



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departament de Ciències del Mar i Biologia Aplicada
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

Programa de vigilancia ambiental de las desalinizadoras del Canal de Alicante



Informe Anual de 2022

Han intervenido en este informe:

José Luis Sánchez Lizaso (Coordinador)

Yolanda Fernández Torquemada

Yoana del Pilar Ruso

Aitor Forcada Almarcha

Javier Aguilar Escribano

Laura Leyva

Ana Cortina

Esther Berasaluze Sánchez

Estela Carbonell Garzón

David Pitarch

Fabio Blanco

Ivan Sola García

Carlos Valle Pérez

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 27 de febrero de 2023.



Fdo: Dr José Luis Sánchez Lizaso

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	7
2. MATERIAL Y MÉTODOS	8
2.1. Control de salinidad del medio receptor.....	8
2.1.1. Registro en continuo de la salinidad.....	8
2.1.2. Campañas de distribución espacial de la salinidad.....	9
2.2. Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	11
2.2.1. Parcelas permanentes para el seguimiento de los efectos del vertido	11
2.2.2. Descriptores estructurales de la pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	16
2.2.3. Lepidocronología.....	16
2.2.4. Tratamiento y análisis de muestras en el laboratorio.	17
2.2.5. Recogida de muestras	18
2.2.6. Morfología de los haces	18
2.2.7. Análisis de datos.....	19
2.2.8. Equinodermos y otras especies de interés	20
2.3. Estudio de sedimentos e infauna de fondos blandos	21
2.3.1. Área de estudio.....	21
2.3.2. Método de muestreo y procesado de las muestras.....	22
2.3.3. Procesado de la fauna.....	23
2.3.4. Procesado del sedimento	23
2.3.5. Análisis de datos.....	23
2.4. Ictiofauna.....	25
2.4.1. Diseño experimental.....	26
2.4.2. Análisis de los datos	27
2.4.3. Análisis univariante.....	28
2.4.4. Análisis multivariante.....	29
3. RESULTADOS	30
3.1. Régimen de funcionamiento de la planta	30
3.2. Control de salinidad del medio receptor.....	30
3.2.1. Registro en continuo de la salinidad.....	30
3.2.1.1. Datos medios anuales (2022).....	34
3.2.2. Campañas de distribución espacial de la salinidad.....	35
3.3. Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	36
3.3.1. Resultados del seguimiento en invierno de 2021	36
3.3.1.1. Resultados de las estaciones de parcelas permanentes	36

3.3.2. Resultados del seguimiento en verano de 2022.....	45
3.3.2.1. Evaluación del estado de la pradera de <i>Posidonia oceanica</i> en base a los nuevos descriptores.....	45
3.3.2.2. Descriptores Fisiológicos y Bioquímicos.....	45
3.3.2.3. Descriptores relacionados con el aumento de la salinidad del agua.....	45
3.3.2.4. Descriptores relacionados con aportes de nutrientes.....	48
3.3.2.5. Descriptores relacionados con la reducción de la disponibilidad lumínica.....	52
3.3.2.6. Descriptores relacionados con contaminación metálica.....	54
3.3.2.7. Descriptores morfológicos del haz.....	58
3.3.2.8. Descriptores estructurales de la pradera.....	61
3.3.2.9. Descriptores de la comunidad.....	64
3.3.2.10. Combinación de descriptores mediante análisis multivariante.....	66
3.3.2.11. Equinodermos y otras especies de interés.....	68
3.3.3. Sedimentos e infauna de fondos blandos del año 2022.....	72
3.3.3.1. Campaña de invierno del año 2022.....	72
3.3.4. Campaña de verano del año 2022.....	103
3.3.4.1. Sedimentos.....	103
3.3.4.2. Estructura de la infauna asociada a fondos blandos verano 2022.....	113
3.4. Comunidad nectónica.....	138
3.5. Dinámica litoral.....	147
3.6. Vigilancia estructural.....	149
3.7. Efluentes generados.....	150
4. VALORACIÓN DEL ESTADO DE LAS COMUNIDADES MARINAS EN LA BAHÍA DE ALICANTE.....	150
5. CONCLUSIONES.....	152
5.1. Control de la salinidad en el medio receptor.....	152
5.2. Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	152
5.3. Comunidad bentónica.....	153
5.3.1. Equinodermos y otras especies de interés.....	153
5.3.2. Fondos blandos.....	154
5.4. Comunidades nectónicas.....	155
6. REFERENCIAS.....	156
7. ANEXO 1: Campañas de distribución espacial de la salinidad.....	159

1. INTRODUCCIÓN

De acuerdo con la autorización de vertido de las aguas de rechazo de la desaladora de Alicante tras su ampliación se tiene que presentar con periodicidad anual 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 las desaladoras del Canal de Alicante durante el año 2022. Los datos de informes anteriores solamente se han incorporado al presente informe cuando se ha considerado oportuno a efectos comparativos o se han incorporado como anexos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Control de salinidad del medio receptor

2.1.1. Registro en continuo de la salinidad

En la figura 1 se indica la posición de los sensores de registro de salinidad (estaciones L1-L5).

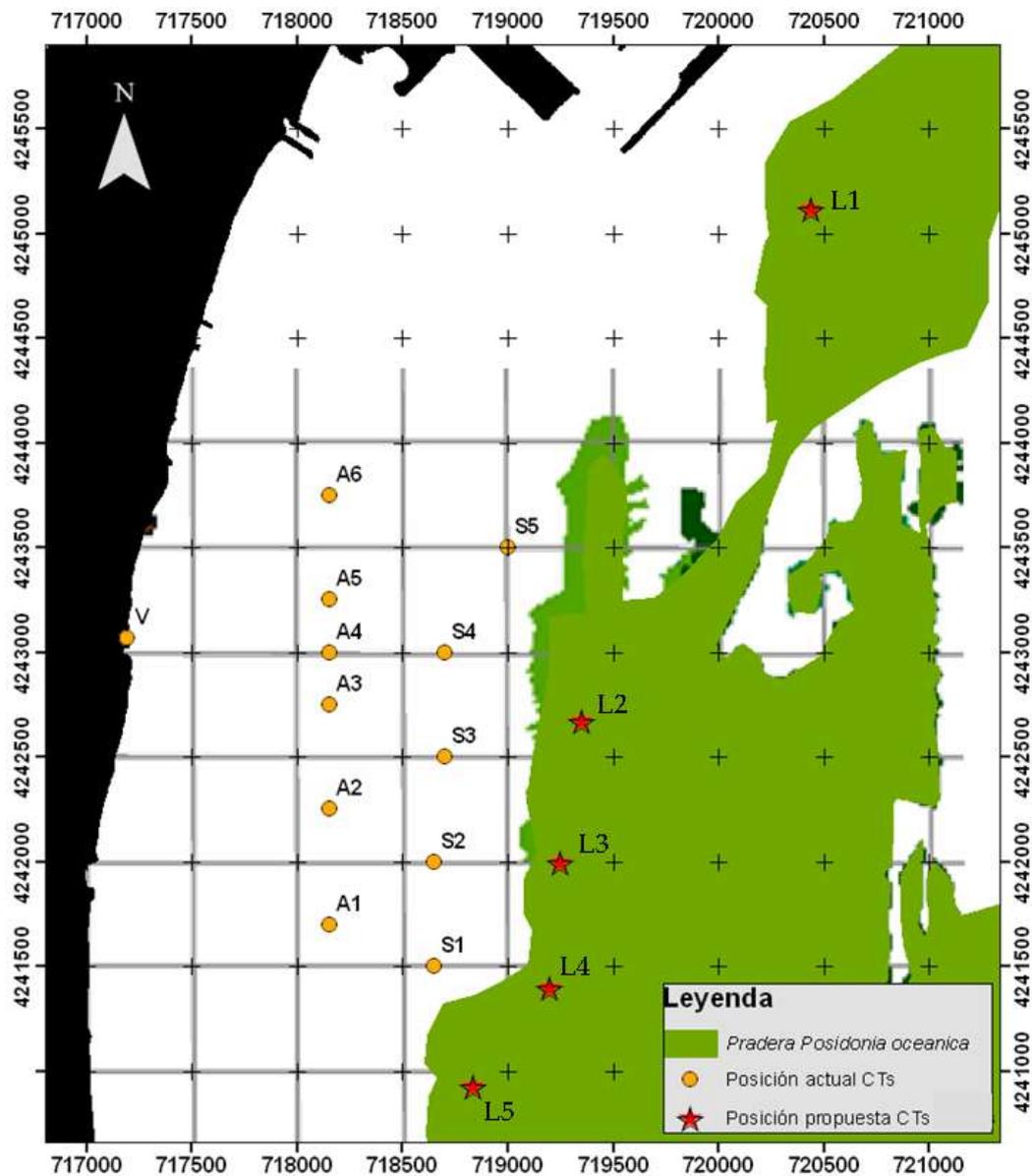


Figura 1. Posición de los sensores de salinidad.

2.1.2. Campañas de distribución espacial de la salinidad

Como el año anterior se han realizado 4 campañas distribuidas estacionalmente. Las campañas del año 2022 se han realizado el 9 de marzo, el 8 de julio, el 30 de septiembre, y el 3 de noviembre. En cada campaña se tomaron datos con un CTD RBR en 114 puntos que ocupaban una extensión de unos 14 km² (figura 2). En todos los casos se obtuvo un perfil vertical de salinidad y temperatura. Cada punto fue posicionado mediante un GPS modelo Garmin 50 (de precisión inferior a 5 m). Estos datos se analizaron con el programa ArcGIS para la obtención y validación del modelo de kriging más apropiado, para posteriormente obtener las representaciones espaciales de los parámetros de interés.

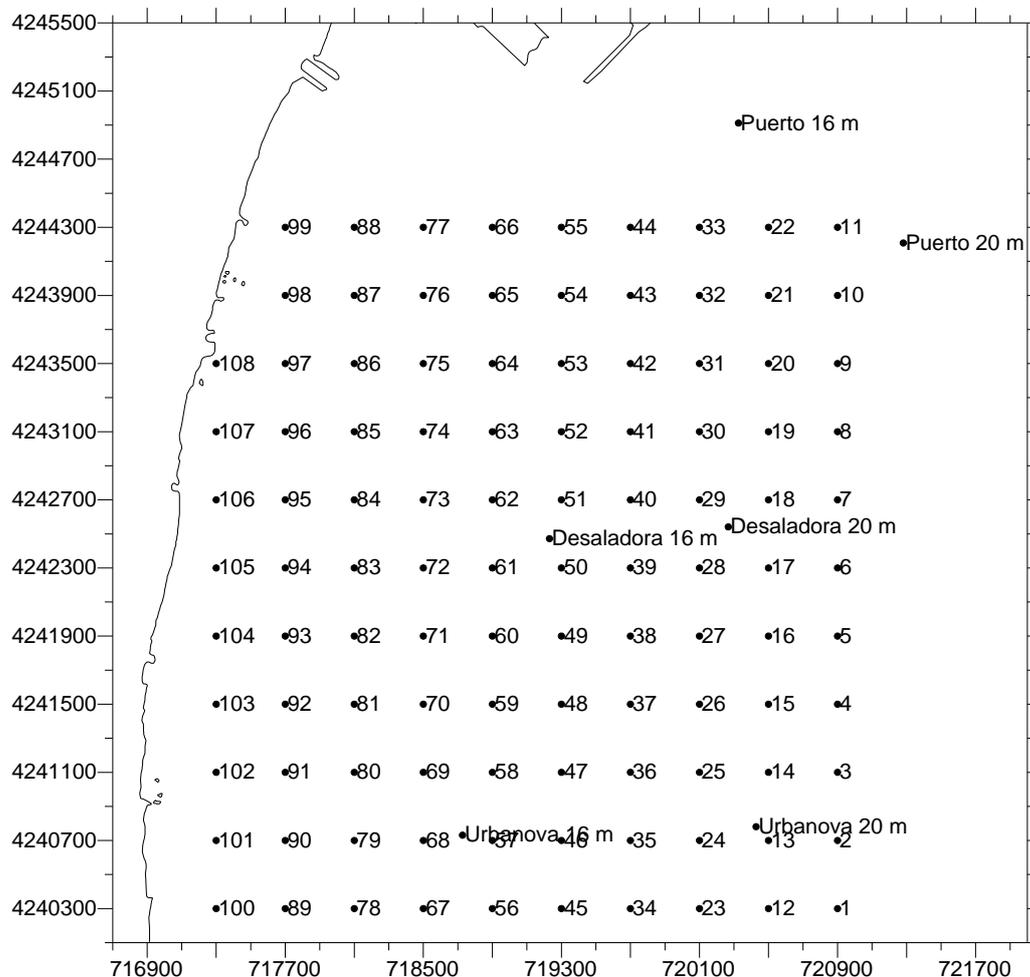


Figura 2. Distribución de las estaciones estudiadas en las campañas de distribución espacial de salinidad.

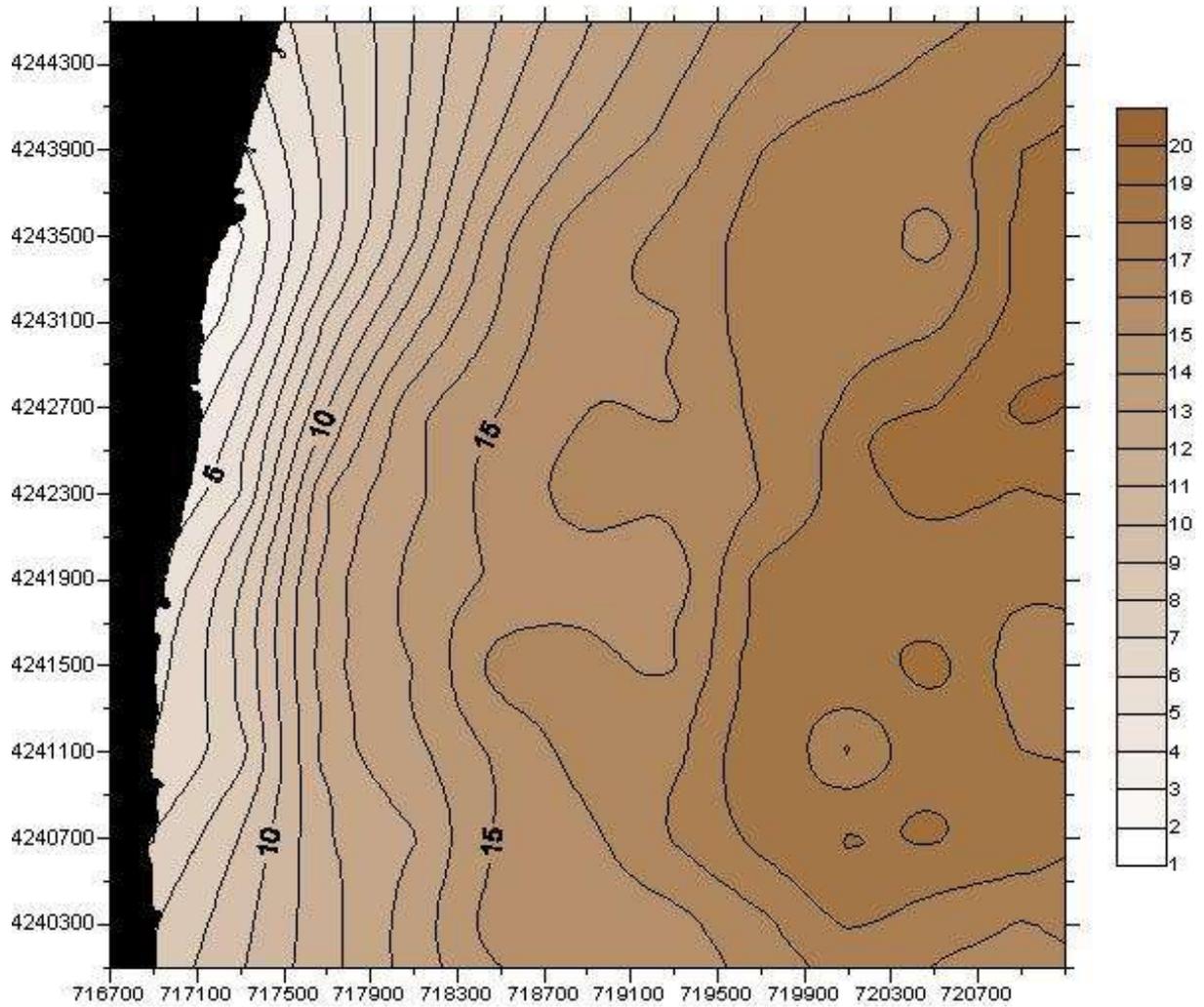


Figura 3. Batimetría de la zona de estudio (m).

La figura 3 presenta la batimetría de la zona de estudio. Una batimetría más detallada se encuentra en el estudio preoperacional (Sánchez Lizaso et al, 2003).

2.2. Pradera de *Posidonia oceanica*

2.2.1. Parcelas permanentes para el seguimiento de los efectos del vertido

En este trabajo se han realizado dos tipos de muestreo asociado al estudio de la pradera de *Posidonia oceanica*, debido a un cambio de requerimientos solicitado por el órgano contratante.

Para el estudio llevado a cabo en invierno, se siguió con la metodología establecida hasta el momento, donde previamente a la entrada en funcionamiento de la desaladora se seleccionaron tres localidades (Figura 2.4), 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 16.5 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. Los controles no se situaron más alejados del vertido porque así aseguramos, en parte, que la pradera sea de características similares y que se encuentre 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 actualmente incluyen una nueva estación al Norte (Postiguet) y otra al Sur (Arenales). Además, se han reubicado ligeramente las estaciones del límite superior y se mantienen las estaciones de -20 m existentes (Tabla 1, Figura 4).

Tabla 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

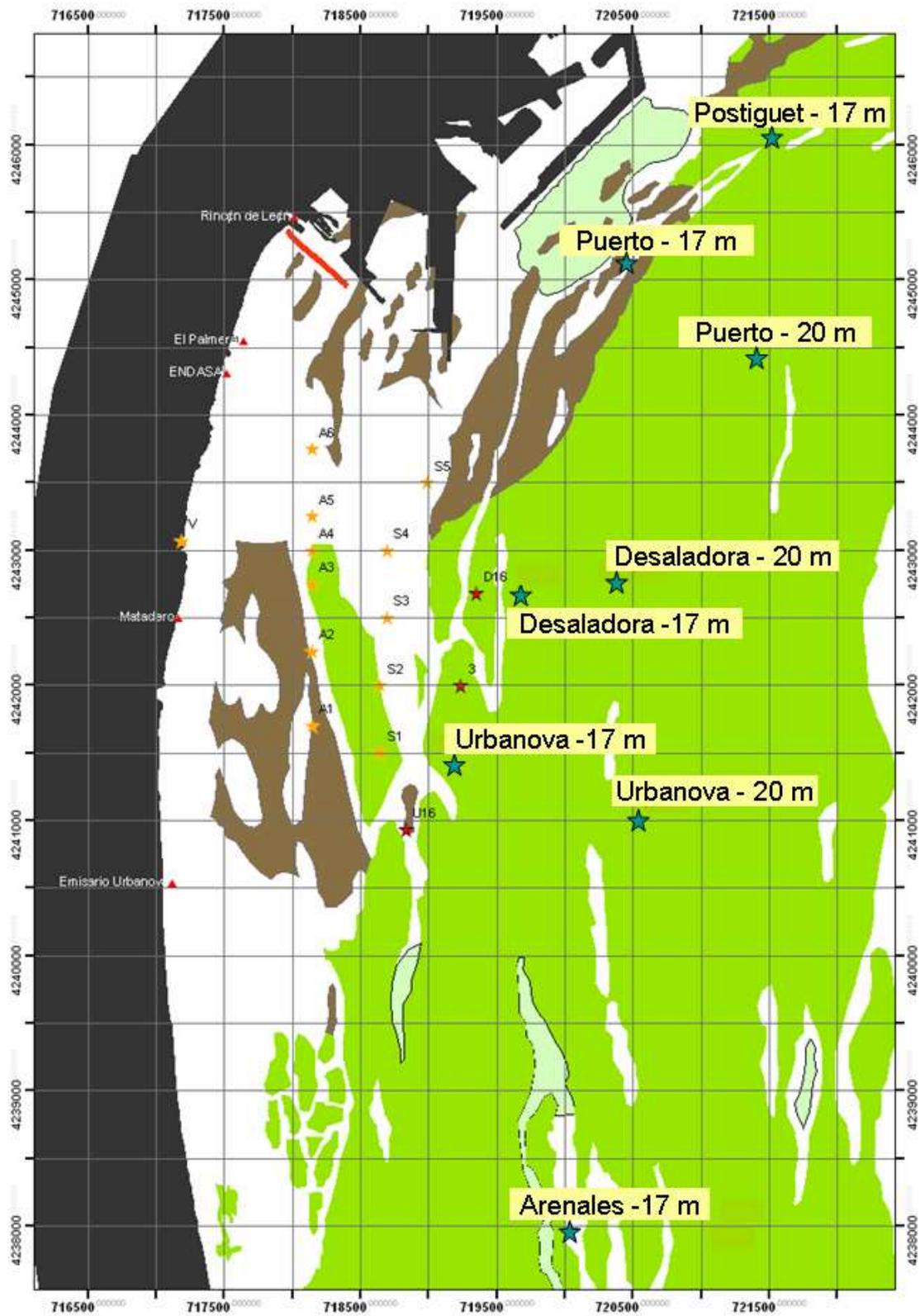


Figura 4. Localización de las ocho estaciones con las parcelas permanentes.

Las parcelas permanentes consistían en manchas aisladas en la pradera superficial (-17 m) o en cuadrados de 40 * 40 cm rodeados por alambre plastificado y señalizados mediante piquetas con boyas, numeradas para su posterior reconocimiento (Figura 5). 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.

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.

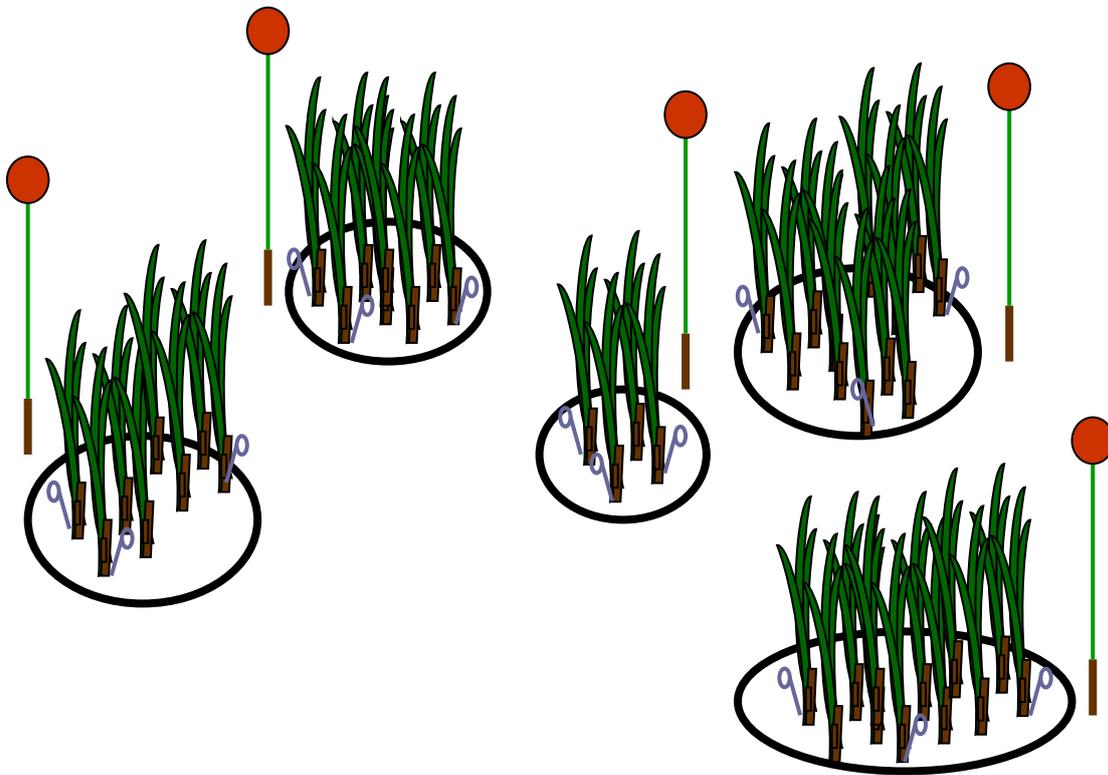


Figura 5. Diseño de las parcelas colocadas en las manchas de la pradera superficial, donde todos los haces fueron anillados con bridas de plástico y revisados en invierno y verano.

En la segunda parte del estudio, en la campaña de seguimiento que se llevó a cabo en el verano de 2022 se han introducido nuevos descriptores siguiendo los protocolos aplicados en el informe publicado en 2008 por Ayesa. Los nuevos descriptores fisiológicos y bioquímicos (tabla 2) se seleccionaron en base a su respuesta ante diversos factores de estrés o impactos a partir de información bibliográfica (véase Martínez-Crego, 2008). Se han mantenido las ocho localizaciones de muestreo donde se localizaban las parcelas permanentes.

Tabla 2. Lista de los descriptores fisiológicos y bioquímicos medidos y sus respuestas ante diversos tipos de estrés.

	Descriptor	Impacto o Estrés	Respuesta
Descriptores Fisiológicos y Bioquímicos	Carbohidratos de reserva en rizomas (sacarosa y almidón en % de peso seco -%PS)	Reducción de la disponibilidad de luz, por eutrofización, resuspensión de sedimento, etc.	<ul style="list-style-type: none"> Disminución de reservas de carbono en rizomas.
		Enterramiento	<ul style="list-style-type: none"> Disminución de reservas de carbono ante enterramientos leves; inmovilización de las reservas ante casos más severos.
	Concentración de N y P total en hojas y en rizomas (%PS)	Eutrofización	<ul style="list-style-type: none"> Aumento de la concentración de nutrientes en la planta.
		Reducción de la disponibilidad de luz	<ul style="list-style-type: none"> Aumento de la concentración de nutrientes, especialmente N, en hojas adultas y jóvenes por su baja utilización para el crecimiento bajo condiciones de limitación de luz.
		Anoxia en el sedimento	<ul style="list-style-type: none"> Disminución de los nutrientes acumulados en rizomas, especialmente N, debido a los efectos negativos sobre la disponibilidad y adquisición de nutrientes por las raíces.
	Concentración de aminoácidos libres en rizomas (umol/gPS)	Eutrofización	<ul style="list-style-type: none"> Aumento de la concentración de aminoácidos, especialmente glutamina y asparagina.
		Reducción de la disponibilidad de luz	<ul style="list-style-type: none"> Aumento de la concentración de aminoácidos.
		Elevada salinidad del agua	<ul style="list-style-type: none"> Aumento o disminución de la concentración de determinados aminoácidos.
	Trazas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y de $\delta^{34}\text{S}$ en rizomas (‰)	Eutrofización	<ul style="list-style-type: none"> Aumento de la traza $\delta^{15}\text{N}$ cuando la señal isotópica de la fuente de nitrógeno es más alta que la de la planta (p.e. por influencia de aguas residuales), y disminución cuando es más baja (p.e. por aportes de fertilizantes).
		Reducción de la disponibilidad de luz o aportes orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> Disminución de la traza $\delta^{13}\text{C}$.
		Anoxia en el sedimento	<ul style="list-style-type: none"> Disminución de la traza $\delta^{34}\text{S}$.
	Metales en hojas y en rizomas (Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Cr, Cd, Al, As, y Pb en $\mu\text{g/gPS}$)	Contaminación metálica	<ul style="list-style-type: none"> Acumulación de metales en tejidos en zonas contaminadas. Efectos negativos sobre la actividad fotosintética

2.2.2. Descriptores estructurales de la pradera de *Posidonia oceanica*

Se llevaron a cabo inmersiones puntuales, mediante buceo con equipo autónomo, en el límite inferior de la pradera de *P. oceanica* y dentro de la zona de estudio. En ellas se tomaron datos de densidad de haces, cobertura, descalzamiento de los rizomas y estado de la pradera de *P. oceanica*, así como de la presencia de equinodermos.

La cobertura o porcentaje de la superficie del substrato cubierta por pradera (Sánchez-Lizaso, 1993) se estimó realizando 3 transectos con una cinta métrica de 25 metros, mediante la que se registró la longitud cubierta por la pradera, así como el estado de ésta (mata muerta o en regresión), y la de otros substratos o especies presentes (roca, arena, etc.). Posteriormente los datos fueron expresados en porcentajes de recubrimiento.

Para disponer de un nivel adecuado de replicación, en cada estación se seleccionaron al azar tres zonas (0 m, 25m y 50m), dispuestos a lo largo de los transectos y separados 25 m entre sí obteniéndose al menos una réplica en cada una de ellas (un mínimo de tres réplicas por estación). En cada zona se midió el descalzamiento de cinco haces seleccionados al azar, se recolectaron cinco haces también al azar para su posterior análisis morfológico, lepidocronológico, fisiológico y bioquímico.

Para la medida de la densidad de haces se utilizó un cuadrado de 40*40 cm lanzado al azar sobre la pradera realizando 3 réplicas a 0m, 25, y 50m siguiendo las metodologías de muestreo aleatorio.

La densidad equinodermos se estimó siguiendo el mismo protocolo que el realizado durante la campaña de invierno de 2022.

2.2.3. Lepidocronología

Se incorporó como nuevo descriptor morfológico el estudio lepidocronológico de los haces de *P. oceanica* en cada una de las ocho estaciones estudiadas. Se estimó tanto el número de hojas por año, como el crecimiento del rizoma por año expresado en centímetros. El objetivo del análisis lepidocronológico es analizar los mismos factores

de estrés que afectan al número de hojas (reducción de la disponibilidad de luz y eutrofización) y a la forma del crecimiento del rizoma o descalzamiento y mismas respuestas, obteniéndose un histórico de la variabilidad interanual de número de hojas y del crecimiento del rizoma.

2.2.4. Tratamiento y análisis de muestras en el laboratorio.

Los haces recolectados se procesaron y conservaron convenientemente en el Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante. Seis de ellos se congelaron (- 20 °C) para la medida de los indicadores morfológicos y de la comunidad, para el análisis lepidocronológico y el análisis isotópico y elemental de los rizomas. Los rizomas desprovistos de escamas (pecíolos antiguos que permanecen adheridos al rizoma) de cinco haces se ultracongelaron (-80 °C) para el análisis de la concentración de aminoácidos y carbohidratos de reserva. De los cuatro haces restantes obtenidos en cada zona, se separaron la parte media de la hoja nº 3 (la tercera más joven) y se eliminaron las escamas de los rizomas, congelándose conjuntamente la parte basal y central de las hojas nº 3 (4 hojas 3 equivalen a 1 réplica), y 1-1,5 cm apicales de los rizomas (4 rizomas equivalen a 1 réplica). De este modo, tras proceder a la trituración de este material se obtuvieron un total de tres réplicas de hojas y tres réplicas de rizomas por estación (1 por zona) con cantidad de material suficiente para la realización de los restantes análisis.

La descripción morfológica de los haces se realizó siguiendo el mismo protocolo que el realizado durante la campaña de invierno 2022

La preparación de los descriptores fisiológicos y bioquímicos se realizó siguiendo el mismo protocolo de extracción y preparación de muestras detallado en el informe de Ayesa 2008.

El análisis isotópico y elemental de C, N y P se llevó a cabo por los Servicios de Apoyo a la Investigación (SAI) situados en A Coruña. Los análisis de aminoácidos y carbohidratos de reserva se llevaron a cabo por el laboratorio BioTech AgriFood de la

Universidad de Valencia. Por último, el análisis de metales pesados se llevó a cabo en los Servicios Técnicos de Investigación de la Universidad de Alicante.

2.2.5. 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.

2.2.6. 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 48 h.
- Biomasa de epífitos: peso seco de los epífitos de cada haz.

2.2.7. Análisis de datos

Se realizó una doble aproximación en el análisis de los datos obtenidos. En primer lugar, se empleó el método univariante de análisis de la varianza (ANOVA) para evaluar el comportamiento de los distintos descriptores respecto a las localidades de estudio. En segundo lugar, se realizó un análisis multivariante mediante el análisis de los componentes principales (ACP) que permitió evaluar el comportamiento del conjunto de los descriptores respecto a todas las localidades muestreadas.

Para el análisis individual de cada uno de los parámetros obtenidos en las distintas localidades se utilizó el análisis de la varianza (ANOVA), comprobándose con anterioridad la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Cochran. Cuando se encontraron diferencias significativas los datos se transformaron logarítmicamente (Underwood, 1997). Para estos análisis se empleó un ANOVA de un factor (*), para detectar diferencias entre las 5 localidades situadas a 17 m de profundidad (Postiguuet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales), o de dos factores (**), la profundidad (17 y 20 m) y la localidad (Puerto, Desaladora, Urbanova) que son fijos y ortogonales entre sí, por lo que los modelos lineales empleados serían:

$$* \quad X_{in} = \mu + L_i + \text{Residual}_n(i)$$

$$** \quad X_{ijn} = \mu + P_i + L_j + P \times L_{ij} + \text{Residual}_n(ij)$$

Donde X es cada variable dependiente, μ es la media total, P es el factor profundidad, L es el factor localidad, y P x L es la interacción entre ambos factores. Residual es el término que recoge la variabilidad entre las muestras.

Los datos obtenidos sobre densidad de equinodermos también se analizaron estadísticamente mediante análisis de la varianza. De un único factor (como en los descriptores anteriores), para detectar diferencias entre las 5 localidades situadas a 17 m de profundidad, o de dos factores (*), el tiempo (antes y después de la puesta en marcha de la desalinizadora) y la localidad, que son fijos y ortogonales entre sí, por lo que el modelo lineal empleado sería:

$$* X_{ijn} = \mu + T_i + L_j + T \times L_{ij} + \text{Residual}_{n(ij)}$$

Donde T es el factor tiempo, y TxL su interacción con el factor localidad.

Cuando cualquiera de los ANOVAs dio resultados significativos se empleó el test de comparación múltiple SNK (Student-Newman-Keuls), con el fin de determinar las diferencias específicas entre las localidades. Todos los cálculos fueron realizados con el programa estadístico GMAV.5 (Universidad de Sydney; Underwood, 1997), empleando un nivel de significación mínimo de $p < 0.05$.

Para realizar el análisis multivariante de los datos se empleó el paquete estadístico PRIMER 5.2.8 (Clarke y Warwick, 1994). Para ello se creó una matriz de datos en la que venían representados los distintos parámetros junto con las localidades a analizar. A partir de estos datos se calculó un Análisis de los Componentes Principales (ACP) de todos los descriptores de *Posidonia oceanica* analizados, y posteriormente se repitió con los descriptores seleccionados en el informe de URS del 2008.

2.2.8. 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 las estaciones de estudio, incluyendo las de control de salinidad, se determinó la presencia de otras especies de

interés como nacras o espirógrafos además de los equinodermos presentes. En la figura 2.4 se representan todas las estaciones de muestreo.

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 (figura 6). 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.

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 3.

Tabla 3. 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

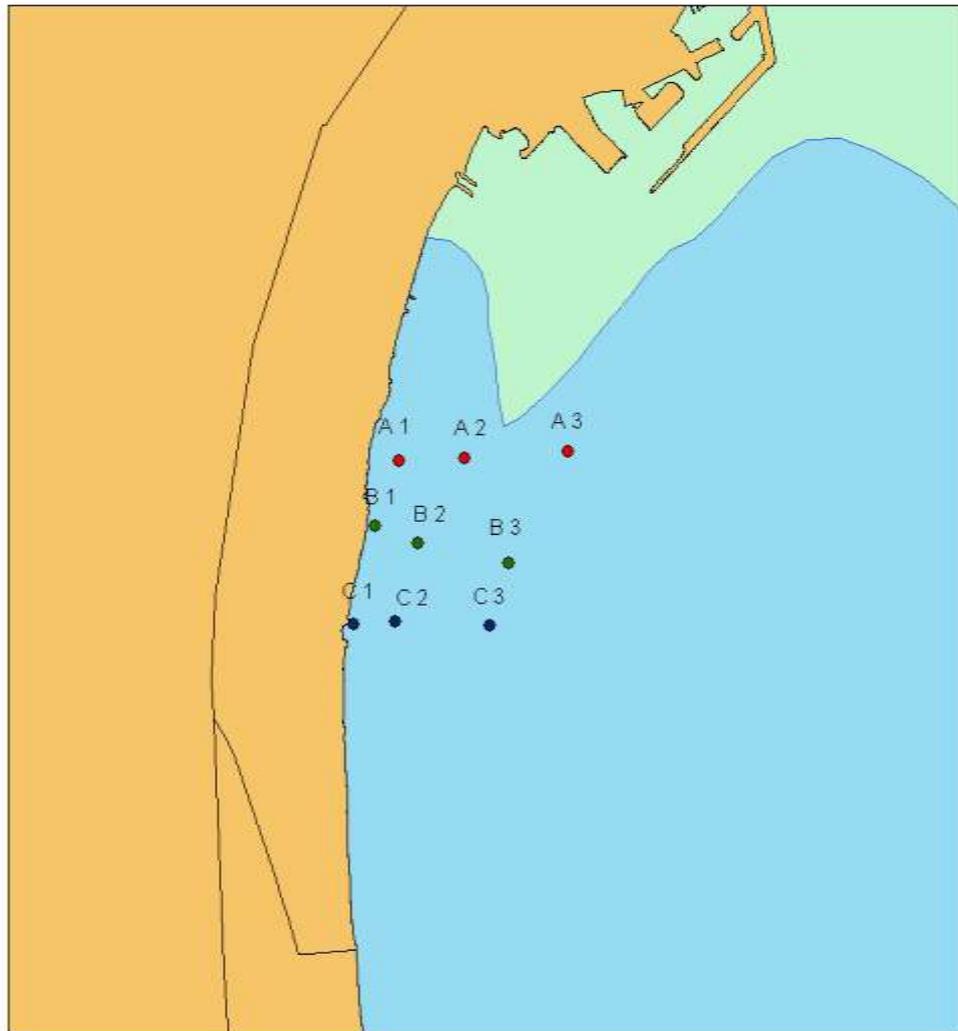


Figura 6. Localización de las estaciones en el área de estudio.

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 zodiac, las muestras se introducen en bolsas de plástico correspondientemente etiquetadas. 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 4 X 25 cm. Las muestras son debidamente etiquetadas para mantener la trazabilidad de cada una de ellas.

2.3.3. Procesado de la fauna

La separación de la fauna del sedimento se realiza mediante un tamiz con luz de malla de 500 micras. Una vez retirada la fracción menor del sedimento, la muestra se conserva en histofix (fijador biológico) hasta el momento en el que se realiza el proceso de triado: separación de los organismos del sedimento y separación por grupos taxonómicos para su posterior identificación por especialistas. En este proceso los individuos son guardados en tubos de 1,5 ml, correctamente etiquetados y conservados en etanol al 70 %. La identificación taxonómica se lleva a cabo a nivel de familia.

2.3.4. 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.

2.3.5. 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 coincida 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 Sperman. Este índice permite establecer la correlación entre la estructura de la comunidad de organismos y los factores ambientales 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 treinta 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, marzo 2018, julio 2018, febrero 2019, julio 2019, marzo 2020, julio 2020, abril 2021, mayo 2022 y julio 2022) de comenzar la emisión (Figura 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.

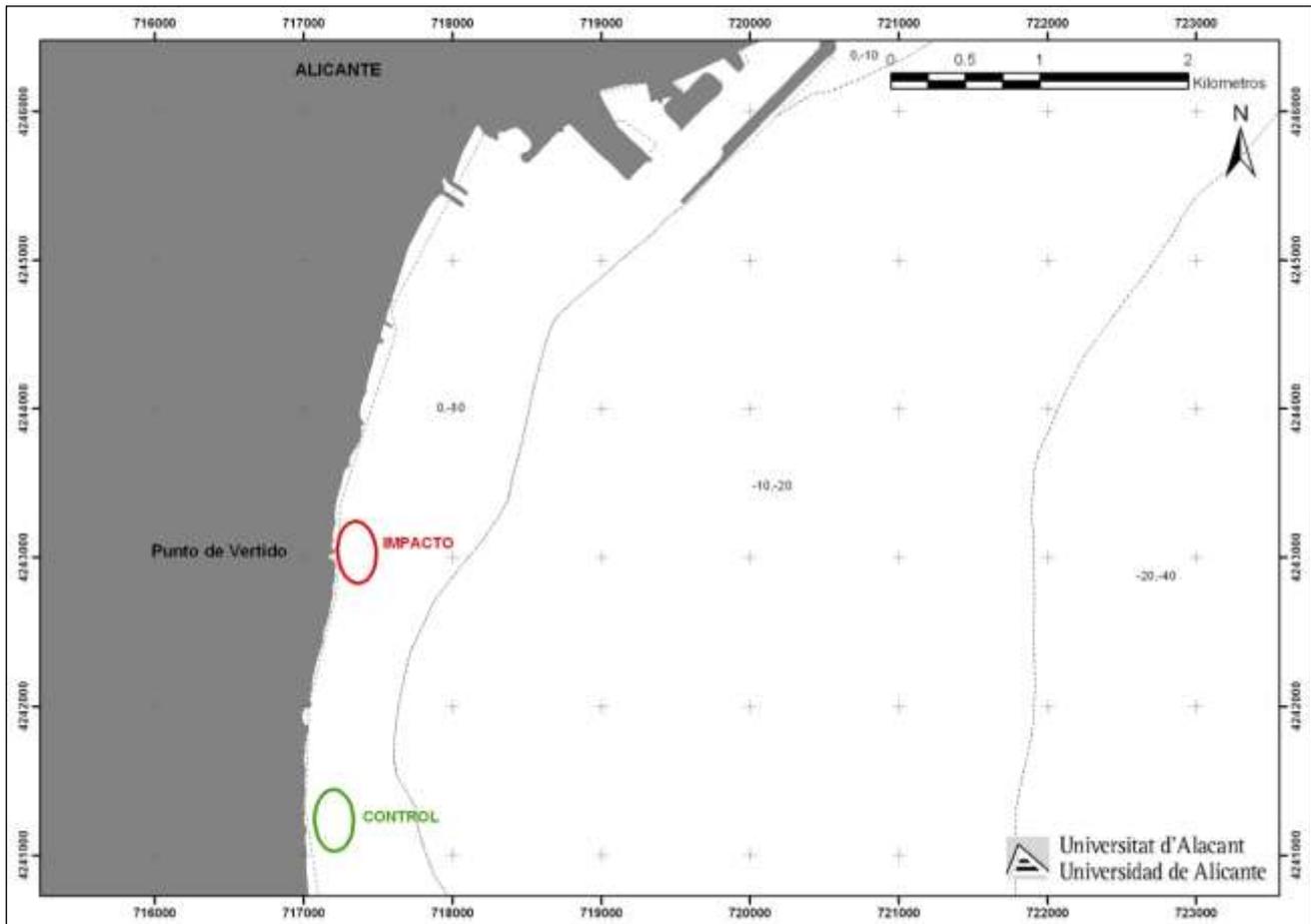


Figura 7. Localización del área impactada y el área control.

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 treinta 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, 2018 invierno, 2018 verano, 2019 invierno, 2019 verano, 2020 invierno, 2020 verano, 2021 invierno, 2021 verano, 2022 invierno y 2022 verano), 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, 2018 invierno, 2018 verano, 2019 invierno, 2019 verano, 2020 invierno y 2020 verano, 2021 invierno, 2021 verano, 2022 invierno y 2022 verano.
- 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 464 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.

2.4.3. 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 veintinueve 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, 2018 invierno, 2018 verano, 2019 invierno, 2019 verano, 2020 invierno, 2020 verano, 2021 invierno, 2021 verano, 2022 invierno y 2022 verano).

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

2.4.4. 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. Régimen de funcionamiento de la planta

En los informes trimestrales se indica el régimen de funcionamiento de la planta durante el año 2022. Estos informes se incluyen como anexos digitales 2, 3, 4 y 5.

3.2. Control de salinidad del medio receptor

3.2.1. Registro en continuo de la salinidad

Los valores de los sensores de registro continuo de salinidad se han presentado en los informes trimestrales y se incluyen como anexos digitales 2, 3, 4 y 5 al presente informe. Durante el año 2022 se han registrado entre 37.956 y 52.203 datos por cada estación (promedio = 46.082), dependiendo de la pérdida de datos, datos no “reales” o pérdida de los propios CTs. En total se han recogido y analizado unos 276.495 datos. Las tablas siguientes resumen la evolución mensual de la salinidad en cada una de las estaciones. Cuando se han registrado valores altos de salinidad en alguna de las estaciones de seguimiento se ha procedido a aumentar la dilución. Este año se ha caracterizado por una mayor profundidad de la termoclina en verano ligada a las elevadas temperaturas. Esto ha provocado que se observen superaciones en los meses de verano que no son habituales.

Tabla 4. Evolución mensual de la salinidad en la estación Puerto – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	37,38	37,88	0,00	0,00	0,00	4464
Febrero	37,72	37,85	0,00	0,00	0,00	4032
Marzo	37,02	37,82	0,00	0,00	0,00	1916
Abril	36,95	37,84	0,00	0,00	0,00	4241
Mayo	37,80	38,21	0,00	0,00	0,00	4464
Junio	37,78	37,95	0,00	0,00	0,00	3959
Julio	38,19	39,63	46,59	25,40	0,00	4464
Agosto	37,81	39,58	0,34	0,27	0,00	4464
Septiembre	37,68	38,15	0,00	0,00	0,00	1085
Octubre	37,72	38,90	76,17	69,94	0,00	2761
Noviembre	38,58	38,99	95,75	68,44	0,00	3882
Diciembre	36,48	39,00	45,57	45,19	0,00	4014
Total anual						
Media	37,59	38,48	22,03	17,44	0,00	43.746

Tabla 5. Evolución mensual de la salinidad en la estación Desaladora – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	34,53	39,13	18,75	14,61	0,00	4464
Febrero	37,93	38,62	12,05	2,48	0,00	4032
Marzo	36,64	38,36	0,63	0,00	0,00	4464
Abril	36,25	38,17	0,00	0,00	0,00	4315
Mayo	37,82	39,14	61,63	23,41	0,00	4464
Junio	38,31	38,46	54,27	0,00	0,00	3967
Julio	38,22	38,91	25,27	2,96	0,00	4464
Agosto	38,25	39,13	87,95	79,77	0,00	4464
Septiembre	37,88	38,77	25,00	19,70	0,00	4320
Octubre	37,50	38,05	0,00	0,00	0,00	4464
Noviembre	35,66	38,70	6,06	1,99	0,00	262
Diciembre	32,75	38,81	13,89	0,00	0,00	573
Total anual						
Media	36,81	38,69	25,46	12,08	0,00	44.253

Tabla 6. Evolución mensual de la salinidad en la estación Desaladora Sur – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	37,01	38,40	2,08	0,00	0,00	4464
Febrero	38,02	39,94	60,06	49,06	0,00	4044
Marzo	38,41	38,98	82,28	24,06	0,00	4464
Abril	37,41	38,24	0,00	0,00	0,00	4314
Mayo	38,07	39,03	37,81	18,55	0,00	4464
Junio	37,66	38,05	0,00	0,00	0,00	4096
Julio	37,88	39,30	35,30	31,74	0,00	4464
Agosto	37,76	38,77	1,86	1,03	0,00	4464
Septiembre	38,07	38,65	34,10	5,74	0,00	4320
Octubre	37,96	38,28	0,00	0,00	0,00	4464
Noviembre	38,46	39,26	71,23	52,76	0,00	4181
Diciembre	35,78	39,21	25,38	20,34	0,00	4464
Total anual						
Media	37,71	38,84	29,18	16,94	0,00	52.203

Tabla 7. Evolución mensual de la salinidad en la estación Urbanova Norte – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	32,51	38,88	32,17	13,96	0,00	4464
Febrero	38,10	38,25	59,60	47,15	0,00	4032
Marzo	38,16	38,75	16,22	5,11	0,00	4464
Abril	37,87	38,17	0,00	0,00	0,00	4315
Mayo	38,37	39,07	66,08	60,86	0,00	4464
Junio	37,77	38,63	5,05	5,02	0,00	4320
Julio	38,28	38,89	50,55	50,26	0,00	4465
Agosto	37,73	38,78	4,50	4,46	0,00	4464
Septiembre	37,10	38,09	0,00	0,00	0,00	4320
Octubre	37,66	38,07	0,00	0,00	0,00	4142
Noviembre	37,92	38,53	13,93	0,29	0,00	4184
Diciembre	38,12	38,54	15,58	1,29	0,00	639
Total anual						
Media	37,47	38,55	21,97	15,70	0,00	48.273

Tabla 8. Evolución mensual de la salinidad en la estación Urbanova – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	37,22	37,86	5,20	0,00	0,00	4464
Febrero	37,94	38,32	0,12	0,00	0,00	4032
Marzo	37,14	37,58	0,00	0,00	0,00	4464
Abril	37,73	37,96	0,00	0,00	0,00	4315
Mayo	37,72	38,31	0,04	0,00	0,00	4464
Junio	37,73	38,00	0,00	0,00	0,00	4320
Julio	37,90	38,35	0,65	0,00	0,00	4464
Agosto	37,72	38,05	0,00	0,00	0,00	4464
Septiembre	37,59	38,02	0,00	0,00	0,00	4320
Octubre	37,77	38,18	0,00	0,00	0,00	4112
Noviembre	37,40	38,00	0,00	0,00	0,00	4186
Diciembre	38,13	38,62	60,09	21,26	0,00	2459
Total anual						
Media	37,67	38,10	5,51	1,77	0,00	50.064

Tabla 9. Evolución mensual de la salinidad en el vertido.

Mes	Media	Máximo	% > 49	Nº Datos
Enero	37,73	51,24	25,04	2899
Febrero	38,80	51,64	41,43	3058
Marzo	36,67	51,41	29,37	2060
Abril	36,86	53,04	3,59	4312
Mayo	38,03	48,72	0,00	4458
Junio	36,27	47,75	0,00	3749
Julio	32,35	44,47	0,00	4318
Agosto	29,68	43,08	0,00	4320
Septiembre	33,62	57,47	0,07	4090
Octubre	40,80	47,63	0,00	594
Noviembre	38,23	64,14	1,12	3405
Diciembre	34,09	58,43	0,42	693
Total anual				
Media	36,10	51,58	8,42	37.956

3.2.1.1. Datos medios anuales (2022)

En la tabla 10 se indica el promedio anual para cada estación. así como el máximo, el mínimo y el porcentaje de valores que superan los valores de referencia establecidos. Se puede observar que durante el 2022 las superaciones del valor de referencia de 38.5 han estado entre el 5,5 % y el 17,44%. La estación con un promedio de salinidad más elevado ha sido la denominada Desaladora Sur con un valor promedio anual de 37,71 ups.

Tabla 10. Valores anuales de salinidades registradas en las estaciones de seguimiento.

Estación	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40
Puerto	37,59	38,48	22,03	17,44	0,00
Desaladora	36,81	38,69	25,46	12,08	0,00
Desaladora Sur	37,71	38,84	29,18	16,94	0,00
Urbanova Norte	37,47	38,55	21,97	15,70	0,00
Urbanova	37,67	38,10	5,51	1,77	0,00
<hr/>					
	Media	Máximo	% > 49 ups		
Vertido	36,10	51,58	8,42		

La tabla 11 indica los valores promedio de temperaturas, donde podemos destacar la máxima temperatura obtenida en el vertido, con un 25,30 °C.

Tabla 11. Valores de temperaturas registrados en las estaciones de seguimiento.

Estación	Media	Máximo	Mínimo
Puerto	18,95	21,30	16,93
Desaladora	19,29	21,37	17,16
Desaladora Sur	19,14	21,47	17,01
Urbanova Norte	19,28	21,24	17,19

Urbanova	19,40	21,35	17,46
Vertido	21,17	25,30	18,01

3.2.2. Campañas de distribución espacial de la salinidad

Los resultados de las cuatro campañas estacionales de distribución espacial de la salinidad se presentan en el anexo 1.

Como es habitual, la máxima extensión de la pluma se observa a nivel de la termoclina en verano sin llegar a alcanzar al fondo puesto que en verano la termoclina separa la pluma salina de las comunidades bentónicas a partir de una cierta profundidad si bien este año esta separación se ha situado a mayor profundidad de lo habitual.

3.3. Pradera de *Posidonia oceanica*

3.3.1. Resultados del seguimiento en invierno de 2021

3.3.1.1. Resultados de las estaciones de parcelas permanentes

i. Tasas de división, mortalidad y balance total de los haces marcados

En las figuras 8 y 9 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 distintas según la profundidad de la pradera (Tabla 12). Se detecta una tasa de división significativamente superior en la localidad del Puerto a 17 m de profundidad, mientras que, a 20 m, esta tasa es similar en todas las localidades estudiadas. Estas diferencias significativas no se detectan en las tasas de mortalidad y balance total de los haces, probablemente por la alta variabilidad de los datos obtenidos. En cualquier caso, en el muestreo de este año detectamos que el balance total de haces es positivo en todas las localidades.

En la figura 10 se incluyen los datos de las nuevas estaciones superficiales situadas en el Postiguet y Arenales. Cabe destacar que en este muestreo no se detectan diferencias significativas en ninguna de las variables estudiadas. Además, el balance total de haces vuelve a ser positivo en todas las localidades muestreadas a esa profundidad.

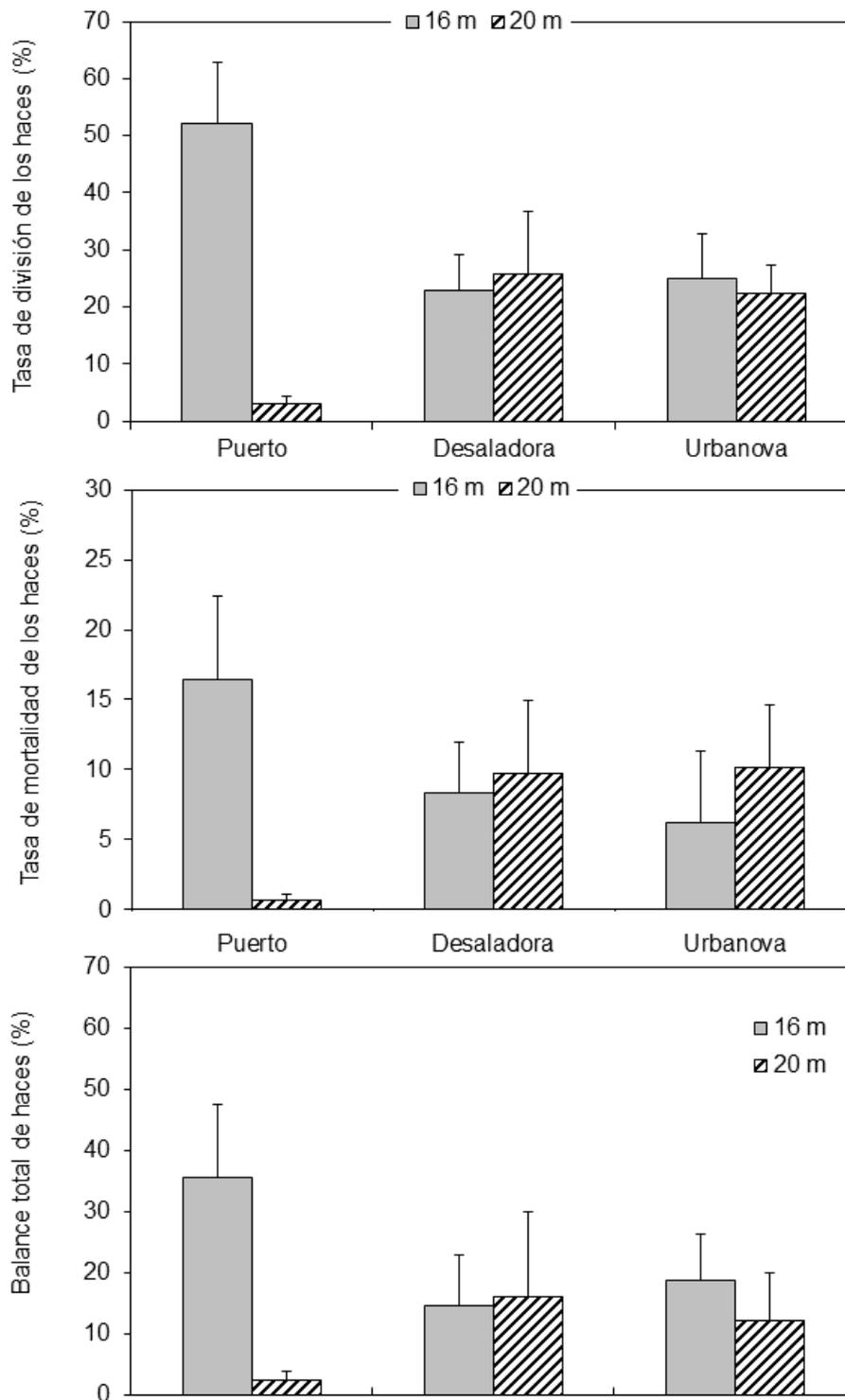


Figura 8. Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las tres localidades (Control Urbanova, C. Puerto y Desaladora) a las dos profundidades de trabajo (-17 y -20 m). Las barras representan el error típico.

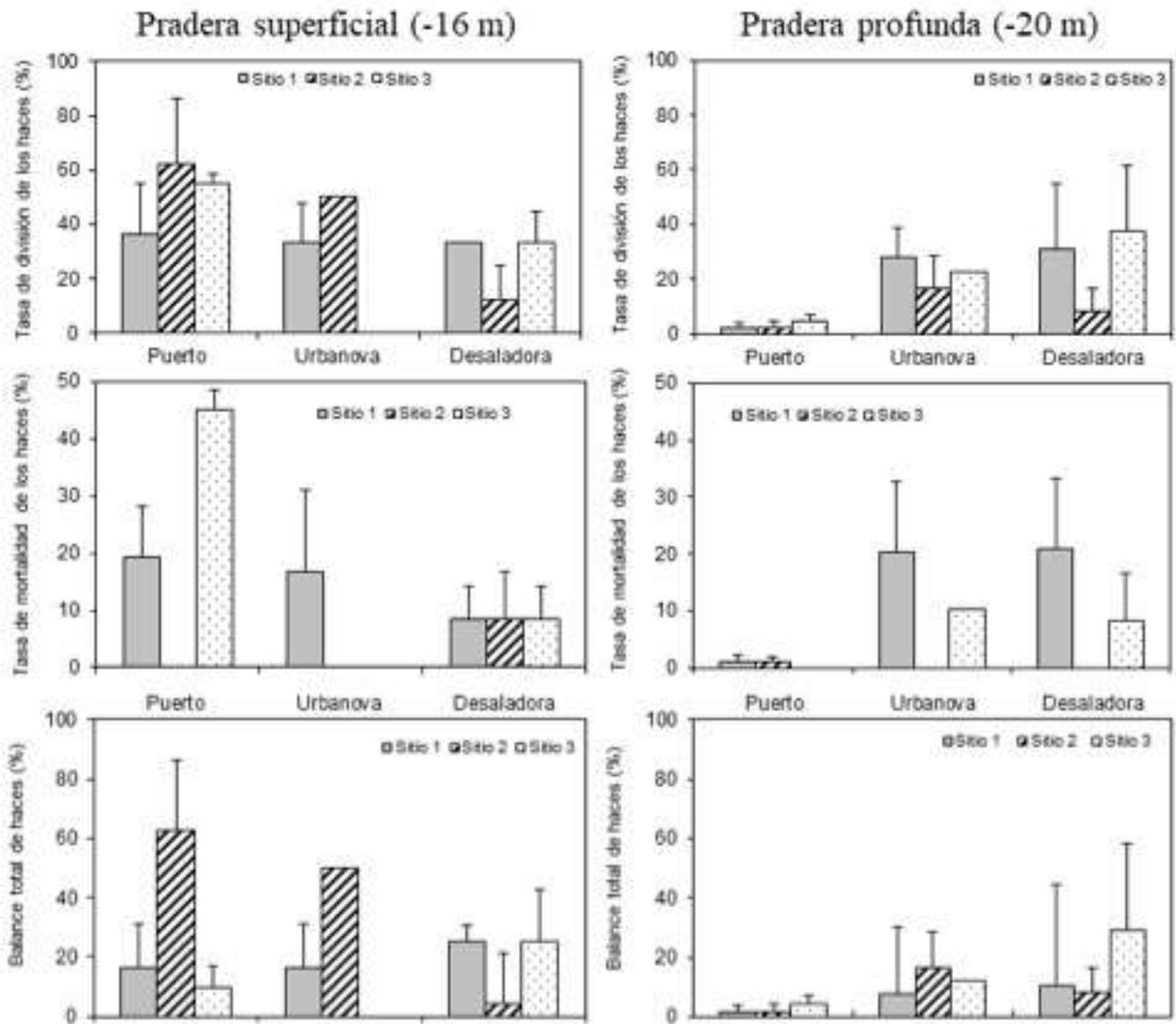


Figura 9. Representación gráfica de las tasas de división, mortalidad y balance de los haces marcados en las tres localidades (Control Urbanova, C. Puerto y Desaladora) separadas por sitio y profundidad (las barras representan el error típico).

