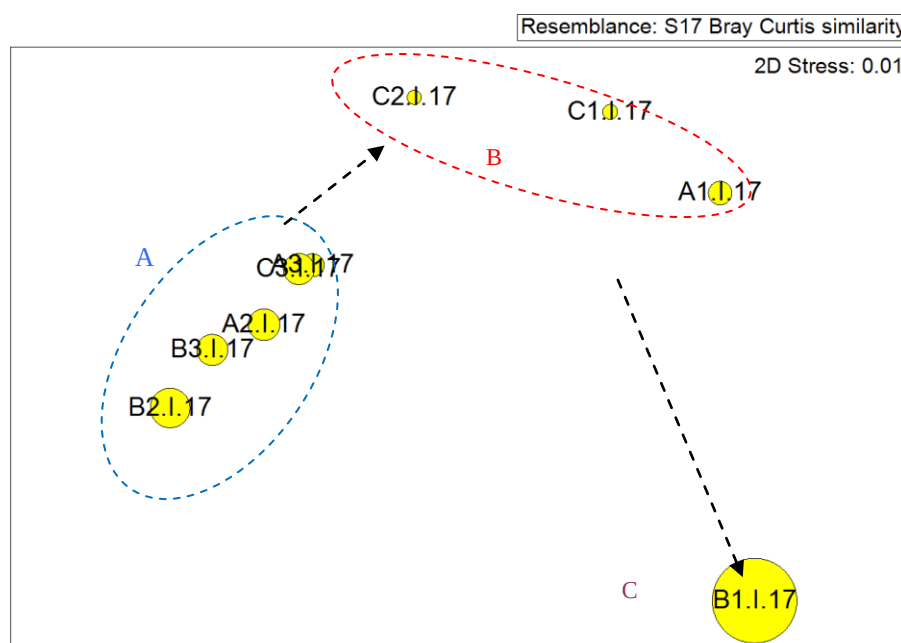


Figura 3.30. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de *A. media*.

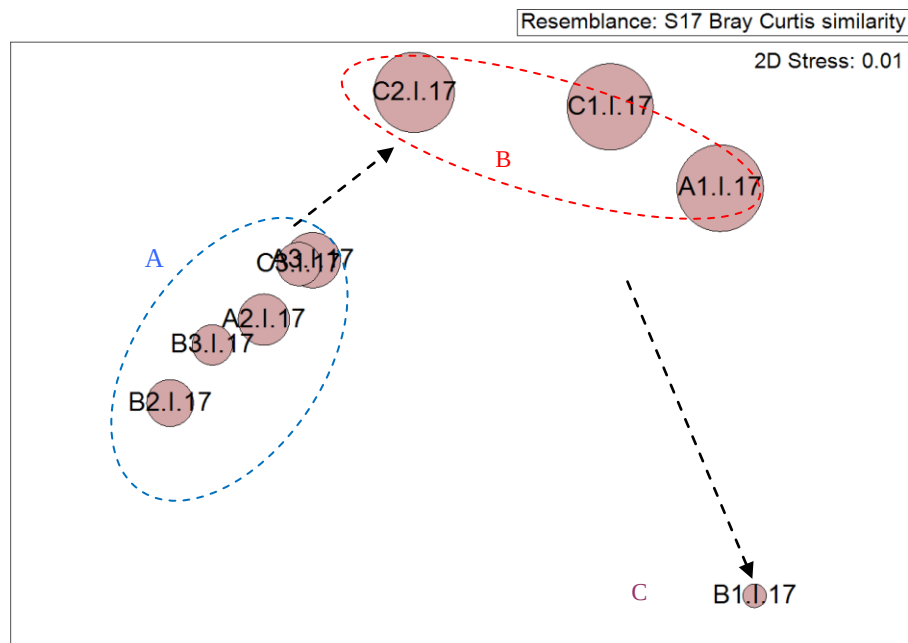


Figura 3.31. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de A.fina.

