



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 2023



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

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



Han intervenido en este informe:

José Luis Sánchez Lizaso (Coordinador)

Yolanda Fernández Torquemada

Yoana del Pilar Ruso

Aitor Forcada Almarcha

Javier Aguilar Escribano

Adrián Rodríguez Montoya

Esther Berasaluze Sánchez



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

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

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 26 de febrero de 2024.



Fdo: Dr José Luis Sánchez Lizaso



ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	9
2. MATERIAL Y MÉTODOS	9
2.1. Control de salinidad del medio receptor.....	9
2.1.1. Registro en continuo de la salinidad.....	9
2.1.2. Campañas de distribución espacial de la salinidad.....	11
2.2. Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	12
2.2.1. Parcelas permanentes para el seguimiento de los efectos del vertido	12
2.2.2. Descriptores estructurales de la pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	155
2.2.3. Lepidocronología	155
2.2.4. Tratamiento y análisis de muestras en el laboratorio.	166
2.2.5. Recogida de muestras.....	176
2.2.6. Morfología de los haces	176
2.2.7. Análisis de datos.....	187
2.2.8. Equinodermos y otras especies de interés	19
2.3. Estudio de sedimentos e infauna de fondos blandos	1919
2.3.1. Área de estudio.....	19
2.3.2. Método de muestreo y procesado de las muestras.....	211
2.3.3. Procesado de la fauna.....	211
2.3.4. Procesado del sedimento	211
2.3.5. Análisis de datos.....	222
2.4. Ictiofauna.....	23
2.4.1. Diseño experimental.....	244
2.4.2. Análisis de los datos	244
2.4.3. Análisis univariante.....	255
2.4.4. Análisis multivariante	266
3. RESULTADOS	27
3.1. Régimen de funcionamiento de la planta	27
3.2. Control de salinidad del medio receptor.....	27
3.2.1. Registro en continuo de la salinidad.....	27
3.2.1.1. Datos medios anuales	30
3.2.2. Campañas de distribución espacial de la salinidad.....	31
3.3. Evaluación del estado de la pradera de <i>Posidonia oceanica</i> en base a los nuevos descriptores en el año 2023	31
3.4. Sedimentos e infauna de fondos blandos.....	51
3.4.1. Campaña de invierno.....	51

3.4.2. Campaña de verano	86
3.5. Comunidad neotónica	119
3.5. Dinámica litoral	130
3.6. Vigilancia estructural.....	132
3.7. Efluentes generados.....	133
4. VALORACIÓN DEL ESTADO DE LAS COMUNIDADES MARINAS EN LA BAHÍA DE ALICANTE.....	133
5. CONCLUSIONES.....	134
5.1. Control de la salinidad en el medio receptor	134
5.2. Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	134
5.3. Comunidad bentónica.....	135
5.3.1. Equinodermos y otras especies de interés	¡Error! Marcador no definido.
5.3.2. Fondos blandos.....	135
5.4. Comunidades neotónicas	136
6. REFERENCIAS	137
7. ANEXO 1: Campañas de distribución espacial de la salinidad en el año 2023	144

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 2023.

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 la salinidad del medio receptor

2.1.1. Registro en continuo de la salinidad sobre la pradera de *Posidonia oceanica*

El registro en continuo de la salinidad en el fondo marino se lleva a cabo mediante el uso de sensores de conductividad y temperatura (CTs) (imagen 1). La distribución de los sensores se puede ver en la figura 1, donde existen 5 localidades distribuidas de norte a sur sobre el límite superior de la pradera de *Posidonia oceanica*.



Imagen 1: Sensor de Conductividad y Temperatura (CT) usados en el estudio.

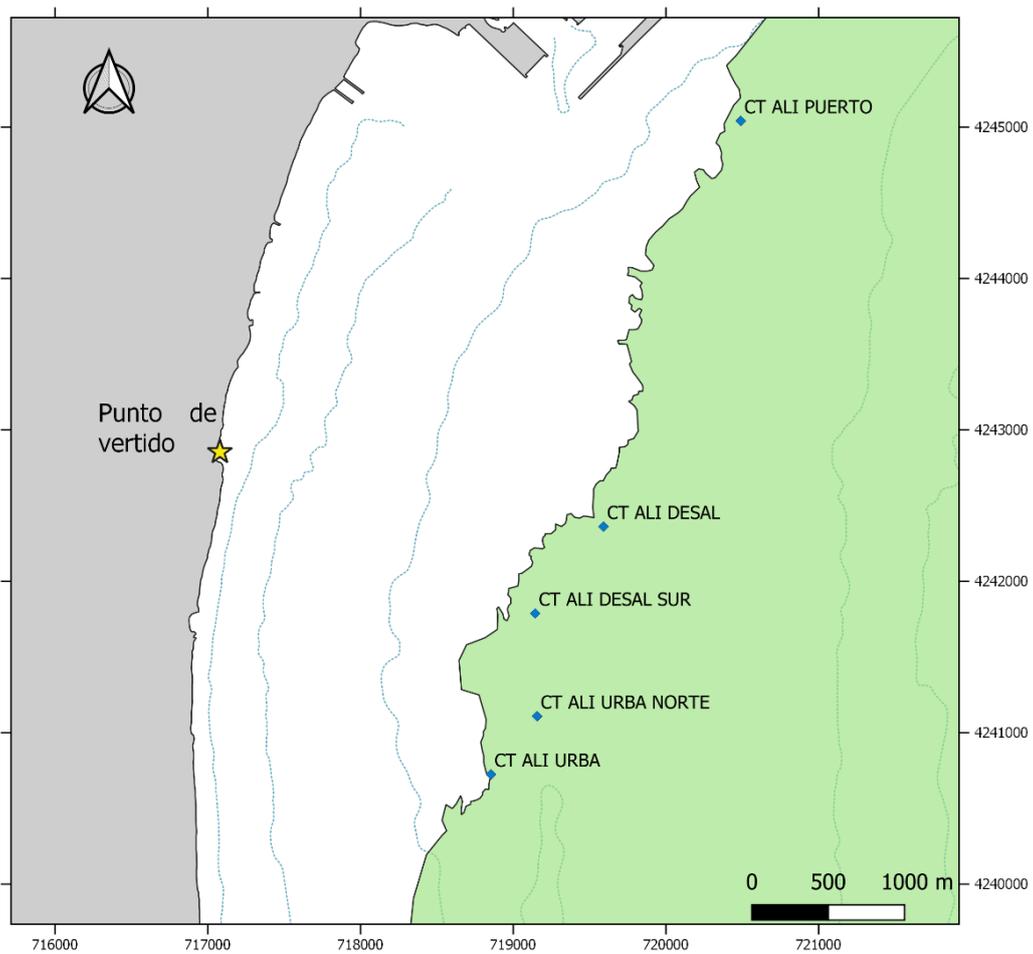


Figura 1: Posición de los sensores de conductividad y temperatura (CTs) a lo largo del área de estudio.

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 2023 se han realizado el 22 de febrero, el 1 de junio, el 25 de agosto y el 12 de diciembre. 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.

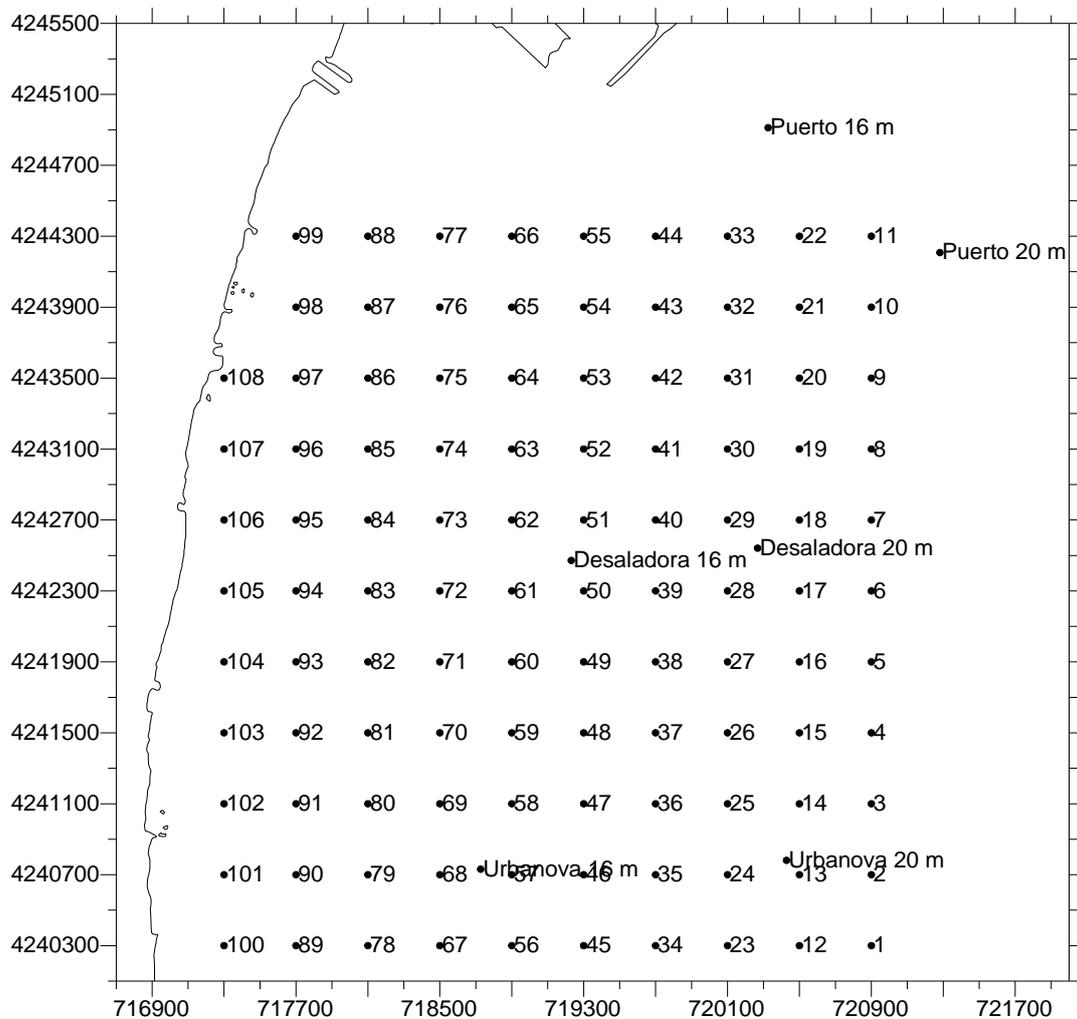


Figura 2. Distribución de las estaciones estudiadas en las campañas de distribución espacial de salinidad.

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

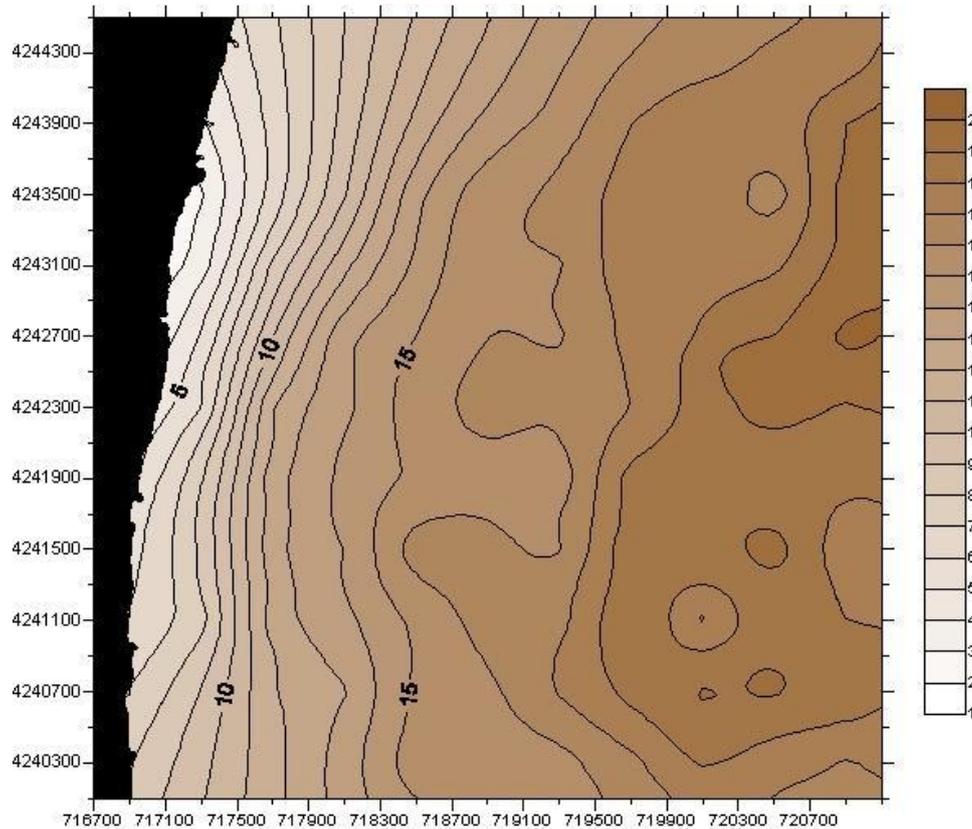


Figura 3. Batimetría de la zona de estudio (m).

2.2. Pradera de *Posidonia oceanica*

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

Para el estudio de la pradera de *Posidonia oceanica*, en la campaña de seguimiento llevada a cabo en el año 2023 se ha seguido el planteamiento y los protocolos propuestos en el informe publicado en 2008 por Ayesa (descritos en apartados posteriores), debido a un cambio de requerimientos solicitado por el órgano contratante en la segunda mitad del año 2022.

Las coordenadas de las estaciones de seguimiento actuales se muestran en la tabla 1 y en la 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

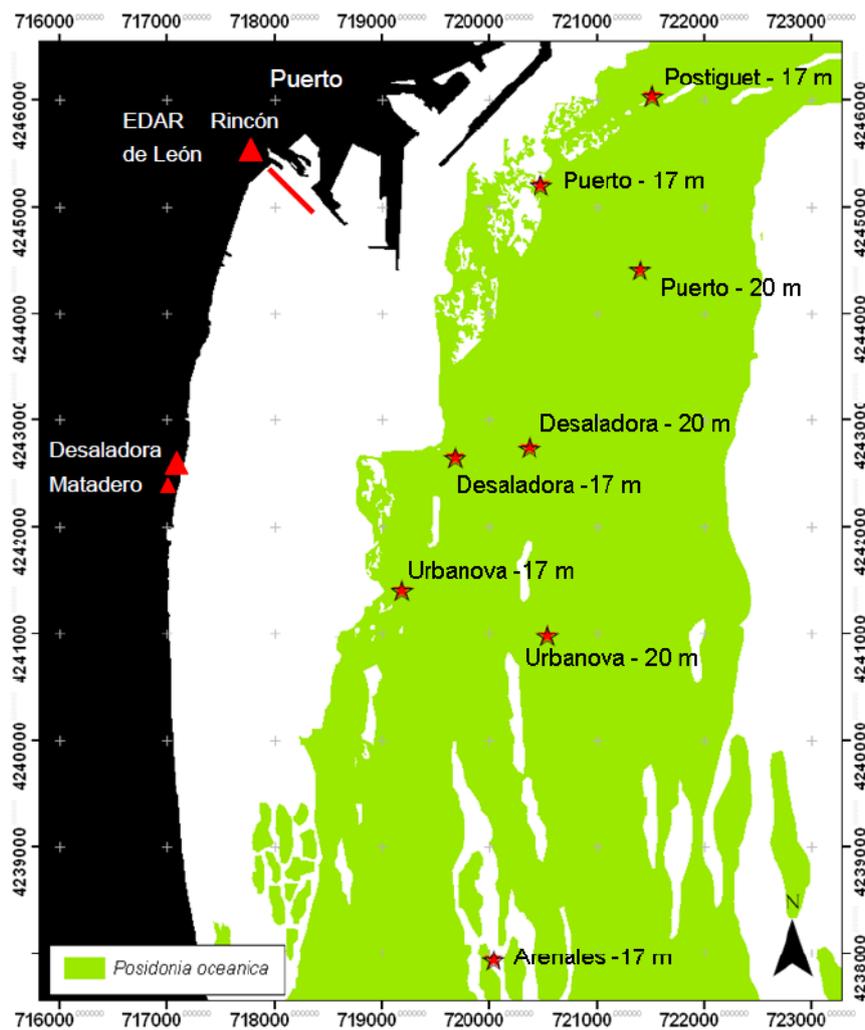


Figura 4. Localización de las ocho estaciones de control.

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 2023.

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 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 uno de los puntos indicados anteriormente (0, 25 y 50 m) se recogieron entre 5 y 6 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 (Postiguat, 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:

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

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 6 (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.

2.3. Estudio de sedimentos e infauna asociada a 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 5). 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. Coordenadas de las estaciones de muestreo para el control del sedimento y la infauna.

Estación	Transecto	Prof. (m)	Huso	Coordenadas UTM
A1	A	4	30 S	0717468 - 4243280
A2	A	10	30 S	0718001 - 4243307
A3	A	15	30 S	0718862 - 4243351
B1	B	4	30 S	0717119 - 4242855
B2	B	10	30 S	0717621 - 4242631
B3	B	15	30 S	0718366 - 4242476
C1	C	4	30 S	0717087 - 4242000
C2	C	10	30 S	0717435 - 4242019
C3	C	15	30 S	0718218 - 4241988

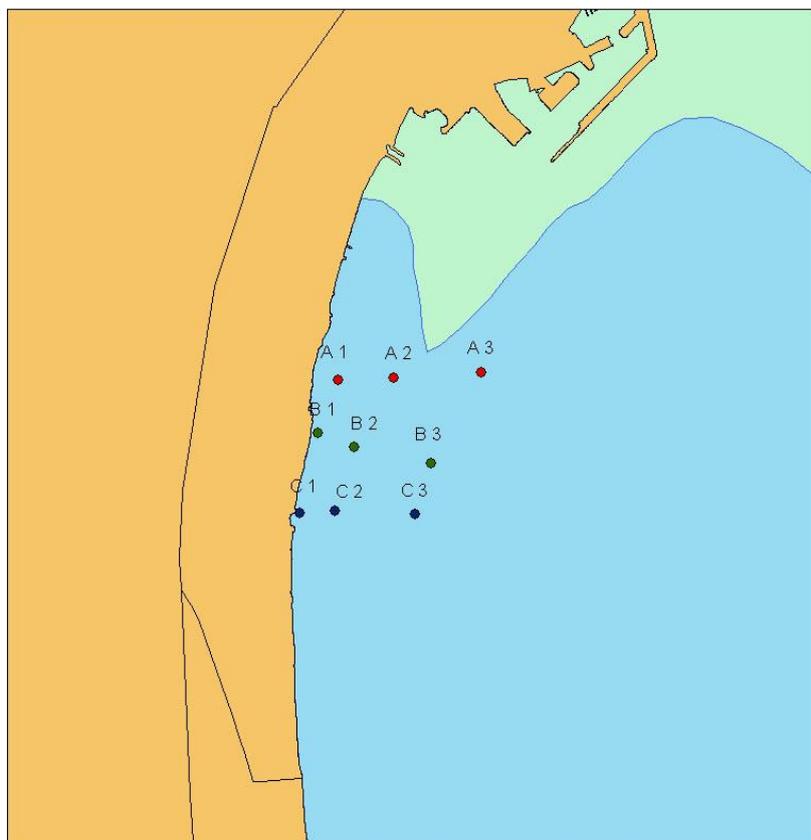


Figura 5. Localización de las estaciones en el área de estudio.

2.3.2. Método de muestreo y procesado de las muestras

Las muestras son recogidas de forma directa con escafandra autónoma. Se llevan a cabo dos métodos de muestreo. Para las muestras que se emplearán en el estudio de la infauna del medio se recoge el sedimento correspondiente a un cuadrado de 22.5 x 22.5 cm, por estación. Una vez en la embarcación, las muestras se introducen en botes de plástico correspondientemente 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 al mínimo nivel taxonómico posible.

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: 4, 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 Spearman. 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 de comenzar la emisión, desde febrero 2004 hasta julio 2023) (Figura 6).

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.

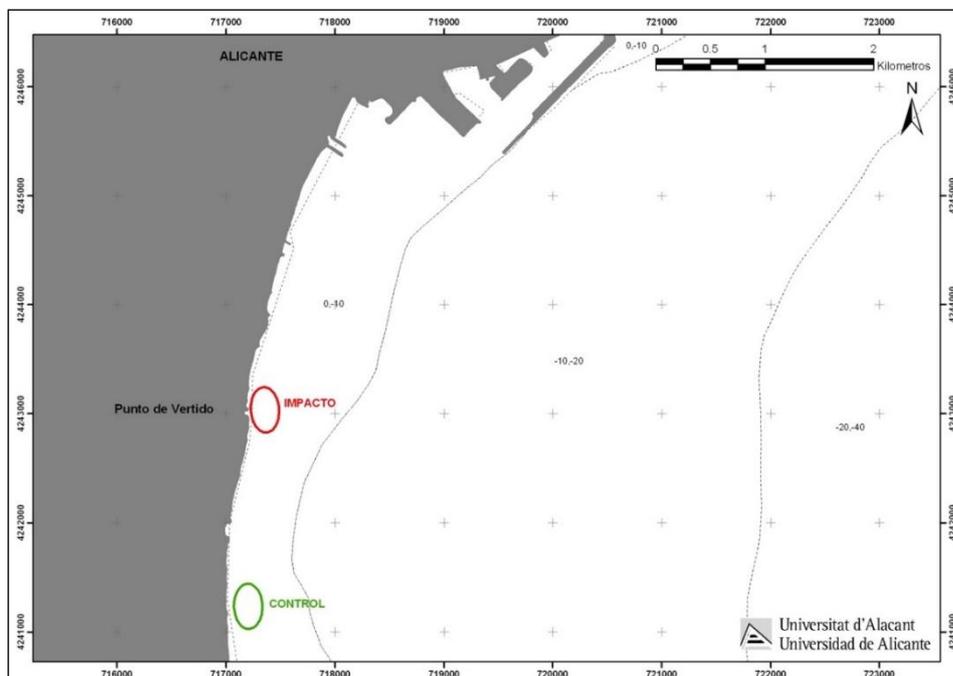


Figura 6. Localización del área impactada y el área control.

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 tuvieron en cuenta tres factores: un primer factor llamado *tiempo*, con treinta niveles, 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 él (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 480 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:

Tiempo (TI): Factor principal y fijo con treinta y cinco 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, 2022 verano, 2023 invierno y 2023 verano).

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

Sitio (SI): 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:

- ✓ **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).
- ✓ **MDS:** Es una técnica no paramétrica de escalamiento multidimensional (non 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).
- ✓ **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 2023. 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 2023 se han registrado entre 36.420 y 47.237 datos por cada estación (promedio = 41.789), dependiendo de la pérdida de datos, fallos del registro o pérdida de los propios CTs. En total se han recogido y analizado unos 208.945 datos.

En las tablas siguientes (tablas 4, 5, 6, 7, 8 y 9) se presentan las evoluciones mensuales de la salinidad en cada una de las estaciones controladas.

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

Mes	Media	Máximo	% > 38,3	% > 38,5	% > 40	Nº Datos
Enero	36,95	39,33	24,84	13,59	0,00	4276
Febrero	37,58	38,63	13,95	7,47	0,00	3950
Marzo	38,23	38,44	36,28	0,00	0,00	4065
Abril	38,84	39,05	98,96	98,92	0,00	4242
Mayo	38,02	38,33	1,11	0,00	0,00	4242
Junio	37,99	38,25	0,00	0,00	0,00	4320
Julio	38,11	38,75	11,52	8,41	0,00	4079

Mes	Media	Máximo	% > 38,3	% > 38,5	% > 40	Nº Datos
Agosto	37,09	37,98	0,00	0,00	0,00	4387
Septiembre	37,14	37,44	0,00	0,00	0,00	1082
Octubre	37,46	38,23	0,00	0,00	0,00	4103
Noviembre	38,02	38,23	0,00	0,00	0,00	4320
Diciembre	37,71	38,09	0,00	0,00	0,00	4171
Total anual						47237
Media	37,76	38,40	15,56	10,70	0,00	3936,42

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

Mes	Media	Máximo	% > 38,3	% > 38,5	% > 40	Nº Datos
Enero	35,40	38,77	5,65	1,70	0,00	4302
Febrero	38,13	39,22	17,88	17,88	0,00	3960
Marzo	38,73	39,31	96,73	94,67	0,00	3826
Abril	38,40	39,04	58,80	31,76	0,00	4320
Mayo	37,57	38,08	0,00	0,00	0,00	4464
Junio	-	-	-	-	-	-
Julio	37,51	38,30	0,00	0,00	0,00	3955
Agosto	-	-	-	-	-	-
Septiembre	37,66	38,33	0,00	0,00	0,00	3244
Octubre	37,36	38,34	0,05	0,00	0,00	4065
Noviembre	38,30	39,16	40,69	20,60	0,00	4320
Diciembre	37,67	38,47	3,04	0,00	0,00	4174
Total anual						40630
Media	37,67	38,70	22,28	16,66	0,00	4063

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	37,07	38,61	44,59	5,01	0,00	4194
Febrero	37,83	38,56	17,20	0,66	0,00	3656
Marzo	35,88	38,86	21,78	16,38	0,00	4028
Abril	38,39	39,00	59,41	39,89	0,00	4242
Mayo	37,05	38,61	9,16	0,67	0,00	4464
Junio	37,62	38,20	0,00	0,00	0,00	4320
Julio	37,80	38,54	0,26	0,04	0,00	2283
Agosto	37,99	38,54	1,31	0,22	0,00	459
Septiembre	37,82	38,28	0,00	0,00	0,00	1257
Octubre	37,95	38,48	2,86	0,00	0,00	3988
Noviembre	-	-	-	-	-	-
Diciembre	37,97	38,53	29,98	2,3	0,00	3529
Total anual						36420
Media	37,58	38,56	16,96	10,44	0,00	3310,91

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	38,38	39,26	70,33	64,38	0,00	4287
Febrero	38,86	39,21	82,43	80,54	0,00	3238
Marzo	-	-	-	-	-	-
Abril	37,84	38,90	59,88	24,05	0,00	4242
Mayo	37,86	38,48	2,89	0,02	0,00	4464
Junio	38,24	38,55	0,02	0,04	0,00	642
Julio	37,76	38,60	0,18	0,00	0,00	4464
Agosto	37,42	37,89	0,00	0,00	0,00	4463
Septiembre	37,08	37,77	0,00	0,00	0,00	4320
Octubre	37,73	38,28	0,00	0,00	0,00	4045
Noviembre	-	-	-	-	-	-
Diciembre	38,03	38,96	19,16	8,9	0,00	4024
Total anual						38189
Media	37,92	38,59	23,49	17,79	0,00	3182,42

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

Mes	Media	Máximo	% > 38,3	% > 38,5	% > 40	Nº Datos
Enero	38,58	39,01	92,54	53,77	0,00	4302
Febrero	38,38	38,93	78,89	50,69	0,00	4032
Marzo	38,38	38,69	79,05	59,32	0,00	4238
Abril	37,74	38,74	40,97	32,56	0,00	4242
Mayo	37,89	38,44	1,29	0,00	0,00	4464
Junio	37,62	37,98	0,00	0,00	0,00	4320
Julio	37,48	37,98	0,00	0,00	0,00	4464
Agosto	37,52	38,28	0,00	0,00	0,00	4400
Septiembre	37,60	38,01	0,00	0,00	0,00	4161
Octubre	-	-	-	-	-	-
Noviembre	38,41	38,74	65,68	0,00	0,00	3861
Diciembre	37,79	38,33	0,38	0,00	0,00	3985
Total anual						46469
Media	37,94	38,47	32,62	17,85	0,00	4224,45

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

Mes	Media	Máximo	% > 49	Nº Datos
Enero	30,99	46,14	17,98	3982
Febrero	38,08	59,10	38,09	3901
Marzo	36,00	47,80	16,60	4385
Abril	39,76	50,52	0,16	4315
Mayo	39,67	59,58	0,21	2854
Junio	39,76	47,32	0,00	1249
Julio	34,07	47,06	0,00	4318
Agosto	34,07	58,83	1,11	4320
Septiembre	36,70	62,76	5,95	4090
Octubre	30,03	38,83	0,00	594
Noviembre	35,04	47,99	0,00	3405
Diciembre	33,78	39,20	0,00	3835
Total anual				41248
Media	35,66	50,43	6,68	3437,33

3.2.1.1. Datos medios anuales

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 2023 las superaciones del valor de referencia de 38.5 ups han estado entre el 5.9 % y el 17.85 %. La estación con un promedio de salinidad más elevado ha sido la denominada Urbanova con un valor promedio anual de 37,94 ups.

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

Estación	Media	Máximo	% > 38,3	% > 38,5	% > 40
Puerto	37,76	38,40	15,56	10,70	0,00
Desaladora	37,67	38,70	22,28	16,66	0,00
Desaladora Sur	37,58	38,56	16,96	5,92	0,00
Urbanova Norte	37,92	38,59	23,49	17,79	0,00
Urbanova	37,94	38,47	32,62	17,85	0,00
	Media	Máximo	% > 49 ups		
Vertido	35,66	50,43	6,68		

La tabla 11 indica los valores promedio de temperaturas, donde podemos destacar la máxima temperatura obtenida en el vertido, con un 23.99 °C.

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

Estación	Media	Máximo	Mínimo
Puerto	18,88	20,79	16,53
Desaladora	18,25	20,20	16,05
Desaladora Sur	19,61	21,31	17,55
Urbanova Norte	20,18	22,14	17,65
Urbanova	19,23	20,82	17,38
Vertido	20,74	23,99	17,79

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.

Este año se observa una mayor extensión de la pluma de salinidad en invierno, coincidiendo con las mayores superaciones de los valores de referencia en las estaciones fijas.

3.3. Evaluación del estado de la pradera de *Posidonia oceanica* en base a los nuevos descriptores en el año 2023

En el presente informe, al igual que en el del año previo, 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.

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 tipo de presión antrópica está afectando a la pradera de *Posidonia 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 se incluyen resultados de aquellos descriptores 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.

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 otros estudios (Sandoval-Gil et al., 2012, Marín-Guirao et al., 2017; Mancuso et al., 2023), sin embargo, sí se ha detectado un aumento de prolina ya que este aminoácido posee una importante función osmoreguladora y “osmoprotectora” en fanerógamas marinas (Brock, 1981; Tyerman, 1989; Touchette, 2007).

En el presente estudio únicamente se han detectado diferencias significativas en la concentración de prolina y alanina (Figura 7, Tabla 12).

Según los análisis realizados, la concentración de prolina fue significativamente superior en la localidad de la Desaladora a 17 m de profundidad. Lo que podría indicar que las plantas de esta localidad se hayan visto expuestas a un aumento de salinidad. Sin embargo, en esta misma localidad, pero a 20 m de profundidad, la concentración de este aminoácido fue significativamente menor que en resto de localidades.

Este año no se ha podido estimar la concentración de GABA en las plantas, ya que mostraba valores por debajo del límite de detección en todas las localidades ($< 0.03 \text{ mg g}^{-1} \text{ PS}$).

La concentración de alanina también muestra diferencias significativas al tener en cuenta la interacción con la profundidad, siendo superior en la localidad del Puerto a 20 m. En cuanto a la concentración del resto de aminoácidos, en el presente muestreo no se ha detectado que varíen de forma significativa (Tabla 12).

Tabla 12. 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 ($\text{mg g}^{-1} \text{ PS}$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Valina ($\text{mg g}^{-1} \text{ PS}$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Treonina ($\text{mg g}^{-1} \text{ PS}$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Triptófano ($\text{mg g}^{-1} \text{ PS}$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Serina ($\text{mg g}^{-1} \text{ PS}$)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Alanina ($\text{mg g}^{-1} \text{ PS}$)	n.s.	$P > D \approx U$	n.s.	$P_{17} \approx D_{17} \approx U_{17}$ $P_{20} > D_{20} \approx U_{20}$
Prolina ($\text{mg g}^{-1} \text{ PS}$)	$D \approx U \approx U_s; D > P_o \approx P$	n.s.	$17 \text{ m} > 20 \text{ m}$	$D_{17} > P_{17} \approx U_{17}$ $P_{20} \approx U_{20} > D_{20}$

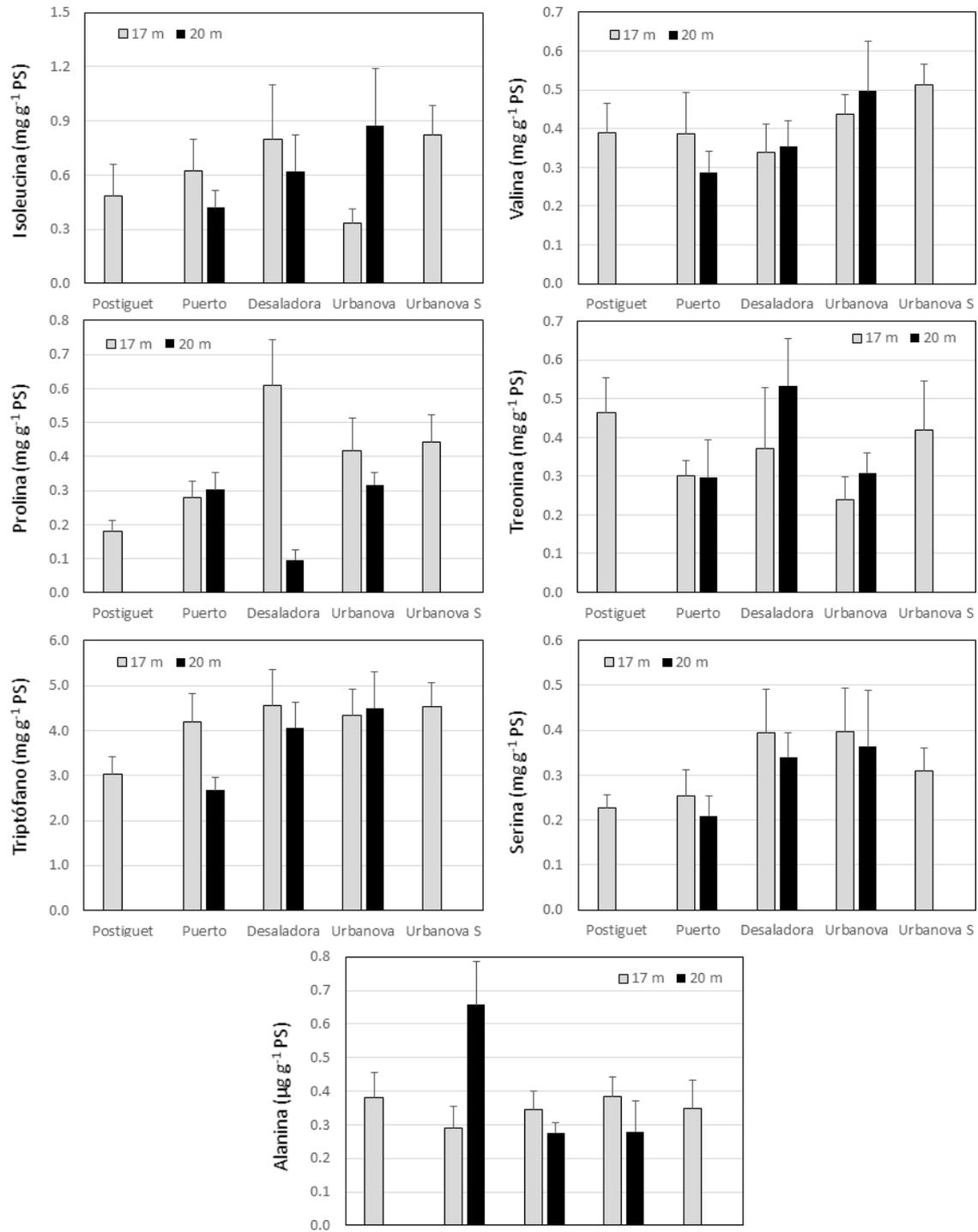


Figura 7. Representación de los valores medios de la concentración de aminoácidos relacionados con el aumento de la salinidad en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 3).

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 y el 2022 (Tabla 13, Figura 8).

También se observa una mayor concentración de arginina en las localidades de la Desaladora y Urbanova S frente a la localidad del 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 13. 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.	n.s.
Glutámico + Asparagina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Glutamina (mg g ⁻¹ PS)	D > Po ≈ P ≈ U ≈ A	D > U > P	17 m > 20 m	D ₁₇ > U ₁₇ ≈ P ₁₇ U ₂₀ > D ₂₀ ≈ P ₂₀
Glicina (mg g ⁻¹ PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Arginina (mg g ⁻¹ PS)	Us ≈ D > Po; Us > U ≈ P	P < D ≈ U	n.s.	P ₁₇ ≈ D ₁₇ ≈ U ₁₇ P ₂₀ < U ₂₀

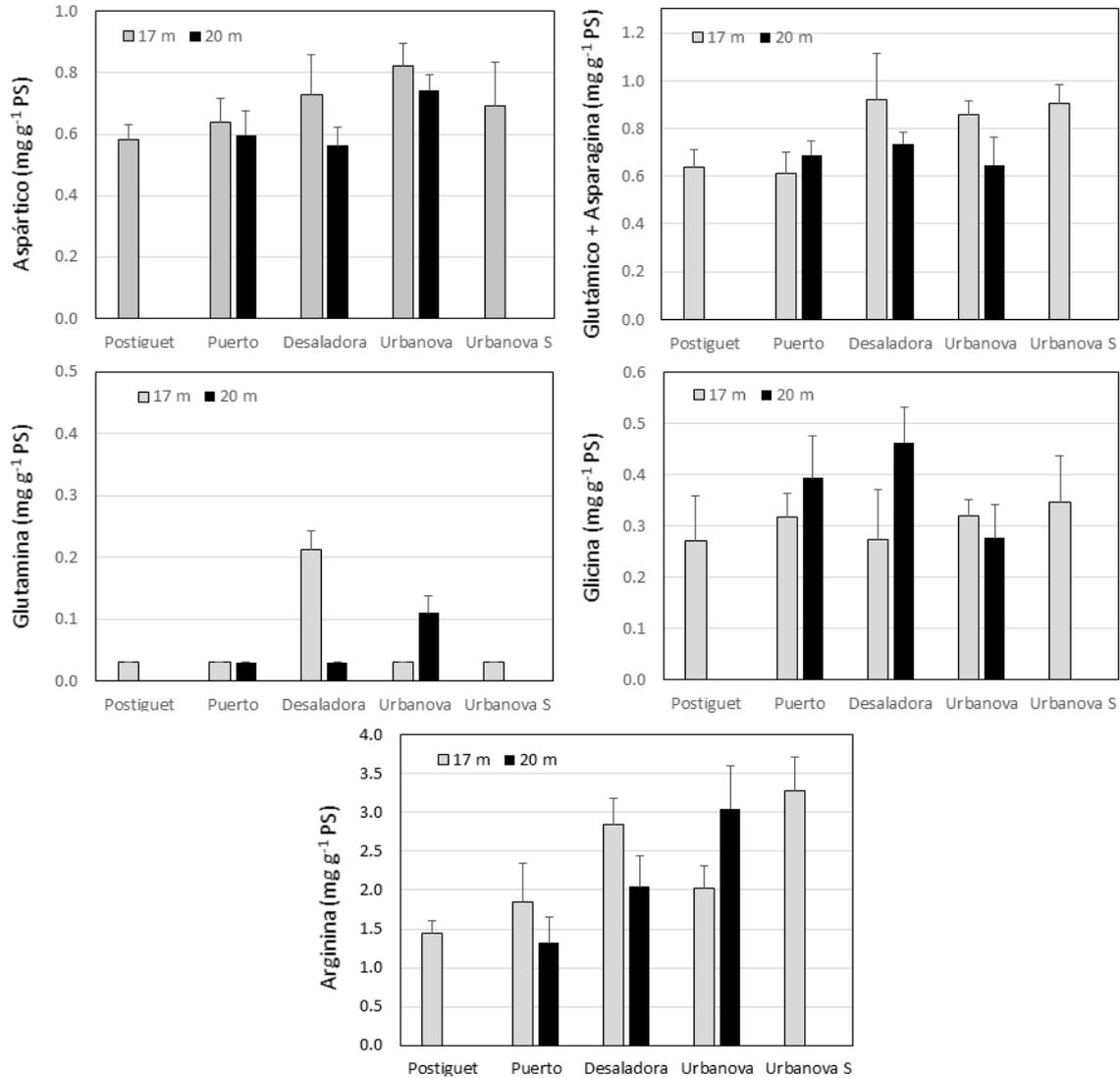


Figura 8. Representación de los valores medios de la concentración de aminoácidos relacionados con los aportes de nutrientes en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 3).

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 sí se han detectado diferencias significativas en la concentración de nitrógeno en los rizomas

(Figura 9, Tabla 14), detectándose una mayor concentración de este elemento en las localidades del Puerto y Urbanova, a 17 y 20 m de profundidad, respectivamente.

Por otro lado, también se detecta una mayor concentración significativa de $\delta^{15}\text{N}$ en la localidad de Urbanova Sur. Una tendencia similar ya se detectó en el año 2022, cuando se observó un mayor enriquecimiento en $\delta^{15}\text{N}$ en los haces de la pradera próxima a Urbanova. Además, la localidad control de Postiguet muestra menores concentraciones de este isótopo respecto al resto de localidades.

En cuanto a la concentración de fósforo en rizomas, aunque no haya diferencias significativas, sí se observa cierta tendencia a una mayor concentración de este elemento en los rizomas de la localidad de la Desaladora a 20 m de profundidad (Figura 9).

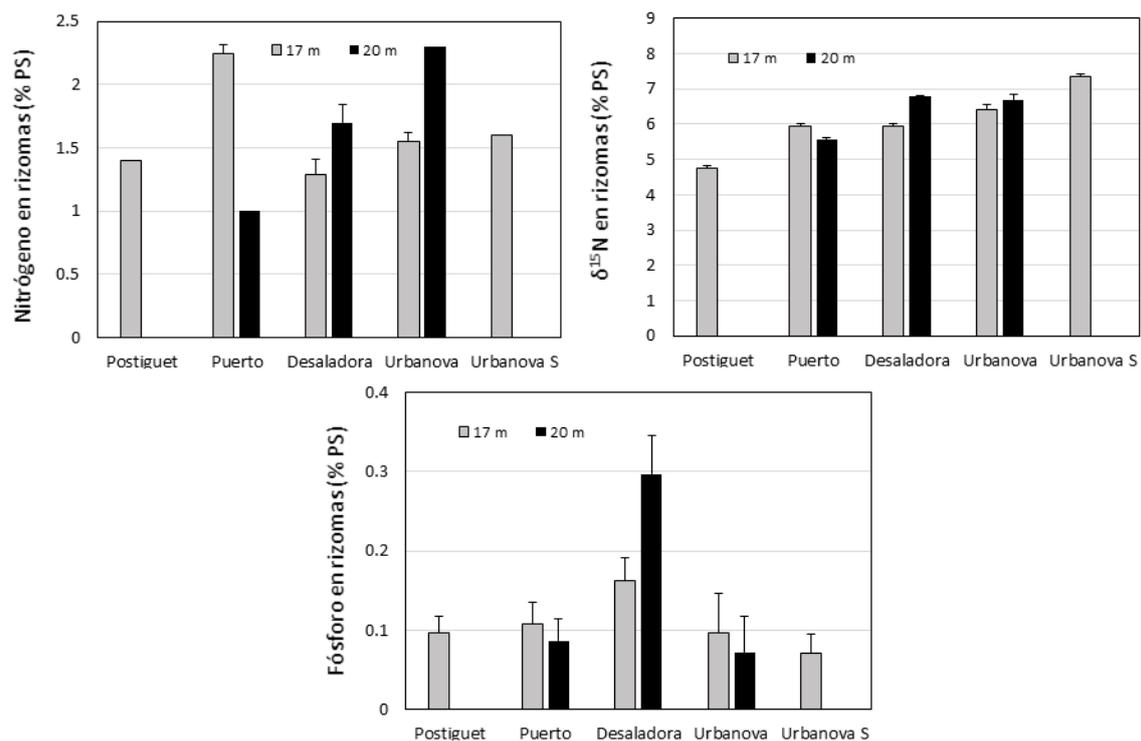


Figura 9. Representación de los valores medios de la concentración de N, P y de la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ en los rizomas de las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 3).

Tabla 14. Sumario de los resultados de los ANOVAs y test SNK para la concentración de nitrógeno, fósforo 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)	$P > P_o \approx D \approx U \approx U_s$	$P \approx D < U$	n.s.	$P_{17} > U_{17} > D_{17}$ $P_{20} < D_{20} < U_{20}$
Fósforo en rizomas (% PS)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
$\delta^{15}\text{N}$ en rizomas (% PS)	$U_s > U > D \approx P > P_o$	$P < D < U$	17 m < 20 m	$P_{17} \approx D_{17} < U_{17}$ $P_{20} < D_{20} \approx U_{20}$

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 10, Tabla 15).

También se ha detectado una menor concentración de almidón en la localidad de la desaladora a 17 m de profundidad y un mayor porcentaje de carbono en los rizomas de esta misma localidad. Mientras que la traza isotópica $\delta^{13}\text{C}$ es significativamente más negativa en el Puerto y la Desaladora a 17 m de profundidad. Algunos de estos resultados coinciden con los observados en los años 2008 y 2022, en los que también se detectaron menores concentraciones de sacarosa en Desaladora.

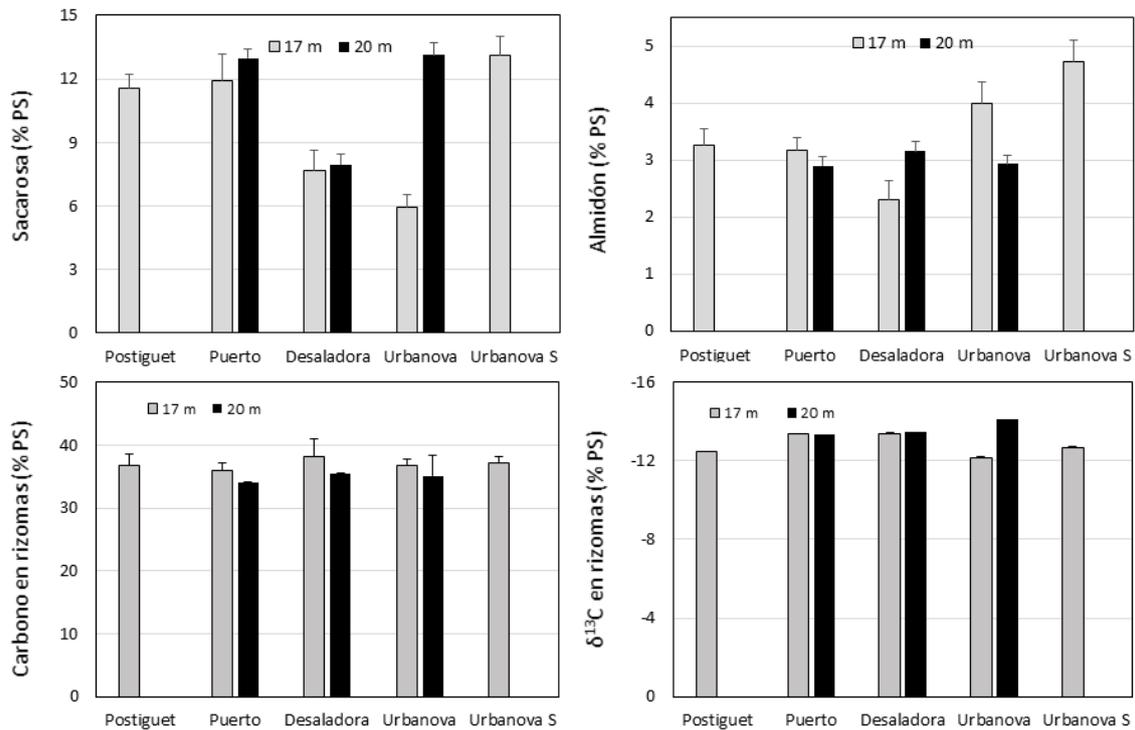


Figura 10. Valores medios de la concentración de sacarosa, almidón, carbono y traza isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ en los rizomas de las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n=3).