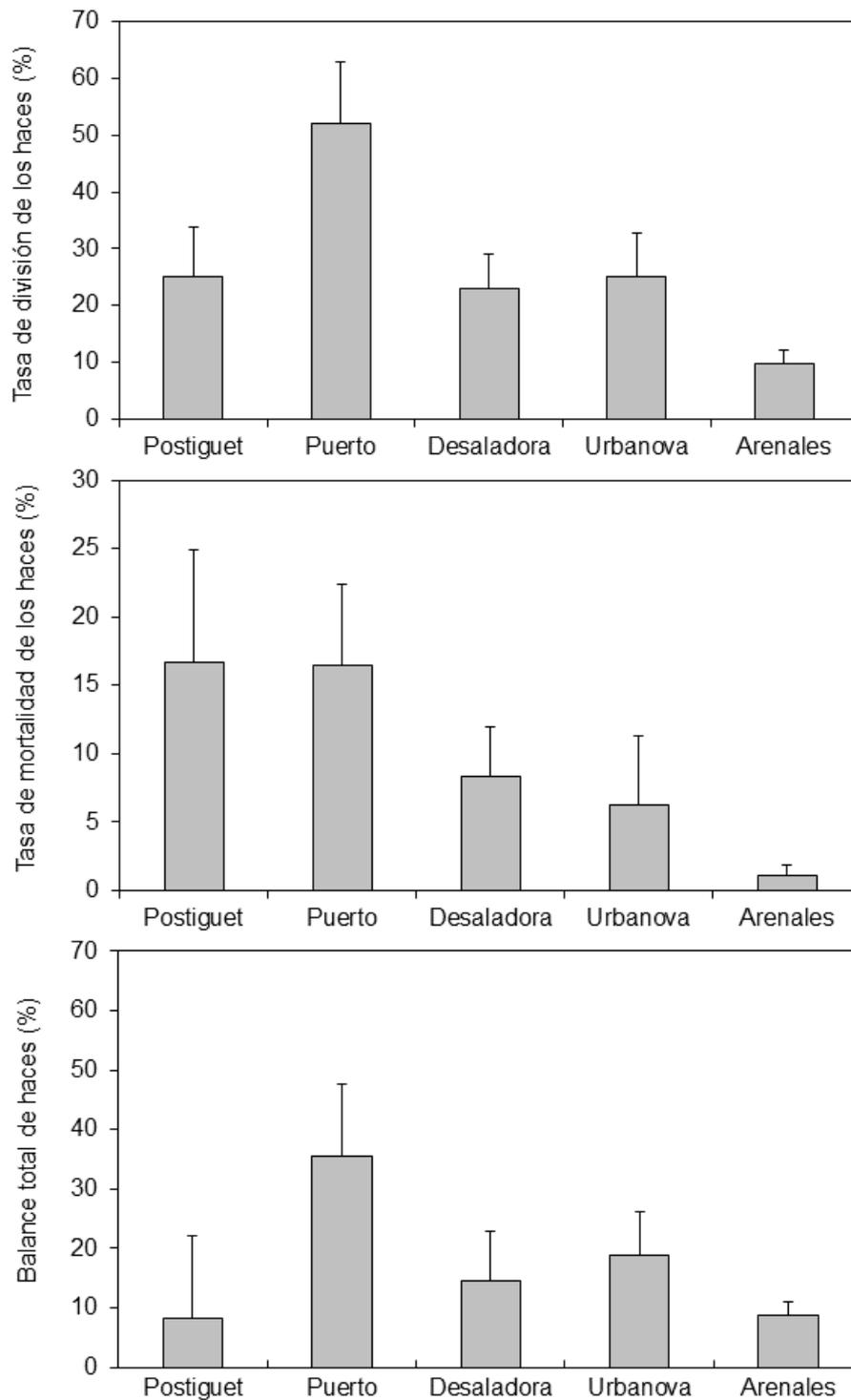


Figura 10. Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las cinco nuevas localidades (Postiguet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales) situadas a -17 m de profundidad (las barras representan el error típico).

Tabla 12. 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	77.824	0.09	*	16 m > 20 m P ₁₆ > U ₁₆ = D ₁₆ P ₂₀ = D ₂₀ = U ₂₀
	Profundidad = Pr	1	5008.855	9.02	ns	
	Sitio (Lo)	6	888.839	1.48	ns	
	Lo*Pr	2	4656.959	8.38	*	
	Pr*Sitio (Lo)	6	555.584	0.93	ns	
	Residual		54	599.036		
Tasa de mortalidad	Localidad = Lo	2	7.847	0.02	ns	
	Profundidad = Pr	1	268.097	0.90	ns	
	Sitio (Lo)	6	483.277	2.74	*	
	Lo*Pr	2	797.115	2.68	ns	
	Pr*Sitio (Lo)	6	297.670	1.68	ns	
	Residual		54	176.678		
Balance total	Localidad = Lo	2	48.376	0.05	ns	
	Profundidad = Pr	1	2959.316	4.09	ns	
	Sitio (Lo)	6	1033.894	1.09	ns	
	Lo*Pr	2	1686.020	2.33	ns	
	Pr*Sitio (Lo)	6	723.577	0.76	ns	
	Residual		54	947.698		

ii. Morfología de los haces

Se observa (Figura 11 y Tabla 13) que en el presente muestreo existen diferencias significativas varios de los descriptores de la morfología foliar de los haces de *Posidonia* entre las distintas localidades de estudio.

Tabla 13. Resumen de los ANOVAs realizados a los datos obtenidos en invierno del 2022 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	0.4333	0.62	ns	
	Profundidad = Pr	1	1.6333	2.33	ns	
	Lo*Pr	2	0.8333	1.19	ns	
	Residual	24	0.7000			
Longitud media foliar	Localidad = Lo	2	0.7177	0.02	ns	
	Profundidad = Pr	1	1351.8464	29.23	***	16 m < 20 m
	Lo*Pr	2	86.1161	1.86	ns	
	Residual	24	46.2454			
Anchura media foliar	Localidad = Lo	2	0.0154	4.43	ns	
	Profundidad = Pr	1	0.0211	3.25	*	16 m < 20 m
	Lo*Pr	2	0.0285	5.99	**	$P_{16} = U_{16} = D_{16}$ $P_{20} = D_{20} < U_{20}$
	Residual	24	0.0048			
Superficie foliar	Localidad = Lo	2	4105.8587	1.02	ns	
	Profundidad = Pr	1	36645.7740	9.09	**	16 m < 20 m
	Lo*Pr	2	10315.0034	2.56	ns	
	Residual	24	4033.5208			
Biomasa foliar	Localidad = Lo	2	0.0983	2.11	ns	
	Profundidad = Pr	1	0.9160	19.61	***	16 m < 20 m
	Lo*Pr	2	0.2670	5.72	**	$P_{16} = U_{16} = D_{16}$ $P_{20} = D_{20} < U_{20}$
	Residual	24	0.0467			
Carga de epífitos	Localidad = Lo	2	0.6437	6.64	**	$P > D = U$
	Profundidad = Pr	1	1.1179	11.52	**	16 m < 20 m
	Lo*Pr	2	0.2497	2.57	ns	
	Residual	24	0.0970			
Necrosis (%)	Localidad = Lo	2	872.7003	1.64	ns	
	Profundidad = Pr	1	1946.7593	3.66	ns	
	Lo*Pr	2	780.6141	1.47	ns	
	Residual	24	532.2354			
Herbivorismo (%)	Localidad = Lo	2	14.1531	3.42	*	$D > P = U$

Parámetro	Fuente de variabilidad	gl	CM	F	p	SNK
(transf. $\sqrt{x+1}$)	Profundidad = Pr	1	1.2292	0.30	ns	
	Lo*Pr	2	7.7196	1.87	ns	
	Residual	24	4.1390			

Cabe destacar que los haces de la localidad de Urbanova, a 20 m de profundidad, presentan una mayor anchura y biomasa foliar, que los haces del resto de praderas a igual profundidad.

Los haces de las praderas a 20 m de profundidad poseen una mayor biomasa de epífitos, superficie y longitud foliar. Además, la carga de epífitos, como en otros muestreos, es superior en la pradera cercana al Puerto. También se detecta una mayor presión por herbivoría en los haces de la pradera próxima a la Desaladora.

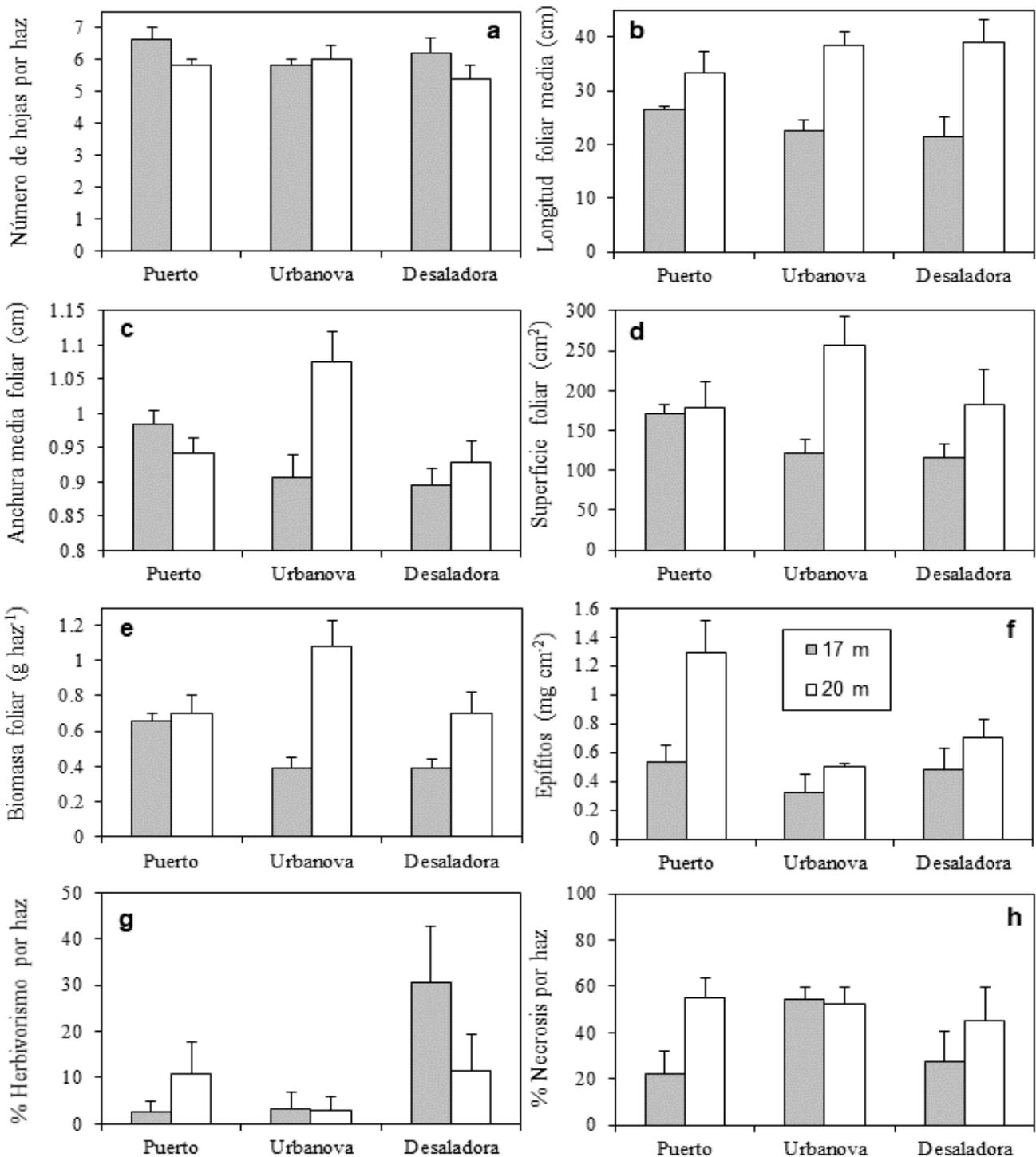


Figura 11. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a la pradera superficial (-17 m) y a la pradera profunda (- 20 m) de las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora; las barras representan el error típico).

Al comparar con las nuevas estaciones (Figura 12) se puede observar cómo, en general y de nuevo, la estación de Arenales, presenta haces más grandes, con mayor longitud, superficie y biomasa foliar. También se detecta un menor porcentaje de hojas necrosadas en los haces de esta localidad y del Postiguet, así como mayor porcentaje de marcas de herbivoría en los haces de la Desaladora.

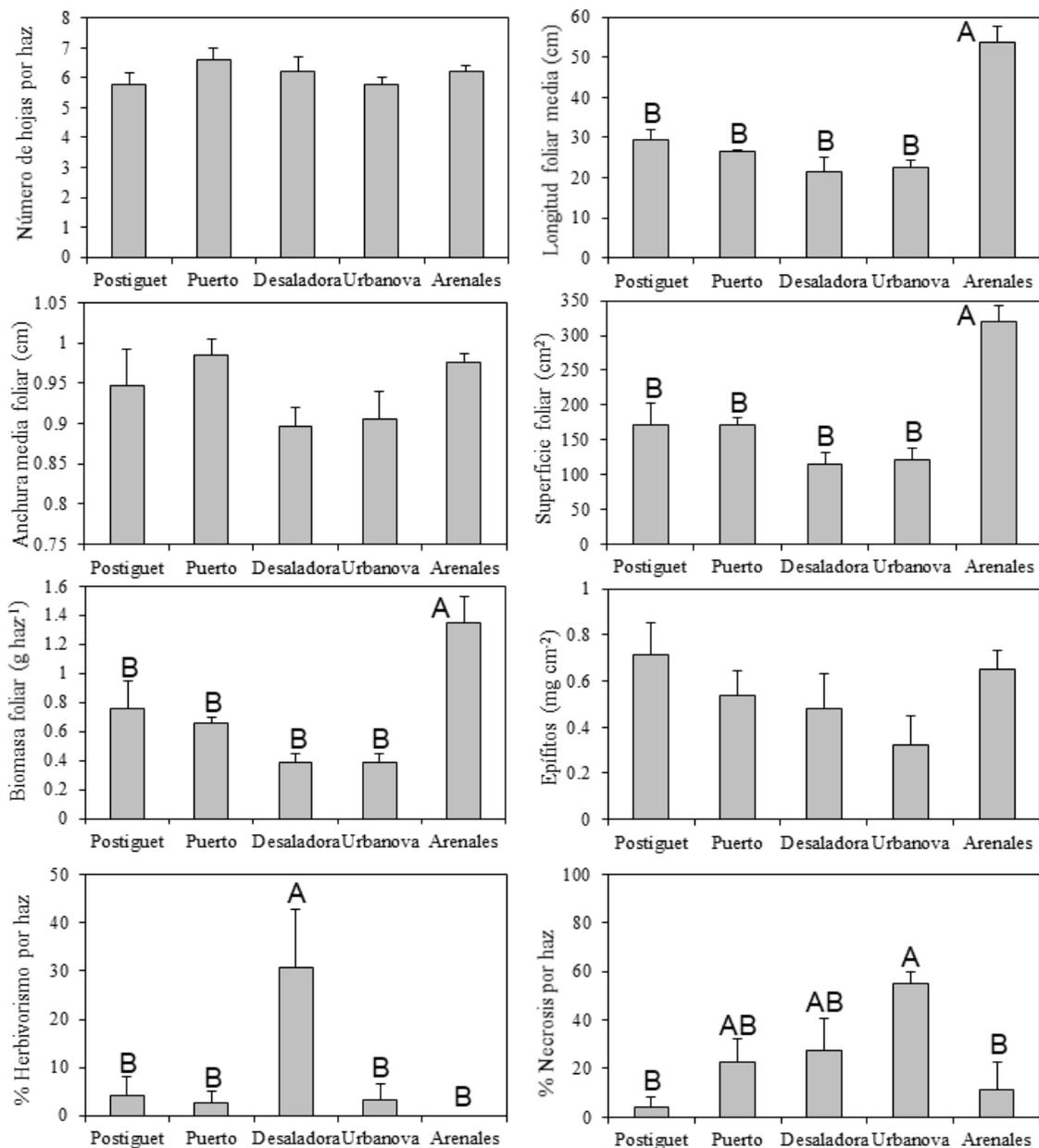


Figura 12. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a las cinco nuevas localidades (Postiguet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales) situadas a -17 m de profundidad. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

3.3.2. Resultados del seguimiento en verano de 2022

3.3.2.1. Evaluación del estado de la pradera de *Posidonia oceanica* en base a los nuevos descriptores

En el presente informe se han utilizado aquellos descriptores indicadores de calidad del ecosistema de *P. oceanica* según el informe de URS del 2008. Dichos descriptores fueron seleccionados según su respuesta y sensibilidad frente a distintas perturbaciones e impactos, abarcando diferentes niveles de organización biológica, desde un nivel fisiológico hasta el estructural.

3.3.2.2. Descriptores Fisiológicos y Bioquímicos

Estos descriptores se consideran los más específicos a la hora de detectar distintos tipos de perturbaciones e impactos, pudiendo ayudar a distinguir qué presión antrópica está afectando a la pradera de *P. oceanica* y en qué grado. A continuación, se mostrarán los resultados de estos descriptores según su relación con el aumento de la salinidad del agua asociado al vertido de la desaladora. También aquellos relacionados con aportes de nutrientes asociados al vertido de la EDAR Rincón de León, así como aquellos relacionados con una disminución de la disponibilidad lumínica o con la contaminación por metales pesados.

3.3.2.3. Descriptores relacionados con el aumento de la salinidad del agua

En este apartado se ha seguido la clasificación de descriptores fisiológicos y bioquímicos que podrían detectar un posible aumento de salinidad asociado a la desalinizadora según el informe de URS (2008). Según dicho informe, ante aumentos de salinidad se esperaría que la concentración de determinados aminoácidos en el rizoma de *P. oceanica* se viera afectada. Concretamente, se esperaría un aumento de la concentración de isoleucina, valina, ácido gamma-aminobutírico (GABA), treonina, triptófano y serina, así como una disminución en la concentración de alanina.

En el presente estudio únicamente se han detectado diferencias significativas en la concentración de valina, GABA y alanina (Figura 13, Tabla 14). Según los análisis realizados, la concentración de valina fue significativamente superior en las localidades de Urbanova frente a las del Puerto y las de Desaladora, a ambas profundidades. La concentración de GABA, al comparar las 5 localidades a 17 m de profundidad, era significativamente superior en las localidades de Puerto y Desaladora, mientras que al tener en cuenta la profundidad también se detecta un aumento de este aminoácido en la localidad de Urbanova a 20 m.

La concentración de alanina también muestra diferencias significativas al tener en cuenta la interacción con la profundidad, siendo superior en las localidades de Urbanova a 17 m y en la de Puerto a 20 m. La concentración del resto de aminoácidos no varía significativamente, aunque se puede observar cierta tendencia a una mayor concentración de isoleucina y prolina en la pradera de Desaladora a 17 m de profundidad (figura 13).

Según estos resultados, no se puede asociar un efecto del aumento de salinidad del vertido en la concentración de aminoácidos de las praderas más cercanas al mismo, ya que el único aminoácido indicador que presenta un aumento significativo en la localidad de la Desaladora, el GABA, también aumenta en la localidad del Puerto y no así en la de Urbanova (que se ha visto afectada por el vertido con mayor frecuencia que la localidad del puerto).

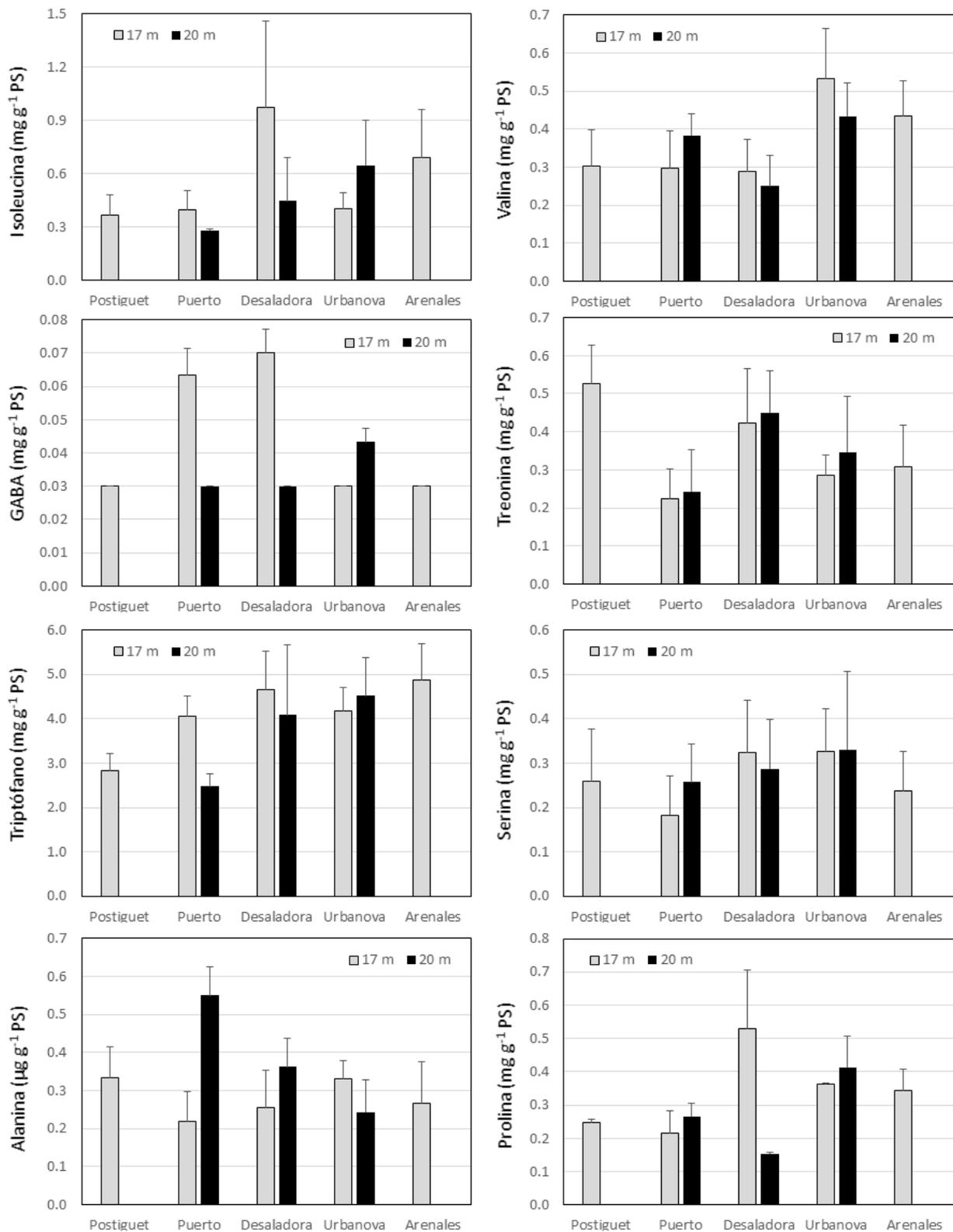


Figura 13. Representación de los valores medios de la concentración de aminoácidos relacionados con el aumento de la salinidad en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 3).

Tabla 14.. Resumen de los resultados de los ANOVAs y test SNK para la concentración de aquellos aminoácidos relacionados con el aumento de la salinidad en el agua.

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades	Diferencias entre profundidades	Interacciones entre localidades y profundidades
Isoleucina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Valina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	U > P ≈ D	n.s.	n.s.
GABA (mg g ⁻¹ PS)	D ≈ P > Po ≈ U ≈ A	D ≈ P > U	17 m > 20 m	D ₁₇ ≈ P ₁₇ > U ₁₇ U ₂₀ > D ₂₀ ≈ P ₂₀
Treonina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Triptófano (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Serina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Alanina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	17 m < 20 m	D ₁₇ ≈ P ₁₇ < U ₁₇ P ₂₀ > D ₂₀ ≈ U ₂₀
Prolina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

3.3.2.4. Descriptores relacionados con aportes de nutrientes

El aporte de nutrientes puede generar un aumento en la concentración de gran parte de los aminoácidos analizados, especialmente en la glutamina y la asparagina. En este muestreo se vuelve a detectar un aumento significativo de glutamina en la localidad de la Desaladora a 17 m, tal y como se detectó en el 2008 (Tabla 15, figura 14). También se observa una mayor concentración de arginina y glutámico junto a asparagina en la localidad de la Desaladora frente a la de Postiguet. Esta tendencia no se puede asociar a los efectos del vertido de la desalinizadora, cuya salmuera no lleva asociada sustancias que puedan producir un aumento de nutrientes en el medio.

Tabla 15. Síntesis de los resultados de los ANOVAs y test SNK para la concentración de algunos de los aminoácidos relacionados con aportes de nutrientes.

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades	Diferencias entre profundidades	Interacciones entre localidades y profundidades
Aspártico (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	$P_{17} \approx U_{17} \approx D_{17}$ $P_{20} \approx U_{20} > D_{20}$
Glutámico + Asparagina (mg g ⁻¹ PS)	$D > P_o$	n.s.	n.s.	n.s.
Glutamina (mg g ⁻¹ PS)	$D > P_o \approx P \approx U \approx A$	$D > U \approx P$	17 m > 20 m	$D_{17} > U_{17} \approx P_{17}$ $U_{20} > D_{20} \approx U_{20}$
Glicina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Arginina (mg g ⁻¹ PS)	$D > P_o$	$P < D \approx U$	n.s.	$P_{17} \approx D_{17} \approx U_{17}$ $P_{20} < U_{20}$

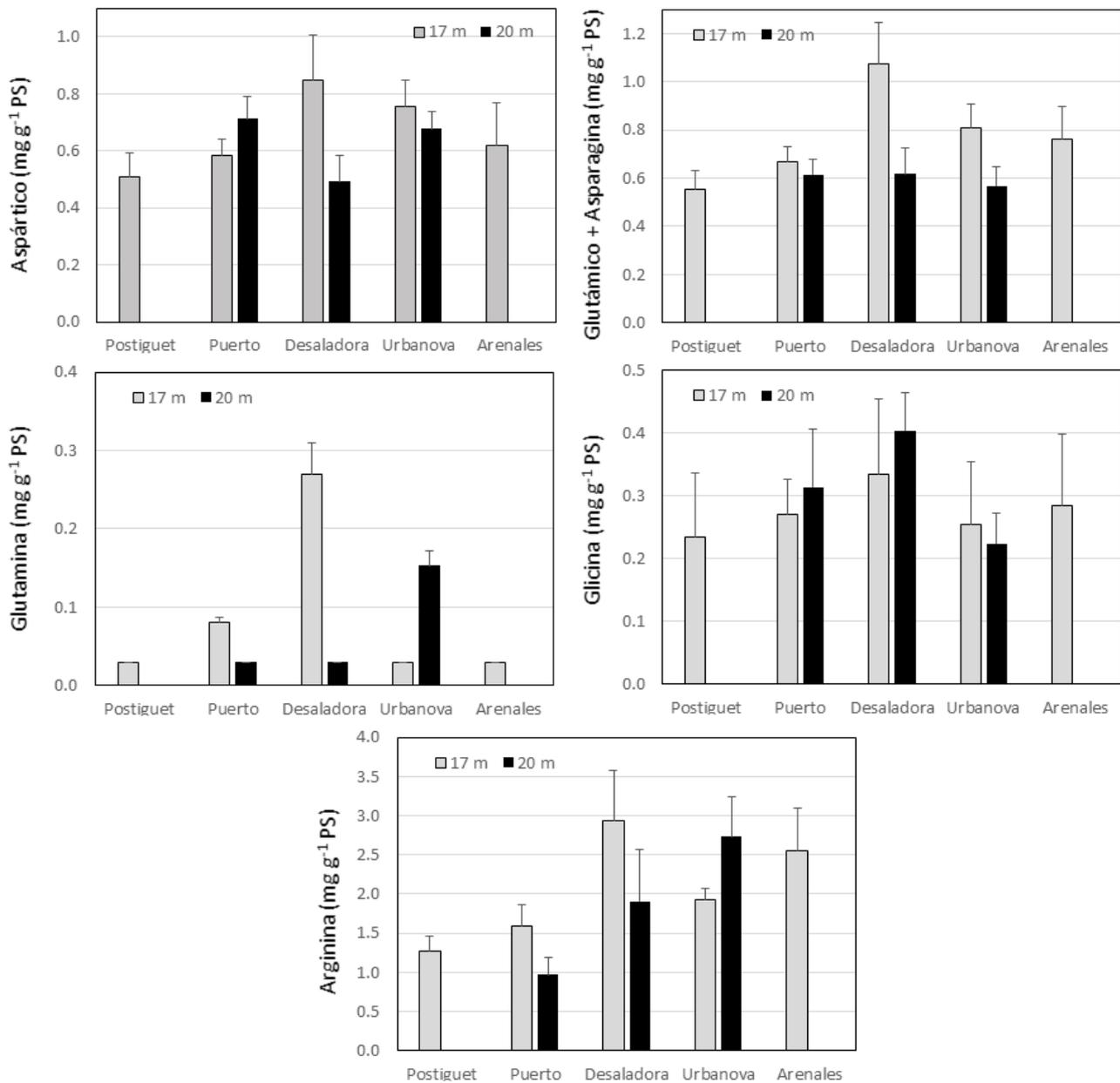


Figura 14. Representación de los valores medios de la concentración de aminoácidos relacionados con los aportes de nutrientes en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 3).

Otros descriptores relacionados con los aportes de nutrientes son la concentración de nitrógeno y la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ en rizomas. En el presente estudio no se han detectado diferencias significativas en la concentración de nitrógeno en los rizomas (figura 15, Tabla 16), aunque se observa una menor concentración de este elemento en la localidad control de Arenales.

Sí se detecta una mayor concentración significativa de $\delta^{15}\text{N}$ en la localidad de Urbanova, seguida por la de la Desaladora a 17 m. Esta tendencia ya se detectó en el año 2008, aunque este año se observa un mayor enriquecimiento en $\delta^{15}\text{N}$ en los haces de la pradera de Urbanova. Por último, la localidad control de Arenales muestra menores concentraciones de este isótopo respecto a la localidad de la Desaladora.

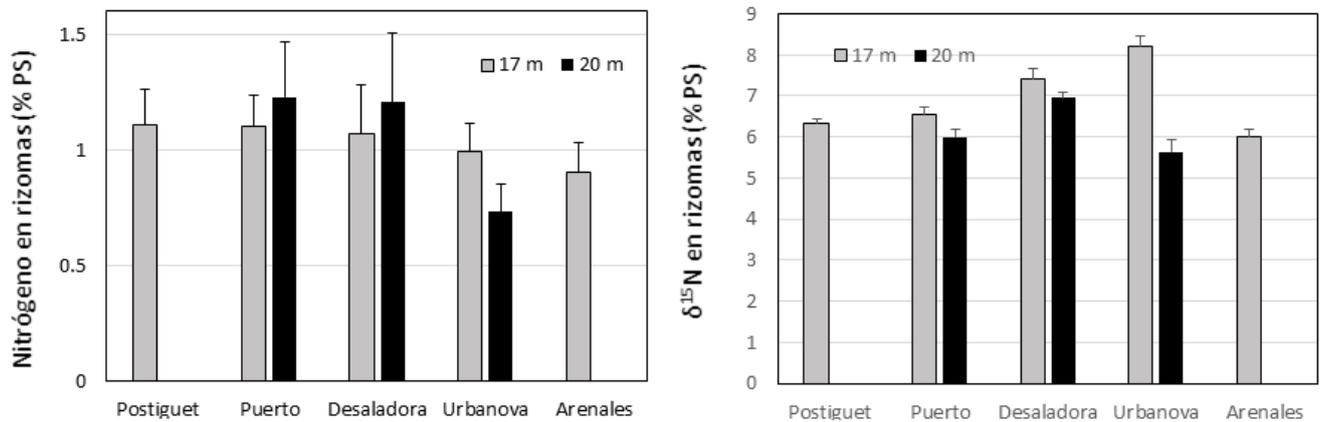


Figura 15. Representación de los valores medios de la concentración de N y de la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ en los rizomas de las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 3).

Tabla 16.. Sumario de los resultados de los ANOVAs y test SNK para la concentración de nitrógeno y la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ en rizomas, descriptores relacionados con aportes de nutrientes.

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades	Diferencias entre profundidades	Interacciones entre localidades y profundidades
Nitrógeno en rizomas (% PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
$\delta^{15}\text{N}$ en rizomas (% PS)	A < D	P < D \approx U	17 m > 20 m	P ₁₇ < D ₁₇ < U ₁₇ P ₂₀ \approx U ₂₀ < D ₂₀

3.3.2.5. Descriptores relacionados con la reducción de la disponibilidad lumínica

Una reducción en la irradianza disponible para la pradera de *P. oceanica* causa una reducción en la fotosíntesis, y por lo tanto en la producción de carbono y sacarosa, y en la acumulación de reservas en forma de almidón en los rizomas de la planta. Concretamente, en el presente estudio se ha detectado una reducción significativa en la concentración de sacarosa en los rizomas de las praderas de Urbanova y Desaladora a 17 m (figura 16, Tabla 17).

Por otra parte, se ha detectado una menor concentración de almidón en la localidad del Postiguet y menor porcentaje de carbono en los rizomas de las localidades del Puerto. Mientras que la traza isotópica $\delta^{13}\text{C}$ es significativamente más negativa en el Puerto a 17 m y en Arenales. Algunos de estos resultados coinciden con los observados en el 2008, en el que también se detectaron menores concentraciones de sacarosa en Desaladora, así como menores trazas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ en Arenales, explicándose éstas por el posible autosombreado de los haces, y con la profundidad (al igual que en este muestreo), debido a la disminución de la irradianza disponible con la profundidad.

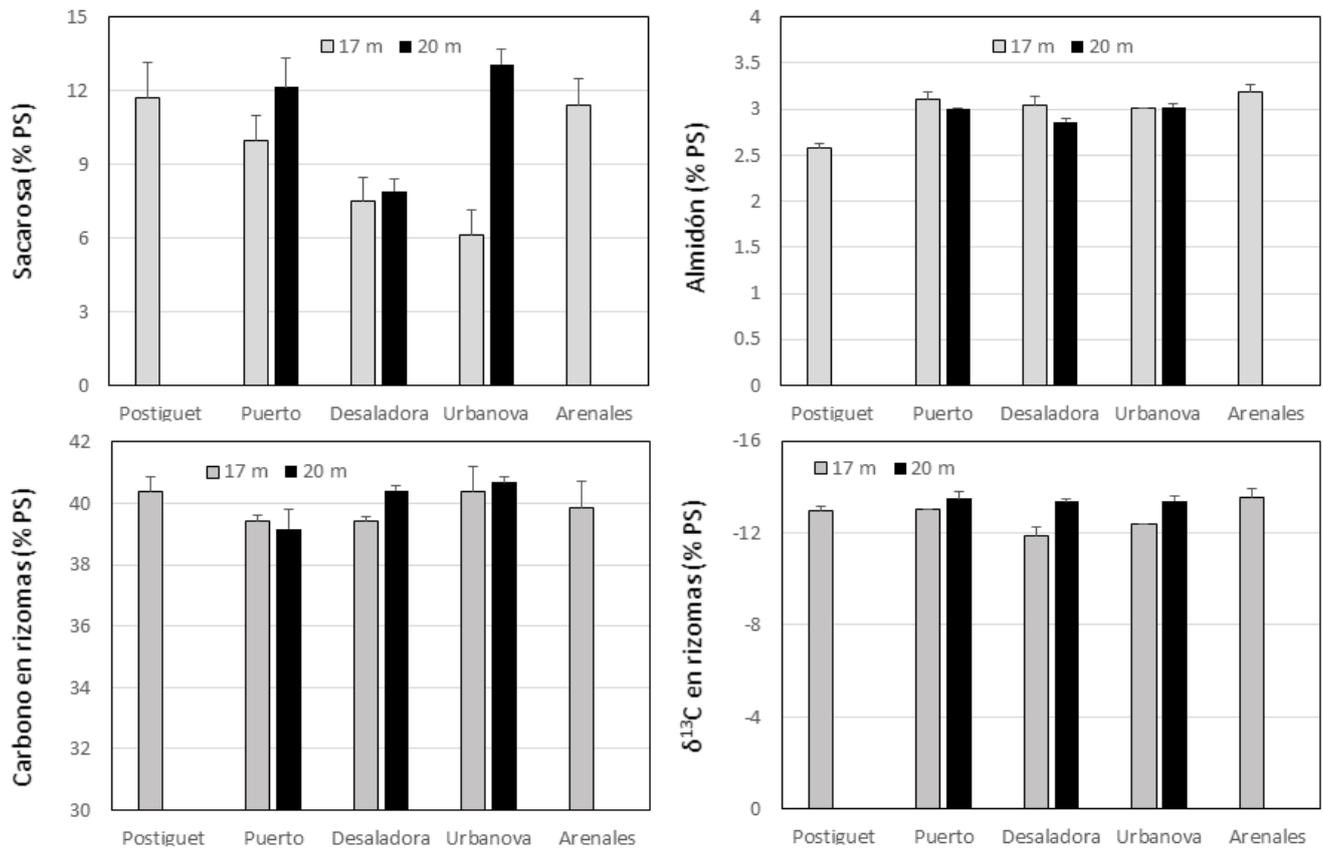


Figura 16. Valores medios de la concentración de sacarosa, almidón, carbono y traza isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ en los rizomas de las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 3).

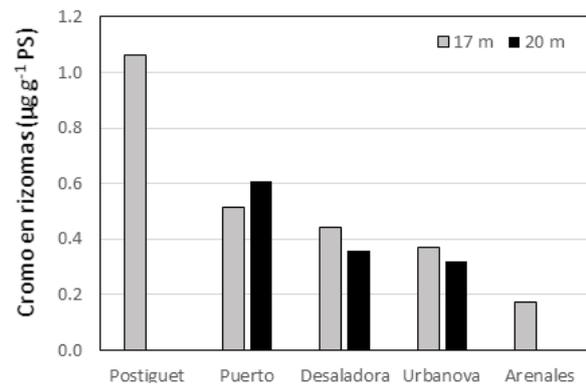
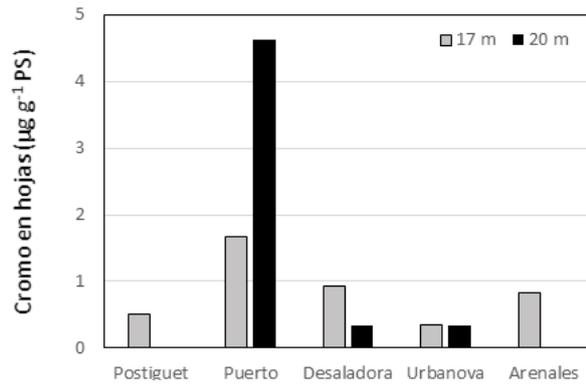
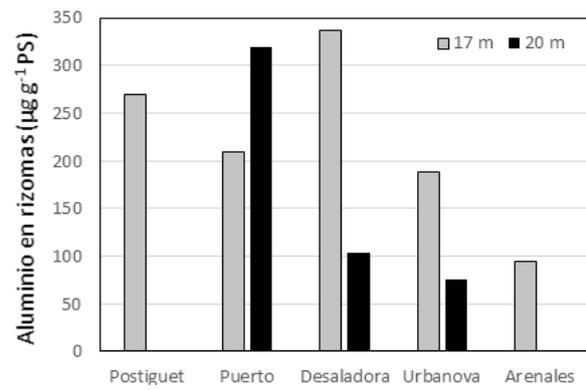
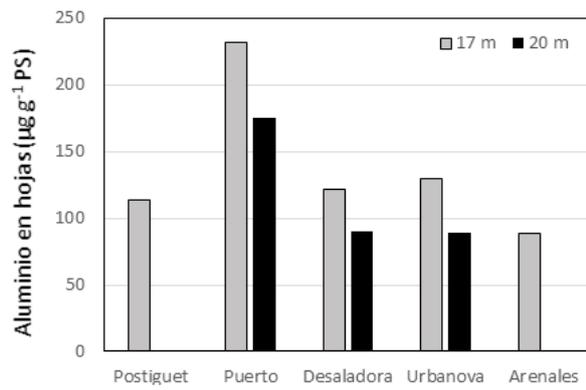
Tabla 17. Síntesis de los resultados de los ANOVAs y test SNK para la concentración de carbohidratos (sacarosa y almidón), carbono y la traza isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ en los rizomas, relacionados con la reducción de la disponibilidad lumínica.

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades	Diferencias entre profundidades	Interacciones entre localidades y profundidades
Sacarosa (% PS)	U < Po \approx P \approx A; U \approx D; D < Po \approx A	P \approx U > D	17 m < 20 m	P ₁₇ > D ₁₇ \approx U ₁₇ P ₂₀ \approx U ₂₀ > D ₂₀ .
Almidón (% PS)	Po < P \approx D \approx U \approx A	n.s.	17 m > 20 m	n.s.
Carbono en rizomas (% PS)	n.s.	P < U	n.s.	n.s.

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades	Diferencias entre profundidades	Interacciones entre localidades y profundidades
$\delta^{13}\text{C}$ en rizomas (% PS)	$D > P_o \approx P \approx A; U > A$ $D \approx U; P_o \approx P \approx U$	$P > D$	$17\text{ m} > 20\text{ m}$	$P_{17} < U_{17} \approx D_{17}$ $P_{20} \approx D_{20} \approx U_{20}$

3.3.2.6. Descriptores relacionados con contaminación metálica

Aunque no se han podido analizar estadísticamente los datos de metales pesados, debido a la falta de replicación, en las figuras 17 y 18 se pueden observar algunas tendencias. La concentración de aluminio, hierro, níquel, cobre y plomo en las hojas de *Posidonia* muestra valores mayores en la localidad del Puerto a 17 m de profundidad, probablemente debido a la actividad portuaria. También se observan valores más elevados en las hojas de *Posidonia oceanica* de cromo en el Puerto a 20 m, de arsénico en el Postiguet y de cadmio en Arenales. Mientras que en la pradera de la Desaladora se observan mayores concentraciones de manganeso en las hojas y de aluminio en el rizoma.



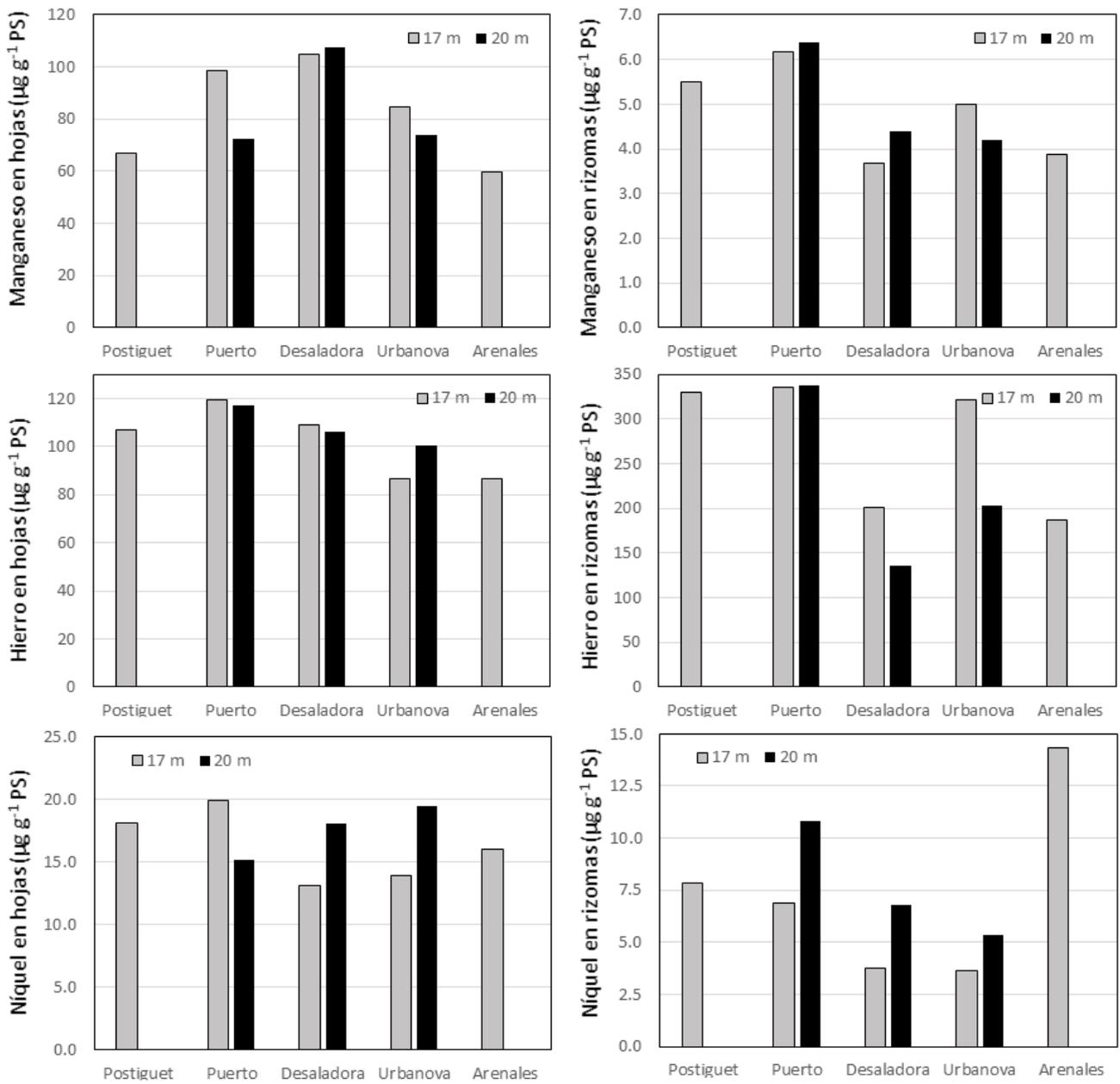
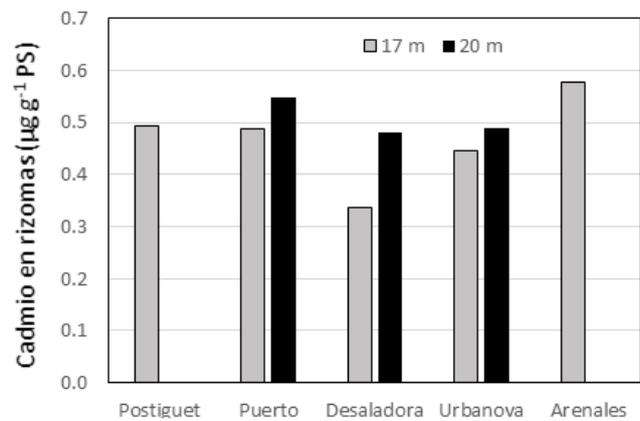
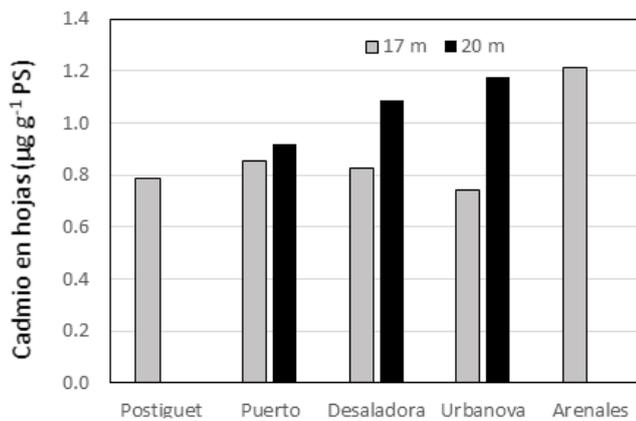
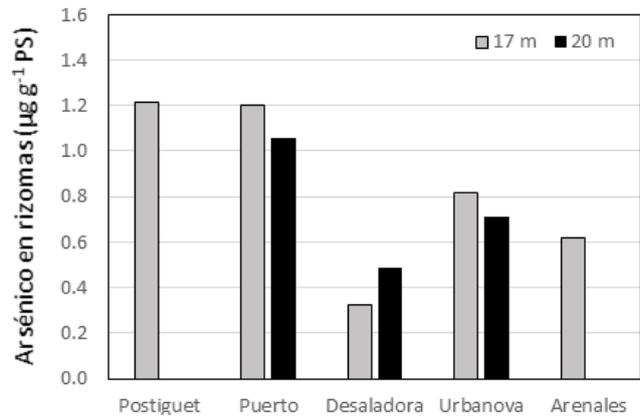
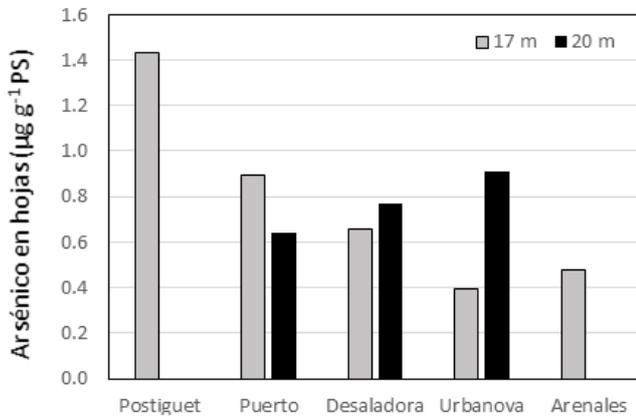
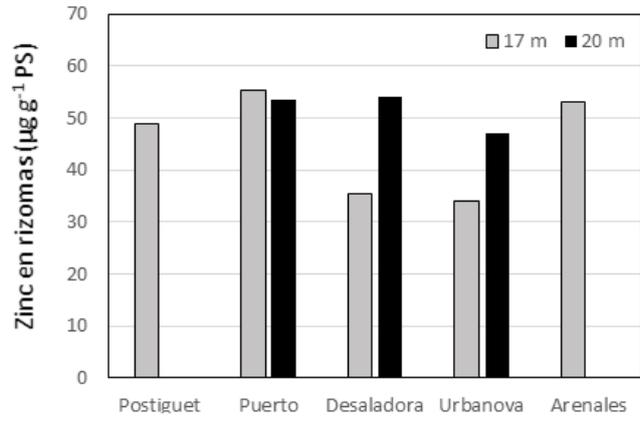
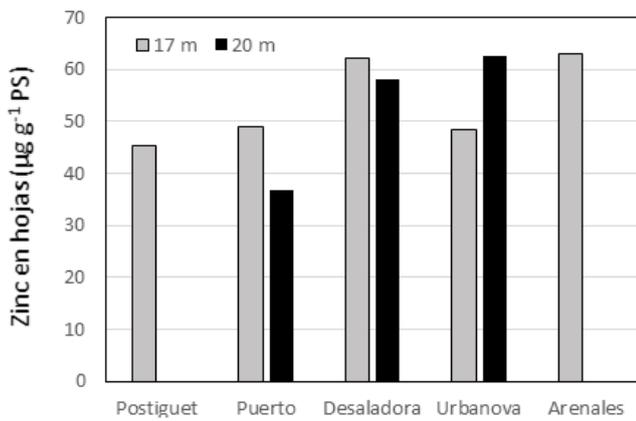
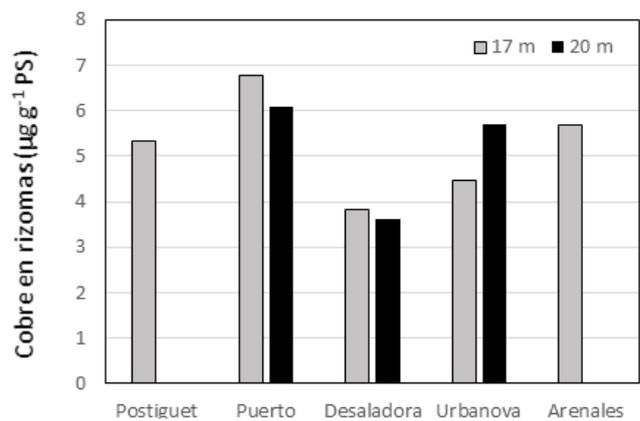
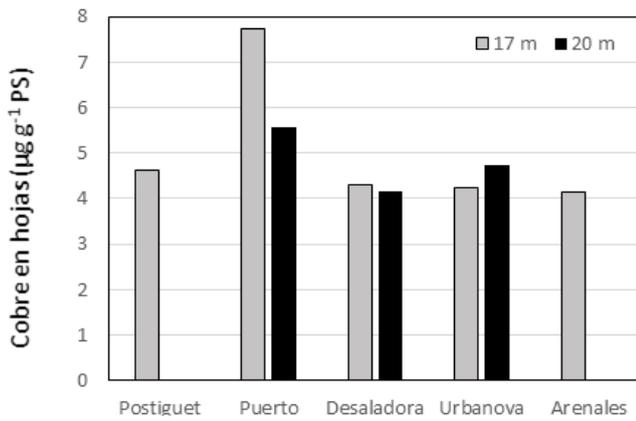


Figura 17. Valores medios de la concentración de metales en las hojas y rizoma de *Posidonia* en las 8 localidades de estudio.



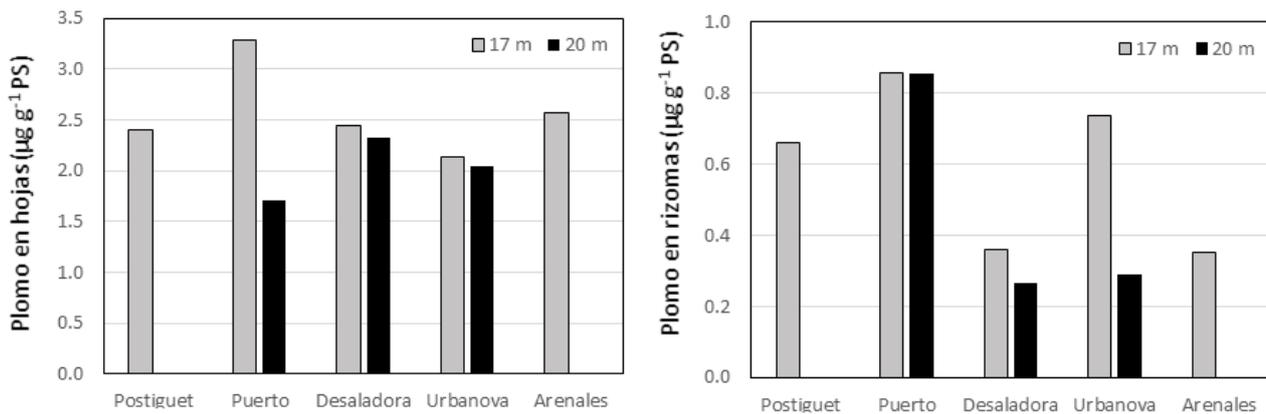


Figura 18. Valores medios de la concentración de metales en las hojas y rizoma de *Posidonia* en las 8 localidades de estudio.

3.3.2.7. Descriptores morfológicos del haz

La morfología de los haces de *P. oceanica* puede sufrir cambios ante determinadas presiones antrópicas. En el presente muestreo se han detectado diferencias significativas en la longitud foliar media, la longitud máxima del peciolo y en la superficie foliar entre las dos profundidades estudiadas (Fig. 7, Tabla 18).

Como se puede observar estos descriptores muestran valores más reducidos en las localidades más someras, que presentan haces más pequeños, como se lleva observando desde hace años debido a la regresión de la pradera en su límite superior.

También se detecta que los haces de las localidades próximas a la Desaladora, a las dos profundidades, presenta anchuras foliares significativamente menores a los del Puerto. Mientras que en la localidad del Puerto a 20 m de profundidad los haces presentan mayor porcentaje de necrosis en sus hojas.

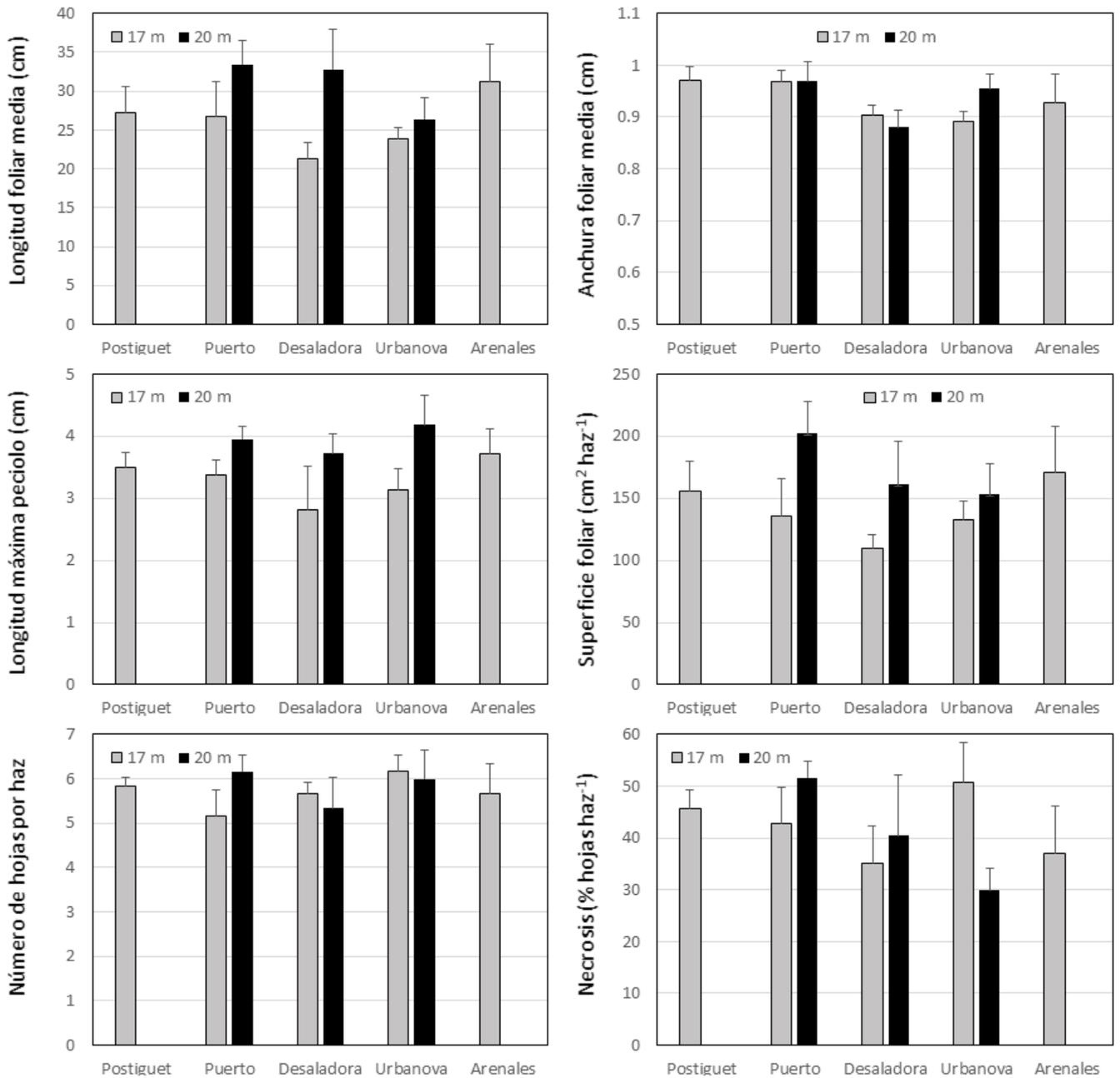


Figura 19. Representación de los valores medios de la morfología de los haces de *Posidonia oceanica* en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 6).

Tabla 18. Síntesis de los resultados de los ANOVAs y test SN, para algunos de los descriptores morfológicos analizados en los haces de *Posidonia oceanica*.

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades	Diferencias entre profundidades	Interacciones entre localidades y profundidades
Longitud foliar media (cm)	n.s.	n.s.	17 m < 20 m	n.s.
Anchura foliar media (cm)	n.s.	D < P	n.s.	n.s.
Longitud máx. peciolo (cm)	n.s.	n.s.	17 m < 20 m	n.s.
Sup. foliar (cm ² haz ⁻¹)	n.s.	n.s.	17 m < 20 m	n.s.
Número de hojas por haz	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Necrosis (hojas haz ⁻¹)	n.s.	n.s.	n.s.	$P_{17} \approx D_{17} \approx U_{17}$ $P_{20} > U_{20}$

Al analizar los descriptores obtenidos mediante lepidocronología no se detectan diferencias significativas en el crecimiento del rizoma entre las distintas estaciones en los dos últimos años, pero sí en la producción de hojas (figura 20, Tabla 19).

En el periodo estudiado la localidad de la Desaladora, a ambas profundidades, produjo un menor número de hojas por haz que el resto de localidades. Sin embargo, tal y como se ha visto al analizar el número de hojas por haz en el último año esa tendencia puede haber cambiado (figura 19, Tabla 5).