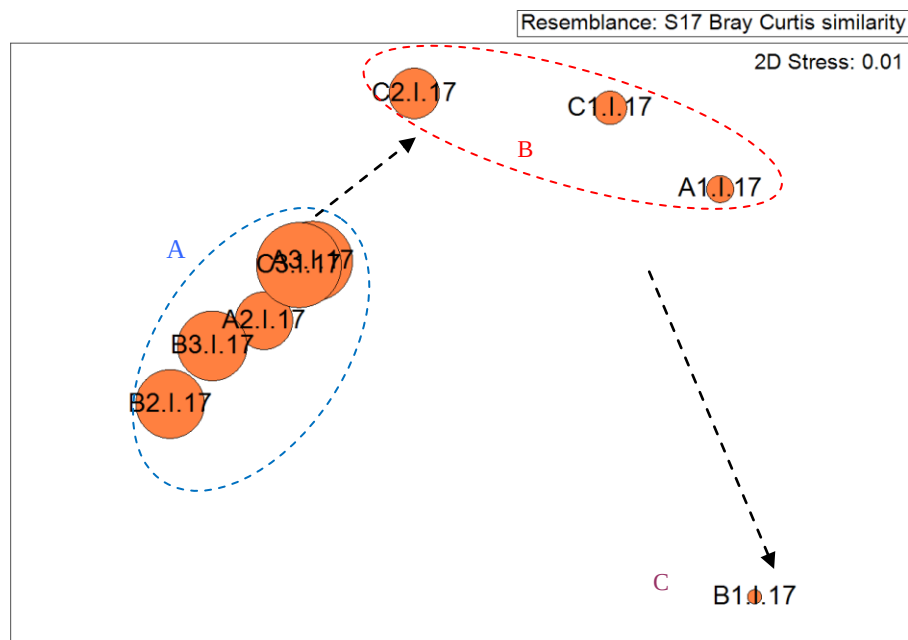


Figura 3.32. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento del porcentaje de lutitas.

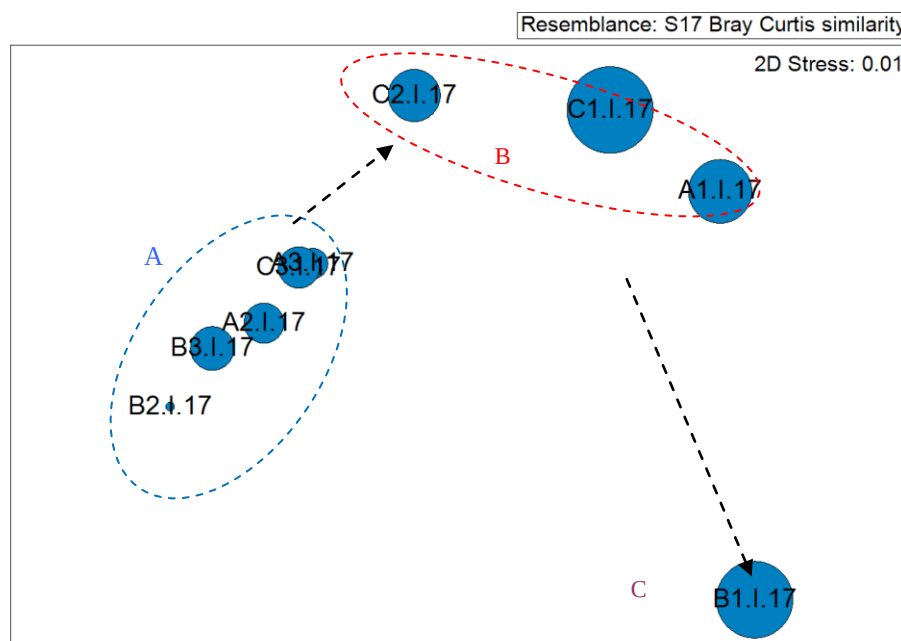


Figura 3.33. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al potencial redox.

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 2017. 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 2017, la estación B1 presenta una similitud algo mayor con la campaña de 2005, que con el resto de las campañas de muestreo; no superando el 30% 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.