Tabla 15. 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)	$U \approx D < U_s \approx P_o \approx P$	$P > U > D$	$17 \text{ m} < 20 \text{ m}$	$P_{17} > D_{17} \approx U_{17}$ $P_{20} \approx U_{20} > D_{20}$
Almidón (% PS)	$D < P \approx P_o < U \approx U_s$	$U > D$	n.s.	$U_{17} > P_{17} > D_{17}$ $P_{20} \approx D_{20} \approx U_{20}$
Carbono en rizomas (% PS)	$D > U \approx U_s \approx P_o > P$	$P < D \approx U$	$17 \text{ m} > 20 \text{ m}$	$D_{17} > U_{17} > P_{17}$ $P_{20} < D_{20} \approx U_{20}$
$\delta^{13}\text{C}$ en rizomas (% PS)	$U > P_o > U_s > P \approx D$	$P \approx D < U$	$17 \text{ m} > 20 \text{ m}$	$P_{17} \approx D_{17} < U_{17}$ $P_{20} \approx D_{20} > U_{20}$

Descriptores relacionados con contaminación metálica

Aunque no se han podido analizar estadísticamente los datos de metales pesados, debido a la falta de replicación, en la figura 11 se pueden volver a observar ciertos patrones. La concentración de aluminio, cromo, hierro, plomo y arsénico en las hojas de *Posidonia oceanica* muestra valores mayores en la localidad de Urbanova S a 17 m de profundidad. También se observan valores más elevados en las hojas de *Posidonia oceanica* de manganeso en el Puerto a 20 m y de cobre y cadmio en Desaladora a 20 m. Sin embargo, en este muestreo no observamos ninguna tendencia en las concentraciones de metales pesados de las hojas de *P. oceanica* de la pradera de la Desaladora a 17 m de profundidad.

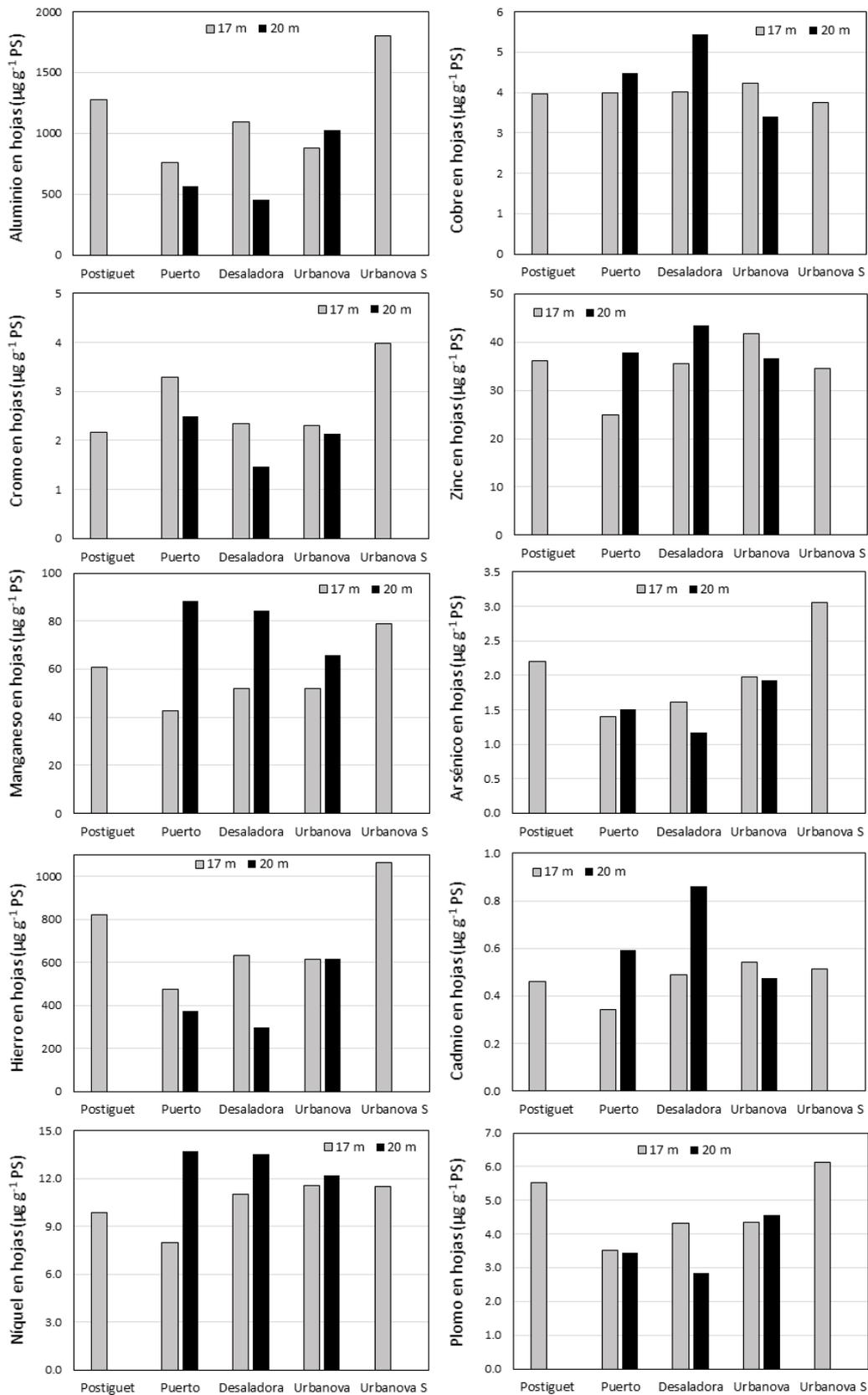


Figura 11. Valores medios de la concentración de metales en las hojas de *Posidonia oceanica* en las 8 localidades de estudio.

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 interacción entre los factores localidad y profundidad para la anchura foliar media y el porcentaje de manchas de necrosis por haz, así como para la longitud foliar media entre las dos profundidades estudiadas (Figura 12, Tabla 16).

Como se puede observar la longitud foliar media muestra 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 de la Desaladora y el Puerto a 17 m de profundidad, presentan anchuras foliares significativamente mayores y menor porcentaje de manchas de necrosis en sus hojas.

Tabla 16. Síntesis de los resultados de los ANOVAs y test SNK, 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.	n.s.	n.s.	$P_{17} \approx D_{17} > U_{17}$ $P_{20} \approx U_{20} > D_{20}$
Longitud máx. peciolo (cm)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Sup. foliar (cm ² haz ⁻¹)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Número de hojas por haz	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Necrosis (hojas haz ⁻¹)	U > P	n.s.	n.s.	$P_{17} \approx D_{17} < U_{17}$ $P_{20} \approx D_{20} \approx U_{20}$

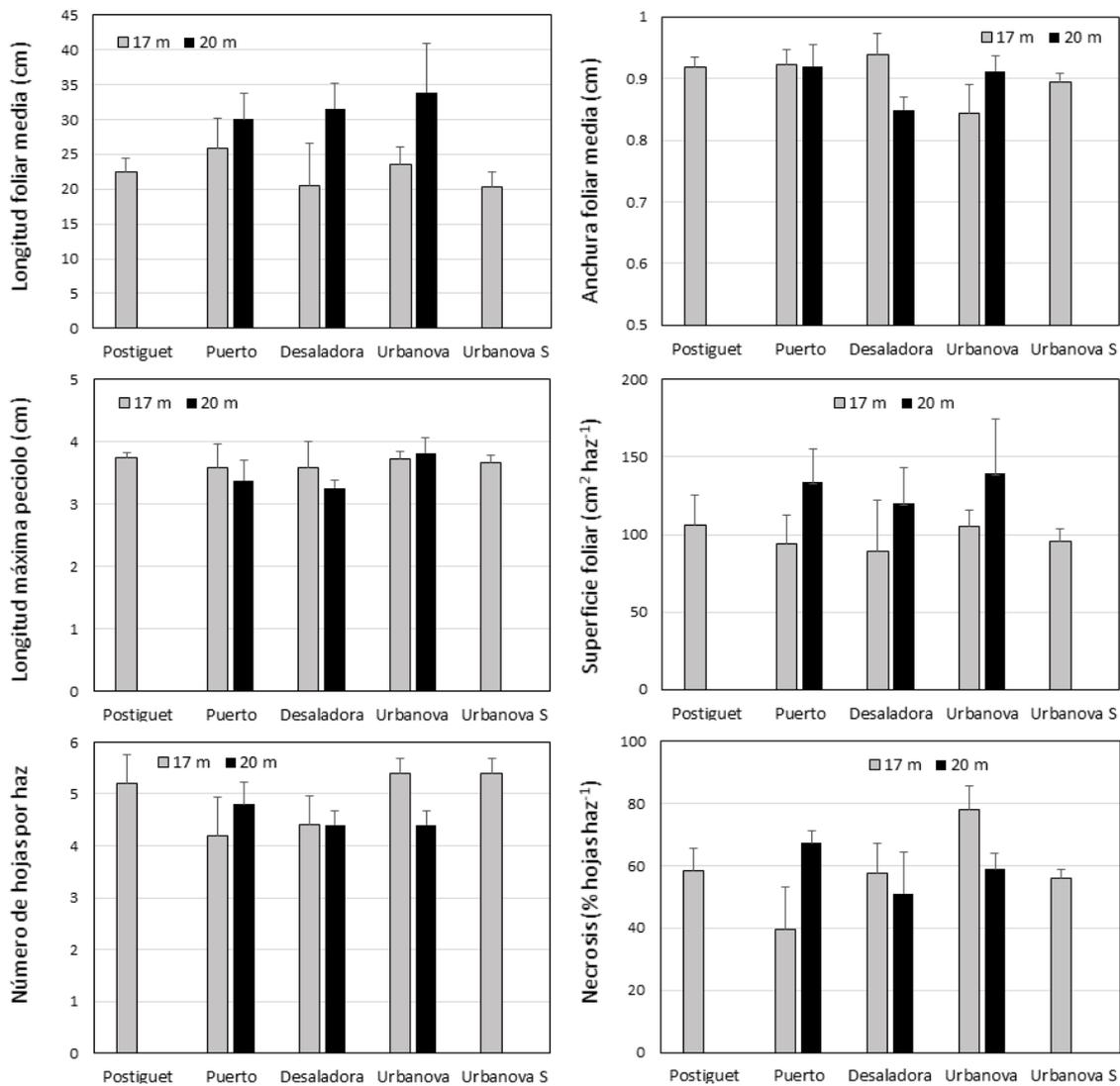


Figura 12. Representación de los valores medios de la morfología de los haces de *Posidonia oceanica* en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 5).

Al analizar los descriptores obtenidos mediante lepidocronología, este año sí se detectan diferencias significativas en el crecimiento del rizoma y en la producción de hojas entre las distintas estaciones en los dos últimos años (Figura 13, Tabla 17). En el periodo estudiado la localidad del Puerto a 17 m de profundidad, produjo un menor número de hojas por haz que el resto de localidades. El crecimiento del rizoma también fue significativamente menor en los haces de esta localidad, así como en la localidad del Postiguet.

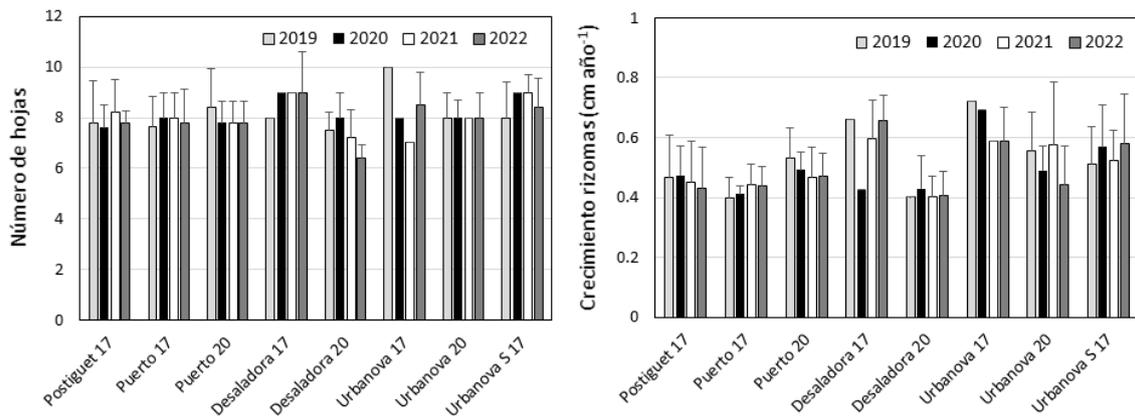


Figura 13. Representación de los valores medios del número de hojas y crecimiento del rizoma estimados por lepidocronología en los haces de *Posidonia* en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico (n = 6).

Tabla 17. 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	n.s.	D < P ≈ U	17 m > 20 m	P ₁₇ < D ₁₇ ≈ U ₁₇ P ₂₀ ≈ U ₂₀ > D ₂₀
Crecimiento rizoma (cm año ⁻¹)	P ₀ ≈ P < D ≈ U ≈ U _s	n.s.	17 m > 20 m	P ₁₇ < D ₁₇ ≈ U ₁₇ P ₂₀ ≈ U ₂₀ ≈ D ₂₀

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 mayor en la localidad de Urbanova S a 17 m (Tabla 18, Figura 14). Los datos de cobertura e IC también fueron significativamente menores en esta localidad, junto a Urbanova y Desaladora a 17 m, lo opuesto a lo observado para el porcentaje de mata muerta. Mientras que el porcentaje de haces plagiotropos y el descalzamiento de los haces mostraron valores significativamente mayores en la localidad de Postiguet.

En general, estos datos confirman la degradación ya detectada en las praderas de la zona de estudio, y en especial en las situadas a menor profundidad, que presentan mayor porcentaje de mata muerta y menor cobertura de *Posidonia*. 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 18. 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)	P _o ≈ P ≈ D ≈ U < U _s	n.s.	17 m > 20 m	n.s.
Plagiotropos (% haces)	P _o > P ≈ D ≈ U ≈ U _s	P > D ≈ U	17 m < 20 m	n.s.
Cobertura (%)	P _o ≈ P > D ≈ U ≈ U _s	n.s.	17 m < 20 m	n.s.
Mata muerta (%)	P _o ≈ P < D ≈ U ≈ U _s	n.s.	17 m > 20 m	n.s.
Índice de conservación	P _o ≈ P > D ≈ U ≈ U _s	P > D ≈ U	17 m < 20 m	n.s.
Descalzamiento (cm)	P _o > P ≈ D ≈ U ≈ U _s	P < D ≈ U	17 m < 20 m	P ₁₇ ≈ D ₁₇ ≈ U ₁₇ P ₂₀ < D ₂₀ ≈ U ₂₀

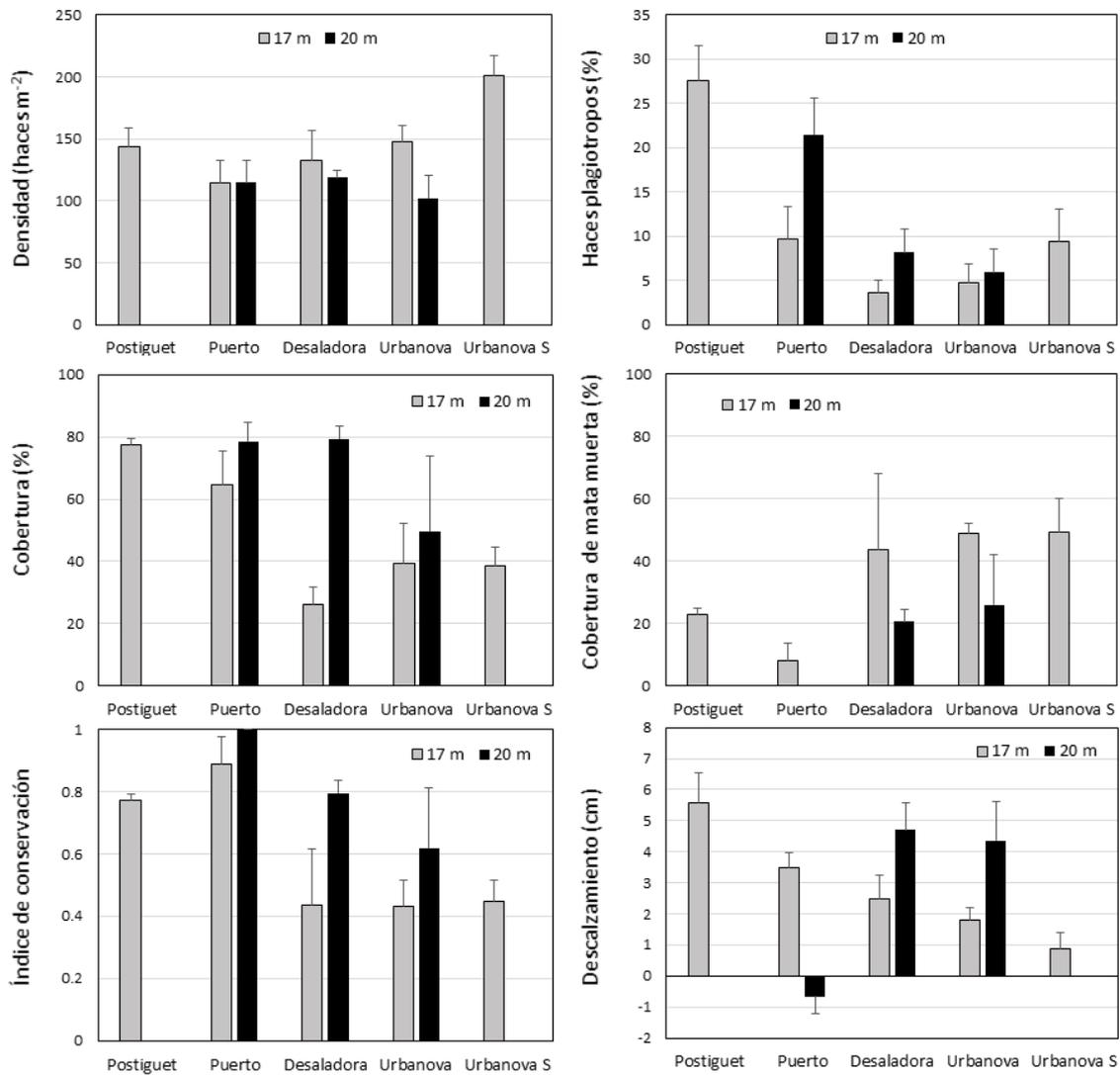


Figura 14. Valores medios de los descriptores estructurales de la pradera en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico.

Descriptores de la comunidad

En este muestreo no se detectan diferencias significativas en la presión de herbívoros ni en la biomasa de epífitos foliares en los haces de *Posidonia* de las distintas localidades estudiadas (Figura 15, Tabla 19).

En cuanto a la densidad de equinodermos, en el presente muestreo no se han observado individuos de este taxón en las localidades de Desaladora, Urbanova y Urbanova S. Además, se detecta que, donde aparecen, las densidades son más reducidas a las

detectadas en el año 2003. En cualquier caso, destacamos que en muestreos más recientes realizados en las mismas praderas (para realizar el cambio de CTs) sí se han observado equinodermos en todas las localidades de estudio.

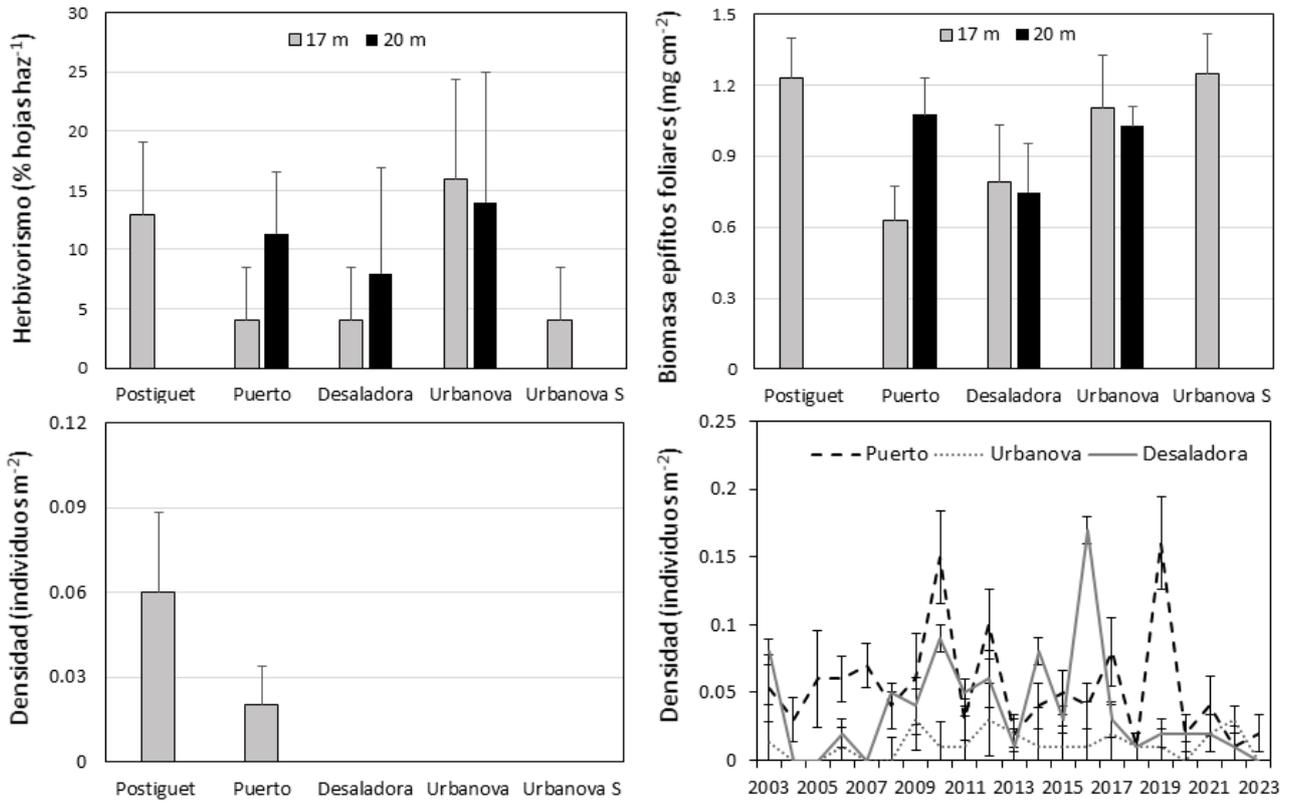


Figura 15. Valores medios de los descriptores asociados a la comunidad de la pradera de *Posidonia* en las 8 localidades de estudio. Las barras representan el error típico.

Tabla 19. 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.	n.s.	n.s.
Equinodermos (individuos m^{-2})	Po > P ≈ D ≈ U ≈ Us	P ≈ D > U	2003 > 2023	2003: P ≈ D > U 2023: P ≈ D ≈ U

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 cierta segregación de las localidades Urbanova S, Urbanova y Desaladora 17 m, que se sitúan en el extremo negativo del componente 2, frente al resto de las localidades que quedan en la zona opuesta de este eje (Figura 16). En cualquier caso, la variabilidad explicada por ambos componentes es del 50.6 %.

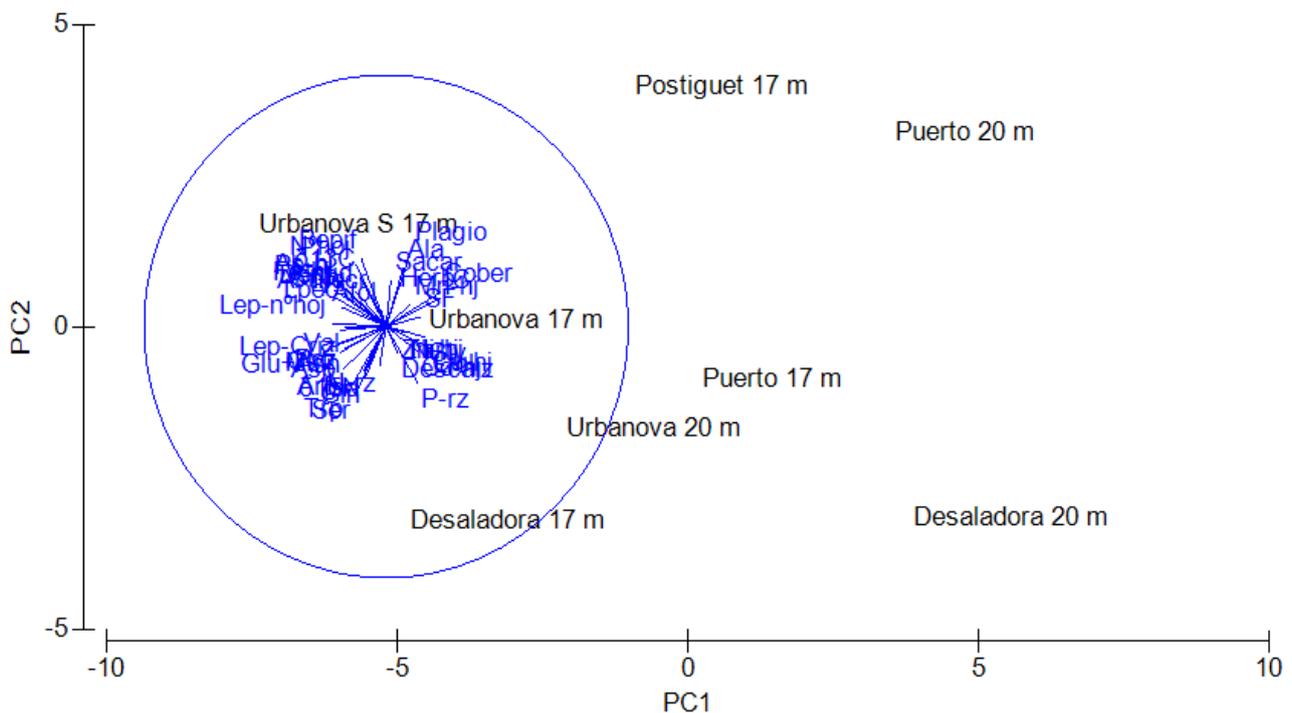


Figura 16. Análisis de los componentes principales realizado a todos los descriptores analizados en el presente trabajo en las 8 localidades de estudio.

Como en este primer análisis se puede observar que la información aportada por algunos de los descriptores es redundante, se repite el ACP con aquellos descriptores seleccionados en el informe realizado por URS en el 2008.

En este segundo análisis se sigue observando cierta segregación de las localidades anteriormente comentada (Figura 17), aunque no es tan destacada como la que se detectó el año anterior. Además, en este ACP la variabilidad explicada por ambos componentes sólo sube hasta el 52.7 %.

En la representación de dicho análisis se puede observar como algunos de los descriptores correlacionados positivamente con el componente 1 son indicadores de buen estado de las praderas de *Posidonia oceanica* (cobertura, descalcamiento, superficie foliar).

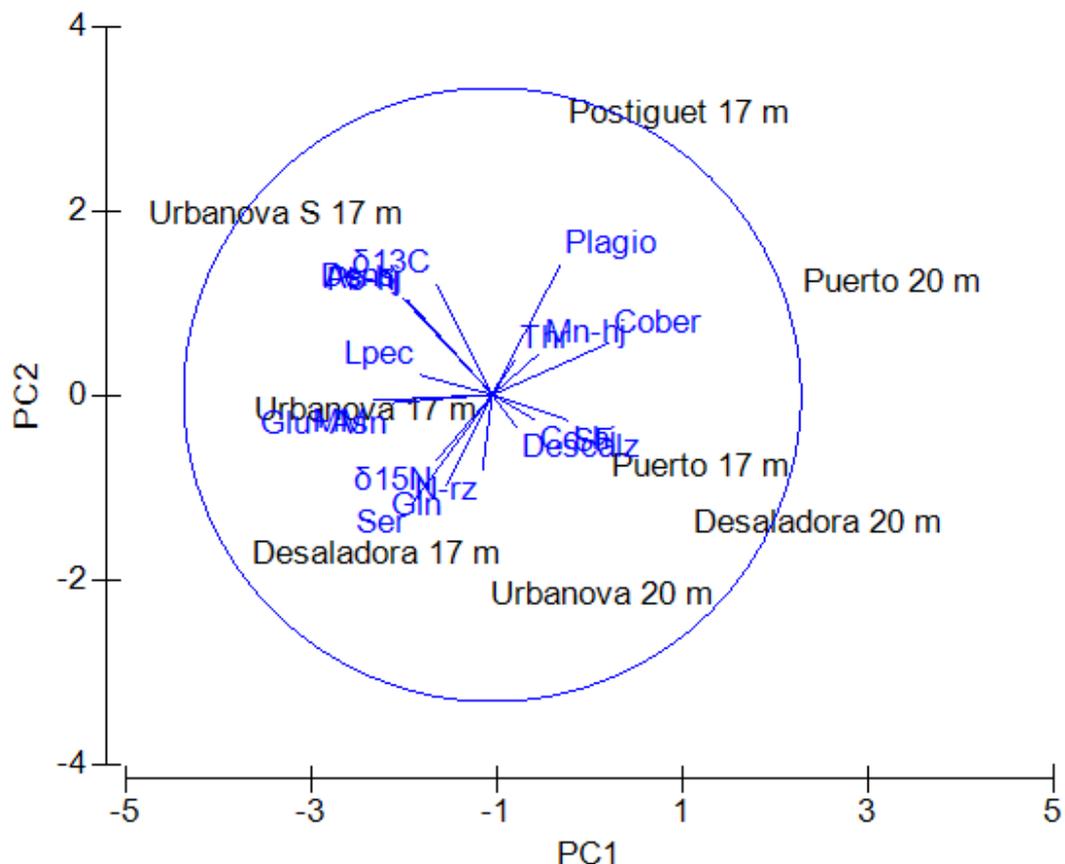


Figura 17. Análisis de los componentes principales realizado con los descriptores seleccionados en las 8 localidades de estudio.

En esta campaña de verano de 2023, al aplicar los nuevos descriptores para evaluar el estado de las praderas de *Posidonia oceanica* en la zona de estudio, se sigue detectando una regresión generalizada en el límite superior de las mismas. Esta regresión es evidente al analizar los datos estructurales de las praderas, pero también se detecta en los descriptores morfológicos de los haces, que presentan una menor longitud foliar a los 17 m de profundidad, así como en algunos descriptores fisiológicos y bioquímicos, como la concentración de sacarosa o la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$, que presentan menores valores a esa profundidad.

Esta regresión indicada 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, exceptuando la prolina. Este aminoácido puede ser indicador de cambios de salinidad y en el presente muestreo se ha detectado una mayor concentración del mismo en la localidad de la Desaladora a 17 m de profundidad, por lo que sería necesario ver su evolución temporal en próximos muestreos para comprobar si se mantiene esta tendencia.

Por otra parte, en este muestreo, no se han observado equinodermos en las estaciones más próximas al vertido: Desaladora, Urbanova y Urbanova S. Lo que podría indicar cierta afección del aumento de salinidad sobre las poblaciones de estos organismos, muy sensibles ante los cambios de salinidad. En cualquier caso, en muestreos más recientes en estas zonas (asociados a otros estudios en la zona) sí que se ha observado la presencia de estos organismos.

3.4. Sedimentos e infauna de fondos blandos

3.4.1. Campaña de invierno.

i. Sedimentos - 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 20).

Tabla 20. Porcentajes de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en el invierno del 2023.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Grava	0,0	6,8	5,6	2,6	5,2	5,2	0,4	4,6	10,4
Arena Gruesa	0,4	11,6	17,8	28,8	12,2	16,2	0,0	6,8	19,2
Arena Media	3,4	8,2	10,8	55,0	7,8	14,6	0,4	6,8	10,8
Arena Fina	90,6	34,8	34,6	10,0	37,0	13,8	91,2	50,8	41,8
Fango	5,6	38,6	31,2	3,6	37,8	50,2	8,0	31,0	17,8

En esta campaña de invierno 2023, las fracciones más pequeñas como son lutitas y arenas finas son las fracciones más representativas de las estaciones A1, A2, A3, B2, B3, C1, C2 y C3. Los valores de representación para ambas fracciones en las estaciones donde dominan oscilan entre el 34,6 y el 90,6 % para la fracción de arenas finas y entre 31,2 y el 50,2 % para las lutitas.

La estación que presenta una composición diferente al resto de muestras analizadas es la denominada como B1, donde es la fracción gruesa, compuesta por gravas y arenas gruesas, la que domina la composición granulométrica. En este caso las gravas poseen un valor de representación del 28,8 % mientras que las arenas gruesas, la fracción dominante, poseen un 55,0 %.

En la figura 18 podemos ver la composición granulométrica para esta campaña de invierno 2023.

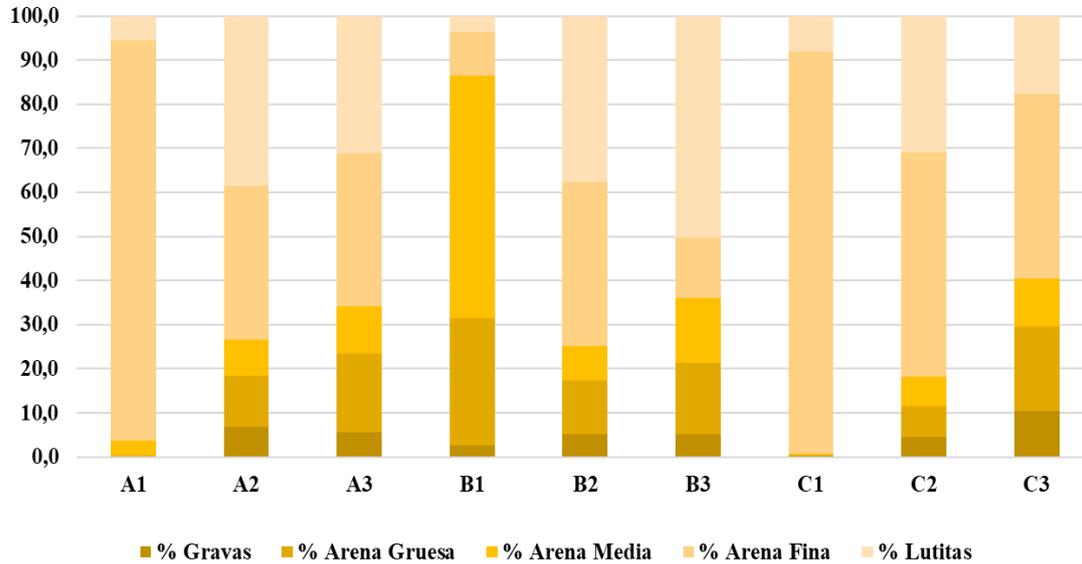


Figura 18: Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en invierno de 2023.

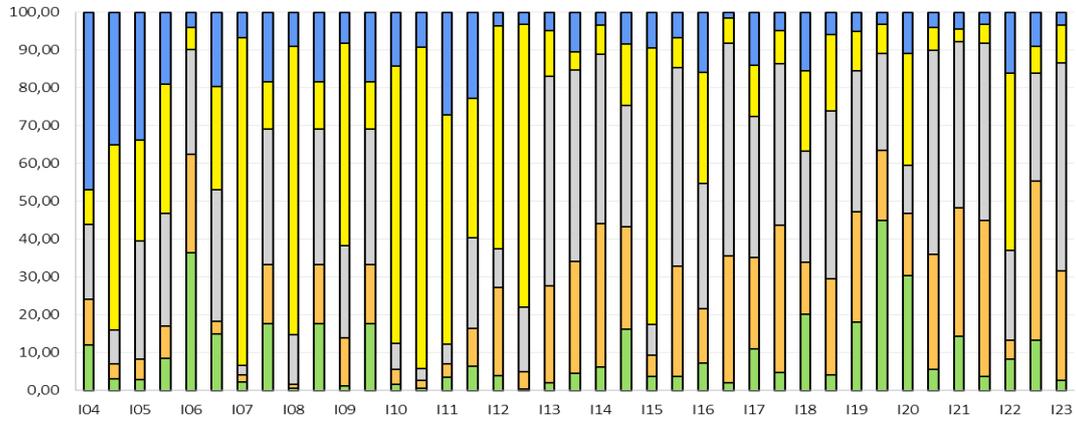
Al comparar los valores obtenidos en esta última campaña, con los de campañas anteriores (invierno 22 y verano 22), se observa como la granulometría se mantiene estable en la mayoría de las estaciones, detectándose ligeras variaciones en alguna estación, pero sin representar cambios relevantes.

A continuación, en las figuras 19, 20 y 21, se muestran la representación gráfica de las diferentes fracciones (valores en %) en una escala temporal que representa desde el invierno de 2004 al invierno de 2023.

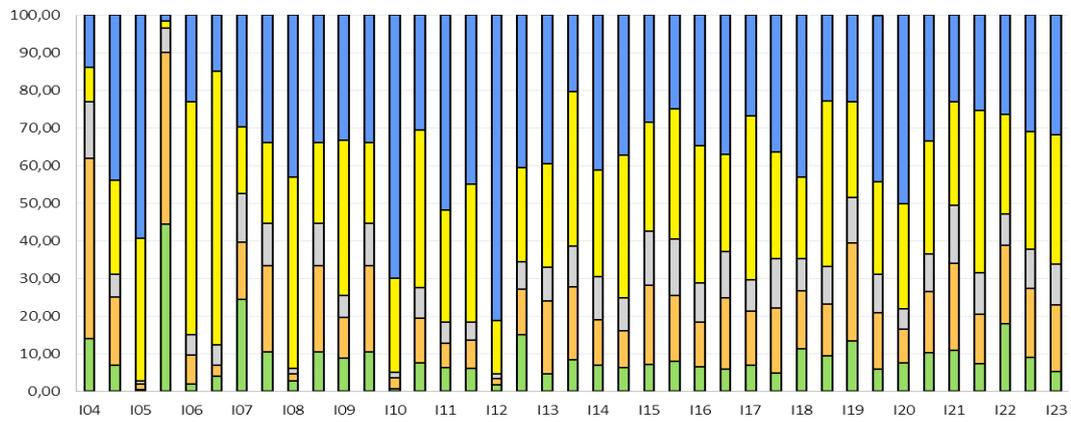


Figura 19: Porcentajes de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo del transecto A en las campañas realizadas desde el 2004 hasta el 2023.

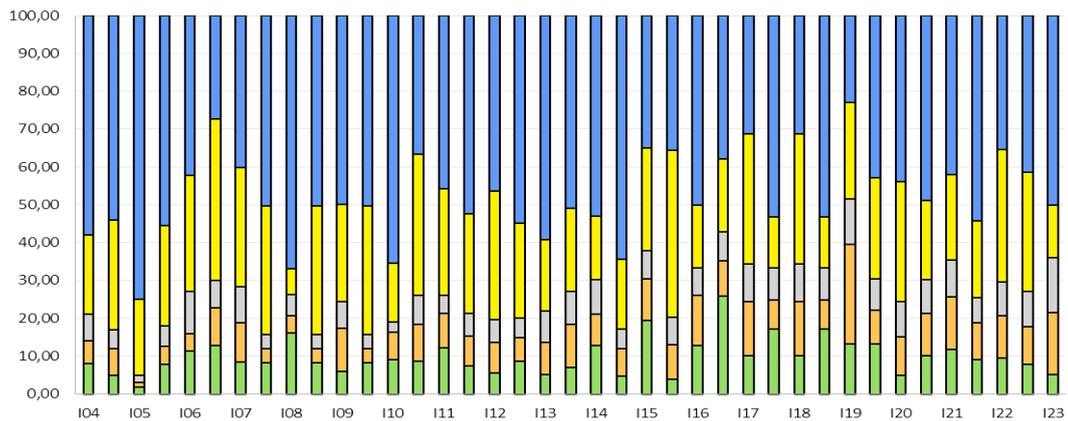
B1



B2



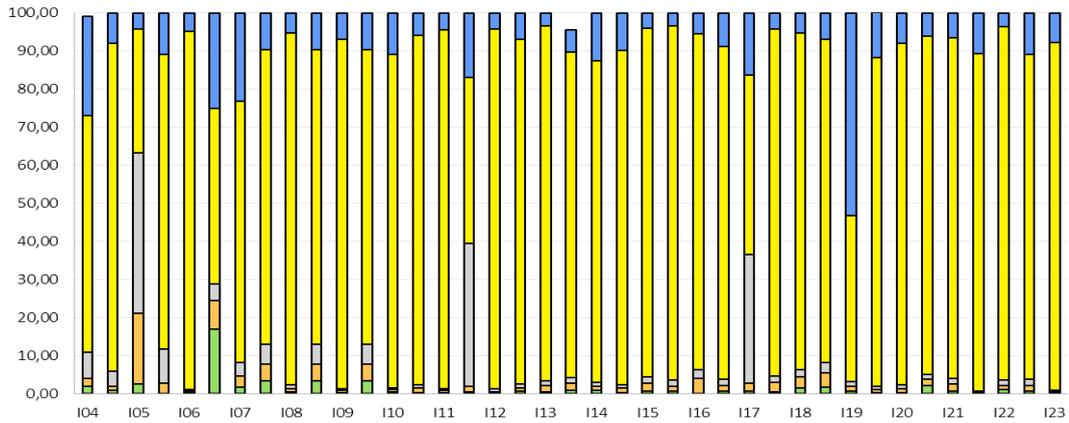
B3



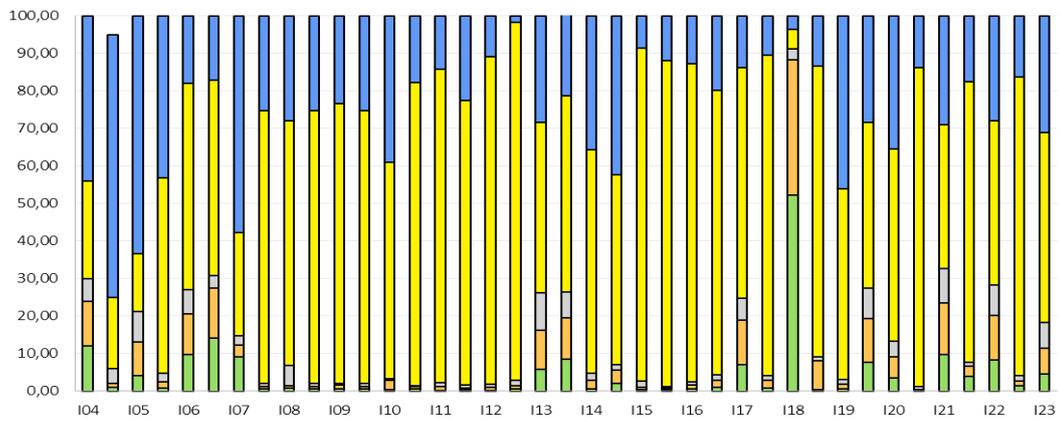
■ Gravas(%)
 ■ A.gruesa(%)
 ■ A.media(%)
 ■ A.fina(%)
 ■ Fino(%)

Figura 20: Porcentajes de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo del transecto B en las campañas realizadas desde el 2004 hasta el 2023.

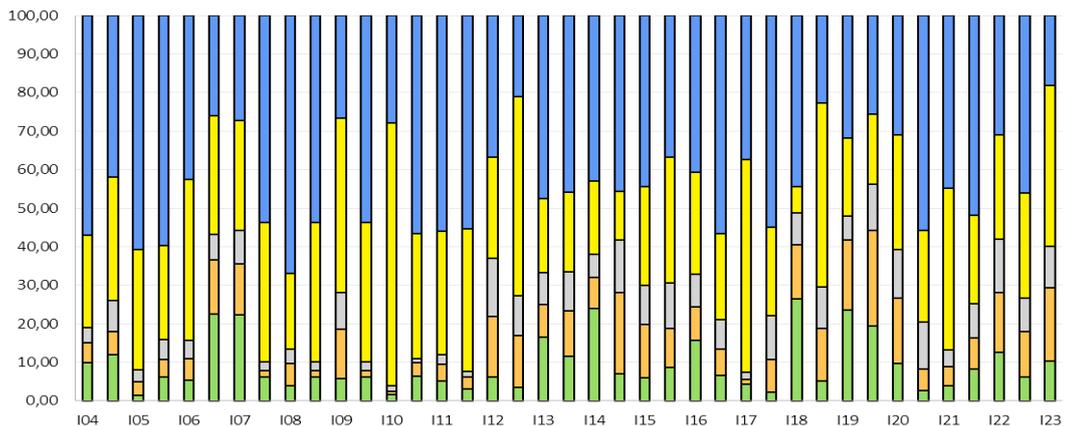
C1



C2



C3



■ Gravas(%)
 ■ A.gruesa(%)
 ■ A.media(%)
 ■ A.fina(%)
 ■ Fino(%)

Figura 21: Porcentajes de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo del transecto C en las campañas realizadas desde el 2004 hasta el 2023.

La caracterización granulométrica queda reflejada en los diagramas triangulares correspondientes a las figuras 22, 23 y 24.

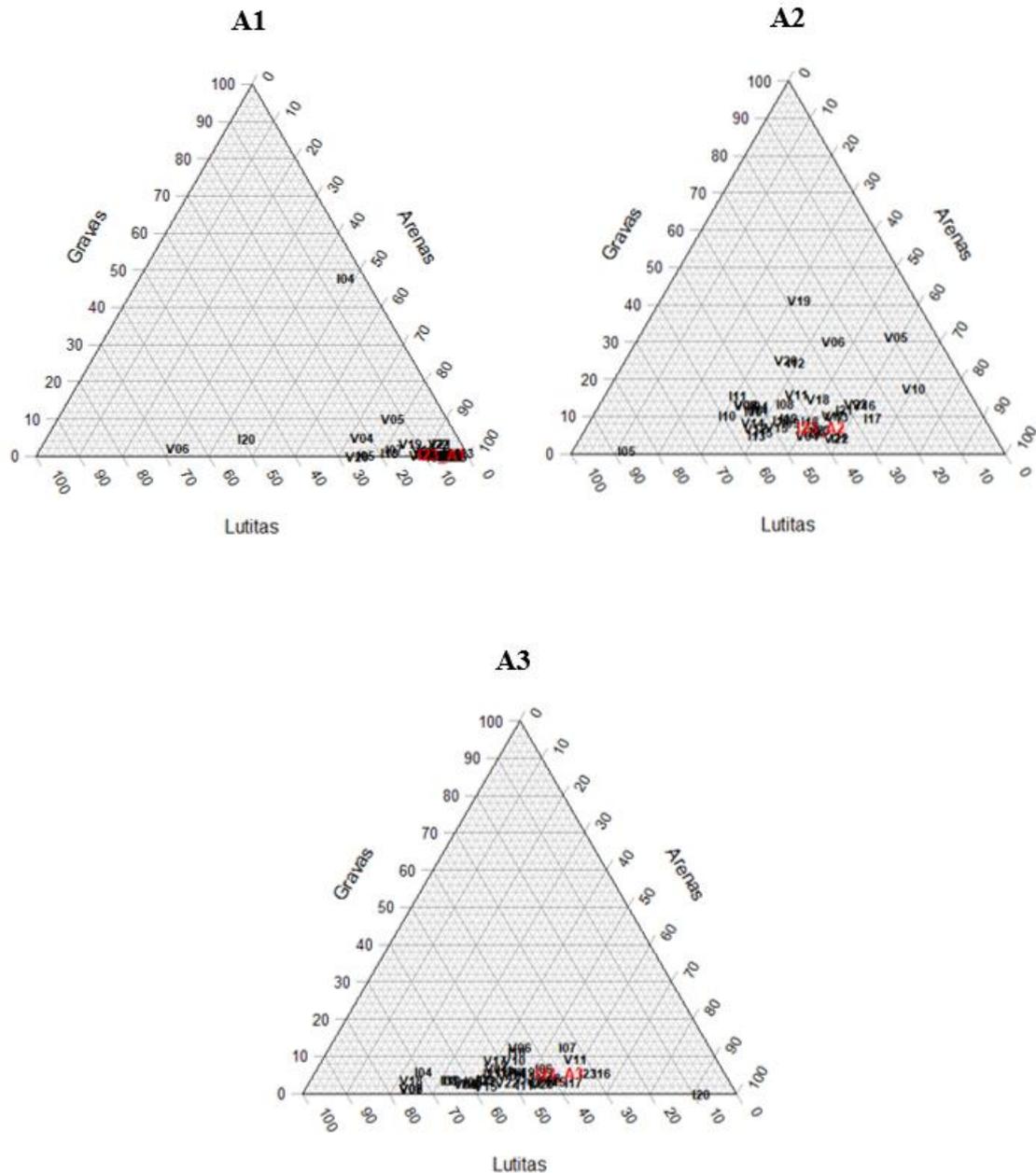


Figura 22: Diagramas triangulares de granulometría de las estaciones de muestreo A (A1, A2 y A3) en las campañas realizadas desde el 2004 hasta el 2023 (la última campaña, invierno 2023 en rojo, y en negrita todas las anteriores).