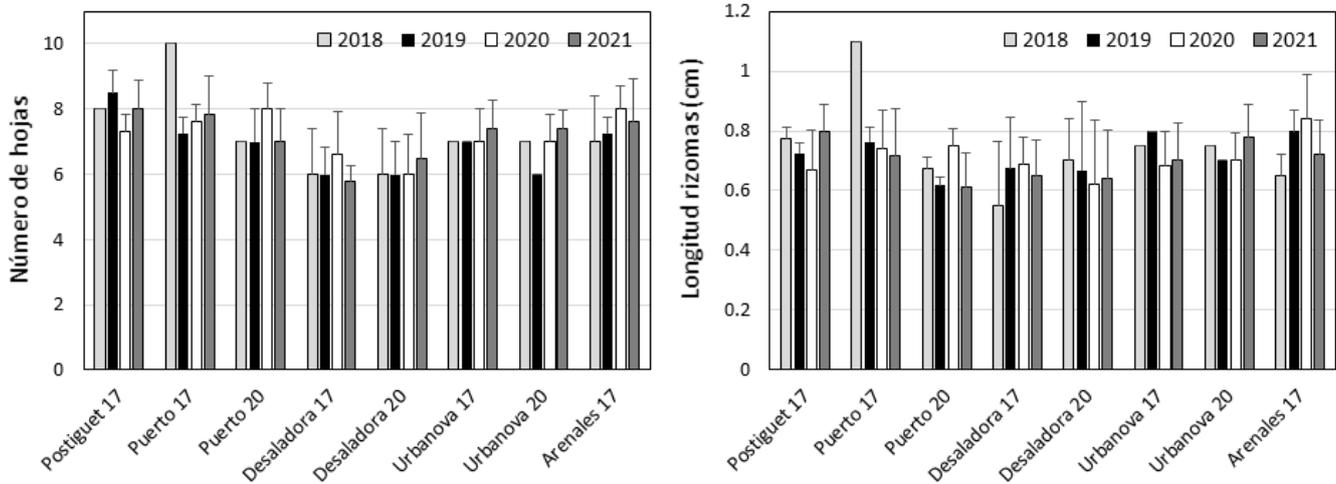


Figura 20. Representación de los valores medios del número de hojas y crecimiento del rizoma estimados por lepidocronología en los haces de *Posidonia* en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 6).

Tabla 19. Síntesis de los resultados de los ANOVAs y test SNK para los descriptores obtenidos por lepidocronología de los haces de *P. oceanica*.

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades	Diferencias entre profundidades	Interacciones entre localidades y profundidades
Número de hojas	D < P ≈ U ≈ A	D < P ≈ U	n.s.	n.s.
Longitud máx. peciolo (cm)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

3.3.2.8. Descriptores estructurales de la pradera

Además de los descriptores estructurales analizados en el informe de URS del 2008 (densidad, cobertura, mata muerta y descalzamiento), se añaden el porcentaje de haces plagiotropos y el índice de conservación (IC). En el presente muestreo se ha detectado que la densidad de la pradera es significativamente menor en la localidad de la Desaladora a 17 m, con valores similares a los que se observan en la localidad del Postiguet (Tabla 20, figura 21). Los datos de cobertura e IC también fueron

significativamente menores en la Desaladora a 17 m, lo opuesto a lo observado para el porcentaje de mata muerta. Mientras que la localidad control de Arenales mostraba valores significativamente menores de mata muerta y superiores de IC. El descalzamiento fue significativamente menor en los haces del Postiguet, que se encontraban más enterrados en el sedimento.

En general, estos datos confirman la degradación ya detectada en las praderas de la zona de estudio. Sin embargo, este tipo de descriptores pueden ser el reflejo de presiones muy diversas y suelen ser bastante “estables” en el tiempo, excepto ante una perturbación extrema.

Tabla 20. Síntesis de los resultados de los ANOVAs y test SNK para los descriptores estructurales de la pradera (densidad, porcentaje de haces plagiotropos, cobertura de *Posidonia* viva y de mata muerta, Índice de Conservación y descalzamiento).

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades	Diferencias entre profundidades	Interacciones entre localidades y profundidades
Densidad (haces m ⁻²)	D ≈ Po < P ≈ U ≈ A	n.s.	17 m > 20 m	P ₁₇ ≈ U ₁₇ > D ₁₇ P ₂₀ ≈ D ₂₀ ≈ U ₂₀
Plagiotropos (% haces)	Po > U	P > D > U	17 m > 20 m	D ₁₇ > U ₁₇ P ₂₀ > D ₂₀ ≈ U ₂₀
Cobertura (%)	n.s.	P ≈ D < U	n.s.	P ₁₇ ≈ U ₁₇ > D ₁₇ P ₂₀ ≈ D ₂₀ < U ₂₀
Mata muerta (%)	A < Po ≈ P ≈ U < D	D > P > U	17 m > 20 m	P ₁₇ ≈ U ₁₇ < D ₁₇ P ₂₀ ≈ D ₂₀ > U ₂₀
Índice de conservación	A > Po ≈ P ≈ U > D	P ≈ D < U	17 m < 20 m	P ₁₇ ≈ U ₁₇ > D ₁₇ P ₂₀ ≈ D ₂₀ < U ₂₀
Descalzamiento (cm)	Po < P ≈ D ≈ U ≈ A	n.s.	17 m < 20 m	P ₁₇ ≈ D ₁₇ ≈ U ₁₇ P ₂₀ ≈ D ₂₀ < U ₂₀

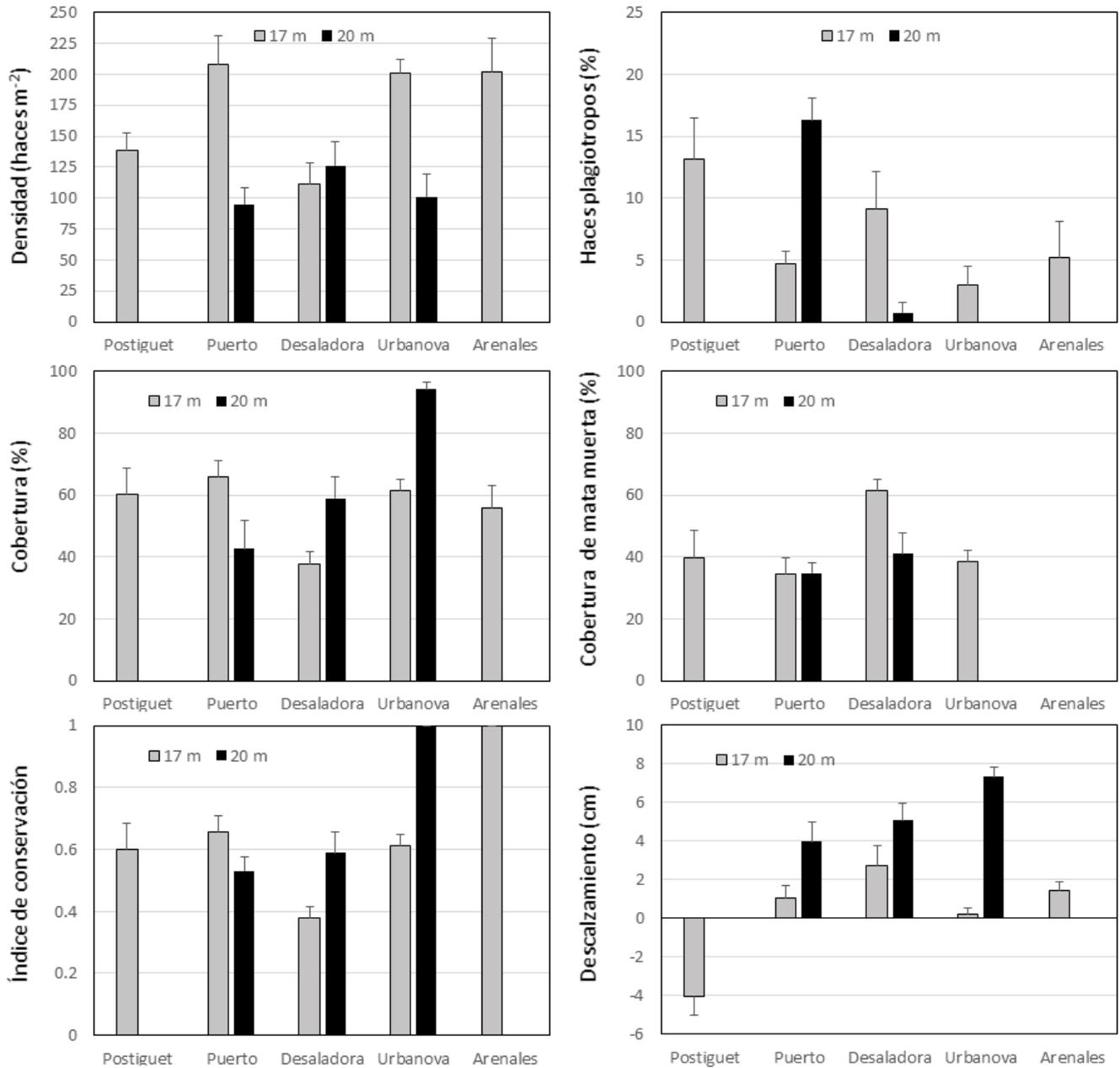


Figura 21. Valores medios de los descriptores estructurales de la pradera en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico.

3.3.2.9. Descriptores de la comunidad

En este muestreo no se detectan diferencias significativas en la presión de herbívoros sobre los haces de *Posidonia oceanica* de las distintas localidades estudiadas (figura 22, tabla 21). Sí se observa una mayor carga de biomasa de epífitos foliares en los haces de las praderas a 17 m. Aunque al analizar su concentración en carbono no se detectan diferencias significativas, pero sí en su contenido en nitrógeno.

Los epífitos de la localidad Desaladora a 17 m presentan una concentración significativamente mayor que los del resto de localidades, indicando cierto incremento en el aporte de nutrientes en la zona. Este aumento en nutrientes no se ha detectado en el contenido en nitrógeno en rizomas, pero sí en la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$.

En cuanto a la densidad de equinodermos, en el presente muestreo se siguen detectando individuos de este grupo en todas las localidades de estudio, aunque con densidades más reducidas a las detectadas en el año 2003.

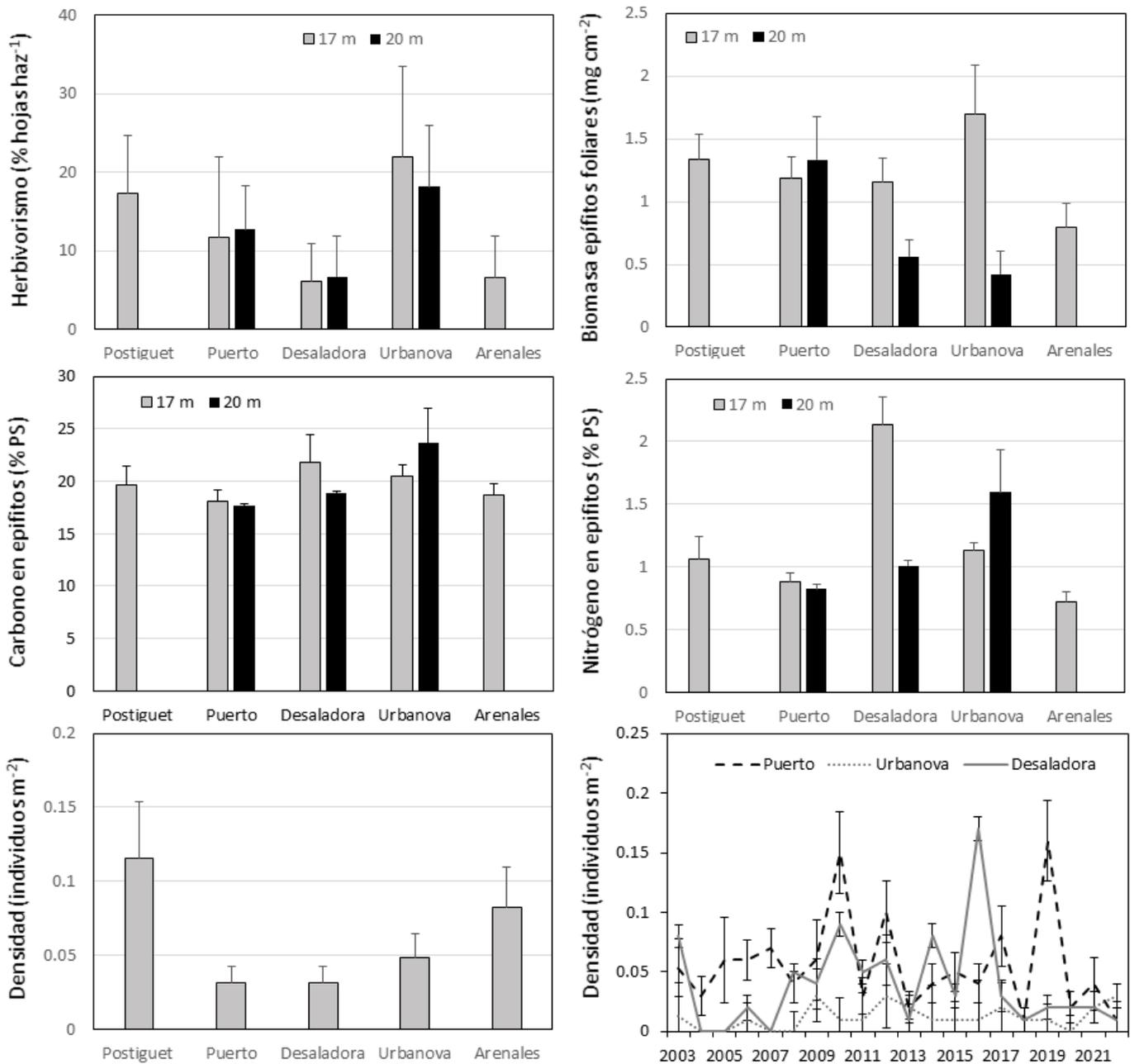


Figura 22. Valores medios de los descriptores asociados a la comunidad de la pradera de *Posidonia* en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico.

Tabla 21. Síntesis de los resultados de los ANOVAs y test SNK para los descriptores relacionados con la comunidad de *Posidonia oceanica*.

Descriptor	Diferencias entre localidades a 17 m	Diferencias entre localidades a dos profundidades / tiempos	Diferencias entre profundidades / tiempos	Interacciones entre localidades y profundidades / tiempos
Herbivorismo (% hojas haz^{-1})	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Epífitos (mg cm^{-2})	n.s.	n.s.	17 m > 20 m	n.s.
Carbono en epífitos (% PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Nitrógeno en epífitos (% PS)	$P_o \approx P \approx U \approx A < D$	$P < D \approx U$	n.s.	$P_{17} \approx U_{17} < D_{17}$ $P_{20} \approx D_{20} < U_{20}$
Equinodermos (individuos m^{-2})	n.s.	n.s.	2003 > 2022	2003: $P \approx D > U$ 2022: $P \approx D \approx U$

3.3.2.10. Combinación de descriptores mediante análisis multivariante

Al realizar un análisis multivariante se pueden incluir a la vez los distintos descriptores evaluados en los apartados anteriores y así recoger los efectos de las distintas presiones que actúan sobre las praderas estudiadas.

Cuando se tienen en cuenta todos los descriptores y se les aplica un análisis de componentes principales (ACP) se puede observar una clara segregación de la localidad Desaladora 17 m que se sitúa en el extremo negativo del componente 2, frente a la

mayoría de las localidades que quedan en la zona opuesta de este eje (figura 23). En cualquier caso, la variabilidad explicada por ambos componentes es de sólo un 57.9 %.

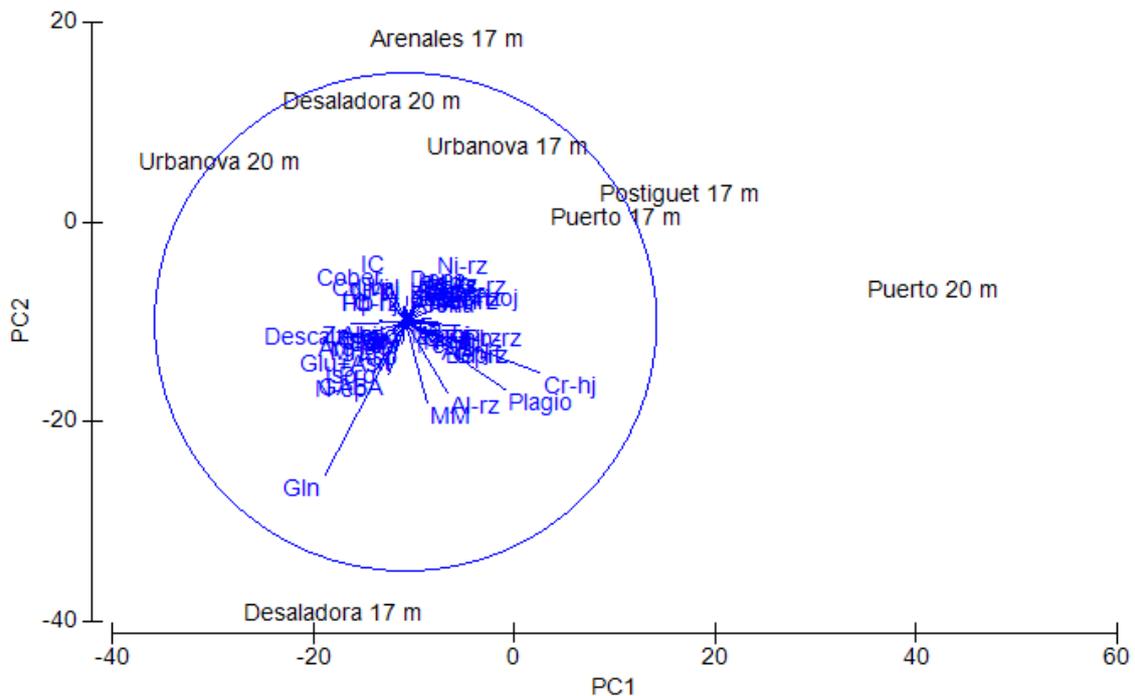


Figura 23. Análisis de los componentes principales realizado a todos los descriptores analizados en el presente trabajo en las 8 localidades de estudio.

En el primero de los análisis (figura 23) se puede observar que la información aportada por algunos de los descriptores es redundante, y es por ello que se repite el ACP con aquellos descriptores seleccionados en el informe realizado por URS en el 2008 (figura 24).

En este segundo análisis se sigue observando una segregación de la localidad Desaladora 17 m, situada en la parte negativa de los componentes 1 y 2, que puede reflejar la degradación de esta pradera. En este ACP la variabilidad explicada por ambos componentes sube hasta el 67.2 %. Además, en la representación de dicho análisis se puede observar como la mayoría de los descriptores correlacionados positivamente con el componente 2 son indicadores de buen estado de las praderas de *P. oceanica*

(densidad, cobertura, descalzamiento) frente a los correlacionados negativamente, como la cobertura de mata muerta o el porcentaje de haces plagiotropos.

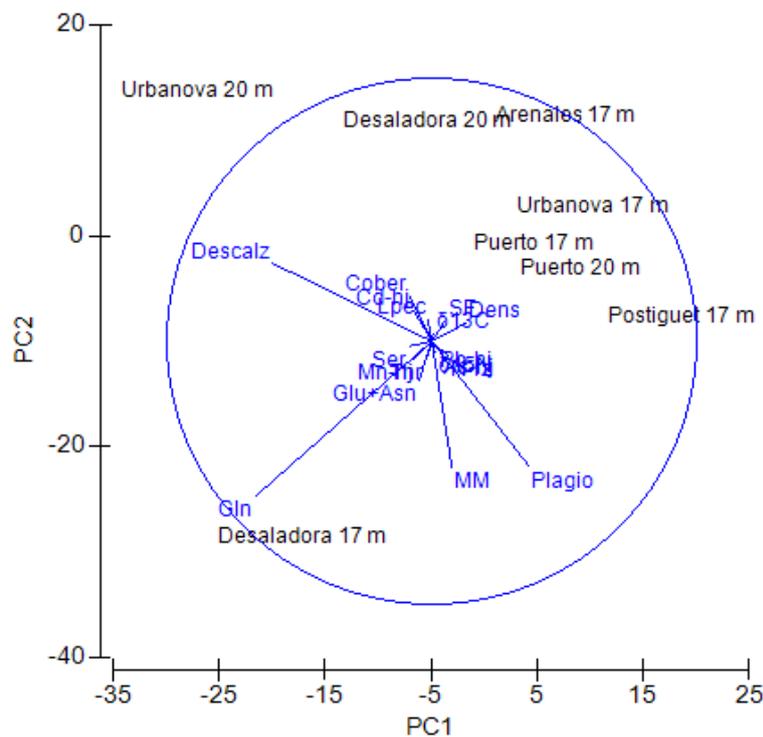


Figura 24. Análisis de los componentes principales realizado con los descriptores seleccionados en las 8 localidades de estudio.

3.3.2.11. Equinodermos y otras especies de interés

i. Invierno 2022

En la tabla 22 se describen las especies de equinodermos que se han encontrado en cada estación, y en la tabla 23 se incluye, además, la posible presencia de nacras (*Pinna nobilis*) y sabélicos (*Sabella spallanzanii*). En el muestreo de este año, siguen sin detectarse individuos de la especie *P. nobilis*. Mientras que entre los equinodermos las especies más abundantes siguen siendo las holoturias y la estrella de mar *Echinaster sepositus*, y en menor cantidad (sólo se observó un individuo) el erizo *Paracentrotus*

lividus. Además, continúan apareciendo equinodermos en todas las estaciones muestreadas.

Tabla 22. Listado de las especies de equinodermos que han aparecido en las localidades de estudio durante varios muestreos realizados durante el invierno.

Localidad	Tipo de fondo	Especies
Postiguet ₁₆	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Puerto ₁₆	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Desaladora ₁₆	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>Holothuria</i> sp. <i>Paracentrotus lividus</i>
Desaladora ₁₆ S	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Urbanova ₁₆ N	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Urbanova ₁₆	<i>P. oceanica</i> y mata muerta	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Arenales ₁₆	<i>P. oceanica</i>	<i>E. sepositus</i> <i>Holothuria</i> sp.
Puerto ₂₀	<i>P. oceanica</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 23. 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	+	+	

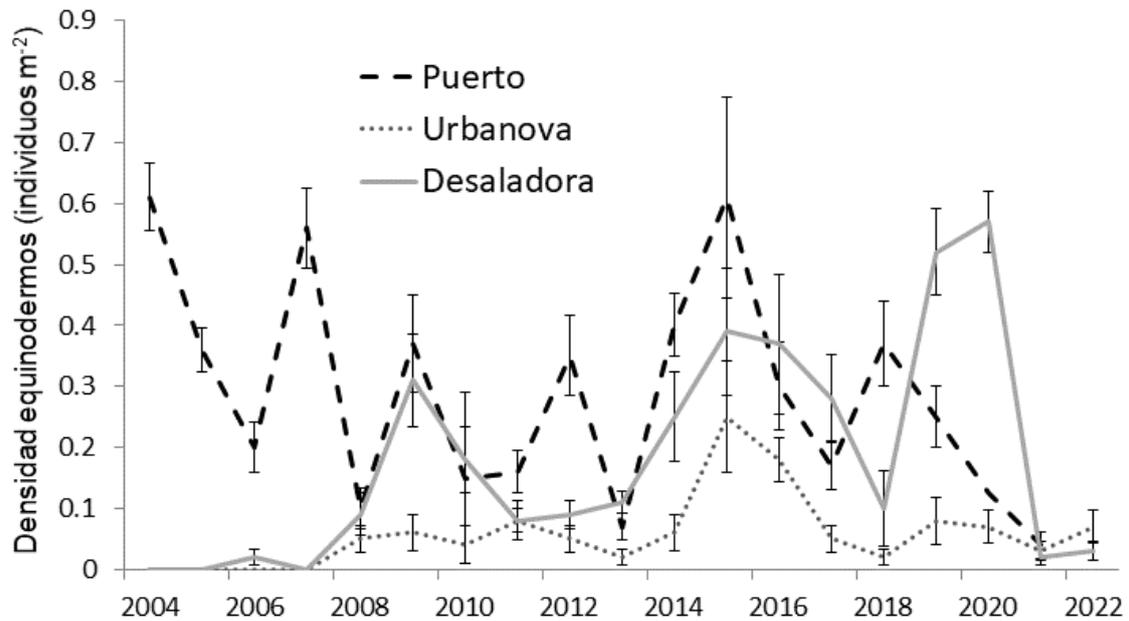


Figura 25. Evolución de la densidad media de equinodermos (número de individuos por m²) en tres localidades sobre pradera de *Posidonia oceanica* en invierno de los distintos años de estudio (2004-2022). Las barras representan el error típico.

En cuanto a la abundancia de equinodermos en este muestreo también se detectan diferencias significativas entre las distintas localidades, observándose una mayor densidad en la localidad del Postiguets (figura 26). Las densidades de estos organismos son similares a las de antes de la puesta en marcha de la desalinizadora (figura 25), excepto en la localidad del Puerto, donde sus valores se han reducido significativamente (Tabla 24).

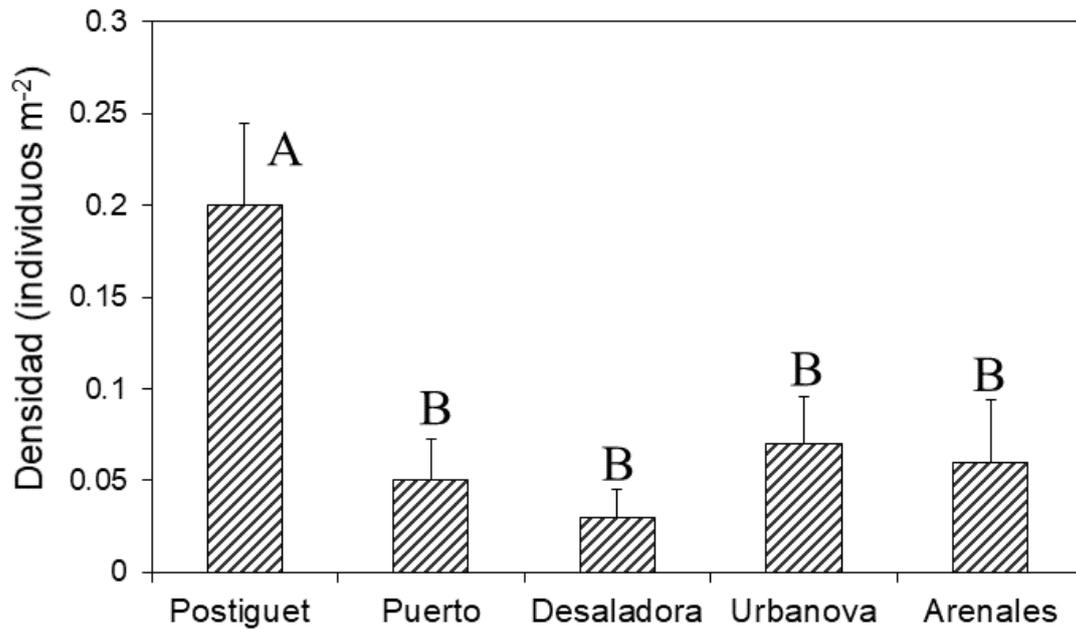


Figura 26. Densidad media de equinodermos (número de individuos por m²) en las cinco localidades de estudio sobre pradera de *Posidonia oceanica*. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

Tabla 24. 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 2019) 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	0.0001	0.01	ns	
	Localidad	2	0.0010	0.29	ns	A: $P_{16} > U_{16} = D_{16}$
	AD*Localidad	2	0.0143	4.26	*	
	Residual	54	0.0034			D: $P_{16} = U_{16} = D_{16}$

3.3.3. Sedimentos e infauna de fondos blandos del año 2022

3.3.3.1. Campaña de invierno del año 2022.

3.3.3.1.i.1. Sedimentos

3.3.3.1.i.1.1. Granulometría

El sedimento presenta una granulometría formada principalmente por arenas finas y fango, alternando su dominancia en función del transecto y la proximidad a la costa (Tabla 3.19).

Tabla 25. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en el invierno del 2022.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Grava	1,20	12,20	2,52	8,36	18,00	9,51	1,17	8,27	12,50
Arena Gruesa	1,79	17,52	4,65	4,82	20,78	11,15	0,98	11,92	15,69
Arena Media	16,53	8,86	5,43	23,79	8,35	8,85	1,57	8,03	13,73
Arena Fina	80,28	24,80	29,26	46,95	26,53	35,08	92,56	43,80	27,21
Fango	0,20	36,61	58,14	16,08	26,35	35,41	3,72	27,98	30,88

En las estaciones A1, B1, C1 y C2 la fracción arenas finas son la fracción más representada, con valores que llegan a superar el 80 % en las estaciones A1 y C1, con un máximo en esta última con un 92,56 %. Los fangos caracterizan las estaciones A2, A3, B2, B3 y C3, siendo sus valores superiores al 25 % en todos los casos, con un máximo de 58,14 % en A3. En la estación impacto, B1, se detecta un mayor contenido de arenas medias con alto valor de arenas finas.

Al comparar los valores obtenidos en esta última campaña con los de la campaña anterior, se observa como la granulometría se mantiene estable en la mayoría de las estaciones, detectándose variaciones en algunas de las fracciones granulométricas. Destacan las estaciones B1 y C3: en la estación B1 destacan los descensos en la fracción gruesa (grava, arenas gruesa y media), con bajadas muy importantes en la fracción de arenas gruesas (de 33,98 % en 2021 a 4,82 % en 2022) y arenas medias (de 43,96 % en

2021 pasa a 23,79 % en 2022). La fracción fina en esta estación aumenta notablemente, pasando las arenas finas de un 3,33 % en el invierno de 2021 a un 46,95 % en 2022, mientras que los fangos siguen la misma tendencia con un valor de 4,38 % en 2021 frente al 16,08 % de 2022.

En la estación C3 e invierte la tendencia observada en la B1, observándose como las fracciones más gruesas (gravas, arenas gruesas y medias) aumentan su porcentaje de representación, con valores inferiores al 5 % en el invierno de 2021 y valores superiores al 12 % en esta campaña (invierno 2022). Las fracciones finas de esta misma estación (arenas finas y fango) poseen una variación inversa, descendiendo sus valores por debajo del 30 % para esta campaña, mientras que en el invierno del 2021 estas fracciones superaban el 40 % de representación.

A continuación, en las figuras 27, 28 y 29, se muestran la representación gráfica de las diferentes fracciones (valores en %) en una escala temporal que va desde el invierno de 2004 al invierno de 2022.

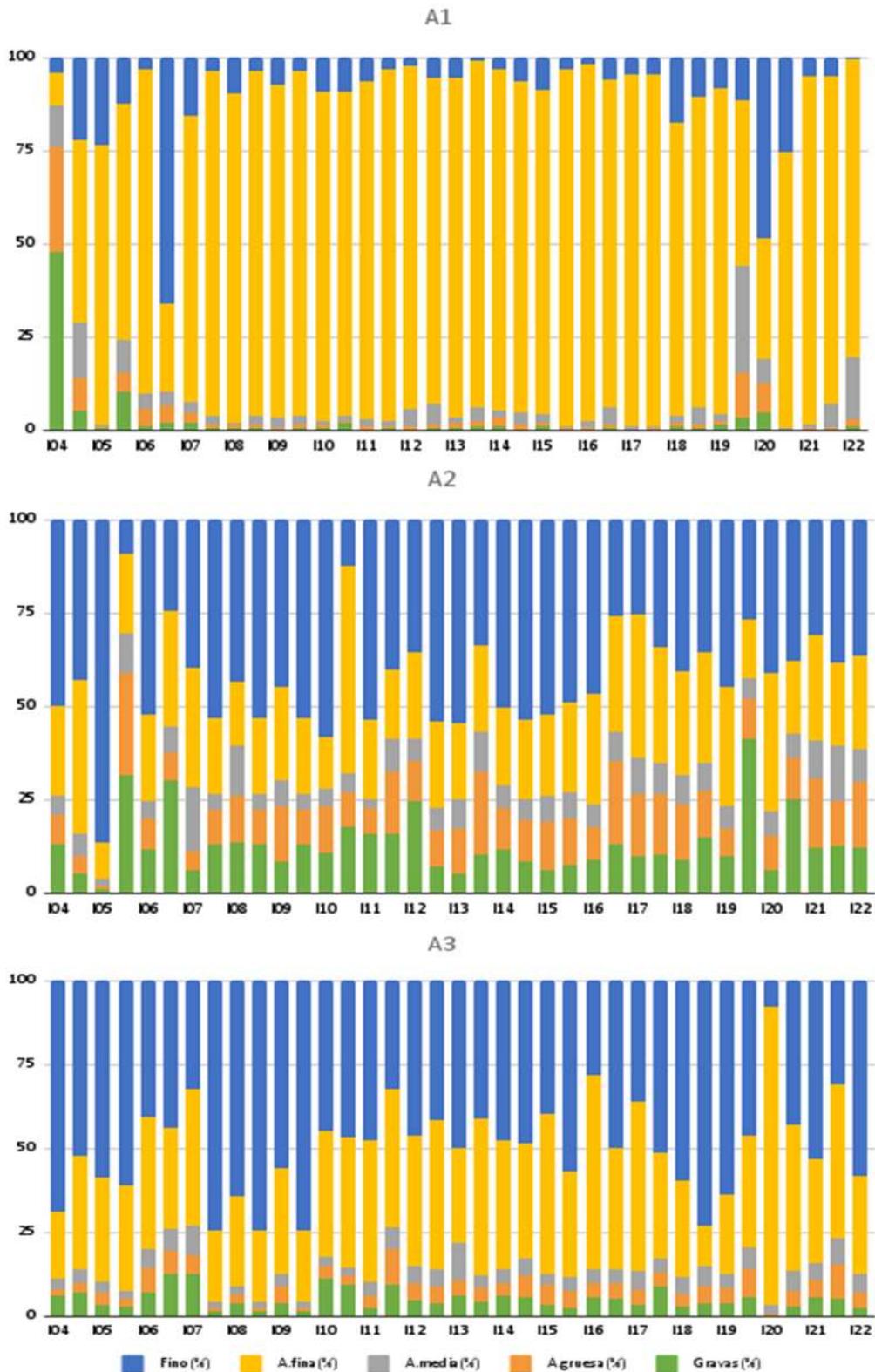


Figura 27. Porcentajes de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo del transecto A en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

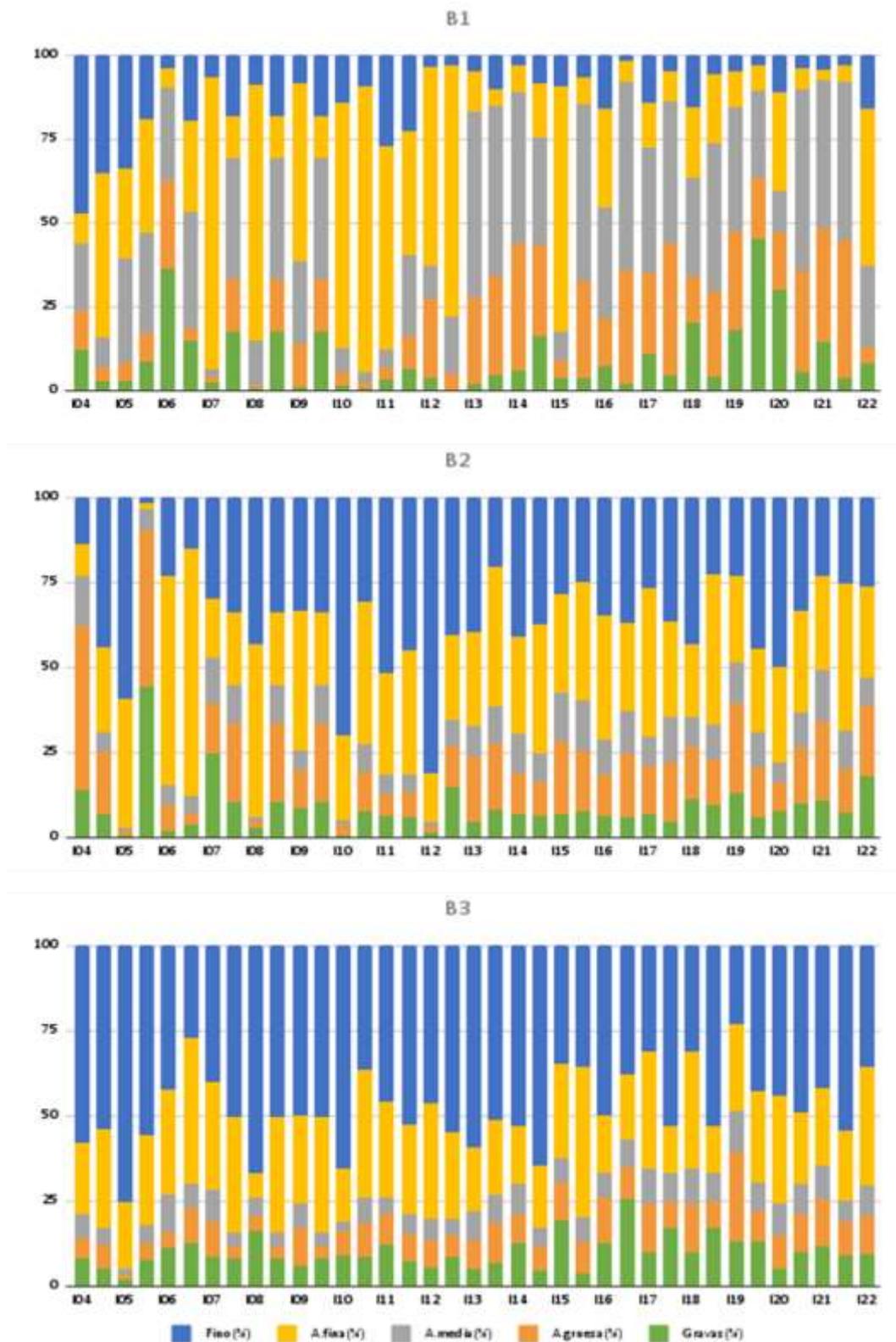


Figura 28. Porcentajes de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo del transecto B en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

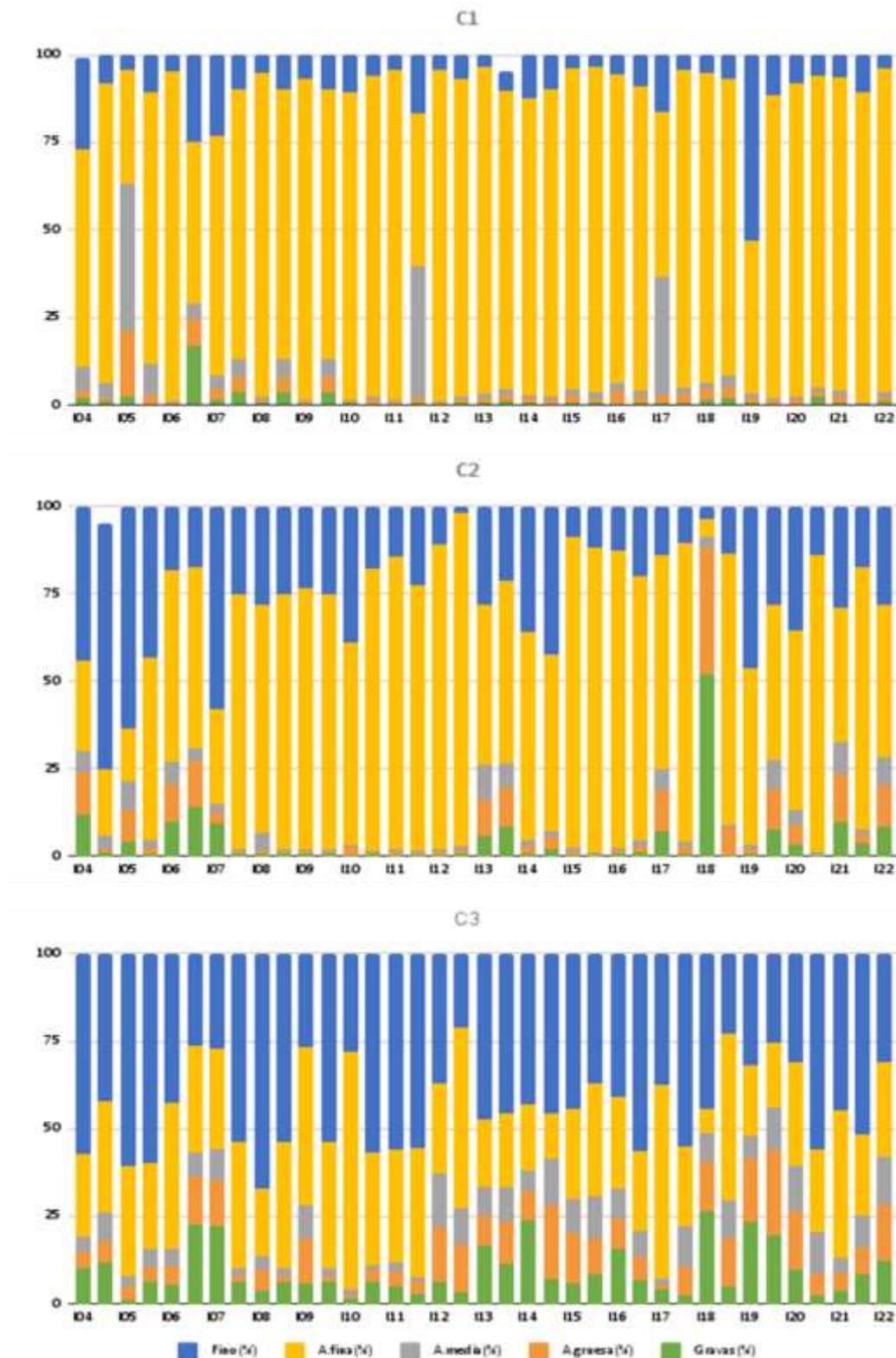


Figura 29. Porcentajes de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo del transecto C en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

La caracterización granulométrica queda reflejada en los diagramas triangulares (figura 30, 31 y 32).

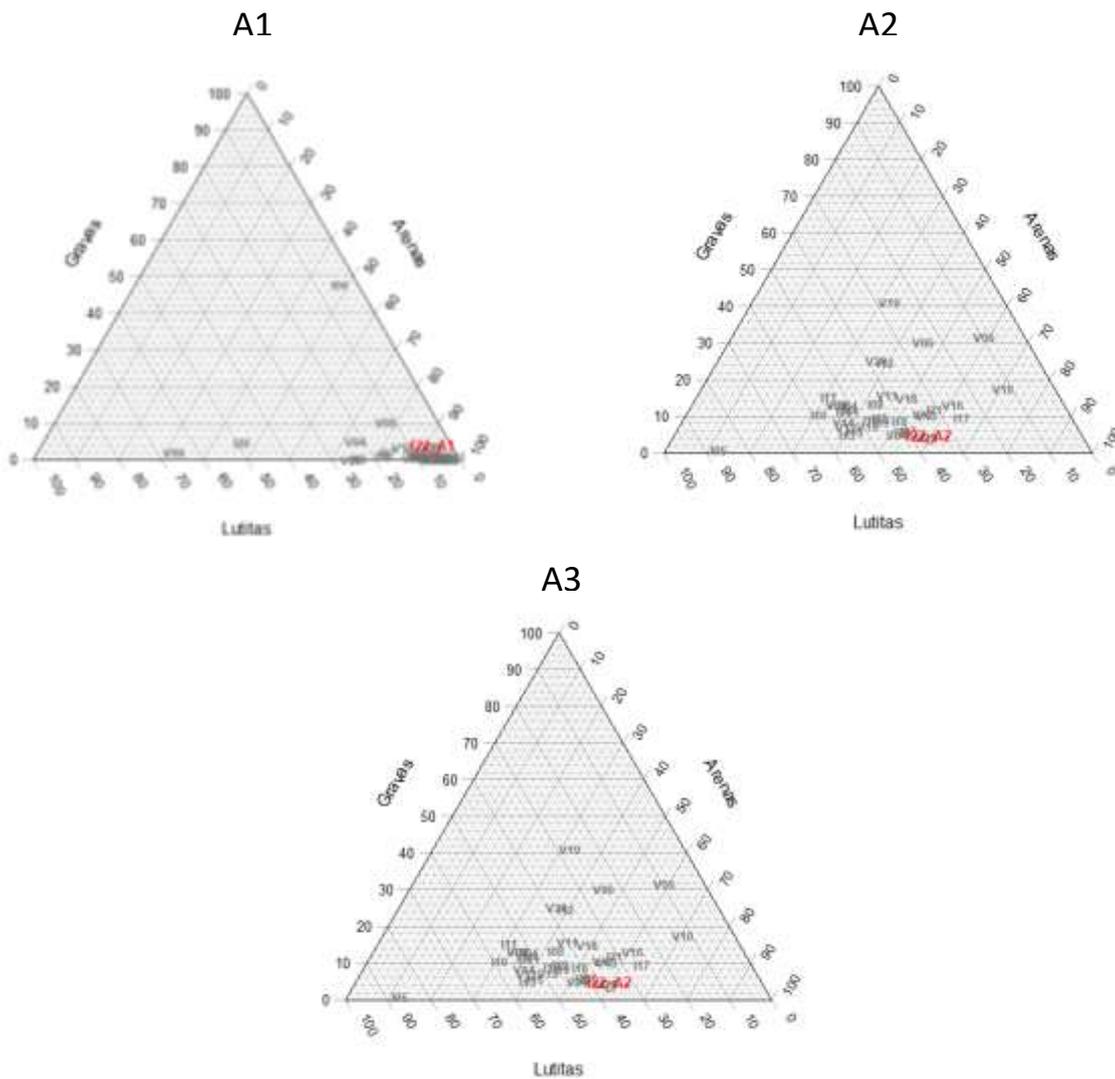


Figura 30. Diagramas triangulares de granulometría de las estaciones de muestreo A en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

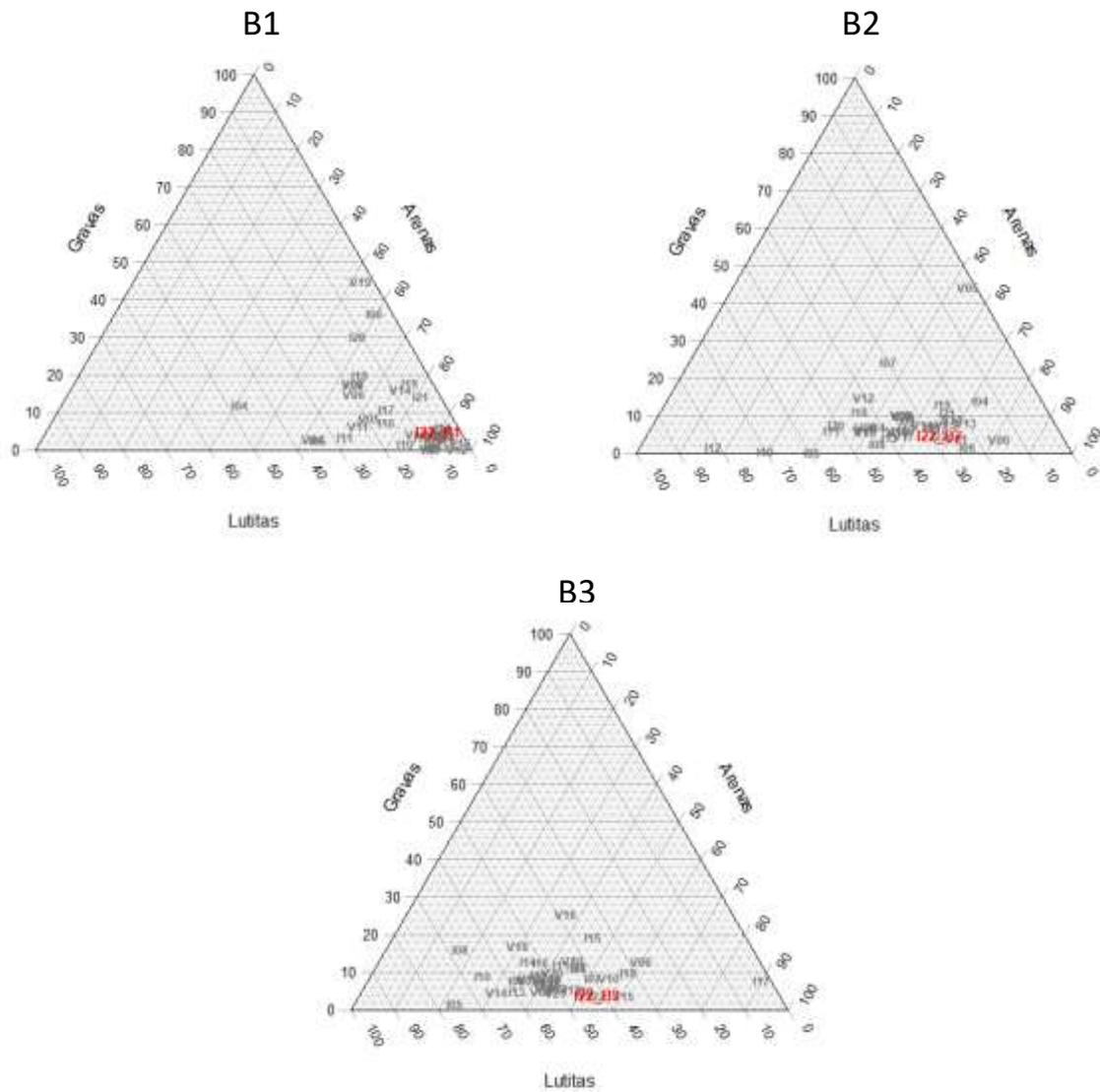


Figura 31. Diagramas triangulares de granulometría de las estaciones de muestreo B en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

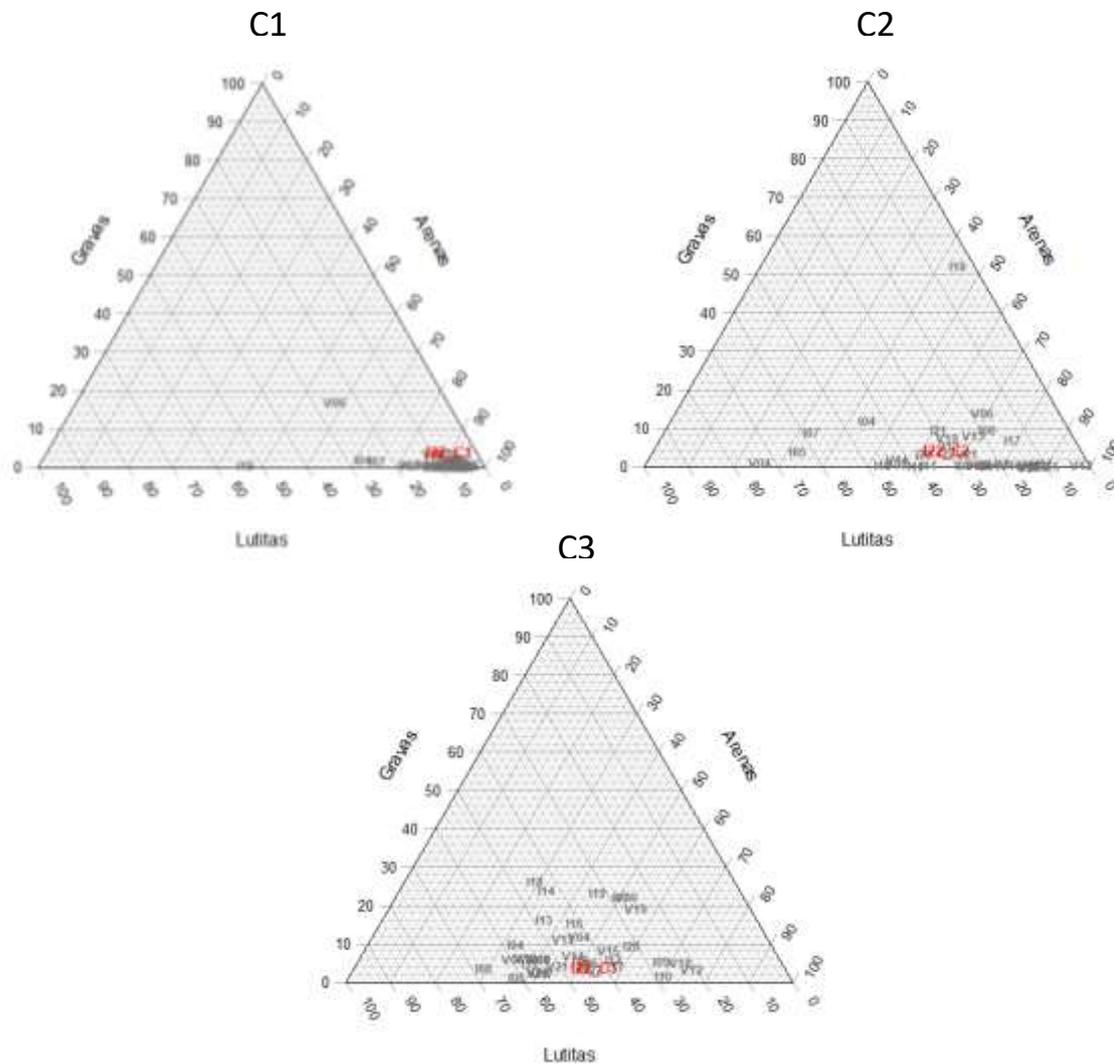


Figura 32. Diagramas triangulares de granulometría de las estaciones de muestreo C en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

En base a los diagramas mostrados en la figura 30, 31 y 32, podemos clasificar las estaciones de la siguiente manera: A1, B1 y C1 como arenas, y el resto como arenas con fangos.

3.5.1.a.2.- Porcentaje de materia orgánica, pH y potencial redox.

En cuanto al porcentaje de materia orgánica, los valores mostraron un aumento con respecto a la profundidad, a excepción del muestreo A, donde los valores muestran un valor decreciente, con un máximo en A1 con un valor de 9,12 %, valor máximo en este muestreo (Tabla 26).

En lo que respecta a los valores de pH, se observó un valor máximo de 9,02 en la estación C1, mientras que la estación B1 es la que presenta el valor mínimo con 8,07. El resto de valores obtenidas en las diferentes estaciones se sitúan en el rango de 8,22 y 8,55.

Por último, el potencial redox mostró los valores más negativos en las estaciones A2 y A3, mientras que el valor más alto corresponde a la estación B1 (tabla 26).

Tabla 26. Valores de potencial redox, pH y porcentaje de materia orgánica de cada una de las estaciones en el invierno de 2022.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
RedOx	-177,5	-320	-338	64,8	-166	-75	-50,8	-226	-316
pH	8,55	8,22	8,23	8,07	8,49	8,22	9,02	8,4	8,3
% Mat. Orgánica	9,12	7,91	5,55	5,60	4,25	6,85	1,33	3,66	5,76

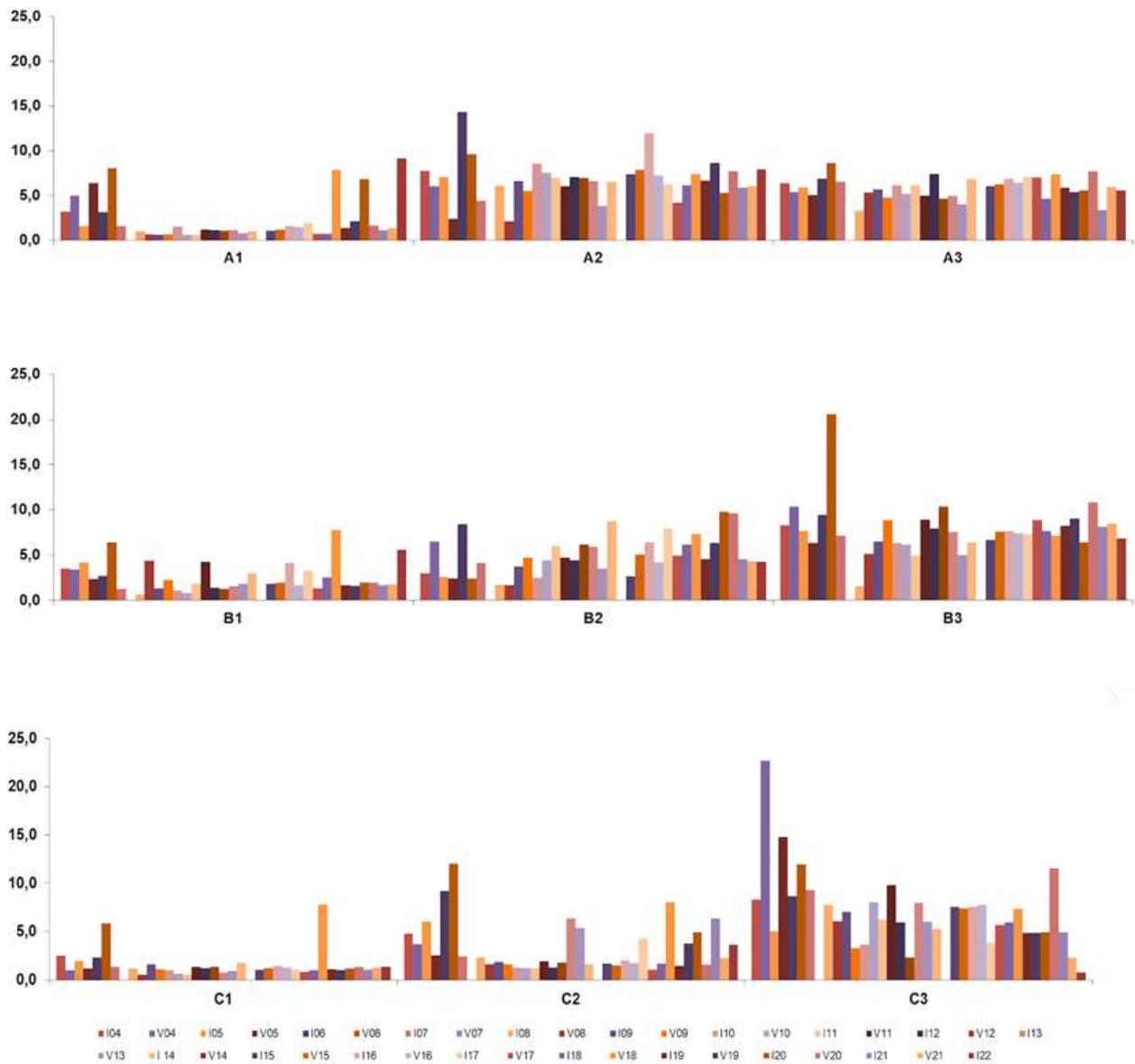


Figura 33. Valores de porcentaje de materia orgánica en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

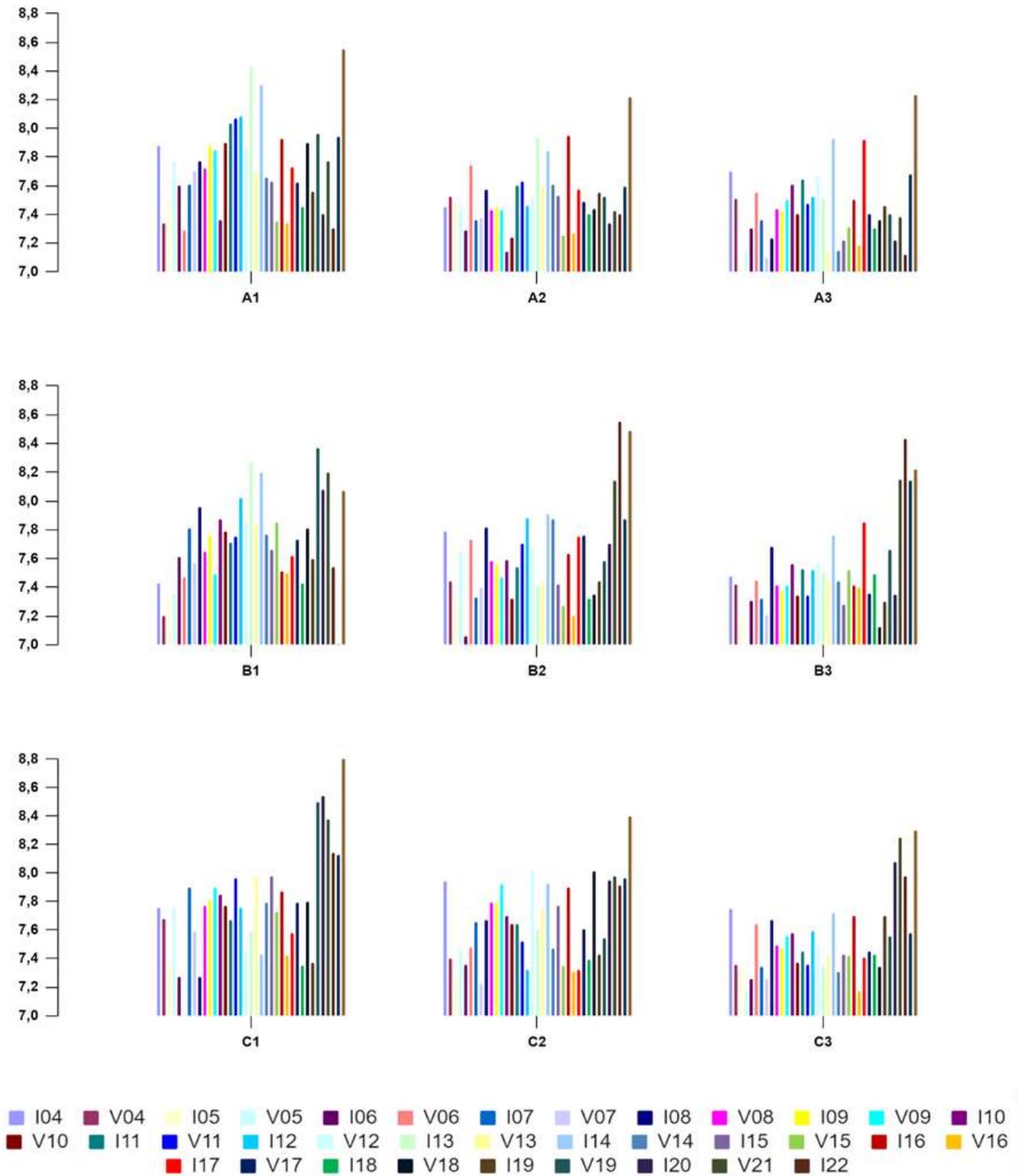


Figura 34. Valores de pH en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.3.3.1.i.2. Estructura de la infauna associada a fondos blandos

Se han identificado un total de 6077 individuos pertenecientes a 21 grupos taxonómicos. La comunidad dominada por poliquetos (43,57%), bivalvos (24,55%), phorinidos (13,15%) y anfípodos (8,52%) (tabla 27).