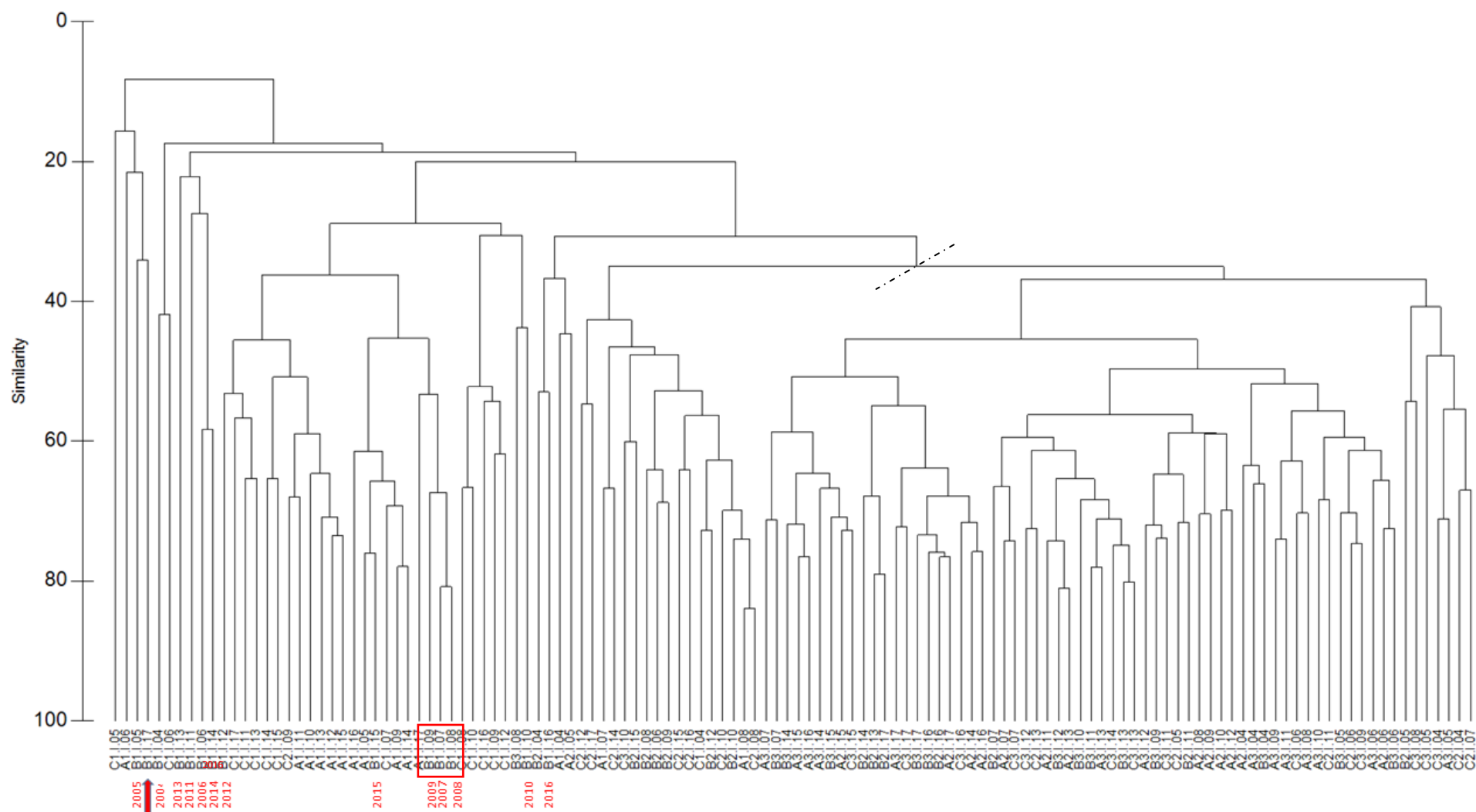


Figura 3.34. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas de invierno del 2004 al 2017. Remarcando la estación B1 durante las distintas campañas de muestreo.

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 2017 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.

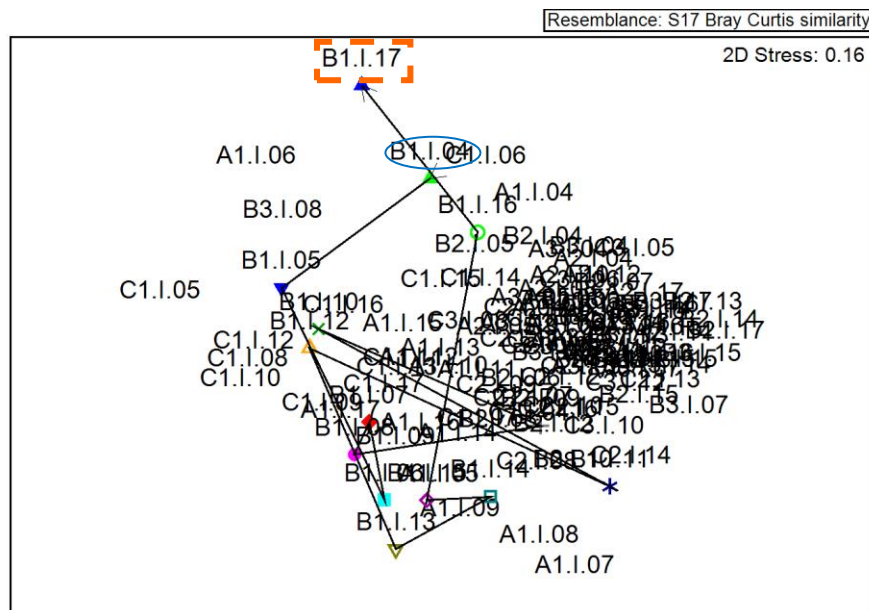


Figura 3.35. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas del invierno del 2004 al 2017.

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 3.36). 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. 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 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 3.36). 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 2017 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. 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.