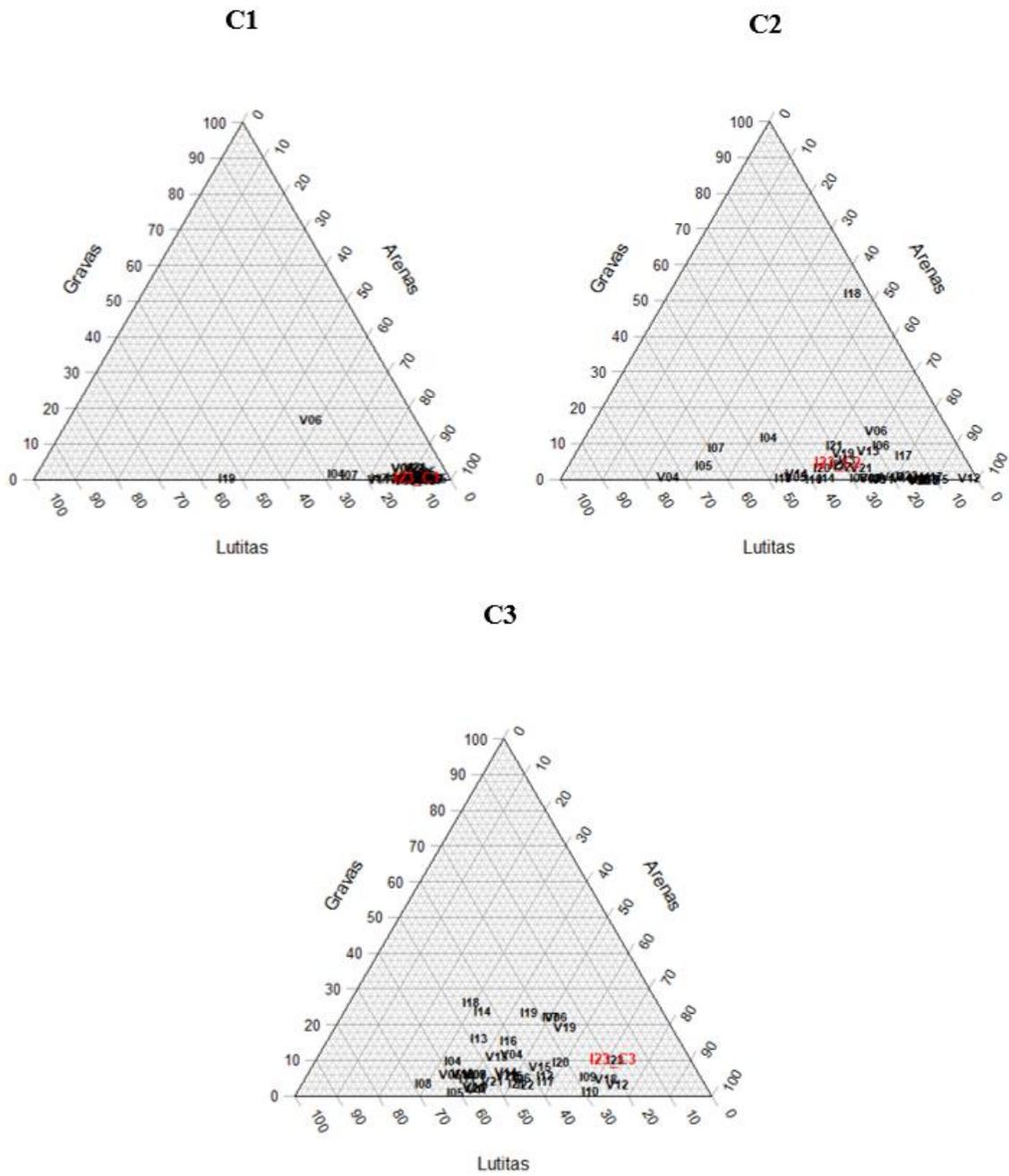


Figura 24: Diagramas triangulares de granulometría de las estaciones de muestreo C en las campañas realizadas desde el 2004 hasta el 2023 (la última campaña, invierno 2023 en rojo, y en negrita todas las anteriores).

En base a los diagramas mostrados en las figuras 22, 23 y 24 podemos clasificar las estaciones de la siguiente manera: A1, B1 y C1 como arenas, y el resto como arenas con fangos.

Porcentaje de materia orgánica, pH y potencial redox.

El potencial redox mostró los valores más negativos en las estaciones A3 y C2 con valores de -248 y -134,8 respectivamente, mientras que el valor más alto corresponde a la estación C1 con 106,6 (tabla 21).

En lo que respecta a los valores de pH, se observar un valor máximo de 9,39 en la estación C2, mientras que las estaciones A2 y A3 son las que presentan valores mínimos con 7,28 y 7,14 respectivamente. El resto de valores obtenidas en las diferentes estaciones se sitúan en el rango de 7,94 y 8,63 (tabla 21, figura 25).

En cuanto al porcentaje de materia orgánica, los valores mínimos los encontramos en las estaciones más costeras, es decir, a menor profundidad (4 metros), con valores que no superan el 3 %. Las estaciones intermedias (10 metros) y profundas (15 metros) mostraron alternancia en los porcentajes obtenidos, con valores que oscilan desde el 5,04 % de la estación C2 hasta el 8 % de la estación A2 (tabla 21, figura 26).

Tabla 21. Valores de potencial redox, pH y porcentaje de materia orgánica de cada una de las estaciones en el invierno de 2023.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
RedOx	9,36	-50,9	-248	39,3	-17,8	-46,6	106,6	-134,8	7
pH	8,02	7,28	7,14	7,94	8,63	8,3	7,98	9,39	8,27
% Mat. Orgánica	1,99	8	5,96	2,67	7,29	5,33	1,96	5,04	7,89

En las figuras 25 y 26 podemos observar la evolución de del pH y la materia orgánica desde el inicio de los trabajos (2004) hasta la campaña de invierno 2023.

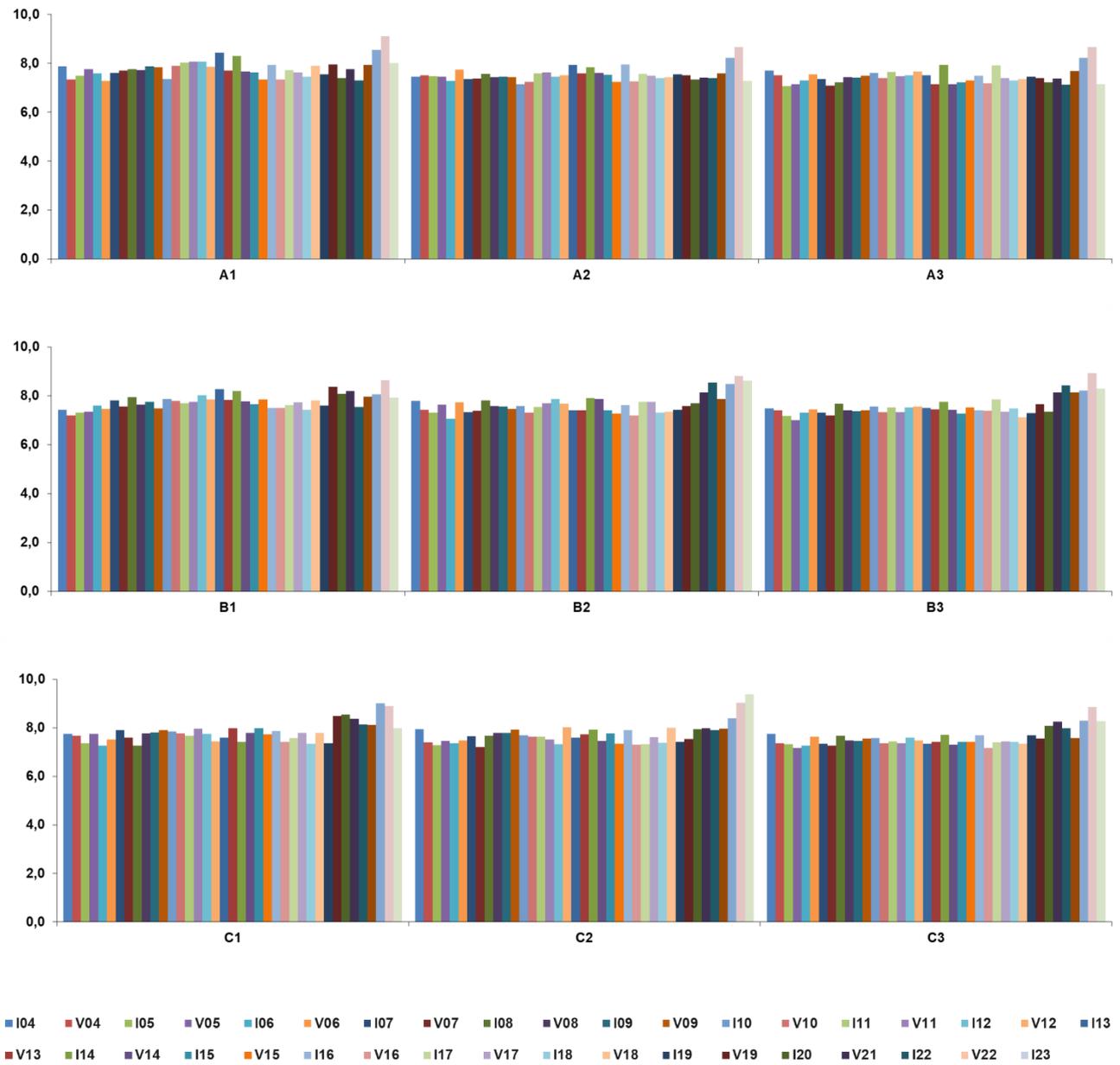


Figura 25: Valores de pH en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas desde el 2004 hasta el invierno de 2023.

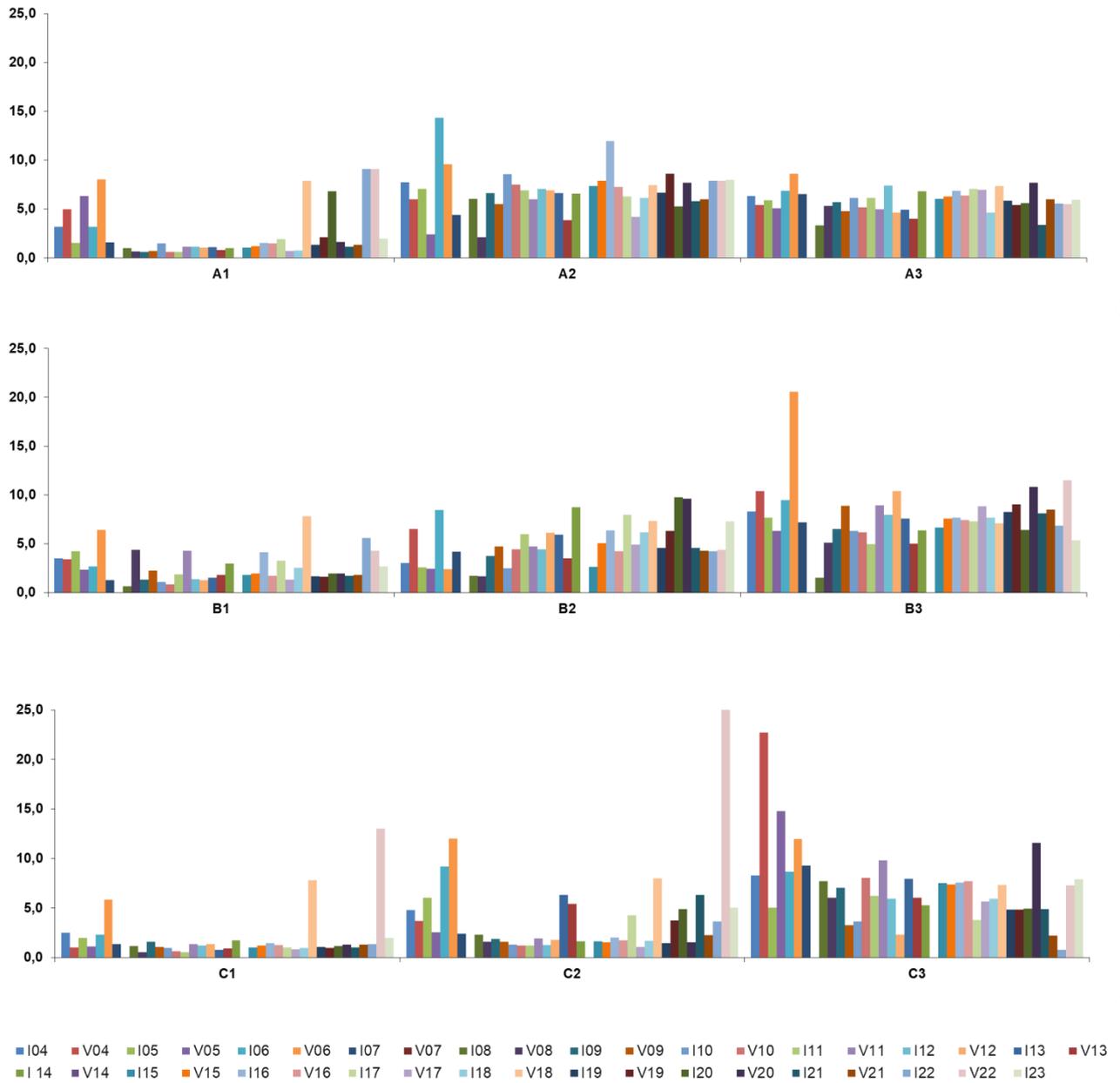


Figura 26: Valores de porcentaje de materia orgánica en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas desde el 2004 hasta el invierno de 2023.

Estructura de la infauna asociada a fondos blandos

En esta campaña de invierno de 2023 se han identificado un total de 3.485 individuos pertenecientes a 22 grupos taxonómicos. La comunidad está dominada por poliquetos (39,54%), seguidos por los bivalvos (32,98 %), anfípodos (9,54 %), nematodos (5,43%) y gasterópodos (5,26 %). Las abundancias (individuos por metro cuadrado) de cada uno de los grupos taxonómicos observados se muestran en la tabla 22.

Tabla 22. 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
Annelida Polychaeta	1876,5	1896,3	2074,1	3022,2	1896,3	2449,4	0,0	223,9	1461,7
Cephalochordata	0,0	0,0	0,0	52,7	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	19,8
Copepoda	6,6	19,8	19,8	6,6	13,2	0,0	19,8	19,8	13,2
Malacostraca Cumacea	0,0	52,7	79,0	72,4	32,9	52,7	13,2	26,3	72,4
Mysidacea	13,2	39,5	19,8	13,2	0,0	26,3	0,0	19,8	0,0
Tanaidacea	6,6	72,4	362,1	26,3	0,0	32,9	6,6	0,0	39,5
Isopoda	0,0	26,3	32,9	79,0	26,3	26,3	6,6	32,9	19,8
Amphipoda	65,8	302,9	948,1	85,6	138,3	342,4	724,3	217,3	770,4
Decapoda	32,9	59,3	32,9	26,3	19,8	65,8	19,8	65,8	111,9
Echinodermata Ophiuroidea	0,0	32,9	19,8	0,0	0,0	13,2	0,0	6,2	13,2
Echinoidea	0,0	6,6	6,6	0,0	0,0	0,0	13,2	0,0	0,0
Holothuroidea	0,0	6,6	0,0	0,0	6,6	6,6	0,0	0,0	39,5
Mollusca Scaphopoda	0,0	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,2
Gastropoda	6,6	59,3	52,7	26,3	704,5	59,3	856,0	111,9	105,3
Bivalvia	1507,8	1468,3	1336,6	171,2	2008,2	1073,3	2212,3	1125,9	1527,6
Polyplacophora	0,0	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nematoda	487,2	223,9	197,5	138,3	559,7	171,2	39,5	26,3	204,1
Nemertea	6,6	6,6	85,6	6,6	19,8	0,0	13,2	6,6	0,0
Platyhelminthes	0,0	0,0	0,0	0,0	6,6	0,0	0,0	6,2	13,2
Pycnogonida	0,0	0,0	13,2	0,0	0,0	0,0	13,2	0,0	13,2
Sipuncula	6,6	79,0	0,0	19,8	13,2	125,1	0,0	0,0	125,1

Análisis univariante

Para el estudio de la estructura de la infauna asociada a fondos blandos se analizan la abundancia (tabla 23, figura 27) y la riqueza taxonómica (tabla 24, figura 28) por separado mediante un Análisis de la Varianza (ANOVA) teniendo en cuenta los factores *transecto* y *profundidad*.

Sin necesidad de transformar los datos para cumplir con el requisito de la homogeneidad de varianzas, se analizaron los datos de abundancia total de cada estación de muestreo, no detectándose diferencias significativas entre los transectos, pero sí entre profundidades y en la interacción entre ambos factores (transecto y profundidad).

En las estaciones intermedias (10 metros) se observan diferencias significativas entre los transectos C y B, y entre A y B. Sin embargo, en lo que respecta a las estaciones someras y profundas (4 y 15 metros), no existen diferencias significativas entre los distintos transectos (A, B y C). En el transecto B existen diferencias significativas entre las estaciones somera e intermedia (B1 y B2), entre la somera y la profunda (B1 y B3), y entre la intermedia y la profunda (B2 y B3). Por último y en general, cabe mencionar que el transecto B se diferencié de los otros dos (A y C).

Tabla 23. Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para la variable Abundancia.

	Df	Sum Sq.	Mean Sq.	F value	Pr (>F)	
Transecto	2	3522641	1761321	0,5833	0,568240	
Profundidad	2	24898794	12449397	4,1232	0,033561	*
Transecto:Profundidad	4	58568361	14642090	4,8494	0,00785	**
Residual	18	54348984	3019388			
Signif. codes:	0 ‘****’	0,001 ‘***’	0,01 ‘**’	0,05 ‘•’	0,1 ‘ ’	

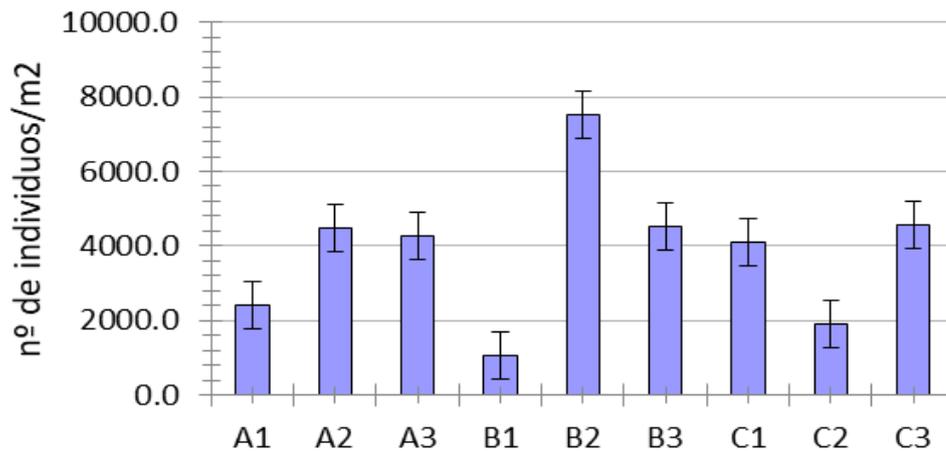


Figura 27: Abundancia media en las distintas estaciones.

En el caso de la riqueza taxonómica, las diferencias significativas se detectan únicamente para la interacción entre los factores (transecto y profundidad). En las estaciones intermedias (10 metros) hay diferencias significativas entre los transectos A y B. Mientras que para las otras estaciones (somera y profunda) no hubo diferencias significativas entre transectos. El transecto A, mostro diferencias significativas entre las estaciones somera e intermedia (A1 y A2) y entre las estaciones somera y profunda (A1 y A3), no hubo diferencias significativas entre las estaciones intermedia y profunda (A2 y A3).

Tabla 24. Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para la variable Riqueza Taxonómica.

	Df	Sum Sq.	Mean Sq.	F value	Pr (>F)	
Transecto	2	6,889	3,4444	0,5345	0,59499	
Profundidad	2	36,222	18,1111	2,8103	0,08666	●
Transecto:Profundidad	4	86,889	21,7222	3,3707	0,03169	*
Residual	18	116,000	6,4444			
Signif. codes:	0 ‘***’	0,001 ‘**’	0,01 ‘*’	0,05 ‘●’	0,1 ‘ ’	

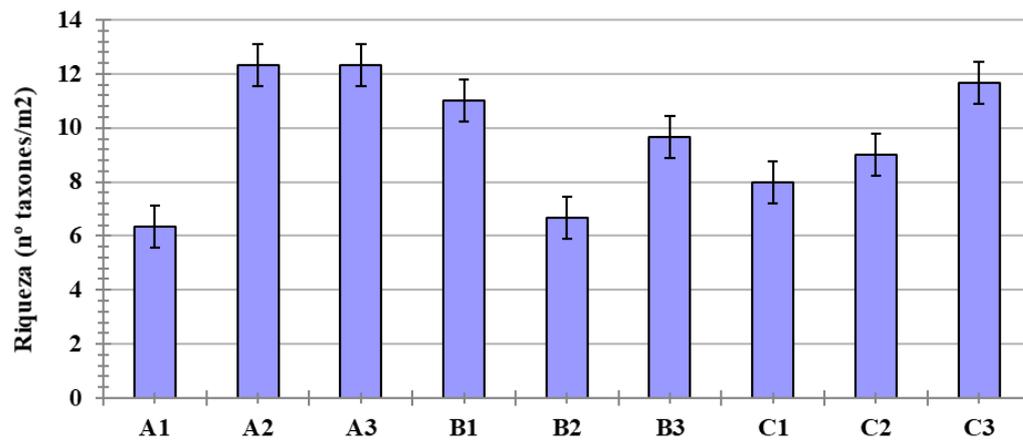


Figura 28: Representación del número de grupos taxonómicos presentes en las distintas estaciones.

Análisis Multivariante

En el análisis CLUSTER (figura 29) realizado se muestra como las estaciones C1 y C2 forman los grupo IV y V respectivamente, teniendo una similitud con el resto por debajo del 60%, por lo que las consideraremos como grupos independientes.

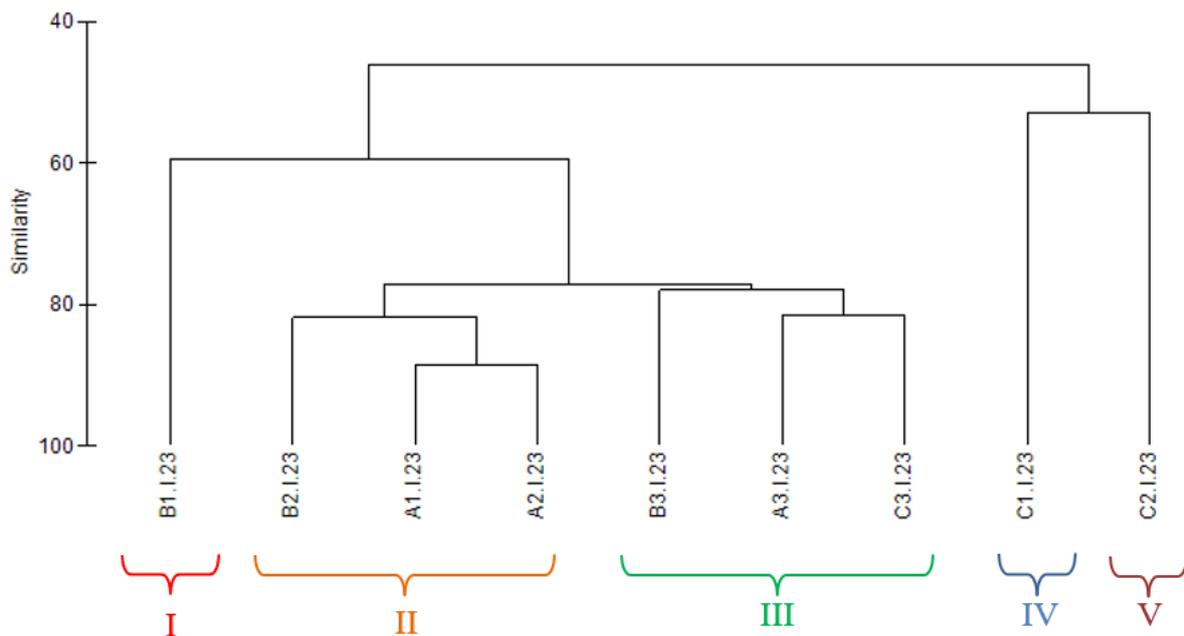


Figura 29: Representación del CLUSTER respecto a los grupos taxonómicos de cada estación.

Respecto al resto de muestras, todas ellas presentan similitudes cercanas o superiores al 80 % entre ellas, siendo la muestra B1 la que presenta mayores diferencias respecto al resto, por lo que le denominaremos como Grupo I. El Grupo II se compone por las muestras A1, A2 y B1, y el Grupo III estaría formado por las muestras A3, B3 y C3, correspondiéndose este último grupo con las muestras de mayor profundidad.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) (figura 30) se aprecia la distribución espacial de las estaciones conforme a los grupos indicados anteriormente.

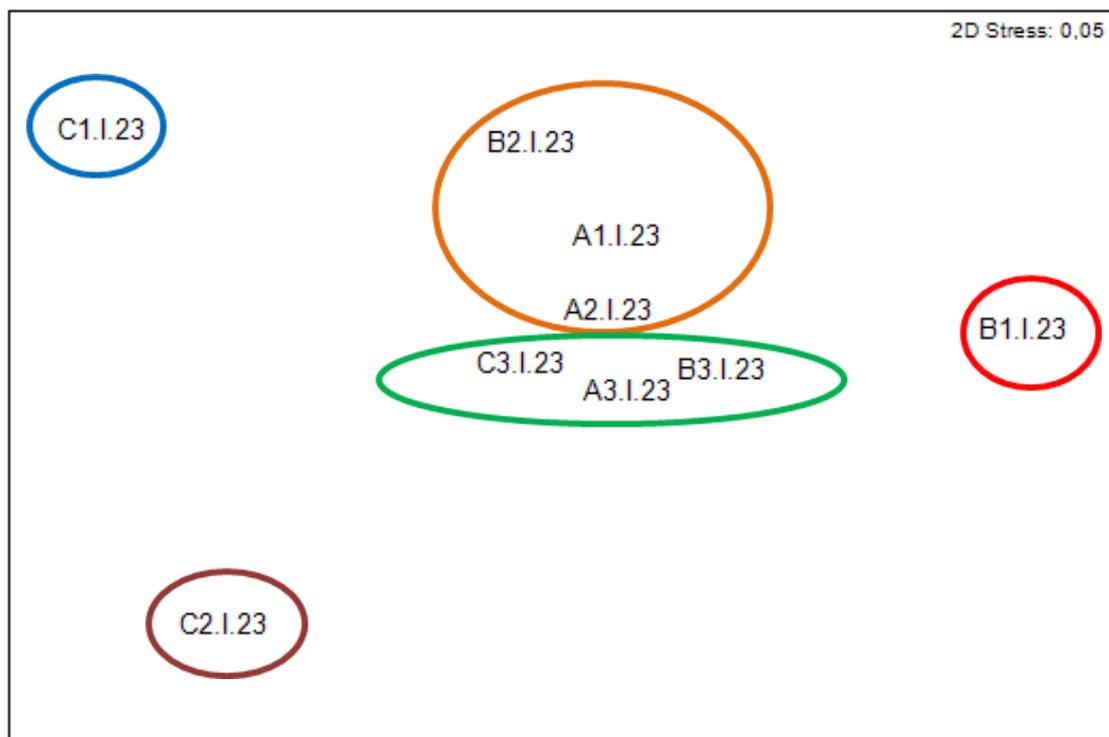


Figura 30: Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos en cada una de las estaciones muestreadas.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM) a ambos factores obtenemos unos resultados de $R= 0,202$ con un nivel de significación de 0,064 para el factor transecto, y un $R= - 0,062$ con un nivel de significación de 0,7 para el factor profundidad. Estos resultados corroboran la no detección de diferencias significativas entre los transectos ni entre las diferentes profundidades muestreadas.

A continuación, 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 25).

Tabla 25. 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	AM	PA (%)
I		
IV		
V		
II		
SM: 84,22%		
Polychaeta	1889,71	48,77
Bivalva	1661,45	87,14
Nematoda	423,59	95,14
III		
SM: 79,26 %		
Polychaeta	1995,06	44,08
Bivalva	1312,48	74,80
Amphipoda	686,97	87,54
Nematoda	190,95	92,31

En la tabla 25 se presenta un resumen de los resultados obtenidos con el análisis SIMPER. En esta tabla vemos como los Grupos I, IV y V no muestran porcentajes de similitud al ser grupos formados por una única estación. En el caso de los Grupos II y III, los poliquetos (Polychaeta) son el grupo taxonómico que más contribuye a la similitud entre grupos de muestras, con un valor de contribución del 48,77 % y el 44,08 % respectivamente, seguidos por los bivalvos con contribuciones en cada grupo del 38,37 % (Grupo II) y el 30,72% (Grupo III).

El grado de disimilitud entre grupos podemos verlo en las tablas 26, 27 y 28 donde, además, se indican los principales grupos responsables de las diferencias entre muestras de infauna observadas en la campaña de invierno de 2023.

Tabla 26. 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.

Grupos I & II		Grupo I	Grupo II	
DM = 41,93		AM x	AM y	PA
	Bivalvia	171,19	1661,45	42,31
	Polichaeta	3022,22	1889,71	74,83
	Nematoda	138,27	423,59	82,9
	Gastropoda	26,34	256,79	89,29
	Amphipoda	85,6	169	92,08
Grupos I & III		Grupo I	Grupo III	
DM = 39,02		AM x	AM y	PA
	Bivalvia	171,19	1312,48	34,38
	Polichaeta	3022,22	1995,06	65,37
	Amphipoda	85,6	686,97	83,25
	Tanaidacea	26,34	144,86	86,63
	Sipuncula	19,75	83,4	89
	Isopoda	79,01	26,34	90,59
Grupos I & IV		Grupo I	Grupo IV	
DM = 90,06		AM x	AM y	PA
	Polichaeta	3022,22	0	43,67
	Bivalvia	171,19	2212,35	73,17
	Gastropoda	26,34	855,97	85,16
	Amphipoda	85,6	724,28	94,39
Grupos I & V		Grupo I	Grupo V	
DM = 77,10		AM x	AM y	PA
	Polichaeta	3022,22	223,87	64,39
	Bivalvia	171,19	1125,93	86,36
	Amphipoda	85,6	217,28	89,39
	Nematoda	138,27	26,34	91,97

Tabla 27. 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.

Grupos II & III		Grupo II	Grupo III	
DM = 22,75		AM x	AM y	PA
	Amphipoda	169	686,97	24,07
	Polichaeta	1889,71	1995,06	42,79
	Bivalvia	1661,45	1312,48	59,52
	Nematoda	423,59	190,95	70,32
	Gastropoda	256,79	72,43	80,8
	Tanaidacea	26,34	144,86	86,88
	Sipuncula	32,92	83,4	90,34
Grupos II & IV		Grupo II	Grupo IV	
DM = 49,41		AM x	AM y	PA
	Polichaeta	1889,71	0	44,98
	Gastropoda	256,79	855,97	59,75
	Bivalvia	1661,45	2212,35	73,25
	Amphipoda	169	724,28	86,47
	Nematoda	423,59	39,51	95,51
Grupos II & V		Grupo II	Grupo V	
DM = 47,96		AM x	AM y	PA
	Polichaeta	1889,71	223,87	53,91
	Bivalvia	1661,45	1125,93	70,58
	Nematoda	423,59	26,34	83,26
	Gastropoda	256,79	111,93	90,71

Tabla 28. 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.

Grupos III & IV					
DM = 51,94		Familia	AM x	AM y	PA
		Polichaeta	1995,06	0	44,23
		Bivalvia	1312,48	2212,35	64,22
		Gastropoda	72,43	855,97	81,58
		Amphipoda	686,97	724,28	86,41
		Nematoda	190,95	39,51	89,76
		Tanaidacea	144,86	6,58	92,69
Grupos III & V					
DM = 46,00			AM x	AM y	PA

Polichaeta	1995,06	223,87	58,05
Amphipoda	686,97	217,28	73,08
Bivalvia	1312,48	1125,93	80,32
Nematoda	190,95	26,34	85,71
Tanaidacea	144,86	0	90,19
Grupos IV & V			
DM = 46,89	AM x	AM y	PA
Bivalvia	2212,35	1125,93	39,76
Gastropoda	855,97	111,93	66,99
Amphipoda	724,28	217,28	85,54
Polichaeta	0	223,87	93,73

La disimilitud del Grupo I frente al resto es debida principalmente a la abundancia de poliquetos en la muestra B1 frente al resto de muestras analizadas, siendo las disimilitudes más importantes la que se han encontrado entre el Grupo I los Grupos IV y V con un 90,06 % y un 77,10 % respectivamente.

Respecto al Grupo II, si lo comparamos con el Grupo III, son los anfípodos los que marcan la diferencia entre ambos grupos, con un valor de contribución de este grupo a la disimilitud de un 24,07 %, seguidos por poliquetos y bivalvos. Si comparamos este Grupo II con el IV, se incluyen como grupo taxonómico con importancia a los gasterópodos con un porcentaje de contribución a la disimilitud de un 14,77 %, junto con poliquetos y bivalvos. Por último, si comparamos el Grupo II con el Grupo V, son los poliquetos y los bivalvos son los que marcan la diferencias entre estos grupos.

En el Grupo III los poliquetos son los que producen las diferencias con los Grupos IV y V, destacando a los bivalvos (19,99 %) y los gasterópodos (17,36 %) cuando vemos las diferencias con el grupos IV, y los anfípodos (15,03 %) como grupo complementario a los poliquetos y promotores de la disimilitud de este Grupo III frente al Grupo V.

Por último, si nos fijamos en la disimilitud entre los grupos IV y V, las diferencias entre ambos grupos las marcan los bivalvos (39,76 %), los gasterópodos (27,23 %) y, por último, los Anfípodos (18,55 %) desbancando a los poliquetos como grupo promotor de disimilitud entre grupos.

Una vez realizado el análisis del apartado 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. Este análisis nos indica que no existe correlación significativa ($p < 0.05$) entre las comunidades infaunales estudiadas y las variables abióticas observadas (Tabla 29).

Tabla 29. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

Factores ambientales	Rho	P
% Gravas	-0,108	0,621
% Arenas gruesas	0,232	0,149
% Arenas medias	0,328	0,162
% Arenas finas	0,243	0,116
% Fangos	-0,073	0,622
Potencial Redox	0,377	0,054
Salinidad	-0,111	0,610
Materia orgánica	-0,305	0,994
pH	-0,112	0,568
Profundidad	0,079	0,272
Total	0,305	0,143

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, 2022 y 2023.

En la representación multiescalar (figura 31) se observa cómo, de manera general las estaciones se encuentran agrupadas a excepción del transecto C que muestra algunas campañas más alejadas del núcleo central del gráfico, representando una mayor diferenciación con respecto al resto de muestras.

Para la campaña de invierno de 2023 esto se puede observar con las muestras C1 (23 círculo azul) y C2 (23 recuadro azul), quedando ligeramente separadas del resto de muestras, en especial la muestra C1.

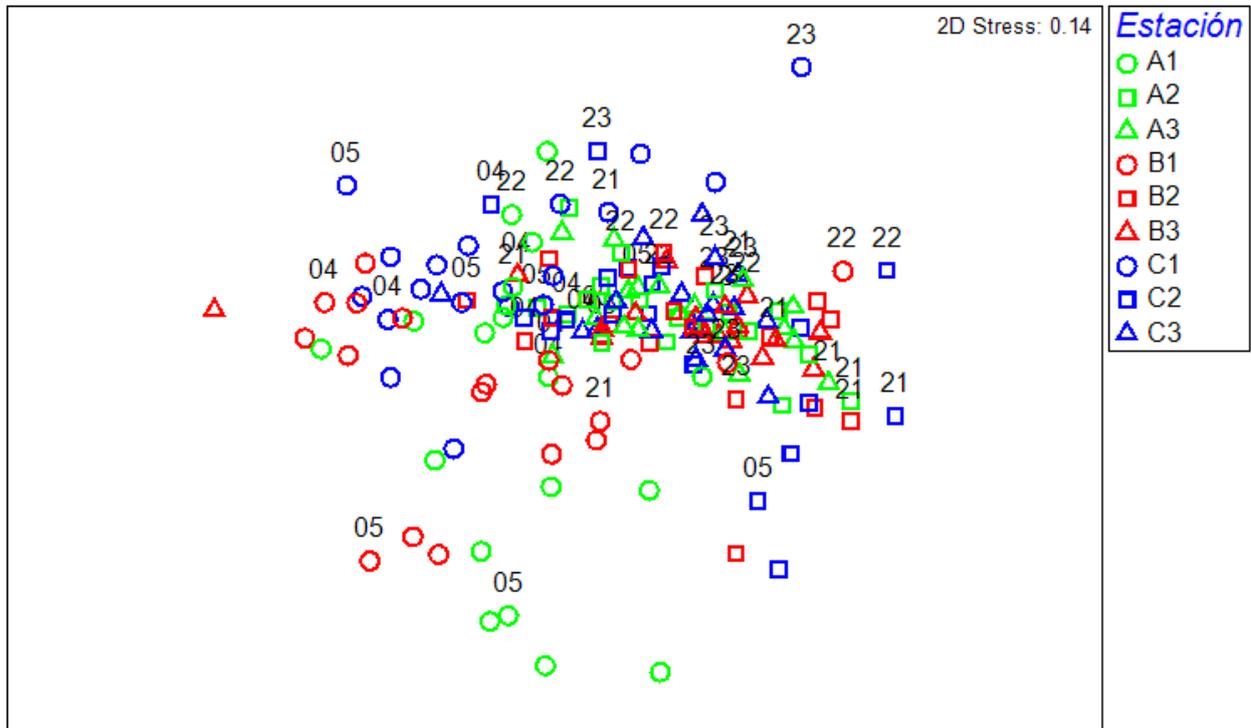


Figura 31: Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos de cada estación correspondientes a las campañas de invierno del 2004 al 2023.

Comunidad de poliquetos de fondos blandos

Se han analizado un total de 1.990 individuos pertenecientes a 38 familias de poliquetos en las muestras estudiadas. La familia más abundante han sido Spionidae, con 384 individuos representando aproximadamente el 19,3 % de todos los individuos analizados, seguido de las familias Capitellidae, de la que se identificaron 348 individuos (17,5 %), Syllidae, con 288 individuos analizados (14,5 %), Paraonidae, de los que se identificaron 152 individuos (representando el 7,6 %) y, por último, la familia Eunicidae, con 134 individuos (6,7 %).

Las familias Capitellidae, Spionidae y Syllidae aparecen en todas las estaciones estudiadas mientras que las familias Ampharetidae, Arenicolidae, Oeonidae, Poecilochaetidae y Polygordiidae solo están presentes en 1 de las 9 estaciones estudiadas. A continuación, en la tabla 30, se presentan todas las familias y las abundancias para cada una de ellas en cada una de las estaciones de muestreo estudiadas.

Tabla 30. Abundancias medias (nº individuos /m²) de las familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

Familia	A			B			C		
	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	13,17	13,17	0,00	13,17	13,17	0,00	0,00	13,17
Arenicolidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,58	0,00	0,00	0,00
Capitellidae	26,34	217,28	605,76	13,17	322,63	724,28	26,34	6,58	348,97
Chaetopteridae	0,00	32,92	59,26	0,00	210,70	32,92	6,58	6,58	19,75
Cirratulidae	0,00	13,17	13,17	0,00	131,69	0,00	0,00	0,00	13,17
Dorvilleidae	0,00	98,77	59,26	46,09	46,09	158,02	0,00	13,17	131,69
Eunicidae	0,00	223,87	217,28	0,00	59,26	184,36	0,00	0,00	197,53
Flabelligeridae	0,00	65,84	125,10	0,00	6,58	144,86	0,00	0,00	59,26
Glyceridae	6,58	32,92	32,92	26,34	39,51	59,26	0,00	0,00	65,84
Hesionidae	0,00	0,00	0,00	6,58	0,00	6,58	0,00	0,00	0,00
Lacydoniidae	0,00	6,58	0,00	0,00	39,51	0,00	0,00	6,58	0,00
Lumbrineridae	6,58	19,75	19,75	0,00	6,58	79,01	0,00	0,00	32,92
Magelonidae	0,00	26,34	19,75	0,00	39,51	46,09	0,00	0,00	0,00
Maldanidae	0,00	59,26	19,75	0,00	210,70	39,51	0,00	32,92	19,75
Nepthyidae	6,58	0,00	6,58	0,00	52,67	6,58	0,00	6,58	0,00
Nereididae	0,00	26,34	32,92	0,00	0,00	39,51	0,00	19,75	13,17
Oeonidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,58
Onuphidae	0,00	46,09	39,51	0,00	263,37	59,26	0,00	0,00	19,75
Opheliidae	0,00	0,00	0,00	92,18	0,00	6,58	0,00	0,00	13,17
Orbiniidae	26,34	0,00	0,00	46,09	0,00	0,00	19,75	0,00	0,00
Oweniidae	0,00	26,34	79,01	0,00	19,75	19,75	6,58	0,00	13,17
Paraonidae	13,17	13,17	171,19	0,00	618,93	98,77	0,00	13,17	72,43
Pectinariidae	0,00	13,17	26,34	0,00	32,92	13,17	0,00	0,00	0,00
Pholoidae	0,00	0,00	0,00	6,58	0,00	0,00	0,00	0,00	13,17
Phyllodocidae	6,58	6,58	6,58	0,00	19,75	0,00	0,00	0,00	0,00
Pilargidae	0,00	19,75	46,09	0,00	19,75	32,92	0,00	0,00	19,75
Poecilochaetidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,17	0,00	0,00	0,00
Polygordiidae	0,00	0,00	0,00	13,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Familia	A			B			C		
	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Polynoidae	0,00	13,17	26,34	0,00	32,92	19,75	0,00	0,00	13,17
Sabellidae	0,00	0,00	0,00	0,00	6,58	6,58	0,00	0,00	0,00
Sabellariidae	0,00	0,00	6,58	0,00	6,58	0,00	0,00	0,00	6,58
Scalibregmatidae	0,00	13,17	46,09	0,00	46,09	13,17	0,00	6,58	0,00
Sigalionidae	0,00	13,17	13,17	0,00	19,75	0,00	79,01	0,00	6,58
Serpulidae	0,00	0,00	6,58	0,00	52,67	0,00	0,00	6,58	0,00
Spionidae	151,44	158,02	434,57	26,34	1290,53	289,71	19,75	46,09	111,93
Syllidae	6,58	474,07	309,47	98,77	335,80	362,14	13,17	59,26	237,04
Terebellidae	0,00	0,00	13,17	6,58	32,92	46,09	0,00	0,00	13,17

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), $p= 0.001027$. 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 junto al incremento detectado en la estación B2, localizada a 10 metros de profundidad (figura 32).

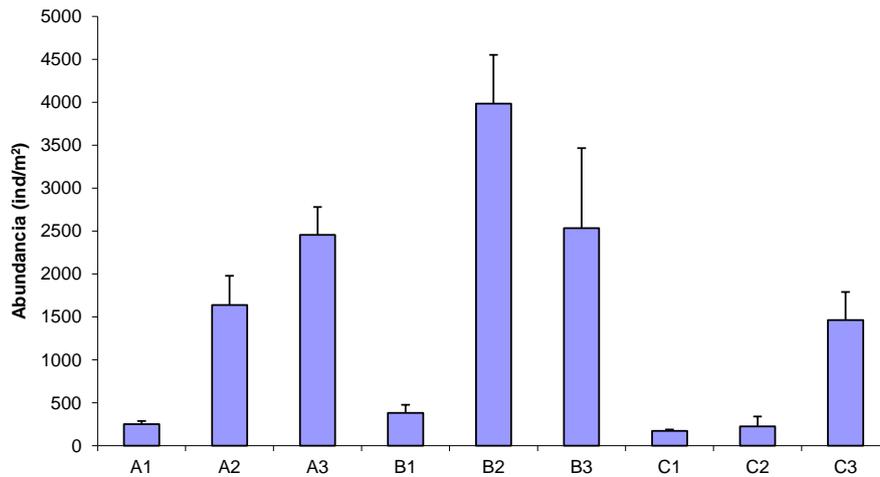


Figura 32: Abundancia media de poliquetos en cada una de las estaciones.

Al analizar la riqueza también se detectan diferencias significativas para la interacción de los factores transecto y profundidad con un $p=0.003349$. Para determinar que muestras están marcando tales diferencias dentro de cada factor, se aplica el test de comparaciones múltiples (SNK).

Se observa el mismo patrón detectado al analizar el parámetro de abundancia, detectándose un descenso significativo de la riqueza de familias en las estaciones someras, junto a un incremento de dicho parámetro en la estación B2. Se observa una tendencia a incrementar tanto en la abundancia como en la riqueza directamente proporcional a la profundidad, a excepción del transecto B, donde la estación localizada a 10 metros muestra mayores valores que la establecida a 15 metros (figura 33).

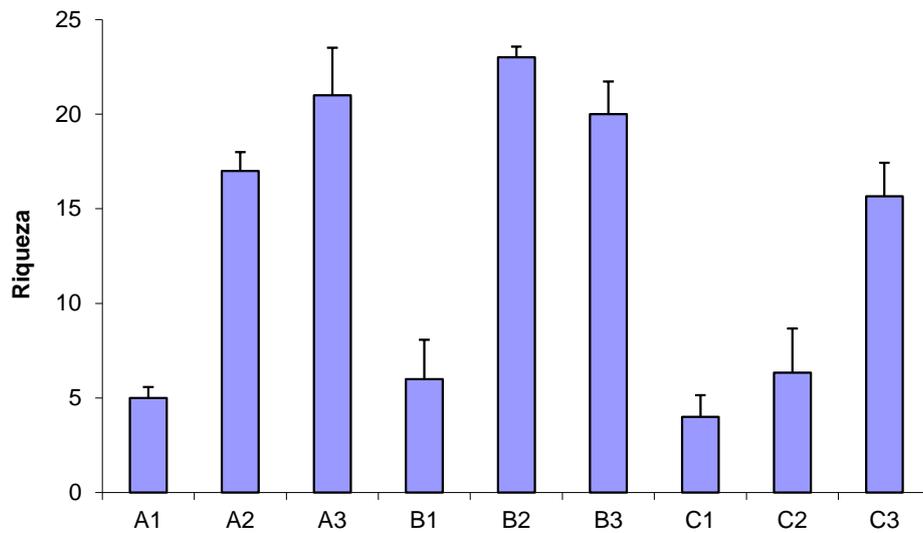


Figura 33: Número de familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

Análisis multivariante

En el análisis CLUSTER (figura 34) se observa la segregación de la mayoría de las estaciones someras, justo a la estación C2, respecto a la mayoría de las estaciones más profundas, con un 85% de disimilitud. Se establece un grupo A, constituido por las estaciones someras (A1, B1, C1 y C2) con una baja similitud y un grupo B, constituido por el resto de las estaciones profundas, mostrando mayor similitud entre ellas. El grupo A se subdivide en 2 subgrupos, uno establecido por las estaciones A1 y C1 y el otro por las estaciones B1 y C2.

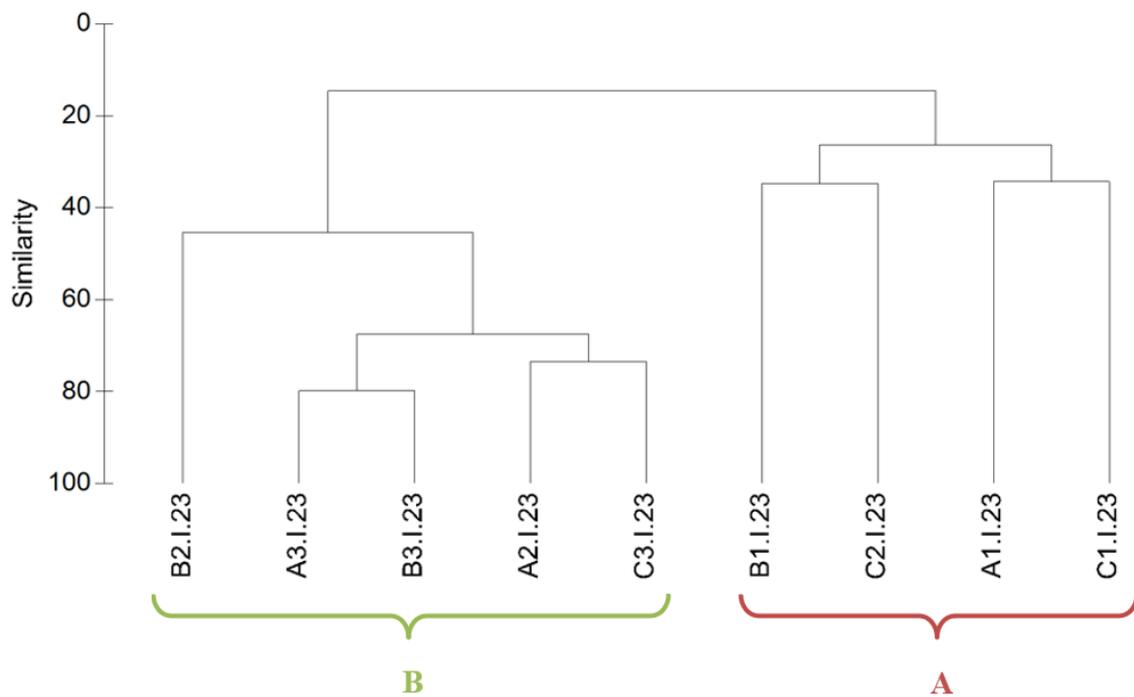


Figura 34: Representación del CLUSTER respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) (figura 35) se puede apreciar, de una forma más visual, la segregación de las estaciones someras, junto a la estación C2, con respecto a las estaciones profundas.