Tabla 27. 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	0,0	0,0
Nemertea		0,0	13,2	79,0	131,7	39,5	131,7	13,2	276,5	105,3
Nematoda		0,0	6,6	0,0	85,6	0,0	0,0	0,0	19,8	0,0
Annelida	Polychaeta	401,6	981,1	1468,3	3074,9	1290,5	2758,8	414,8	4214,0	2831,3
		0,0	0,0	26,3	6,6	6,6	52,7	0,0	0,0	0,0
Sipuncula		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Crustacea	Ostracoda	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Copepoda	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Malacostraca	Cumacea	0,0	0,0	0,0	0,0	13,2	0,0	0,0	0,0	0,0
	Mysidacea	32,9	59,3	19,8	6,6	72,4	0,0	13,2	46,1	13,2
	Tanaidacea	0,0	0,0	19,8	0,0	0,0	0,0	0,0	79,0	0,0
	Isopoda	0,0	6,6	0,0	26,3	283,1	19,8	0,0	98,8	39,5
	Amphipoda	59,3	335,8	454,3	381,9	737,4	256,8	349,0	539,9	296,3
	Decapoda	13,2	65,8	72,4	46,1	190,9	118,5	13,2	144,9	72,4
	Pycnogonida	0,0	0,0	26,3	118,5	0,0	6,6	0,0	125,1	0,0
Mollusca	Scaphopoda	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Gastropoda	0,0	395,1	46,1	65,8	13,2	151,4	0,0	131,7	144,9
	Bivalvia	599,2	441,2	500,4	4701,2	388,5	1066,7	737,4	895,5	493,8
	Polyplacophora	0,0	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Echinodermata	Asteroidea	0,0	0,0	0,0	0,0	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0
	Ophiuroidea	0,0	32,9	0,0	26,3	0,0	13,2	0,0	19,8	26,3
	Echinoidea	0,0	6,6	6,6	39,5	46,1	0,0	0,0	19,8	0,0
	Holothuroidea	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,6	0,0
Ascidiacea		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cephalochordata		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Teleostea		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Phoronida		0,0	32,9	26,3	658,4	0,0	0,0	0,0	4530,0	13,2

3.3.3.1.i.3. Análisis univariante

Para el estudio de la estructura de la infauna asociada a fondos blandos se analiza la abundancia y la riqueza de los distintos grupos taxonómicos, y su variabilidad para los factores transecto y profundidad. Tras transformar los datos empleando la raíz cuadrada para cumplir con el requisito de la homogeneidad de varianzas, se analizaron los datos de abundancia total de cada estación de muestreo. No se detectan diferencias significativas entre las profundidades, pero sí entre transectos y en la interacción entre ambos factores. Entre las estaciones profundas (15 metros) no se observan diferencias significativas. Sin embargo, en lo que respecta a las estaciones medias (10 metros), existen diferencias entre el transecto C2 y el resto de transectos (B2 y A2), mientras que en las estaciones someras las diferencias se dan entre el transecto B1 y el resto (C1 y A1). Por último, de manera general, el transecto A se diferencia de los transectos B y C (figura 35).

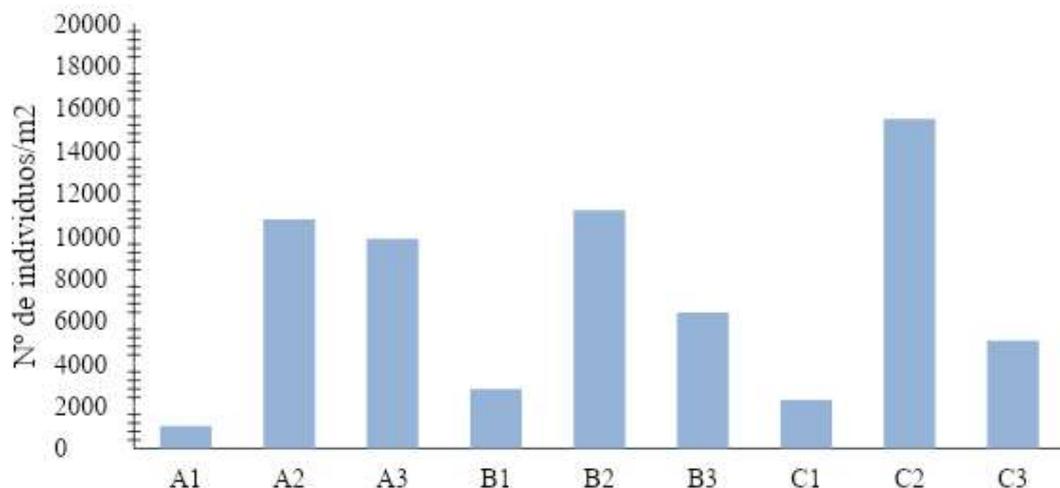


Figura 35. Abundancia media en las distintas estaciones.

En el caso de la riqueza taxonómica, las diferencias significativas se detectan para el factor transecto y la interacción entre ambos factores. De nuevo el transecto A se diferencia del resto de transectos.

En cuanto a la interacción, en las estaciones profundas las diferencias se dan entre A3 y las estaciones B3 y C3. En las estaciones medias únicamente se observan diferencias significativas entre A2 y B2. Por último, en las estaciones someras las diferencias se encuentran entre A1 y C1 (figura 36).

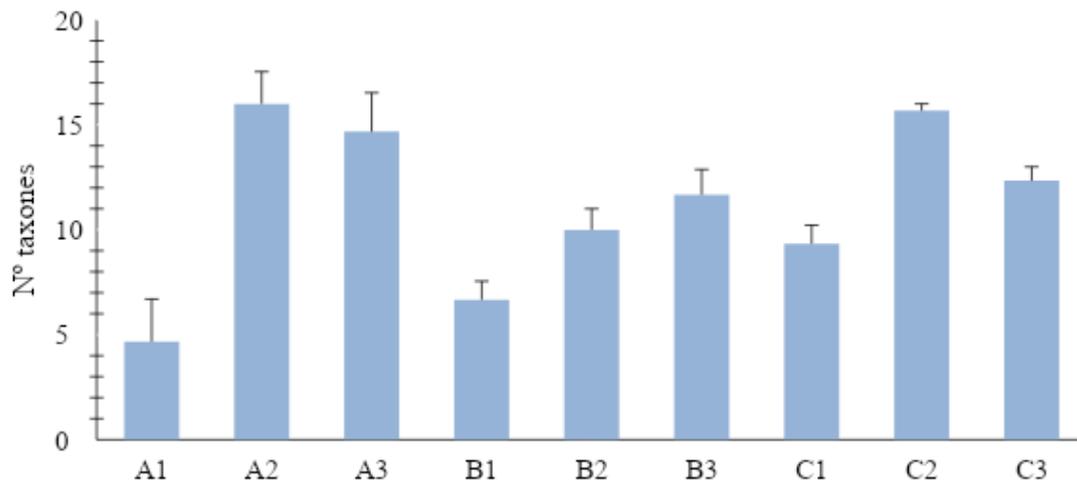


Figura 36. Nº grupos taxonómicos presentes en las distintas estaciones.

3.3.3.1.i.4. Análisis multivariante

El cluster muestra como las estaciones B1 y C2 forman el grupo I y II respectivamente. El grupo III se conforma por las estaciones someras A1 y C1 con una similitud del 80%. En cuanto al grupo IV, está conformado por las estaciones profundas B3 y C3, con una similitud superior al 90%. Por último, el grupo V incluye las estaciones A2, A3 y B2 con una similitud superior al 60% (Figura 37).

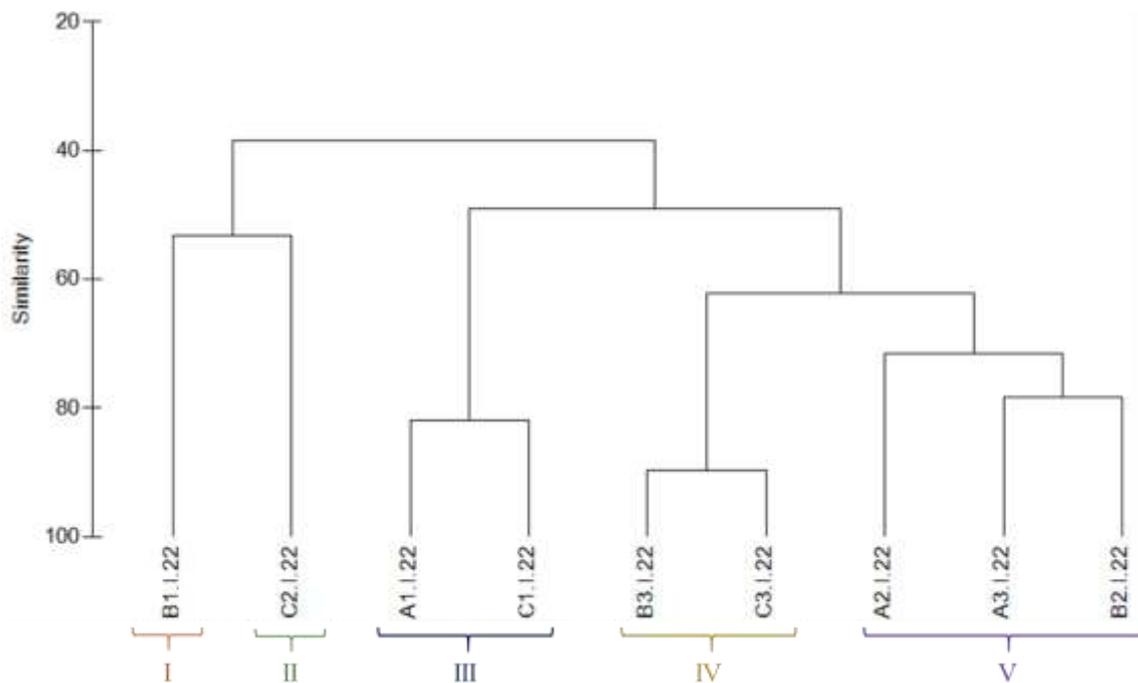


Figura 37. Representación del CLUSTER respecto a los grupos taxonómicos de cada estación.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) se aprecia la distribución espacial de las estaciones conforme a los grupos indicados anteriormente (figura 38).

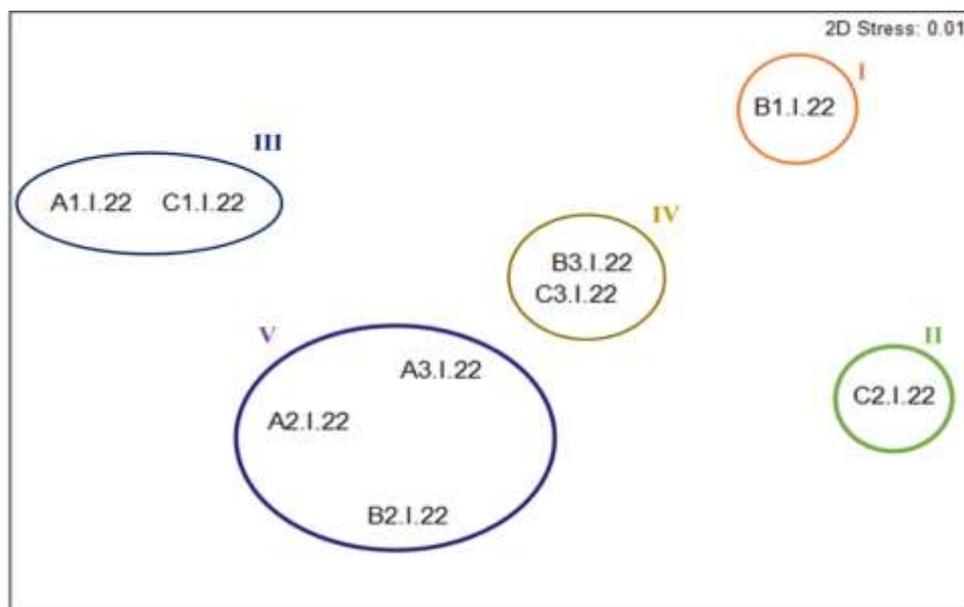


Figura 38. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos en cada una de las estaciones muestreadas.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se han detectado diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.021$, con un nivel de significación de 0.479) ni entre profundidades ($R = 0.136$, con un nivel de significación de 0.229).

Por otro lado, se aplica el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), 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 (tabla 28). Los Grupos I y II no muestran porcentaje de similitud al ser grupos formados por una única estación. En el caso del Grupo III, los bivalvos son el orden que más contribuye a la similitud, mientras que para los Grupos IV y V son los poliquetos.

Tabla 28. 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			
II			
III			
SM: 82.09%			
	Bivalva	668.31	55.15
	Polychaeta	408.23	92.12
IV			
SM: 89.76%			
	Polychaeta	2795.06	71.38
	Bivalva	780.25	84.16
	Amphipoda	276.54	90.80
V			
SM: 73.95			
	Polychaeta	1246.64	53.22
	Bivalva	443.35	73.33
	Amphipoda	509.19	91.74

La disimilitud del grupo I frente al resto es debida principalmente a su alta abundancia de poliquetos y bivalvos. Por otro lado, en el Grupo II destacan tanto el orden Phoronis como los poliquetos, con una gran abundancia con respecto al resto de grupos. Los

grupos IV y V son los que menor disimilitud muestran, con una abundancia de poliquetos, bivalvos, anfípodos y gasterópodos similar (tabla 29).

Tabla 29. 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
I & II				
DM: 46.73				
	Phoronis	658.44	4530.04	40.38
	Bivalva	4701.23	895.47	80.08
	Polichaeta	3074.90	4213.99	91.96
I & III				
DM: 75.63				
	Bivalva	4701.23	668.31	49.91
	Polichaeta	3074.90	408.23	82.90
	Phoronis	658.44	0.00	91.04
I & IV				
DM: 39.47				
	Bivalva	4701.23	780.25	72.76
	Phoronis	658.44	6.58	84.84
	Polichaeta	3074.90	2795.6	90.01
I & V				
DM: 62.60				
	Bivalva	4701.23	443.35	56.17
	Polichaeta	3074.90	1246.64	80.33
	Phorinis	658.44	19.75	88.75
	Amphipoda	381.89	509.19	90.80
II & III				
DM: 78.83				
	Phoronis	4530.04	0.00	46.09
	Polichaeta	4213.99	408.23	84.82
	Amphipoda	539.92	204.12	88.26
	Nemertea	276.54	6.58	91.01
II & IV				
DM: 45.99				
	Phoronis	4530.04	6.58	63.66
	Polichaeta	4213.99	2795.06	83.62
	Bivalva	895.47	780.25	87.68
	Amphipoda	539.92	276.54	91.38
II & V				
DM: 64.60				
	Phorinis	4530.04	19.75	50.28
	Polichaeta	4213.99	1246.64	83.39
	Bivalva	895.47	443.35	88.42
	Nemertea	276.54	43.90	91.02
III & IV				
DM: 58.13				

Grupo	Organismo	AM x	AM y	PA
	Polichaeta	408.23	2795.06	73.28
	Bivalva	668.31	780.25	81.89
	Gastropoda	0.00	148.15	86.43
	Amphipoda	204.12	276.54	90.96
III & V				
DM: 46.14				
	Polichaeta	408.23	1246.66	44.52
	Amphipoda	204.12	509.19	60.95
	Bivalva	668.31	443.35	72.75
	Gastropoda	0.00	151.44	81.49
	Decapoda	13.17	109.74	86.48
	Isopoda	0.00	96.57	91.25
IV & V				
DM: 37.69				
	Polichaeta	2795.06	1246.64	58.69
	Bivalva	780.25	443.35	71.05
	Amphipoda	276.54	509.19	79.55
	Gastropoda	148.15	151.44	85.71
	Isopoda	29.63	96.57	89.43
	Nemertea	118.52	43.90	92.24

Al análisis biótico se añaden los resultados obtenidos de los parámetros ambientales: granulometría, potencial redox, salinidad, materia orgánica y pH. La correlación entre las variables ambientales y la comunidad de infauna se contrastó con el procedimiento RELATE. Éste refleja que, de las variables abióticas estudiadas, ninguna muestra una correlación significativa ($p < 0.05$) con la comunidad de infaunal (Tabla 30).

Tabla 30. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

Factores ambientales	Rho	P
% Gravas	0.203	0.140
% Arenas gruesas	0.118	0.206
% Arenas medias	0.211	0.196
% Arenas finas	0.211	0.172
% Fangos	0.128	0.289
Potencial Redox	-0.05	0.557
Salinidad	-0.25	0.862
Materia orgánica	-0.127	0.744
pH	0.248	0.160
Profundidad	0.215	0.122

Factores ambientales	Rho	P
Total	-0.023	0.525

Para comparar la situación actual de la comunidad con los inviernos anteriores se realiza un análisis multivariante con las estaciones de la misma época del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022. En la representación del cluster se observa como la estación vertido (B1) presenta una gran diferenciación con respecto a los años previos (figura 39).

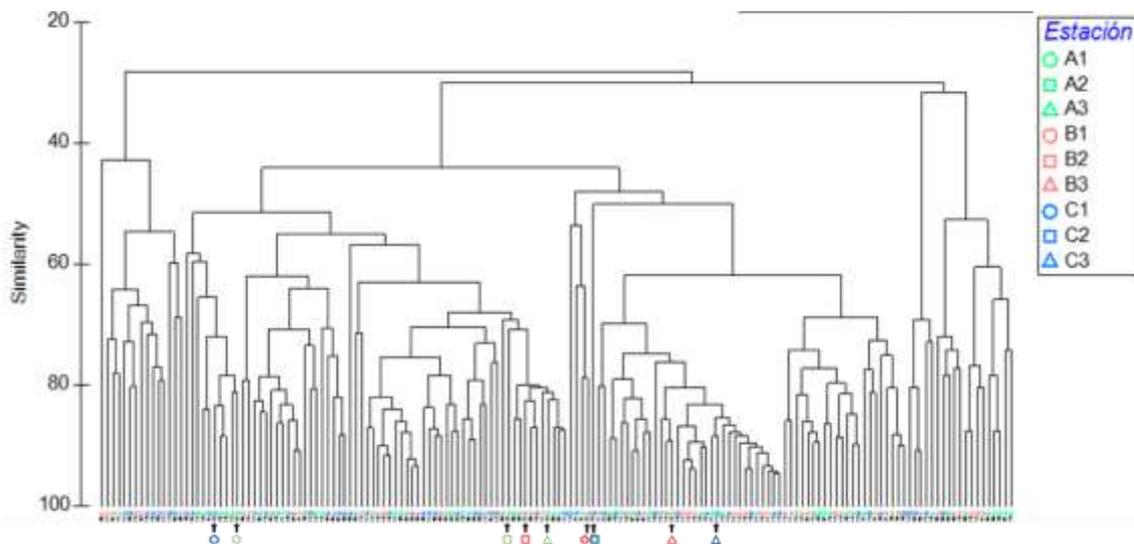


Figura 39. Representación del CLUSTER respecto a los grupos taxonómicos de cada estación correspondiente a las campañas de invierno del 2004 al 2022.

En la representación multiescalar se observa cómo, de manera general las estaciones del transecto C 2022 muestran una gran dispersión. En cuanto al resto de estaciones, se encuentra una mayor similitud con respecto a los inviernos de las campañas iniciales (figura 40).

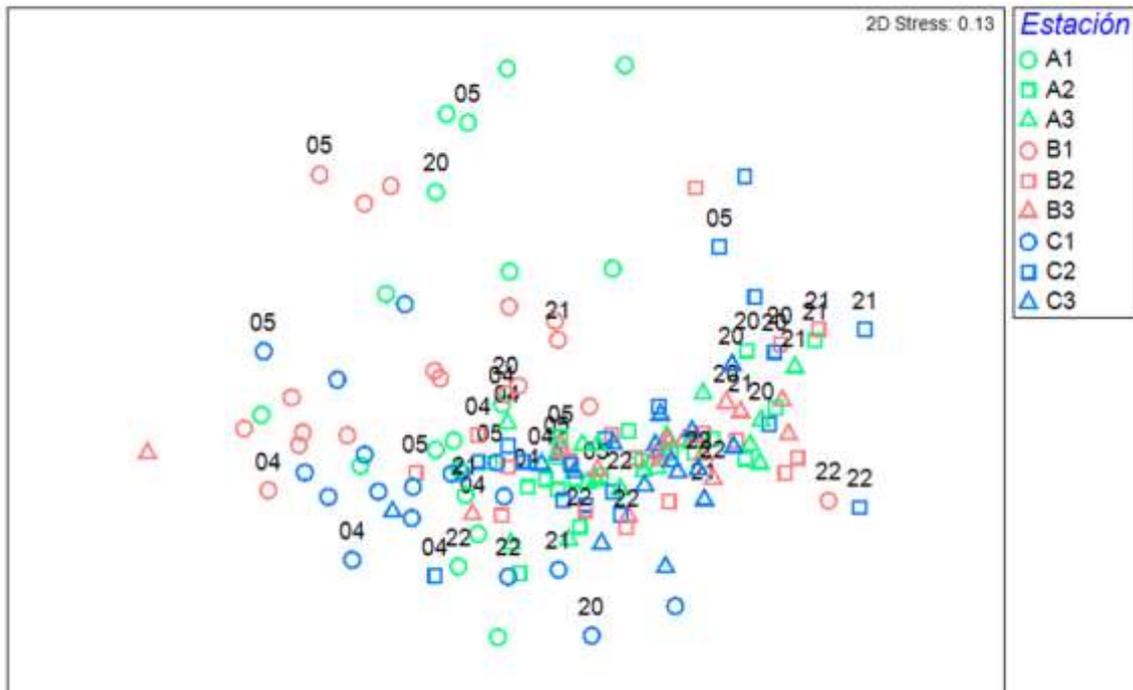


Figura 40. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos de cada estación correspondientes a las campañas de invierno del 2004 al 2022.

3.3.3.1.i.5. Comunidad de poliquetos de fondos blandos en invierno de 2022

Se han analizado un total de 2648 individuos pertenecientes a 35 familias de poliquetos en las muestras estudiadas. La familia más abundante han sido Syllidae, con 443 individuos representando aproximadamente el 16.73% de todos los individuos analizados, seguido de las familias Maldanidae, de la que se identificaron 432 individuos (16.3%), Spionidae, con 301 individuos analizados (11.34%), Capitellidae, de los que se identificaron 262 individuos (representando el 9.9%); Onuphidae, de los que se identificaron 226 individuos (8.5%); y por último, la familia Nereididae, con 142 individuos (5.4%).

La familia Spionidae aparece en todas las estaciones estudiadas mientras que las familias Syllidae, Maldanidae, Capitellidae y Onuphidae están presente en 8 de las 9 estaciones estudiadas (ninguna de estas familias aparece en la estación A1), y la familia Nereididae en 7 estaciones, no estando presente ni en la estación A1 ni en C1.

Tabla 31. 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	0.00	0.00	0.00	0.00	39.51	0.00	0.00	0.00
Aphroditidae	0.00	29.63	19.75	19.75	19.75	6.58	0.00	19.75	0.00
Capitellidae	0.00	49.38	223.87	52.67	13.17	447.74	46.09	184.36	704.53
Chaetopteridae	0.00	0.00	0.00	0.00	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00
Cirratulidae	0.00	19.75	13.17	46.09	13.17	65.84	0.00	13.17	52.67
Dorvilleidae	0.00	49.38	0.00	52.67	13.17	0.00	0.00	158.02	26.34
Eunicidae	0.00	0.00	32.92	26.34	65.84	118.52	0.00	65.84	223.87
Fabriciidae	0.00	39.51	6.58	6.58	0.00	52.67	0.00	0.00	0.00
Flabelligeridae	0.00	49.38	46.09	46.09	13.17	72.43	0.00	32.92	59.26
Glyceridae	0.00	0.00	6.58	79.01	46.09	39.51	0.00	164.61	151.44
Hesionidae	0.00	9.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	26.34
Lumbrineridae	0.00	0.00	164.61	72.43	0.00	190.95	0.00	118.52	39.51
Magelonidae	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00	26.34	6.58	138.27	0.00
Maldanidae	0.00	128.40	79.01	632.10	197.53	539.92	13.17	941.56	309.47
Melinnidae	0.00	9.88	0.00	0.00	0.00	32.92	0.00	0.00	52.67
Nepthyidae	0.00	29.63	6.58	13.17	0.00	39.51	6.58	6.58	6.58
Nereididae	0.00	118.52	111.93	131.69	65.84	85.60	0.00	375.31	46.09
Oeonidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.58	0.00
Onuphidae	0.00	9.88	65.84	691.36	105.35	138.27	6.58	230.45	237.04
Opheliidae	0.00	0.00	6.58	6.58	0.00	0.00	0.00	65.84	0.00
Orbiniidae	72.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	13.17	0.00	0.00
Oweniidae	0.00	19.75	46.09	72.43	0.00	0.00	0.00	118.52	13.17
Paraonidae	13.17	0.00	13.17	79.01	32.92	13.17	0.00	6.58	0.00
Pectinariidae	0.00	0.00	13.17	13.17	13.17	19.75	0.00	26.34	0.00
Phyllodocidae	0.00	0.00	39.51	105.35	85.60	26.34	0.00	125.10	46.09
Pilargidae	0.00	19.75	13.17	0.00	164.61	92.18	0.00	98.77	39.51
Polynoidae	0.00	0.00	6.58	13.17	0.00	52.67	0.00	32.92	0.00
Sabellidae	0.00	9.88	85.60	79.01	6.58	118.52	0.00	0.00	0.00
Sabellariidae	0.00	19.75	6.58	0.00	0.00	26.34	0.00	0.00	13.17
Scalibregmatidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	13.17	0.00
Sigalionidae	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00	19.75	26.34	13.17	6.58
Spionidae	289.71	98.77	85.60	250.21	85.60	190.95	283.13	204.12	493.83
Syllidae	0.00	256.79	309.47	526.75	329.22	263.37	13.17	1007.41	210.70
Terebellidae	0.00	0.00	26.34	46.09	6.58	46.09	0.00	46.09	59.26
Trichobranchidae	0.00	0.00	0.00	13.17	0.00	32.92	0.00	0.00	13.17

3.3.3.1.i.6. 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), $p= 0.004154$. 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, principalmente, por el descenso de la abundancia en las estaciones someras A1 y C1, siendo únicamente significativo en la estación C1, respecto a las estaciones más profundas de su respectivo transecto. Cabe destacar el incremento significativo de la abundancia en la estación B1 respecto al resto de las estaciones someras; no mostrando diferencias entre las tres profundidades del transecto B.

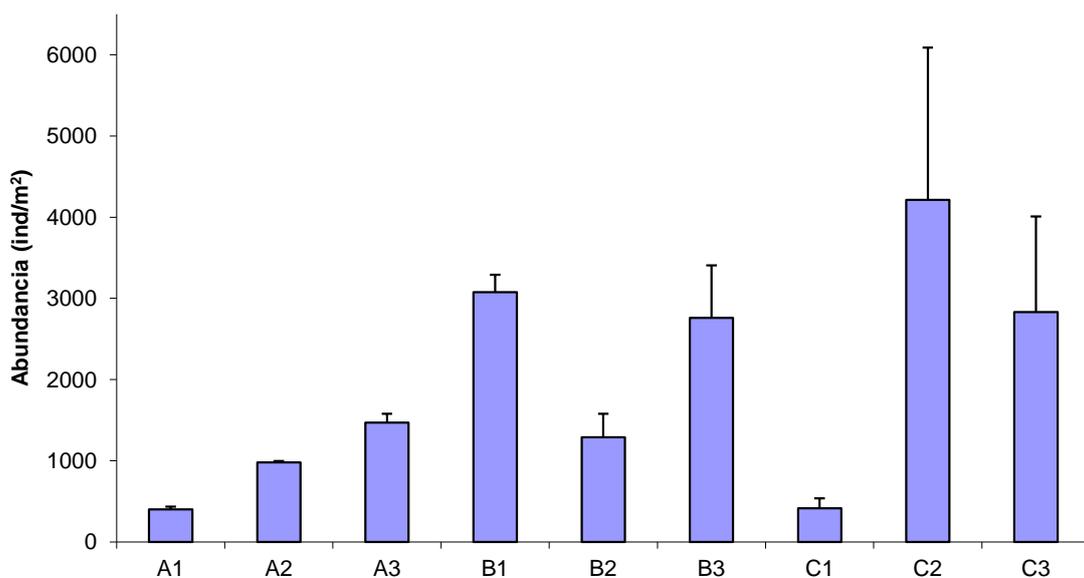


Figura 41. Abundancia media de poliquetos en las distintas estaciones.

Al analizar la riqueza también se detectan diferencias significativas para la interacción de los factores transecto y profundidad con un $p= 0.0010361$. 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 significativo del número de familias en las estaciones someras C1 y A1 respecto a B1, no detectándose diferencias entre las estaciones localizadas a 10 y 15 metros. Las estaciones C1 y A1 también muestran diferencias respecto a las estaciones más profundas situadas en el mismo transecto, sin detectarse diferencias entre las estaciones localizadas en el transecto B. En resumen, las diferencias vienen marcadas, principalmente, por el descenso de la abundancia de las estaciones C1 y A1.

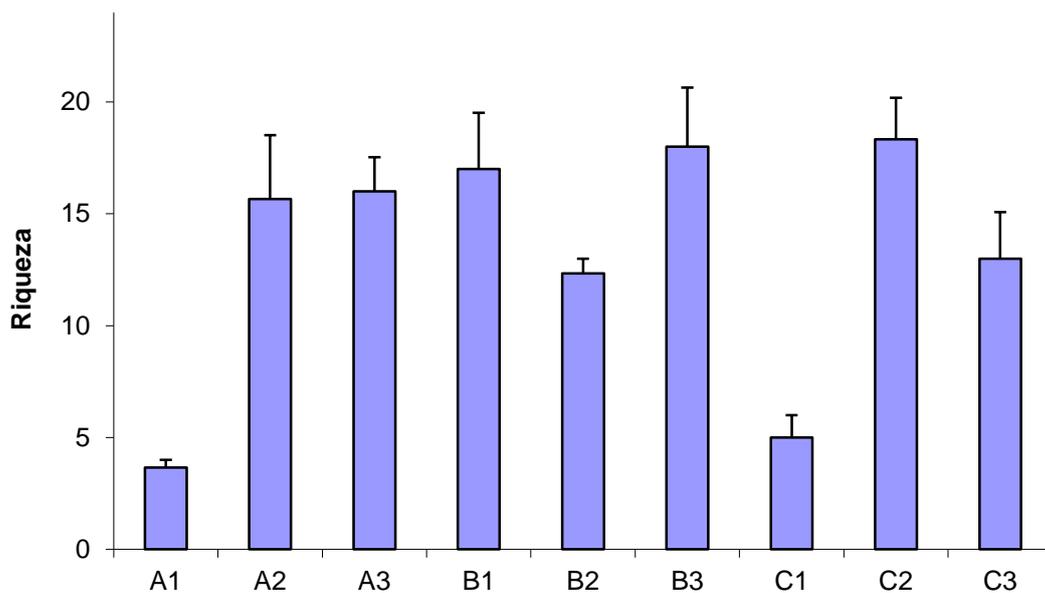


Figura 42. N° de familias de poliquetos presentes en las distintas estaciones.

3.3.3.1.i.7. Análisis multivariante

Se observa la segregación de la mayoría de las estaciones someras respecto a las más profundas, junto a la estación B1, con un 80% de disimilitud. Se establece un grupo A, constituido por las estaciones someras (C1 y A1) con una elevada similitud y un grupo B, constituido por las estaciones profundas y la estación B1, mostrando algo menos de similitud entre ellas, pero siendo superior al 50%.

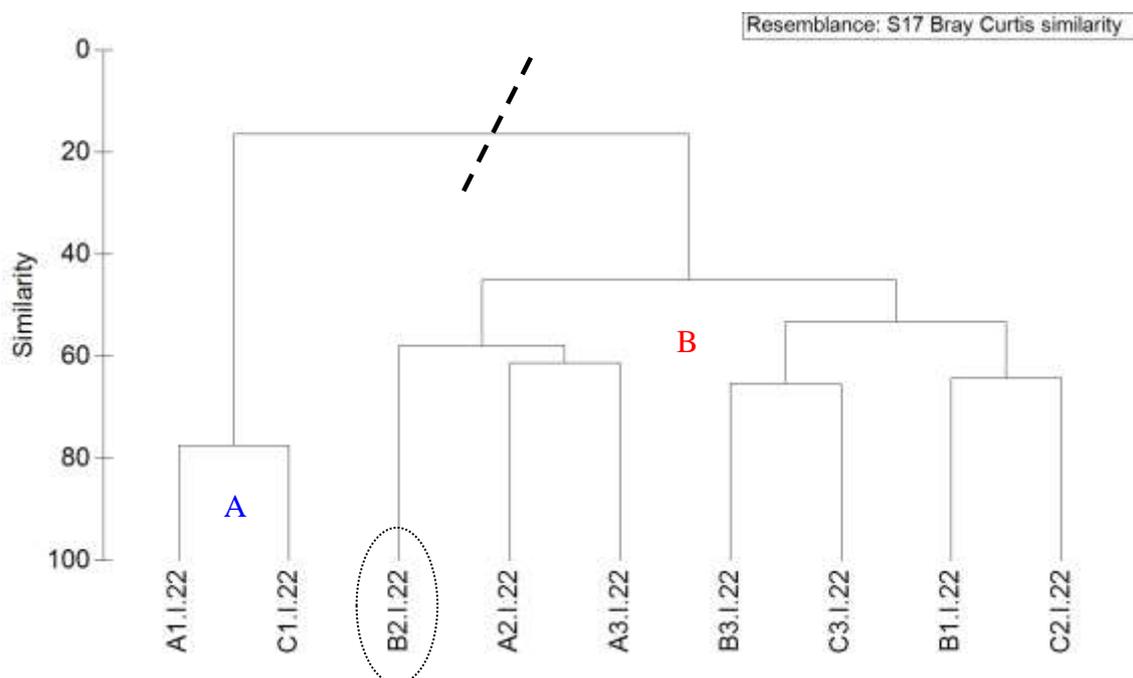


Figura 43. Representación del CLUSTER respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

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 A1 y C1 con respecto a las estaciones profundas (junto a B1). Cabe destacar la mayor heterogeneidad en cuanto a la composición de poliquetos, entre las estaciones someras A1 y C1, respecto a la B1, mientras que las estaciones profundas muestran mayor homogeneidad en la composición y estructura del poblamiento de poliquetos.

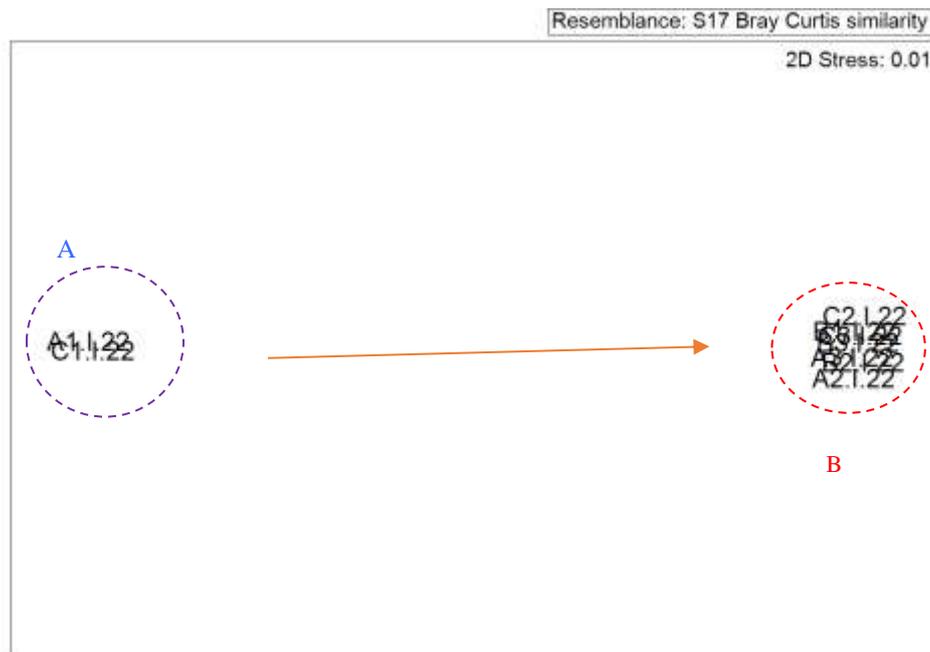


Figura 44. Representación bidimensional del MDS para las familias de poliquetos cada una de las estaciones.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se han detectado diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.3$, con un nivel de significación de 1) pero sí entre profundidades ($R = 0.654$, con un nivel de significación de 0.04).

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 Spionidae y Orbinidae contribuyen en el 93.75% de la similitud entre las estaciones del grupo A; estaciones más someras. Las familias implicadas en la similitud entre las estaciones incluidas en el grupo B (50.45%) han sido Syllidae, Maldanidae, Spionidae, Capitellidae, Nereididae y Onuphidae; familias que contribuyen al 73.735 de la similitud.

Tabla 32. 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: 77.42			
	Spionidae	286.42	89.58
	Orbiniidae	42.8	93.75
B			
SM: 50.45			
	Syllidae	414.81	24.83
	Maldanidae	404	41.75
	Spionidae	201.29	52.04
	Capitellidae	239.39	59.55
	Nereididae	133.57	66.81
	Onuphidae	211.17	73.73

Las familias implicadas en la disimilitud detectada entre las estaciones someras A1 y C1 respecto a las profundas (junto a B1) han sido Syllidae, Maldanidae, Capitellidae, Spionidae, Onuphidae y Nerididae. Dichas disimilitudes se deben principalmente al descenso de la abundancia de estas familias en estas estaciones someras, así como de la riqueza de familias. Todas las familias dominan en las estaciones profundas excepto la familia Spionidae, presente en ambos grupos en proporciones similares.

Tabla 33. 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.

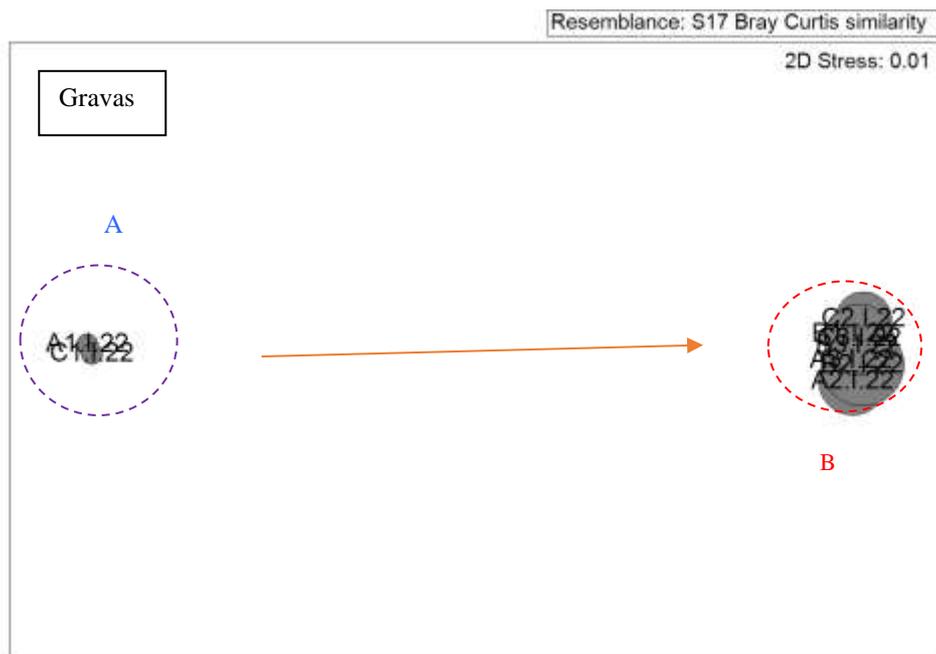
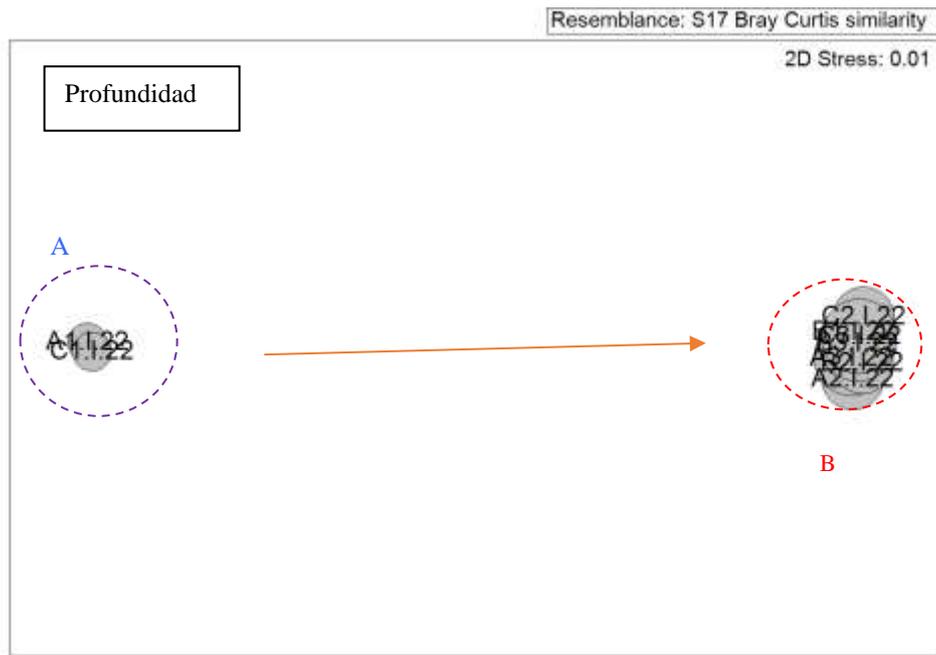
Grupos	Familia	AM x	AM y	PA
A / B				
DM: 83.55				
	Syllidae	6.58	414.81	17.88
	Maldanidae	6.58	404	32.96
	Capitellidae	23.05	239.39	42
	Spionidae	286.42	201.29	50.31
	Onuphidae	3.29	211.17	58.17
	Nereididae	0	133.57	64.08
	Syllidae	6.58	414.81	17.88

Mediante el procedimiento RELATE se observa cierta 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 4.1% y con un $Rho = 0.389$ (Tabla 34). Al analizar cada uno de las características físicas por separado se observa que son principalmente la profundidad, el porcentaje de gravas, arena fina y lutitas, los factores que parecen tener mayor influencia en la composición del poblamiento de poliquetos.

Tabla 34. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

Factores ambientales	Rho	p
Factores ambientales	0.389	0.041
Materia orgánica	0.172	0.156
pH	0.343	0.081
% gravas	0.370	0.047
% A gruesa	0.256	0.081
% A media	0.103	0.263
% A fina	0.741	0.006
% fangos	0.484	0.019
Potencial redox	-0.210	0.915
Salinidad	-0.339	0.992
Profundidad	0.383	0.057*

Se realiza un Bubble plot para cada uno de los factores ambientales que muestran correlación en el procedimiento RELATE. Se observa como las estaciones más profundas muestran un incremento del porcentaje de lutitas, así como un mayor porcentaje de gravas, mostrando una heterogeneidad de los sedimentos. Sin embargo, las estaciones más someras, (A1 y C1) se caracterizan por un incremento de la fracción fina.



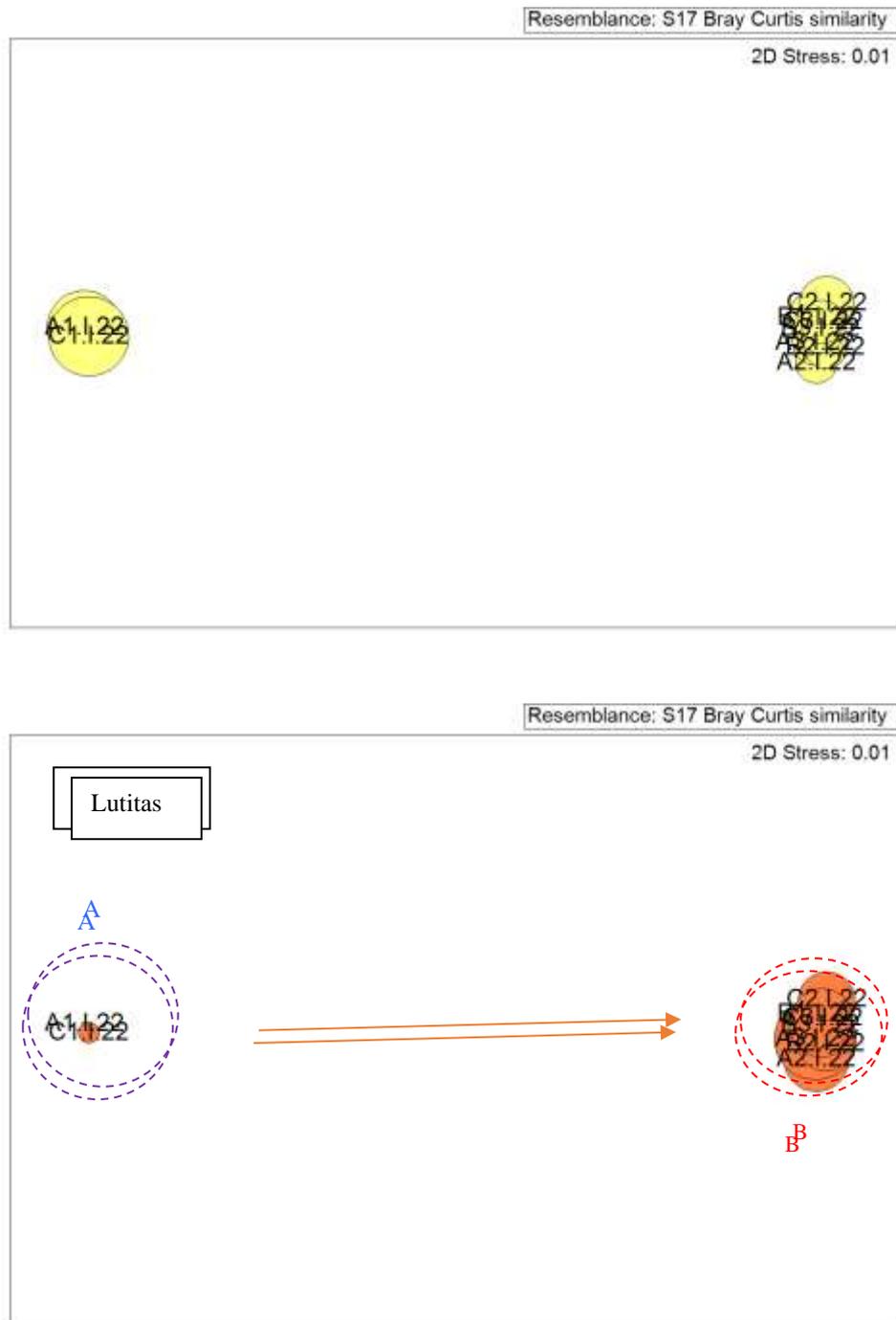


Figura 45. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento de los distintos factores ambientales.

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 2022. A partir de esta matriz se obtiene un Cluster y un MDS.

A partir del dendrograma (figura 46) 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 2022, la estación B1 presenta una similitud algo mayor con las estaciones profundas que con el resto de campañas, mientras que dicha estación durante las campañas del 2018, 2019, 2020 y 2021 mostraban mayor homogeneidad ente ellas, que con el resto de las campañas de muestreo. Cabe 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.

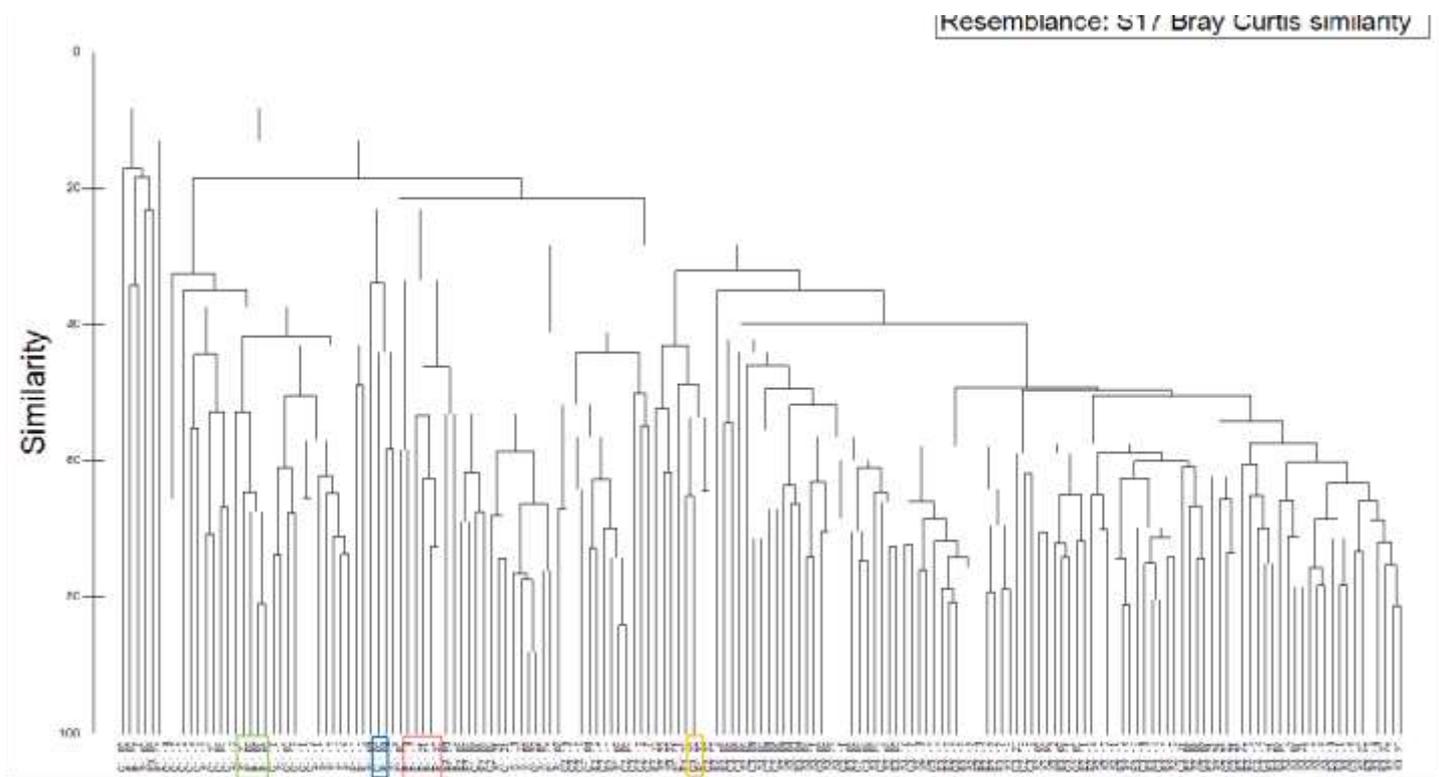


Figura 46. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas de invierno del 2004 al 2022. Remarcando la estación B1 durante las distintas campañas de muestreo.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) (figura 47) 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 campañas del 2007 al 2009.

En la campaña del 2022 se detecta mayor heterogeneidad respecto a las propias estaciones someras a lo largo de las distintas campañas; incluso con respecto a las campañas del 2018, 2019, 2020 y 2021, campañas en las que esta estación B1 mostraba mayor homogeneidad en cuanto a la estructura y composición del poblamiento de poliquetos. Así mismo las estaciones C1 y A1 se disgregan del grupo principal a lo largo de las distintas campañas de muestreo.

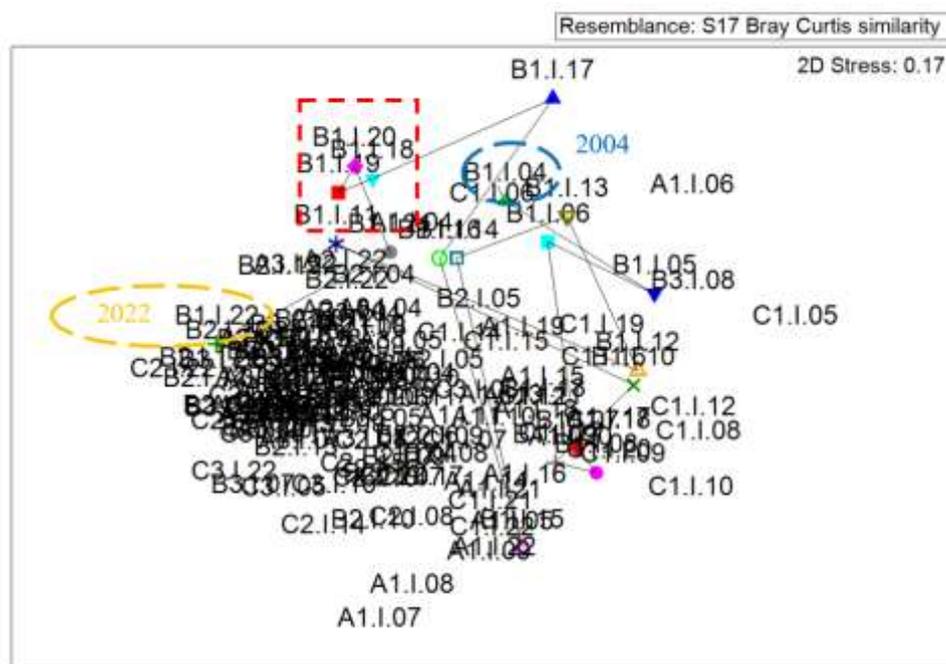


Figura 47. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas del invierno del 2004 al 2022.

3.3.4. Campaña de verano del año 2022

3.3.4.1. Sedimentos

3.3.4.1.i.1. Granulometría

El análisis de la granulometría muestra heterogeneidad en el sedimento de la zona de muestreo (tabla 35, Figura 48). En el transecto A, el sedimento está dominado por arena fina en la estación más somera (A1), con un valor de representación de esta fracción de un 95,4%, mientras que en las estaciones profundas (A2 y A3) hay una proporción más homogénea de las diferentes fracciones granulométricas, siendo las lutitas la fracción predominante con 27,5 % para A2 y 51,4 % para A3.

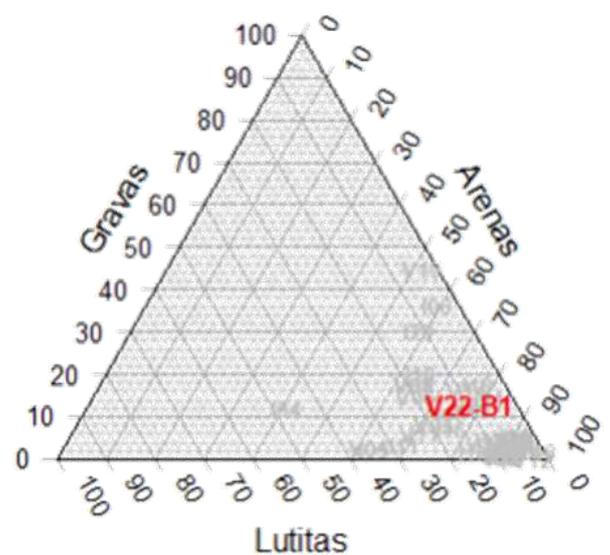
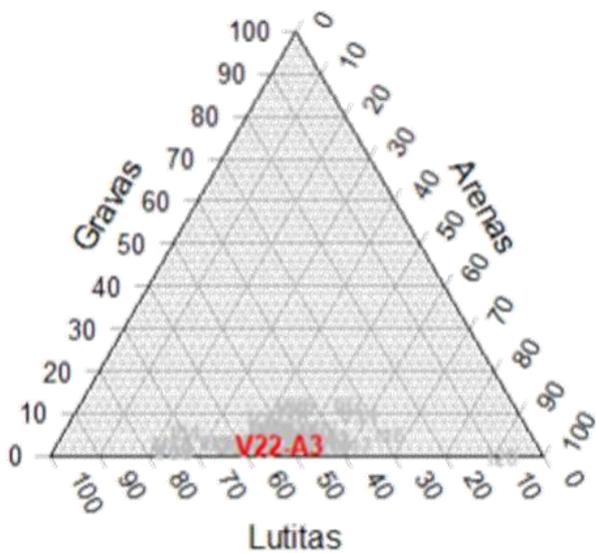
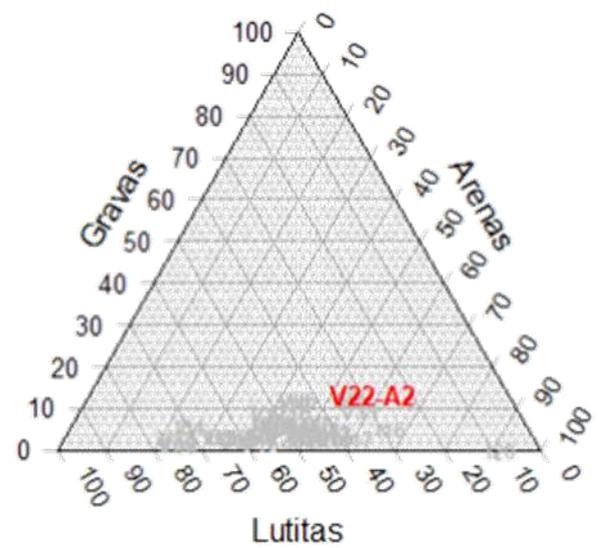
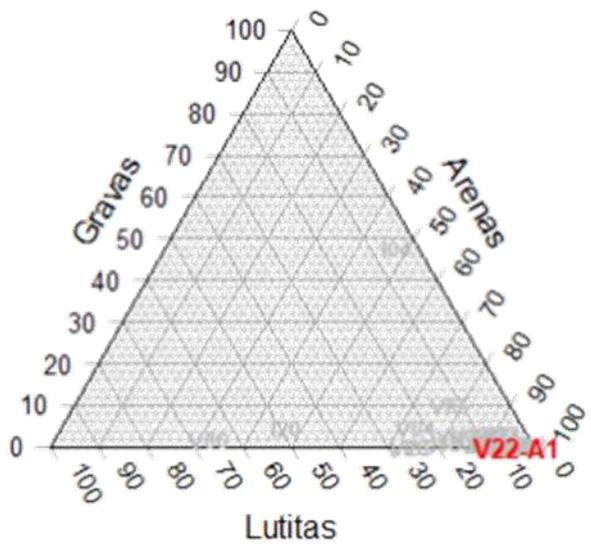
En el transecto B, la estación somera (B1) está dominada por las fracciones más grandes del sedimento, con especial atención a las Arenas gruesas, con un 42,2 %. En las estaciones más profundas de este transecto predominan arenas finas y lutitas en B2 y B3, con 31,3 y 30,9 % respectivamente para B2, mientras que en B3 los porcentajes de representación son de 31,6 % para arenas finas y 41,4 % para lutitas.