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

			Nº de especies (spp./125m ²)	Abundancia (ind./125m ²)	Biomasa (g/125m ²)
Antes	Año	Impacto/Control			
	Mayo 2003	Impacto Control	2.8 $\pm$ 0.5 9.5 $\pm$ 0.5	30.4 $\pm$ 10.2 178.1 $\pm$ 49.0	227.8 $\pm$ 131.3 2854.4 $\pm$ 965.7
Después	Febrero 2004	Impacto Control	0.9 $\pm$ 0.4 6.3 $\pm$ 0.5	3.1 $\pm$ 2.2 164.3 $\pm$ 28.4	15.8 $\pm$ 8.4 3595.5 $\pm$ 579.3
	Abril 2005	Impacto Control	4.4 $\pm$ 0.8 8.8 $\pm$ 0.7	85.4 $\pm$ 43.8 260.0 $\pm$ 123.6	3501.1 $\pm$ 2028.9 15736.1 $\pm$ 10976.7
	Marzo 2006	Impacto Control	3.1 $\pm$ 1.0 7.9 $\pm$ 1.1	102.1 $\pm$ 31.5 308.3 $\pm$ 50.5	1894.1 $\pm$ 594.1 8086.2 $\pm$ 1810.9
	Febrero 2007	Impacto Control	0.8 $\pm$ 0.3 1.9 $\pm$ 0.2	5.5 $\pm$ 3.6 19.6 $\pm$ 2.7	227.0 $\pm$ 184.3 430.5 $\pm$ 63.9
	Julio 2008	Impacto Control	2.1 $\pm$ 0.6 3.0 $\pm$ 0.7	11.9 $\pm$ 4.9 29.4 $\pm$ 13.5	102.6 $\pm$ 37.9 268.3 $\pm$ 104.6
	Abril 2009	Impacto Control	1.9 $\pm$ 0.6 6.4 $\pm$ 0.6	10.3 $\pm$ 5.7 34.3 $\pm$ 8.9	224.6 $\pm$ 109.1 786.1 $\pm$ 104.1
	Marzo 2010	Impacto Control	2.1 $\pm$ 1.0 6.9 $\pm$ 0.8	7.0 $\pm$ 4.1 68.0 $\pm$ 9.4	186.5 $\pm$ 124.1 1623.6 $\pm$ 226.9
	Agosto 2010	Impacto Control	3.0 $\pm$ 1.1 8.5 $\pm$ 0.8	17.8 $\pm$ 10.8 106.3 $\pm$ 22.1	244.0 $\pm$ 127.1 1 223.5 $\pm$ 234.3
	Febrero 2011	Impacto Control	0.1 $\pm$ 0.1 6.9 $\pm$ 0.4	0.1 $\pm$ 0.1 63.0 $\pm$ 10.2	3.3 $\pm$ 3.3 2 074.3 $\pm$ 315.6
	Julio 2011	Impacto Control	0.3 $\pm$ 0.2 6.8 $\pm$ 0.3	0.3 $\pm$ 0.2 64.8 $\pm$ 10.9	5.5 $\pm$ 5.2 1 491.9 $\pm$ 320.9
	Marzo 2012	Impacto Control	1.4 $\pm$ 0.4 6.6 $\pm$ 0.4	1.0 $\pm$ 0.9 46.0 $\pm$ 4.6	26.6 $\pm$ 20.6 1 253.8 $\pm$ 109.5
	Agosto 2012	Impacto Control	2.0 $\pm$ 0.8 8.8 $\pm$ 0.5	12.1 $\pm$ 7.3 122.0 $\pm$ 24.9	78.2 $\pm$ 49.5 1 957.9 $\pm$ 491.1
	Marzo 2013	Impacto Control	0.0 $\pm$ 0.0 3.9 $\pm$ 0.4	0.0 $\pm$ 0.0 30.1 $\pm$ 6.4	0.0 $\pm$ 0.0 741.4 $\pm$ 201.1
	Julio 2013	Impacto Control	0.1 $\pm$ 0.1 6.3 $\pm$ 0.8	0.1 $\pm$ 0.1 85.3 $\pm$ 26.2	3.9 $\pm$ 3.9 2 816.6 $\pm$ 884.0
	Marzo 2014	Impacto Control	1.3 $\pm$ 0.3 7.0 $\pm$ 0.5	1.0 $\pm$ 1.0 76.8 $\pm$ 11.7	13.6 $\pm$ 13.6 1 492.3 $\pm$ 232.5
	Julio 2014	Impacto Control	3.0 $\pm$ 0.8 9.1 $\pm$ 1.0	43.1 $\pm$ 18.1 97.5 $\pm$ 9.6	355.0 $\pm$ 189.1 2 664.0 $\pm$ 380.9
	Marzo 2015	Impacto Control	1.5 $\pm$ 0.5 8.6 $\pm$ 0.9	2.8 $\pm$ 2.5 82.0 $\pm$ 10.2	107.7 $\pm$ 102.0 3 235.7 $\pm$ 608.7
	Julio 2015	Impacto Control	1.9 $\pm$ 0.6 6.6 $\pm$ 0.9	3.0 $\pm$ 2.3 86.8 $\pm$ 40.0	236.9 $\pm$ 161.3 2 906.7 $\pm$ 1 217.3
	Marzo 2016	Impacto Control	2.0 $\pm$ 0.7 4.6 $\pm$ 0.5	3.1 $\pm$ 2.4 23.3 $\pm$ 3.4	46.7 $\pm$ 35.1 591.5 $\pm$ 81.1
	Julio 2016	Impacto Control	2.9 $\pm$ 0.5 7.3 $\pm$ 1.0	8.8 $\pm$ 3.1 83.3 $\pm$ 24.3	121.7 $\pm$ 38.5 1 406.7 $\pm$ 435.2
	Marzo 2017	Impacto Control	2.0 $\pm$ 0.5 4.3 $\pm$ 0.5	2.1 $\pm$ 1.0 26.1 $\pm$ 3.7	64.3 $\pm$ 29.0 567.8 $\pm$ 130.1

En el muestreo de invierno del 2017 se observaron un total de 13 especies (Tabla 3.18). A pesar de que 11 de estas especies fueron observadas en la localidad control, en la zona impactada sólo aparecieron 6 especies (*Coris julis*, *Diplodus annularis*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *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 2017 la especie más abundante en la zona afectada por el vertido fue *Diplodus sargus*. Por otro lado, *Diplodus vulgaris* fue la especie que presentó los valores de abundancia más altos en la localidad control.