Cabe destacar la mayor heterogeneidad en cuanto a la composición de poliquetos, entre las estaciones someras, mientras que las estaciones profundas muestran mayor homogeneidad en la composición y estructura del poblamiento de poliquetos.

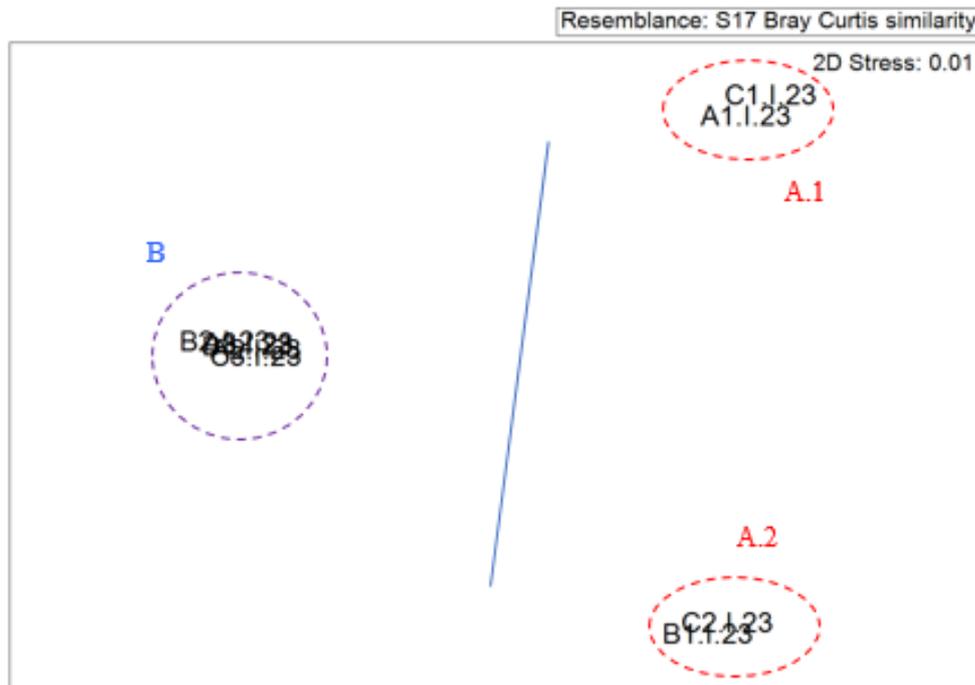


Figura 35: Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se han detectado diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.095$, con un nivel de significación de 54,3 %) pero sí entre profundidades ($R = 0.457$, con un nivel de significación de 0,032).

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.

En la tabla 31 vemos como las familias Spionidae, Syllidae, Capitellidae y Orbiniidae contribuyen en el 89,64 % 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 han sido Capitellidae, Syllidae, Spionidae, Eunicidae y Dorvilleidae; estas familias contribuyen al 71,84 % de la similitud.

Tabla 31. 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: 29.11			
	Spionidae	60,91	36,07
	Syllidae	44,44	58,39
	Capitellidae	18,11	75,41
	Orbiniidae	23,05	89,64
B			
SM: 50.45			
	Capitellidae	443,79	22,12
	Syllidae	343,7	42,7
	Spionidae	456,95	55,5
	Eunicidae	176,46	66,53
	Dorvilleidae	98,77	71,84

A continuación, en la tabla 32 se muestran los resultados del análisis SIMPER, donde se observa como las familias implicadas en la disimilitud detectada entre las estaciones someras respecto a las profundas (tabla 32) han sido Capitellidae, Syllidae, Spionidae, Eunicidae, Paraonidae y Dorvilleidae. 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.

Como se ha mencionado anteriormente, el grupo A muestra una alta disimilitud de modo que se establecen dos subgrupos, siendo las principales diferencias entre ambos el dominio de las familias Syllidae, Opheliidae y Dorvilleidae en las estaciones B1 y C2, mientras que las familias Spionidae, Sigalionidae y Maldanidae muestran mayor abundancia en las estaciones A1 y C1.

Tabla 32. 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: 85,37				
	Capitellidae	18,11	443,79	19,64
	Syllidae	44,44	343,7	34,21
	Spionidae	60,91	456,95	48,33
	Eunicidae	0,00	176,46	57,55
	Paraonidae	6,58	194,9	64,11
	Dorvilleidae	14,81	98,77	68,53
A1 / A2				
DM: 73,63				
	Syllidae	9,88	79,01	17,94
	Spionidae	85,6	36,21	34,87
	Sigalionidae	39,51	0,00	46,51
	Opheliidae	0,00	46,09	57,12
	Dorvilleidae	0,00	29,63	64,5
	Orbiniidae	23,05	23,05	70,77
	Maldanidae	0,00	16,46	75,95

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 2,4 % y con un $Rho = 0.446$ (Tabla 33).

Al analizar cada uno de las características físicas por separado se observa que son principalmente la profundidad, el porcentaje de arena gruesa, arena media, arena fina, lutitas y materia orgánica, los principales factores que parecen tener mayor influencia en la composición del poblamiento de poliquetos.

Tabla 33. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado (en negrita aquellos factores que muestran correlación en el análisis RELATE).

Factores ambientales	Rho	p
Factores ambientales	0.446	0.024
Materia orgánica	0.595	0.012
pH	-0.106	0.661
% Gravas	0.309	0.068
% A. gruesa	0.574	0.003
% A. media	0.432	0.015
% A. fina	0.519	0.014
% Fangos	0.338	0.044
Potencial redox	0.173	0.196
Salinidad	-0.275	0.967
Profundidad	0.560	0.013

Se realiza un Bubble plot (figura 36: a-f) para cada uno de los factores ambientales que muestran correlación en el procedimiento RELATE (tabla 33).

Se observa como las estaciones más profundas muestran un incremento del porcentaje de lutitas, materia orgánica, así como un mayor porcentaje de gravas, mostrando una heterogeneidad de los sedimentos. Sin embargo, las estaciones más someras, principalmente (A1 y C1) se caracterizan por un incremento de la fracción fina.

Cabe destacar el incremento del porcentaje de arena media, así como de fracción más gruesa en las estaciones B1 y C2. En la estación C2 también se observa un incremento de materia orgánica.

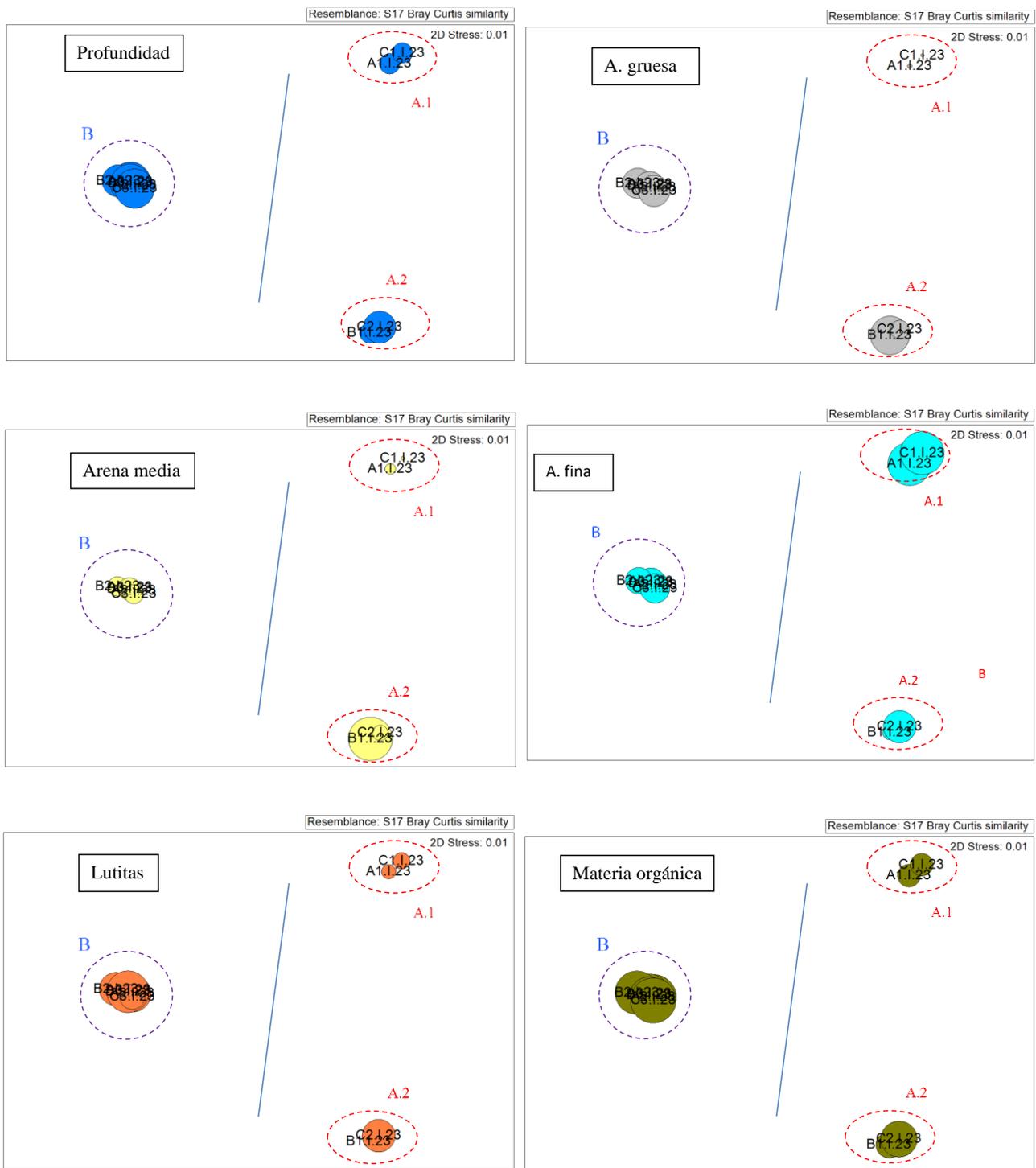


Figura 36 (a-f): Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento de los distintos factores ambientales.

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 2023. A partir de esta matriz se obtiene un CLUSTER y un MDS.

A partir del dendrograma (figura 37) 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 de invierno de 2023, la estación B1 presenta una similitud algo mayor en cuanto a estructura y composición de dicha estación observada durante las campañas del 2018, 2019, 2020 y 2021, separándose durante la campaña del 2022, que mostraba mayor heterogeneidad en cuanto a la estructura y composición del poblamiento de poliquetos.

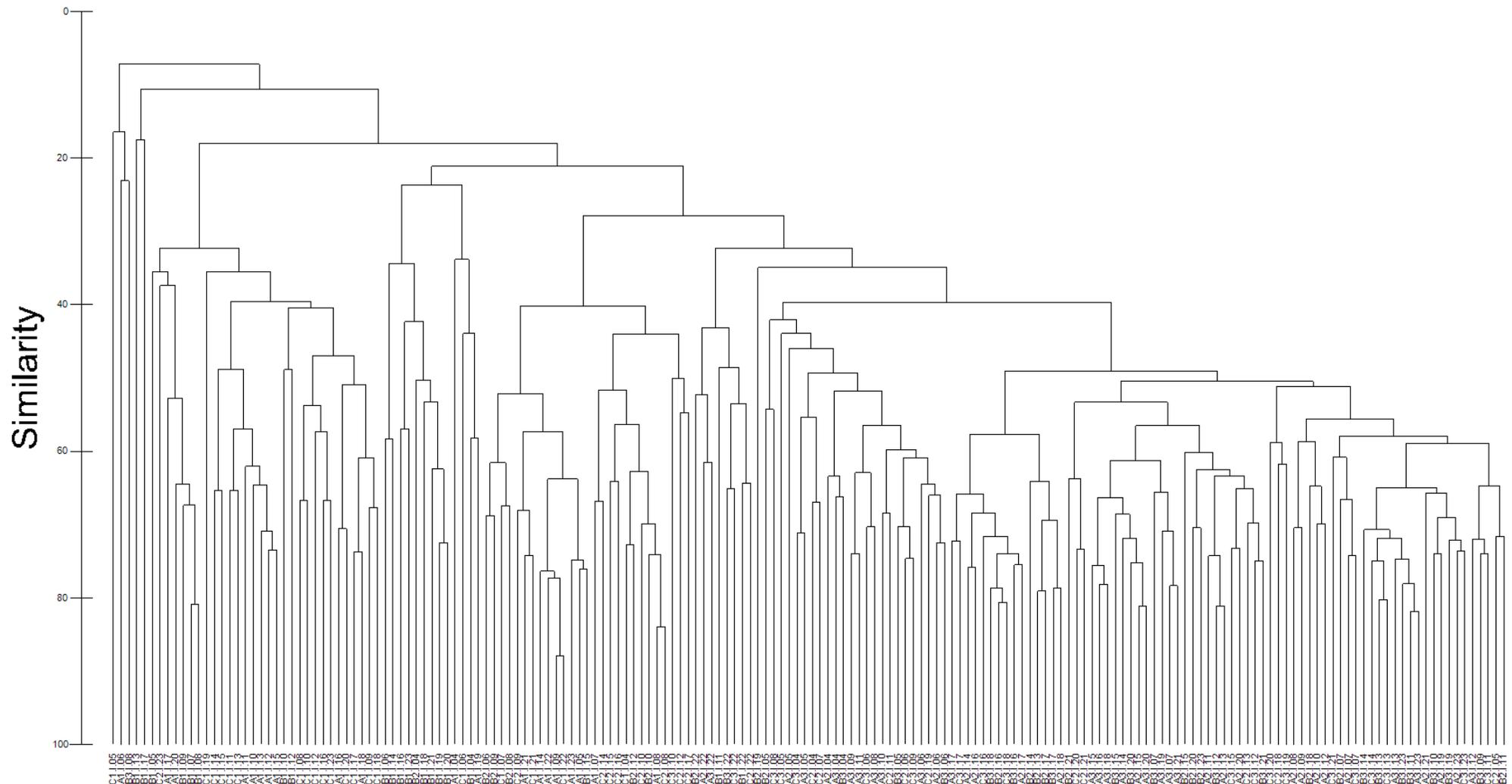


Figura 37: Representación del CLUSTER respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas de invierno del 2004 al 2023. Remarcando la estación B1 durante las distintas campañas de muestreo.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) (figura 38) se aprecia 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 2023 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.

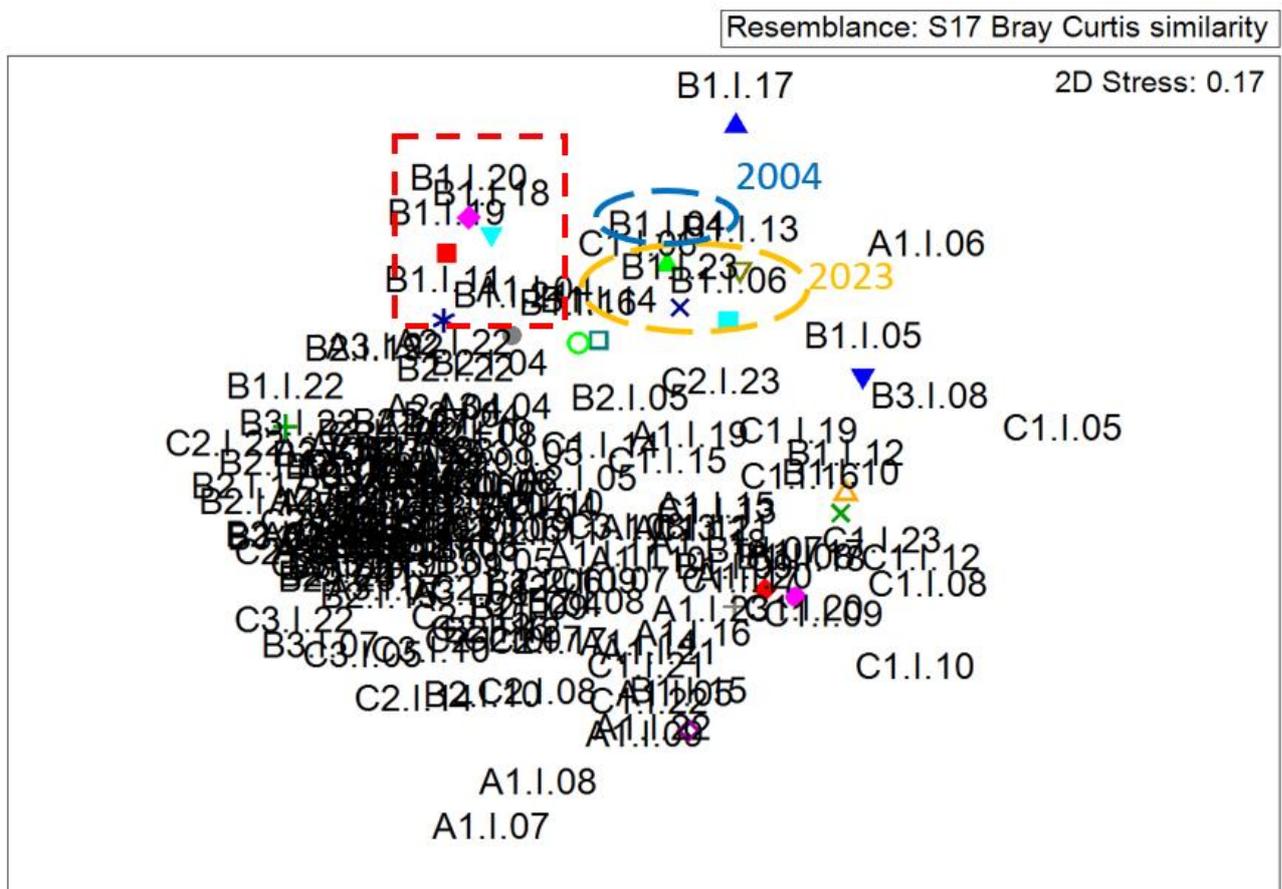


Figura 38: Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas del invierno del 2004 al 2023.

3.4.2. Campaña de verano

i. Sedimentos - Granulometría

El análisis de la granulometría muestra heterogeneidad en el sedimento de la zona de muestreo (tabla 34, Figura 39). 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 91,0%, 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 40,4 % para A2 y 61,6 % para A3.

En el transecto B, posee una composición más homogénea que la observada en el transecto A. En este caso, la estación somera (B1) está dominada por las fracciones de arenas medias y finas, con valores de representación del 30,5 y el 31,9 % respectivamente, seguidas por las lutitas, con un valor de representación del 22,9 %. En las estaciones más profundas de este transecto, las arenas medias bajan su porcentaje aumentando la presencia de las lutitas, quedando ambas fracciones con valores de 37,1 y 35,4 % para B2, y 25,4 y 42,0 % para B3 respectivamente.

Por último, el transecto C posee una composición similar a la observada en el A, donde la muestra más somera, es decir, C1 está dominada por las arenas finas con un 87,9 %. En C2 las fracciones dominantes son las arenas finas y las lutitas, con valores de representación del 53,2 % para la primera de las fracciones, y del 30,7 % para la fracción más fina, las lutitas. Por último, C3 tiene una composición idéntica a A1, con un dominio de las lutitas, con un 61,5 % seguidas por las arenas finas con un 21,7 %.

Tabla 34. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones en el verano del 2023.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Grava	0,1	8,3	3,2	2,8	6,4	8,2	0,2	3,5	2,6
Arena Gruesa	0,8	13,2	3,9	12,0	13,1	17,0	1,1	6,1	9,2
Arena Media	4,8	7,6	3,3	30,5	8,1	7,4	1,3	6,5	5,0
Arena Fina	91,0	30,6	28,0	31,9	37,1	25,4	87,9	53,2	21,7
Lutitas	3,3	40,4	61,6	22,9	35,4	42,0	9,6	30,7	61,5

En la figura 39 podemos ver la composición granulométrica para esta campaña de verano de 2023.

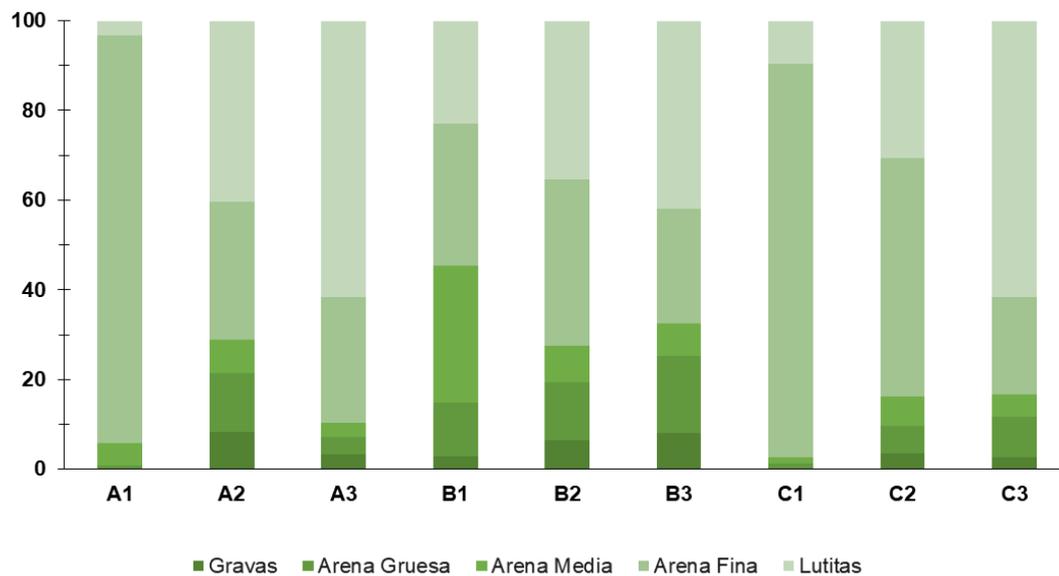


Figura 39: Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en invierno de 2023.

Al comparar los valores obtenidos en esta última campaña con los de campañas anteriores (invierno 22 y verano 22), se observa como la granulometría se mantiene estable en la mayoría de las estaciones, detectándose ligeras variaciones en alguna estación, pero sin representar cambios relevantes.

A continuación, en los diagramas triangulares (figura 41, 42 y 43), se puede observar cómo las estaciones A1 y C1 se clasifican como arenas, mientras que A2, A3, B1, B2, B3, C2 y C3 se clasifican como arenas fangosas.

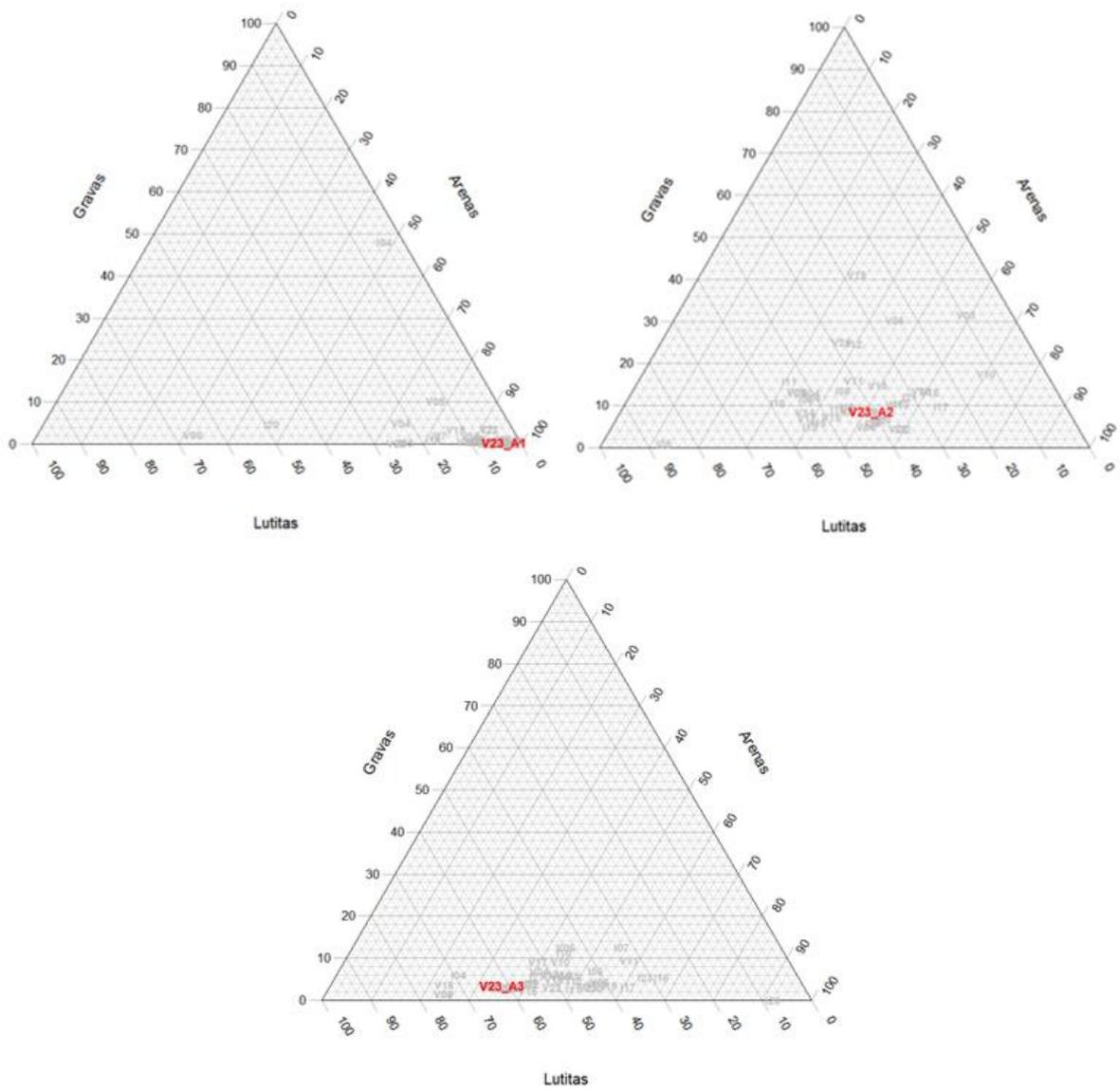


Figura 40. Diagramas triangulares de granulometría de cada una de las estaciones de muestreo del transecto A en las campañas realizadas en el verano de 2023.

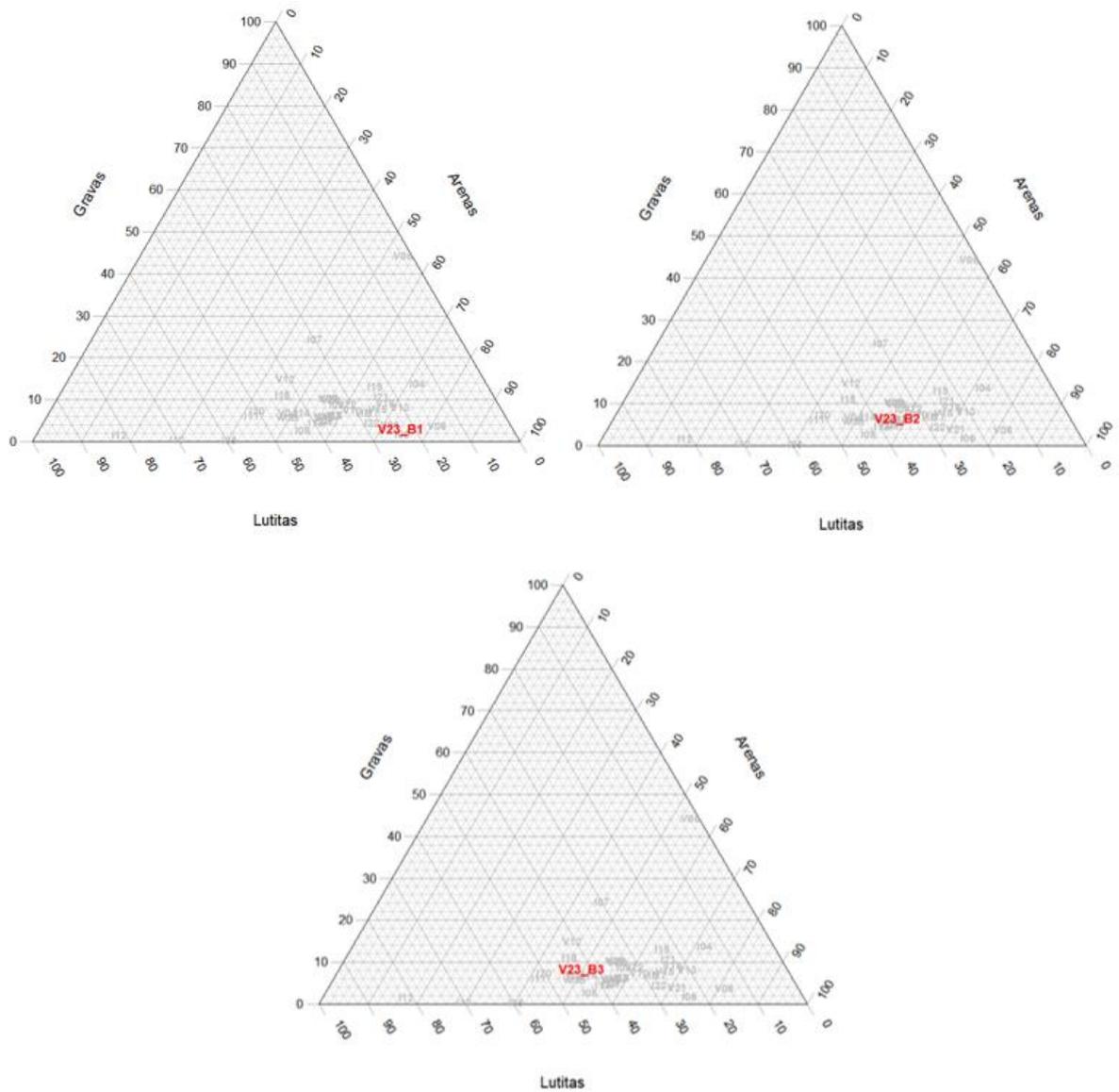


Figura 41. Diagramas triangulares de granulometría de cada una de las estaciones de muestreo del transecto B en las campañas realizadas en el verano de 2023.

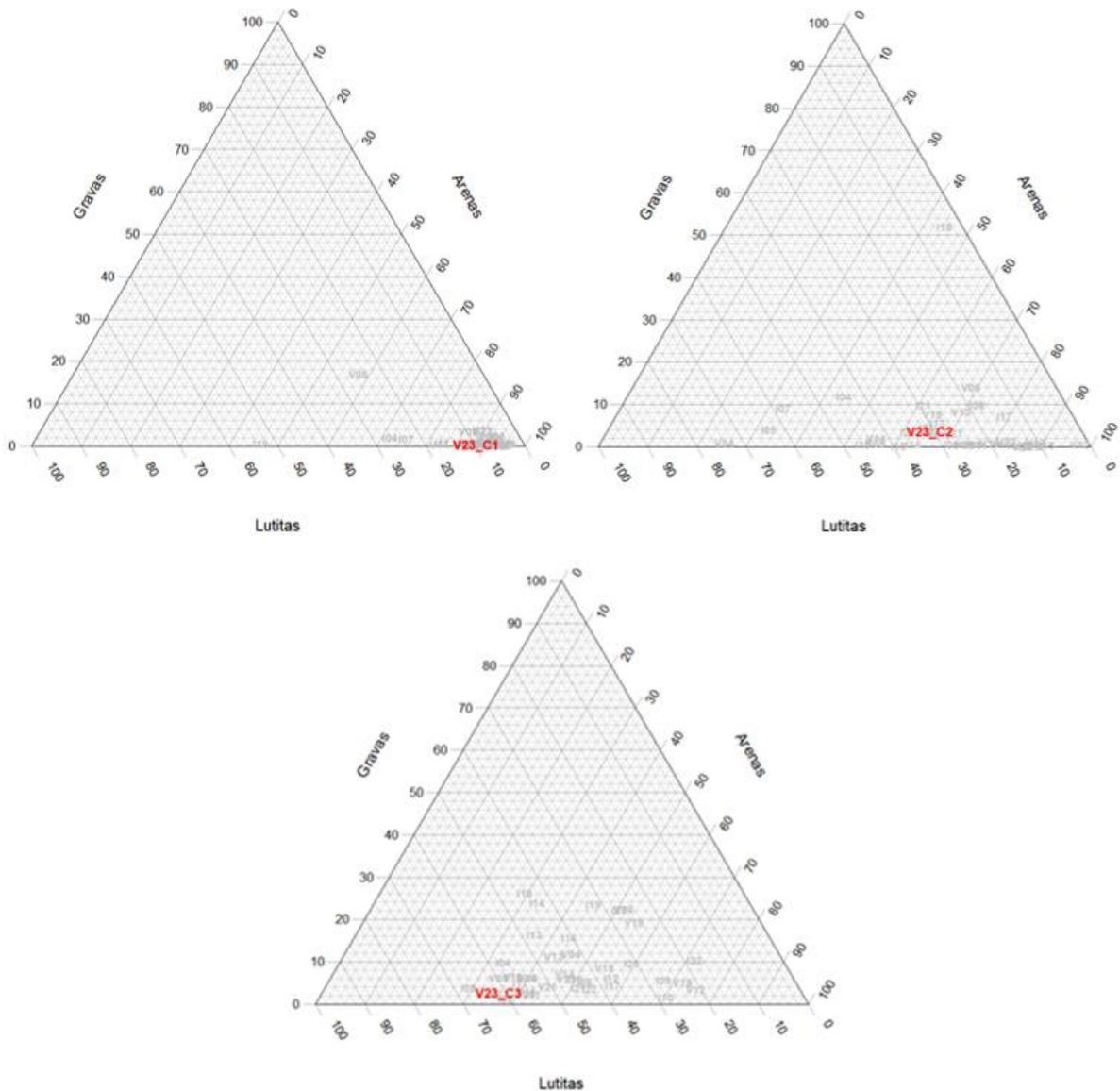


Figura 42. Diagramas triangulares de granulometría de cada una de las estaciones de muestreo del transecto C en las campañas realizadas en el verano de 2023.

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) suelen presentar un sedimento más grueso, mientras que las estaciones más alejadas (10 y 15 metros de profundidad) el sedimento observado tiende a aumentar la fracción más fina, clasificándose como arenas fangosas.

La evolución de cada una de las estaciones muestreadas se puede ver en las figuras figuras 43, 44 y 45, donde aparecen todas las campañas llevadas a cabo desde 2004 hasta 2023.

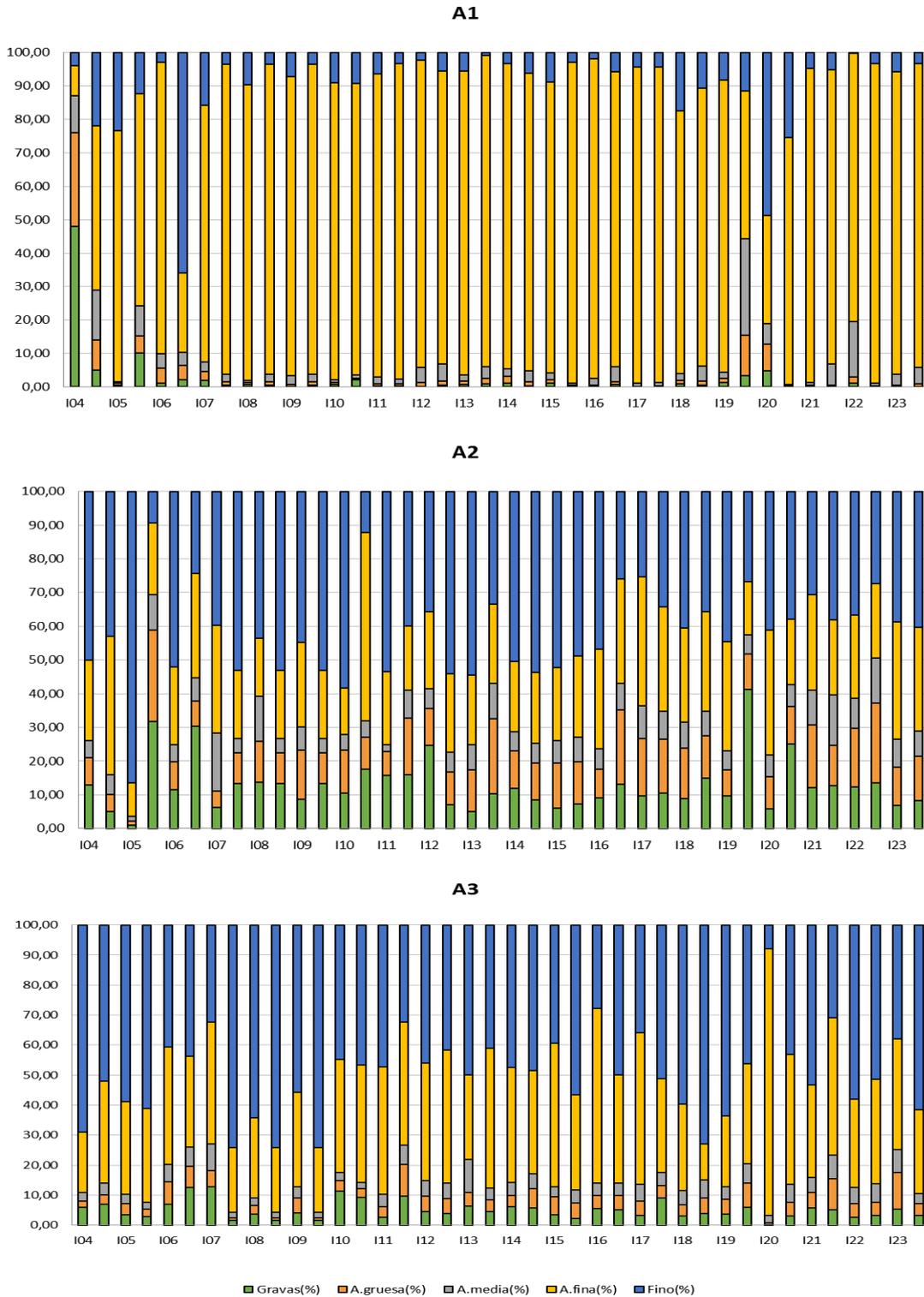
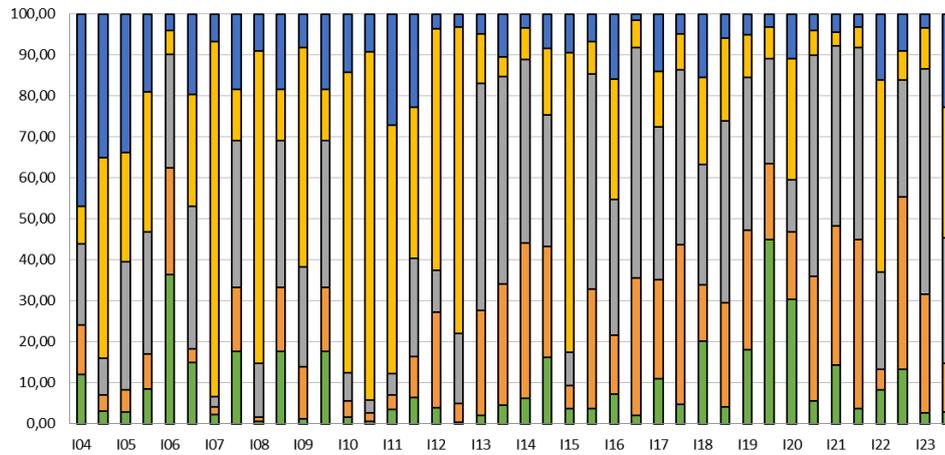
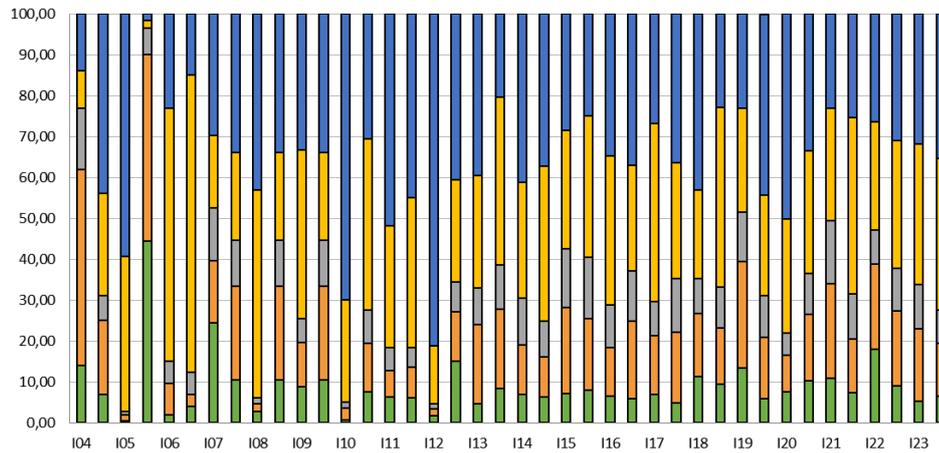


Figura 43. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones incluidas en el transecto A en las campañas realizadas entre los años 2004 y 2023.

B1



B2



B3

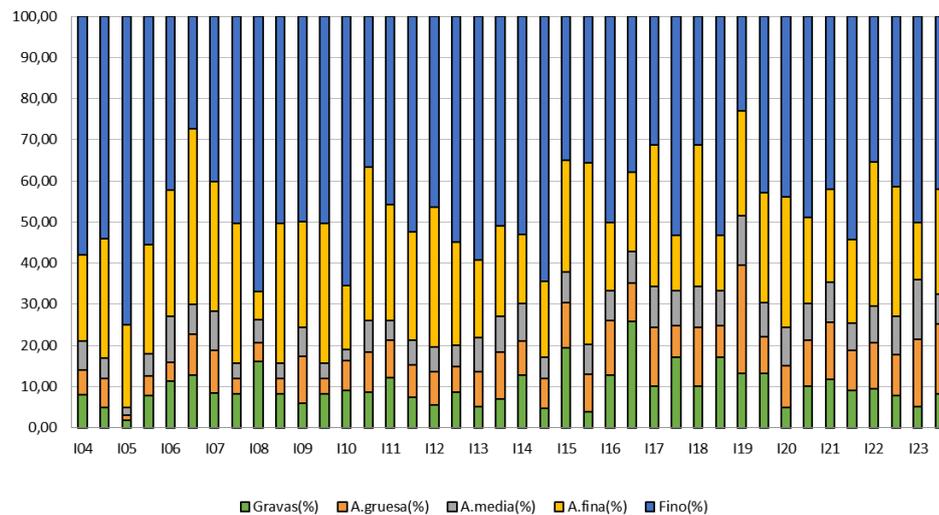
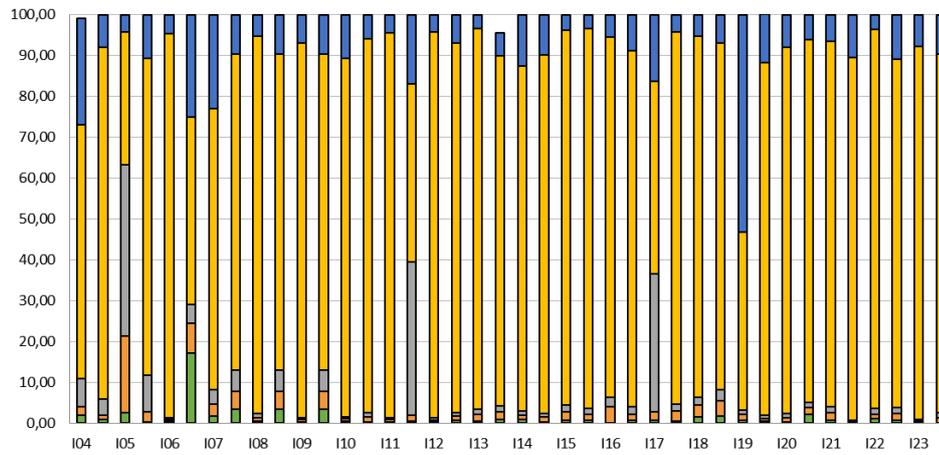
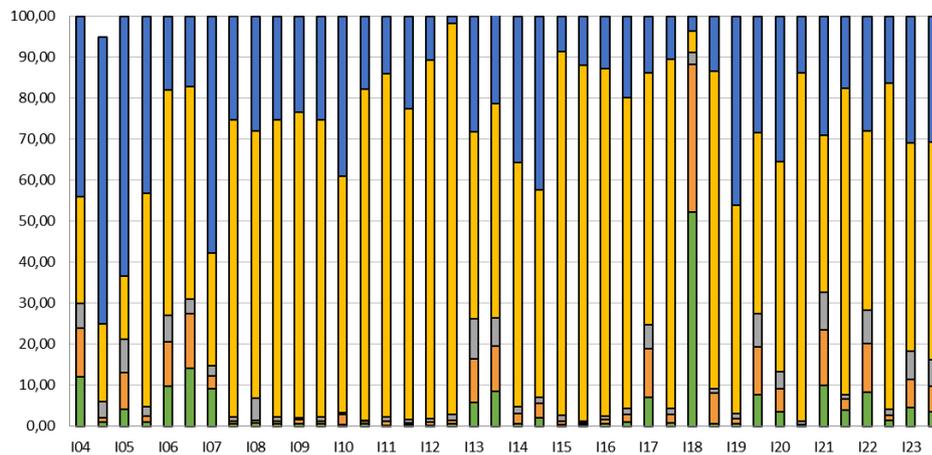


Figura 44. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones incluidas en el transecto B en las campañas realizadas entre los años 2004 y 2023.

C1



C2



C3

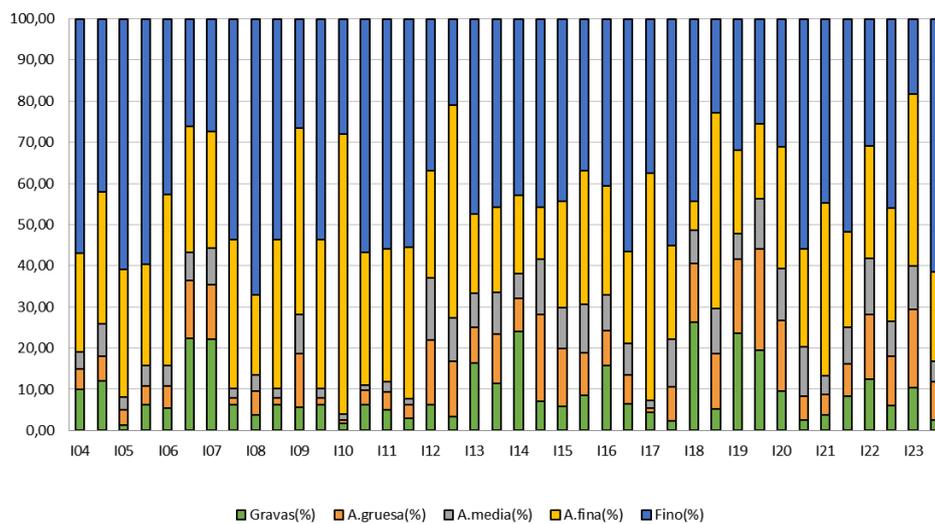


Figura 45. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones incluidas en el transecto C en las campañas realizadas entre los años 2004 y 2023.

Porcentaje de materia orgánica. pH y potencial redox.

En la tabla 36 se muestran los valores obtenidos en la campaña de verano de 2023 para estos parámetros.

Respecto al parámetro del % de materia orgánica observada, es la estación B1 la que posee el valor máximo para esta campaña de verano 2023, con un total de 10,68 %, un valor muy elevado respecto al resto de muestras analizadas en este verano de 2023, a excepción de B3 que posee un 8,10 %. Por el contrario, el porcentajes más bajo observado se ha dado en la estación A1, donde se ha obtenido un valor del 1,78 % de materia orgánica, seguida por las estaciones del transecto C, donde ningún valor supera el 3,1 %.

El parámetro del potencial RedOx, como en campañas anteriores, obtiene una elevada variabilidad en los valores obtenidos, con valores máximos en las muestras C2 y C3, 72,4 y 67,4 respectivamente, mientras que los mínimos se han obtenido en las estaciones A2 con -224 y A1 con -184,2.

El parámetro de pH mostró, en esta campaña de verano 2023, una baja variabilidad, estando todos los valores obtenidos en una horquilla entre 7,34 y 7,92. Esta baja variabilidad hace que no se observe ningún patrón claro con respecto a la profundidad ni la distancia al punto de vertido, si bien es verdad, que es en las muestras B2 y B3 las que poseen los máximos valores de este parámetro, con 7,8 y 7,92 respectivamente.

Tabla 35. Valores de % de materia orgánica (% MO), potencial redox (RedOx) y pH de cada una de las estaciones muestreadas en el verano de 2023.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
% Mat. Org.	1,72	5,77	5,55	10,68	4,91	8,10	2,34	3,09	2,48
RedOx	-184,2	-224	-98,1	-140,6	-48	-25,1	-118,5	72,4	67,4
pH	7,53	7,41	7,42	7,34	7,8	7,92	7,49	7,65	7,63

A continuación, en las figuras 46 y 47 podemos ver la evolución de alguno de estos parámetros a lo largo de las campañas llevadas a cabo durante los años 2004 hasta 2023.

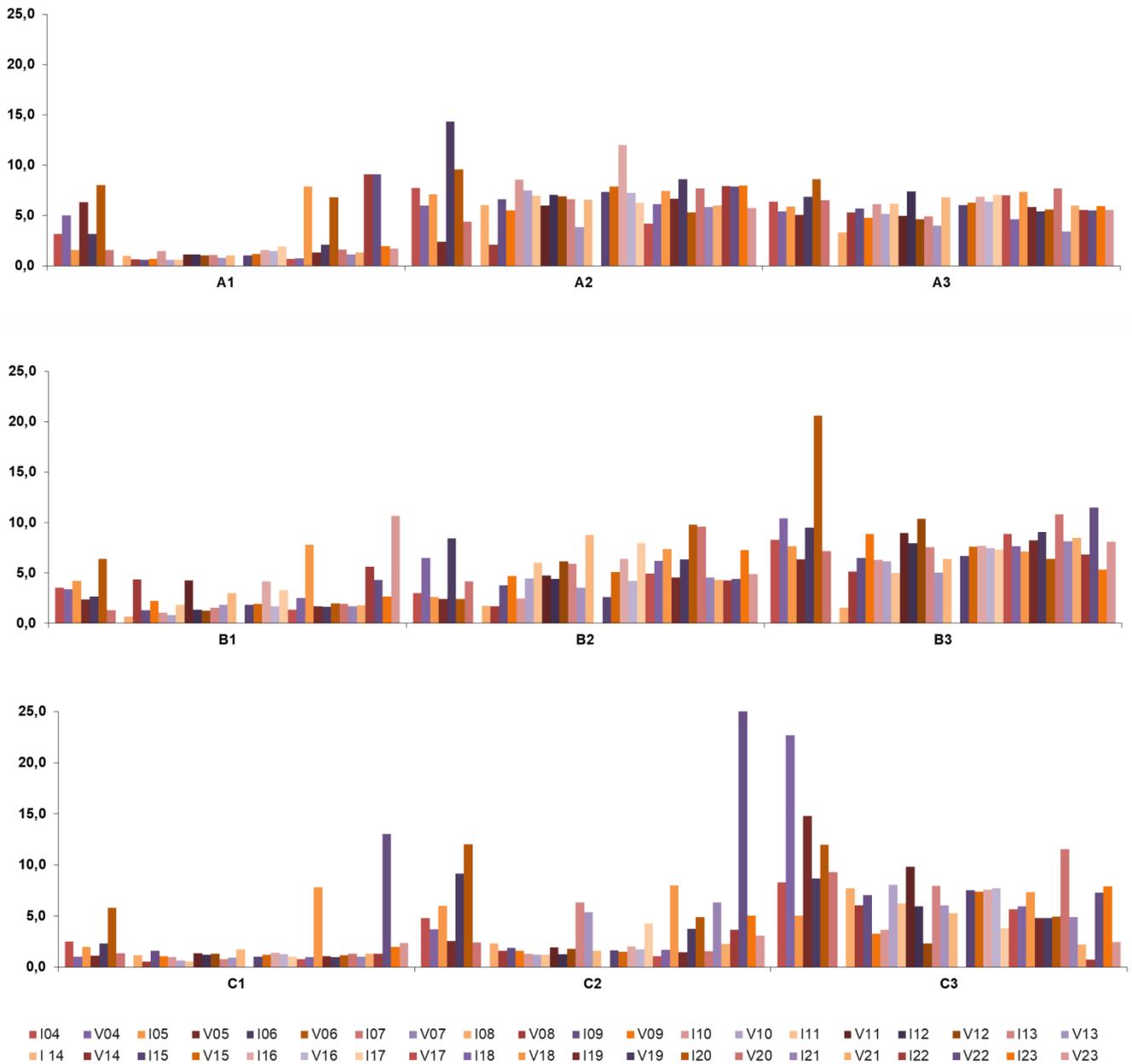


Figura 46. Valores de porcentaje de materia orgánica (% MO) de cada una de las estaciones incluidas en los transectos de muestreo en las campañas realizadas entre los años 2004 y 2023.

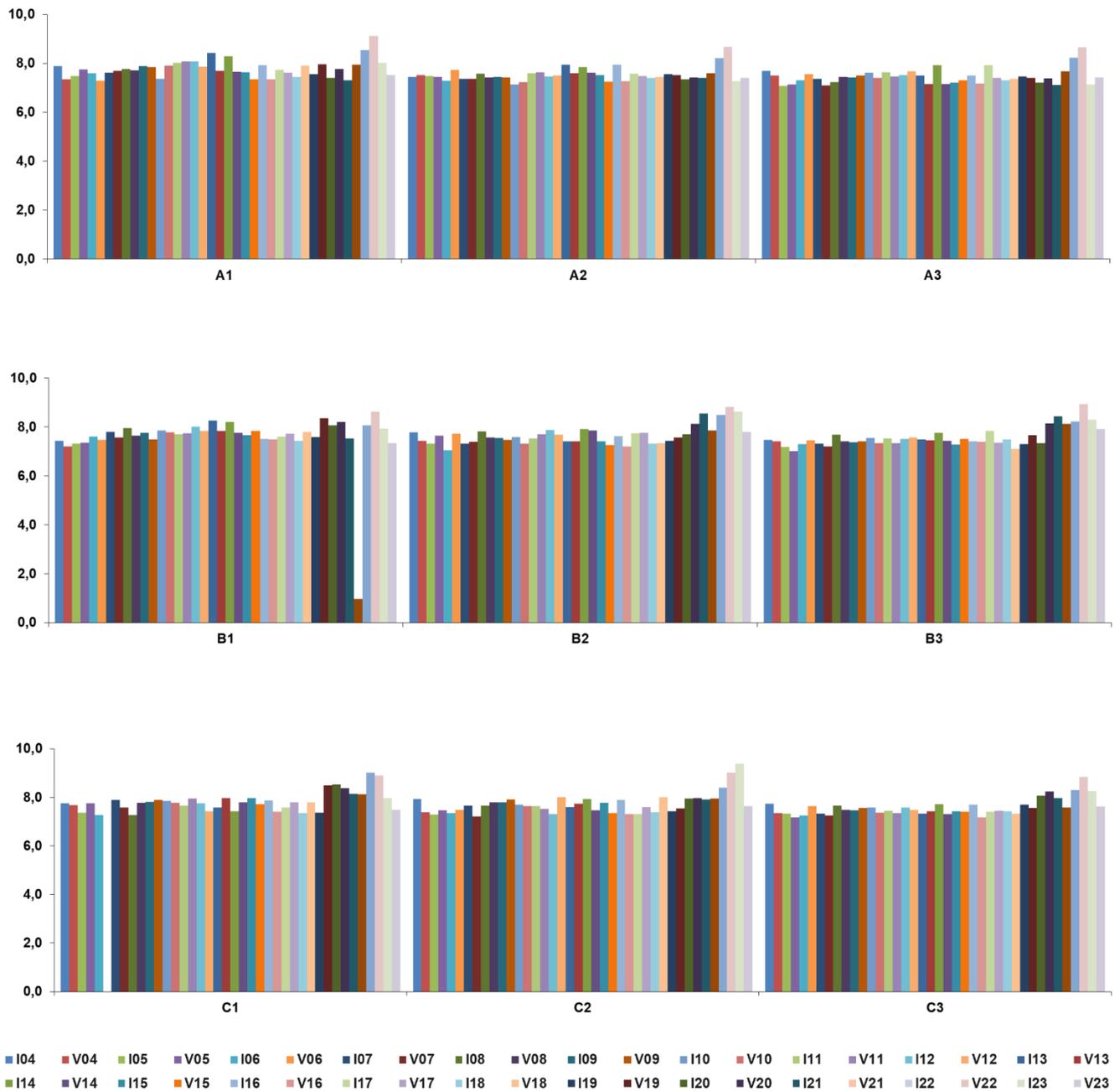


Figura 47. Valores de porcentaje de pH de cada una de las estaciones incluidas en los transectos de muestreo en las campañas realizadas entre los años 2004 y 2023.

Estructura de la infauna asociada a fondos blandos

Se han identificado un total de 5015 individuos pertenecientes a 23 grupos taxonómicos. La comunidad está dominada por poliquetos (62.33%), bivalvos (21.89%), decápodos (3.97%) y anfípodos (3.93%) (tabla 36).

Tabla 36. 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	0.0	0.0	0.0	0.0		
Nemertea	0.0	0.0	46.1	32.9	0.0	26.3	0.0	39.5	0.0		
Nematoda	0.0	164.6	0.0	0.0	46.1	13.2	19.8	158.0	32.9		
Annelida	Polychaeta		560	3898	4286	4602	3898	4741	2094	1804	2015
	Oligochaeta		0.0	39.5	39.5	0.0	0.0	13.2	0.0	72.4	0.0
Sipuncula			72.4	92.2	13.2	26.3	26.3	79	13.2	65.8	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	6.6	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Malacostraca	Cumacea	0.0	19.8	6.6	26.3	0.0	0.0	6.6	13.2	0.0
		Mysidacea	0.0	0.0	19.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	52.7
		Tanaidacea	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	6.6	0.0	0.0	0.0
	Isopoda		0.0	26.3	0.0	19.8	6.6	6.6	0.0	0.0	0.0
	Amphipoda		26.3	276.5	309.5	184.4	72.4	32.9	105.3	72.4	217.3
	Decapoda		0.0	65.8	217.3	79	263.4	105.3	13.2	111.9	454.3
	Pycnogonida		0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	46.1	19.8	0.0
Mollusca	Scaphopoda		0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.2
	Gastropoda		0.0	13.2	6.6	46.1	26.3	59.3	138.3	190.9	0.0
	Bivalvia		948.1	651.9	276.5	493.8	1158	493.8	1132	1349	724.3
	Polyplacophora		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Echinodermata	Asteroidea		0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	13.2	6.6	0.0
	Ophiuroidea		0.0	19.8	0.0	19.8	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0
	Echinoidea		0.0	0.0	6.6	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Holothuroidea		0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cephalochordata			0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0

Grupo taxonómico		A			B			C		
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Hemichordata	Ascidiacea	0.0	0.0	0.0	0.0	13.2	6.6	0.0	59.3	0.0
Phorinis		0.0	0.0	0.0	39.5	0.0	13.2	0.0	72.4	0.0
Pennatulacea		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

Análisis univariante

Para el estudio de la estructura de la infauna asociada a fondos blandos, se analizaron la abundancia y la riqueza taxonómica por separado, mediante un Análisis de la Varianza (ANOVA) para los factores transecto y profundidad.

Por lo que se refiere a la abundancia, se realizó el Test de Cochran para comprobar la homogeneidad de varianzas y se obtuvo un p-valor = 0.2957 (>0.05). Tras realizar el test de ANOVA se detectaron diferencias significativas en el factor profundidad, más concretamente entre las estaciones A3/A1 y A2/A1 (figura 48).

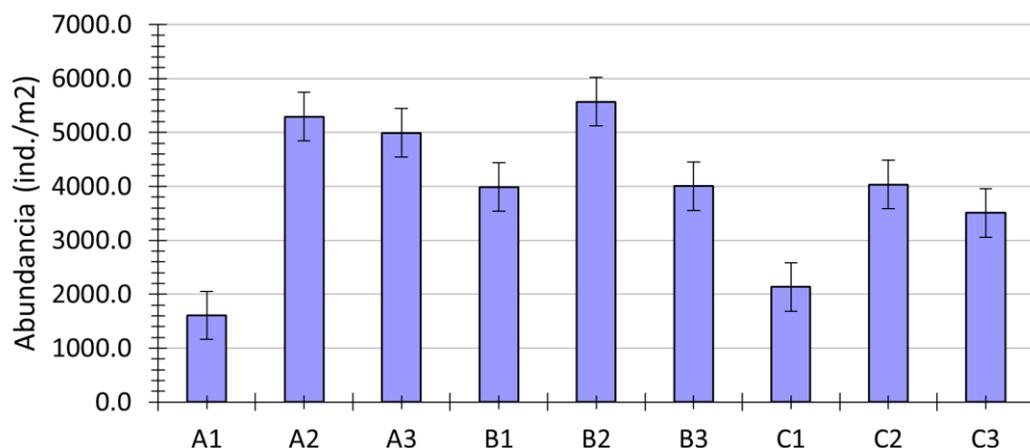


Figura 48. Abundancia media en las distintas estaciones.

En el caso de la riqueza taxonómica, tras realizar el Test de Cochran para comprobar la homogeneidad de varianzas, se obtuvo un p-valor = 0.282 (>0.05). Al realizar el test de ANOVA se detectaron diferencias significativas en la interacción de los factores transecto y profundidad. En el transecto A las diferencias significativas se detectaron entre las estaciones a 10 y 4 metros de profundidad, es decir entre A2/A1. En las estaciones a 4 metros de profundidad, hubo diferencias significativas entre los transectos B y A (figura 49).

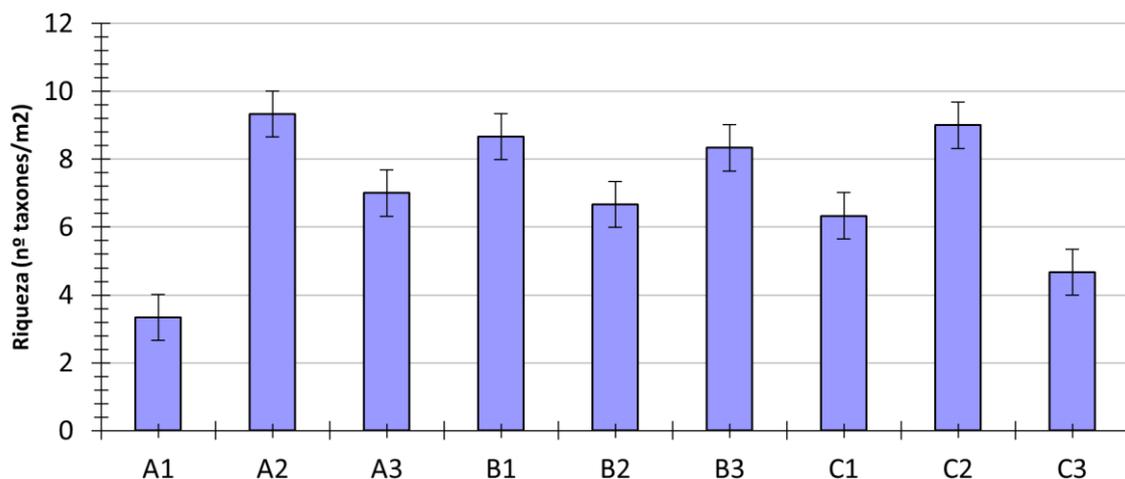


Figura 49. Nº grupos taxonómicos presentes en las distintas estaciones

Análisis multivariante

El cluster muestra como todas las estaciones muestran un grado de similitud superior al 60%, a excepción de A1 que se diferencia del resto y forma un grupo independiente (grupo 1). Con una similitud cercana al 90% agrupamos a las estaciones A3, B1, B3, A2 y B2 (grupo 2). En el grupo 3 se encuentra la estación C3, que se diferencia de las estaciones C1 y C2 (grupo 4) (figura 50).

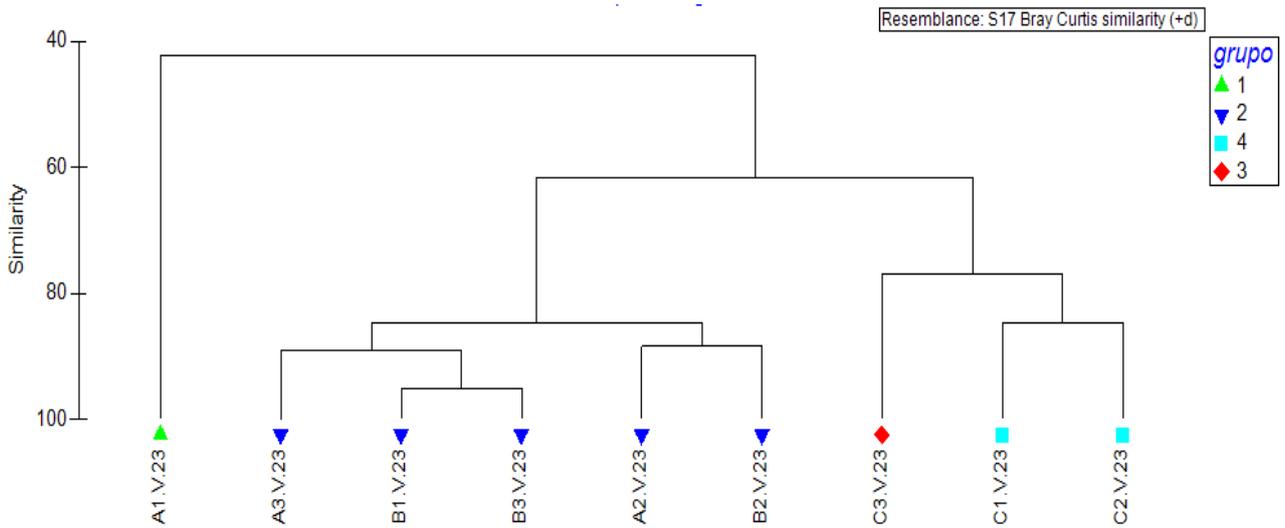


Figura 50. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación.

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 51).

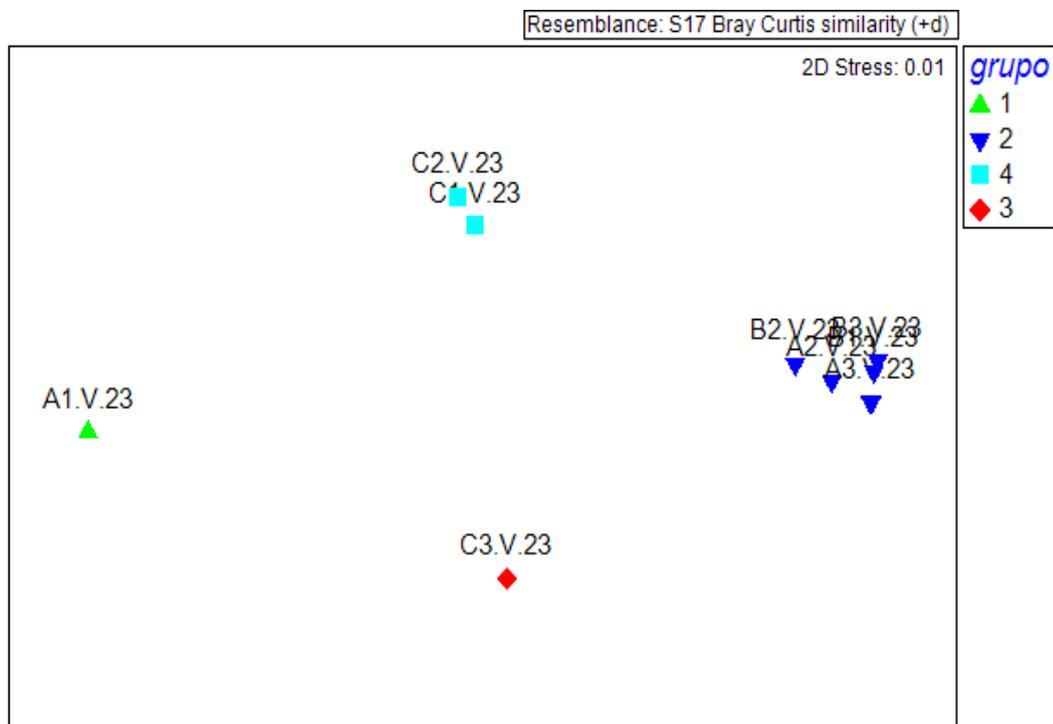


Figura 51. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos en cada una de las estaciones muestrales.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), se detectan diferencias significativas entre los transectos ($R= 0.292$ con un nivel de significación de 0.104) pero no entre profundidades ($R=-0.004$ con un nivel de significación de 0.404).

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. Los grupos 1 y 3 (estaciones A1 y C3 respectivamente) no muestran porcentaje de similitud al tratarse de grupos formados por una única estación. En el caso de los grupos 2 (estaciones A3, B1, B3, A2 y B2) y 4 (estaciones C1 y C2) las clases Polychaeta y Amphipoda son las que más contribuyen a la similitud (tabla 37).

Tabla 37. 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
1			
2			
SM: 87.03%			
	Polichaeta	4285.1	85.31
	Bivalvia	614.98	94.21
3			
4			
SM: 84.70%			
	Polychaeta	1948.47	55.92
	Bivalvia	1241.15	91.02

La tabla 37, 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 1 y 2 (65.99%), mientras que el menor porcentaje de disimilitud se observa entre los grupos 4 y 3 (23.04%).

Tabla 38. 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
1 & 2				
DM: 65.99				
	Polychaeta	559.67	4285.10	79.96
	Bivalvia	948.15	614.98	88.96
	Amphipoda	26.34	175.14	92.20
1 & 4				
DM: 41.82				
	Polychaeta	559.67	1948.97	61.72
	Bivalvia	948.15	1241.15	74.47
	Gastropoda	0.00	164.61	81.70
	Nematoda	0.00	88.89	85.51
	Amphipoda	26.34	88.89	88.30
	Decapoda	0.00	62.55	90.98
2 & 4				
DM: 39.39				
	Polychaeta	4285.10	1948.47	64.08
	Bivalvia	614.98	1241.15	81.42
	Gastropoda	30.29	164.61	85.11
	Amphipoda	175.14	88.89	88.31
	Decapoda	146.17	62.55	91.11
1 & 3				
DM: 48.78				
	Polychaeta	559.67	2014.81	58.31
	Decapoda	0.00	454.32	76.52
	Bivalvia	948.15	724.28	85.49
	Amphipoda	26.34	217.28	93.14
2 & 3				
DM: 36.23				
	Polychaeta	4285.10	2014.81	69.86
	Decapoda	146.17	454.32	79.35
	Bivalvia	614.98	724.28	88.08
	Amphipoda	175.14	217.28	91.23

Grupo	Organismo	AM x	AM y	PA
4 & 3				
DM: 23.04				
	Bivalvia	1241.15	724.28	30.49
	Decapoda	62.55	454.32	53.84
	Gastropoda	164.61	0.00	63.56
	Polychaeta	1948.97	2014.81	72.04
	Amphipoda	88.89	217.28	79.63
	Nematoda	88.89	32.92	83.63
	Mysidacea	0.00	52.67	86.76
	Sipuncula	39.51	0.00	89.06
	Oligochaeta	36.21	0.00	91.14

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, únicamente el potencial redox muestra un valor de p significativo ($p < 0.05$) con la comunidad de infauna, por lo que puede mostrar correlación con la población de infauna (Tabla 39). Del mismo modo, el coeficiente de correlación (Rho) muestra el valor más alto para el potencial redox (Figura 52).

Tabla 39. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

Factores ambientales	Rho	P
Granulometría		
% Gravas	0.009	0.409
% Arenas gruesas	-0.062	0.594
% Arenas medias	-0.246	0.882
% Arenas finas	0.19	0.135
% Fangos	0.047	0.34
Potencial Redox	0.969	0.001
Salinidad	-0.093	0.686
Materia orgánica	-0.120	0.703
pH	0.212	0.125

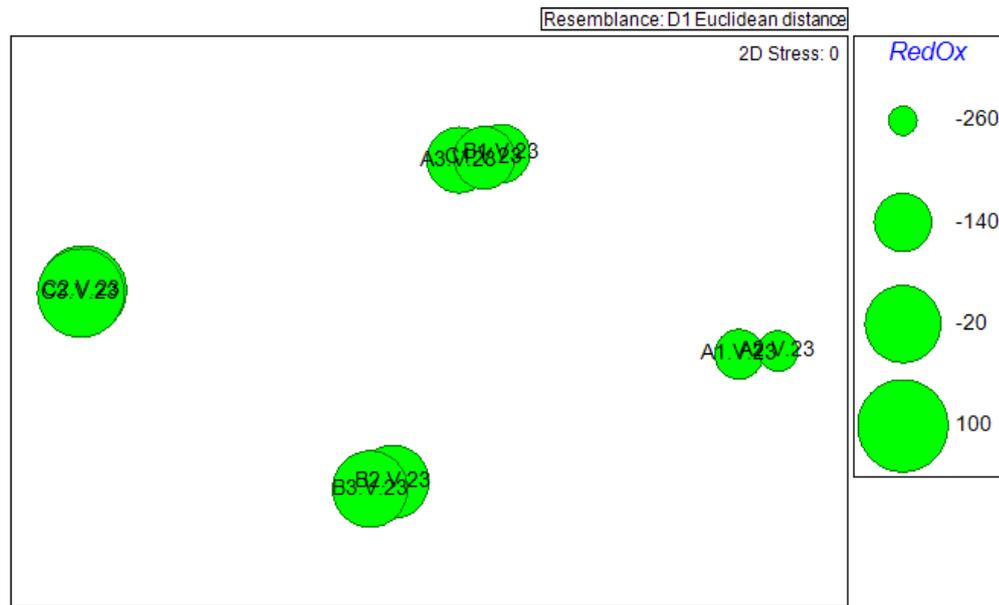


Figura 52. Representación bidimensional MDS para las abundancias de la comunidad de infauna en cada una de las estaciones con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento en los valores del potencial RedOx.

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, 2022 y 2023 (figura 53).

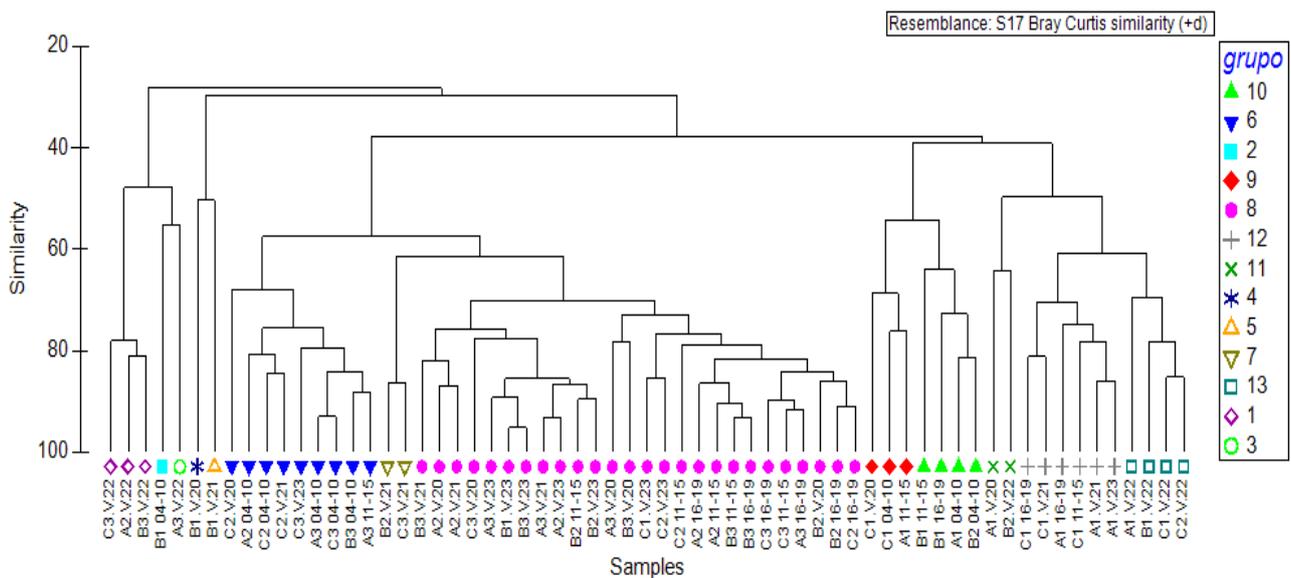


Figura 53. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación correspondiente a las campañas de verano del 2004 al 2023.

Además, en la representación bidimensional, aparte de ver de nuevo como las estaciones muestreadas durante la campaña de 2023 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 54).

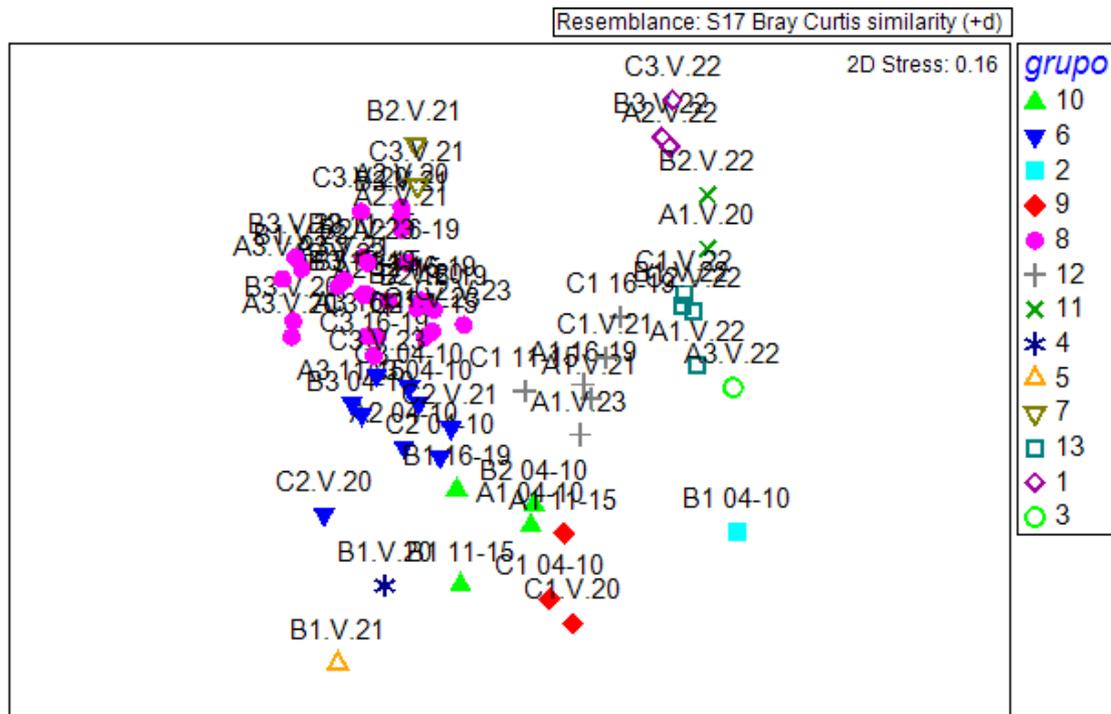


Figura 54. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos de cada estación correspondientes a las campañas de verano del 2004 al 2023.

Comunidad de poliquetos de fondos blandos

Se han analizado un total de 1.542 individuos pertenecientes a 34 familias de poliquetos (tabla 40). 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 40. Abundancias medias (nº ind / m²) de las familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

Familia	A			B			C		
	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 34 familias identificadas, las familias Syllidae, Capitellidae, Eunicidae, Onuphidae, Spionidae y Megalonidae representan casi el 64% del total de la abundancia. El resto de las familias aparecen con abundancias que representan, cada una de ellas, menos del 4 % del total analizado. Durante esta campaña de verano de 2023, las familias Capitellidae y Spionidae aparece en todas las estaciones estudiadas.

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 55).

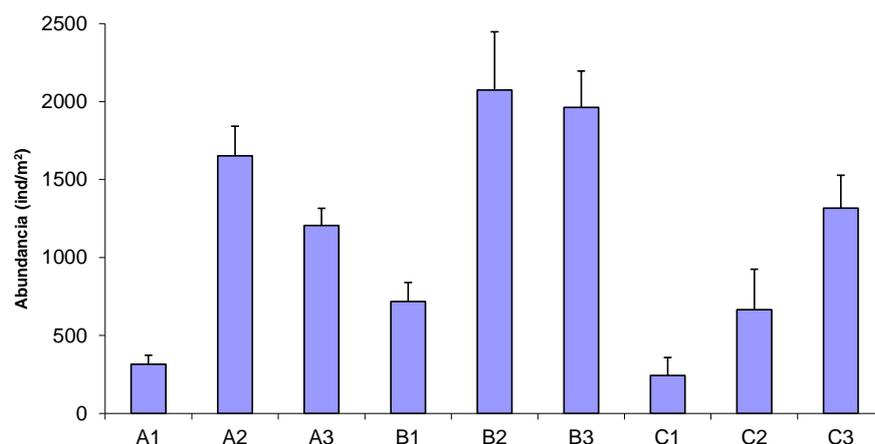


Figura 55. Abundancia media de poliquetos en cada una de las estaciones.

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 56).

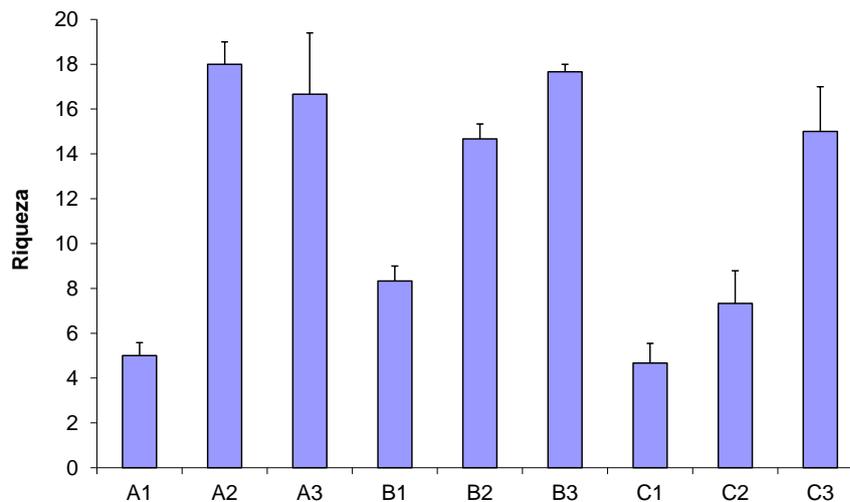


Figura 56. Número de familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

Análisis multivariante

En el cluster realizado (figura 57) 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.

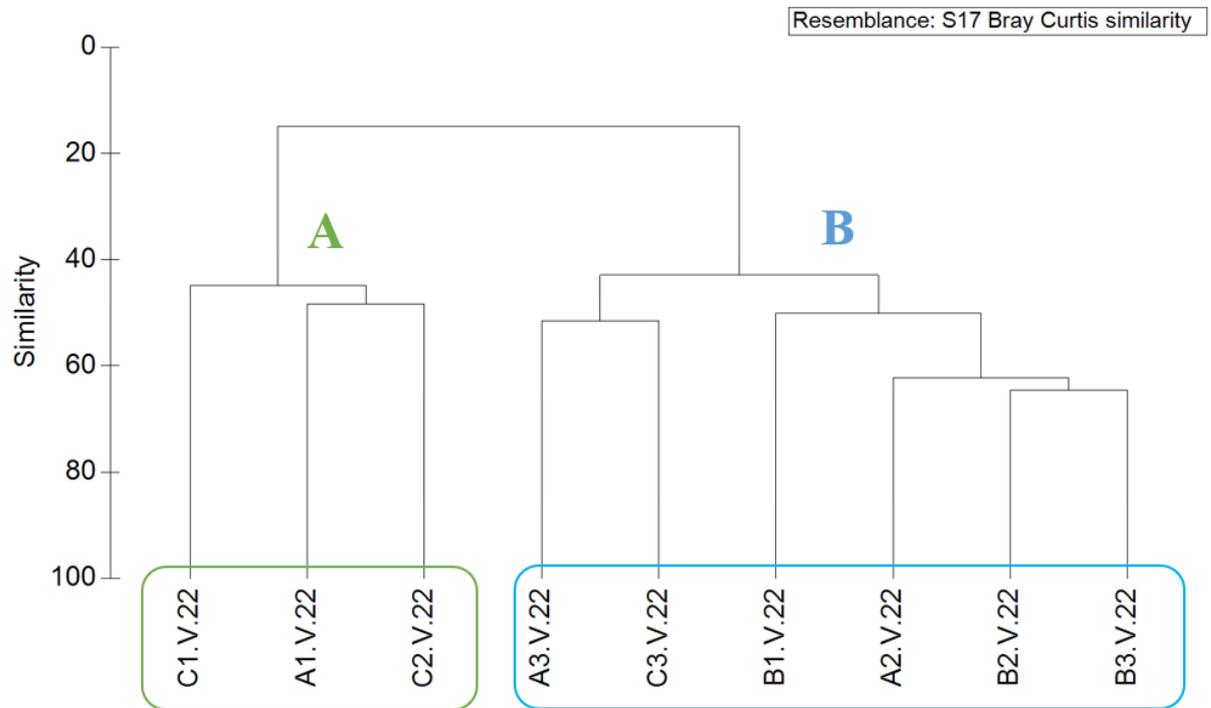


Figura 57. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) (figura 58) se puede apreciar 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.

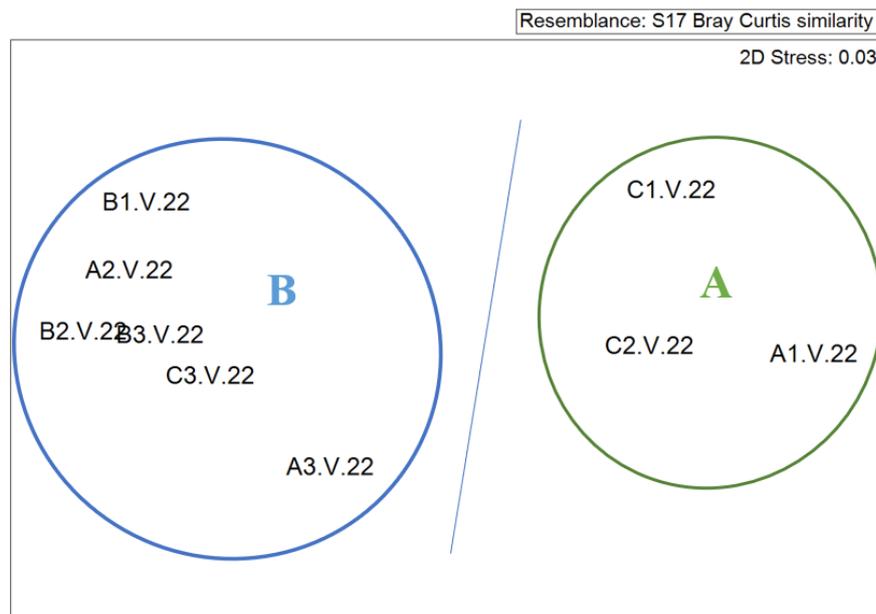


Figura 58. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM) no se han detectado 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) (tabla 41).

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 41. 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 42. 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 (tabla 43) 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 43. 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 realizan Bubbles plot (figuras 59 a 64) 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.

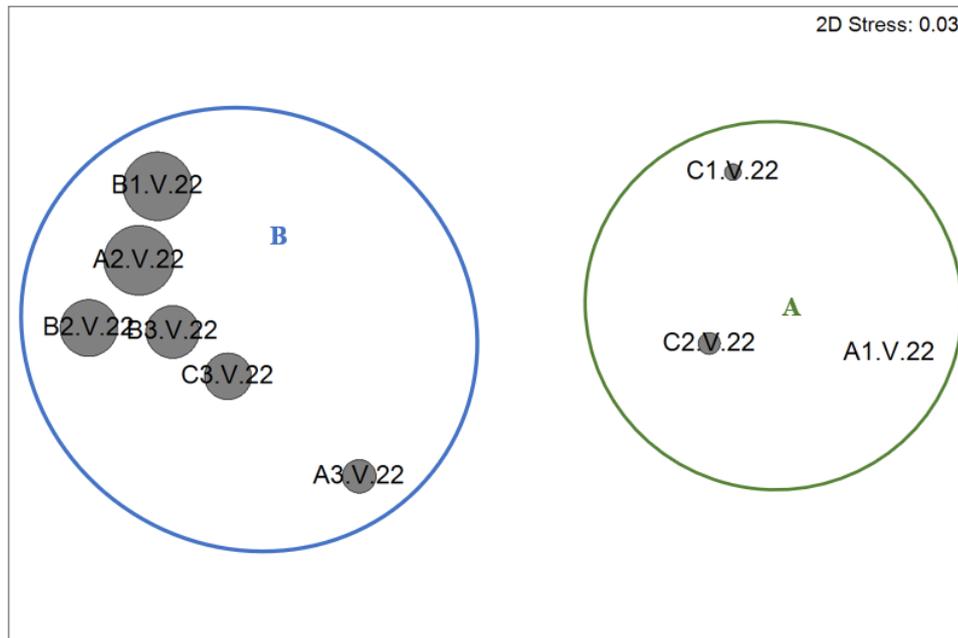


Figura 59. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de gravas.

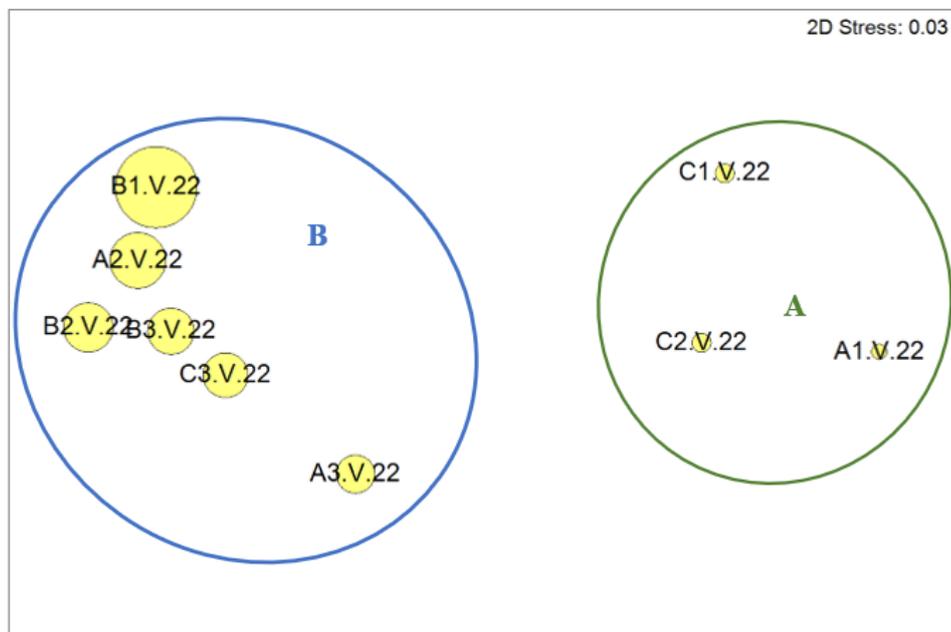


Figura 60. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento arena media.

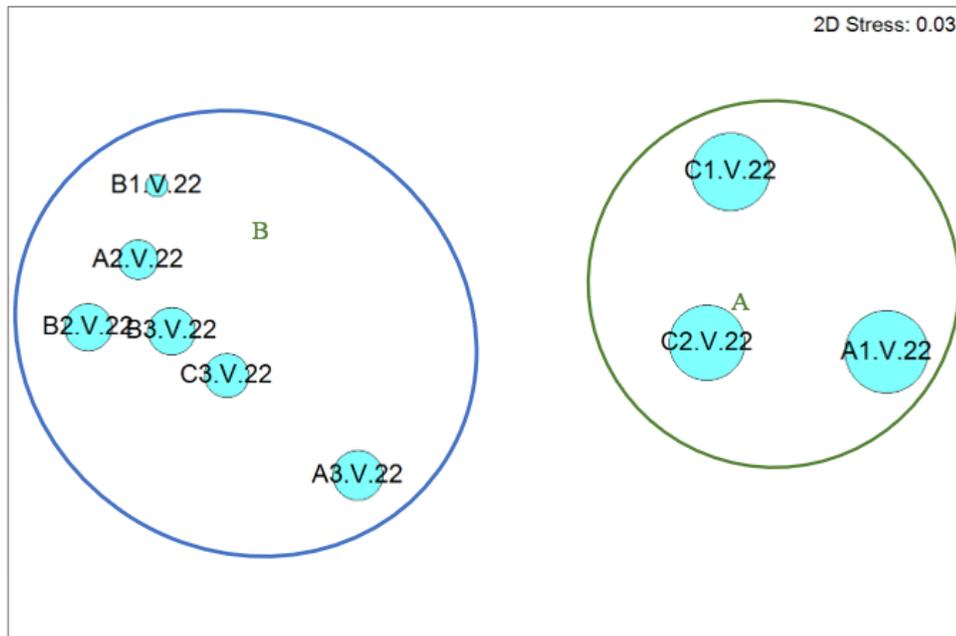


Figura 61. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento arena fina.

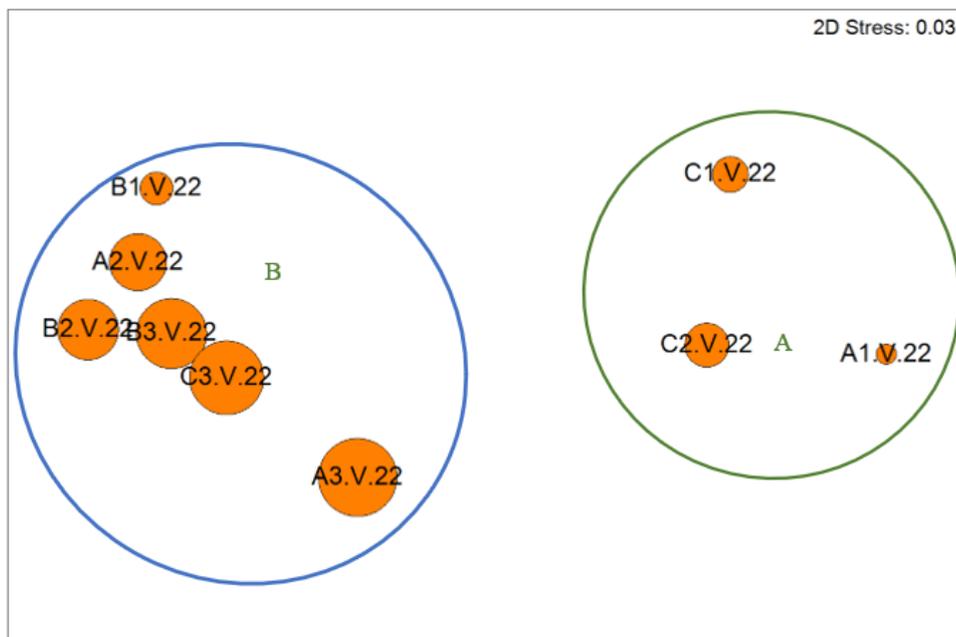


Figura 62. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de lutitas.

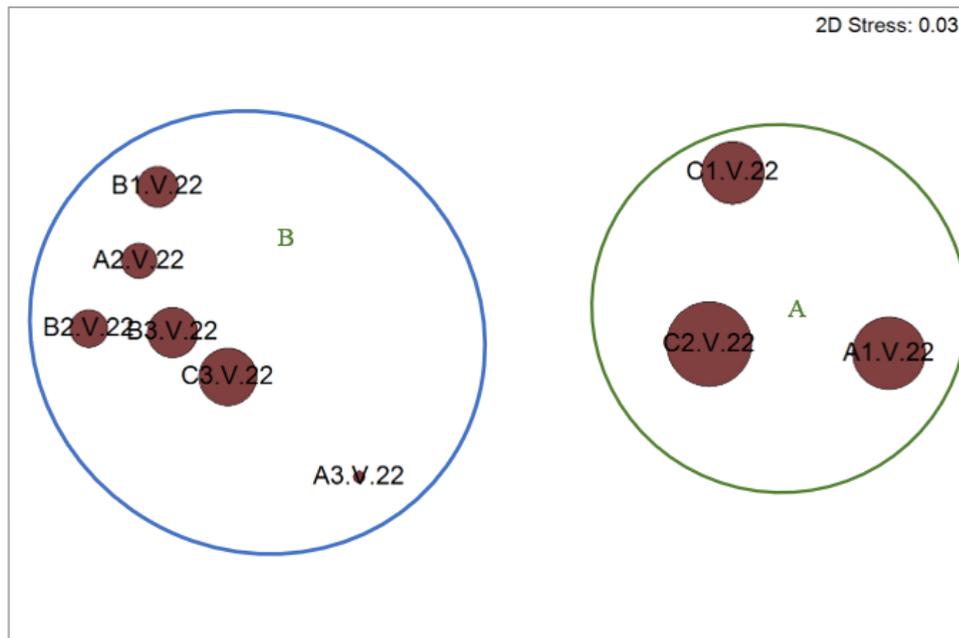


Figura 63. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al potencial redox.

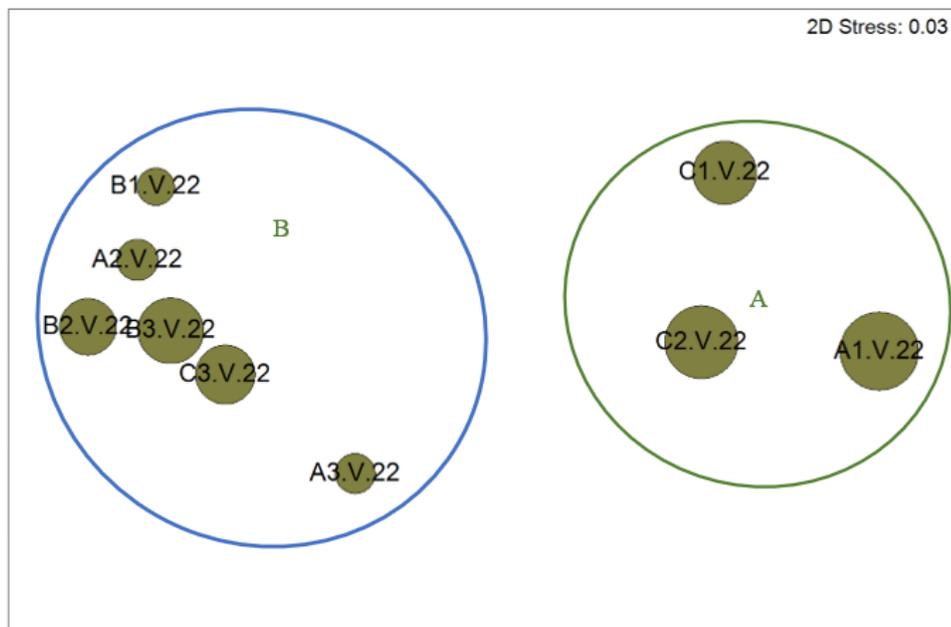


Figura 64. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de pH.

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 2023. A partir de esta matriz se obtiene un Cluster (figura 65) y un MDS (figura 66).

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

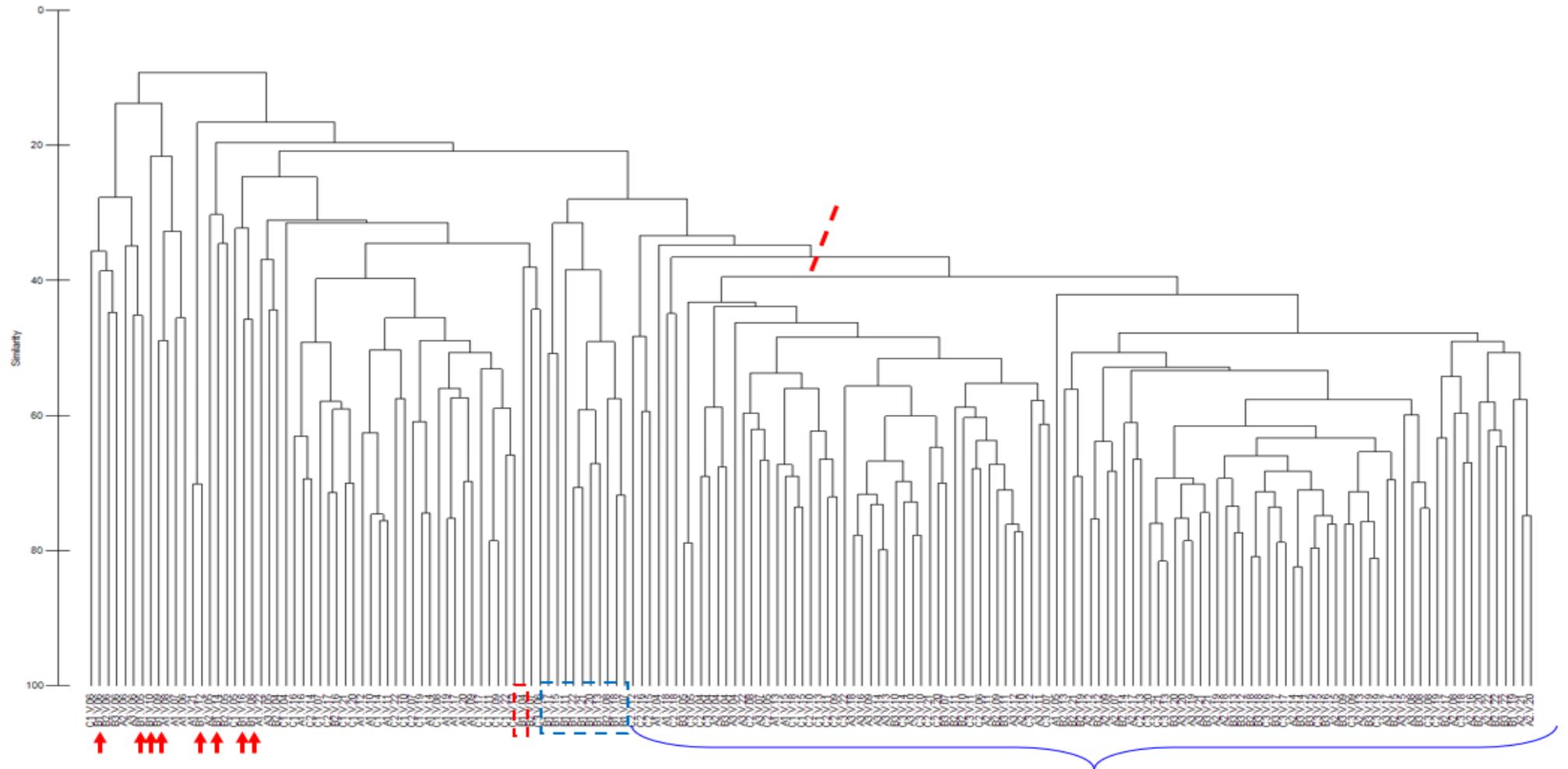


Figura 65. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas de verano del 2004 al 2023.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) (figura 66) 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.

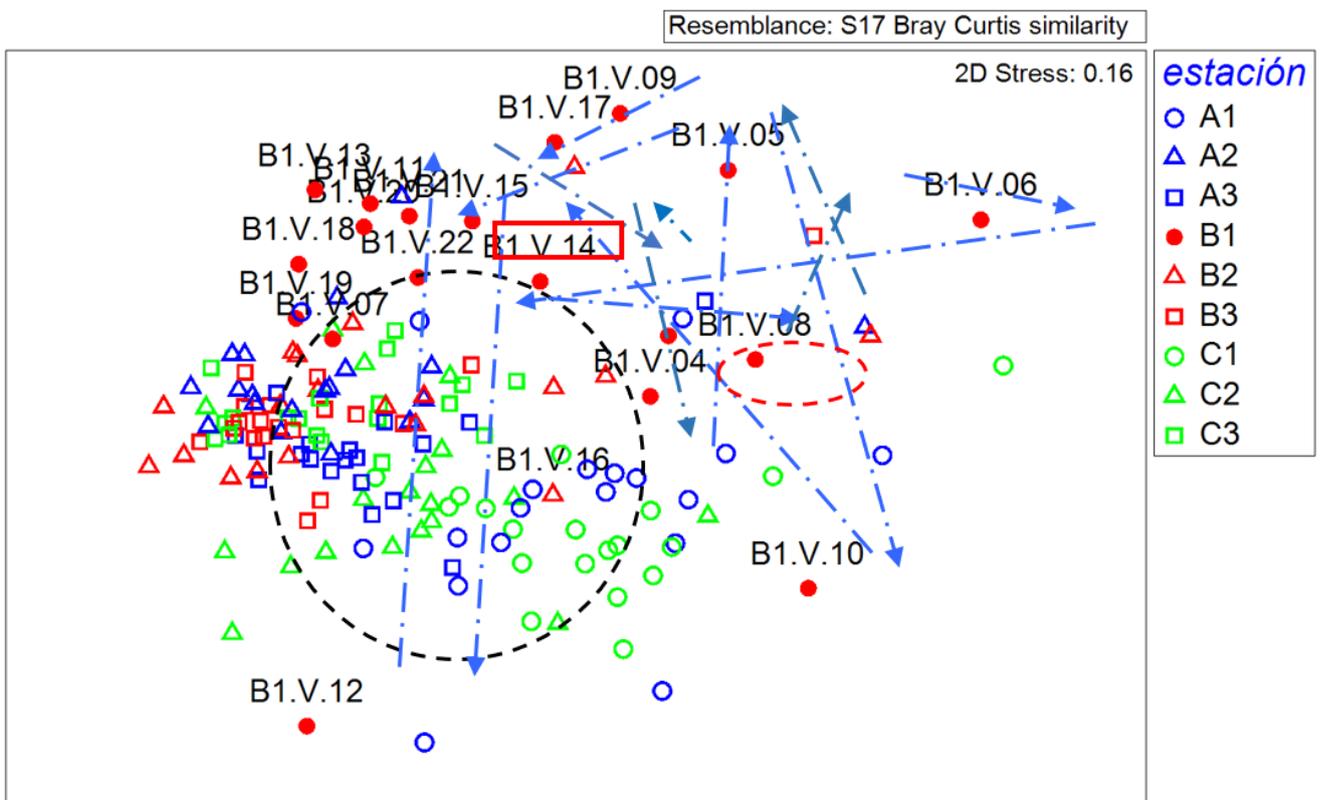


Figura 66. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas de verano entre los años 2004 y 2023.

3.5. Comunidad nectónica en el verano de 2023

Durante el año anterior al vertido, las variables descriptivas del poblamiento se caracterizaron por ser inferiores en la localidad impactada (Tabla 44; Figura 67). Estas diferencias entre la localidad impactada y la control se han mantenido durante el resto de los años estudiados, y han sido significativas tanto para el número de especies como para la abundancia total durante todos los tiempos muestreados (Tabla 45). 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, invierno de 2019 y este último tiempo muestreado, verano de 2023 (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 67). Sin embargo, en el 2007 disminuyeron de nuevo, y desde entonces, durante los siguientes cuatro tiempos de muestreo han ido aumentando paulatinamente hasta alcanzar en verano del 2010 valores similares a los registrados antes del inicio del vertido. Sin embargo, durante los tres siguientes tiempos de muestreo (de invierno 2011 a invierno 2012), los valores del número de especies, abundancia y biomasa total fueron muy bajos en la zona impacta, 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, verano de 2023, donde ha mostrado cierta recuperación.

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 verano de 2023, donde repunta notablemente.

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 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 44. 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	

Año	Impacto/Control	Nº de especies (spp./125m²)	Abundancia (ind./125m²)	Biomasa (g/125m²)
Julio 2015	Impacto	1.9 ± 0.6	3.0 ± 2.3	236.9 ± 161.3
	Control	6.6 ± 0.9	86.8 ± 40.0	2906.7 ± 1217.3
Marzo 2016	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
Marzo 2023	Impacto	1.9 ± 0.6	3.1 ± 2.6	107.5 ± 96.5
	Control	6.4 ± 0.5	105.2 ± 9.3	5819.4 ± 1108.4
Julio 2023	Impacto	4.9 ± 1.0	55.0 ± 16.6	799.0 ± 220.1
	Control	6.0 ± 0.5	58.6 ± 11.1	1023.6 ± 271.3

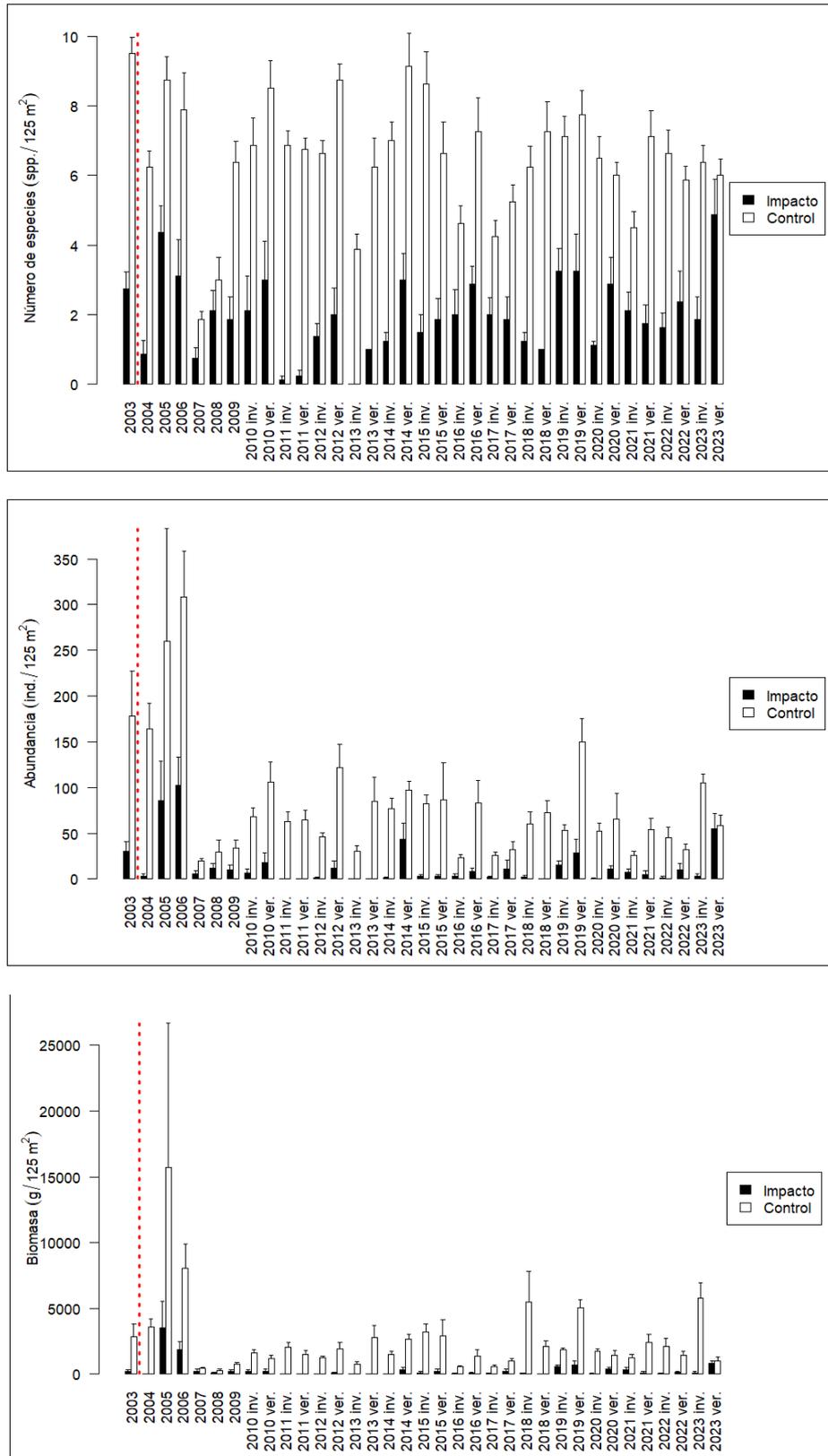


Figura 67. Variables del poblamiento de peces (□ error estándar) antes (2003) y después de iniciarse el vertido (desde 2004 a 2023).

Tabla 45. 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); \varnothing indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes de variación	g.l.	Nº de especies			Abundancia			Biomasa			F versus
		C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	34	21.382	3.061	0.000***	28017.08	2.968	0.000**	16.971	2.659	0.000***	Ti×Si(IC)
IC	1	2880.179	253.92	0.004**	636525.7	471.959	0.002*	3044.683	105.27	0.009**	Si(IC)
Ti×IC	34	10.870	1.556	0.061	9365.380	0.992	0.497	14.196	2.224	0.003**	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	11.343	4.413	0.013*	1348.689	0.474	0.623	28.921	10.990	0.000***	Residual
Ti×Si(IC)	68	6.986	2.718	0.000***	9440.314	3.316	0.000**	6.383	2.426	0.000***	Residual
Residual	420	2.570			2846.839			2.632			
Transform.		-			\varnothing			Ln(x+1)			

Tabla 46. 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		Marzo 2023		Julio 2023	
	Impacto	Control	Impacto	Control	Impacto	Control
<i>Boops boops</i>	0	4.1 \pm 2.6	0	4.9 \pm 4.9	26.9 \pm 12.1	0.1 \pm 0.1
<i>Chromis chromis</i>	0	0	0.9 \pm 0.9	3.4 \pm 2.2	0.5 \pm 0.4	5.0 \pm 2.7
<i>Coris julis</i>	0.1 \pm 0.1	1.0 \pm 0.5	0.1 \pm 0.1	0	0.5 \pm 0.3	0
<i>Diplodus annularis</i>	4.6 \pm 3.5	44.9 \pm 19.4	0.1 \pm 0.1	0.8 \pm 0.2	0.8 \pm 0.5	0.4 \pm 0.3
<i>Diplodus cervinus</i>	0	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	0.9 \pm 0.5	7.3 \pm 2.8	0.6 \pm 0.5	1.9 \pm 0.5	1.6 \pm 0.6	2.2 \pm 0.8
<i>Diplodus vulgaris</i>	19.9 \pm 7.2	64.0 \pm 22.6	1.1 \pm 0.7	7.2 \pm 1.9	15.1 \pm 4.2	9.1 \pm 1.3
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0.1 \pm 0.1	0.4 \pm 0.2	0	0
<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	0.1 \pm 0.1	0.8 \pm 0.8	0	0.1 \pm 0.1
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0
<i>Oblada melanura</i>	0	2.8 \pm 0.6	5.2 \pm 5.2	0.1 \pm 0.1	1.4 \pm 1.2	31.2 \pm 10.5
<i>Pagrus auriga</i>	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0
<i>Pomadasys incisus</i>	3.1 \pm 3.0	6.0 \pm 1.8	0.4 \pm 0.4	6.2 \pm 3.1	0	0
<i>Sarpa salpa</i>	0	38.1 \pm 21.4	0	5.0 \pm 2.9	6.4 \pm 3.6	6.1 \pm 3.6
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0
<i>Serranus scriba</i>	0	0.3 \pm 0.2	0.2 \pm 0.2	0.5 \pm 0.3	0.1 \pm 0.1	0.8 \pm 0.2
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Symphodus cinereus</i>	0.1 \pm 0.1	0	0	0.2 \pm 0.2	0.4 \pm 0.3	0

Especie	Antes del vertido		Después del vertido			
	Mayo 2003		Marzo 2023		Julio 2023	
	Impacto	Control	Impacto	Control	Impacto	Control
<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	1.0 ± 1.0	0.1 ± 0.1	1.2 ± 0.6	3.1 ± 1.2
<i>Symphodus roissali</i>	0.3 ± 0.2	0.6 ± 0.3	0	0	0	0.2 ± 0.2
<i>Symphodus tinca</i>	0.1 ± 0.1	2.8 ± 0.8	0	0.2 ± 0.2	0.1 ± 0.1	0
<i>Thalassoma pavo</i>	0	1.0 ± 0.4	0.2 ± 0.2	0.2 ± 0.2	0	0
<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 2023 se observaron un total de 15 especies (Tabla 46). De estas, 12 especies fueron observadas en la localidad control, y otras tantas en la zona impactada, de entre las que destacaron *Oblada melanura* y *Boops boops* con valores de abundancia superiores al resto en las localidades control e impacto respectivamente. 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 el mismo al registrado durante el muestreo anterior en invierno del 2023, donde se censaron también 12 especies. Durante verano del 2023, *Oblada melanura*, *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa* y *Chromis chromis* fueron las especies que presentaron los valores de abundancia más altos en la localidad control, mientras que *Boops boops* y *Diplodus vulgaris* lo hicieron en la impactada.

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 (Tabla 47). Sólo estas cuatro especies representaron el 71.57% de la disimilitud observada entre la localidad impactada y la control.

Tabla 47. 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=87.67)	Abundancia media Impacto	Abundancia media Control	Porcentaje	Porcentaje acumulado
<i>D. vulgaris</i>	2.92	16.71	22.46	22.46
<i>S. salpa</i>	2.72	19.53	18.21	40.67
<i>O. melanura</i>	1.15	14.79	16.24	56.92
<i>D. sargus</i>	2.39	9.33	14.65	71.57
<i>B. boops</i>	2.65	5.88	6.61	78.18
<i>D. annularis</i>	0.69	4.08	6.36	84.53
<i>S. tinca</i>	0.1	1.84	3.18	87.72
<i>P. incisus</i>	0.12	1.47	2.5	90.22

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 48). 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, invierno del 2022 y finalmente invierno del 2023. 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, verano de 2019 y finalmente invierno de 2023. 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 48. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Ti: tiempo, IC: Impacto-control, Si: sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ϖ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes de variación	g.l.	<i>D. sargus</i>			<i>D. vulgaris</i>			<i>S. salpa</i>			F versus
		C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	34	994.423	3.085	0.000**	1749.783	6.119	0.000**	3989.934	5.513	0.000**	Ti×Si(IC)
IC	1	6734.579	46.261	0.021	26647.80	87.913	0.011	39547.20	111.350	0.009*	Si(IC)
Ti×IC	34	273.079	0.847	0.697	1084.728	3.793	0.000**	2134.450	2.949	0.000**	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	145.579	1.044	0.353	303.116	2.171	0.115	355.161	0.751	0.473	Residual
Ti×Si(IC)	68	322.307	2.311	0.000**	285.969	2.048	0.000**	723.738	1.529	0.007*	Residual
Residual	420	139.480			139.635			473.219			
Transform.		ϖ			ϖ			ϖ			

Fuentes de variación	g.l.	<i>O. melanura</i>			<i>D. annularis</i>			<i>B. boops</i>			F versus
		C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	34	932.663	1.770	0.023	299.602	1.872	0.014	525.024	1.610	0.048	Ti×Si(IC)
IC	1	26044.21	25.219	0.037	1611.607	16.010	0.057	1459.314	18.445	0.050	Si(IC)
Ti×IC	34	780.801	1.482	0.084	191.173	1.194	0.263	360.877	1.107	0.354	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	1032.709	2.463	0.086	100.664	2.850	0.059	79.118	0.320	0.727	Residual
Ti×Si(IC)	68	526.838	1.256	0.095	160.058	4.532	0.000**	326.092	1.318	0.057	Residual
Residual	420	419.329			35.317			247.485			
Transform.		ϖ			ϖ			ϖ			

Fuentes de variación	g.l.	<i>S. tinca</i>			<i>P. incisus</i>			F versus
		C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	34	1.081	6.147	0.000***	30.973	1.566	0.059	Ti×Si(IC)
IC	1	67.357	770.402	0.001**	253.802	147.284	0.007*	Si(IC)
Ti×IC	34	1.036	5.887	0.000***	23.842	1.205	0.253	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	0.087	0.468	0.627	1.723	0.204	0.816	Residual
Ti×Si(IC)	68	0.176	0.942	0.609	19.782	2.337	0.000**	Residual
Residual	420	0.187			8.465			
Transform.		Ln(x+1)			ϖ			

El análisis de escalamiento multidimensional ha mostrado que una de las estructuras del poblamiento que más difiere del resto ha sido la registrada en la zona impactada en el invierno de 2013 (Figura 68-A). Esto es lógico teniendo en cuenta que no se observó ningún individuo.

Observando con más detalle el dendrograma (Figura 69) o en el MDS donde se excluye este tiempo de muestreo (Figura 68-B), se evidencia que el poblamiento íctico censado en la zona impactada durante el último tiempo de muestreo, al observarse un mayor número especies que otros años, así como una abundancia más elevada, se asemeja al poblamiento observado en la localidad control en verano de 2018 e inviernos del 2019 y 2022.

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 69).

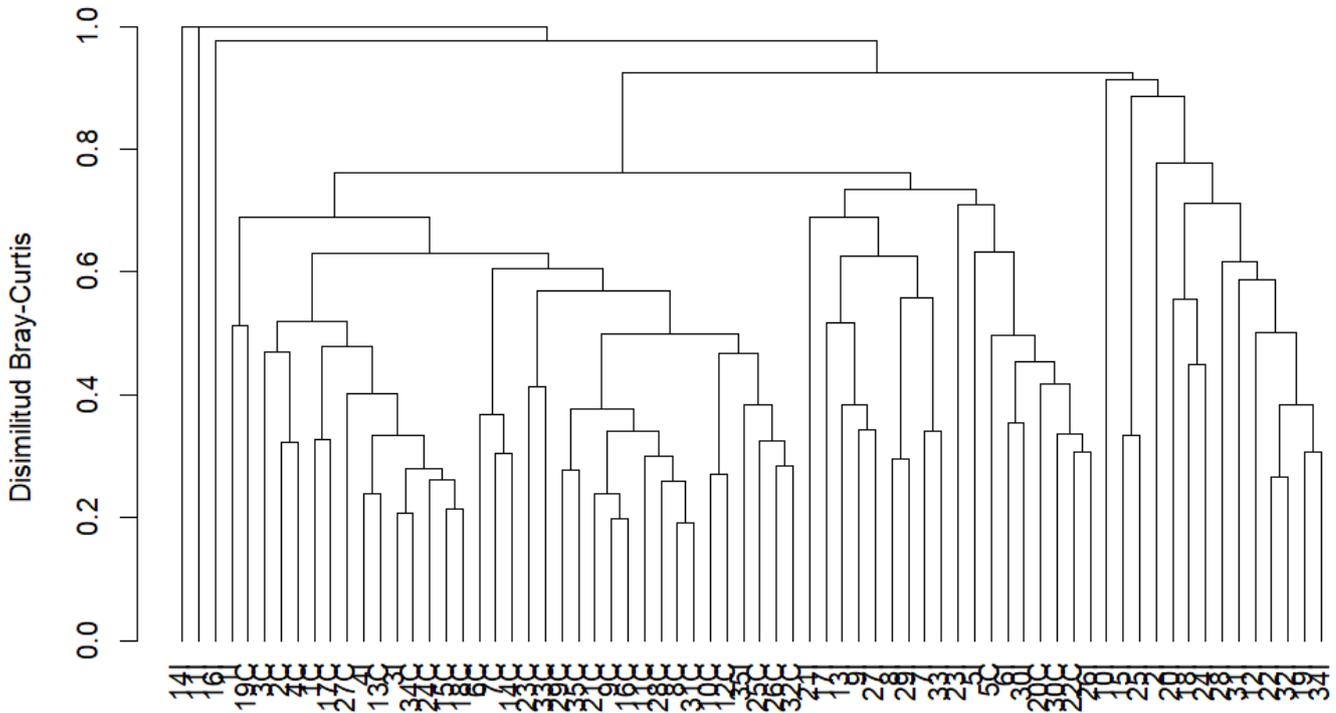


Figura 69. Dendrograma de similitud realizado con la abundancia de las especies observadas para cada uno de los tiempos estudiados (1: 2003, 2: 2004, 3: 2005, 4: 2006, 5: 2007, 6: 2008, 7: 2009, 8: 2010 inv., 9: 2010 ver., 10: 2011 inv., 11: 2011 ver., 12: 2012 inv., 13: 2012 ver., 14: 2013 inv., 15: 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., 33: 2022 ver., 34: 2023 inv. y 35: 2023 ver.) en el área impacto (I) y control (C).

3.6. 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 70) 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 70. Cala de los Borrachos. Al fondo la captación para la dilución del vertido de las desalinizadoras de Alicante

La zona de captación tanto de Alicante I mediante pozos playeros (Figura 71) como de Alicante II mediante túnel submarino y drenes (Figura 72) se encuentra en la zona de la playa de Aguamarga. Debido a las características de ambas tomas de captación no se puede producir arrastre de sedimentos debido al tipo de captaciones. Tampoco existe ninguna estructura que pueda interferir en la dinámica litoral.



Figura 71. Pozo de captación de Alicante I



Figura 72. Arqueta de captación de Alicante II

3.7. 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 73) como la instalación de vertido (figura 74) presentan una funcionalidad correcta.



Figura 73. Toma de agua para la dilución del vertido



Figura 74. Vertido del rechazo diluido.

3.8. Efluentes generados

Además de las aguas de rechazo durante 2023 se han generado 20 m³ de aguas residuales que han sido retiradas por un gestor autorizado. La autorización de vertido de la fosa séptica se incluye en el anexo 06 (anexos digitales) de este informe.

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

Al aplicar los nuevos descriptores para evaluar el estado de las praderas de *Posidonia oceanica* en la zona de estudio, se sigue detectando una alteración generalizada en el límite superior de las mismas. Esta alteración es evidente al analizar los datos estructurales de las praderas, pero también se detecta en los descriptores morfológicos de los haces, que presentan una menor longitud foliar a los 17 m de profundidad, así como en algunos descriptores fisiológicos y bioquímicos, como la concentración de sacarosa o la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$, que presentan menores valores a esa profundidad.

Esta alteración 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, exceptuando la prolina. Este aminoácido puede ser indicador de cambios de salinidad y en el presente muestreo se ha detectado una mayor concentración del mismo en la localidad de la Desaladora a 17 m de profundidad, por lo que sería necesario ver su evolución temporal en próximos muestreos para comprobar si se mantiene esta tendencia.

En este sentido no se han observado equinodermos en el muestreo realizado este año lo que podría ser un reflejo de una mayor influencia del vertido en invierno de este año. Las superaciones de salinidad se han reducido en la segunda mitad del año y se han vuelto a observar equinodermos en los últimos muestreos del año en el límite superior de la pradera. Por otra parte, se observa una recuperación del resto la fauna en el área de influencia del vertido desde el inicio de la dilución del vertido de las desalinizadoras. 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 y no se separa de ellos.

5. CONCLUSIONES

5.1. Control de la salinidad en el medio receptor

- Los valores de salinidad promedios para este año 2023 son inferiores a 38 ups en todas las estaciones. La estación con un mayor valor promedio de salinidad ha sido la denominada Urbanova, situada más al sur, con un valor promedio anual de 37,94 ups para este 2023.
- Durante el año 2023 las superaciones del valor de referencia de 38,5 ups han estado entre el 5,92 % y el 17,85 % de los valores analizados. En ninguna estación se sobrepasa el porcentaje anual de superaciones recomendado (25 % de valores por encima de 38,5, Sánchez Lizaso et al 2008). Las superaciones del valor de referencia de 38.3 son lógicamente más elevadas. La distribución de las superaciones ha sido más elevada en los primeros meses de 2023, probablemente por un ascenso de los valores de la salinidad natural.

5.2. Pradera de *Posidonia oceanica*

- Al aplicar los nuevos descriptores para evaluar el estado de las praderas de *Posidonia oceanica* en la zona de estudio, se sigue detectando una alteración generalizada en el límite superior de las mismas.
- Esta alteración es evidente al analizar los datos estructurales de las praderas, pero también se detecta en los descriptores morfológicos de los haces, que presentan una menor

longitud foliar a los 17 m de profundidad, así como en algunos descriptores fisiológicos y bioquímicos, como la concentración de sacarosa o la traza isotópica de $\delta^{15}\text{N}$, que presentan menores valores a esa profundidad.

- Esta alteración no se puede asociar únicamente al vertido de las desaladoras, 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, exceptuando la prolina. Este aminoácido puede ser indicador de cambios de salinidad y en el presente muestreo se ha detectado una mayor concentración del mismo en la localidad de la Desaladora a 17 m de profundidad, por lo que sería necesario ver su evolución temporal en próximos muestreos para comprobar si se mantiene esta tendencia.
- Por otra parte, en este muestreo, no se han observado equinodermos en las estaciones más próximas al vertido: Desaladora, Urbanova y Urbanova Sur, lo que podría indicar cierta afección por el aumento de salinidad sobre las poblaciones de estos organismos, muy sensibles ante los cambios de salinidad. En cualquier caso, en muestreos más recientes en estas zonas (no incluidos en este estudio), sí que se ha observado la presencia de estos organismos en el límite superior de la pradera de *Posidonia oceanica*.

5.3. Comunidades bentónicas

5.3.1. Fondos blandos

- Las clasificaciones granulométricas mantienen la relación entre el tipo de sedimento y la profundidad en la mayoría de las estaciones, donde las estaciones más próximas a la costa (5 m de profundidad) suelen presentar un sedimento más grueso, mientras que en las estaciones más alejadas (7 y 15 metros de profundidad) el sedimento observado tiende a aumentar la fracción más fina, es decir, arenas finas y lutitas, clasificándose como arenas fangosas.
- 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, en esta última campaña 2023. Las familias Capitellidae, Syllidae, Spionidae y Maldanidae, son las familias dominantes en la zona de estudio, representando más del 59% del total de la abundancia analizada.

- Los parámetros ambientales arena gruesa, arena media, lutitas y la profundidad son los principales factores que parecen estar influenciando la composición de la comunidad de poliquetos durante esta campaña de muestreo.
- En cuanto a la composición del poblamiento de poliquetos en la zona de estudio se detecta heterogeneidad entre las estaciones someras (C1 y A1) y las profundas, junto a B1. Mientras que en la mayoría de las estaciones localizadas a 10 y 15 metros se obtienen mayores abundancias de las familias Syllidae, Capitellidae, Spionidae, Maldanidae y Eunicidae. Las estaciones someras se caracterizan por presentar un descenso de valores de abundancia y riqueza; siendo las familias Capitellidae y Spionidae 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, mostrando mayor homogeneidad con las estaciones más profundas.
- En cuanto a la evolución temporal se mantiene el patrón de distribución detectado a lo largo de las distintas campañas con una 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. En las últimas campañas la estación B1 muestra mayor homogeneidad en cuanto a la estructura del poblamiento que caracteriza esta estación y se asemeja a las estaciones profundas.

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.

Brock, M.A. (1981). Accumulation of proline in a submerged aquatic halophyte, *Ruppia* L. *Oecologia* 51, 217-219.

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.

Mancuso, F.P.; Bernardeau-Esteller, J.; Spinelli, M.; Sarà, G.; Ruiz, J.M.; Calvo, S.; Tomasello, A. (2023). Life on the edge: Adaptations of *Posidonia oceanica* to hypersaline conditions in a Mediterranean lagoon system. *Environmental and Experimental Botany* 210, 105320.

Marín-Guirao, L.; Sandoval-Gil, J.M.; García-Muñoz, R.; Ruiz, J.M. (2017). The stenohaline seagrass *Posidonia oceanica* can persist in natural environments under fluctuating hypersaline conditions. *Estuaries and Coasts* 40, 1688-1704.

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 if 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.

Sandoval-Gil, J.M.; Marín-Guirao, L.; Ruiz, J.M. (2012). Tolerance of Mediterranean seagrasses (*Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*) to hypersaline stress: water relations and osmolyte concentrations. *Marine Biology* 159, 1129-1141.

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.

Touchette, B.W. (2007). Seagrass-salinity interactions: physiological mechanisms used by submersed marine angiosperms for a life at sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350, 194-215.

Tyerman, S.D. (1989). Solute and water relations of seagrasses. In: *Biology of Seagrasses: a Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region* (A.W.D. Larkum, A.J. Mc Comb & S.A. Sheperd, Eds.) Elsevier, Amsterdam, pp. 723-759.

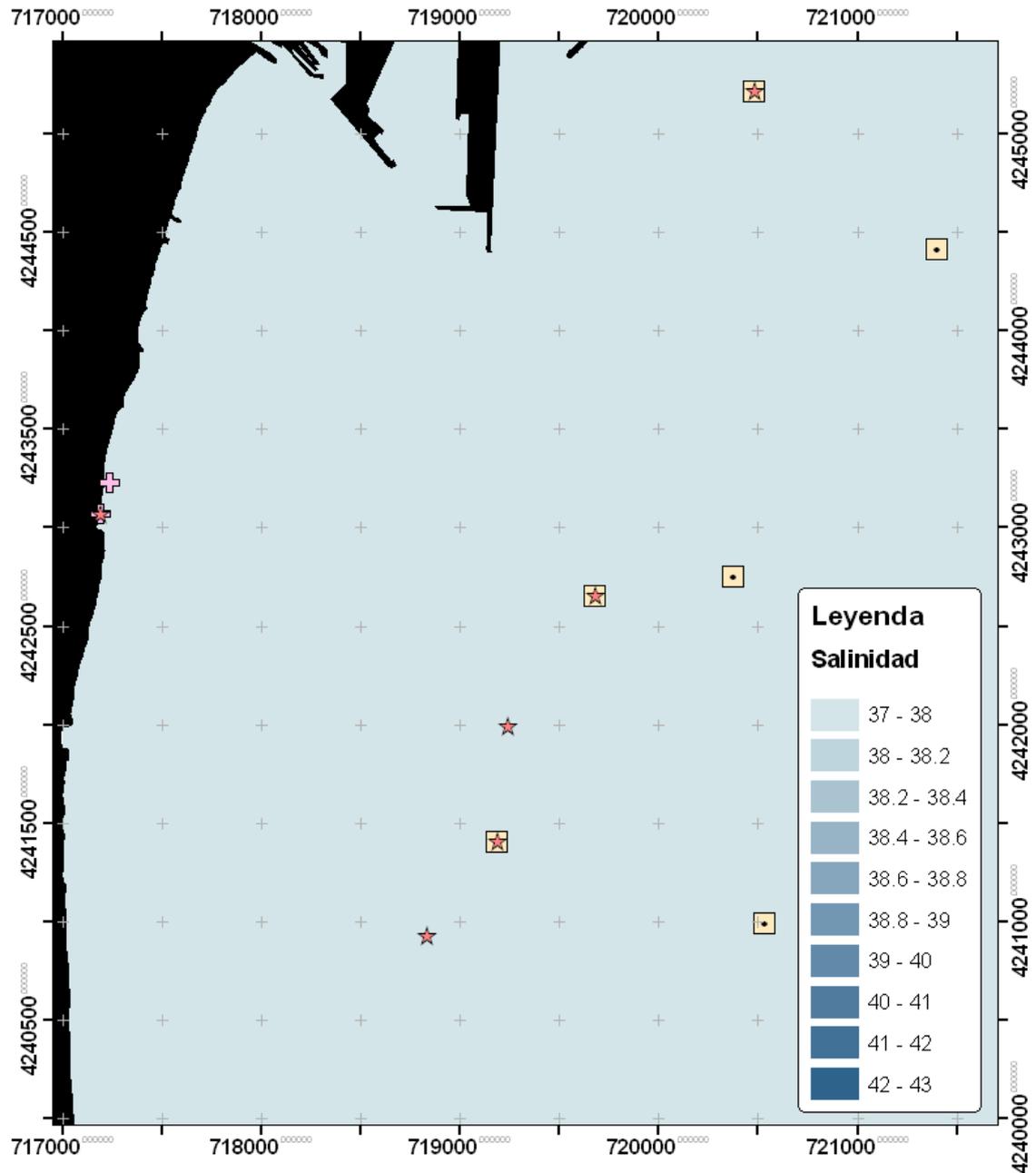


ANEXO 1 - Campañas de distribución espacial de la salinidad en el año 2023

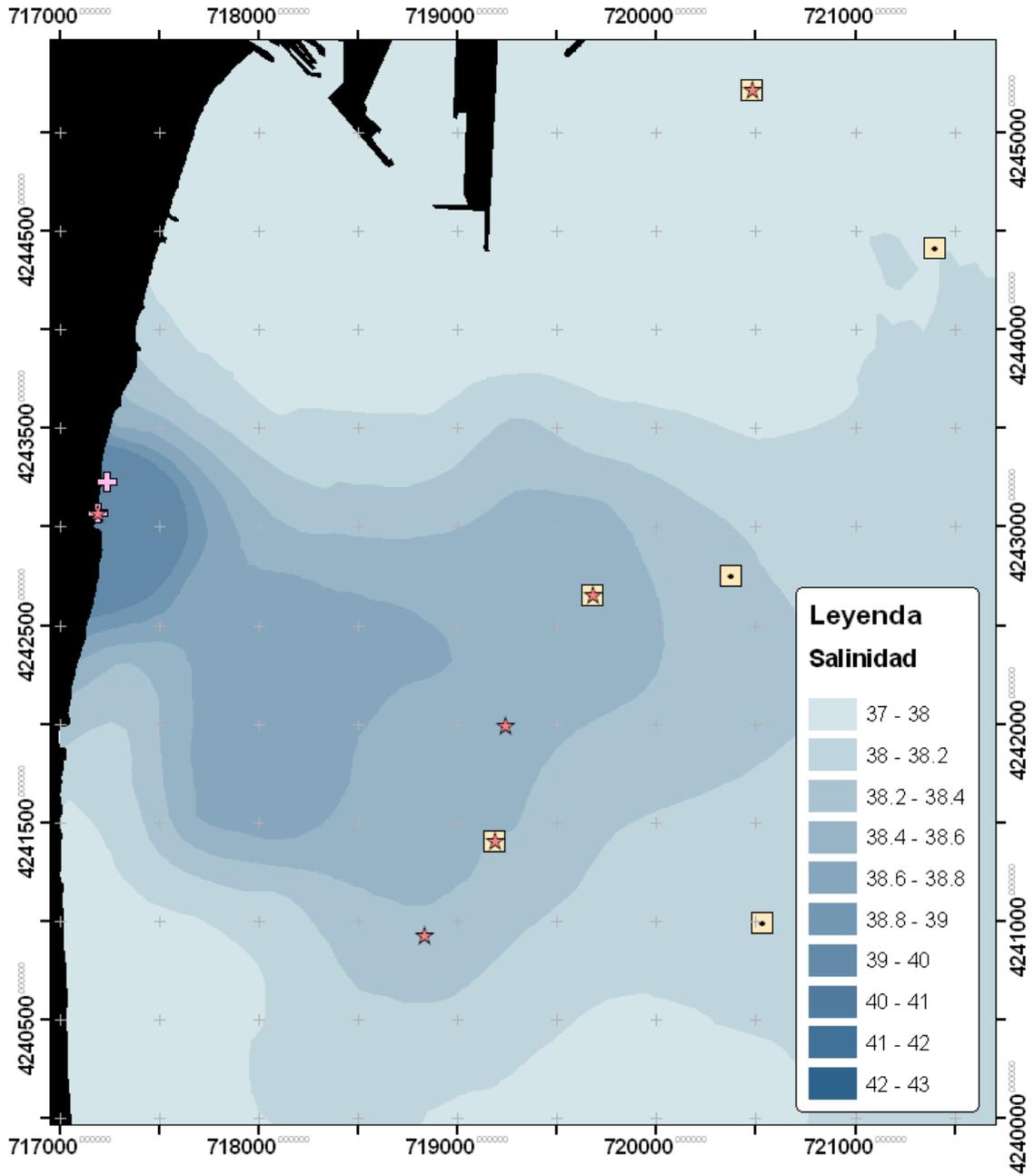


Campaña de INVIERNO - 22 de febrero del 2023

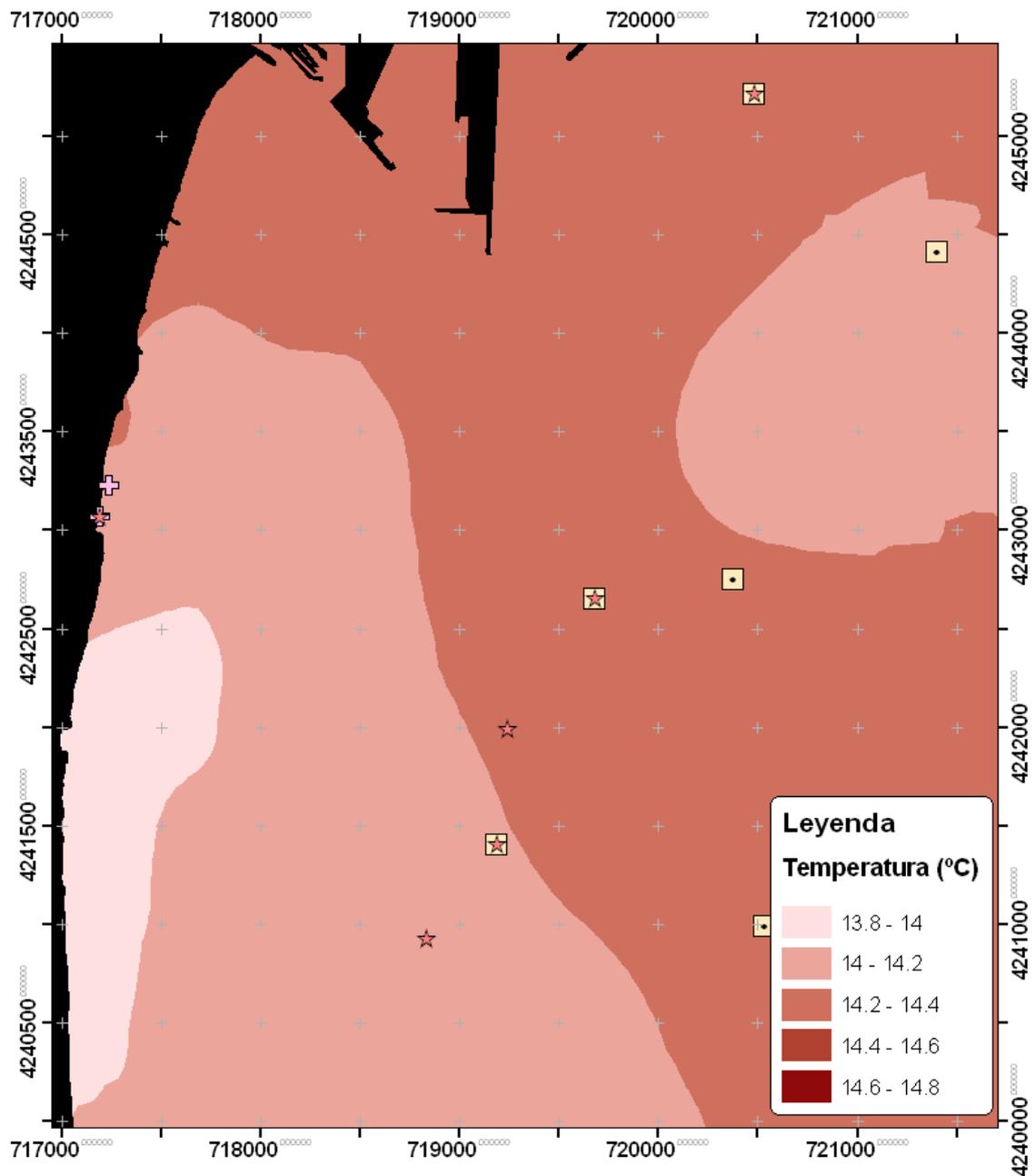
- Salinidad SUPERFICIAL:



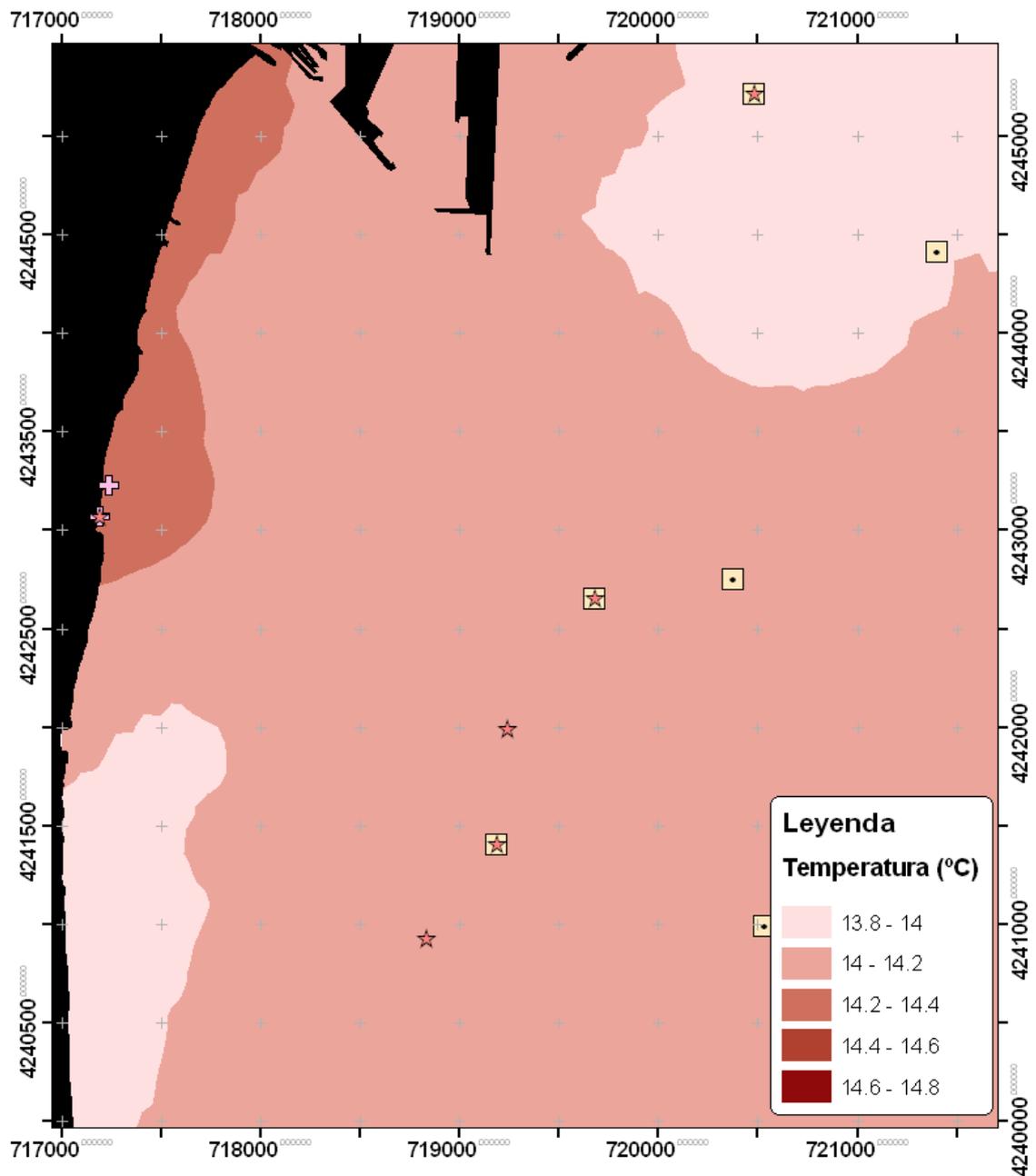
- Salinidad en el FONDO:



- Temperatura **SUPERFICIAL**:

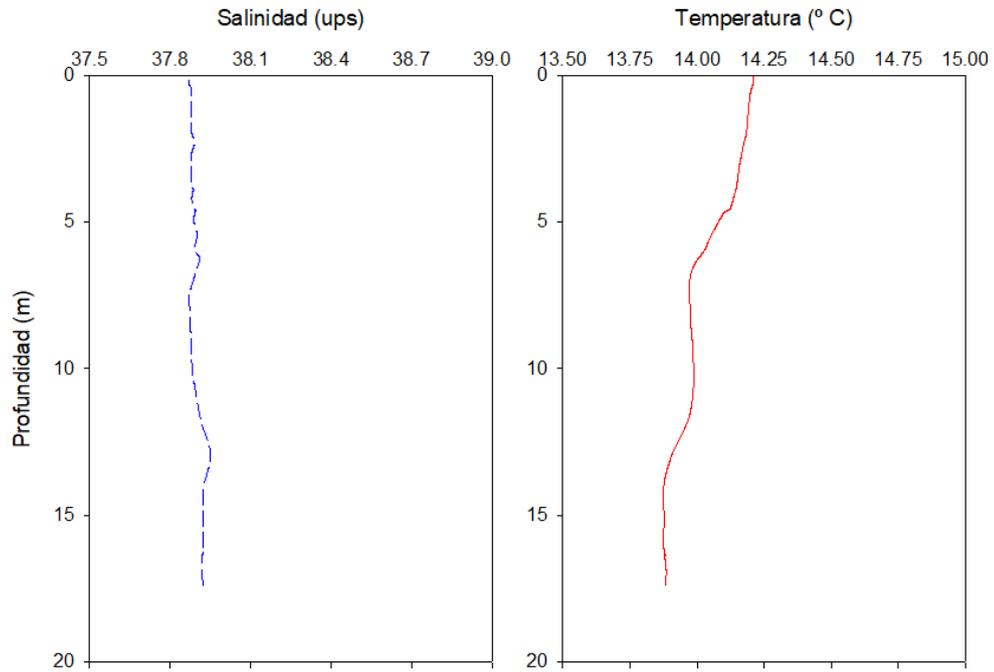


- Temperatura en el FONDO:

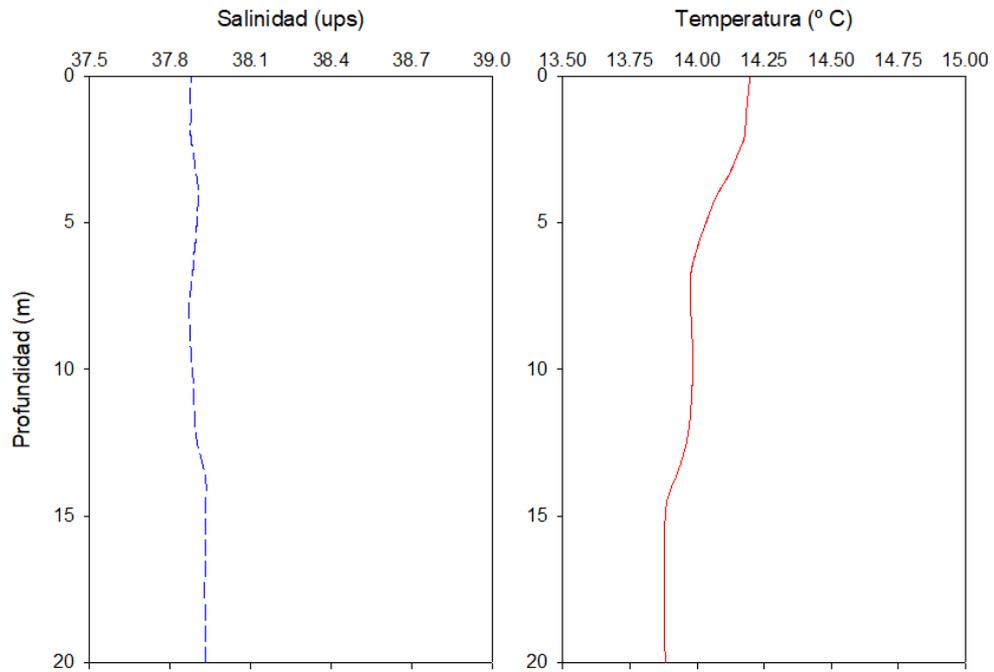


* **PERFILES** de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

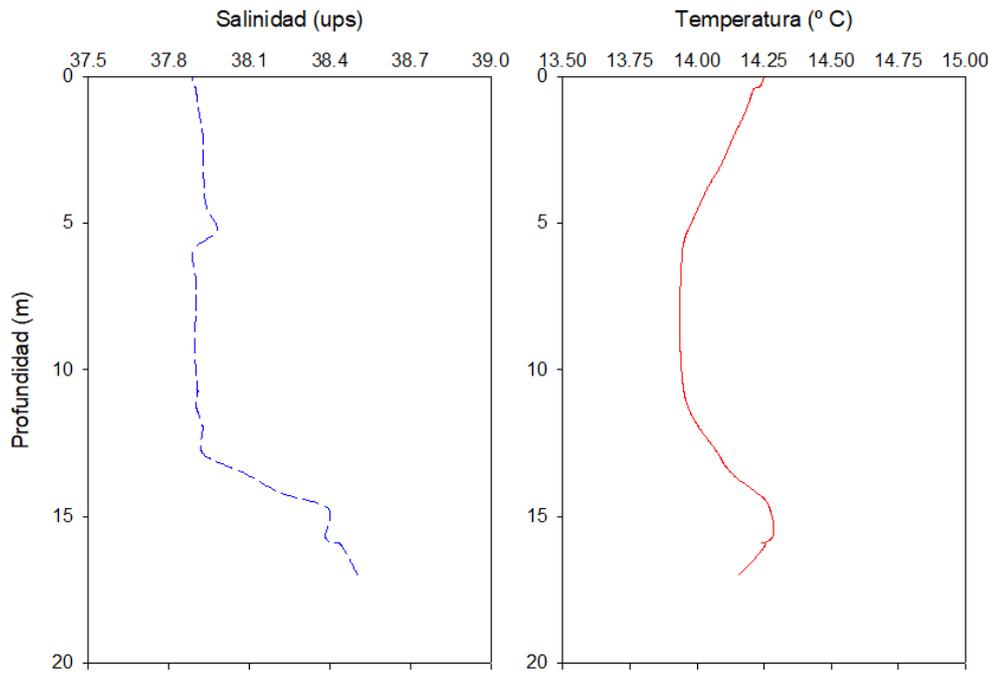
- **PUERTO 16 M:**



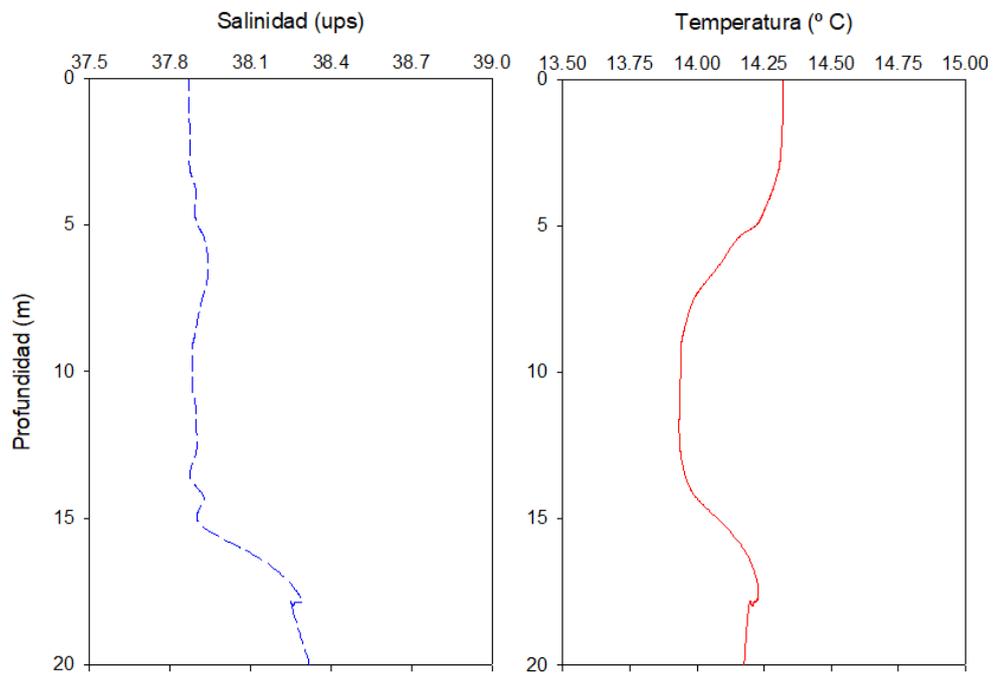
- **PUERTO 20 M:**



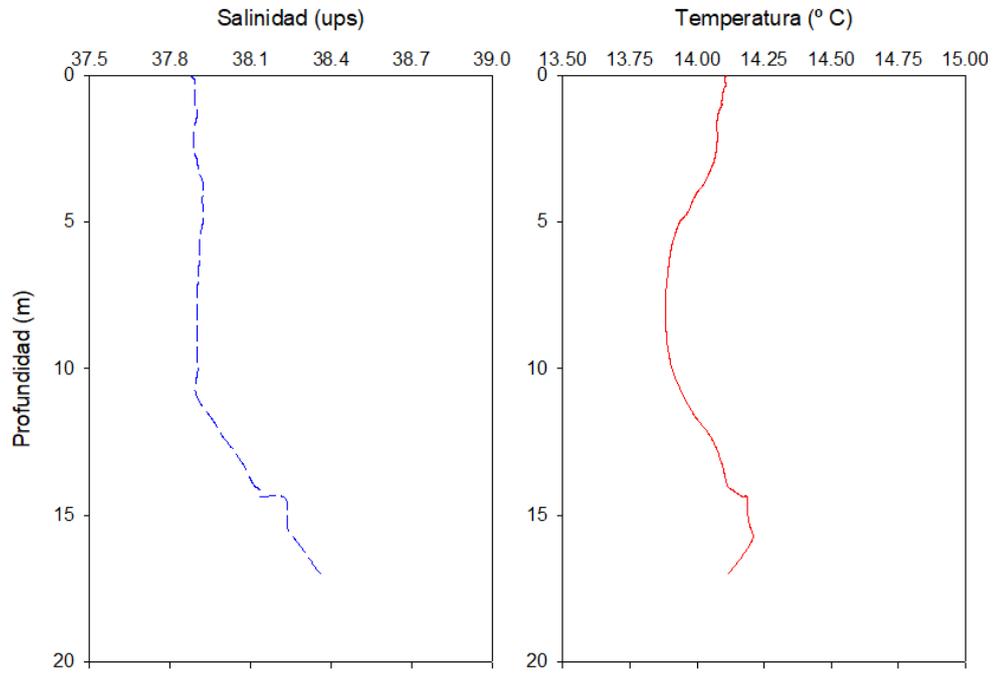
- **DESALADORA 16 M:**



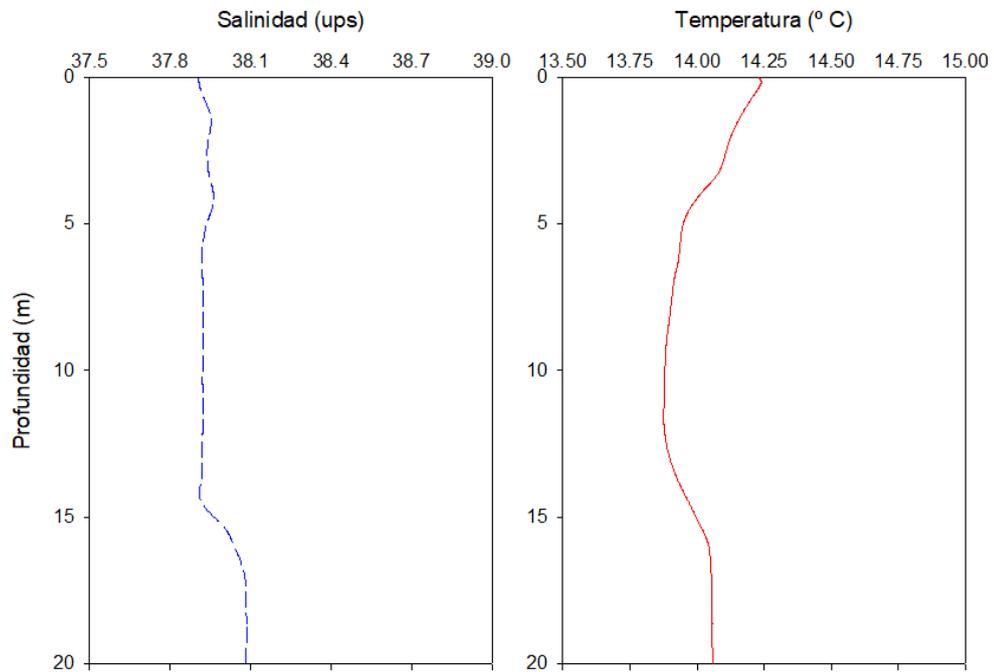
- **DESALADORA 20 M:**



- **URBANOVA 16 M:**

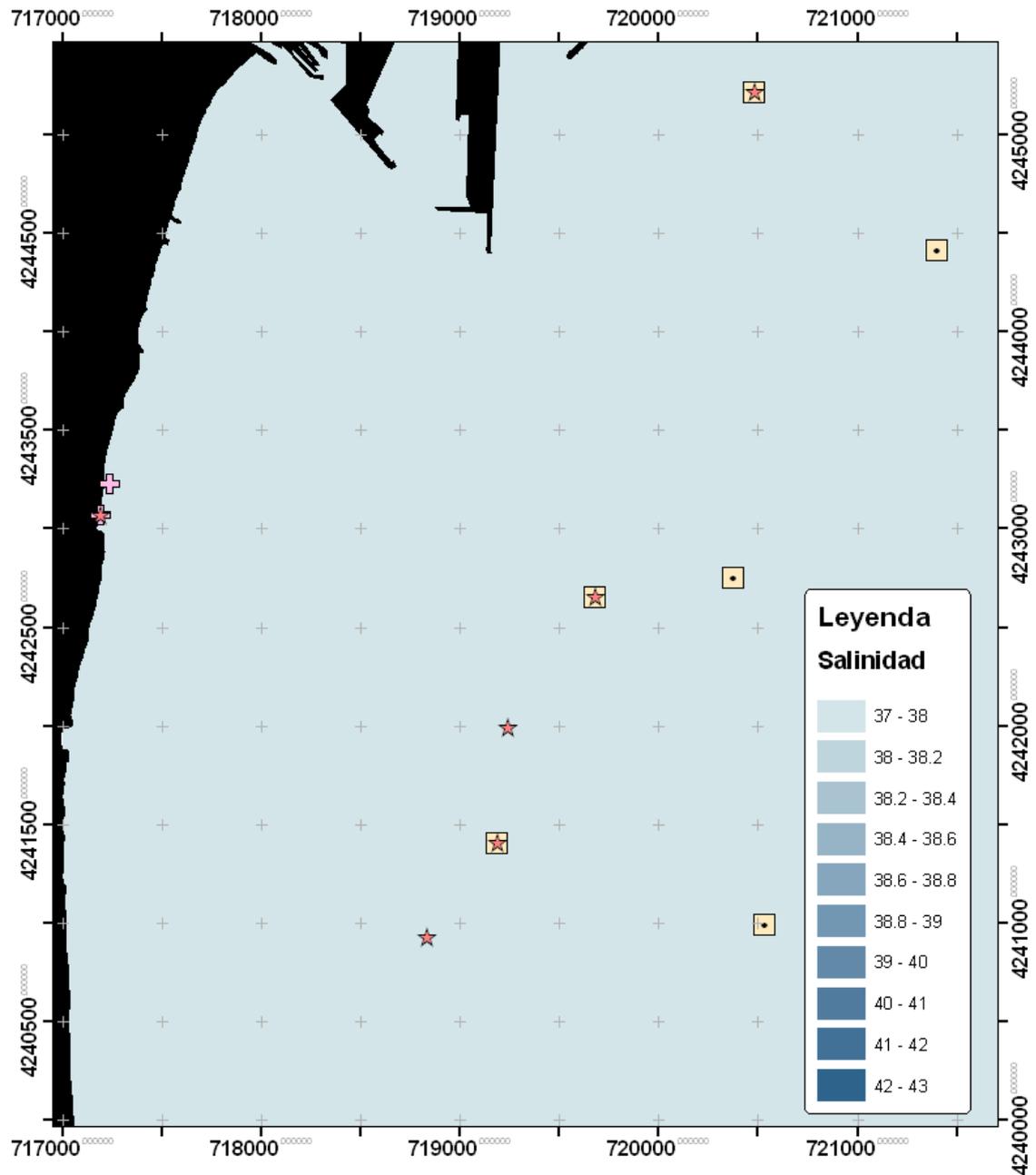


- **URBANOVA 20 M:**

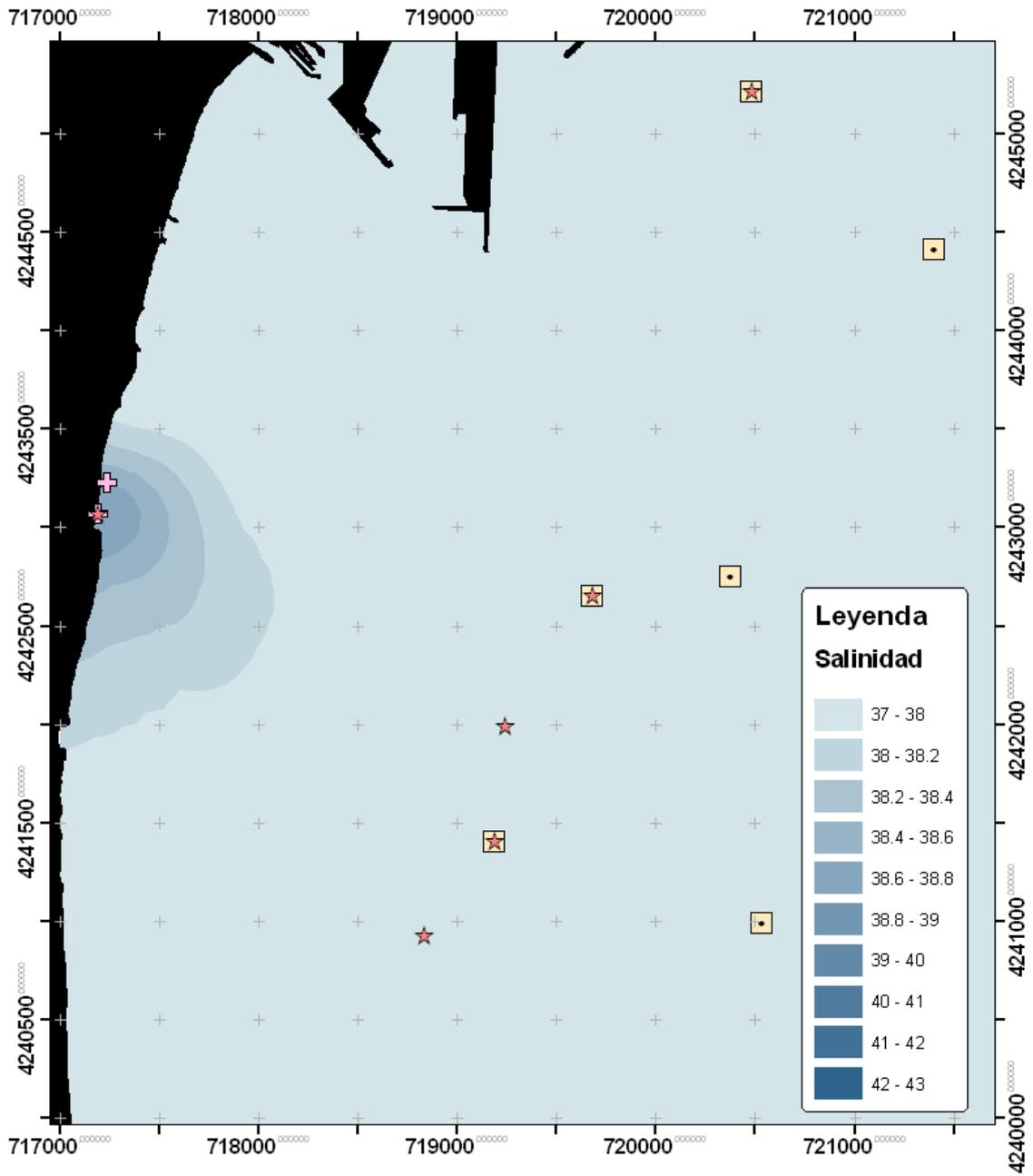


Campaña de PRIMAVERA - 2 de junio del 2023

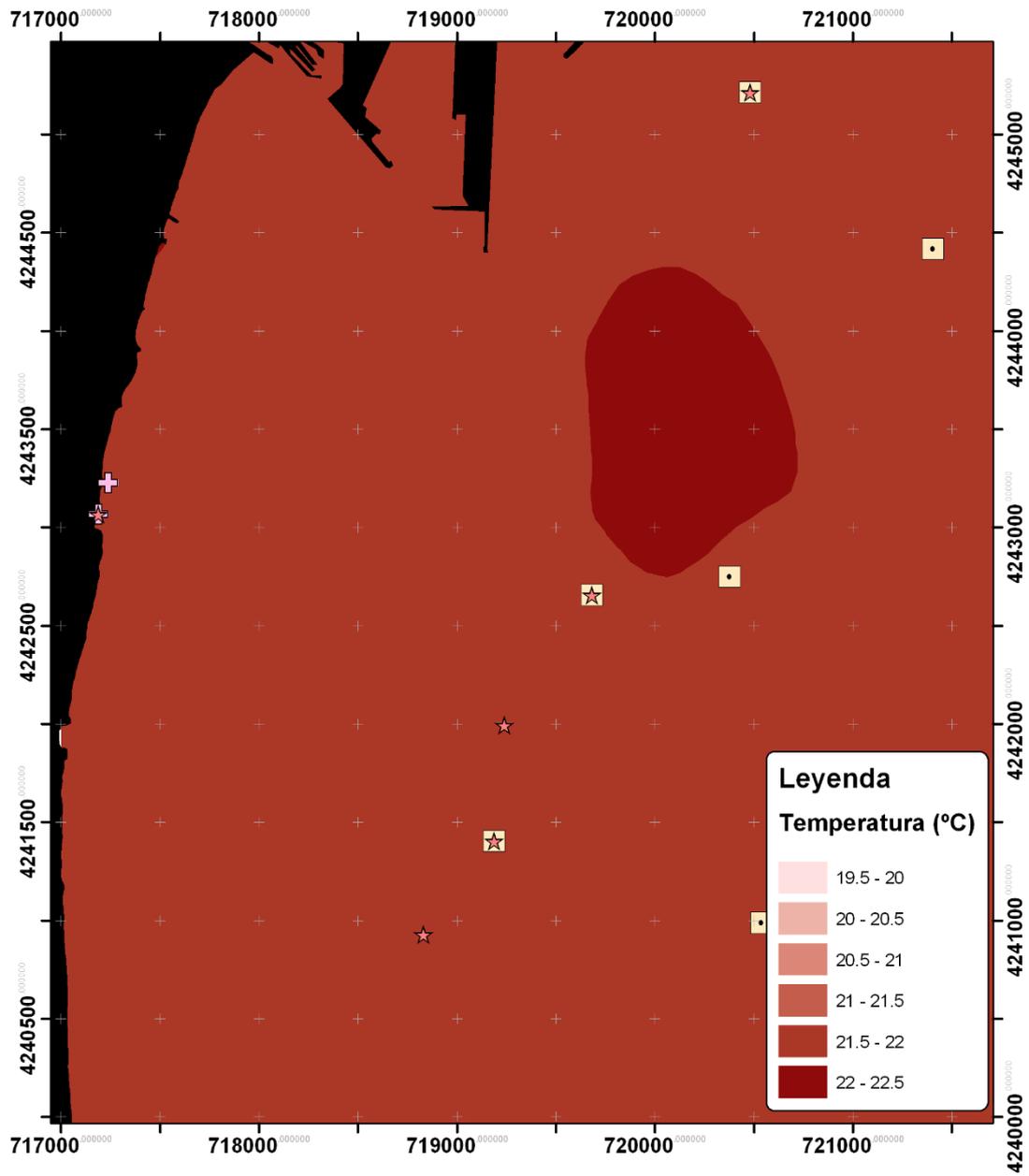
- Salinidad SUPERFICIAL:



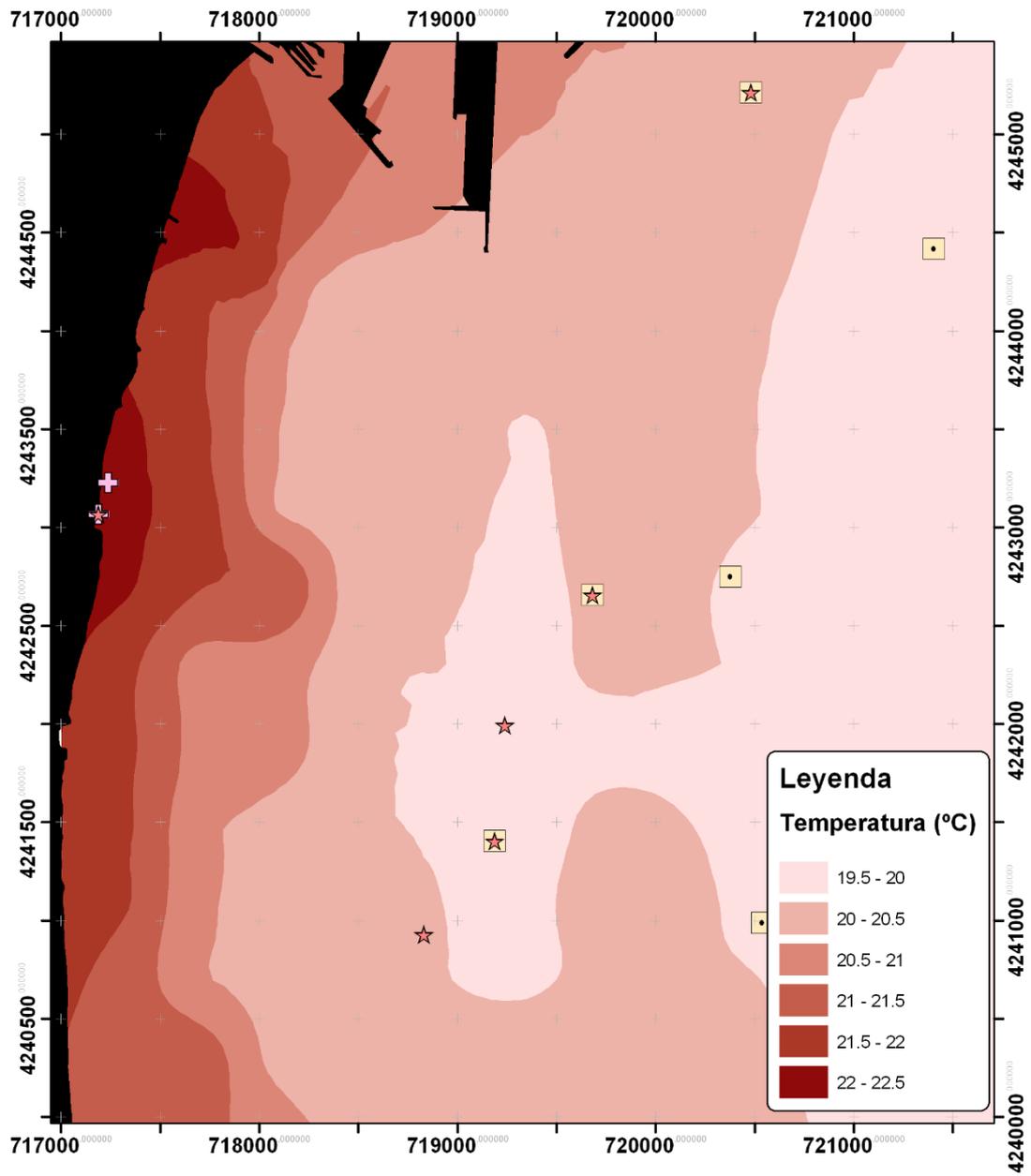
- Salinitat en el FONDO:



- Temperatura SUPERFICIAL:

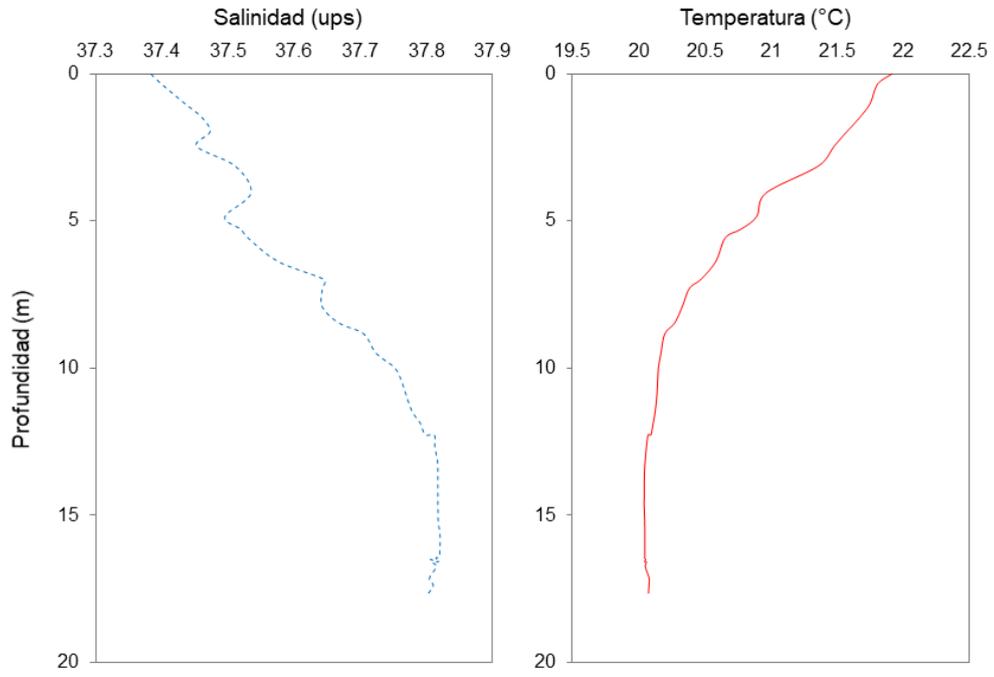


- Temperatura en el FONDO:

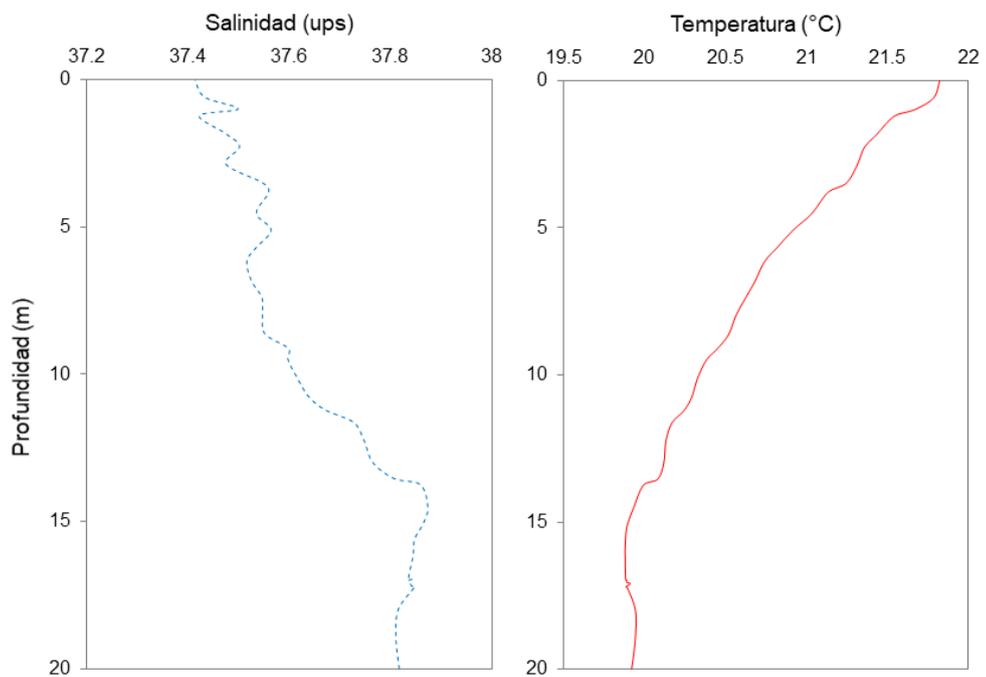


* **PERFILES** de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

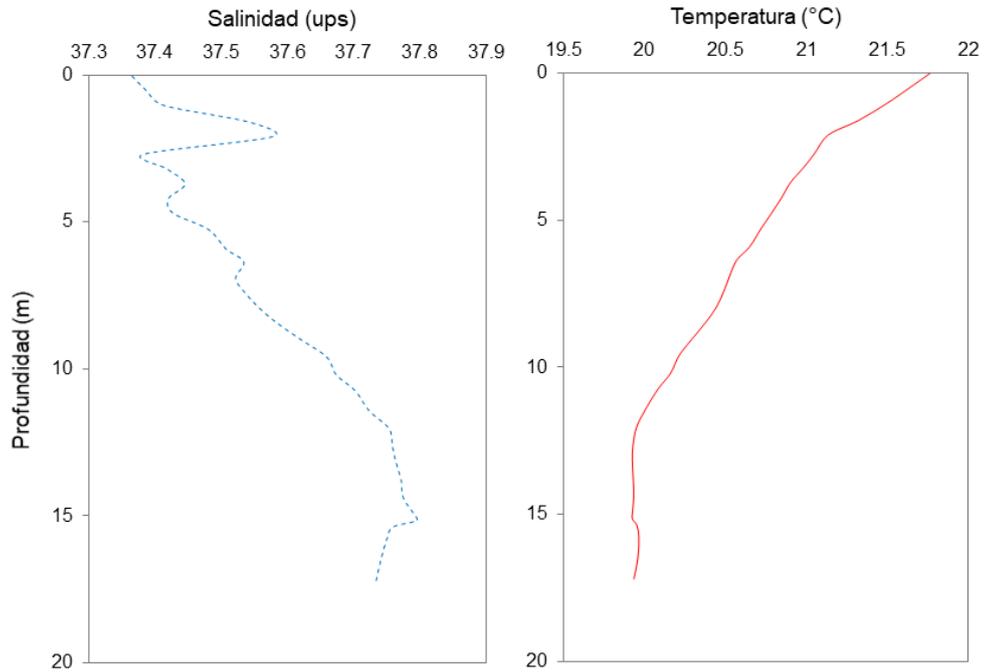
- **PUERTO 16 M:**



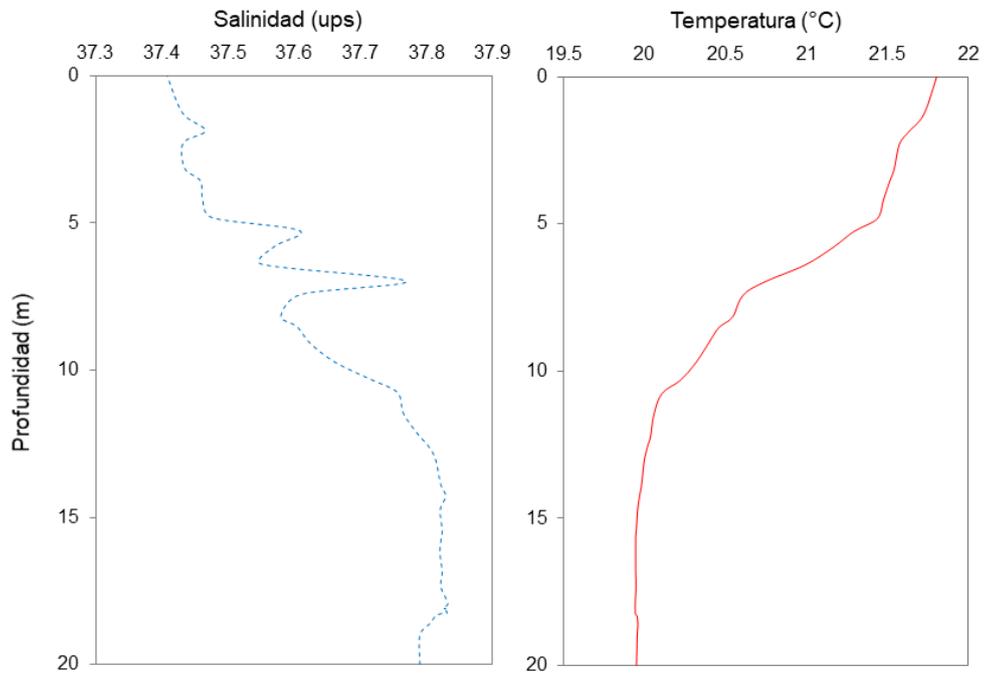
- **PUERTO 20 M:**



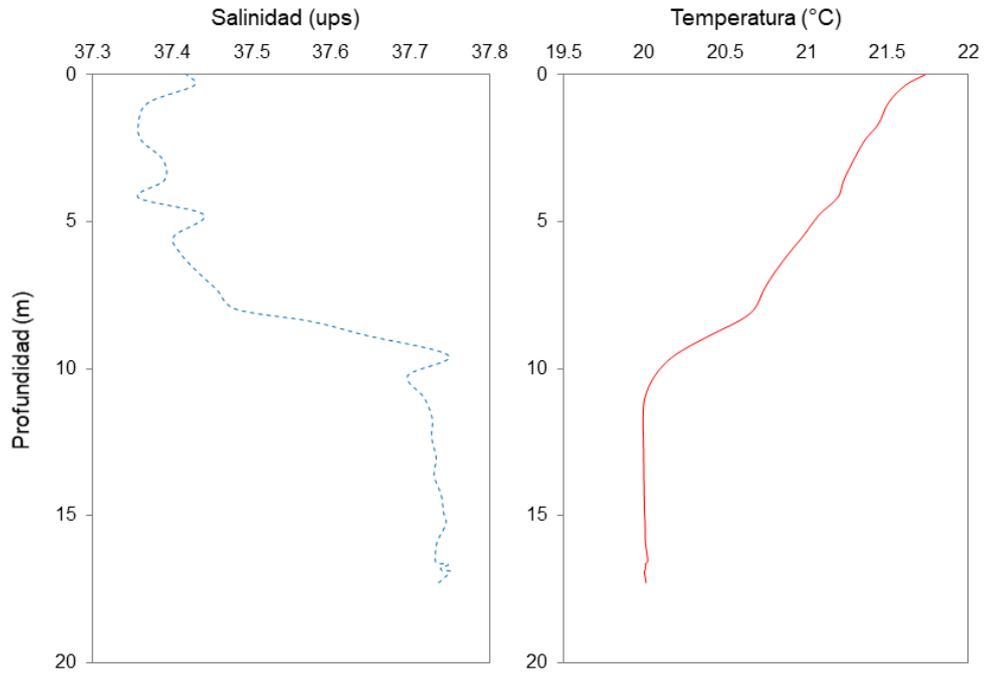
- **DESALADORA 16 M:**



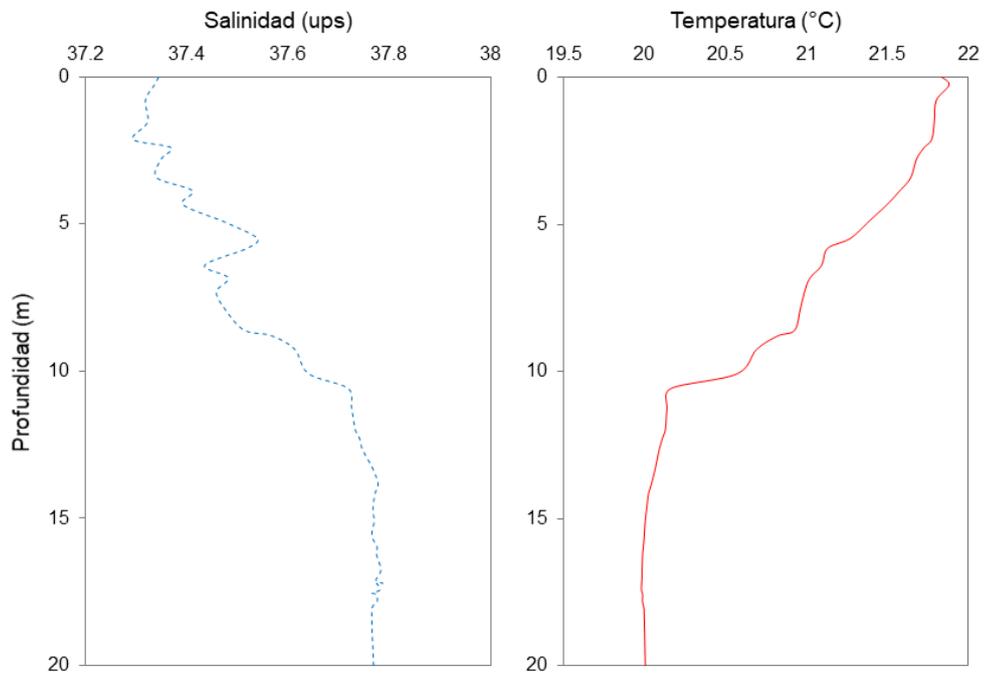
- **DESALADORA 20 M:**



- **URBANOVA 16 M:**

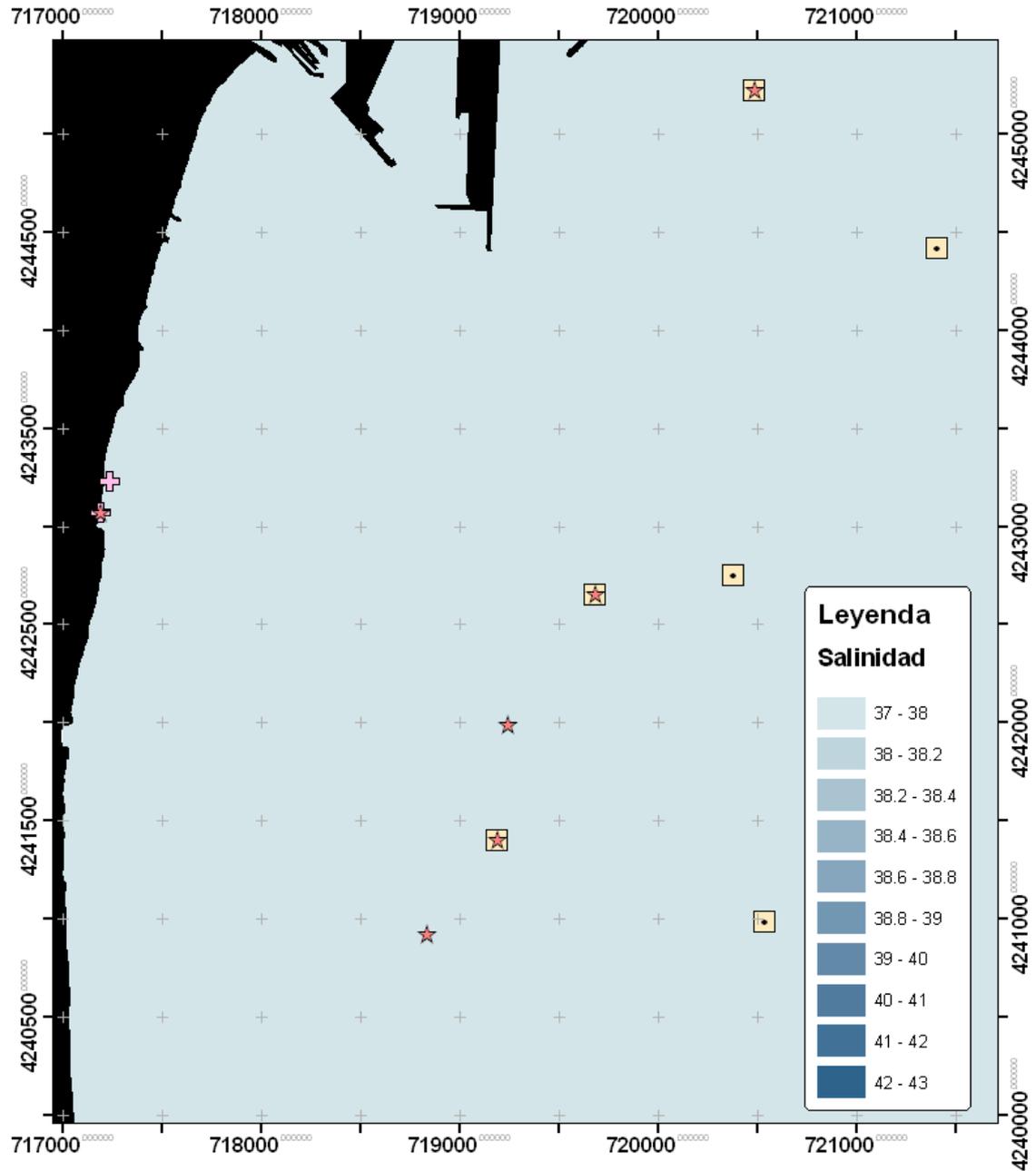


- **URBANOVA 20 M:**

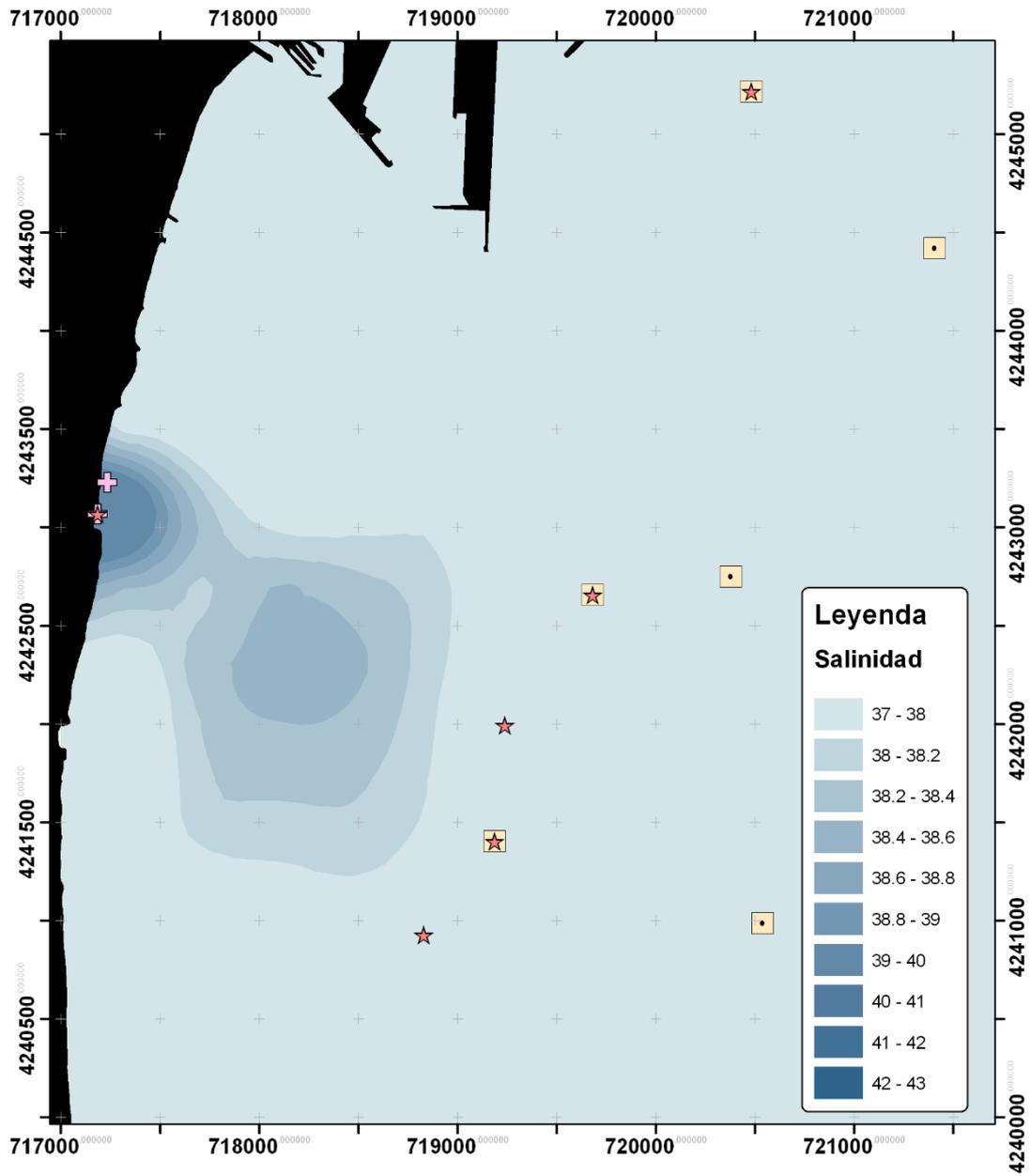


Campaña de VERANO - 25 de agosto del 2023

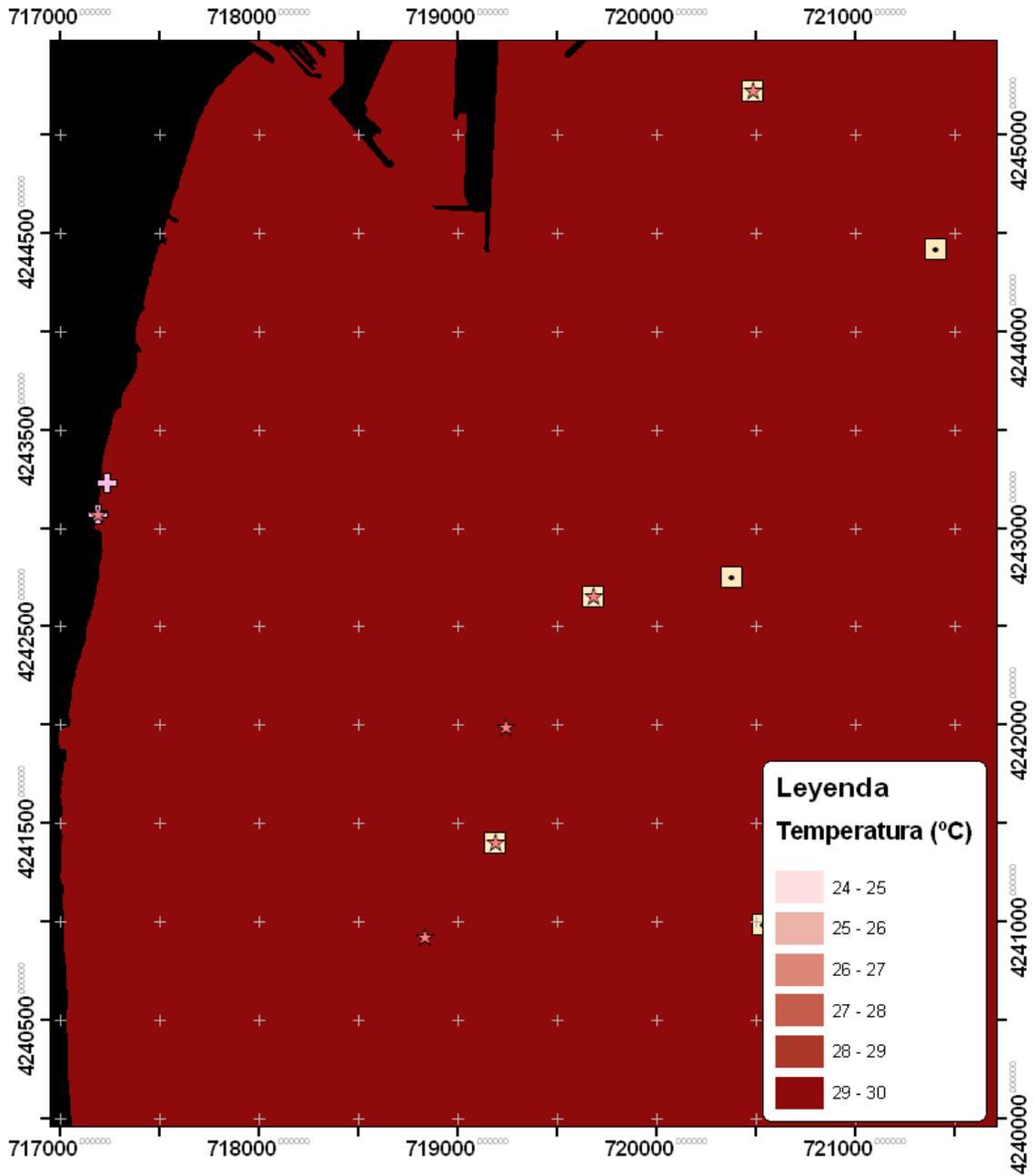
- Salinidad SUPERFICIAL:



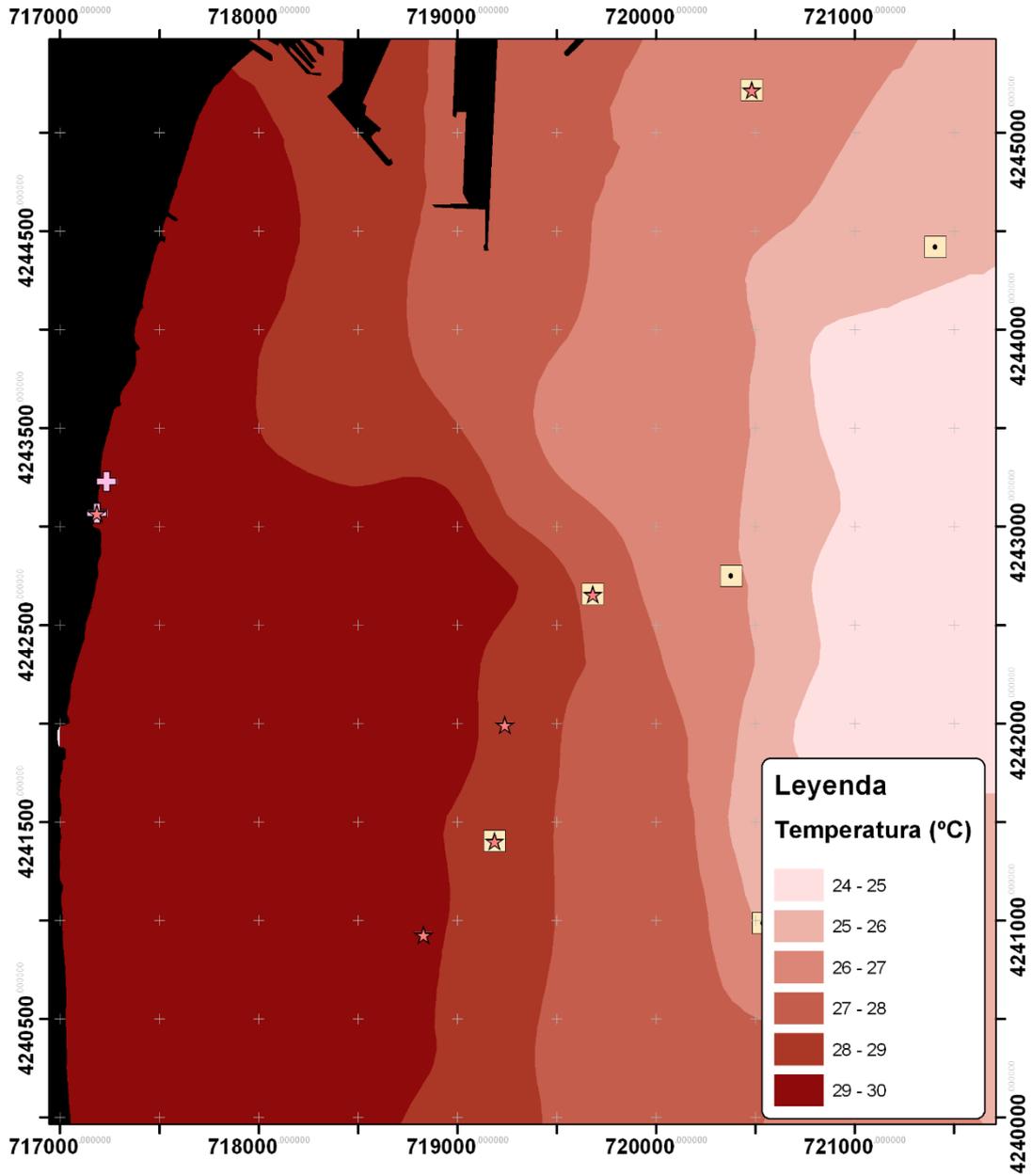
- Salinidad en el FONDO:



- Temperatura SUPERFICIAL:

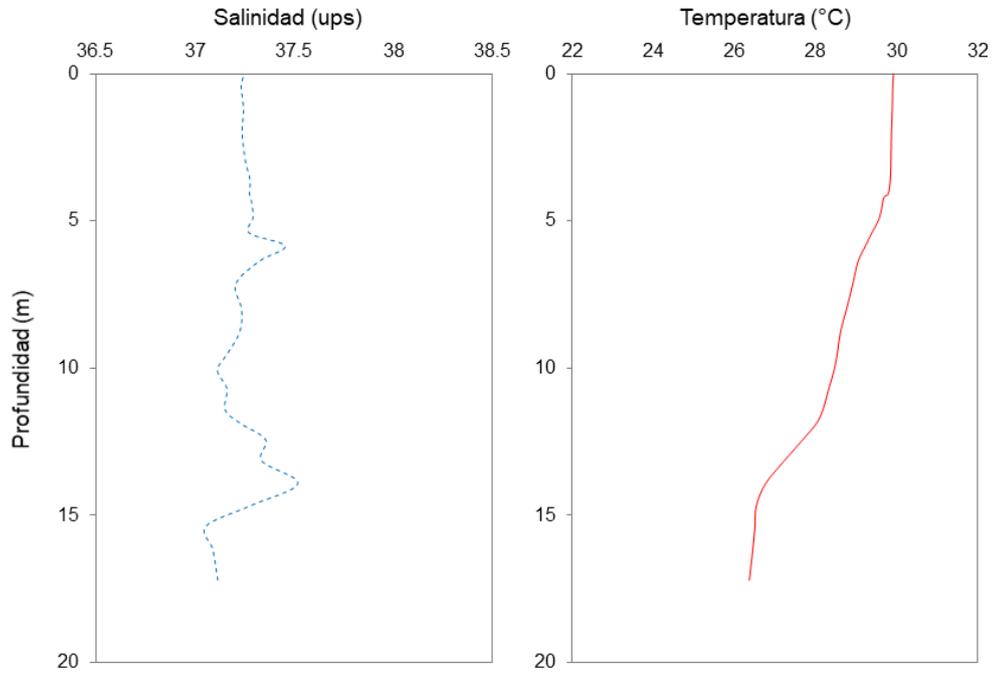


- Temperatura en el FONDO:

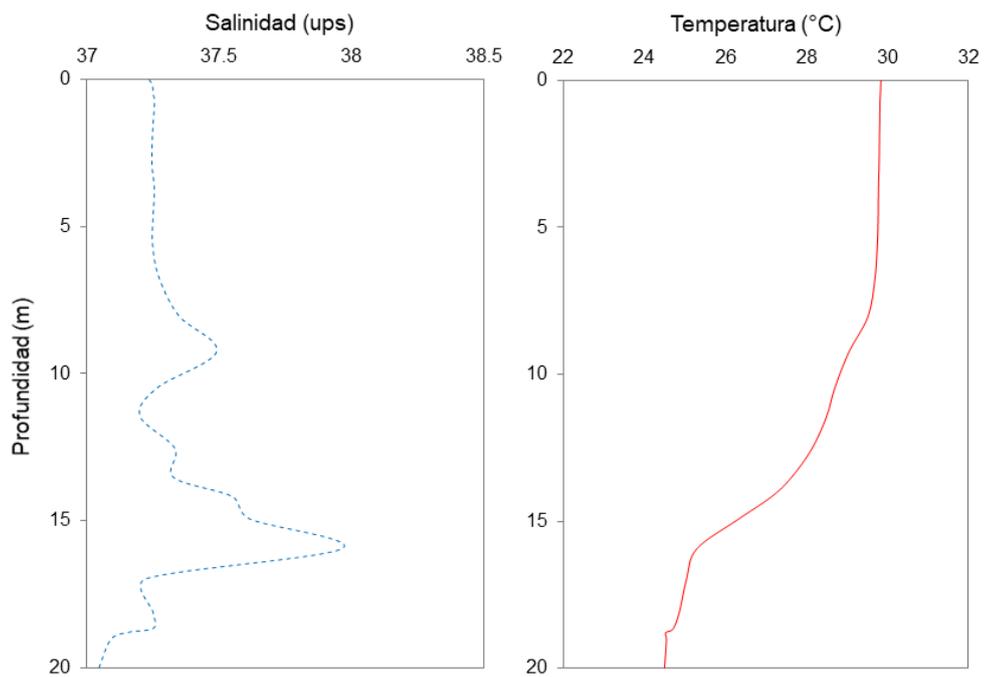


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

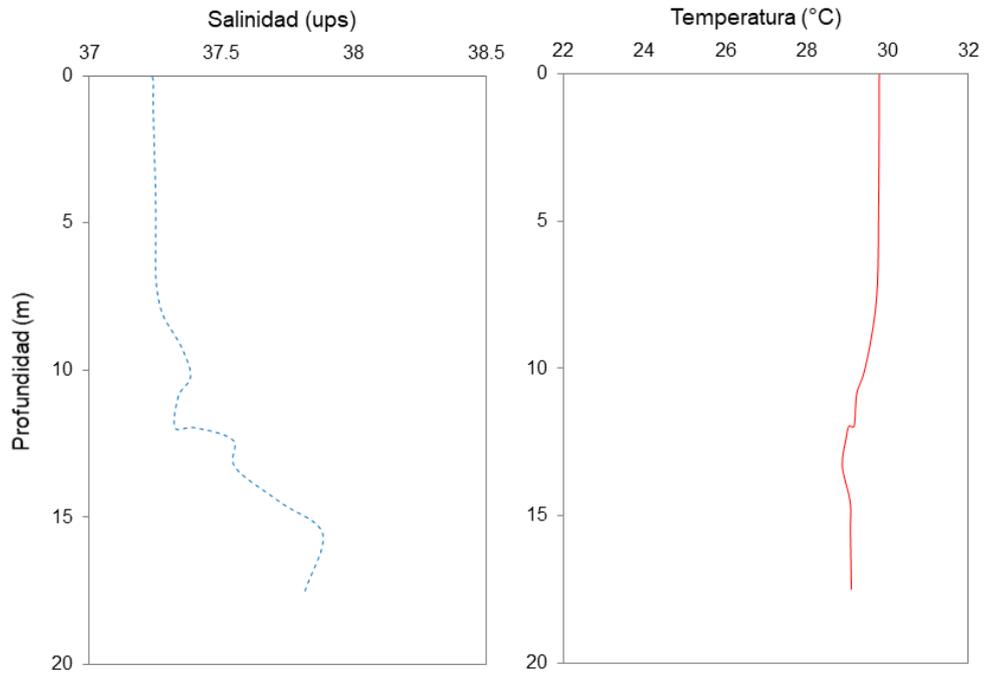
- **PUERTO 16 M:**



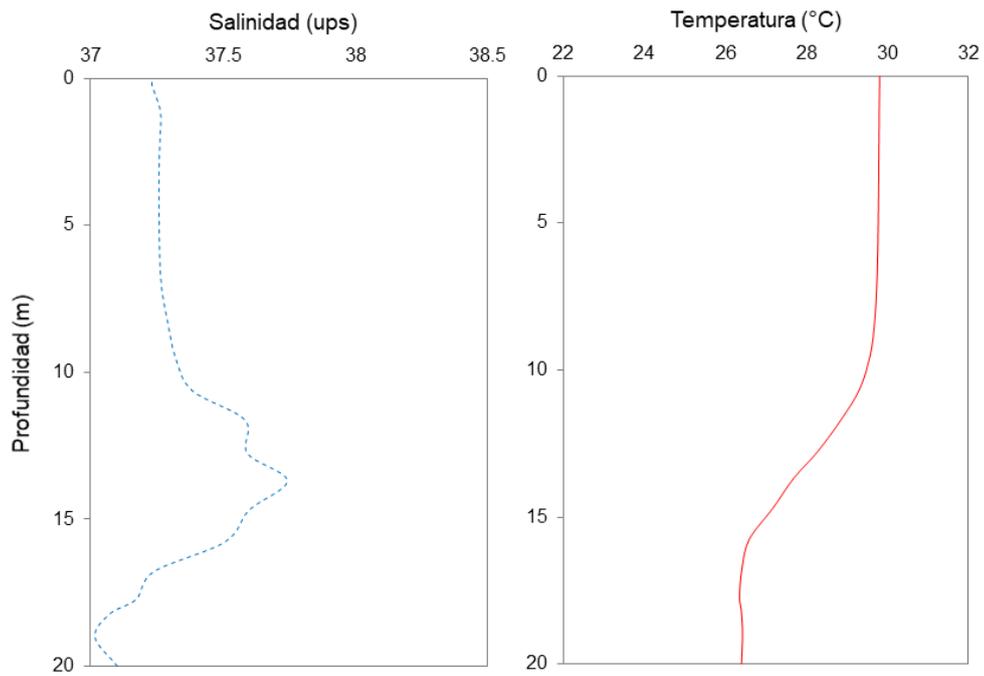
- **PUERTO 20 M:**



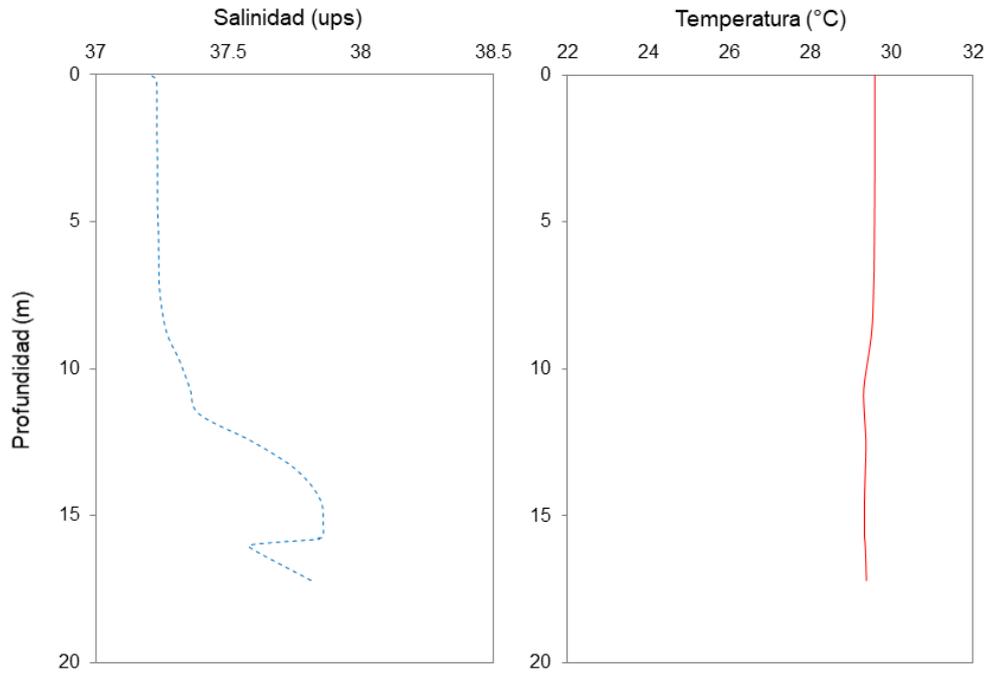
- **DESALADORA 16 M:**



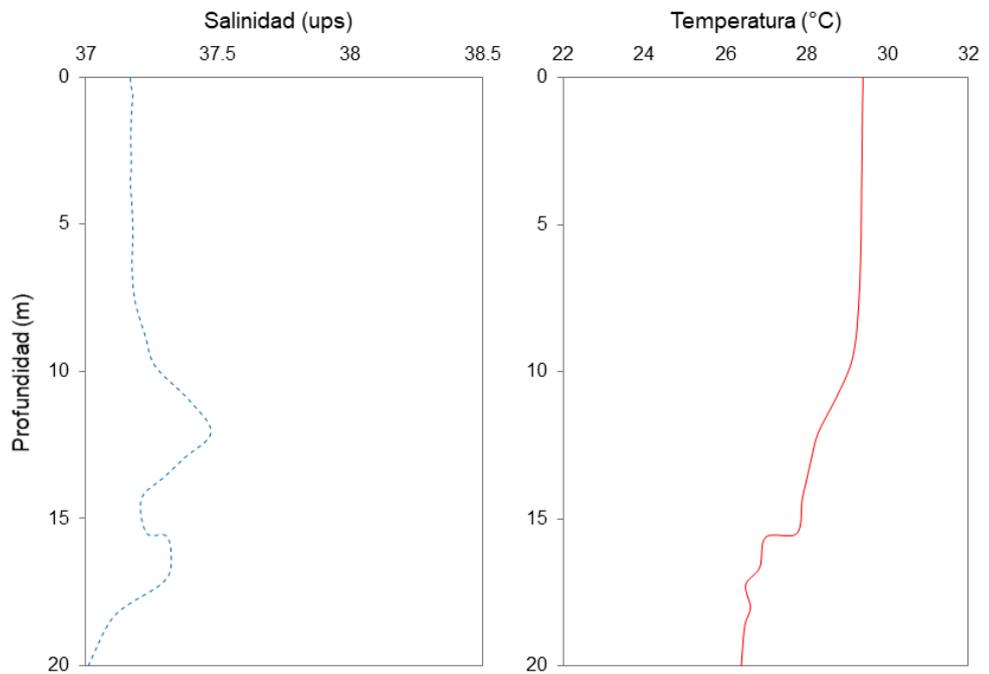
- **DESALADORA 20 M:**



- **URBANOVA 16 M:**

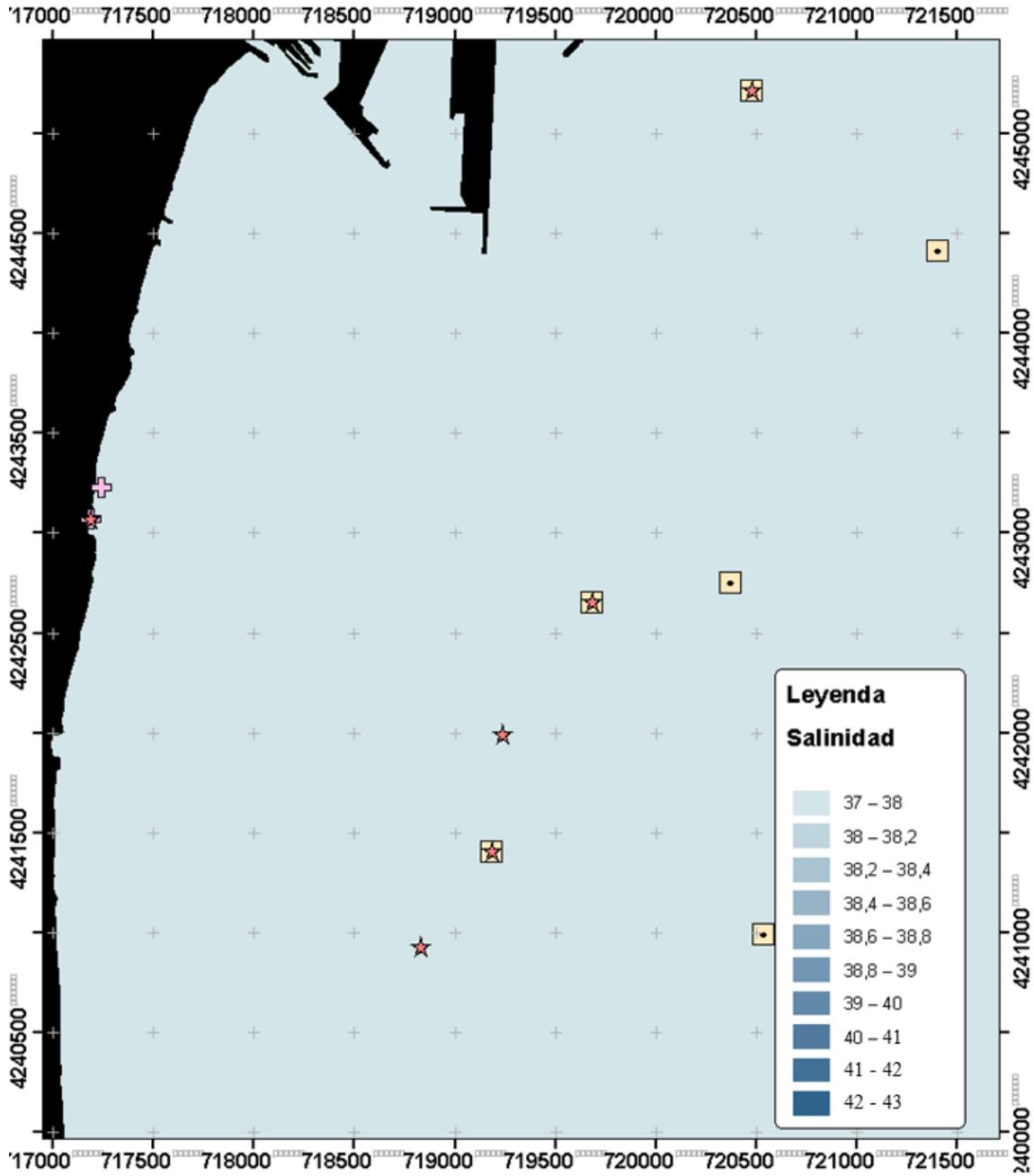


- **URBANOVA 20 M:**

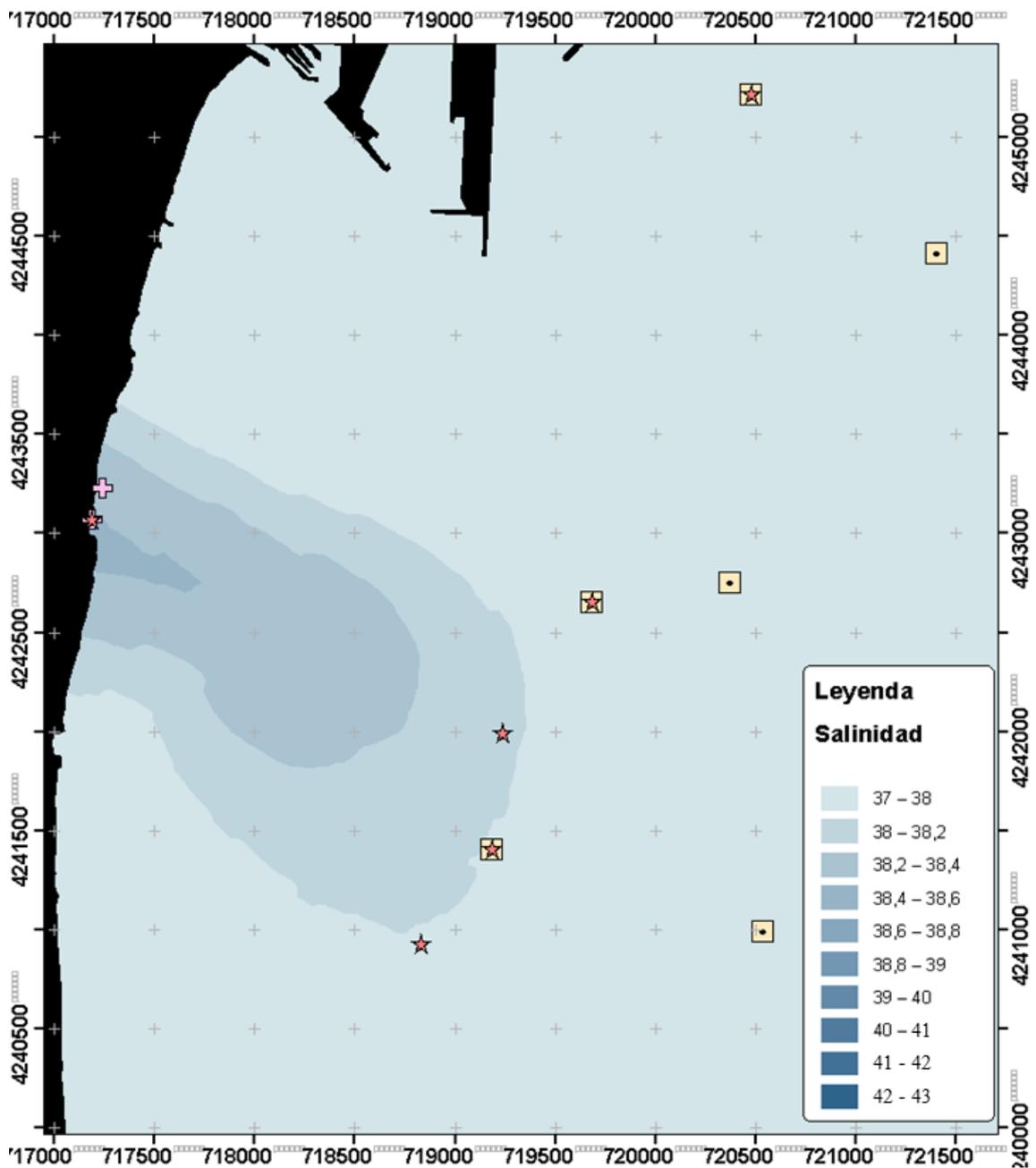


Campaña de OTOÑO - 12 de diciembre del 2023

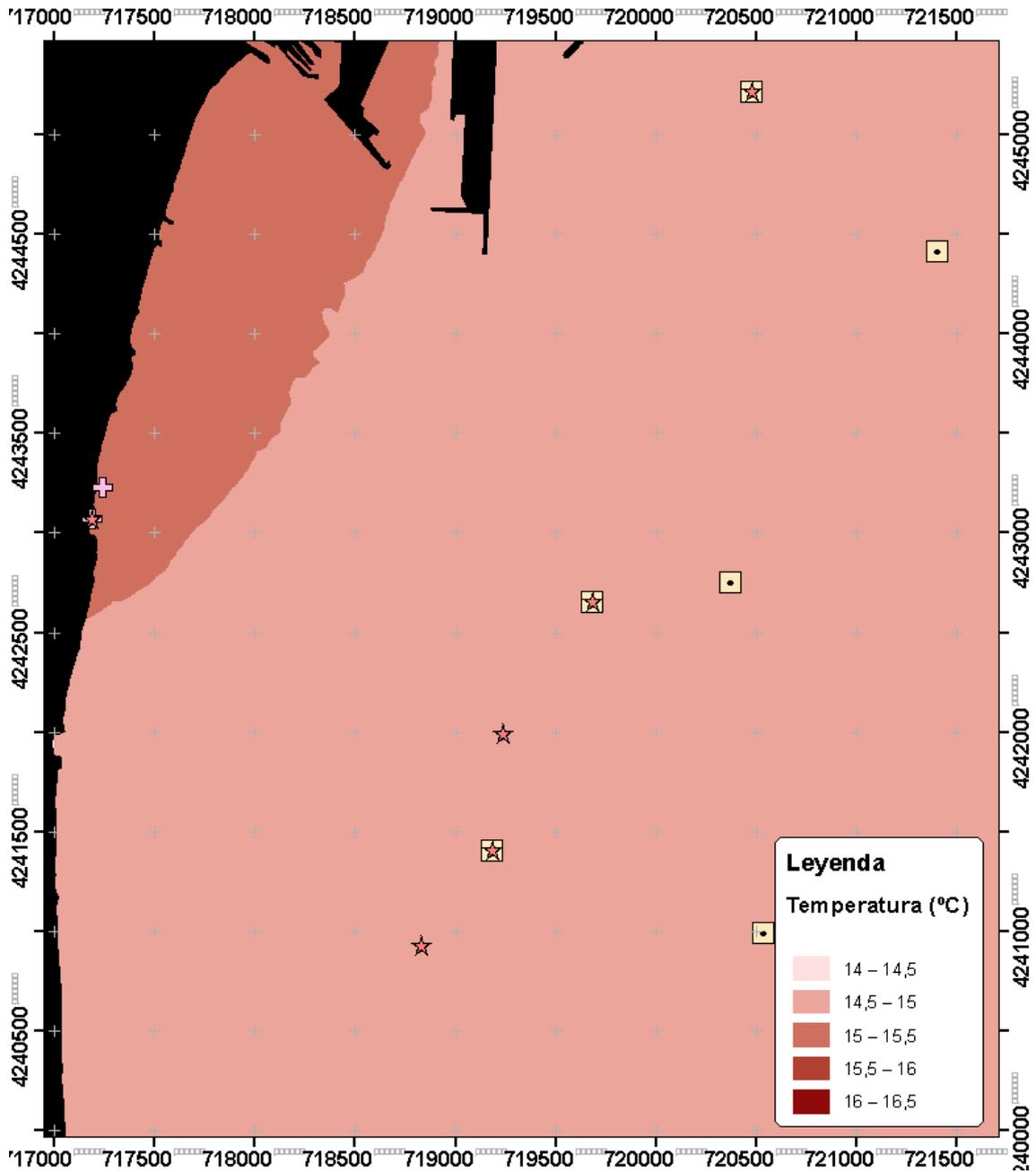
- Salinidad SUPERFICIAL:



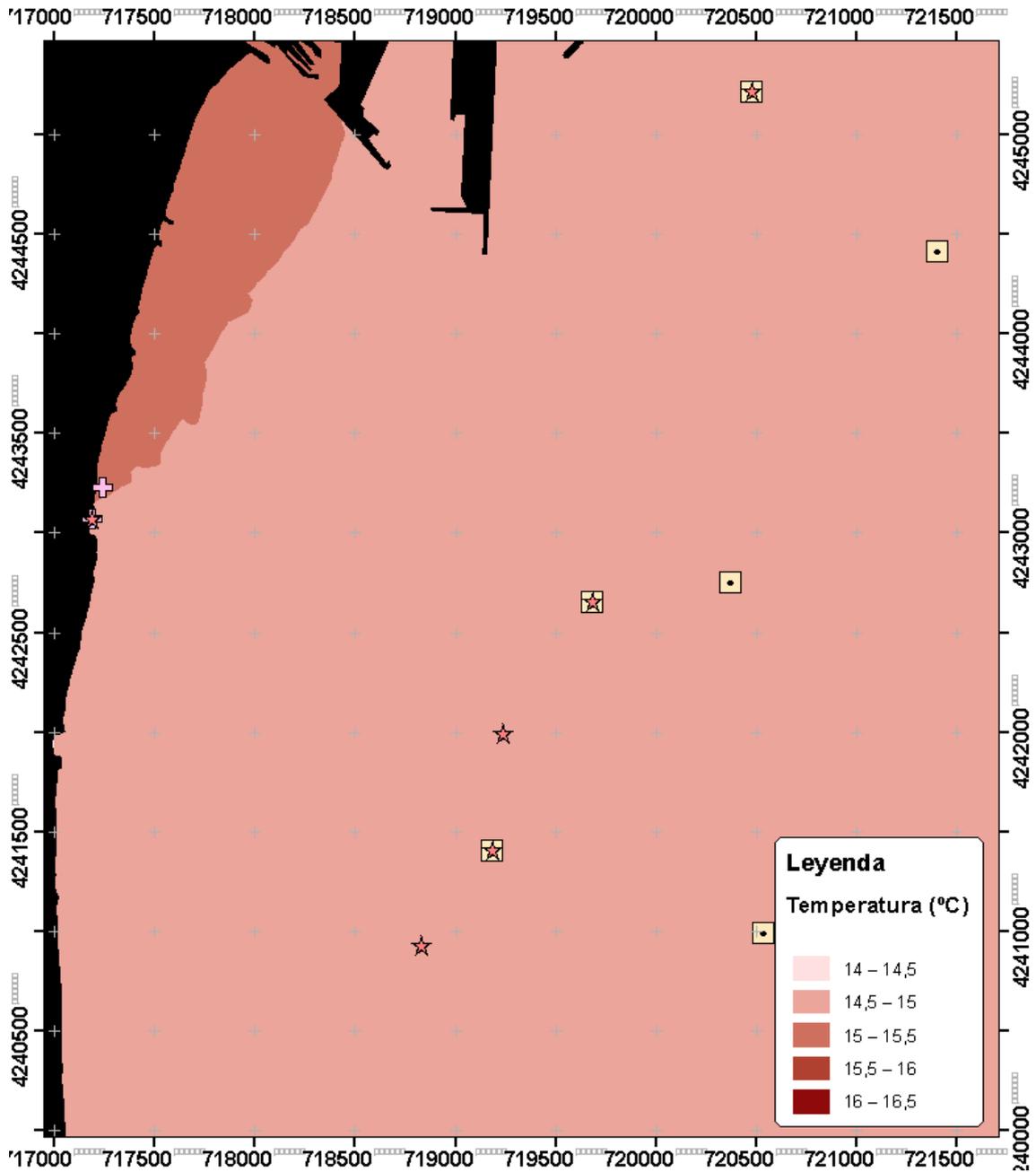
- Salinidad en el FONDO:



- Temperatura SUPERFICIAL:

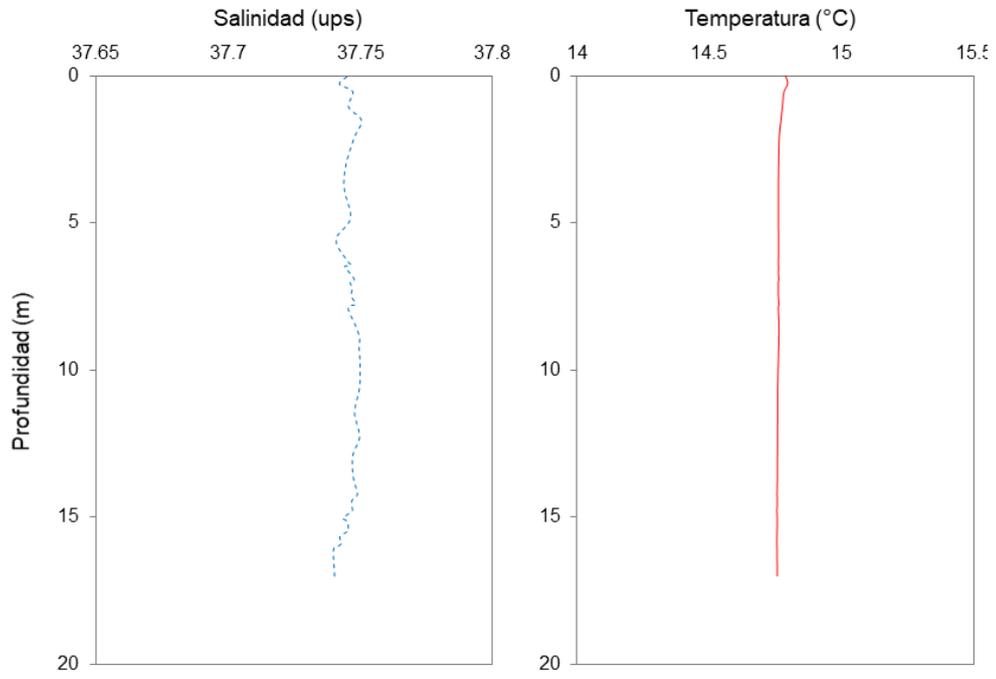


- Temperatura en el FONDO:

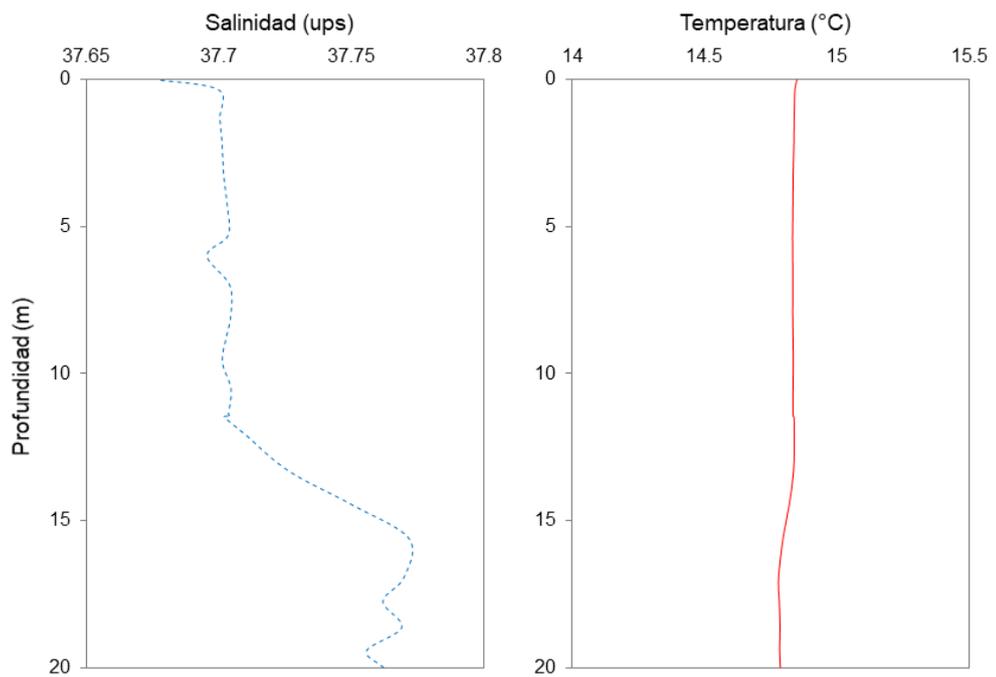


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

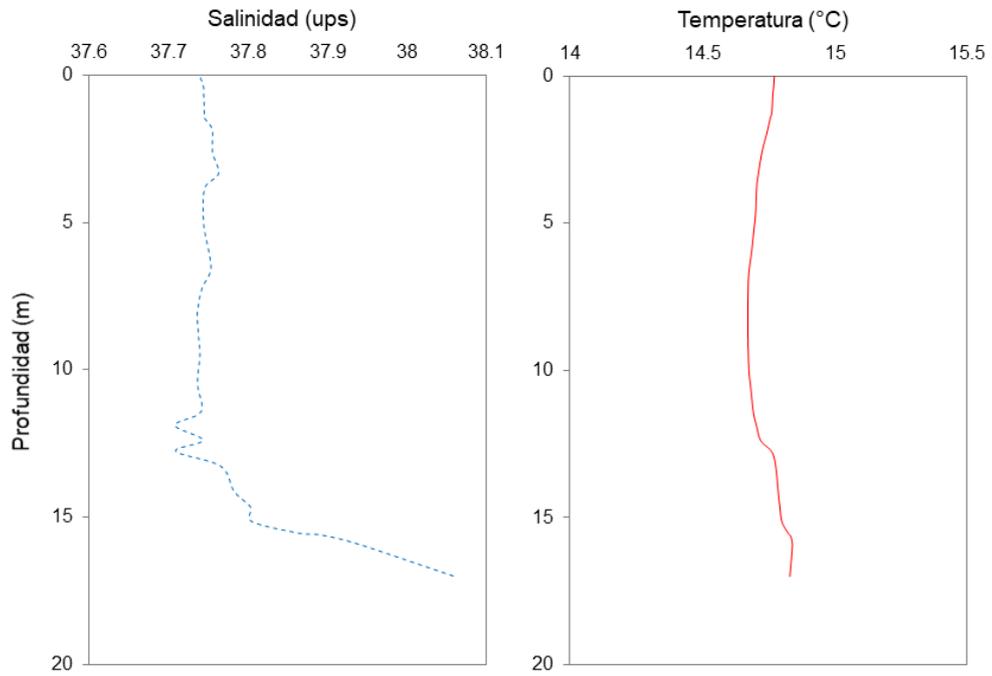
- **PUERTO 16 M:**



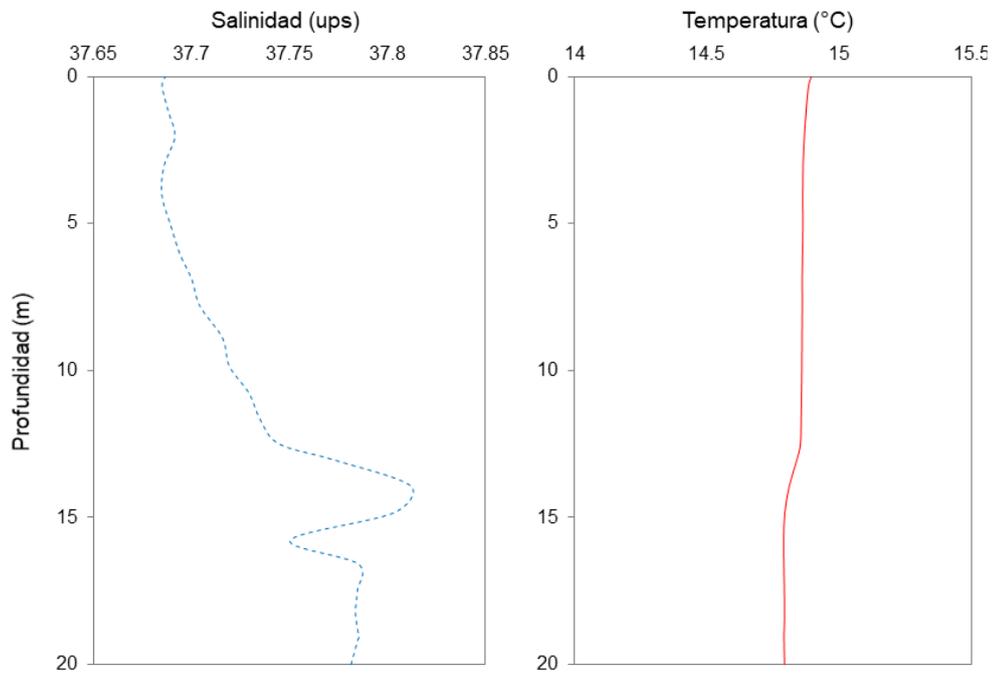
- **PUERTO 20 M:**



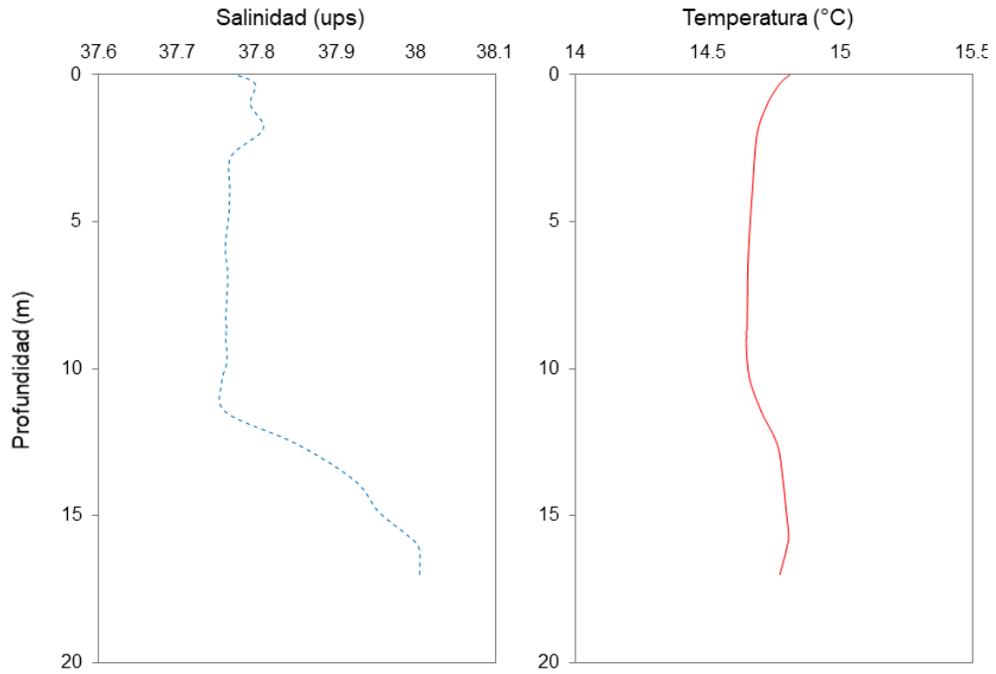
- **DESALADORA 16 M:**



- **DESALADORA 20 M:**



- **URBANOVA 16 M:**



- **URBANOVA 20 M:**