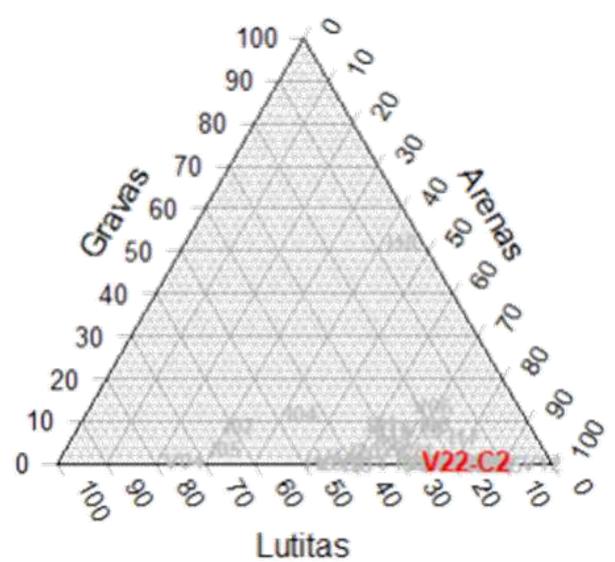
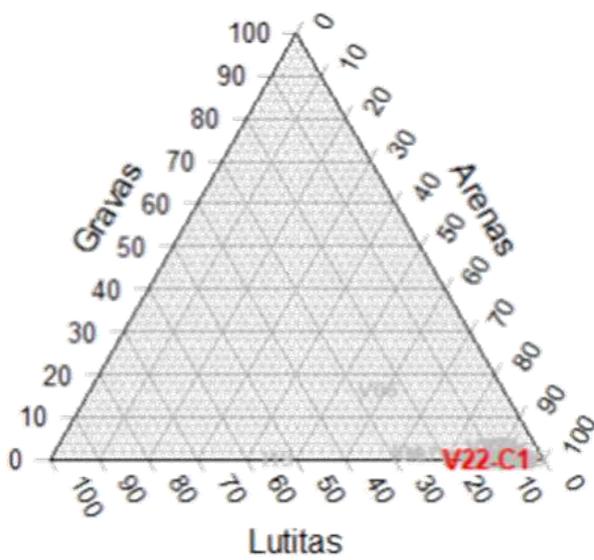
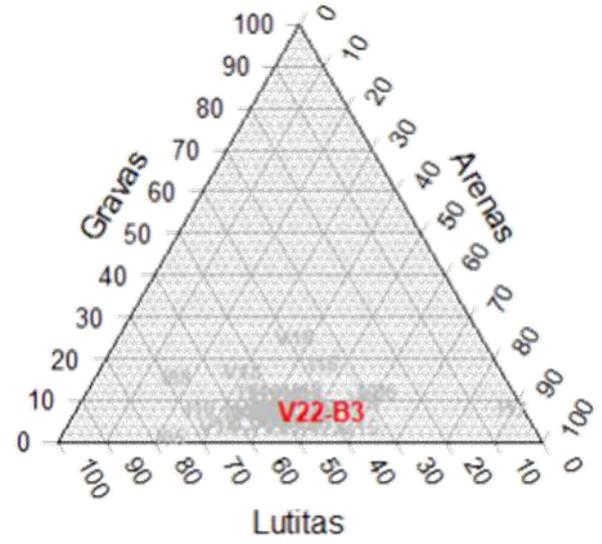
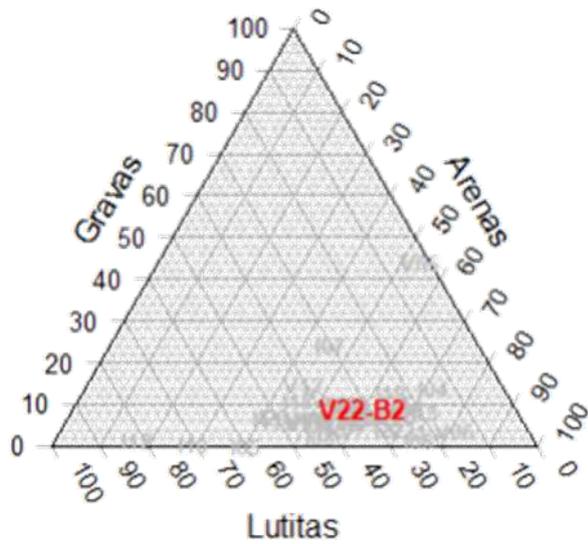
Por último. el transecto C dominan las arenas finas en las estaciones C1 y C2, con valores del 85,3 % para C1 y 79,5 % para C2, mientras que la estación C3 presenta un porcentaje mayor de lutitas, que dominan el sedimento con un 46,0 %.

Tabla 35. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en el verano del 2022.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Grava	0,0	13,6	3,2	13,2	9,1	7,8	0,8	1,3	6,1
Arena Gruesa	0,2	23,5	4,3	42,2	18,3	10	1,5	1,3	11,9
Arena Media	1,0	13,4	6,3	28,5	10,4	9,2	1,5	1,5	8,6
Arena Fina	95,4	22,0	34,8	7,0	31,3	31,6	85,3	79,5	27,4
Lutitas	3,4	27,5	51,4	9,1	30,9	41,4	10,9	16,3	46,0

En los diagramas triangulares (figura 48), se puede observar como las estaciones A1, B1, C1 se clasifican como arenas, mientras que A2, A3, B2, B3 y C3 se clasifican como arenas fangosas. La estación C2 está en una posición intermedia entre estos dos tipos de clasificación.





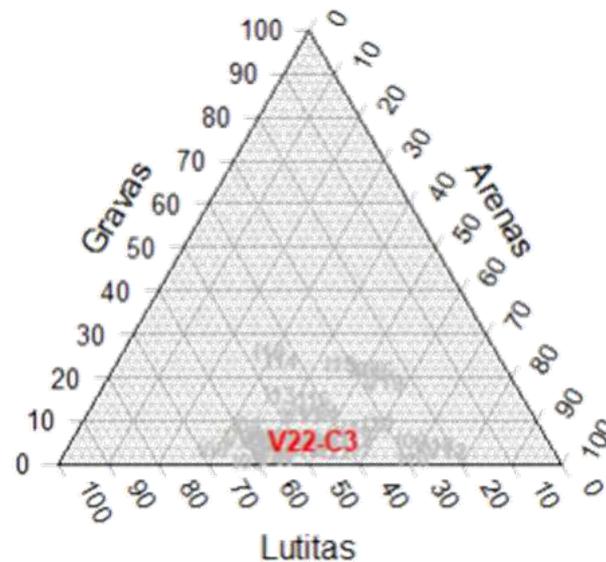


Figura 48. Diagramas triangulares de granulometría de cada una de las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

En cuanto a la evolución de cada una de las estaciones muestreadas (figuras 49, 50 y 51), las estaciones A1, y C1, y en las últimas campañas la estación C2, mantienen una clasificación de arenas durante la mayor parte de las campañas. El resto de estaciones, A2, A3, B2, B3 y C3, mantienen la clasificación de arenas fangosas.

Estas clasificaciones mantienen la relación entre el tipo de sedimento y la profundidad de las estaciones, donde las estaciones más próximas a la costa (5 m de profundidad) presentan un sedimento más grueso, mientras que las estaciones más alejadas (7 y 15 metros de profundidad) el sedimento observado se clasifica como arenas fangosas.

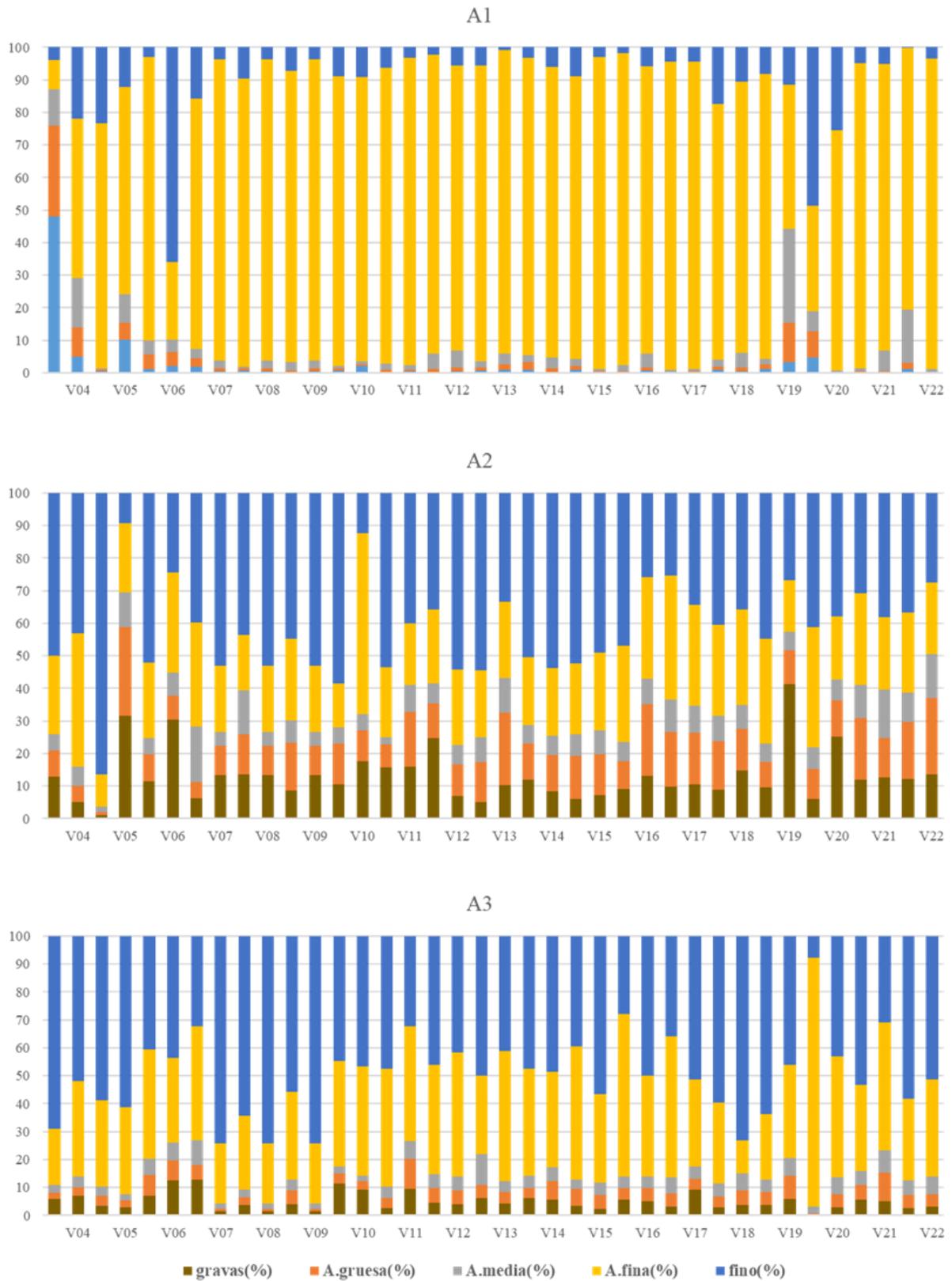


Figura 49. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones incluidas en el transecto A en las campañas realizadas en los años 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

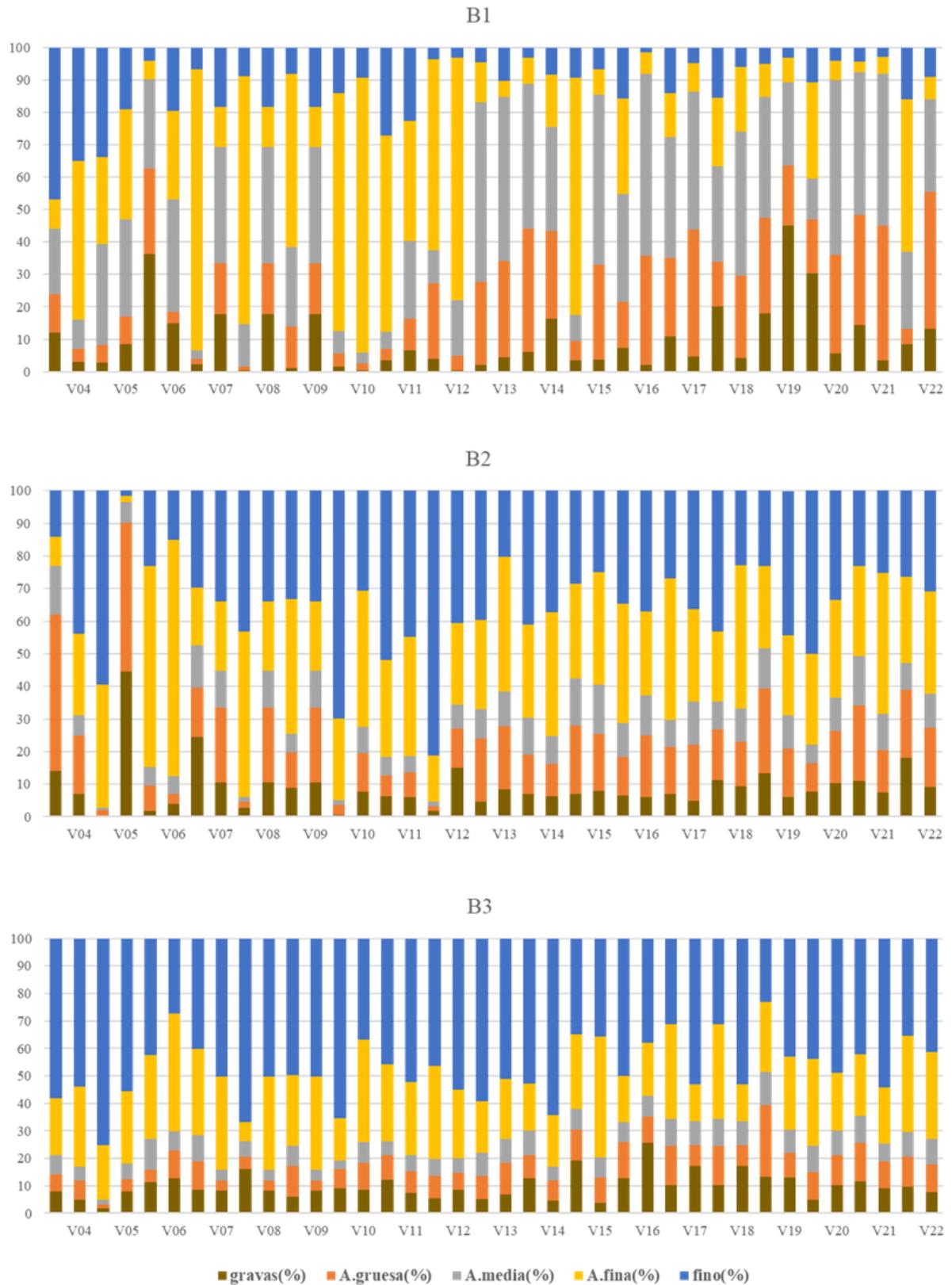


Figura 50. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones incluidas en el transecto B en las campañas realizadas en los años 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.



Figura 51. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones incluidas en el transecto C en las campañas realizadas en los años 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.3.4.1.i.2. Porcentaje de materia orgánica. pH y potencial redox.

La estación con un porcentaje mayor observado de materia orgánica es la C2 con un total de 28,96 %, un valor muy elevado respecto al resto de muestras analizadas en este verano de 2022. Le siguen la estación C1 con un 13,02 % y la B3 con un 11,50 %. El resto de muestras se sitúan todas ellas por debajo del 10 %. Los porcentajes más bajos para este parámetro los observamos en las estaciones B1 y B2 con 4,30 y 4,40 % respectivamente, seguido por A3 con un 5,50 %.

Respecto al parámetro del potencial RedOx, los valores obtenidos poseen una elevada variabilidad, con un máximo en la muestra C2, con -22, mientras que el mínimo lo observamos en la estación A3 la cual presenta un valor de -383,00.

Los valores de pH mostraron una baja variabilidad, por lo que no se observa un patrón de variación con respecto a la profundidad ni la distancia al punto de vertido. Las estaciones con mayores valores de pH durante la campaña de verano 2022 fueron A1 y C2 con 9,11 y 9,03 respectivamente. Los valores mínimos de este parámetro lo encontramos en las estaciones B1, A3 y A2 con valores de 6,64, 8,66 y 8,67 respectivamente. Todos los valores obtenidos en este muestreo están por encima de los valores obtenidos en campañas anteriores.

Tabla 36.. Valores de % de materia orgánica (% MO) y pH de cada una de las estaciones muestreadas en el verano de 2022.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
% Mat. Org.	9,10	7,90	5,50	4,30	4,40	11,50	13,02	28,96	7,28
RedOx	-120,80	-326,00	-383,00	-304,00	-317,00	-261,00	-189,50	-22,00	-220,00
pH	9,11	8,67	8,66	8,64	8,82	8,93	8,9	9,03	8,85

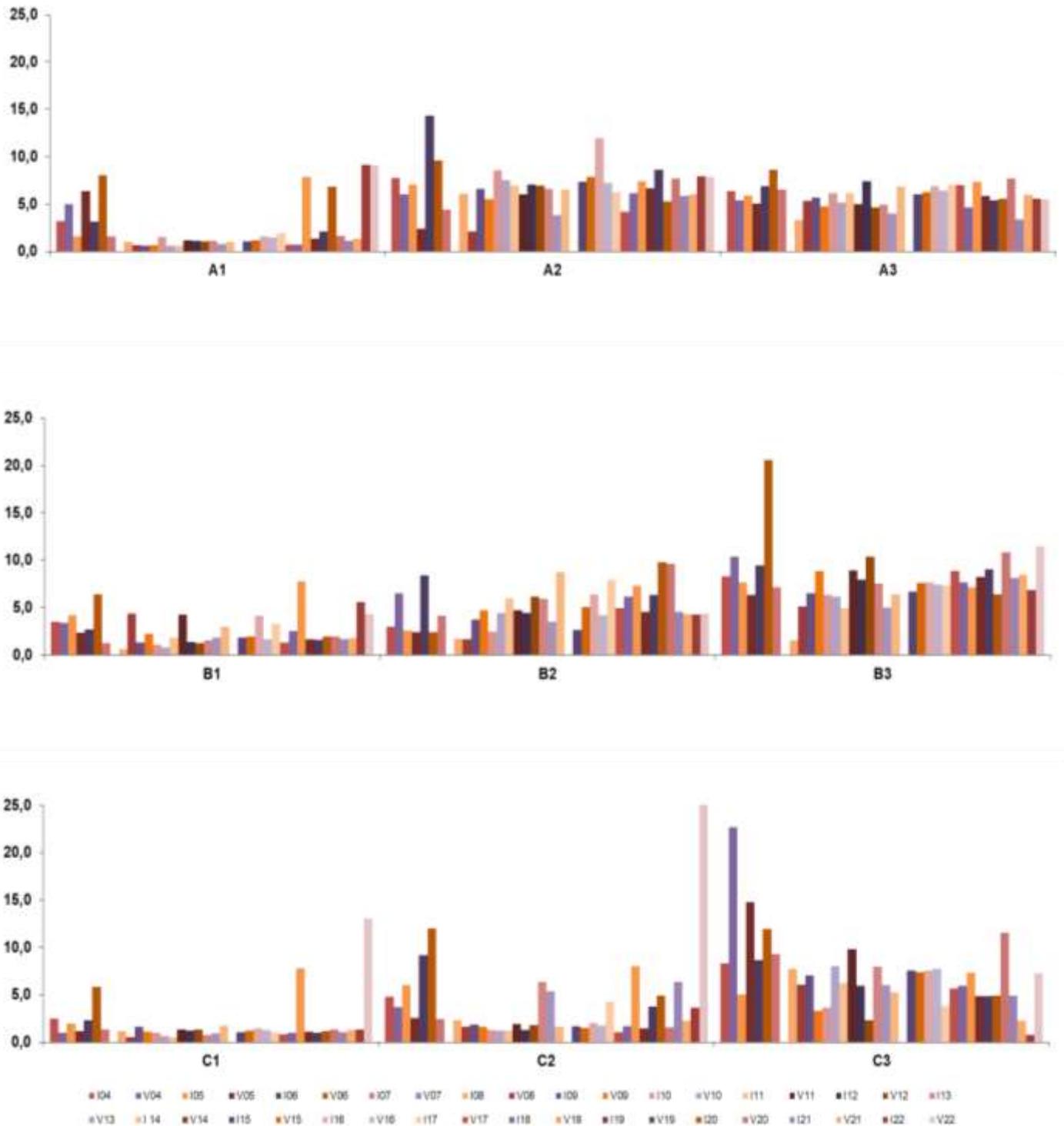


Figura 52. Valores de porcentaje de materia orgánica (% MO) de cada una de las estaciones incluidas en los transectos de muestreo en las campañas realizadas en los años 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

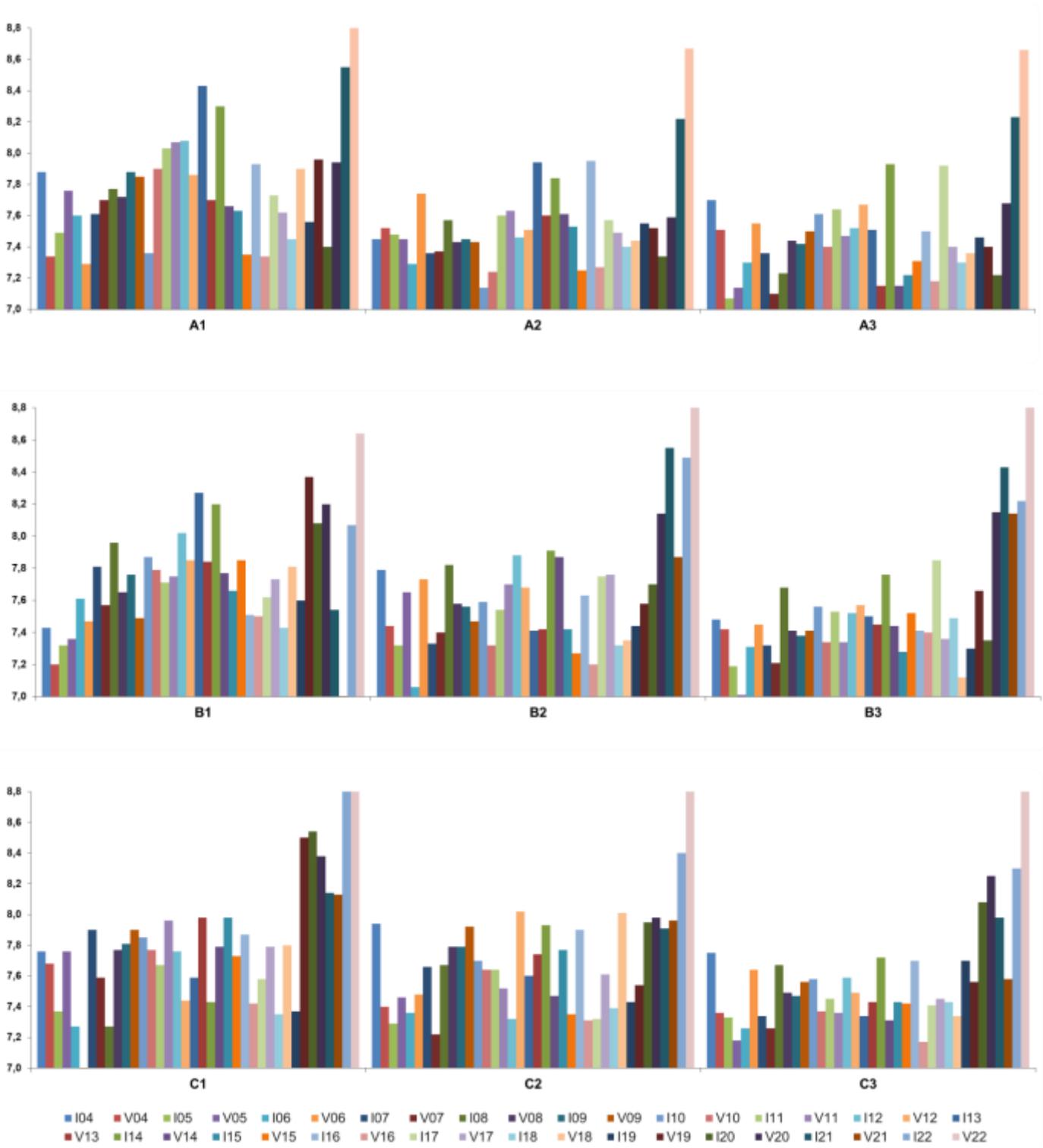


Figura 53. Valores de porcentaje de pH de cada una de las estaciones incluidas en los transectos de muestreo en las campañas realizadas en los años 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.3.4.2. Estructura de la infauna asociada a fondos blandos verano 2022

Se han identificado un total de 5495 individuos pertenecientes a 24 grupos taxonómicos. La comunidad está dominada por poliquetos (28.06%), bivalvos (34.45%), gasterópodos (20,2%), nemátodos (4.47%), y anfípodos (3.21%) (tabla 37).

Tabla 37. 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	0.0	13.2	0.0	0.0	13.2
Nemertea		26.3	32.9	6.6	0.0	0.0	6.6	13.2	13.2	0.0
Nematoda		0.0	250.2	52.7	250.0	144.9	355.6	0.0	13.2	553.1
Annelida	Polychaeta	316.0	1652. 7	1204. 9	717.7	2074. 1	1962. 1	243.6	665.0	1316. 9
	Oligochaeta	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Sipuncula		0.0	72.4	19.8	46.1	19.8	151.4	13.2	13.2	26.3
Crustacea	Ostracoda	0.0	9.9	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6
	Copepoda	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	32.9	13.2	0.0	19.8
Malacostraca	Cumacea	13.2	13.2	39.5	0.0	26.3	46.1	52.7	19.8	0.0
	Mysidacea	230.5	32.9	13.2	0.0	32.9	39.5	19.8	6.6	105.3
	Tanaidacea	32.9	0.0	13.2	6.6	0.0	32.9	13.2	79.0	6.6
	Isopoda	39.5	131.7	13.2	52.7	13.2	13.2	0.0	26.3	26.3
	Amphipoda	85.6	92.2	85.6	270.0	85.6	322.6	85.6	59.3	171.2
Decapoda		0.0	289.7	26.3	13.2	144.9	111.9	19.8	6.6	69.1
	Pycnogonida	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	6.6
Mollusca	Scaphopoda	0.0	0.0	46.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Gastropoda	13.2	1955. 6	289.7	19.8	138.3	2324. 3	26.3	32.0	2508. 6
	Bivalvia	1007. 4	1152. 3	566.3	1363. 3	2614. 0	1988. 5	1527. 6	1540. 7	704.5
	Polyplacophora	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Echinodermata	Asteroidea	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Ophiuroidea	0.0	39.5	0.0	6.6	6.6	13.2	0.0	0.0	0.0
	Echinoidea	0.0	19.8	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	6.6	0.0
	Holothuroidea	0.0	65.8	13.2	0.0	0.0	32.9	0.0	0.0	26.3
Cephalochordata		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hemichordata	Ascidiacea	0.0	184.4	19.8	0.0	322.6	98.8	0.0	13.2	19.8
	Phorinina	0.0	26.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pennatulacea		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0
Teleostea		0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6

3.3.4.2.i.1. Análisis univariante

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

En cuanto a las abundancias, no se detectan diferencias significativas entre los transectos ni entre las profundidades, y tampoco en la interacción entre ambos factores ($p > 0.01$) (figura 54).

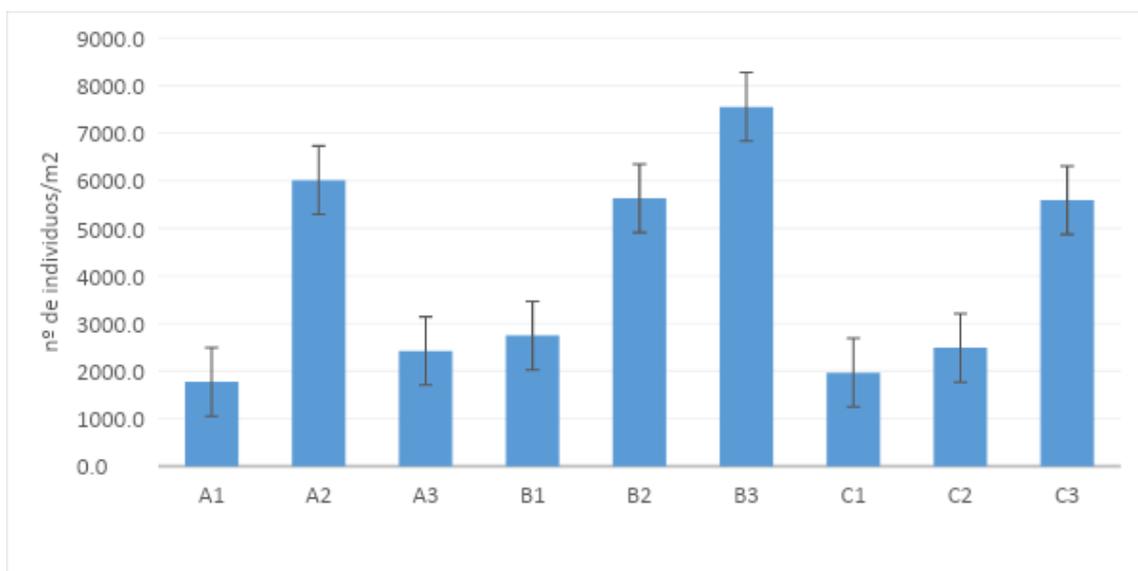


Figura 54. Abundancia media en las distintas estaciones.

En el caso de la riqueza taxonómica, por el contrario, se detectaron diferencias significativas para el factor profundidad. Los resultados indican que en 4 metros la riqueza es significativamente más baja que en 10 y 15 metros ($p < 0.05$) (figura 55).

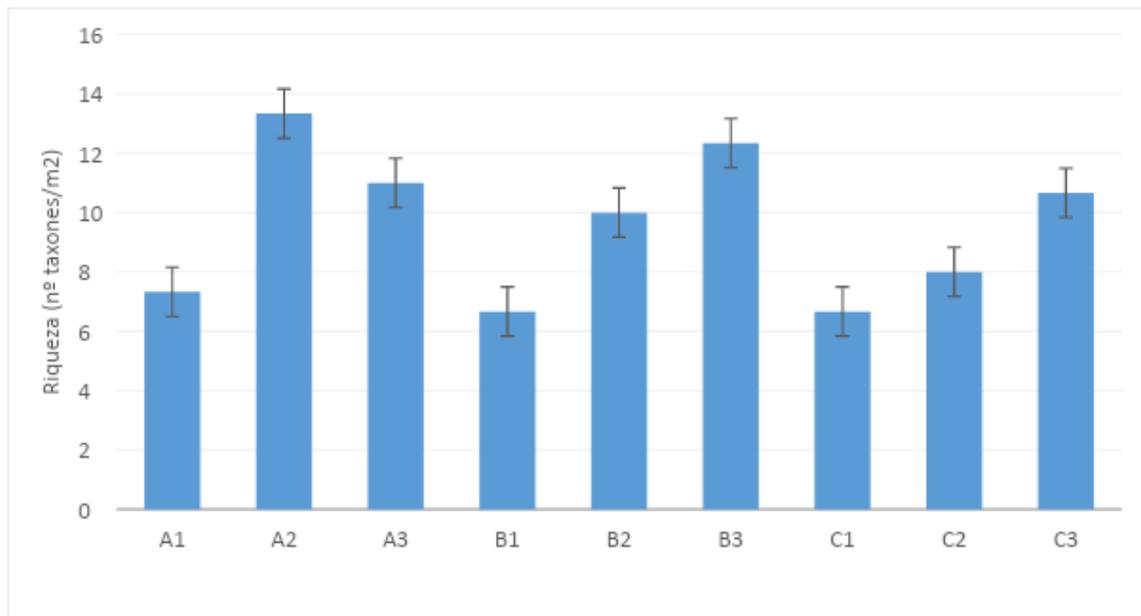


Figura 55. Nº grupos taxonómicos presentes en las distintas estaciones

3.3.4.2.i.2. Análisis multivariante

El cluster muestra como todas las estaciones muestran un grado de similitud superior al 60%. Con una similitud cercana al 80% agrupamos a las estaciones B1 y B2 (grupo I), estaciones C1, C2 y A1 (grupo II) y las estaciones C3, A2 y B3 (grupo IV), donde A2 y B3 presentan una similitud mayor al 80%. Por último, la estación A3 conforma el grupo III respectivamente (figura 56).

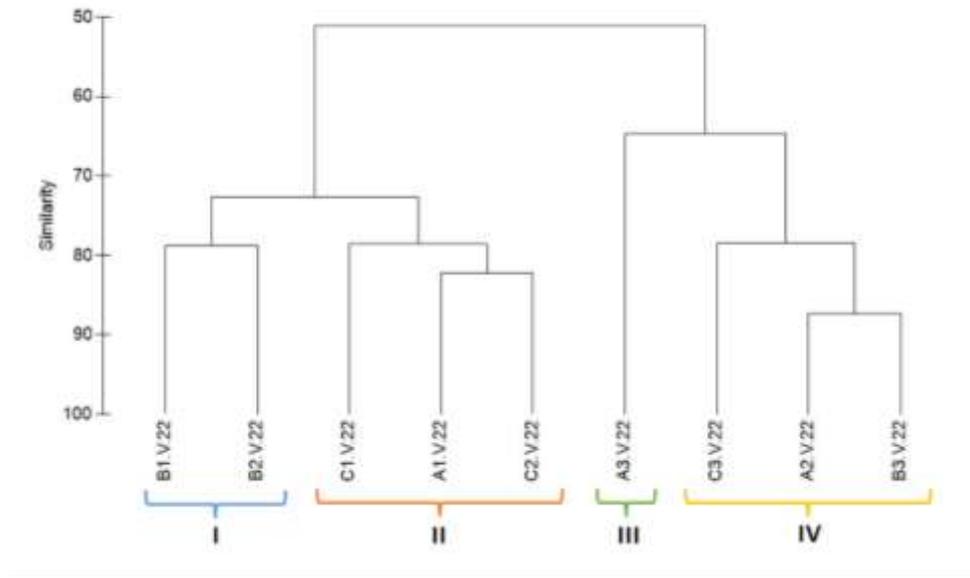


Figura 56. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) se aprecia la distribución espacial de las estaciones conforme a los grupos indicados anteriormente (figura 57).

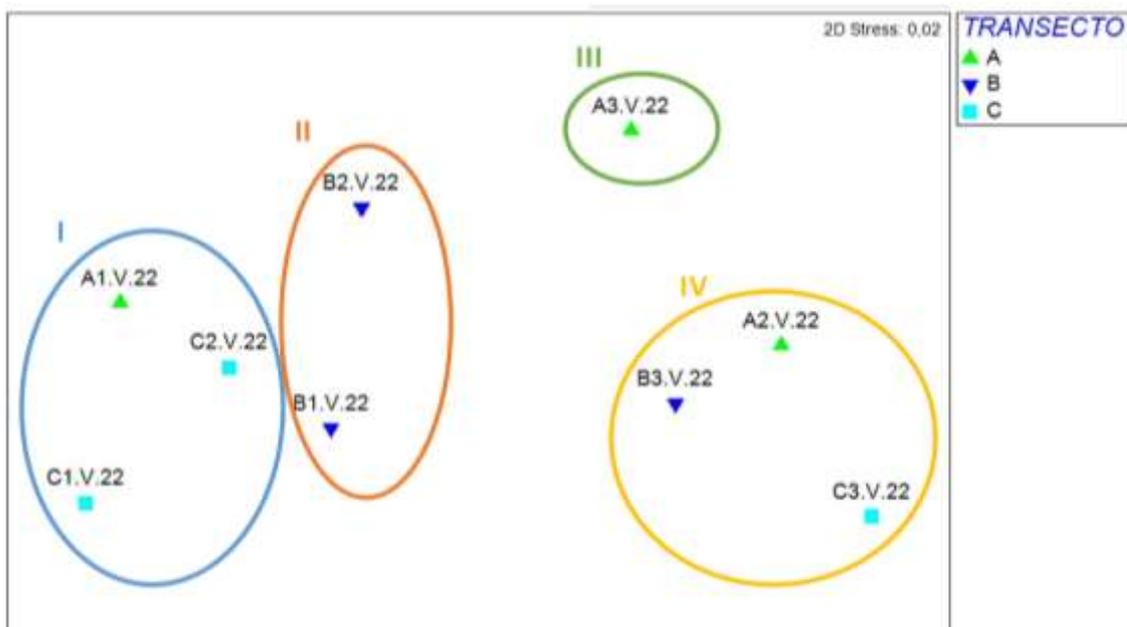


Figura 57. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos en cada una de las estaciones muestrales.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se detectan diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.177$, con un nivel de significación de 0.764) pero sí entre profundidades ($R = 0.325$, con un nivel de significación de 0.114).

Se aplica el Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), 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 estación A3 (grupo III) no muestra porcentaje de similitud al ser un grupo formado por una única estación. En el caso del grupo II, la clase Polychaeta es el taxón que más contribuye a la similitud, seguido de Amphipoda y Nematoda. Para el grupo IV, la diferenciación es debida únicamente a Bivalva y Polychaeta (tabla 38).

Tabla 38. 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: 78,57%			
	Bivalvia	48,04	59,10
	Polichaeta	31,49	92,37
II			
SM: 79.61%			
	Polichaeta	65,46	73,55
	Bivalvia	18,98	91,38
III			
IV			
SM: 81.26%			
	Gastropoda	36,06	38,59
	Polichaeta	25,68	68,58
	Bivalvia	19,37	86,78
	Nematoda	6,25	92,13

La tabla 38, muestra las diferencias entre los cuatro grupos formados en el análisis multiescalar MDS y los grupos taxonómicos que más contribuyen a la disimilitud entre ellos.

El mayor porcentaje de disimilitud se observa entre los grupos II y IV (56,09%). Esta es debida, principalmente, a la mayor abundancia de bivalvos detectados en el grupo II, así como el mayor número de gasterópodos y poliquetos del grupo IV. Estos mismos taxones provocan la disimilitud del grupo II respecto al grupo III, además de la presencia del grupo de escafópodos presente en el grupo III y ausente en el grupo II. Al comparar los grupos IV y III, se observa cómo mientras que en el grupo IV son más abundantes bivalvos y poliquetos, en el grupo III hay un mayor número de poliquetos y cuenta con la presencia de escafópodos que es única para este grupo. (tabla 39). Al comparar el grupo I con el resto de grupos se observa una mayor abundancia de poliquetos con respecto al grupo II y IV, y de bivalvos con respecto al grupo III.

Tabla 39. 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
II & IV				
DM: 56,09				
	Bivalvia	23,05	4,16	41,09
	Gastropoda	17,46	5,24	72,22
	Polichaeta	3,78	1,42	78,97
	Nematoda	3,04	2,21	84,38
	Mysidacea	2,28	0,81	88,44
	Decapoda	1,35	1,78	90,85
II & III				
DM: 50,18				
	Bivalvia	21,04	3,90	41,93
	Polichaeta	15,37	4,25	72,57
	Gastropoda	5,41	31,94	83,35
	Mysidacea	2,20	0,63	87,74
	Nematoda	1,00	6,54	89,73
	Scaphopoda	0,95	0,0	91,63
IV & III				
DM: 35,59				
	Gastropoda	12,05	3,14	33,86
	Polichaeta	12,03	12,12	67,65
	Bivalvia	2,99	1,42	76,05
	Nematoda	2,04	1,29	81,78
	Decapoda	1,02	1,22	84,64
	Scaphopoda	0,95	0,0	87,31
	Amphipoda	0,83	2,06	89,64
	Ascidacea	0,79	1,14	91,85

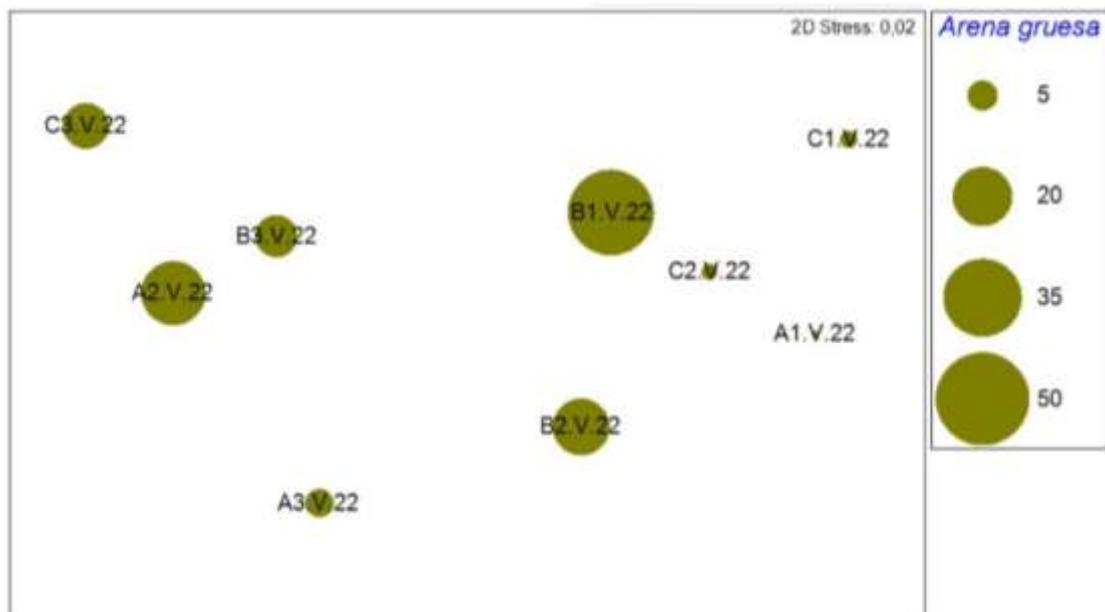
Grupo	Organismo	AM x	AM y	PA
II & I				
DM: 27,62				
	Bivalvia	8,71	1,77	31,54
	Polichaeta	6,35	1,51	54,54
	Nematoda	2,83	1,58	64,80
	Mysidacea	2,22	0,69	72,82
	Amphipoda	2,08	1,80	80,35
	Ascidiacea	1,43	0,97	85,53
	Tanaidacea	0,89	1,58	88,76
	Decapoda	0,64	1,26	91,07
IV & I				
DM: 43,39				
	Gastropoda	17,24	4,97	39,73
	Bivalvia	14,33	4,49	72,77
	Polichaeta	3,13	1,13	79,99
	Amphipoda	2,12	1,11	84,86
	Nematoda	1,77	1,43	88,93
	Ascidiacea	1,43	1,53	92,23
III & I				
DM: 37,86				
	Bivalvia	12,33	10,88	34,04
	Polichaeta	9,12	2,41	59,20
	Gastropoda	5,18	8,44	73,51
	Amphipoda	2,08	1,37	79,25
	Nematoda	1,83	0,79	84,31
	Ascidiacea	1,43	0,71	88,26
	Scaphopoda	0,95	0,89	90,89

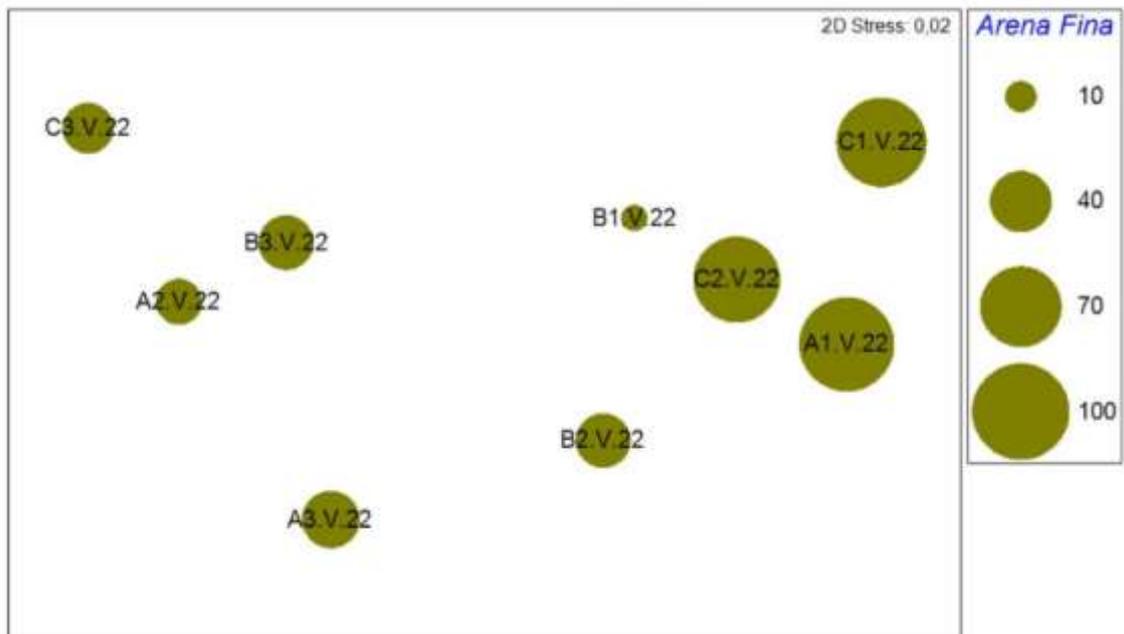
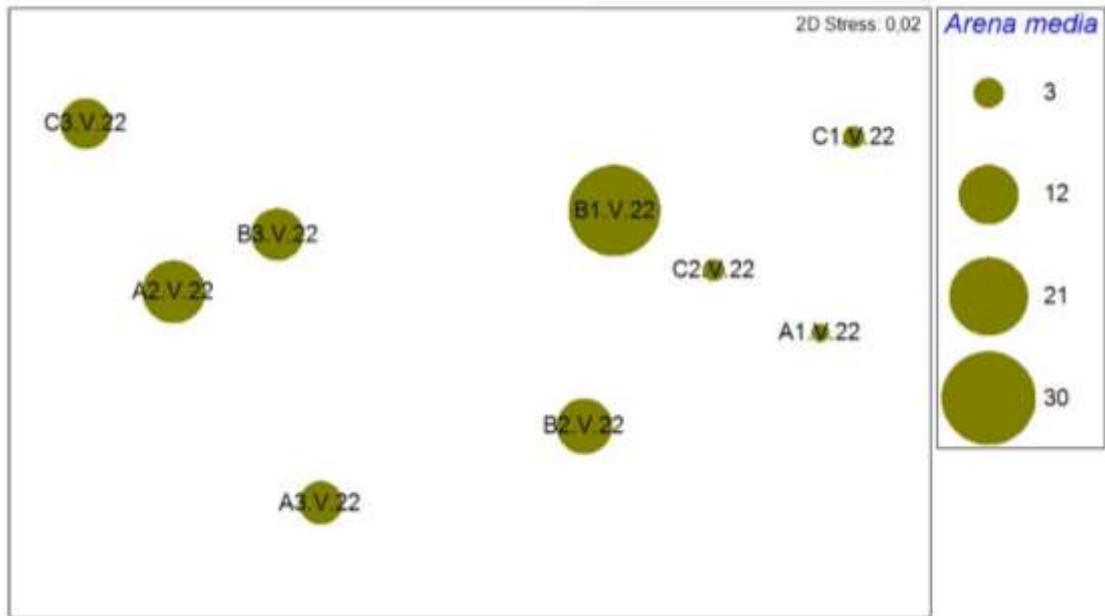
Al análisis biótico se añaden los resultados obtenidos de los parámetros ambientales: granulometría, potencial RedOx, salinidad, materia orgánica y pH. La correlación entre las variables ambientales y la comunidad de infauna se contrastó con el procedimiento RELATE. Éste refleja que, de las variables estudiadas, tanto el porcentaje de arenas, arenas finas y lutitas, muestran valor de p significativo ($p < 0.05$) con la comunidad de infaunal, por lo que pueden mostrar correlación con el poblamiento infaunal (Tabla 40).

Del mismo modo, el coeficiente de correlación (Rho) muestra el valor más alto para el porcentaje de fangos, destacando el grupo I (estación B1) (Figura 58). Por otro lado, también cabe destacar el coeficiente de correlación mostrado para el porcentaje de arenas medias, seguido de las arenas finas y el pH. De esta manera, se señala de igual modo que, tanto las fracciones de sedimento, como las características físico-químicas del sedimento, pueden tener relación con la comunidad infaunal.

Tabla 40. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

Factores ambientales	Rho	P
Granulometría		
% Gravas	0.101	0.236
% Arenas gruesas	-0.002	0.483
% Arenas medias	0.173	0.161
% Arenas finas	0.351	0.047
% Fangos	0.565	0.005
Potencial Redox	0.119	0.216
Salinidad	-0.111	0.516
Materia orgánica	-0.149	0.776
pH	-0.034	0.53





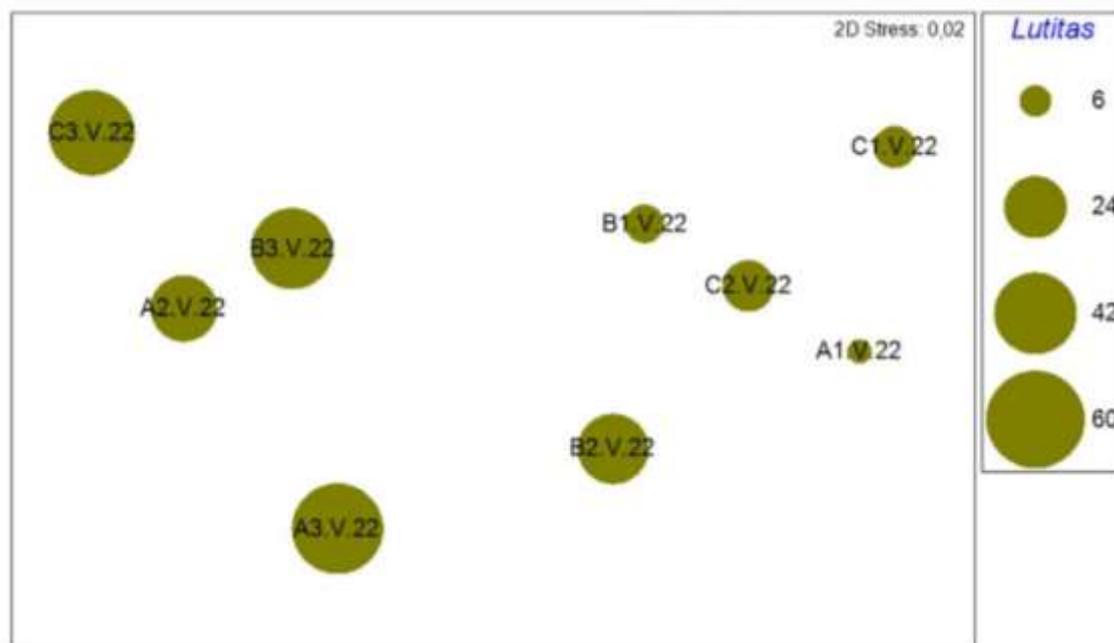


Figura 58. Representación bidimensional MDS para las abundancias de la comunidad de infauna en cada una de las estaciones con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento en los valores del porcentaje de arenas gruesas, arenas medias, arenas finas y lutitas del sedimento.

Para comparar la situación actual de la comunidad con los veranos anteriores, se realiza un análisis multivariante con las estaciones de la misma época desde 2004 a 2010, 2011 a 2015, 2016 a 2019, 2020, 2021 y 2022. En la representación cluster se observa cómo la estación del vertido (B1) mantiene una situación similar a la detectada en las campañas anteriores, con una comunidad parecida a la obtenida en los años 2004 a 2010 y 2020, y bien diferenciada del resto de estaciones. Sin embargo, presenta una baja similitud a la con respecto a los años 2011 a 2015, 2016 a 2019 y con este año 2022 (figura 59).

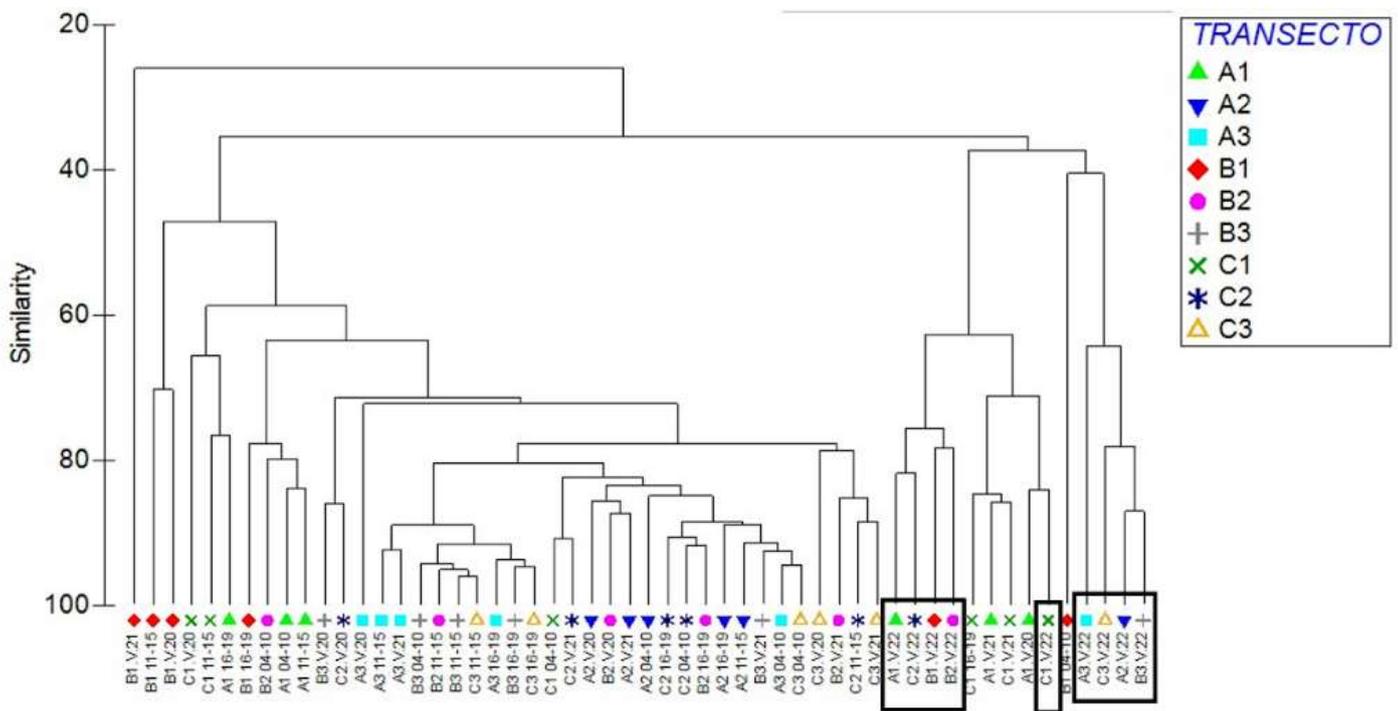


Figura 59. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación correspondiente a las campañas de verano del 2004 al 2022.

Además, en la representación bidimensional, aparte de ver de nuevo como las estaciones muestreadas durante la campaña de 2022 presentan una mayor disimilitud con el resto de años muestreados, observamos como las estaciones profundas (10 y 15 metros) se asemejan más entre ellas que con las estaciones someras a lo largo de todas las campañas (figura 60).

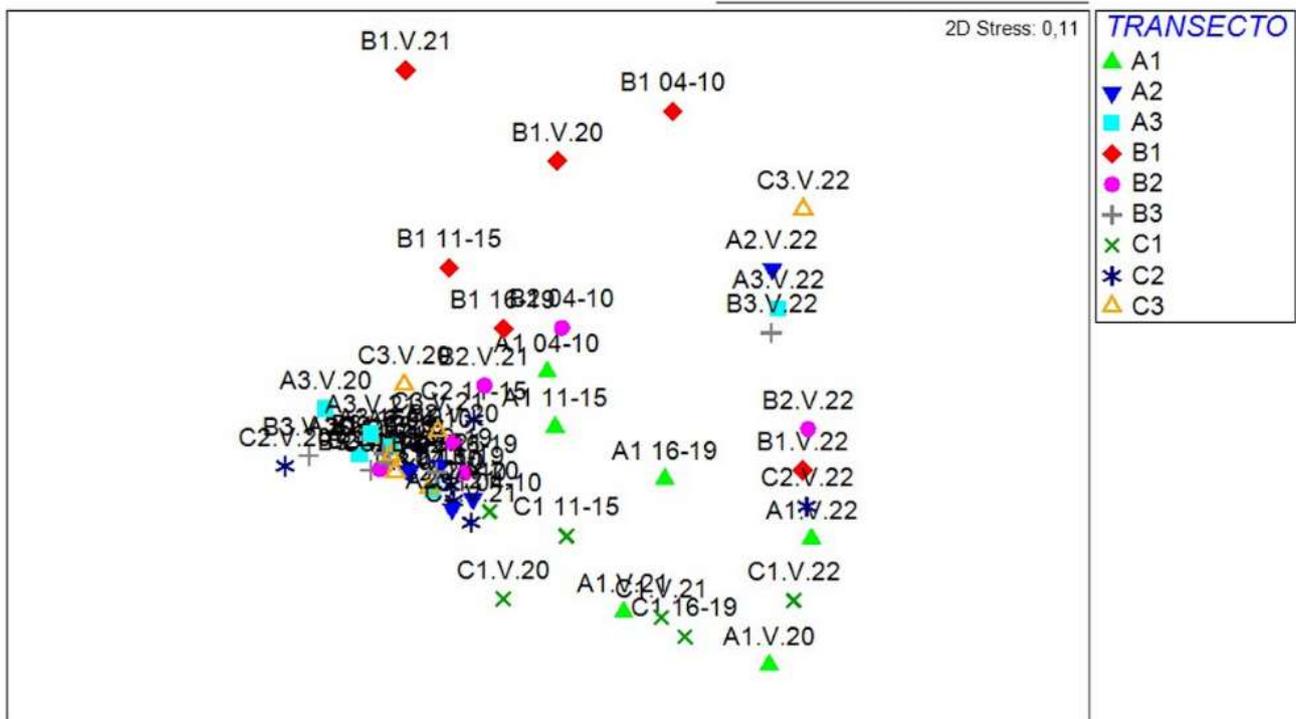


Figura 60. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos de cada estación correspondientes a las campañas de verano del 2004 al 2022.

3.3.4.2.i.3. Comunidad de poliquetos de fondos blandos en verano de 2022

Se han analizado un total de 1542 individuos pertenecientes a 34 familias de poliquetos. La familia más abundante ha sido Syllidae, con 294 individuos, representando el 19% de todos los individuos analizados, seguido de las familias Capitellidae con 228 individuos (14.78%), Eunicidae (145 individuos; 9.4%), Onuphidae (121 individuos; 7.85%), y por último, las familias Spionidae y Magelonidae, de los que se identificaron 111 y 50 individuos respectivamente (7.2% y 5.2%).

Tabla 41. Abundancias medias (nº ind / m²) de las familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Ampharetidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	39.51	0.00	0.00	0.00
Aphroditidae	0.00	32.92	0.00	0.00	0.00	19.75	0.00	0.00	26.34
Capitellidae	6.58	144.86	283.13	52.67	171.19	276.54	72.43	65.84	427.98
Chaetopteridae	0.00	6.58	6.58	0.00	111.93	13.17	6.58	0.00	0.00
Cirratulidae	0.00	39.51	13.17	26.34	46.09	26.34	0.00	6.58	6.58
Dorvilleidae	0.00	26.34	0.00	0.00	26.34	19.75	0.00	0.00	32.92

Eunicidae	0.00	217.28	39.51	92.18	79.01	395.06	0.00	0.00	131.69
Flabelligeridae	0.00	92.18	26.34	0.00	39.51	46.09	0.00	0.00	6.58
Glyceridae	0.00	19.75	32.92	0.00	0.00	0.00	6.58	0.00	6.58
Goniadidae	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lumbrineridae	0.00	6.58	197.53	26.34	6.58	13.17	0.00	0.00	19.75
Magelonidae	65.84	32.92	26.34	0.00	19.75	46.09	65.84	250.21	19.75
Maldanidae	6.58	19.75	144.86	0.00	79.01	26.34	0.00	13.17	13.17
Nepthyidae	118.52	0.00	46.09	0.00	0.00	0.00	13.17	144.86	6.58
Nereididae	0.00	111.93	6.58	13.17	19.75	13.17	0.00	0.00	65.84
Onuphidae	19.75	26.34	19.75	6.58	507.00	131.69	19.75	0.00	65.84
Opheliidae	0.00	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orbiniidae	72.43	0.00	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00	13.17	0.00
Oweniidae	0.00	13.17	13.17	0.00	0.00	6.58	0.00	6.58	6.58
Paraonidae	0.00	19.75	105.35	32.92	19.75	19.75	0.00	46.09	85.60
Pectinariidae	0.00	59.26	6.58	13.17	19.75	32.92	0.00	0.00	0.00
Pholoidae	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Phyllodocidae	0.00	13.17	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	19.75
Pilargidae	0.00	0.00	13.17	0.00	39.51	52.67	0.00	6.58	0.00
Poecilochaetidae	0.00	0.00	32.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Polynoidae	0.00	13.17	0.00	6.58	6.58	39.51	0.00	0.00	19.75
Sabellidae	0.00	19.75	19.75	0.00	26.34	6.58	0.00	0.00	0.00
Sabellariidae	0.00	164.61	0.00	0.00	85.60	26.34	0.00	0.00	6.58
Scalibregmatidae	0.00	0.00	0.00	0.00	13.17	0.00	0.00	0.00	13.17
Sigalionidae	13.17	0.00	26.34	0.00	0.00	13.17	52.67	72.43	0.00
Serpulidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	13.17
Spionidae	13.17	19.75	46.09	85.60	210.70	197.53	6.58	39.51	111.93
Syllidae	0.00	441.15	65.84	348.97	427.98	474.07	0.00	0.00	177.78
Terebellidae	0.00	79.01	0.00	0.00	118.52	6.58	0.00	0.00	13.17

De las 40 familias identificadas, estas seis corresponden casi al 64% del total de la abundancia. El resto de las familias aparecen con una abundancia que representa menos que el 5 % del total analizado. Durante esta campaña de muestreo las familias Capitellidae y Spionidae aparece en todas las estaciones estudiadas.