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.

4. Fuentes de variación	Nº de especies			Abundancia		Biomasa		5. F versus
	g. l.	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	
Ti	21	30.206	4.08***	39816.85	2.739*	20.216	3.43***	Ti×Si(IC)
IC	1	2018.889	3215.60***	527930.18	259.332*	1894.079	1101.47**	Si(IC)
Ti×IC	21	12.389	1.67	11487.73	0.790	13.826	2.35**	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	0.628	0.23	2035.73	0.514	1.720	0.68	Residual
Ti×Si(IC)	42	7.402	2.80***	14534.95	3.672**	5.880	2.34***	Residual
Residual	264	2.643		3958.09		2.512		
Transform.		-		$-\varpi$		Ln(x+1)		

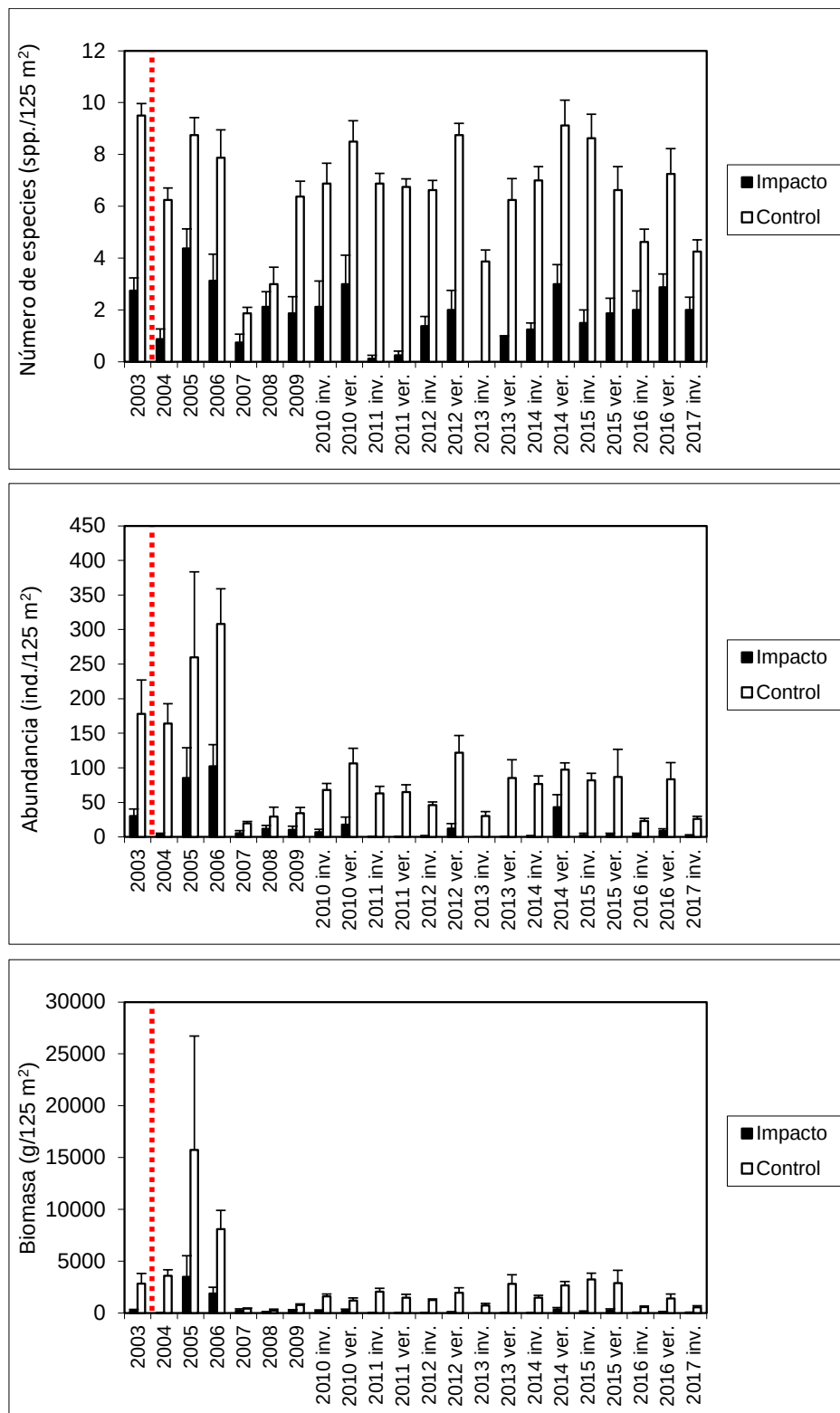


Figura 3.36. Variables del poblamiento de peces ($\pm$ error estándar) antes (2003) y después de iniciarse el vertido (2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 invierno, 2010 verano, 2011 invierno, 2011 verano, 2012 invierno, 2012 verano, 2013 invierno, 2013 verano, 2014 invierno, 2014 verano, 2015 invierno, 2015 verano, 2016 invierno, 2016 verano y 2017 invierno).