3.3.4.2.i.4. 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 x profundidad) ($p=0.081$). Se detectan diferencias significativas para cada factor analizado (Profundidad, $p=4.95 \cdot 10^{-06}$; Transecto $p=0.00036$). Dichas diferencias vienen marcadas, principalmente, por un descenso de la abundancia de poliquetos en las estaciones someras respecto a las estaciones localizadas a mayor profundidad, así como al descenso de los valores de abundancia en los transectos C y A respecto al transecto B.

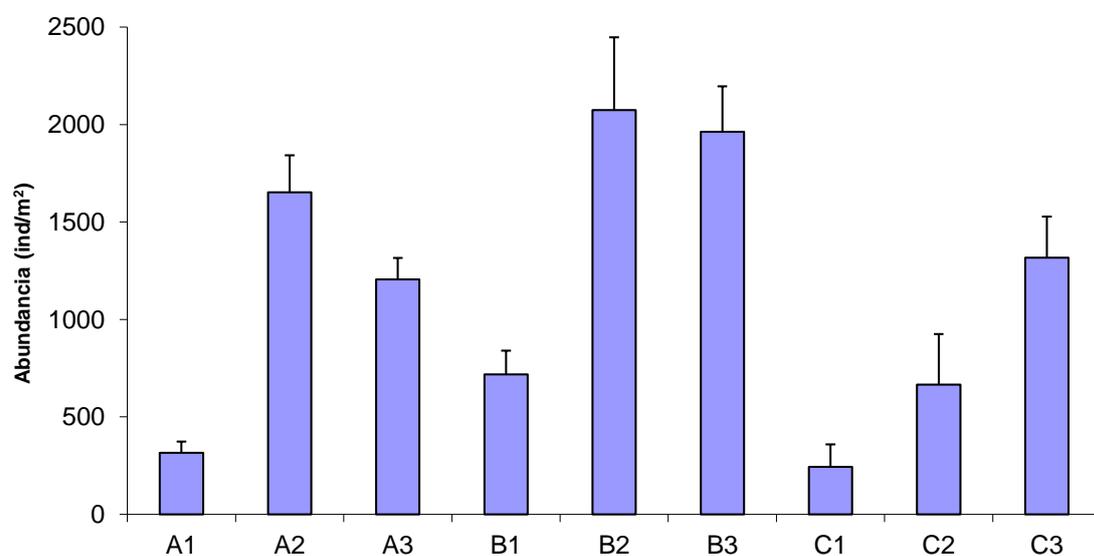


Figura 61. Abundancia media de poliquetos en cada una de las estaciones.

Al analizar la riqueza se detectan diferencias significativas entre la interacción de ambos factores (transecto y profundidad) ($p=0.011591$). Para determinar que muestras están marcando tales diferencias se aplica el test de comparaciones múltiples (SNK). Estas diferencias se deben, se observa un descenso significativo de la riqueza a 4 metros respecto a las estaciones localizadas a 10 y 15 m. En el transecto C este descenso también se detecta en la estación localizada a 10m (C2).

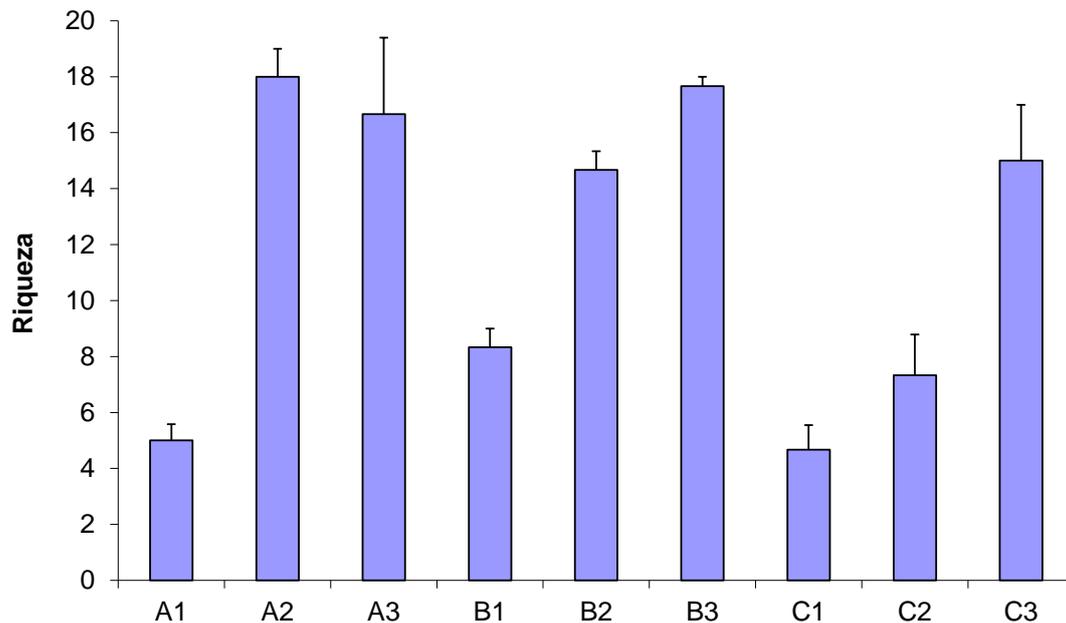


Figura 62. Número de familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

3.3.4.2.i.5. Análisis multivariante

Se observa un patrón similar al detectado en campañas anteriores, en la que se mantiene una cierta segregación de las estaciones de muestreo en función de la profundidad. Se forman dos grupos principales con una disimilitud superior al 85%; el grupo A, establecido por dos de las estaciones someras (A1 y C1), junto a la estación C2 y el grupo B, constituido por la mayoría de las estaciones más profundadas, junto a la estación próxima al vertido B1. Ambos grupos muestran valores de similitud alrededor del 45%.

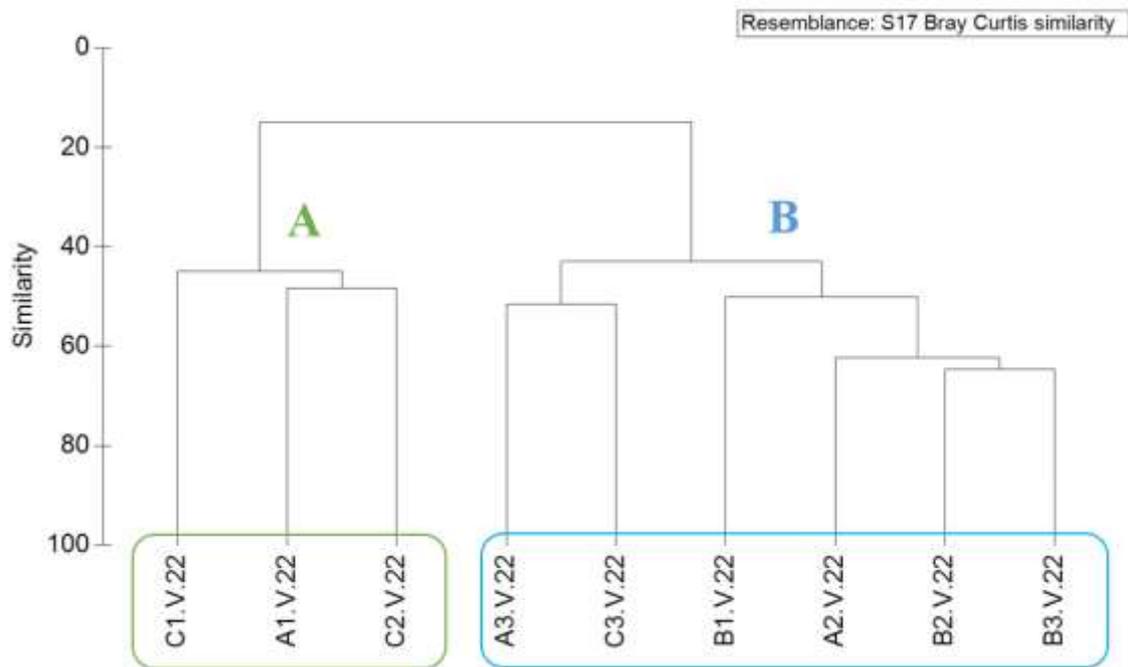


Figura 63. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) se puede apreciar, de forma visual, la segregación de las estaciones en función de los grupos establecidos mediante el procedimiento CLUSTER. Se detecta una disimilitud, en cuanto a la composición y estructura del poblamiento de poliquetos, similar en ambos grupos establecidos.

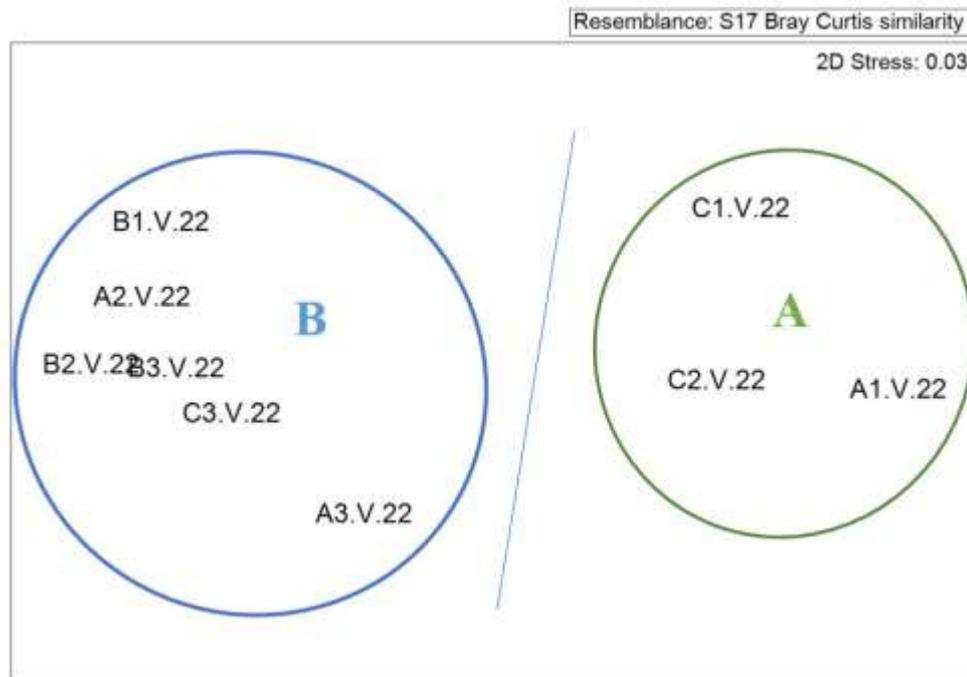


Figura 64. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se detectaron diferencias significativas para el factor profundidad ($R=0.012$, nivel de significación de 0.45), ni para el factor transecto ($R= 0.128$, nivel significación 0.24).

Se aplica el análisis de porcentaje de similitud, con la finalidad de conocer que familias de poliquetos contribuyen a la similitud dentro de cada grupo establecido a partir del cluster y del MDS, así como las que contribuyen a la disimilitud entre grupos. Las familias Magelonidae, Nepthyidae, Sigalionidae, Capitellidae y Onuphidae, son las implicadas en el 92.38% de la similitud entre las estaciones del grupo A. En el caso de las estaciones incluidas en el grupo B, las familias responsables del 71% de similitud son Capitellidae, Syllidae, Spionidae y Eunicidae.

Tabla 42. 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: 45.99			
	Magelonidae	127.3	37.29
	Nepthyidae	92.18	60.32
	Sigalionidae	46.09	74.08
	Capitellidae	48.29	87.26
	Onuphidae	13.17	92.38
B			
SM: 48.93			
	Syllidae	322.63	30.9
	Capitellidae	226.06	50.72
	Eunicidae	159.12	62.56
	Spionidae	111.93	71.46

Las familias Syllidae, Capitellidae, Eunicidae, Magelonidae Onuphidae, Spionidae y Nepthyidae son las principales responsables de la mayor diferencia entre los grupos establecidos. Los mayores valores de disimilitud se deben a un descenso de los valores de riqueza y de abundancia de la mayoría de las familias implicadas, en las estaciones someras, junto a C2 (Grupo A), respecto a las estaciones más profundas, junto a B1; a excepción de las familias Magelonidae y Nepthyidae que muestra las mayores abundancias medias en las estaciones someras.

Tabla 43. Resumen de análisis de disimilitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto a los grupos establecidos. Amx: abundancia media en el grupo 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: 85.11				
	Syllidae	0	322.63	20.78
	Capitellidae	48.29	226.06	32.42
	Eunicidae	0	159.12	42.13
	Magelonidae	127.3	24.14	48.74
	Onuphidae	13.17	126.2	54.64
	Spionidae	19.75	111.93	60.43
	Nepthyidae	92.18	8.78	66.01

Mediante el procedimiento RELATE se observan que existe correlación entre la matriz de los poliquetos y la matriz de los factores ambientales estudiados (granulometría (% gravas, % A gruesa, % A media, % A fina y % fangos), materia orgánica, pH, profundidad, potencial redox y salinidad). Se obtiene un nivel de significación de un 0.1 % y con un $Rho = 0.694$ (Tabla 44), lo que indica que la composición de la comunidad de poliquetos parece estar influenciada por las características físico-químicas del sedimento presente en cada una de las estaciones. Al analizar cada uno de los factores ambientales por separado se observa que son, principalmente, el tipo de granulometría (principalmente Gravas, Arena media, Arena fina y lutitas), el pH, así como el potencial RedOx, los factores que influyen en la composición del poblamiento de poliquetos durante esta última campaña.

Tabla 44. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

Factores Ambientales	Rho	p
Factores ambientales	0.694	0.1%
Materia orgánica	0.163	22.6%
pH	0.351	3.4%
% gravas	0.669	0.1%
% A gruesa	0.344	5.5%
% A media	0.514	0.8%
% A fina	0.845	0.2%
% lutitas	0.315	5%
Profundidad	0.189	12.5%
Potencial redox	0.601	0.7%
Salinidad	0.061	30.8%

Se realiza un Bubble plot para cada uno de los factores ambientales que muestran correlación en el procedimiento Relate. Se observa como en las estaciones más someras (A1 y C1) junto a la estación C2, se caracterizan por un mayor porcentaje de arenas finas, un pH algo más elevado y niveles de potencial menos reducidos, mientras que en las estaciones más

profundas se detectan unos sedimentos más heterogéneos, con mayor presencia de fracción gruesa del sedimento.

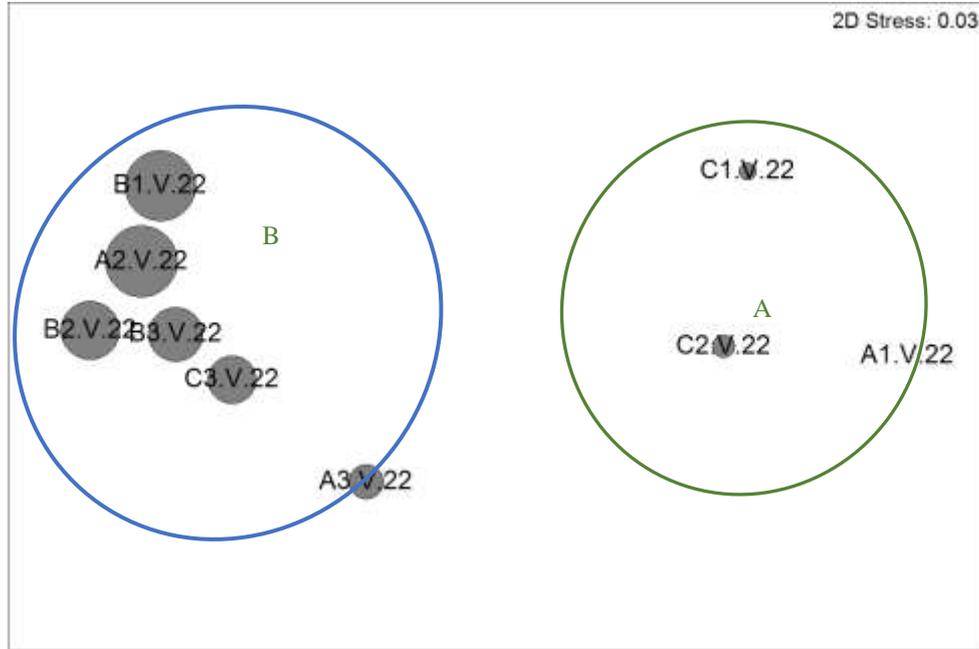


Figura 65. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de gravas.

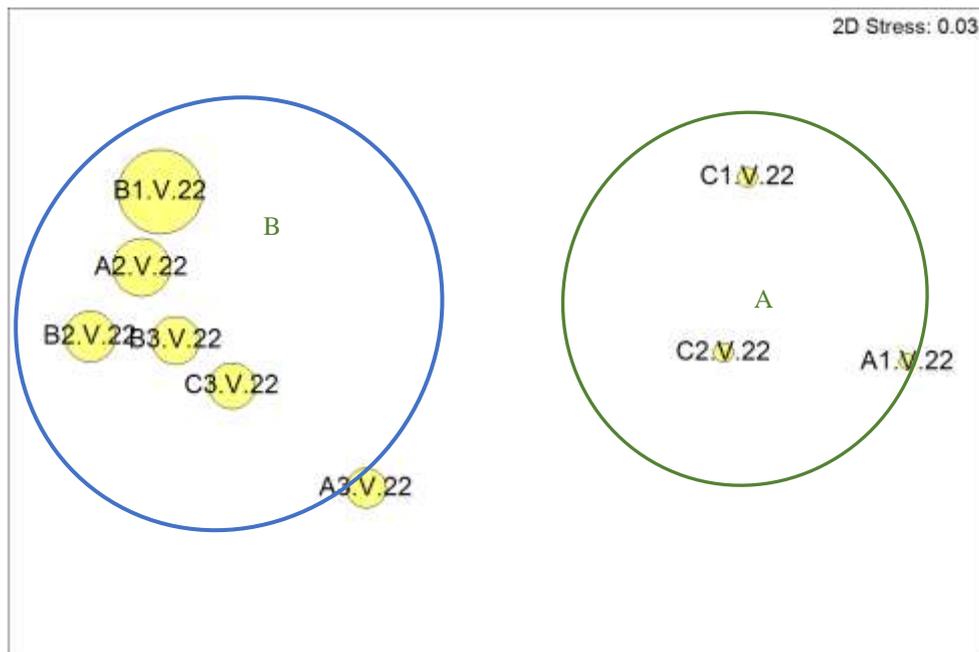


Figura 66. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento arena media.

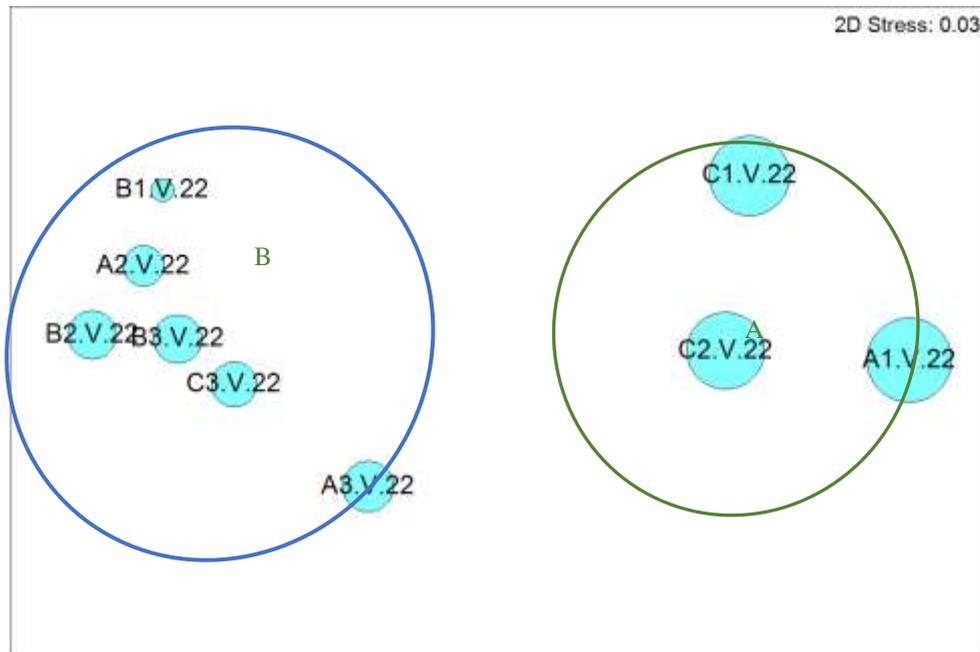


Figura 67. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento arena fina.

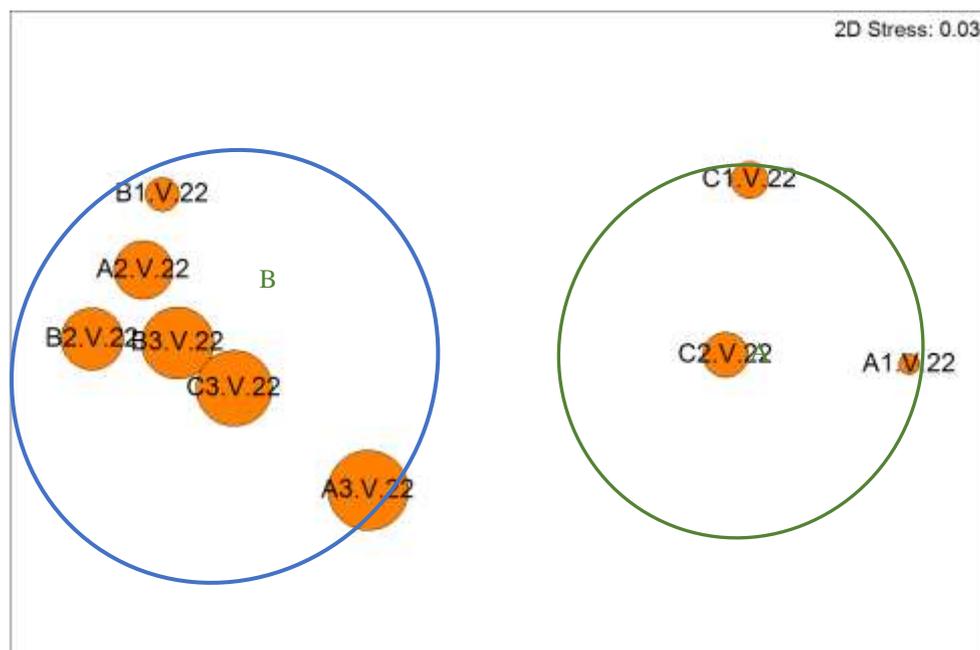


Figura 68. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de lutitas.

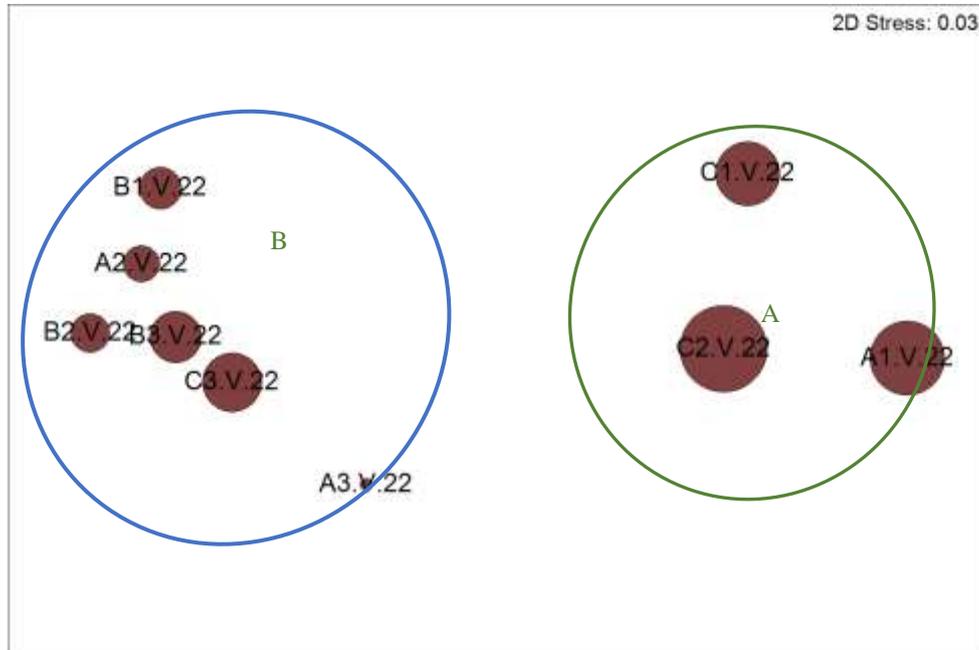


Figura 69. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al potencial redox.

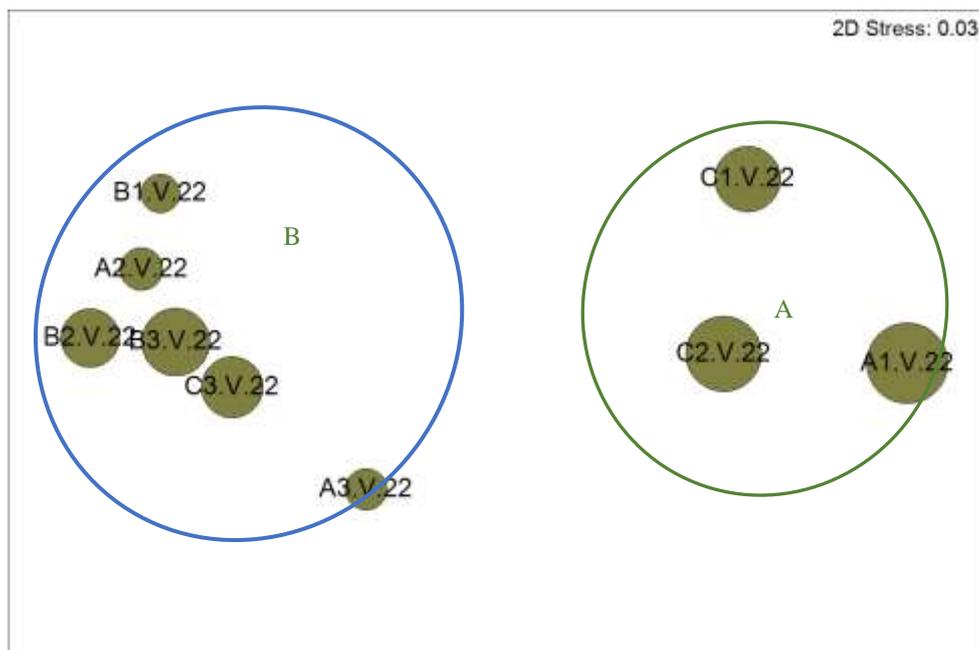


Figura 70. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de pH.

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 en los veranos del 2004 al 2022. A partir de esta matriz se obtiene un Cluster y un MDS.

A partir del dendrograma se observa una segregación de las estaciones someras con respecto a las más profundas en la mayoría de las campañas de muestreo. Aun así, se mantiene la heterogeneidad entre las distintas estaciones someras y los distintos años de muestreo, detectada en campañas anteriores. Heterogeneidad que se mantiene en la estación próxima al vertido (B1) durante la mayoría de las campañas. En esta última campaña parece mostrar similitud en cuanto a la composición de poliquetos con las campañas del 2020 y del 2021. Sin embargo, la estructura de la comunidad de poliquetos de las zonas más profundas mantiene una mayor homogeneidad.

Resemblance: S17 Bray Curtis similarity

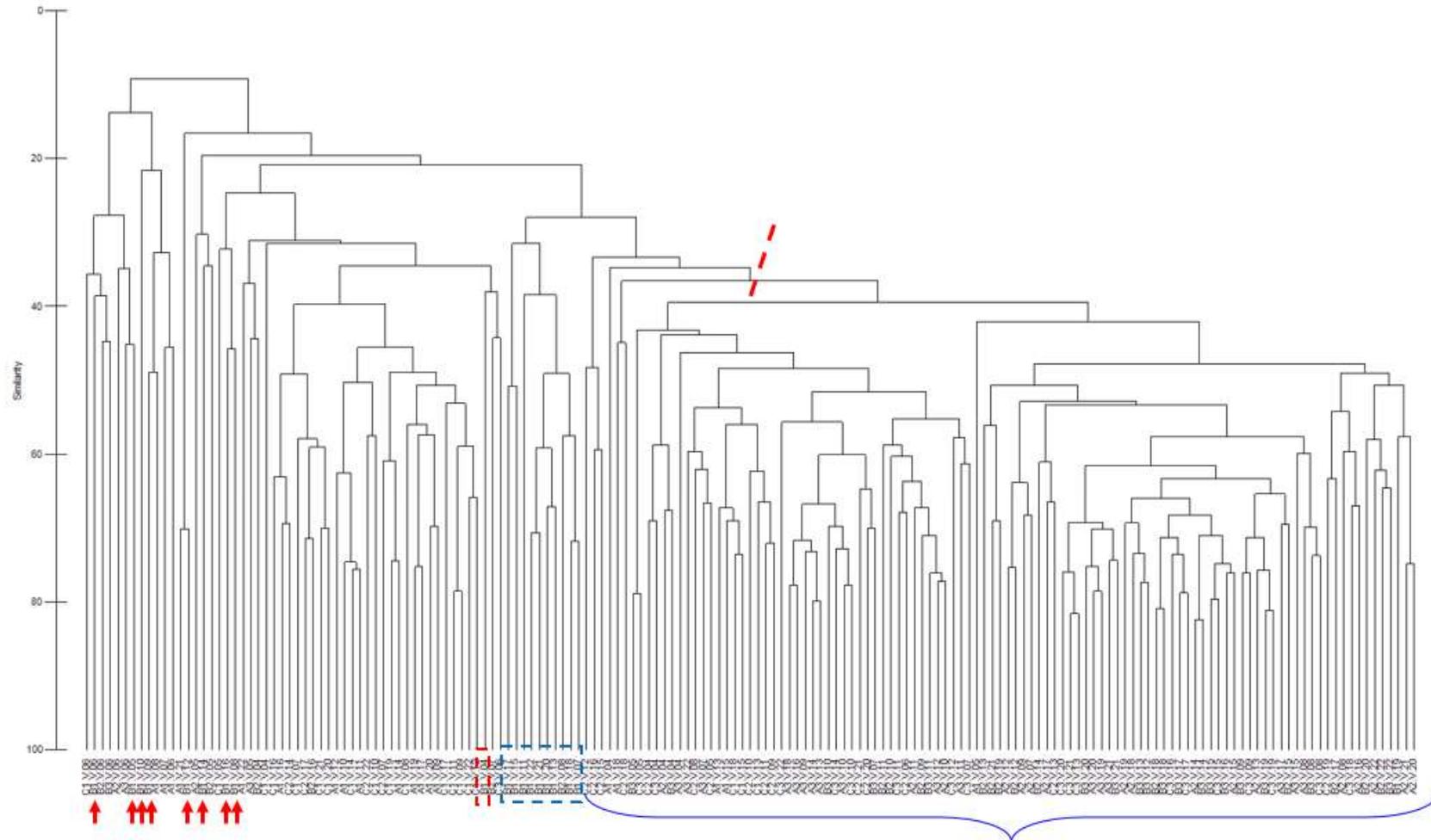


Figura 71. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas de verano del 2004 al 2022.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) (figura 72) se puede apreciar, de una forma más visual, como la estructura de la comunidad de poliquetos de las estaciones más someras, en la que se incluye la más próxima al punto de vertido, varía respecto a las estaciones más profundas. En cuanto a la estación próxima al vertido, se mantiene la alta heterogeneidad, en cuanto a la composición de poliquetos, en dicha estación y con respecto a las estaciones someras y profundas, detectada durante las distintas campañas de muestreo. Cabe destacar las campañas del 2007, 2011, 2015, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022 en las que parecen presentar una estructura del poblamiento algo más similar a la mayoría de las estaciones profundas.

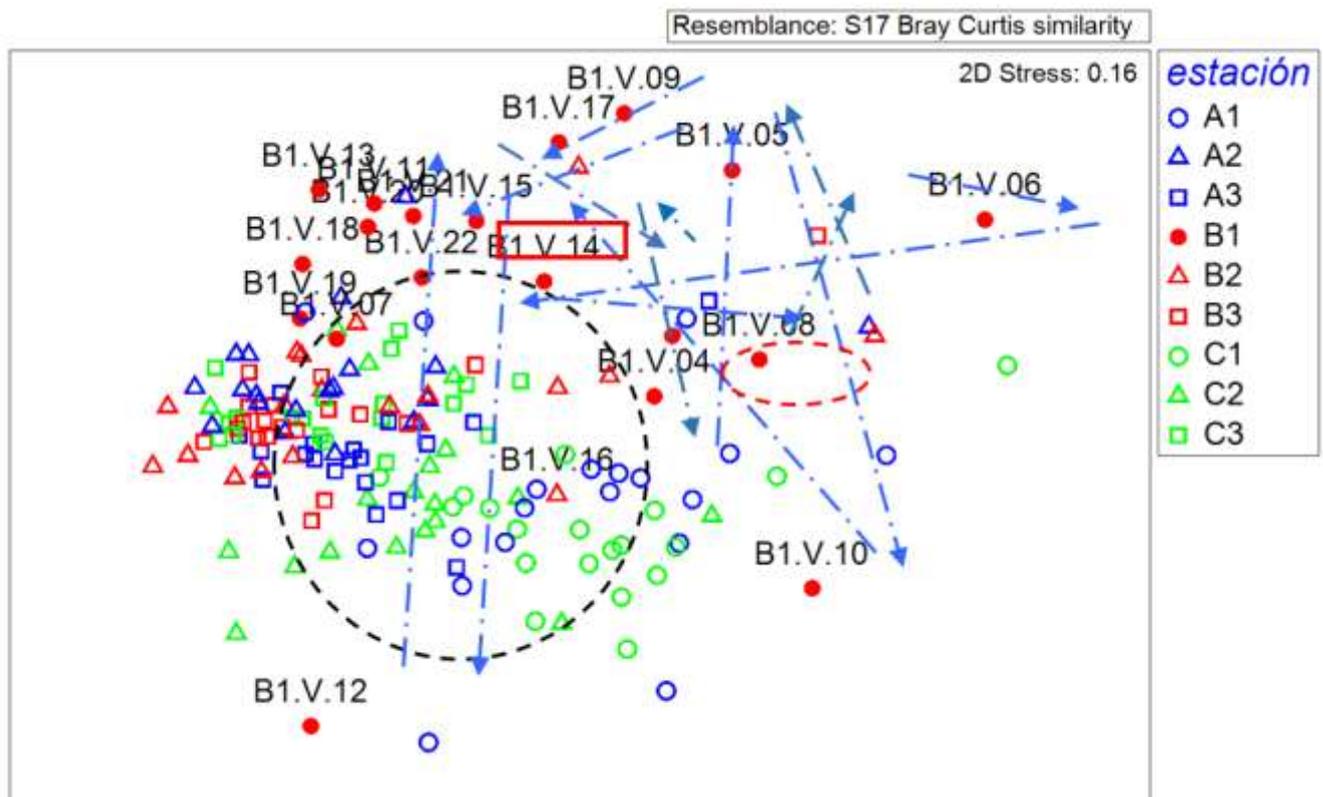


Figura 72. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas del verano del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.4. Comunidad nectónica

Durante el año anterior al vertido, las variables descriptivas del poblamiento se caracterizaron por ser inferiores en la localidad impactada (Tabla 45; Figura 73). Estas diferencias entre la localidad impactada y la de 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 46). 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, 2008 e invierno de 2019 (Tabla 45). 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 73). 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 de 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 lo que se refiere a la abundancia y biomasa, en verano del 2014 se vuelve a observar cierta recuperación, sin embargo, en invierno de 2015 se detectó una disminución que se mantuvo hasta verano de 2018, mostrando un ligero aumento durante invierno y verano de 2019, disminuyendo de nuevo en invierno de 2020, manteniéndose desde entonces valores similares hasta el último muestreo realizado, invierno de 2022. Por otro lado, el número de especies en la zona impactada muestra un aumento paulatino hasta verano de 2016, disminuyendo progresivamente a partir de este tiempo hasta que en invierno y verano del 2019 aumenta de nuevo, sin embargo, disminuye en invierno de 2020, aunque se recupera en verano de 2020, manteniéndose desde entonces una disminución progresiva hasta el último tiempo de muestreo. A pesar de esto, se ha mantenido el patrón observado en todos los años, ya que, en general, los valores de estas variables han oscilado

conjuntamente en la zona impactada y en la de 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 45. Variables del poblamiento de peces (media \pm error estándar) antes y después del vertido.

	Año	Impacto/Control	Nº de especies (spp./125m ²)	Abundancia (ind./125m ²)	Biomasa (g/125m ²)
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	

Año	Impacto/Control	Nº de especies (spp./125m²)	Abundancia (ind./125m²)	Biomasa (g/125m²)
Marzo 2016	Control	6.6 ± 0.9	86.8 ± 40.0	2906.7 ± 1 217.3
	Impacto	2.0 ± 0.7	3.1 ± 2.4	46.7 ± 35.1
	Control	4.6 ± 0.5	23.3 ± 3.4	591.5 ± 81.1
Julio 2016	Impacto	2.9 ± 0.5	8.8 ± 3.1	121.7 ± 38.5
	Control	7.3 ± 1.0	83.3 ± 24.3	1406.7 ± 435.2
Marzo 2017	Impacto	2.0 ± 0.5	2.1 ± 1.0	64.3 ± 29.0
	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
	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
	Control	6.2 ± 0.6	60.4 ± 12.7	5503.8 ± 2304.7
Julio 2018	Impacto	1.0 ± 0.0	0.2 ± 0.2	13.0 ± 9.6
	Control	7.2 ± 0.9	72.4 ± 13.3	2140.6 ± 388.0
Febrero 2019	Impacto	3.2 ± 0.6	15.0 ± 4.6	552.4 ± 162.1
	Control	7.1 ± 0.6	53.0 ± 6.5	1894.1 ± 123.1
Julio 2019	Impacto	3.2 ± 1.1	28.6 ± 14.6	705.3 ± 294.0
	Control	7.8 ± 0.7	150.0 ± 25.6	5053.6 ± 588.4
Marzo 2020	Impacto	1.1 ± 0.1	0.8 ± 0.6	49.4 ± 43.7
	Control	6.5 ± 0.6	52.6 ± 8.1	1737.4 ± 187.9
Julio 2020	Impacto	2.9 ± 0.8	10.8 ± 4.2	382.8 ± 145.4
	Control	6.0 ± 0.4	65.2 ± 28.4	1423.5 ± 378.2
Abril 2021	Impacto	2.1 ± 0.5	7.5 ± 3.7	332.8 ± 199.8
	Control	4.5 ± 0.5	26.2 ± 4.3	1282.6 ± 213.8
Julio 2021	Impacto	1.8 ± 0.5	5.2 ± 4.2	117.5 ± 86.5
	Control	7.1 ± 0.7	54.5 ± 11.6	2446.1 ± 571.4
Mayo 2022	Impacto	1.6 ± 0.4	1.6 ± 1.1	53.8 ± 36.2
	Control	6.6 ± 0.7	45.1 ± 11.4	2134.7 ± 618.9
Julio 2022	Impacto	2.4 ± 0.9	10.2 ± 7.2	144.7 ± 72.4
	Control	5.9 ± 0.4	32.1 ± 5.9	1419.6 ± 343.6

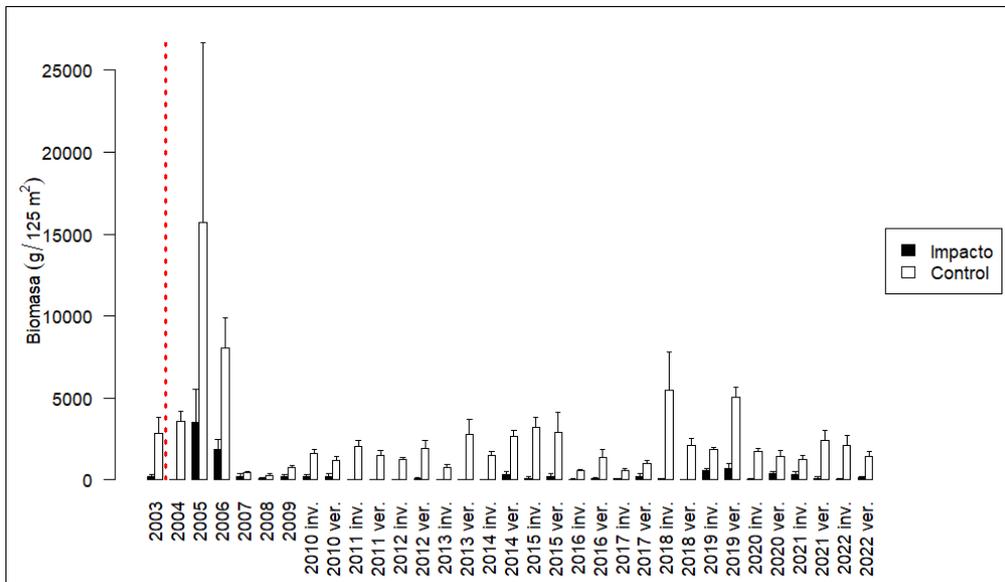
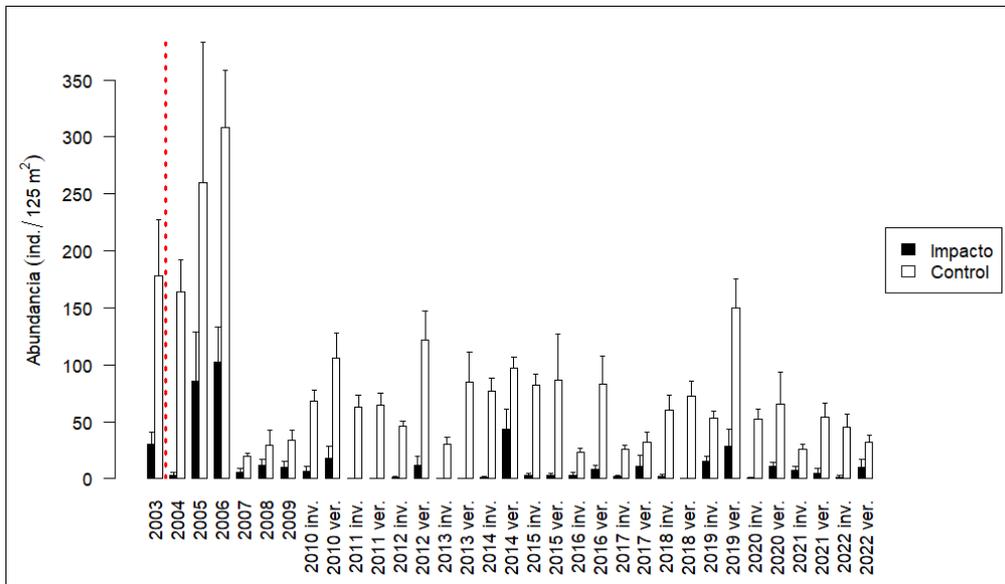
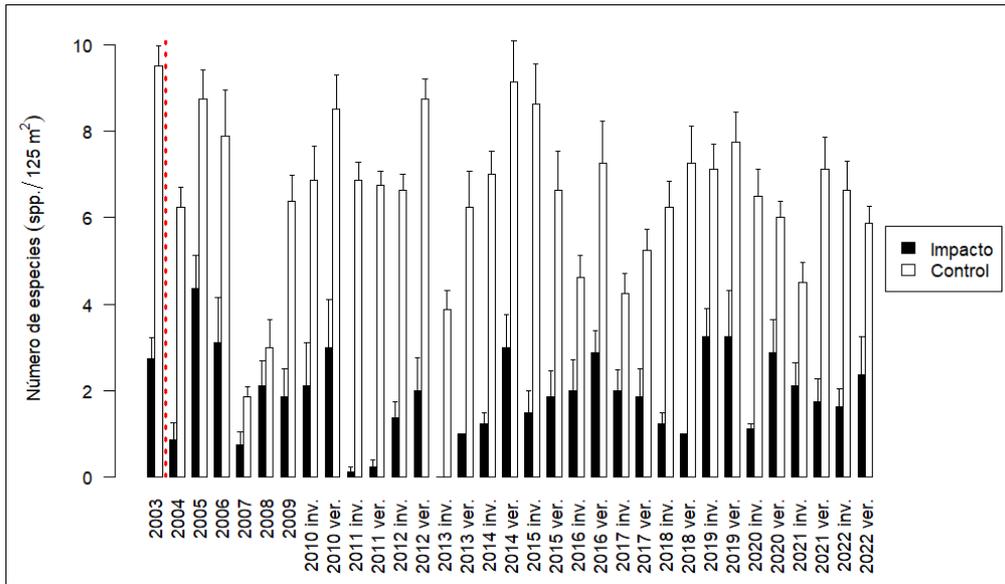


Figura 73. Variables del poblamiento de peces (\pm error estándar) antes (2003) y después de iniciarse el vertido (2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 inv., 2010 ver., 2011 inv., 2011 ver., 2012 inv., 2012 ver., 2013 inv., 2013 ver., 2014 inv., 2014 ver., 2015 inv., 2015 ver., 2016 inv., 2016 ver., 2017 inv., 2017 ver., 2018 inv., 2018 ver., 2019 inv., 2019 ver., 2020 inv., 2020 ver., 2021 inv., 2021 ver., 2022 inv. y 2022 ver.).

Tabla 46. 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	32	21.993	3.03	0.000***	29707.9	2.991	0.000**	16.904	2.57	0.001**	Ti \square Si(IC)
IC	1	2842.093	280.33	0.004**	615956.7	337.627	0.003*	2933.582	109.81	0.009**	Si(IC)
Ti \square IC	32	10.050	1.38	0.132	9288.1	0.935	0.573	12.101	1.84	0.019*	Ti \square Si(IC)
Si(IC)	2	10.138	4.07	0.018*	1824.3	0.616	0.541	26.713	10.02	0.000***	Residual
Ti \square Si(IC)	64	7.236	2.90	0.000***	9933.8	3.353	0.000**	6.567	2.46	0.000***	Residual
Residual	396	2.491			2963.0			2.665			
Transform.		-			ϖ			Ln(x+1)			

Tabla 47. 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		Mayo 2022		Julio 2022	
	Impacto	Control	Impacto	Control	Impacto	Control
<i>Boops boops</i>	0	4.1 \pm 2.6	0	7.2 \pm 5.2	0	4.9 \pm 4.9
<i>Chromis chromis</i>	0	0	0	3.1 \pm 2.6	0.9 \pm 0.9	3.4 \pm 2.2
<i>Coris julis</i>	0.1 \pm 0.1	1.0 \pm 0.5	0	0	0.1 \pm 0.1	0
<i>Diplodus annularis</i>	4.6 \pm 3.5	44.9 \pm 19.4	0.1 \pm 0.1	1.4 \pm 0.6	0.1 \pm 0.1	0.8 \pm 0.2
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1
<i>Diplodus sargus</i>	0.9 \pm 0.5	7.3 \pm 2.8	0.4 \pm 0.3	3.2 \pm 0.8	0.6 \pm 0.5	1.9 \pm 0.5
<i>Diplodus vulgaris</i>	19.9 \pm 7.2	64.0 \pm 22.6	0.6 \pm 0.5	12.0 \pm 1.6	1.1 \pm 0.7	7.2 \pm 1.9
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0.4 \pm 0.2
<i>Gobius bucchichi</i>	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.5	0	0	0	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0.3 \pm 0.3	0	0	0.1 \pm 0.1	0.8 \pm 0.8
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0

Especie	Antes del vertido		Después del vertido			
	Mayo 2003		Mayo 2022		Julio 2022	
	Impacto	Control	Impacto	Control	Impacto	Control
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0.2 ± 0.2	0	0
<i>Oblada melanura</i>	0	2.8 ± 0.6	0	2.2 ± 2.2	5.2 ± 5.2	0.1 ± 0.1
<i>Pagrus auriga</i>	0	0.1 ± 0.1	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	3.1 ± 3.0	6.0 ± 1.8	0	3.1 ± 1.8	0.4 ± 0.4	6.2 ± 3.1
<i>Sarpa salpa</i>	0	38.1 ± 21.4	0	7.2 ± 4.8	0	5.0 ± 2.9
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0.1 ± 0.1	0	0	0	0
<i>Serranus scriba</i>	0	0.3 ± 0.2	0.4 ± 0.4	1.0 ± 0.3	0.2 ± 0.2	0.5 ± 0.3
<i>Symphodus cinereus</i>	0.1 ± 0.1	0	0	0.2 ± 0.2	0	0.2 ± 0.2
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0	0.1 ± 0.1	0	0	0	0
<i>Symphodus ocellatus</i>	1.1 ± 0.7	3.0 ± 1.7	0	0	1.0 ± 1.0	0.1 ± 0.1
<i>Symphodus roissali</i>	0.3 ± 0.2	0.6 ± 0.3	0	0.6 ± 0.4	0	0
<i>Symphodus tinca</i>	0.1 ± 0.1	2.8 ± 0.8	0	2.0 ± 1.1	0	0.2 ± 0.2
<i>Thalassoma pavo</i>	0	1.0 ± 0.4	0.1 ± 0.1	1.4 ± 0.6	0.2x ± 0.2	0.2 ± 0.2
<i>Trachinus draco</i>	0	0.1 ± 0.1	0	0	0	0
<i>Trachurus mediterraneus</i>	0	1.0 ± 1.0	0	0	0	0

En el muestreo de verano del 2022 se observaron un total de 17 especies (Tabla 47). A pesar de que 16 de estas especies fueron observadas en la localidad control (todas excepto *Coris julis*), en la zona impactada aparecieron 12 especies, de entre las que destacó *Oblada melanura* con valores de abundancia superiores al resto. El número de especies censadas es ligeramente superior al observado en la zona afectada por el vertido justo antes de comenzar la actividad (se observaron 10 especies), y superior también al registrado durante el muestreo anterior en invierno del 2022, donde se censaron 5 especies. Durante verano del 2022, *Diplodus vulgaris*, *Pomadasys incisus*, *Sarpa salpa*, *Boops boops* y *Chromis chromis* fueron las especies que presentaron los valores de abundancia más altos en la localidad control.

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* y *Diplodus sargus*, por ser las más importantes (Tablas 48). Sólo estas cuatro especies representaron el 71.11% de la disimilitud observada entre la localidad impactada y la control.

Tabla 48. 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=87.87)	Abundancia media Impacto	Abundancia media Control	Porcentaje	Porcentaje acumulado
<i>D. vulgaris</i>	2.59	17.09	23.03	23.03
<i>S. salpa</i>	2.7	18.83	17.37	40.41
<i>O. melanura</i>	1.18	14.47	15.78	56.19
<i>D. sargus</i>	2.46	9.2	14.92	71.11
<i>D. annularis</i>	0.7	4.24	6.65	77.76
<i>B. boops</i>	1.99	6.23	6.49	84.25
<i>S. tinca</i>	0.1	1.9	3.34	87.59
<i>P. incisus</i>	0.13	1.56	2.67	90.25

Aunque las ocho especies fueron más abundantes en la localidad control, al realizar los análisis de la varianza, sólo *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Symphodus tinca* y *Pomadasis incisus* mostraron diferencias significativas entre las localidades (Tabla 49). Mientras que *Pomadasis incisus* 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, invierno y verano del 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, invierno del 2015, invierno y verano del 2018 y 2019, invierno del 2020, verano del 2021 y finalmente invierno del 2022.

Por otro lado, para *Sarpa salpa*, las diferencias significativas se detectaron en 2003, 2004, 2006, veranos de 2012, 2013 y 2014 e inviernos de 2015 y 2018, y finalmente verano de 2019. Por último, la abundancia de *Diplodus vulgaris* fue significativamente mayor en el control únicamente durante 2003, 2006, y veranos de 2011, 2014 y 2018.

Tabla 49. 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); σ 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	32	1037.217	3.045	0.000**	1851.37	6.152	0.000**	4080.74	5.338	0.000**	Ti \square Si(IC)
IC	1	6000.758	33.666	0.028	27738.50	81.185	0.012	34338.18	112.881	0.009*	Si(IC)
Ti \square IC	32	264.886	0.778	0.780	1100.15	3.656	0.000**	2035.11	2.662	0.000**	Ti \square Si(IC)
Si(IC)	2	178.242	1.220	0.296	341.66	2.359	0.096	304.19	0.635	0.530	Residual
Ti \square Si(IC)	64	340.660	2.331	0.000**	300.94	2.078	0.000**	764.48	1.597	0.004*	Residual
Residual	396	146.153			144.83			478.73			
Transform.		σ			σ			σ			

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	32	949.58	1.721	0.033	315.899	1.862	0.017	505.703	1.657	0.043	Ti \square Si(IC)
IC	1	23320.22	20.968	0.045	1648.653	18.600	0.050	2367.280	10.382	0.084	Si(IC)
Ti \square IC	32	793.31	1.437	0.109	201.165	1.186	0.277	265.612	0.870	0.660	Ti \square Si(IC)
Si(IC)	2	1112.16	2.598	0.076	88.638	2.418	0.090	228.015	0.920	0.399	Residual
Ti \square Si(IC)	64	551.87	1.289	0.078	169.646	4.628	0.000**	305.160	1.232	0.122	Residual
Residual	396	428.13			36.657			247.722			
Transform.		σ			σ			σ			

Fuentes de variación	<i>S. tinca</i>				<i>P. incisus</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	32	1.082	6.013	0.000***	32.239	1.534	0.073	Ti \square Si(IC)
IC	1	67.624	912.113	0.001**	269.184	147.284	0.007*	Si(IC)
Ti \square IC	32	1.022	5.678	0.000***	24.852	1.183	0.280	Ti \square Si(IC)
Si(IC)	2	0.074	0.388	0.679	1.828	0.204	0.816	Residual
Ti \square Si(IC)	64	0.180	0.942	0.605	21.015	2.341	0.000**	Residual
Residual	396	0.191			8.978			
Transform.		Ln(x+1)			σ			

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 74). Esto es lógico teniendo en cuenta que no se observó ningún individuo. Observando con más detalle el dendrograma (figura 75), se evidencia que el poblamiento íctico censado en la zona impactada durante el último tiempo de muestreo, al observarse más especies que otros años, se asemeja al poblamiento observado en 2009, invierno del 2010 y verano del 2020. Por otro lado, 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 75).

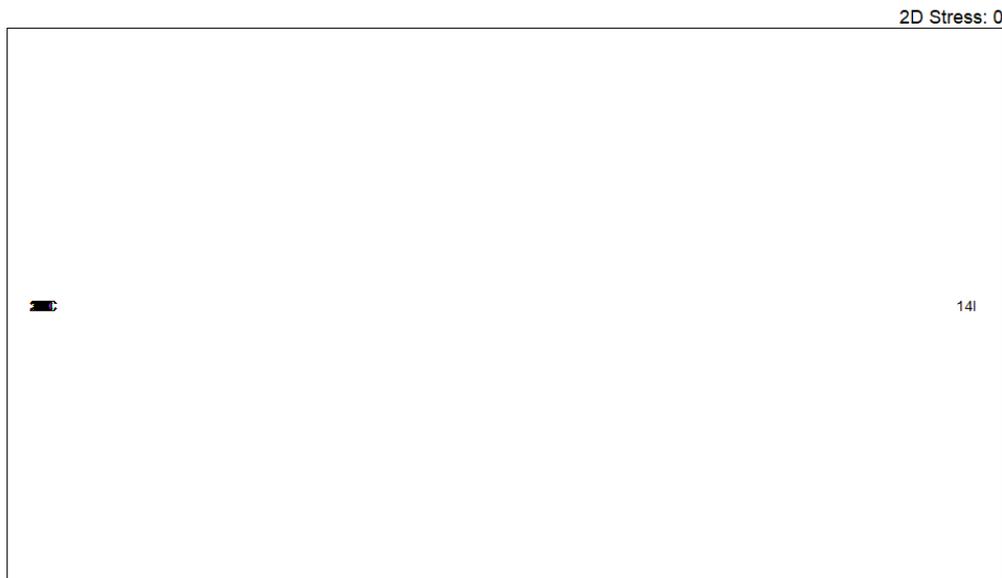


Figura 74. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la abundancia de las especies observadas para cada uno de los tiempos estudiados (1: 2003, 2: 2004, 3: 2005, 4: 2006, 5: 2007, 6: 2008, 7: 2009, 8: 2010 inv., 9: 2010 ver., 10: 2011 inv., 11: 2011 ver., 12: 2012 inv., 13: 2012 ver., 14: 2013 inv., 15: 2013 ver., 16: 2014 inv., 17: 2014 ver., 18: 2015 inv., 19: 2015 ver., 20: 2016 inv., 21: 2016 ver., 22: 2017 inv., 23: 2017 ver., 24: 2018 inv., 25: 2018 ver., 26: 2019 inv., 27: 2019 ver., 28: 2020 inv., 29: 2020 ver., 30: 2021 inv., 31: 2021 ver., 32: 2022 inv. y 33: 2022 ver.) en el área impacto (I) y control (C)

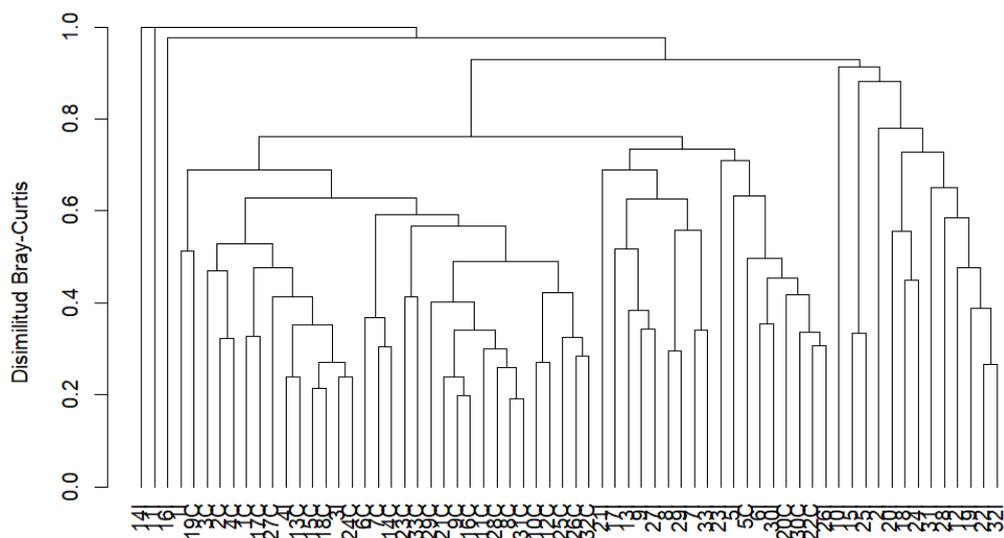


Figura 75. Dendrograma de similitud realizado con la abundancia de las especies observadas para cada uno de los tiempos estudiados (1: 2003, 2: 2004, 3: 2005, 4: 2006, 5: 2007, 6: 2008, 7: 2009, 8: 2010 inv., 9: 2010 ver., 10: 2011 inv., 11: 2011 ver., 12: 2012 inv., 13: 2012 ver., 14: 2013 inv., 15: 2013 ver., 16: 2014 inv., 17: 2014 ver., 18: 2015 inv., 19: 2015 ver., 20: 2016 inv., 21: 2016 ver., 22: 2017 inv., 23: 2017 ver., 24: 2018 inv., 25: 2018 ver., 26: 2019 inv., 27: 2019 ver., 28: 2020 inv., 29: 2020 ver., 30: 2021 inv., 31: 2021 ver., 32: 2022 inv. y 33: 2022 ver.) en el área impacto (I) y control (C).

3.5. Dinámica litoral

En la zona de vertido de las desalinizadoras del Canal de Alicante dominan los acantilados medios. Cercano al vertido se encuentra la Cala de los Borrachos (Figura 76) aunque se encuentra separada de este por una punta rocosa. Además el vertido se realiza hacia el norte mientras que la Cala de los Borrachos se encuentra al sur por lo que no puede producirse arrastre de sedimentos debido al vertido.



Figura 76. Cala de los Borrachos. Al fondo la captación para la dilución del vertido de las desalinizadoras de Alicante

En la zona de captación tanto de Alicante I mediante pozos playeros (Figura 77) como de Alicante II mediante túnel submarino y drenes (Figura 78). Se encuentra la playa de Aguamarga. Debido a las características de ambas tomas de captación no se puede producir arrastre de sedimentos debido a las captaciones. Tampoco existe ninguna estructura que pueda interferir en la dinámica litoral.



Figura 77. Pozo de captación de Alicante I



Figura 78. Captación de Alicante II

3.6. Vigilancia estructural

Las instalaciones de captación y vertido de las desalinizadoras de Alicante son en su mayoría subterráneas. Tanto la toma de agua para dilución (Figura 79) como la instalación de vertido (figura 80) presentan una funcionalidad correcta.