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 2016		Marzo 2017	
	Impacto	Control	Impacto	Control	Impacto	Control
<i>Boops boops</i>	0	4.1 $\pm$ 2.6	0.4 $\pm$ 0.4	32.0 $\pm$ 18.7	0	0
<i>Chromis chromis</i>	0	0	0	0.8 $\pm$ 0.5	0	2.9 $\pm$ 2.7
<i>Coris julis</i>	0.1 $\pm$ 0.1	1.0 $\pm$ 0.5	1.5 $\pm$ 0.8	0	0.1 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.5
<i>Diplodus annularis</i>	4.6 $\pm$ 3.5	44.9 $\pm$ 19.4	0.5 $\pm$ 0.3	2.1 $\pm$ 0.6	0.1 $\pm$ 0.1	3.4 $\pm$ 1.0
<i>Diplodus cervinus</i>	0	0	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0
<i>Diplodus puntazo</i>	0	0	0	0.3 $\pm$ 0.2	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	0.9 $\pm$ 0.5	7.3 $\pm$ 2.8	0	2.4 $\pm$ 0.6	0.4 $\pm$ 0.2	5.4 $\pm$ 2.4
<i>Diplodus vulgaris</i>	19.9 $\pm$ 7.2	64.0 $\pm$ 22.6	2.5 $\pm$ 0.8	18.4 $\pm$ 3.4	1.0 $\pm$ 0.5	12.5 $\pm$ 3.8
<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	0	0.1 $\pm$ 0.1
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0.3 $\pm$ 0.3	0	0.4 $\pm$ 0.2	0	0
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0.5 $\pm$ 0.3	0	0
<i>Oblada melanura</i>	0	2.8 $\pm$ 0.6	0	22.5 $\pm$ 8.7	0	0
<i>Pagrus auriga</i>	0	0.1 $\pm$ 0.1	0.1 $\pm$ 0.1	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	3.1 $\pm$ 3.0	6.0 $\pm$ 1.8	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0
<i>Sarpa salpa</i>	0	38.1 $\pm$ 21.4	0	0	0	0.1 $\pm$ 0.1
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0	0	0
<i>Serranus scriba</i>	0	0.3 $\pm$ 0.2	0.4 $\pm$ 0.2	0.4 $\pm$ 0.3	0.3 $\pm$ 0.2	0.1 $\pm$ 0.1
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0	0	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0
<i>Symphodus cinereus</i>	0.1 $\pm$ 0.1	0	0	0	0.3 $\pm$ 0.2	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	3.3 $\pm$ 2.2	2.4 $\pm$ 0.7	0	0
<i>Symphodus roissali</i>	0.3 $\pm$ 0.2	0.6 $\pm$ 0.3	0.1 $\pm$ 0.1	0.4 $\pm$ 0.2	0	0.1 $\pm$ 0.1
<i>Symphodus rostratus</i>	0	0	0	0	0	0.1 $\pm$ 0.1
<i>Symphodus tinca</i>	0.1 $\pm$ 0.1	2.8 $\pm$ 0.8	0	0.3 $\pm$ 0.2	0	0.6 $\pm$ 0.4
<i>Thalassoma pavo</i>	0	1.0 $\pm$ 0.4	0	0.3 $\pm$ 0.2	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*, *Oblada melanura*, *Sarpa salpa* y *Diplodus sargus* por ser las más importantes (Tablas 3.19 y 3.20). Sólo estas cuatro especies representaron el 72.52% de la disimilitud observada entre la localidad impactada y la control.

Tabla 3.19. Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto a los dos tratamientos. SM: similitud media entre cada tratamiento; AM: abundancia media; %: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); %acu: porcentaje acumulado.

	AM	%	%acu		AM	%	%acu
Impacto				Control			
SM=4.25				SM=30.61			
<i>D. vulgaris</i>	2.82	46.19	46.19	<i>D. vulgaris</i>	19.70	37.32	37.32
<i>D. sargus</i>	2.92	24.01	70.20	<i>D. sargus</i>	11.30	21.35	58.67
<i>D. annularis</i>	0.91	8.30	78.51	<i>O. melanura</i>	15.20	14.98	73.65
<i>S. scriba</i>	0.18	6.68	85.19	<i>S. salpa</i>	21.61	11.71	85.37
<i>C. julis</i>	0.33	4.99	90.17	<i>D. annularis</i>	5.60	8.13	93.49

Tabla 3.20. 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=92.77)	Abundancia media Impacto	Abundancia media Control	Porcentaje	Porcentaje acumulado
<i>D. vulgaris</i>	2.82	19.70	22.86	22.86
<i>O. melanura</i>	1.20	15.20	16.71	39.57
<i>S. salpa</i>	3.62	21.61	16.67	56.24
<i>D. sargus</i>	2.92	11.30	16.28	72.52
<i>D. annularis</i>	0.91	5.60	7.88	80.40
<i>B. boops</i>	2.47	6.72	5.73	86.13
<i>S. tinca</i>	0.09	2.21	3.61	89.75
<i>S. ocellatus</i>	0.73	0.74	1.75	91.50

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 3.21). 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. Por otro lado, para *Sarpa salpa*, las diferencias significativas se detectaron en 2003, 2004, 2006, y veranos de 2012 y 2015. Finalmente, la abundancia de *Diplodus vulgaris* fue significativamente mayor en el control únicamente durante 2003, 2006, y veranos de 2011 y 2014.

Tabla 3.21. 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: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

6. Fuentes de variación		7. <i>D. sargus</i>			8. <i>D. vulgaris</i>			9. <i>S. salpa</i>			10. <i>O. melanura</i>			11. F versus	
n	g. l.	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F		
Ti	21	1456.87	2.896*	2648.07	5.972**	5467.6	5.161**	4.229	2.042*					Ti×Si(IC)	
IC	1	6172.37	31.081	25076.25	57.314	28494.0	68.829	188.244	75.508*					Si(IC)	
Ti×IC	21	357.16	0.710	1535.93	3.464**	2481.9	2.343*	3.035	1.465					Ti×Si(IC)	
Si(IC)	2	198.59	0.926	437.52	2.148	413.9	0.654	2.493	2.389					Residual	
Ti×Si(IC)	42	503.01	2.346**	443.40	2.177**	1059.3	1.674*	2.071	1.985**					Residual	
Residual	264	214.43		203.70		632.7		1.044							
Transform.		ϖ		ϖ		ϖ		ϖ		ϖ		ϖ		ϖ	

10. Fuentes de variación		11. <i>D. annularis</i>			12. <i>B. hoops</i>			13. <i>S. tinca</i>			14. <i>S. ocellatus</i>			15. F versus	
n	g. l.	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F	C. M.	F		
Ti	21	447.83	1.756	684.183	1.850	1.313	6.6***	38.105	2.536*					Ti×Si(IC)	
IC	1	1933.59	15.009	1589.500	7.316	54.867	1061.0**	0.011	0.002					Si(IC)	
Ti×IC	21	288.92	1.133	356.351	0.964	1.211	6.1***	12.023	0.800					Ti×Si(IC)	
Si(IC)	2	128.83	2.380	217.256	0.670	0.052	0.2	4.778	0.938					Residual	
Ti×Si(IC)	42	254.97	4.710**	369.774	1.141	0.197	0.9	15.028	2.951**					Residual	
Residual	264	54.13		324.042		0.205		5.093							
Transform.		ϖ		ϖ		ϖ		ϖ		ϖ		ϖ		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 3.37). Esto es lógico teniendo en cuenta que no se observó ningún individuo. Observando con más detalle el dendrograma (Figura 3.38), 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 y 2016, y en verano de 2015 y 2016. 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 3.38).



Figura 3.37. 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 y 22: 2017 invierno) en el área impacto (I) y control (C).

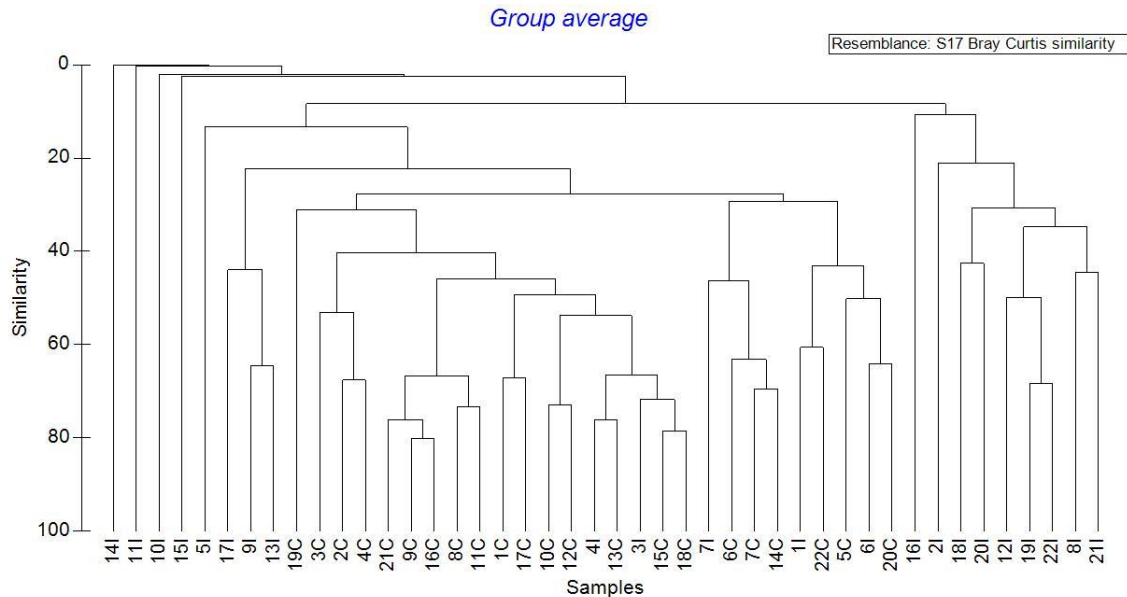


Figura 3.38. Dendrograma de similitud realizado con la abundancia de las especies observadas para cada uno de los tiempos estudiados (1: 2003, 2: 2004, 3: 2005, 4: 2006, 5: 2007, 6: 2008, 7: 2009, 8: 2010 invierno, 9: 2010 verano, 10: 2011 invierno, 11: 2011 verano, 12: 2012 invierno, 13: 2012 verano, 14: 2013 invierno, 15: 2013 verano, 16: 2014 invierno, 17: 2014 verano, 18: 2015 invierno, 19: 2015 verano, 20: 2016 invierno, 21: 2016 verano y 22: 2017 invierno) en el área impacto (I) y control (C).

4.- CONCLUSIONES

4.1.- Pradera de *Posidonia oceanica*

- Durante el invierno del 2017 se sigue observando la regresión de la pradera de *Posidonia* situada en esta zona de la Bahía de Alicante, pero en esta ocasión solo en las localidades más profundas y en la zona norte (Postiguet) y sur (Arenales) de la bahía.
- La regresión observada no se puede atribuir al vertido de la desalinizadora puesto que en las localidades situadas más próximas al mismo se ha estimado un aumento en la división de haces y una reducción en su mortalidad, respecto a años anteriores. Además, en este periodo no se han detectado superaciones de salinidad en dichas localidades.

4.2.- Comunidad animal

Equinodermos y otras especies de interés

- Se siguen detectando equinodermos en todas las estaciones de pradera superficial con densidades superiores a las observadas antes de la puesta en marcha de la desalinizadora. La presencia de equinodermos en todas las estaciones indica que las poblaciones de estos organismos están recuperadas y bien establecidas, y que la influencia de los cambios de salinidad producidos por la desalinizadora es pequeña.

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 los cambios en la profundidad, detectándose un mayor porcentaje de materia orgánica en las estaciones situadas a 10 y 15 metros de los transectos A y B, y un mayor contenido de fangos en las estaciones A3, B2 y C3.
- Esta situación queda reflejada en el análisis de la comunidad de infauna donde las estaciones situadas a 10 y 15 metros presentan una composición similar dominada

por poliquetos, bivalvos y anfípodos, con mayores abundancias que las estaciones más someras.

- Estos cambios de la comunidad están relacionados con cambios en la granulometría y en el porcentaje de materia orgánica, parámetros que también varían con la profundidad.
- Con respecto a campañas anteriores, la situación actual en la estación del vertido es similar a la obtenida durante el invierno de los años 2004, 2007, 2009, 2012 y 2015. 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.
- En cuanto a la composición de la comunidad de poliquetos se mantiene la segregación entre las estaciones someras y las estaciones más profundas, debido al descenso de la abundancia y riqueza en las más someras. Así mismo, se observa una alta heterogeneidad entre las estaciones someras. Sin embargo, las profundas muestran mayor homogeneidad entre ellas, siendo algo menor con respecto a la estación C2. Estación que se agrega a las estaciones someras A1 y C1 durante esta última campaña; siendo las familias Paraonidae y Spionidae las que dominan en estas estaciones; pero la familia Sigalionidae es la que presenta mayores abundancias, respecto al resto de los grupos establecidos.
- Las familias Capitellidae, Spionidae, Syllidae y Paraonidae, mantienen su dominio del poblamiento de poliquetos de la zona de estudio, junto a la familia Chaetopteridae, durante las dos últimas campañas; siendo esta última la familia más abundante (16% y respectivamente). Entre estas familias, las familias Spionidae y Syllidae están presentes en todas las estaciones de muestreo; mientras que las familias Capitellidae y Paraonidae están presentes en 7 de las estaciones estudiadas; Capitellidae no está presente en las estaciones A1 y B1 y la familia Paraonidae en las estaciones A1 y C1. La familia Chaetopteridae sólo está presente en cinco de las estaciones; siendo muy abundante en la estación B2.
- Al analizar los factores ambientales se observa que existe correlación entre el poblamiento de poliquetos y los distintos factores abióticos, lo que indica que la

composición de la comunidad de poliquetos parece estar influenciada por las características físicas de los sedimentos presentes en cada una de las estaciones.

- Respecto a la evolución temporal, se mantiene el patrón detectado durante las distintas campañas, en el que las estaciones someras se segregan de las más profundas, en cuanto a la composición de la comunidad de poliquetos. Asimismo, las más someras mantienen la alta heterogeneidad entre ellas. En la estación más próxima al vertido (B1), que se segrega del grupo principal desde la primera campaña, se observan cambios interanuales indicados por la sucesión de las familias de poliquetos que dominan en esta estación durante las distintas campañas de muestreo.

Ictiofauna

- La estructura del poblamiento de peces que más difiere del resto se registró en la zona impactada justo después del vertido y, con el tiempo, se ha ido retomando la estructura del poblamiento original censada en el año previo al vertido. Cabe destacar que durante los últimos muestreos los valores del número de especies, abundancia y biomasa total han sido muy bajos 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.