Figura 79. Toma de agua para la dilución del vertido



Figura 80. Vertido del rechazo diluido.

3.7. Efluentes generados

Además de las aguas de rechazo durante 2022 se han generado 20m³ de aguas residuales que han sido retiradas por un gestor autorizado. La autorización de vertido de la fosa séptica se incluye en los anexos digitales a este informe

4. VALORACIÓN DEL ESTADO DE LAS COMUNIDADES MARINAS EN LA BAHÍA DE ALICANTE

Los resultados del seguimiento de la pradera de *Posidonia oceanica* indican que en la zona de estudio esta comunidad está degradada pero este año no se observan síntomas de regresión en ninguna de las estaciones de seguimiento. Los nuevos descriptores introducidos este año permiten tener una imagen más clara de los factores de estrés a la que están sometidas las praderas de la zona. Ninguno de los marcadores de salinidad responde consistentemente en las estaciones más afectadas por el vertido, Además, la abundancia de equinodermos en todas las estaciones indica que no ha habido cambios relevantes de salinidades en la pradera próxima al vertido. Por el contrario se observa en

la estación más próxima al vertido (desaladora 17m) marcadores relacionados con los aportes de nutrientes exógenos que no pueden provenir del vertido de la desalinizadora y probablemente reflejen la influencia del cercano vertido la EDAR de Rincón de León.

Los impactos que sufre la pradera de *Posidonia oceanica* en la zona son variados. Entre ellos cabe destacar el vertido de aguas residuales tratadas de la EDAR de Rincón de León, y los blooms de fitoplancton asociados al mismo, el vertido de la desaladora de Alicante, la influencia del puerto de Alicante y su ampliación, el fondeo de grandes barcos, la pesca de arrastre o la competencia con especies invasoras. El estado de degradación observado probablemente se deba al efecto acumulado de los distintos impactos sobre la pradera durante muchos años. En la pradera al sur del puerto de Alicante los principales impactos que pueden provocar la regresión son la erosión mecánica provocada por la pesca de arrastre y el anclaje, y la turbidez del agua asociada a las obras de ampliación y mantenimiento del puerto y al vertido de la EDAR de Rincón de León.

Por otra parte, se observa una recuperación de la fauna en el área de influencia del vertido desde el inicio de la dilución del vertido de las desalinizadoras. Como se ha comentado anteriormente, los equinodermos están presentes en todos los muestreos de los últimos años. La ictiofauna es similar a la observada antes del inicio del vertido, y la fauna de fondos blandos, que presentó la mayor segregación en el 2005 y 2006 en las estaciones con una mayor influencia del vertido, es más similar entre las diferentes estaciones. De hecho, desde que empezó la dilución del vertido la estación B1, la más próxima al mismo se asemeja más a los controles.

5. CONCLUSIONES

5.1. Control de la salinidad en el medio receptor

- Se puede observar que durante el 2022 las superaciones del valor de referencia de 38,5 han estado entre el 5,5 % y el 17,44%. La estación con un mayor promedio de salinidad ha sido la denominada Desaladora Sur con un valor promedio anual de 37,71 ups.
- Asimismo, los valores promedio anuales siguen siendo inferiores a 37,8 en todas las estaciones. En ninguna estación se sobrepasa el porcentaje anual de superaciones recomendado (25 % de valores por encima de 38,5).
- Este año, debido a las altas temperaturas durante el verano, la termoclina se ha situado a mayor profundidad y la pluma salina ha afectado al límite superior de la pradera en unos meses que no suele ser habitual. En el escenario de cambio climático en el que nos encontramos es posible que esta situación se vuelva más frecuente en los próximos años.

5.2. Pradera de *Posidonia oceanica*

- Durante el invierno del 2022 se observa un estado de equilibrio en todas las praderas de *Posidonia oceanica* estudiadas, así se detectan balances de producción de haces positivos en todas ellas.
- Al aplicar los nuevos descriptores para evaluar el estado de la pradera de *Posidonia oceanica* en la zona de estudio, se sigue detectando una regresión general en el límite superior de la misma.
- Esta regresión es evidente al analizar los datos estructurales de la pradera, pero también se detecta en los descriptores morfológicos de los haces, que presentan un menor tamaño a los 17 m de profundidad, así como en algunos descriptores

fisiològics y bioquímicos, como la concentración de sacarosa, que es menor a esa profundidad, o la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$, que aumenta.

- Esta regresión no se puede asociar únicamente al vertido de la desaladora, ya que algunos de los descriptores afectados son indicadores de otro tipo de presiones (aumento de nutrientes o reducción de la disponibilidad lumínica), mientras que los descriptores más específicos para detectar aumentos de salinidad no presentan una tendencia clara. Además, el único aminoácido indicador de cambios de salinidad que presenta un aumento significativo en la localidad de la Desaladora, el GABA, también aumenta en la localidad del Puerto y no así en la de Urbanova (que se ha visto afectada por el vertido con mayor frecuencia).
- Por otra parte, la presencia de equinodermos en todas las estaciones indica que las poblaciones de estos organismos están recuperadas. Además, en las localidades más próximas al vertido los datos de densidad son similares a los detectados en las localidades control.

5.3. Comunidad bentónica

5.3.1. Equinodermos y otras especies de interés

- Se siguen detectando equinodermos en todas las estaciones de pradera superficial, con densidades más elevadas en la localidad del Postiguet. La presencia de equinodermos en todas las estaciones indica que las poblaciones de estos organismos están recuperadas. Además, en las localidades más próximas al vertido los datos de densidad son similares a los detectados previamente al funcionamiento de la desalinizadora.

5.3.2. 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 15 metros, en especial en los transectos B y C. En las estaciones profundas, además, se detectó un mayor contenido de fangos, mientras que en las estaciones someras destaca el alto contenido en sedimentos tipo arena.
- Al analizar la comunidad de poliquetos se mantiene el patrón detectado a lo largo de las distintas campañas de muestreo con menores valores de abundancia y riqueza en todas las estaciones someras, junto a la estación C2 durante las dos últimas campañas 2021 y 2022. Las familias Syllidae, Capitellidae, Eunicidae, Onuphidae, Spionidae y Magelonidae, son las familias dominantes en la zona de estudio, representando más del 60% del total de la abundancia analizada.
- La composición de la comunidad de poliquetos parece estar influenciada por las características físico-químicas del sedimento presente en cada una de las estaciones, principalmente por la granulometría, pH y potencial redox.
- En cuanto a la composición del poblamiento de poliquetos en la zona de estudio se detecta heterogeneidad entre las estaciones someras y las profundas. Mientras que en la mayoría de las estaciones localizadas a 10 y 15 metros se obtienen mayores abundancias de las familias Syllidae, Capitellidae, Eunicidae, Spionidae y Onuphidae. Las estaciones someras se caracterizan por presentar menores valores de abundancia y riqueza; siendo las familias Magelonidae y Nephtyidae las predominantes. Así mismo, se detecta heterogeneidad entre las estaciones someras. Se observa como la estación B1 se segrega de las estaciones A1 y C1.
- En cuanto a la evolución temporal se mantiene el patrón de distribución detectado a lo largo de las distintas campañas. Patrón en el que se observa cómo se mantiene la segregación de las estaciones más someras respecto a las

profundas. Entre las estaciones someras, la estación próxima al vertido presenta una alta heterogeneidad respecto al resto de las estaciones, así como en la propia estación, a lo largo de las distintas campañas de muestreo, mostrando en las últimas campañas mayor homogeneidad en cuanto a la estructura del poblamiento.

5.4. Comunidades nectónicas

- La estructura del poblamiento de peces que más difiere del resto en invierno 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.

6. REFERENCIAS

Adams, S.M.; Brown, A.M.; Goede, R.W. 1993. A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122: 63-73.

Bradstock, M. y Gordon, D.P. 1983. Coral-like bryozoan growths in Tasman Bay, and their protection to conserve commercial fish stocks. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 17: 159-163.

Brown, V.B.; Davies, S.A.; Synnot, R.N. 1990. Long-term monitoring of the effects of treated sewage effluent on the intertidal macroalgal assemblage near Cape Schanck, Victoria, Australia. *Botanica Marina*, 33: 85-98.

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. y 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.

Connolly, R.M. 1994a. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 184: 99-110.

Connolly, R.M. 1994b. A Comparison of Fish Assemblages from Seagrass and Unvegetated Areas of a Southern Australian Estuary. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 45: 1033-1044.

De Troch, M.; Mees, J.; Papadopoulos, I.; Wakwabi, E.O. 1996. Fish communities in a tropical bay (Gazi Bay, Kenya): Seagrass beds vs unvegetated areas. *Netherlands Journal of Zoology*, 46(3-4): 236-252.

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

EPA. 1993. *Deformities and associated sublethal effects in fish exposed to sewage-borne contaminants: literature review* (Report 93/72, EPA). Sydney: Environment Protection Authority.

Gray, J.S. Effects on environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 37: 19-32.

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.

Harris, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology*, 20: 65-80.

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

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

Jenkins, G.P.; May, H.M.A.; Wheatley, M.J.; Holloway, M.G. 1997. Comparison of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Port Phillip Bay and Corner Inlet, Victoria, Australia, with emphasis on commercial species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 569-588.

Lincoln Smith, M.P. 1985. *The development and application of visual survey procedures for fish assemblages on shallow rocky reefs*. MSc thesis, University of Sydney, NSW, Australia.

Livingston, R.J. 1984. Trophic response of fishes to habitat variability in coastal seagrass systems. *Ecology*, 65(4): 1258-1275.

Martínez-Crego B (2008) Evaluación del estado de las aguas costeras: herramientas de vigilancia basadas en los ecosistemas de *Posidonia oceanica*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, Facultad de Biología, Departamento de Ecología. 200 pp.

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.

Sainsbury, K.J. 1988. The ecological basis of multispecies fisheries and management of a demersal fishery in tropical Australia. En Gulland, J.A. (Ed.), *Fish population dynamics* (2nd edn). London, 349-382.

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

Sánchez Jerez, P. y Ramos, A.A. 1996. Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensitive of fish and macroinvertebrate communities. *J. Ecosyst. Health*, 5: 239-253.

Sánchez-Lizaso. J.L.; Fernández Torquemada. Y.; Forcada Almarcha. A.; Giménez Casalduero. F.; González Correa. J.M.; del Pilar Ruso. Y.; Valle Pérez. C. 2003. Estudio preoperacional de la Planta Desaladora de agua marina del Canal de Alicante. Informe técnico Universidad de Alicante.

Scanes, P.R., Scanes, K.; Otway, N.M. 1995. Environmental problems due to disposal of wastes, In A.J. Underwood, M.G. Chapman (Eds.), *Coastal marine ecology of temperate Australia* (pp. 297-310). Sydney: UNSW Press.

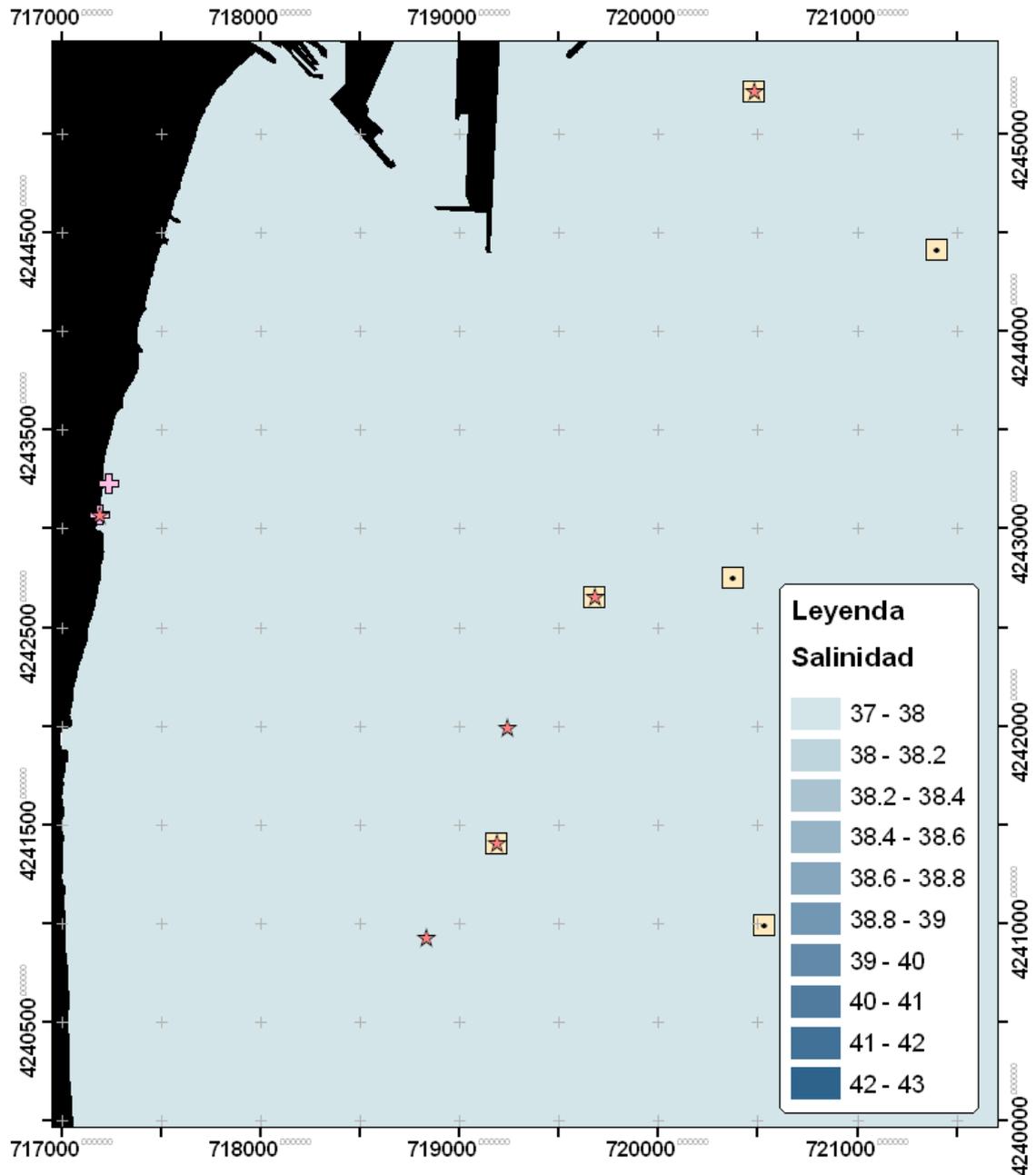
Smith, A.K., Ajani, P.A.; Roberts, D.E. 1999. Spatial and temporal variation in fish assemblages exposed to sewage and implications for management. *Marine Environmental Pollution*, 47: 241-260.

Smith, S.D. 1994. Impacts of domestic sewage effluent versus natural background variability: an example from Jervis Bay, New South Wales. *Marine and Freshwater Research*, 45: 1045-1064.

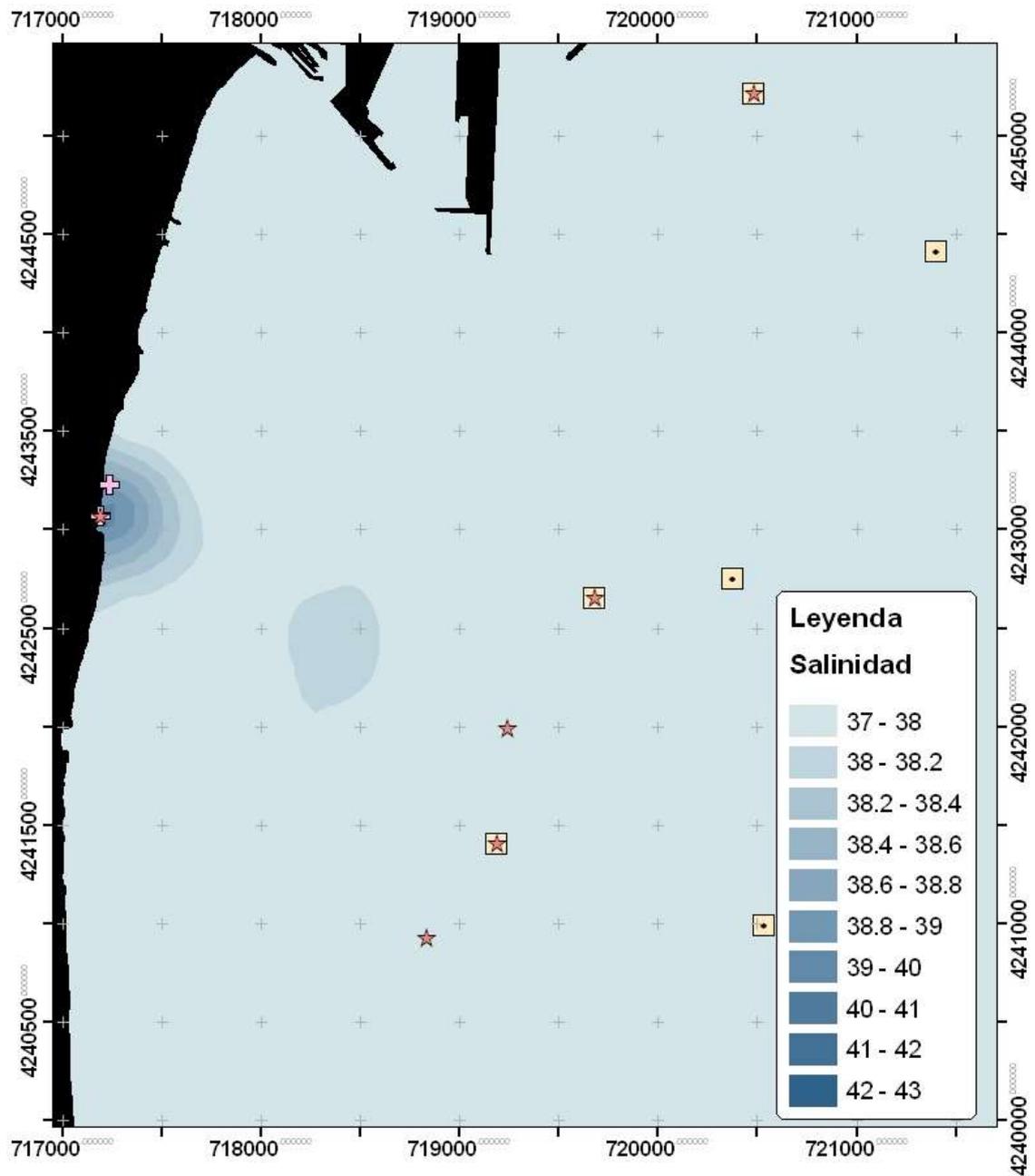
7. ANEXO 1: Campañas de distribución espacial de la salinidad

Campaña Invierno 2022:

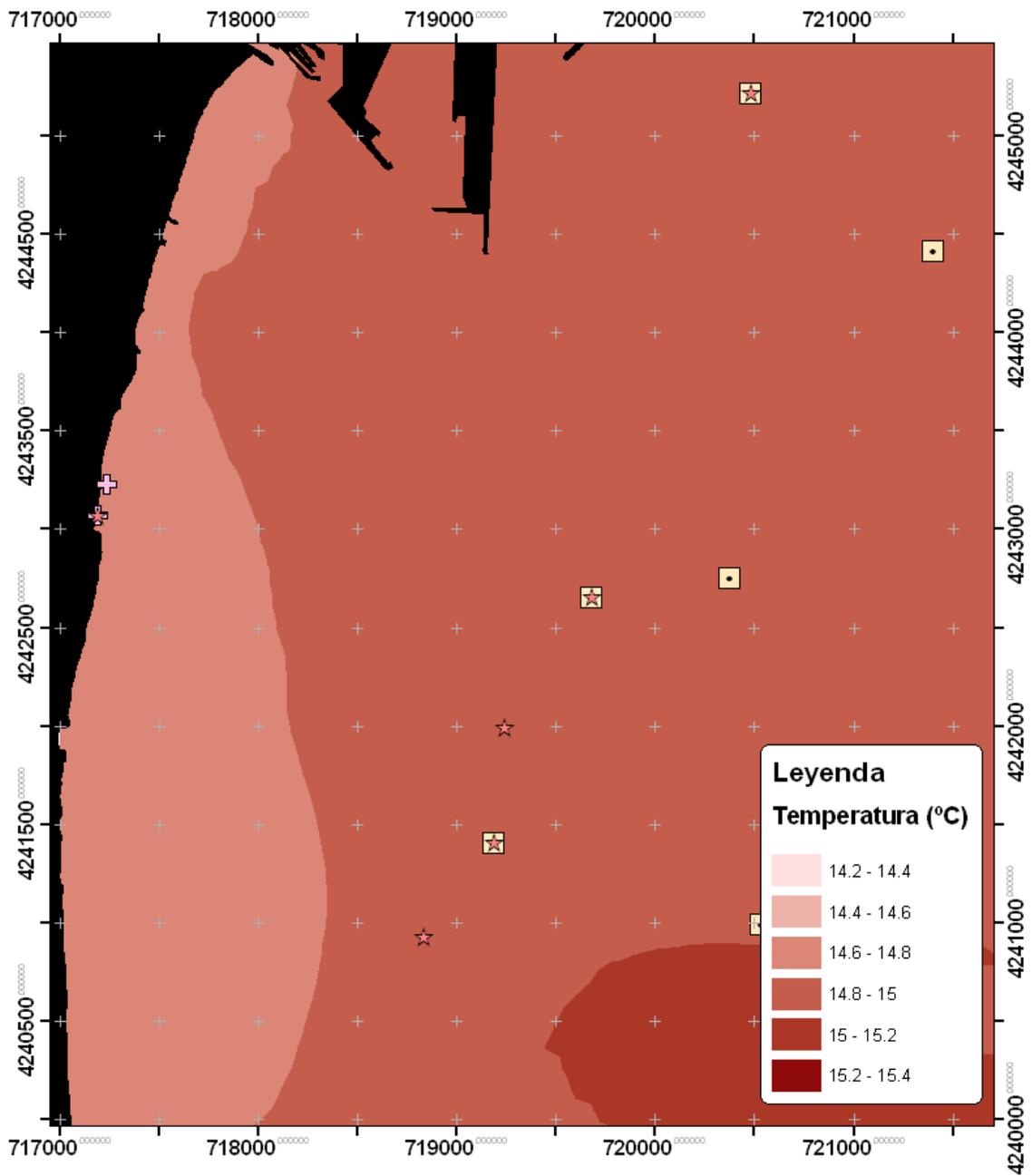
- Salinidad superficial:



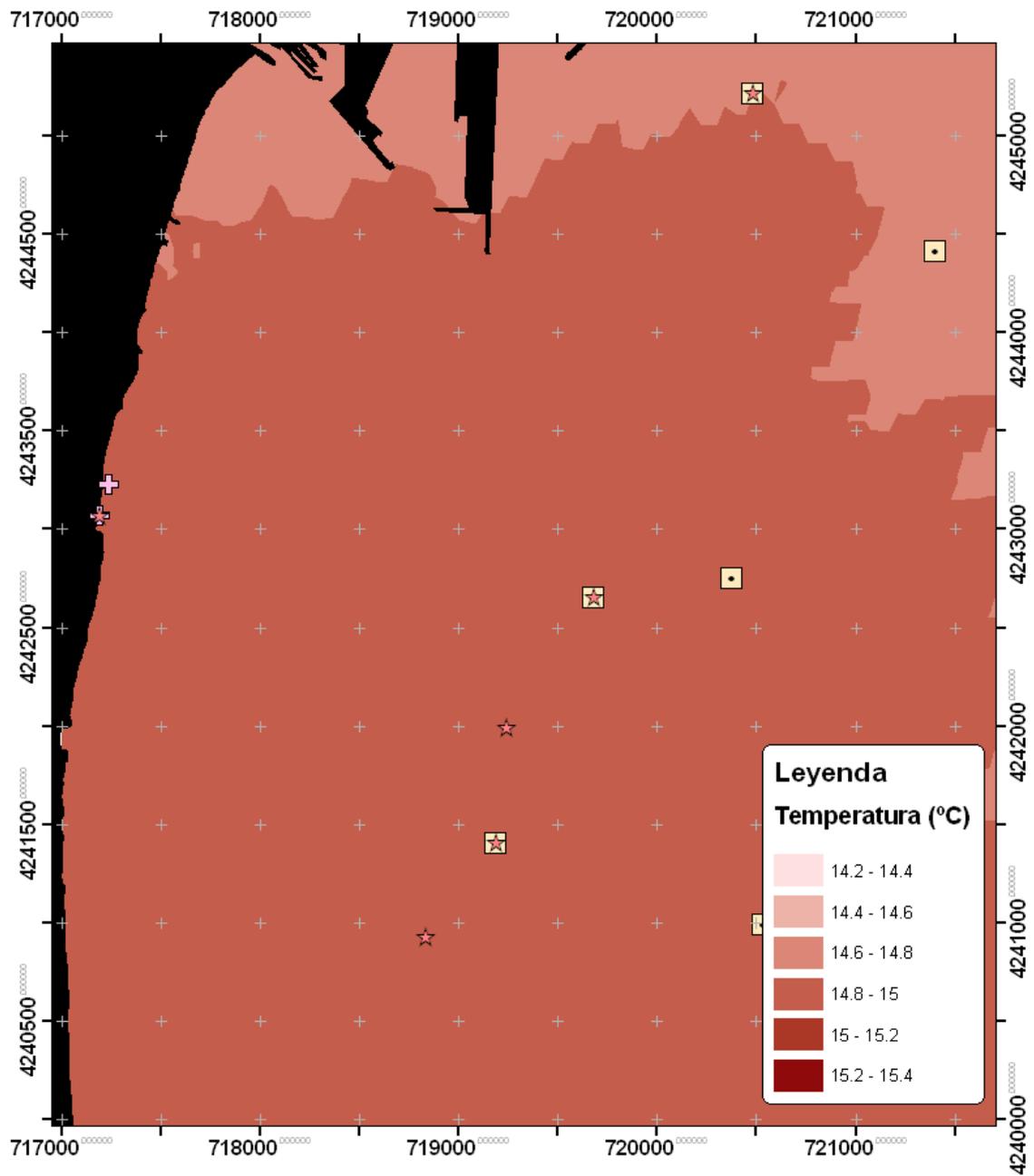
- Salinitat en el fons:



- Temperatura superficial:

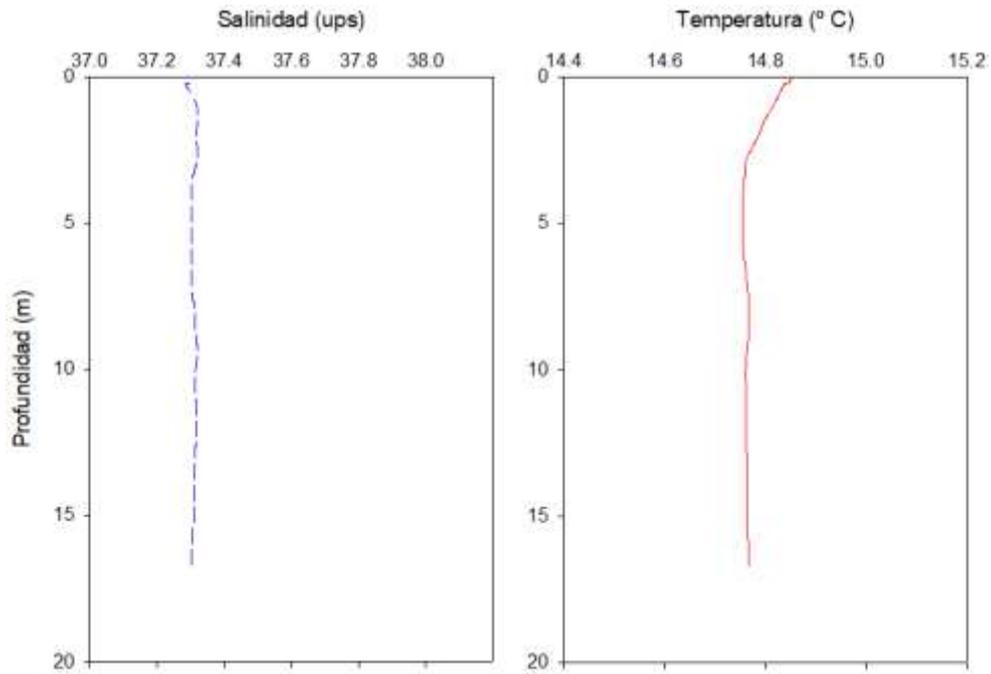


- Temperatura en el fondo:

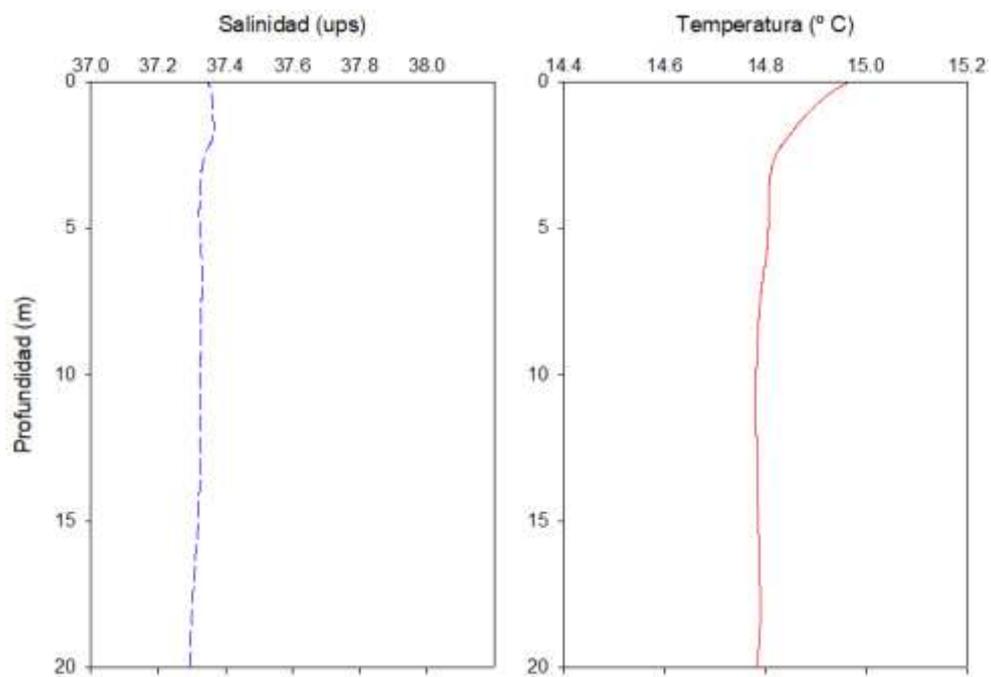


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

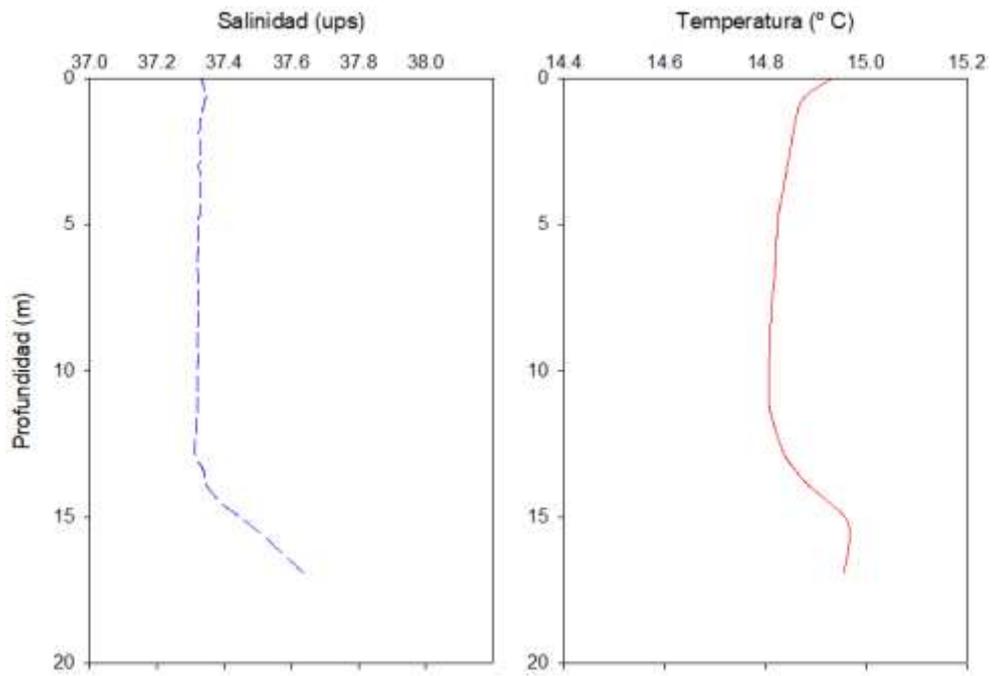
- Puerto 16 m:



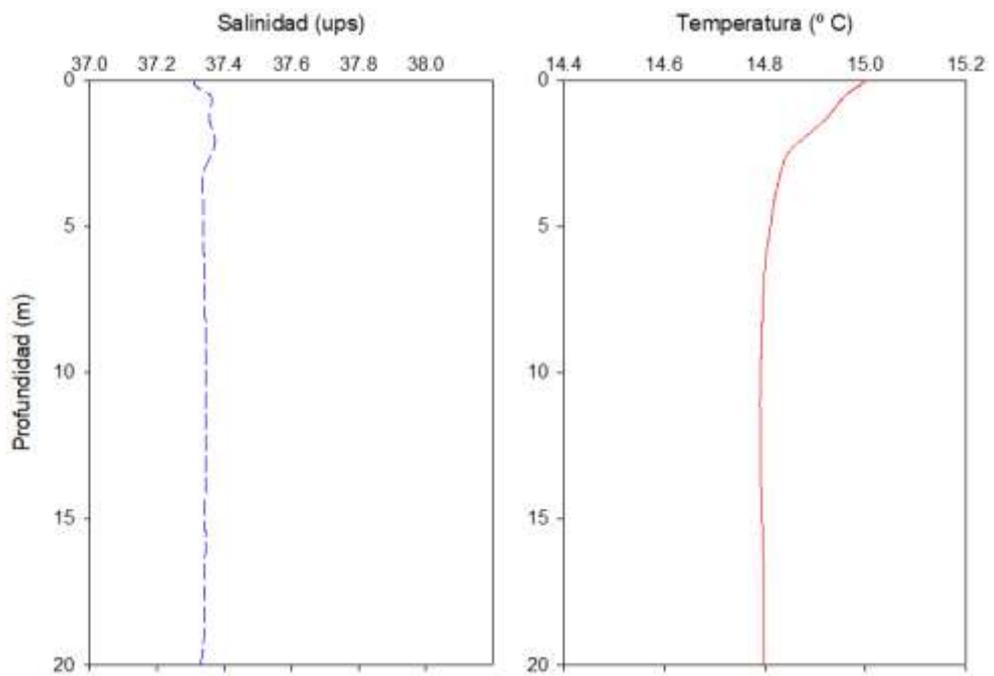
- Puerto 20 m:



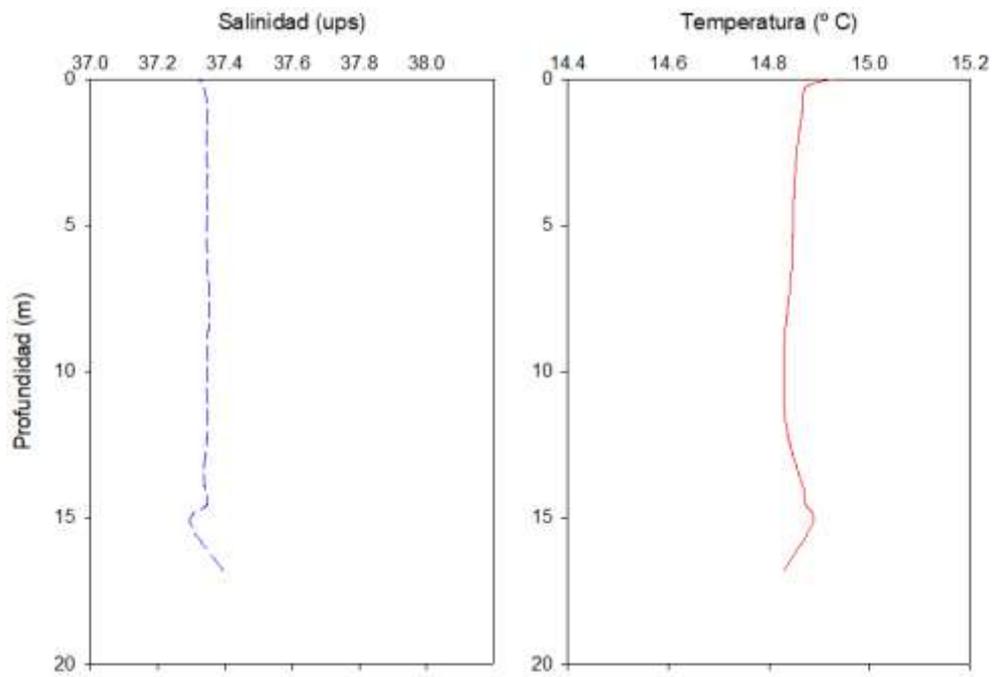
- Desaladora 16 m:



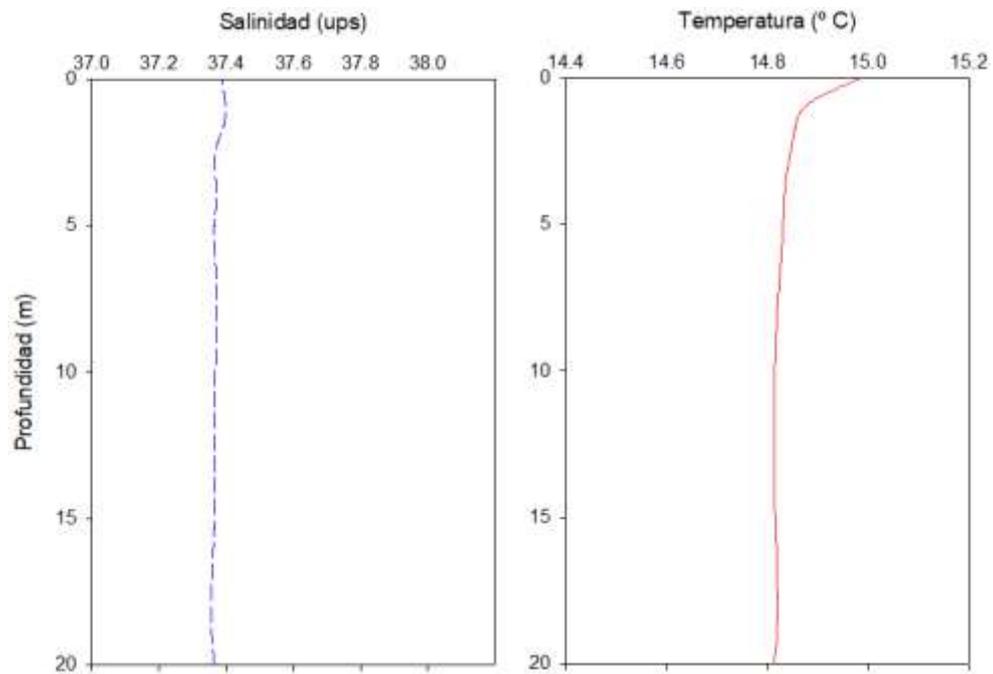
- Desaladora 20 m:



- Urbanova 16 m:

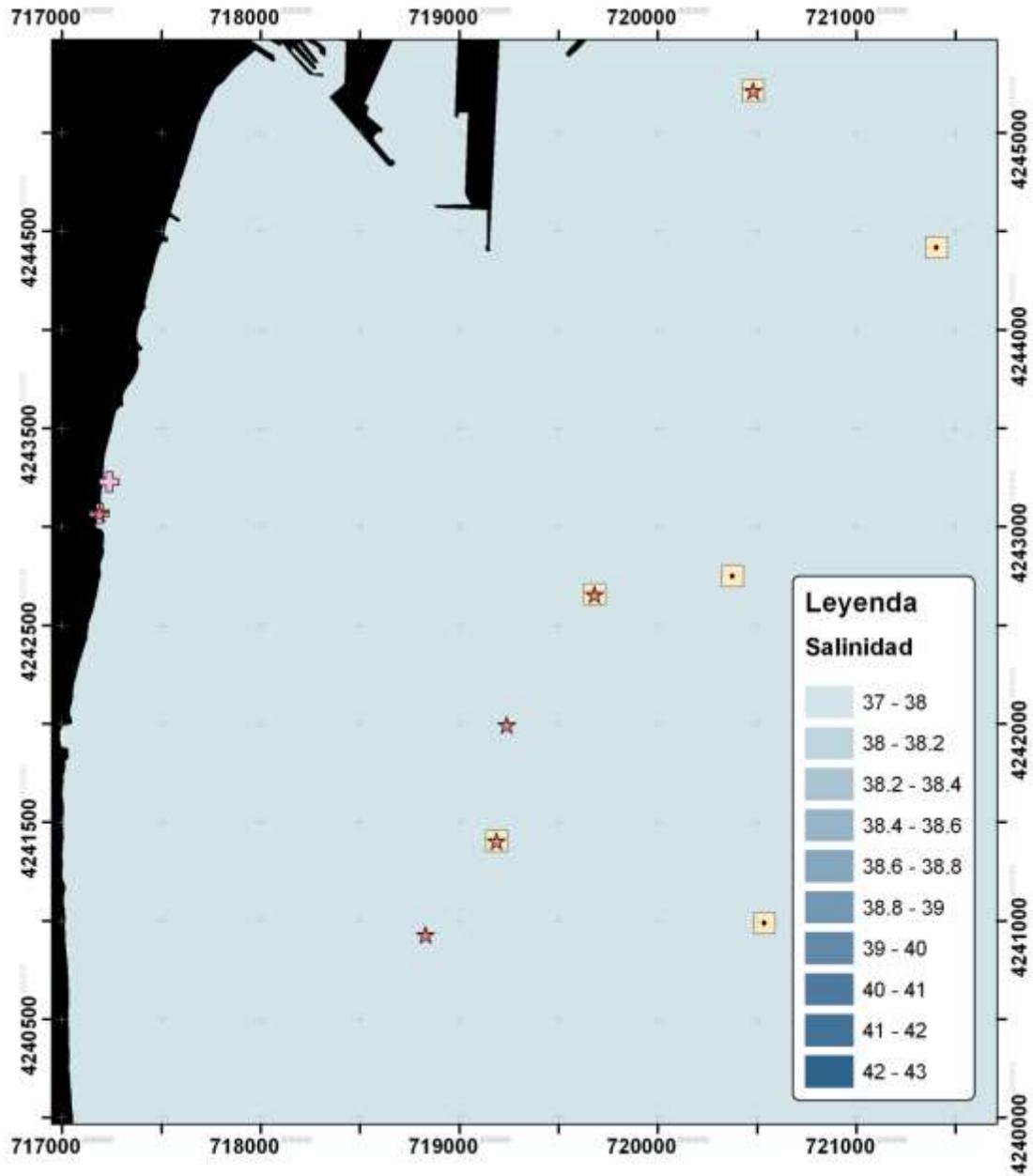


- Urbanova 20 m:

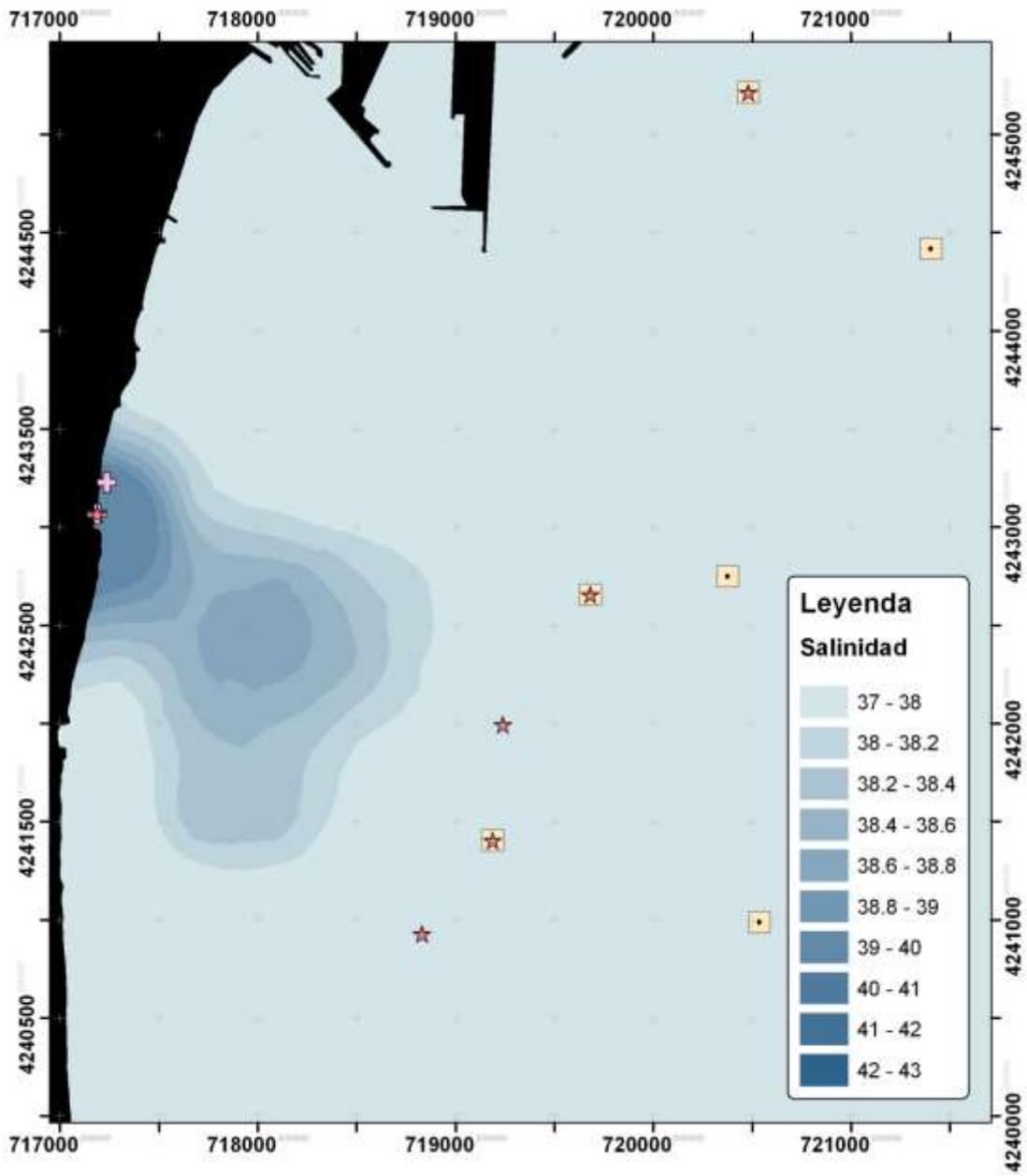


Campaña Primavera 2022:

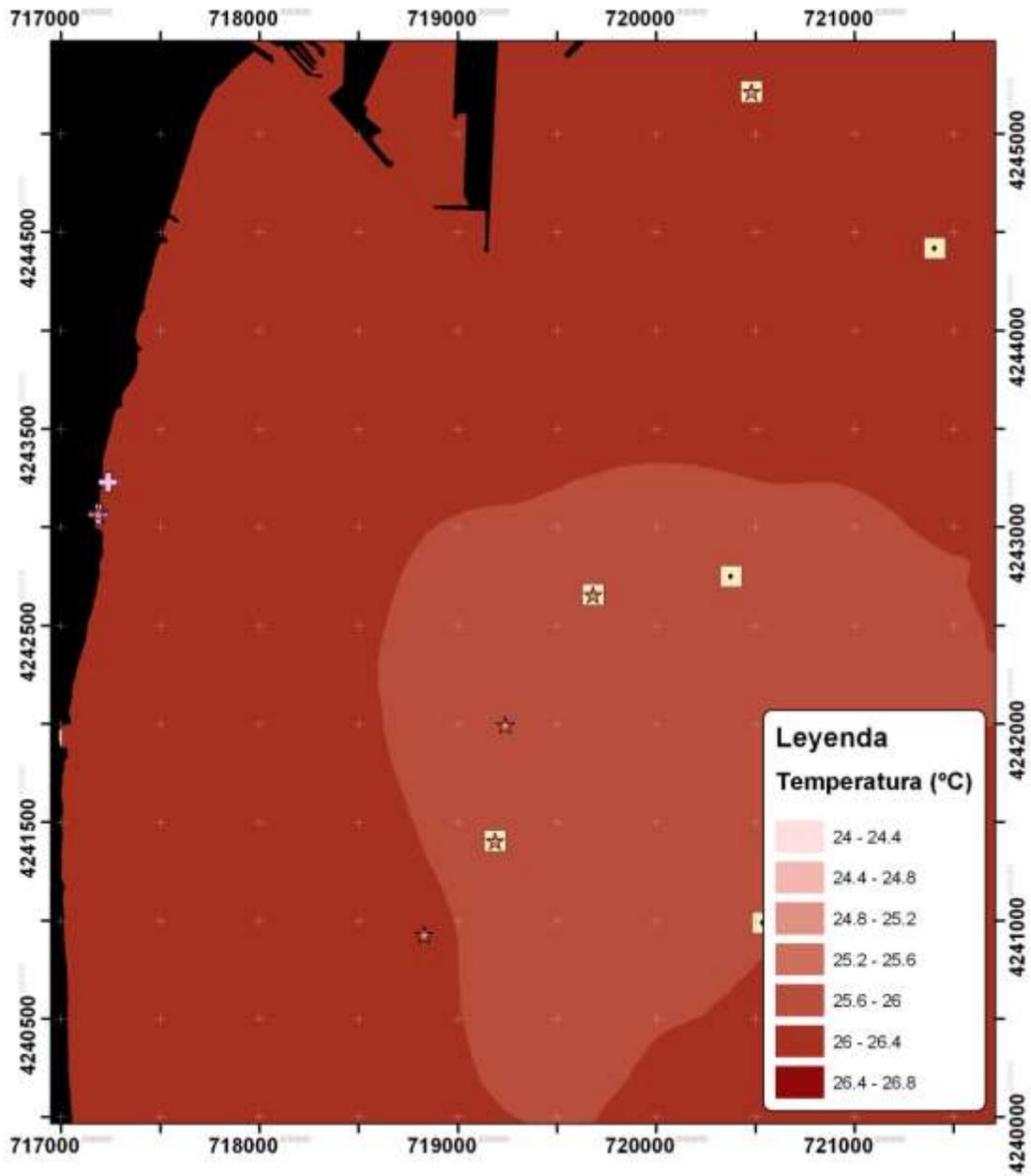
- Salinidad superficial:



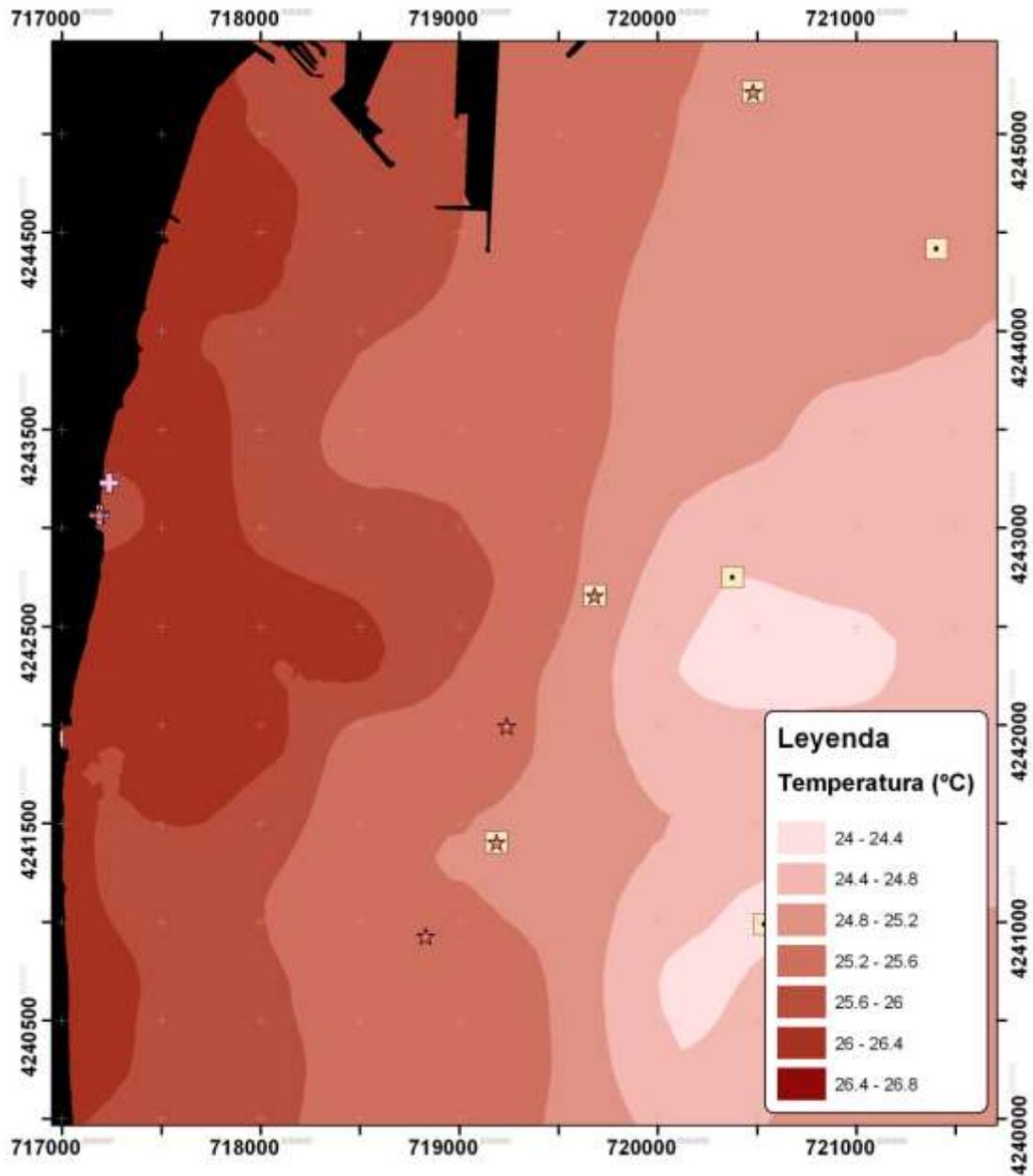
- Salinidad en el fondo:



- Temperatura superficial:

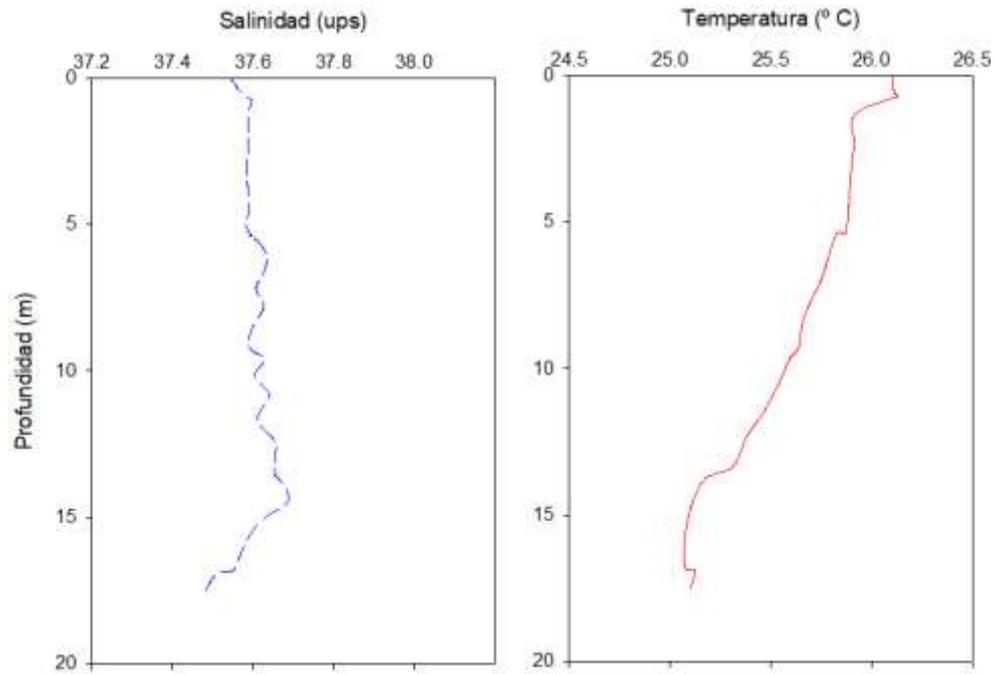


- Temperatura en el fondo:

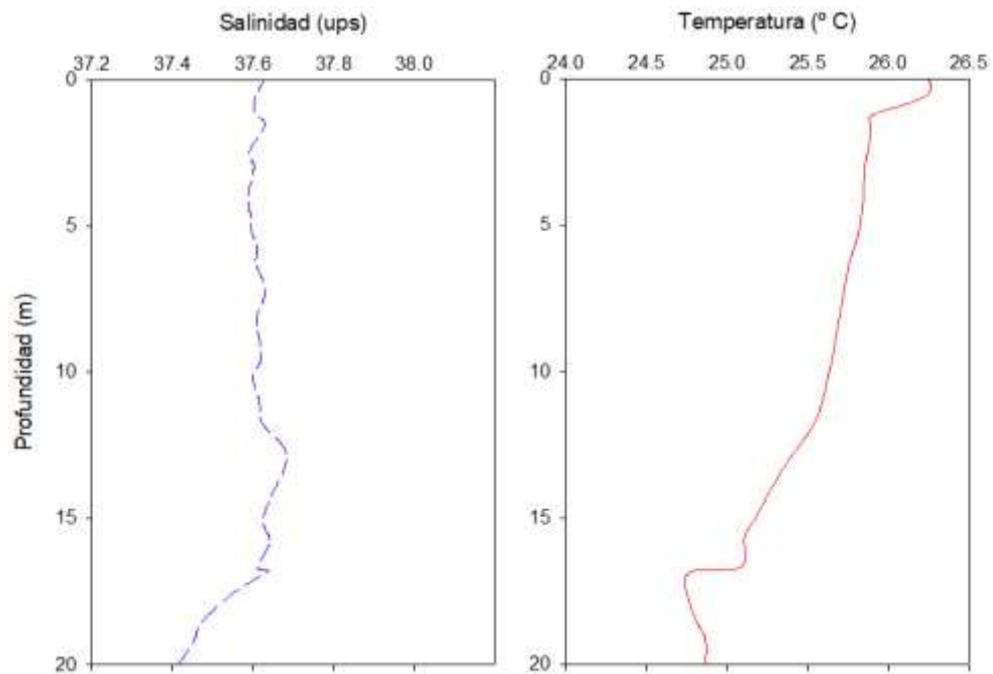


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

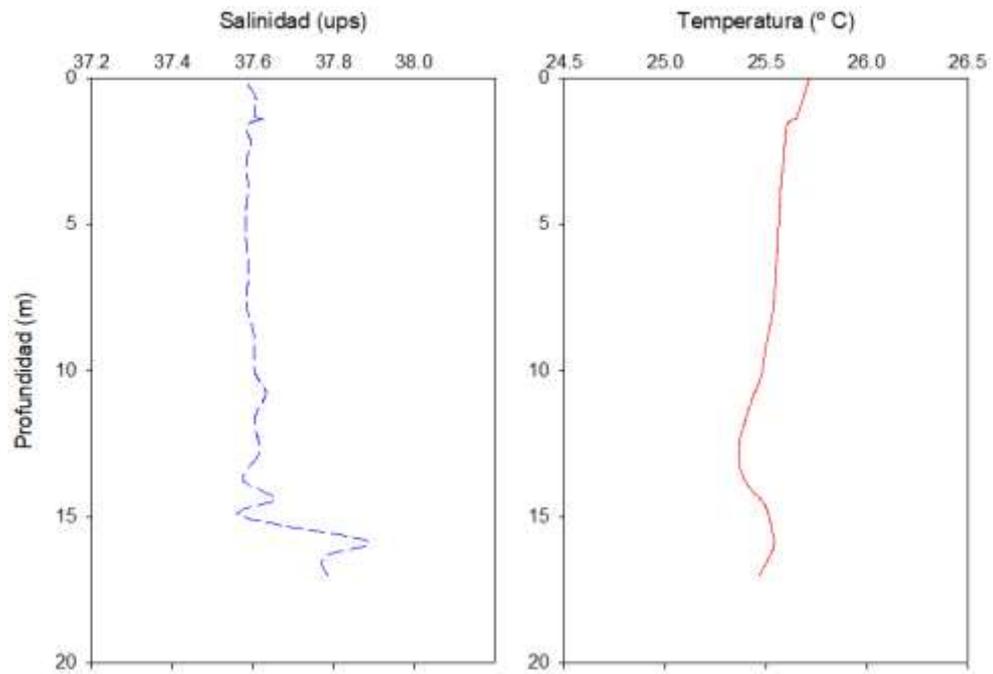
- Puerto 16 m:



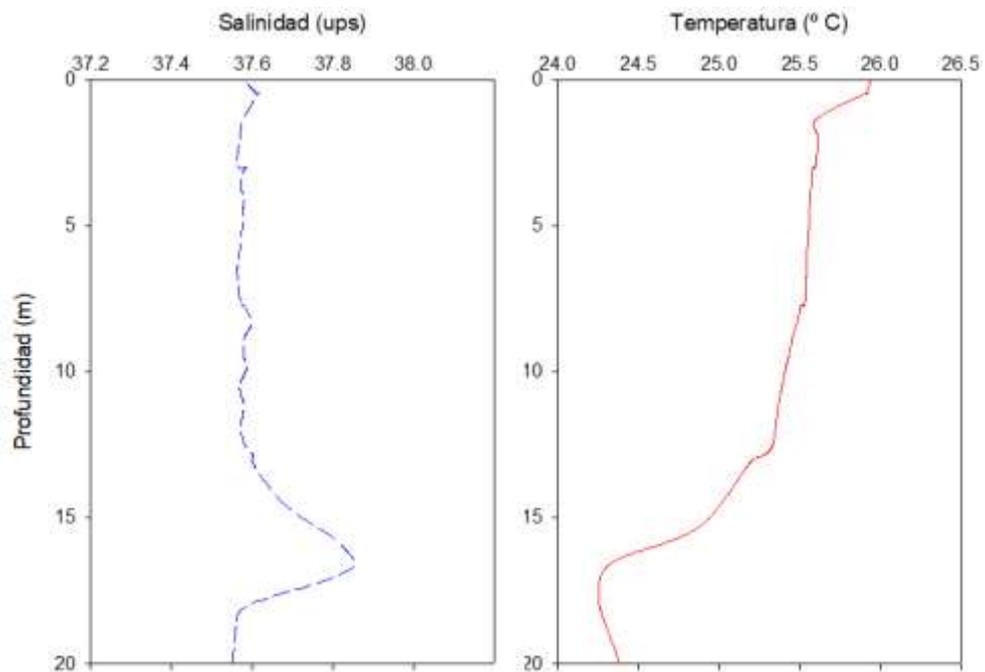
- Puerto 20 m:



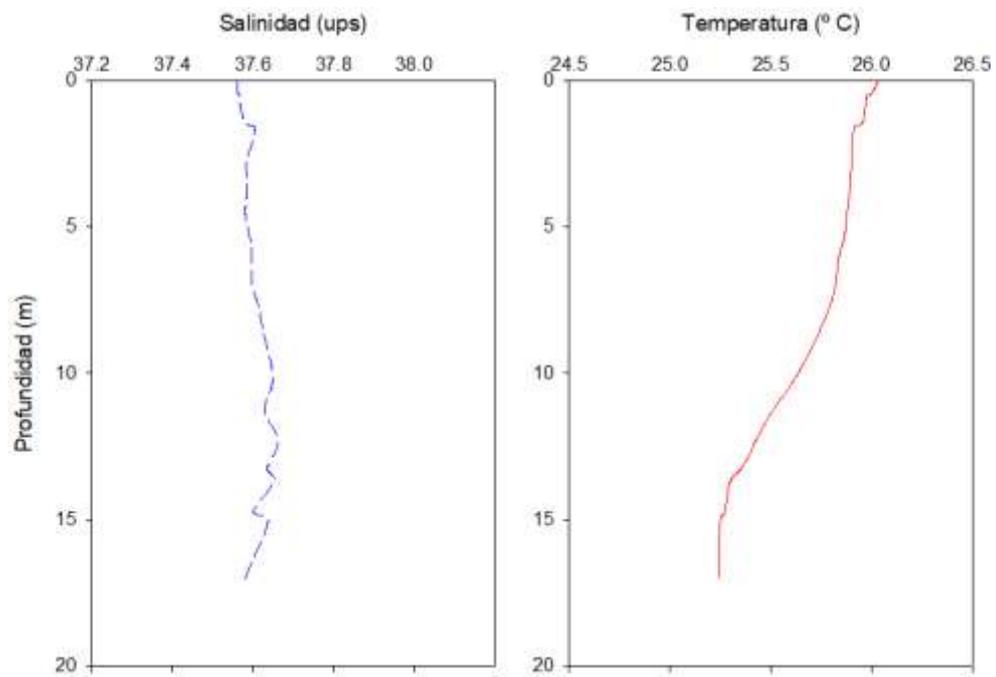
- Desaladora 16 m:



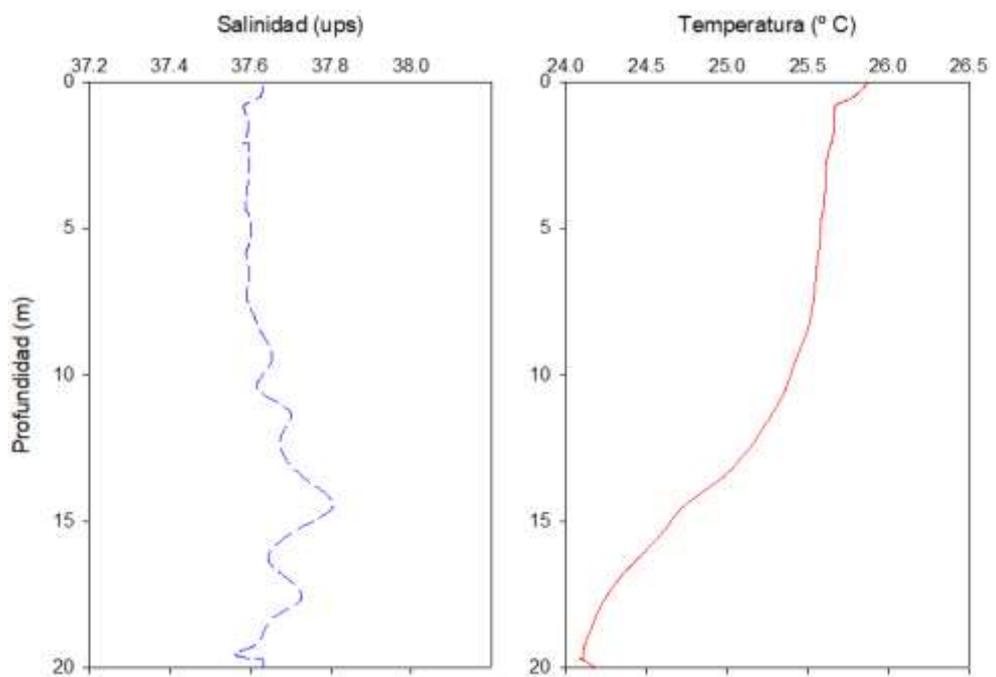
- Desaladora 20 m:



- Urbanova 16 m:

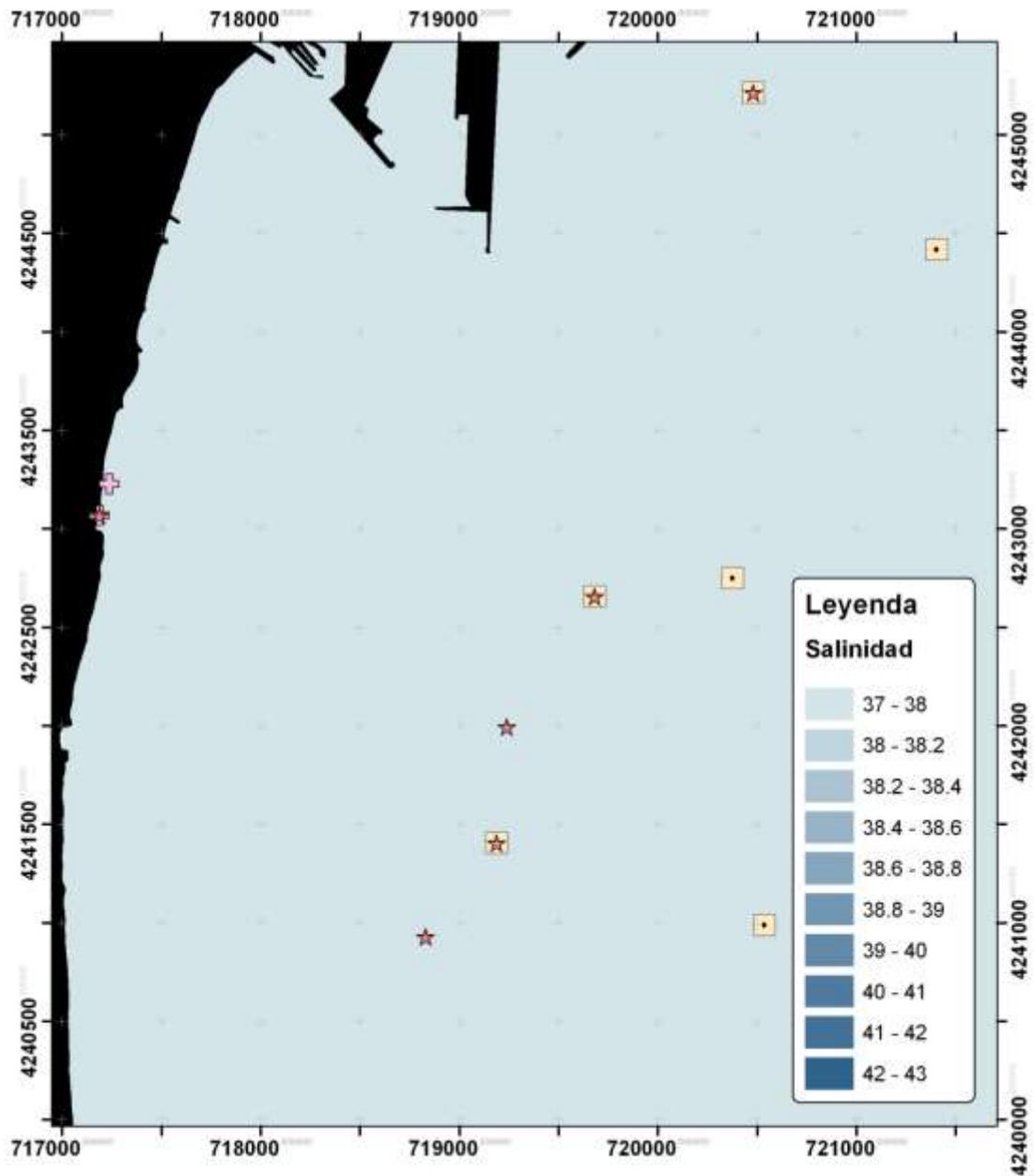


- Urbanova 20 m:

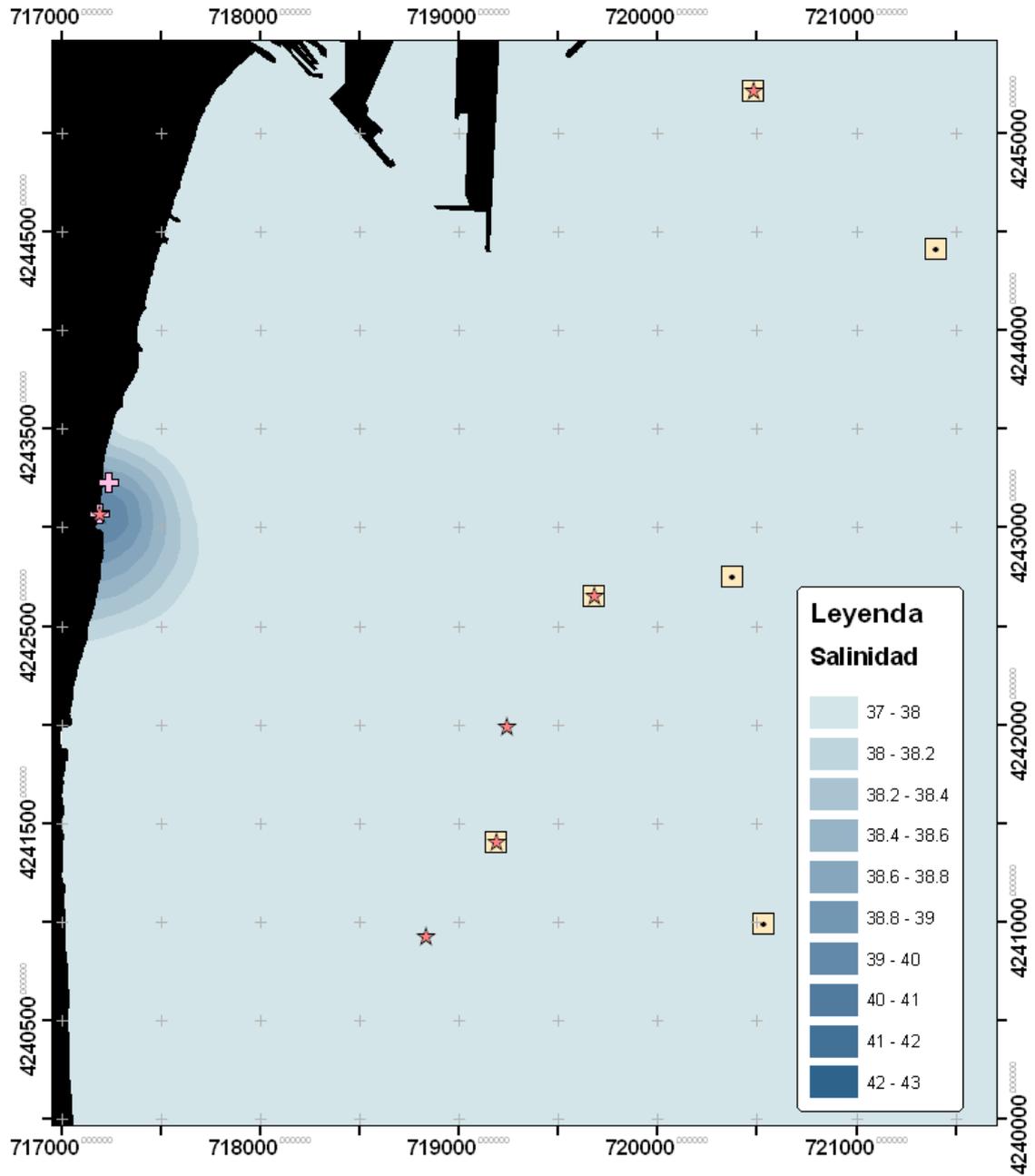


Campaña Verano 2022:

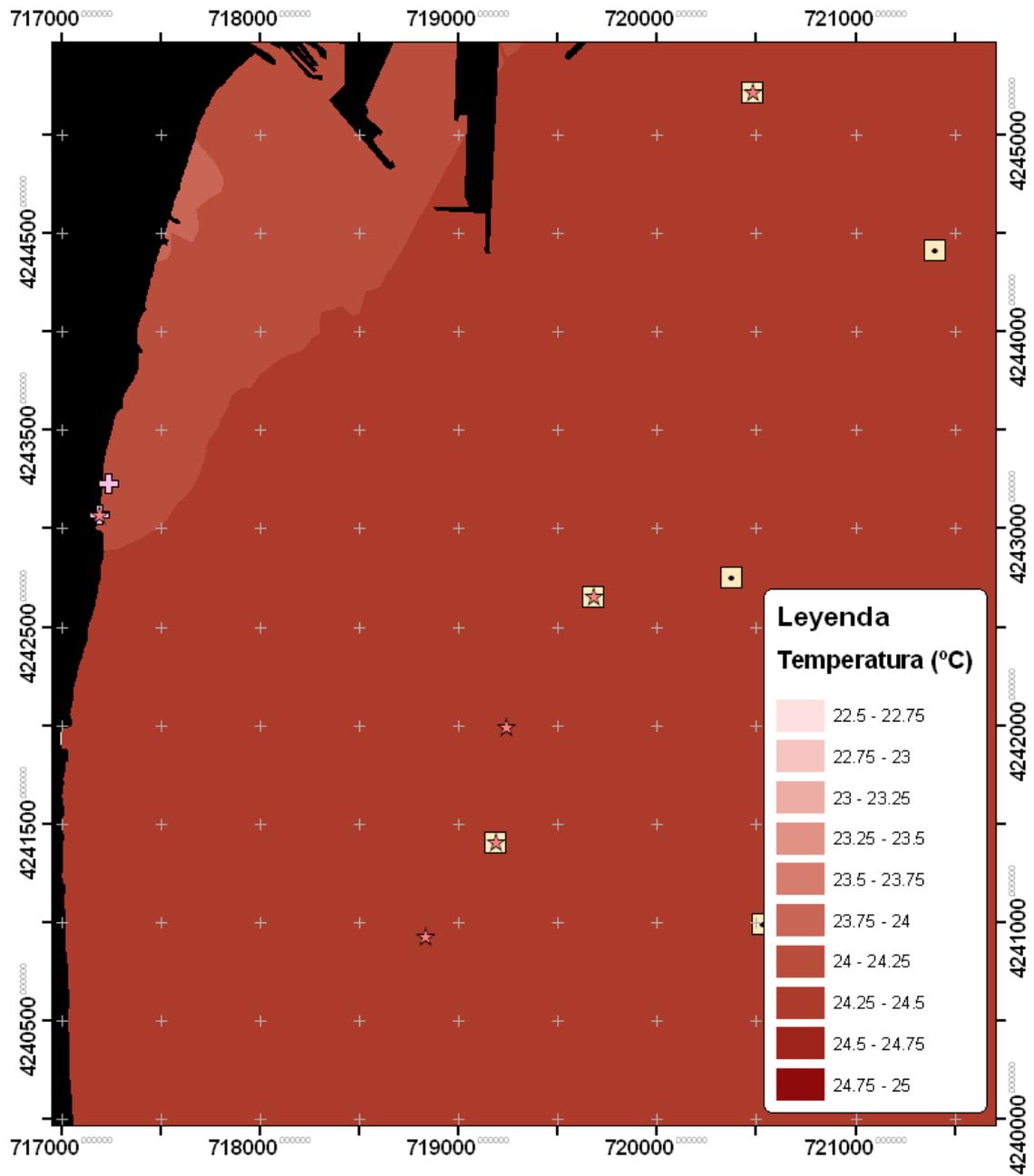
- Salinidad superficial:



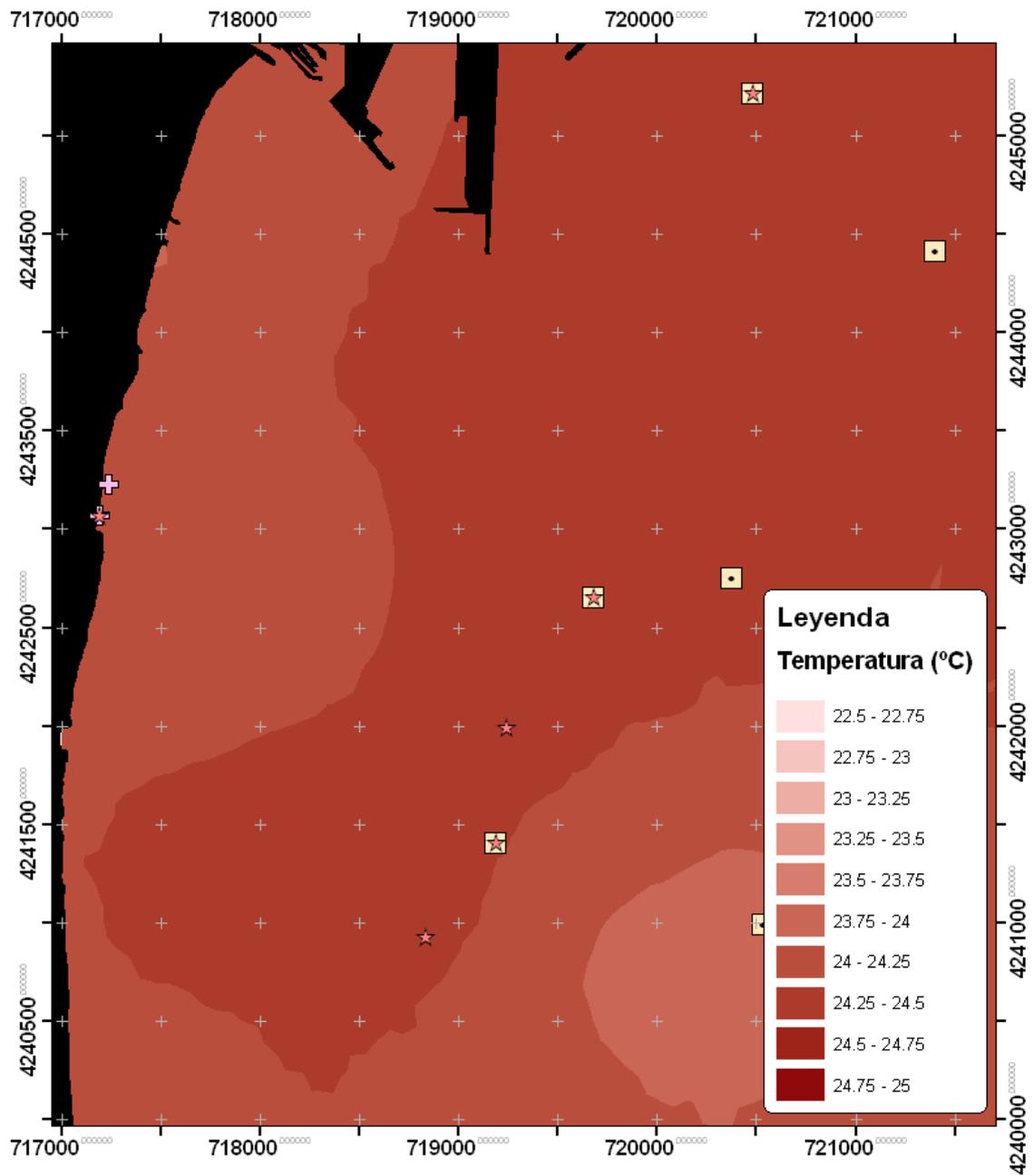
- Salinidad en el fondo:



- Temperatura superficial:

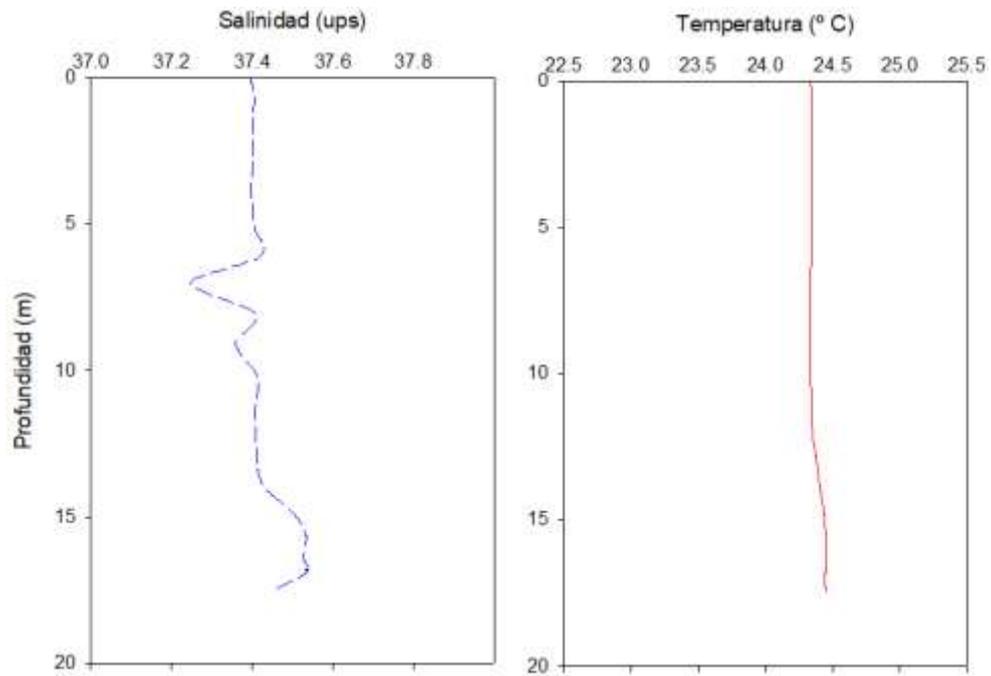


- Temperatura en el fondo:

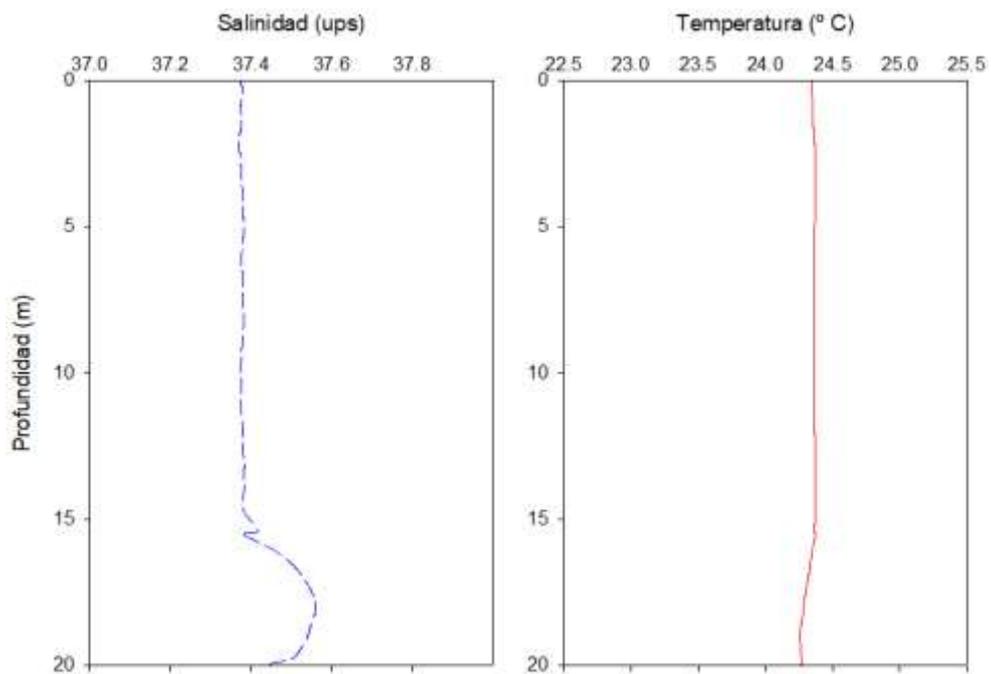


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

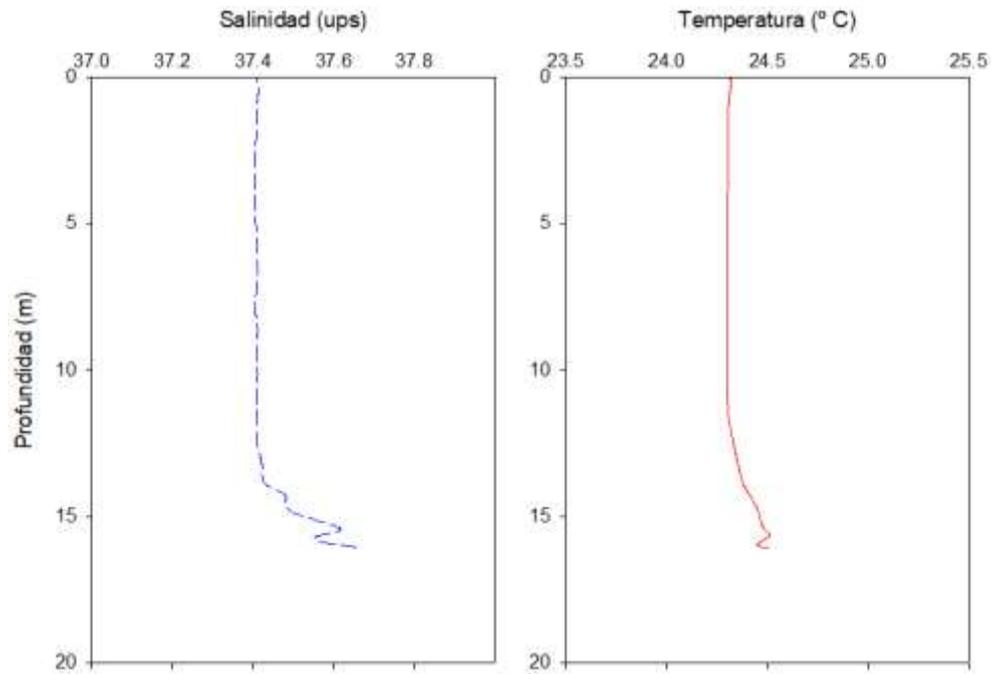
- Puerto 16 m:



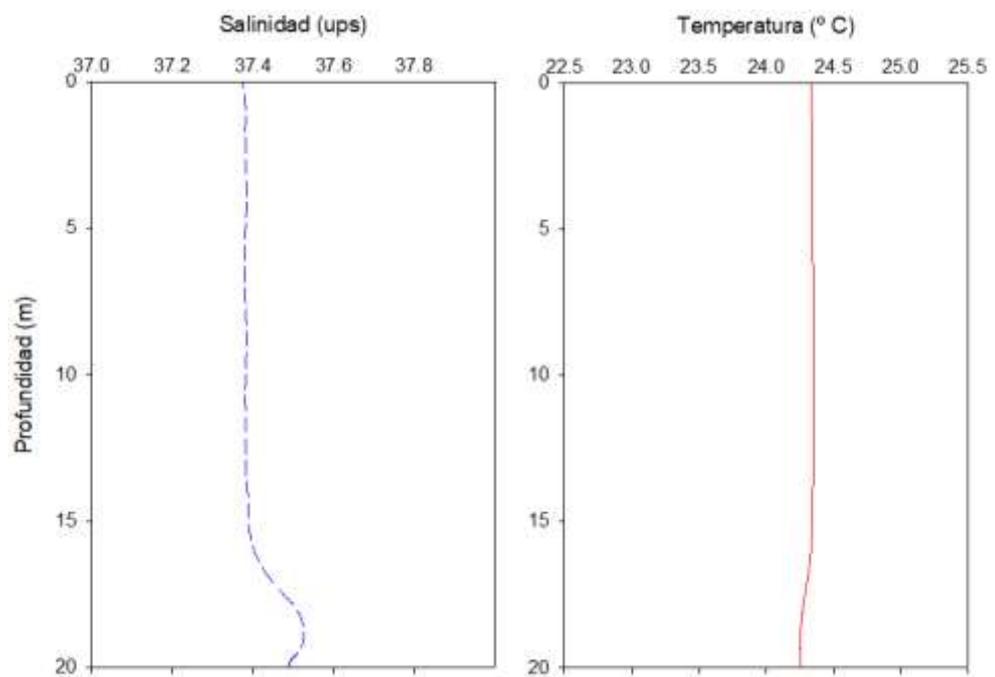
- Puerto 20 m:



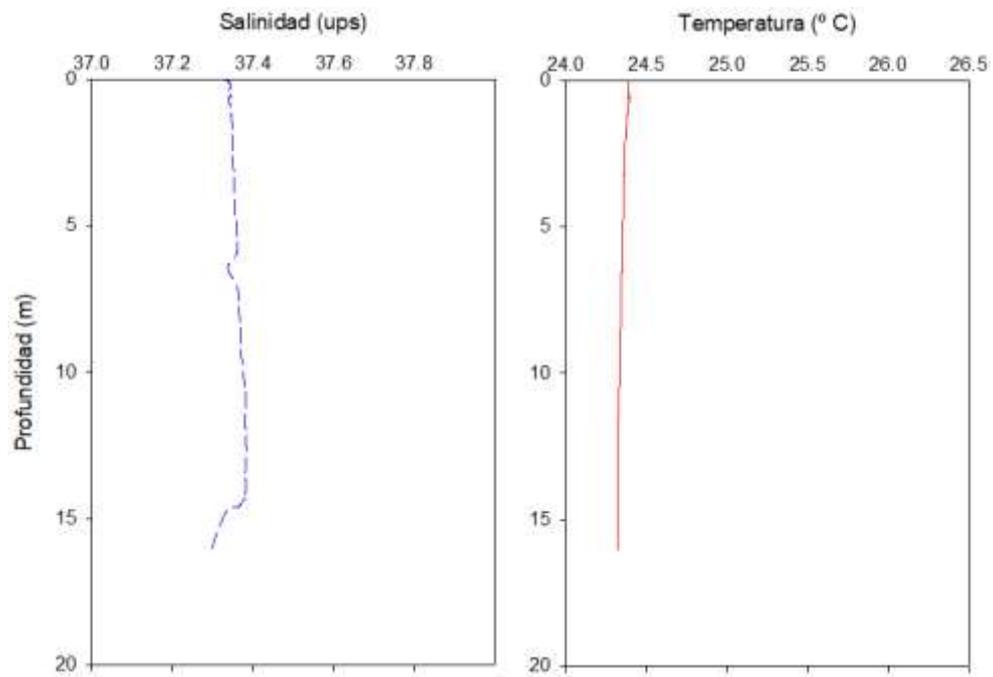
- Desaladora 16 m:



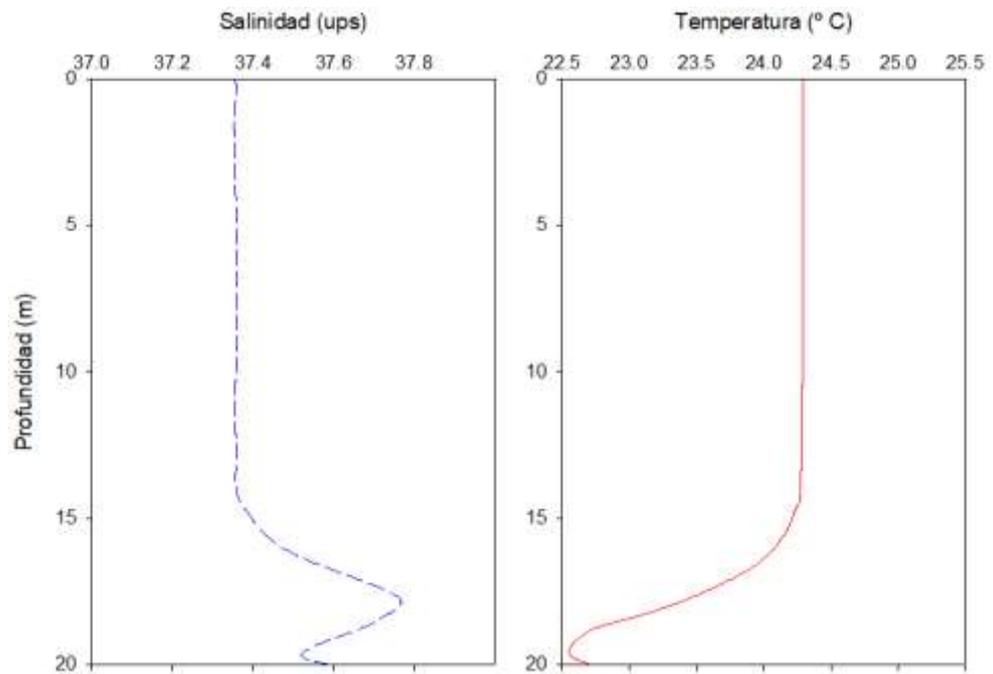
- Desaladora 20 m:



- Urbanova 16 m:

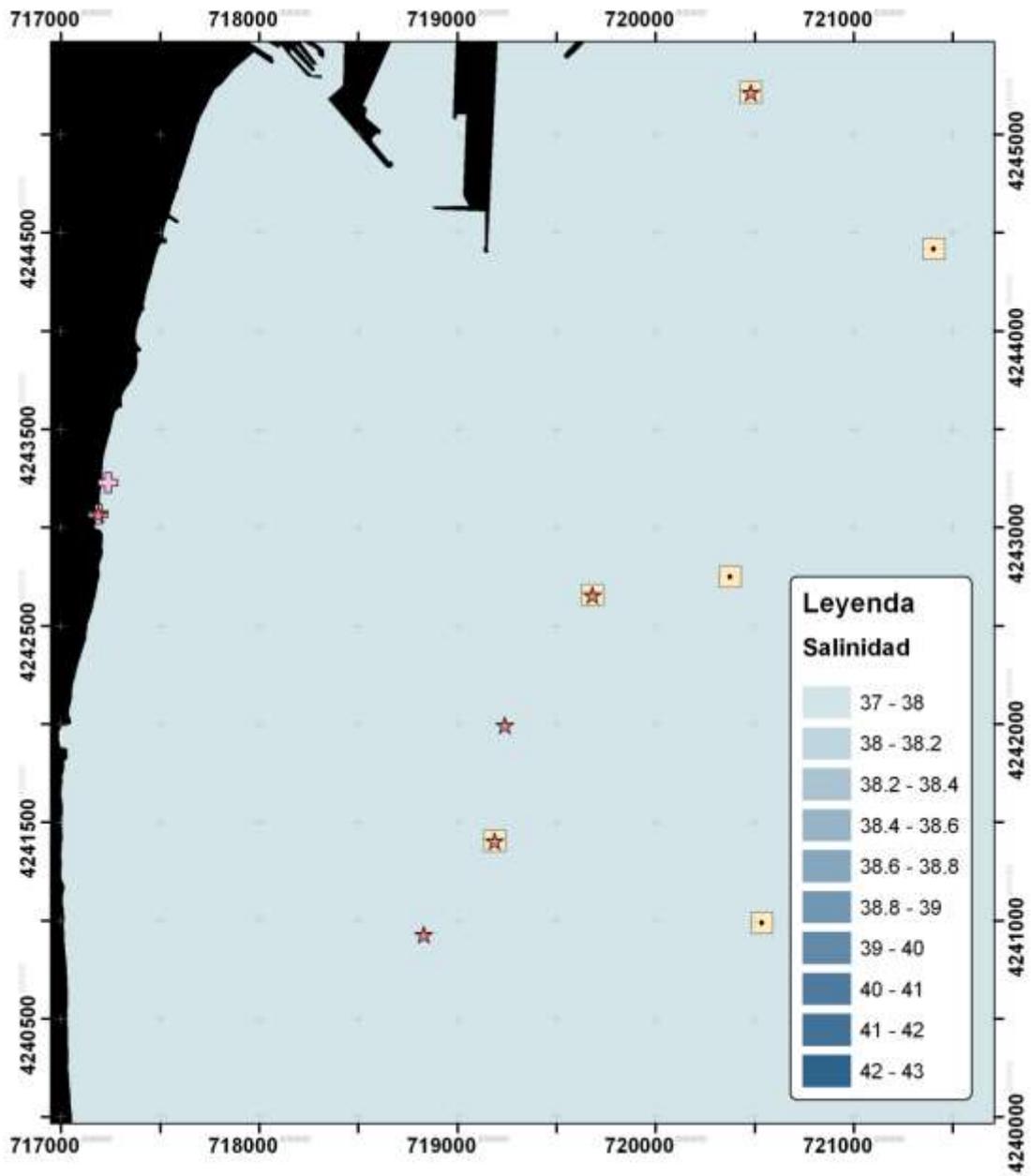


- Urbanova 20 m:

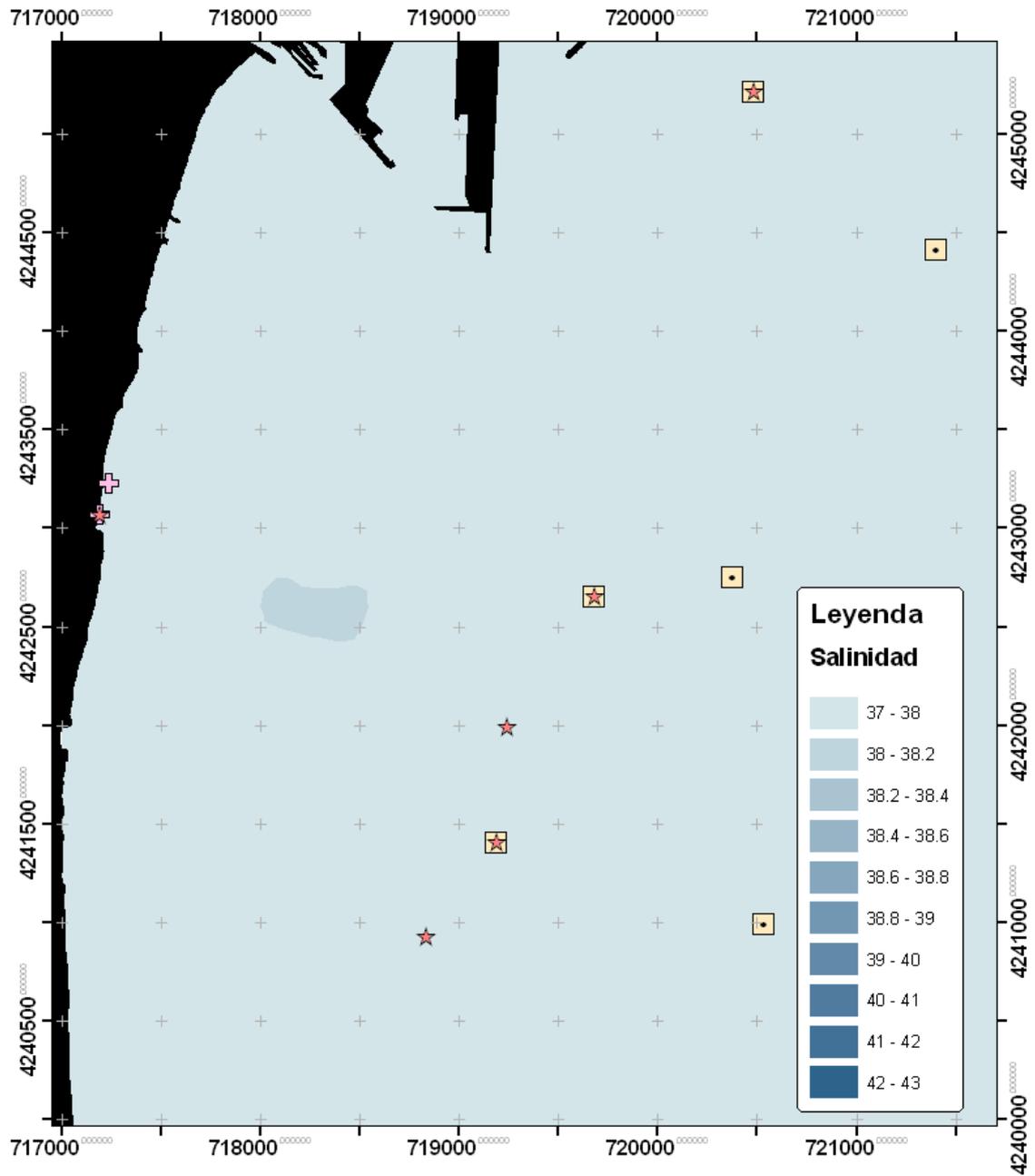


Campaña Otoño 2022:

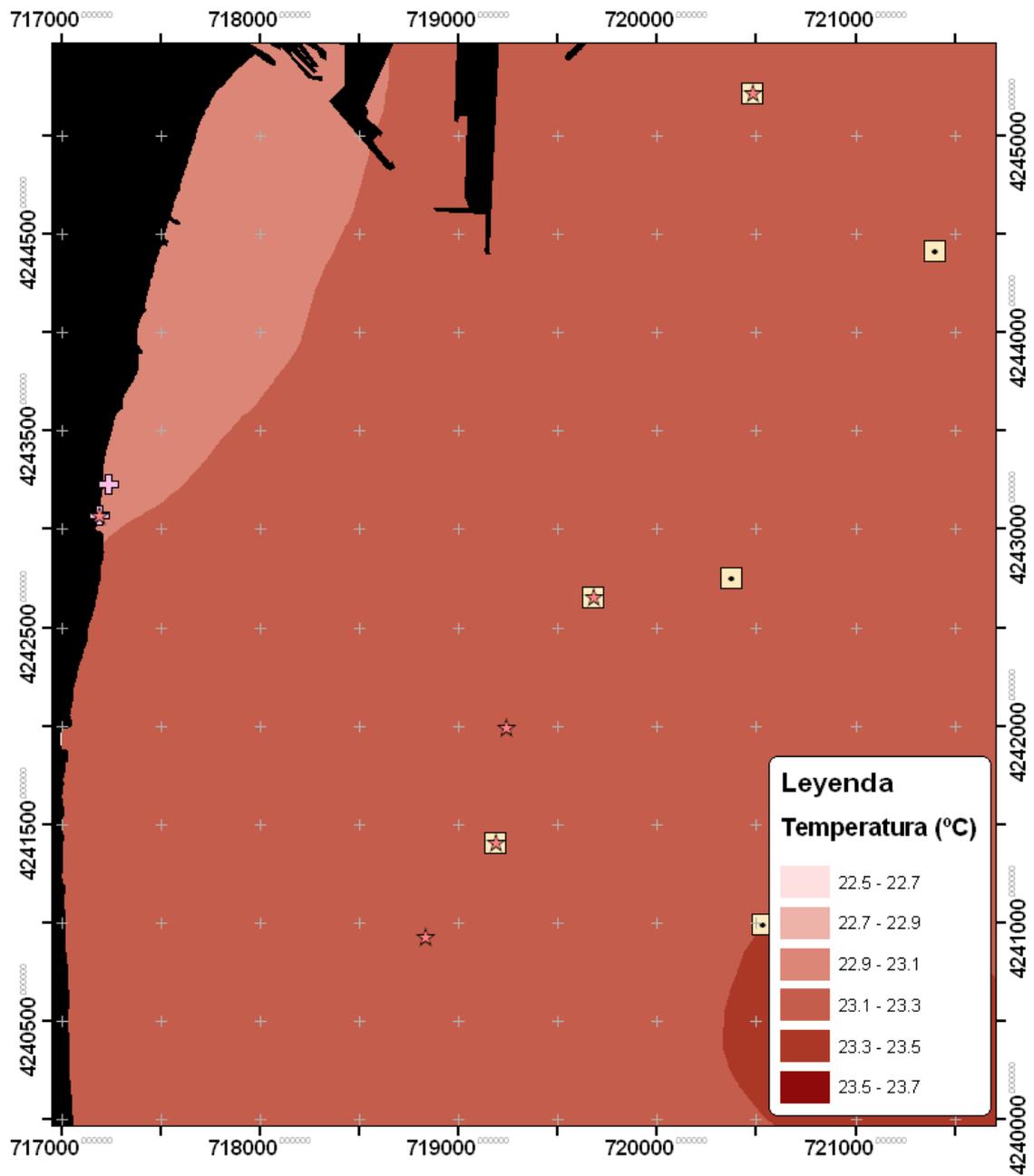
- Salinidad superficial:



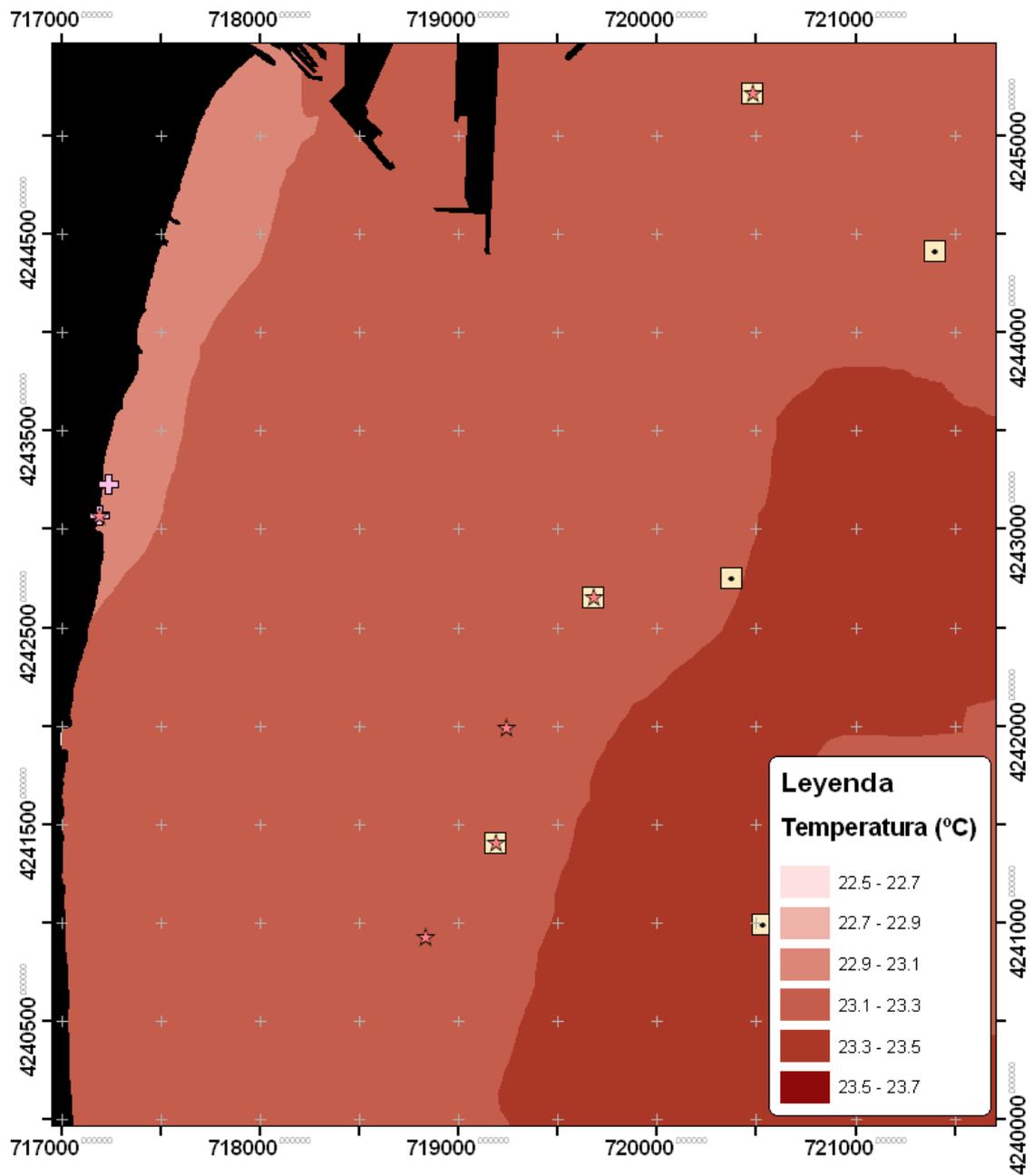
- Salinitat en el fons:



- Temperatura superficial:

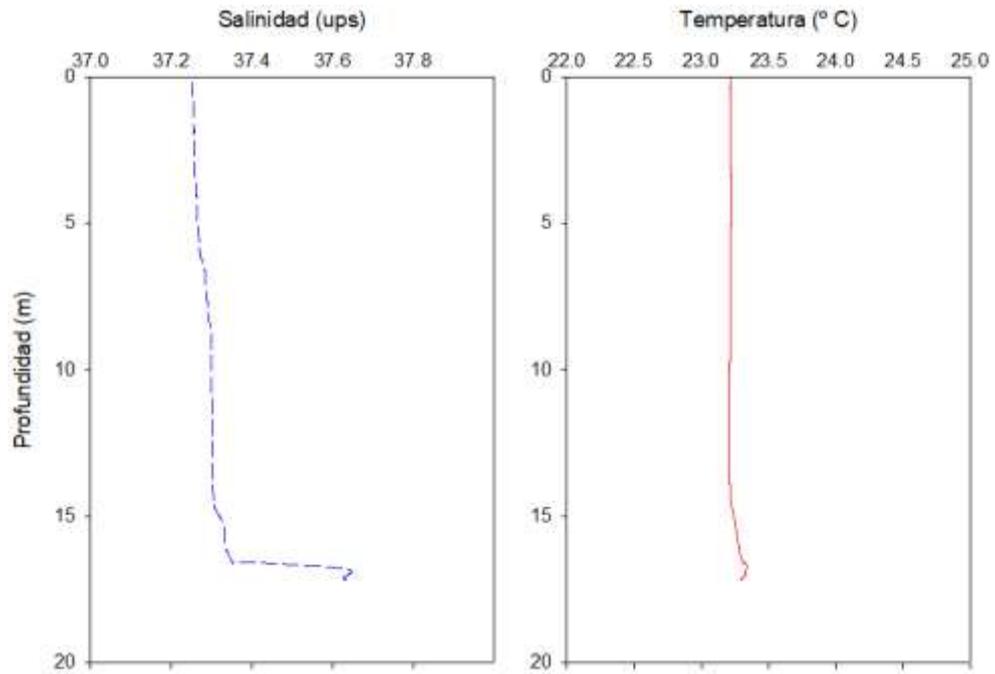


- Temperatura en el fondo:

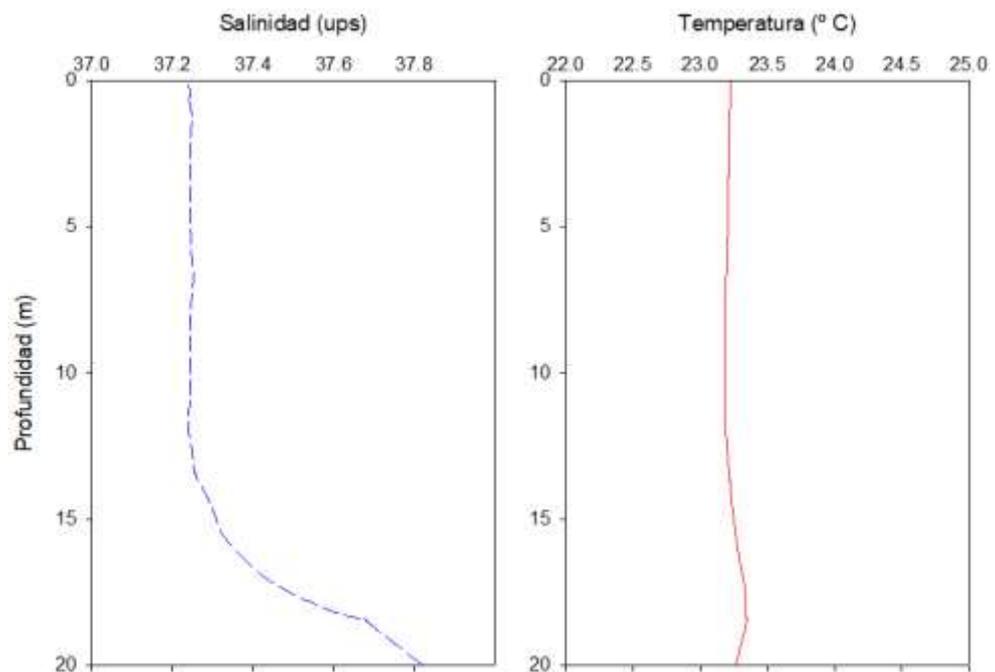


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

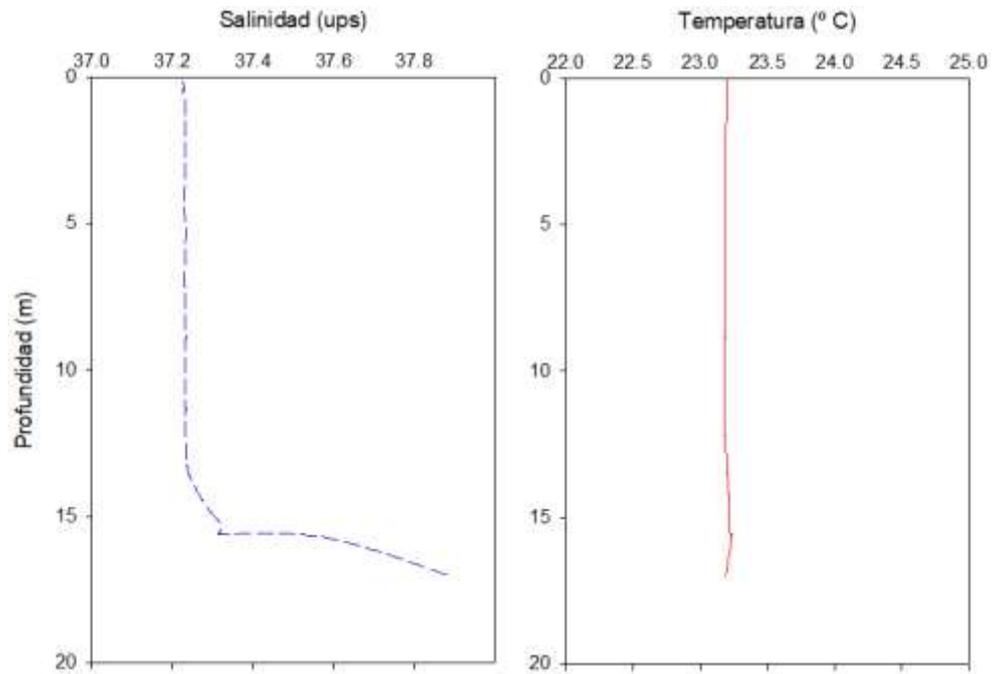
- Puerto 16 m:



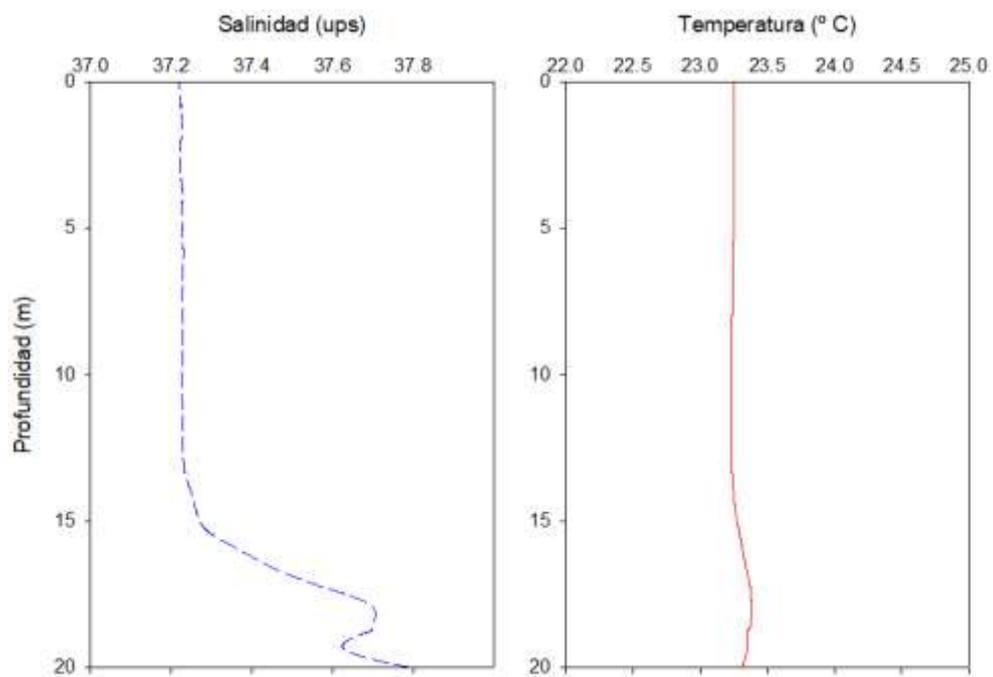
- Puerto 20 m:



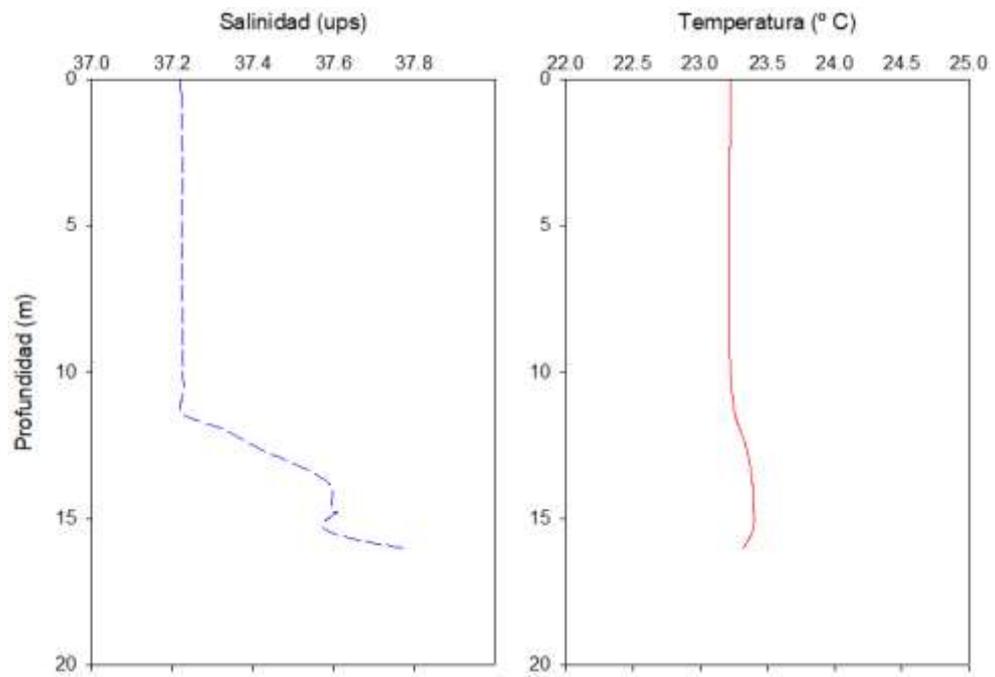
- Desaladora 16 m:



- Desaladora 20 m:



- Urbanova 16 m:



- Urbanova 20 m:

