



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 2020

Alicante, Enero de 2021

Han intervenido en este informe:

José Luis Sánchez Lizaso (Coordinador)

Yolanda Fernández Torquemada

Yoana del Pilar Ruso

Aitor Forcada Almarcha

Mercedes Varela Diaz de Tuesta

Fabio Blanco

Ivan Sola García

Carlos Valle

Javier Aguilar Escribano

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 21 de enero de 2020.

A handwritten signature in blue ink, consisting of a stylized 'J' followed by a horizontal line and a vertical line, all connected by a single stroke.

Fdo: Dr José Luis Sánchez Lizaso

ÍNDICE

1.- INTRODUCCIÓN	6
2.- MATERIAL Y MÉTODOS	7
2.1.- Control de salinidad del medio receptor	7
2.1.1.- Registro en continuo de la salinidad	7
2.1.2.- Campañas de distribución espacial de la salinidad	8
2.2.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	9
2.2.1.- Parcelas permanentes para el seguimiento de los efectos del vertido	9
2.2.2.- Recogida de muestras	12
2.3.- Equinodermos y otras especies de interés	13
2.4.- Estudio de sedimentos e infauna de fondos blandos	14
2.4.1.- Área de estudio	14
2.4.2.- Método de muestreo y procesado de las muestras	15
2.4.3.- Análisis de datos	16
2.5.- Estudio de la comunidad nectónica	17
2.5.1.- Diseño experimental	18
2.5.2.- Análisis de los datos	19
3.- RESULTADOS	22
3.1.- Régimen de funcionamiento de la planta	22
3.2.- Control de salinidad del medio receptor	22
3.2.1.- Registro en continuo de la salinidad	22
3.2.2.- Campañas de distribución espacial de la salinidad	25
3.3.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	26
3.3.1. Resultados del seguimiento en invierno de 2020	26
3.3.2. Resultados del seguimiento en verano de 2020	31
3.4.- Equinodermos y otras especies de interés	38
3.4.1. Invierno de 2020	38
3.4.2. Verano de 2020	40
3.5.- Sedimentos e infauna de fondos blandos en verano del 2020	44
3.5.1.- Sedimentos	44
3.5.1.1.- Granulometría	44
3.5.1.2.- Porcentaje de materia orgánica, pH y potencial redox	47

3.5.2.- Estructura de la infauna asociada a fondos blandos en verano 2020	50
3.5.2.1.- Análisis univariante	51
3.5.2.2.- Análisis multivariante	52
3.5.3.- Comunidad de poliquetos de fondos blandos en verano de 2020	60
3.5.3.1.- Análisis univariante	61
3.5.3.2.- Análisis multivariante	62
3.6.- Comunidad nectónica	73
 4.- VALORACIÓN DEL ESTADO DE LAS COMUNIDADES MARINAS EN LA BAHÍA DE ALICANTE	 82
 5.- CONCLUSIONES	 83
5.1.- Control de salinidad del medio receptor	83
5.2.- Pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	83
5.3.- Comunidad bentónica	83
5.4.- Comunidades nectónicas	86
 6.- REFERENCIAS	 87
 ANEXO 1: Campañas de distribución espacial de la salinidad	 89
ANEXO 2 (versión digital): control de salinidad del medio receptor del primer trimestre	
ANEXO 3 (versión digital): control de salinidad del medio receptor del segundo trimestre	
ANEXO 4 (versión digital): control de salinidad del medio receptor del tercer trimestre	
ANEXO 5 (versión digital): control de salinidad del medio receptor del cuarto trimestre	

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 2020. Los datos de informes anteriores solamente se han incorporado al presente informe cuando se ha considerado oportuno a efectos comparativos o se han incorporado como anexos.

2.- MATERIAL Y MÉTODOS

2.1.- Control de salinidad del medio receptor

2.1.1.- Registro en continuo de la salinidad

En la figura 2.1 se indica la posición de los sensores de registro de salinidad (estaciones L1-L5).

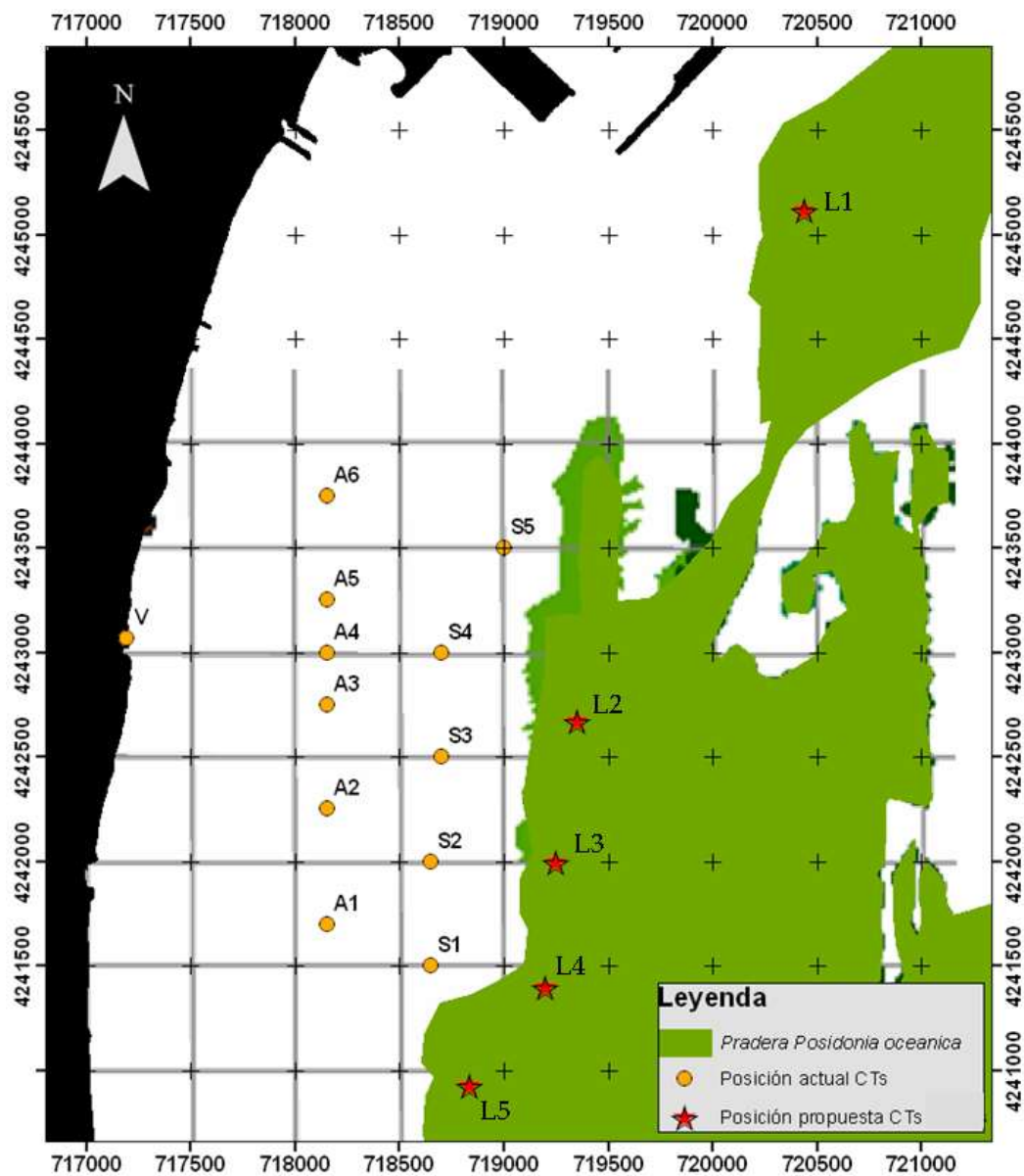


Figura 2.1. Posición de los sensores de salinidad.

2.1.2.- Campañas de distribución espacial de la salinidad

Como el año anterior se han realizado 4 campañas distribuidas estacionalmente. Las campañas del año 2020 se han realizado el 30 de enero, el 19 de mayo, el 3 de septiembre y el 20 de octubre. En cada campaña se tomaron datos con un CTD RBR en 114 puntos que ocupaban una extensión de unos 14 km² (Figura 2.2). 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.

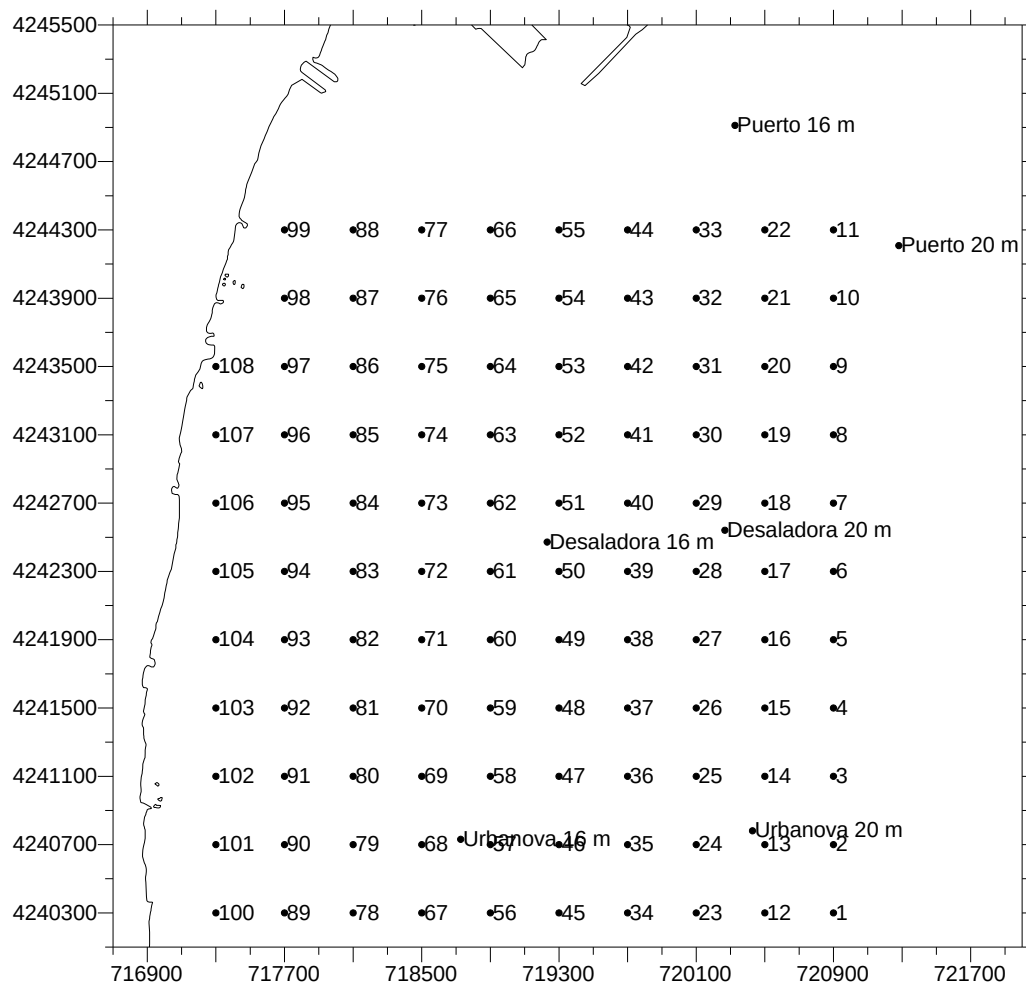


Figura 2.2. Distribución de las estaciones estudiadas en las campañas de distribución espacial de salinidad.

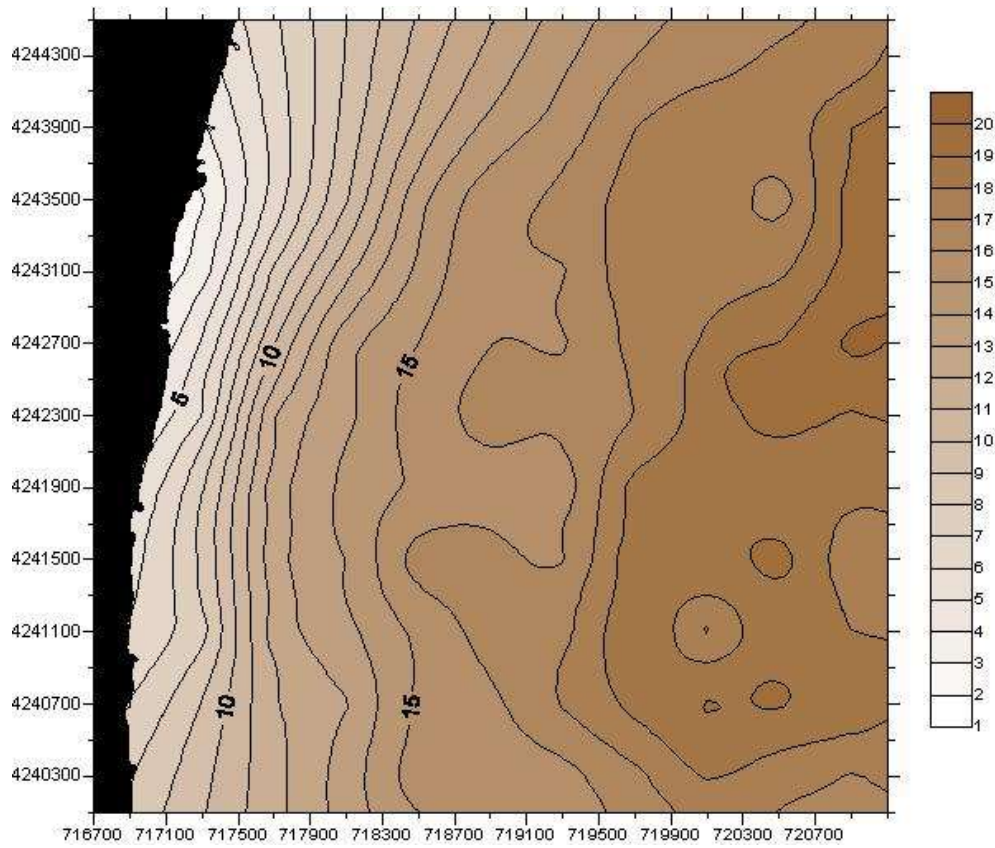


Figura 2.3. Batimetría de la zona de estudio (m).

La figura 2.3 presenta la batimetría de la zona de estudio. Una batimetría más detallada se encuentra en el estudio preoperacional (Sánchez Lizaso et al, 2003).

2.2.- Pradera de *Posidonia oceanica*

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

Previamente a la entrada en funcionamiento de la desaladora se seleccionaron tres localidades (Figura 2.4), dos de ellas con la finalidad de que actuasen a modo de control frente a la tercera, situada lo más próxima posible al punto de vertido. En cada una de las localidades se instalaron dos estaciones a -16.5 y -20 m de profundidad, cada una de ellas con tres sitios en los que se colocaron cuatro parcelas permanentes.

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

En base a la experiencia acumulada se realizó una nueva propuesta de estaciones de seguimiento. Las estaciones de seguimiento actualmente incluyen una nueva estación al Norte (Postiguet) y otra al Sur (Arenales). Además, se han reubicado ligeramente las estaciones del límite superior y se mantienen las estaciones de -20 m existentes (Tabla 2.1, Figura 2.4).

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

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

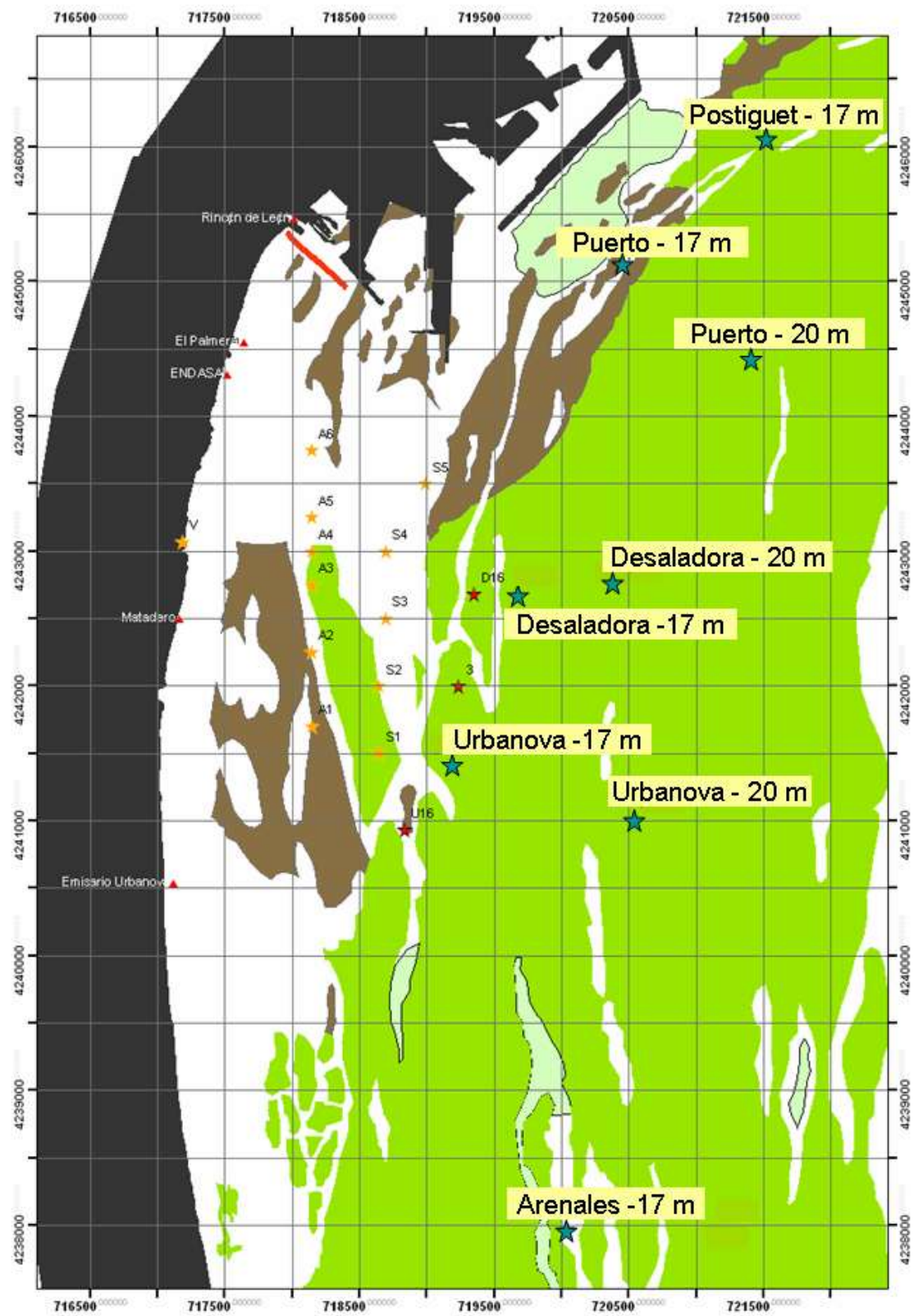


Figura 2.4. Localización de las ocho estaciones con las parcelas permanentes.

Las parcelas permanentes consistían en manchas aisladas en la pradera superficial (-17 m) o en cuadrados de 40 * 40 cm rodeados por alambre plastificado y señalizados mediante piquetas con boyas, numeradas para su posterior reconocimiento (Figura 2.5). Dentro de cada parcela se marcaron todos y cada uno de los haces presentes mediante la fijación de bridas de plástico en la base de cada uno de ellos.

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

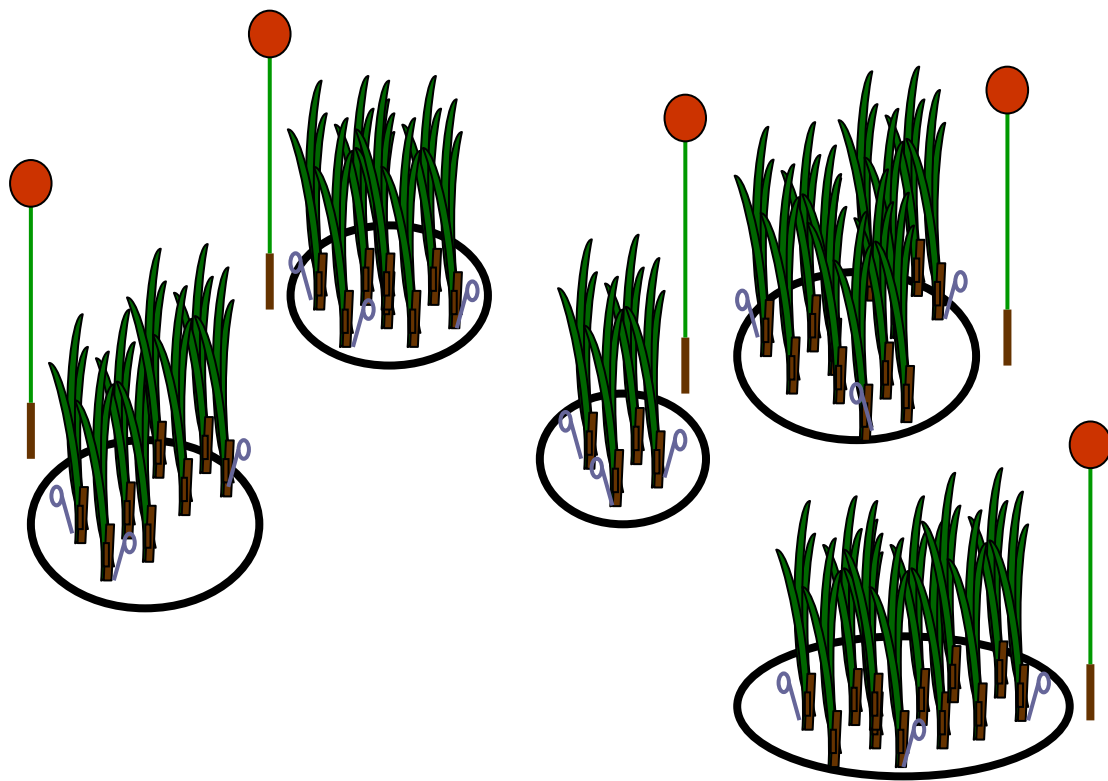


Figura 2.5. Diseño de las parcelas colocadas en las manchas de la pradera superficial, donde todos los haces fueron anillados con bridas de plástico y revisados en invierno y verano.

2.2.2.- Recogida de muestras

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

Morfología de los haces

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

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

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

2.3.- Equinodermos y otras especies de interés

La densidad de equinodermos se estimó en el límite superior de la pradera de *Posidonia oceanica* mediante transectos de 10 x 1 m (con 10 réplicas por localidad) en los que se

anotaron y enumeraron las especies presentes. En el resto de estaciones de estudio, incluyendo las de control de salinidad, se determinó la presencia de otras especies de interés como nacras o espirógrafos además de los equinodermos presentes. En la figura 2.4 se representan todas las estaciones de muestreo.

2.4.- Estudio de sedimentos e infauna de fondos blandos

2.4.1.- Área de estudio

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

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

Tabla 2.2. Códigos empleados.

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

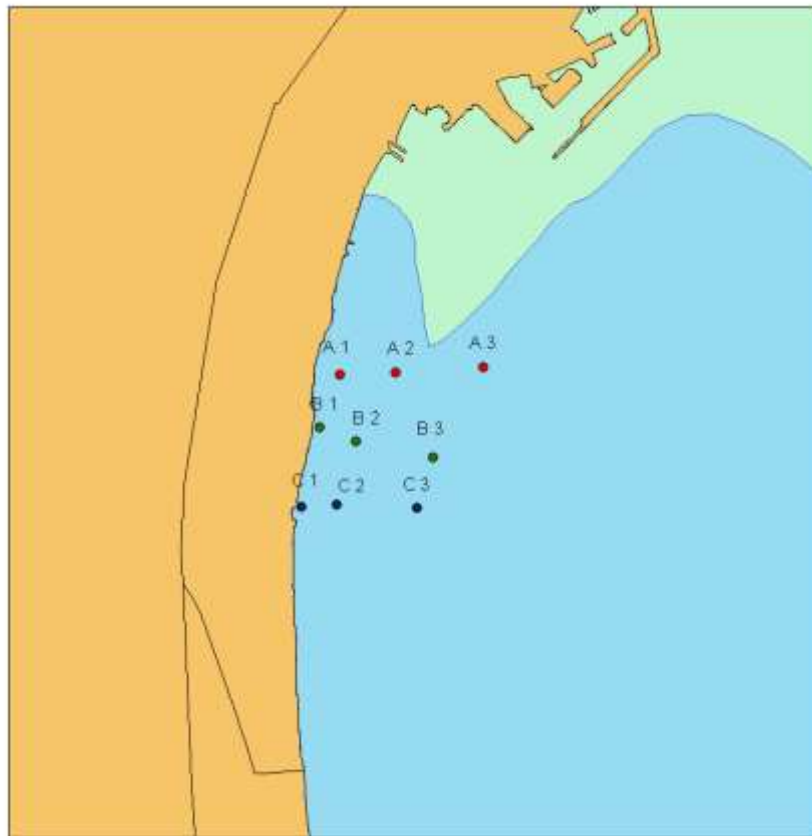


Figura 2.6. Localización de las estaciones en el área de estudio.

2.4.2. – Método de muestreo y procesado de las muestras

Las muestras son recogidas de forma directa con escafandra autónoma. Se llevan a cabo dos métodos de muestreo. Para las muestras que se emplearán en el estudio de la infauna del medio se recoge el sedimento correspondiente a un cuadrado de 22.5 x 22.5 cm, por estación. Una vez en la zodiac, las muestras se introducen en bolsas de plástico correspondientemente etiquetadas. La obtención de las muestras que se utilizarán para el estudio de las características del sedimento (granulometría, pH y materia orgánica) se realiza mediante un *core* de 4 X 25 cm. Las muestras van debidamente etiquetadas.

*** Procesado de la fauna**

La separación de la fauna del sedimento se realiza con la ayuda de la lupa binocular. Los organismos se introducen en botes con histofix, para su fijación y posterior

identificación. Los individuos son guardados en tubos de 1.5 ml correctamente etiquetados y fijados y se conservan en etanol al 70 %. La identificación se lleva a cabo a nivel de familia.

*** Procesado del sedimento**

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

2.4.3.- Análisis de datos

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

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

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

Mediante RELATE se contrasta la hipótesis de no relación entre patrones multivariantes desde dos grupos de muestras, utilizando las matrices de similitudes y un test de permutaciones múltiples, calculando el índice de correlación de Sperman. Este índice permite establecer la correlación entre la estructura de la comunidad de organismos y los factores ambientales del medio. Para contrastar la hipótesis de diferencias entre muestras, definida a priori, se utiliza el test de Análisis ANOSIM. Si se rechaza la hipótesis nula, la interpretación es que sí que existe relación entre los patrones de distribución de las muestras comparadas.

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

2.5.- Estudio de la comunidad nectónica

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

Mediante esta técnica, se realizaron censos en la zona directamente afectada por el vertido de salmuera y en un área control no afectada por el mismo, antes (Mayo 2003) y después (febrero 2004, abril 2005, marzo 2006, febrero 2007, julio 2008, abril 2009, marzo 2010, agosto 2010, febrero 2011, julio 2011, marzo 2012, agosto 2012, marzo 2013, julio 2013, marzo 2014, julio 2014, marzo 2015, julio 2015, marzo 2016, julio 2016, marzo 2017, julio 2017, marzo 2018, julio 2018, febrero 2019, julio 2019, marzo 2020 y julio 2020) de comenzar la emisión (Figura 2.7). Ambos lugares fueron próximos a la costa y con una profundidad máxima de 5 metros. Este tipo de diseño se conoce con el nombre de BACI (Before/After/Control/Impact) y ha permitido conocer

la evolución de este poblamiento de peces tras comenzar su actividad y durante los años posteriores.

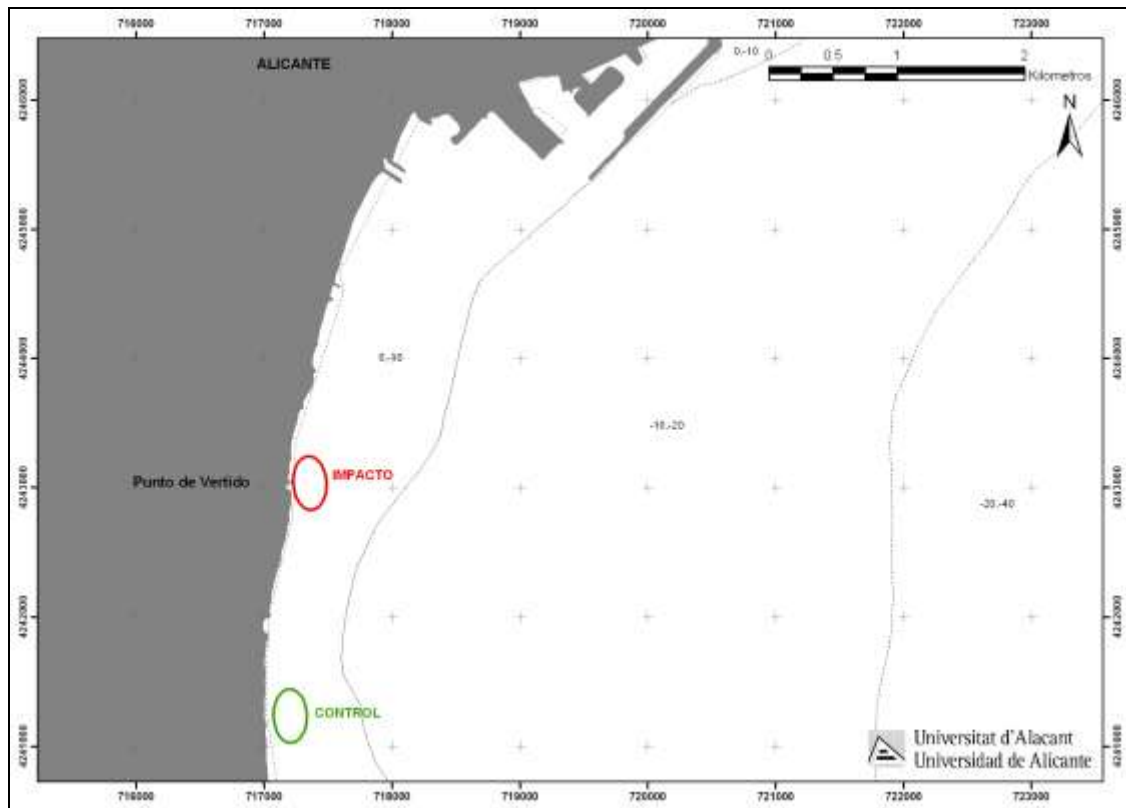


Figura 2.7. Localización del área impactada y el área control.

2.1. Diseño experimental

La hipótesis de partida se basa en que la comunidad de peces asociada a estos fondos puede presentar diferencias tras el comienzo de la actividad. Para testar esta hipótesis, se consideró un diseño experimental en el que se tuvo en cuenta un primer factor, llamado *tiempo*, con veintinueve niveles (2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 invierno, 2010 verano, 2011 invierno, 2011 verano, 2012 invierno, 2012 verano, 2013 invierno, 2013 verano, 2014 invierno, 2014 verano, 2015 invierno, 2015 verano, 2016 invierno, 2016 verano, 2017 invierno, 2017 verano, 2018 invierno, 2018 verano, 2019 invierno, 2019 verano, 2020 invierno y 2020 verano), un segundo factor llamado *impacto*, con dos niveles (impacto y control) y un factor de replicación espacial, llamado *sitio*, con dos niveles. Se eligieron dos sitios junto al punto del vertido (impacto) y otros dos alejados de ella (control).

Se planteó el estudio incorporando tres factores:

- Año: 2003 (antes), 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 invierno, 2010 verano, 2011 invierno, 2011 verano, 2012 invierno, 2012 verano, 2013 invierno, 2013 verano, 2014 invierno, 2014 verano, 2015 invierno, 2015 verano, 2016 invierno, 2016 verano, 2017 invierno, 2017 verano, 2018 invierno, 2018 verano, 2019 invierno, 2019 verano, 2020 invierno y 2020 verano (después)
- Impacto / Control
- Sitio: 2 sitios dentro de la zona impactada y 2 en la control

En cada uno de estos sitios, se realizaron cuatro réplicas al azar de 25 metros de longitud y 5 metros de ancho, obteniéndose un total de 464 muestras o réplicas de 125 m² cada una e independientes entre sí, garantizando la repartición espacial de los tratamientos y la independencia de los datos, evitando así la existencia de pseudoreplicación (Hurlbert, 1984; Hurlbert y White, 1993).

2.2. Análisis de los datos

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

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

Análisis univariante

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

TI (Tiempo): Factor principal y fijo con veintinueve niveles (2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 invierno, 2010 verano, 2011 invierno, 2011 verano, 2012 verano, 2013 invierno, 2013 verano, 2014 invierno, 2014 verano, 2015 invierno, 2015 verano, 2016 verano, 2017 invierno, 2017 verano, 2018 invierno, 2018 verano, 2019 invierno, 2019 verano, 2020 invierno y 2020 verano).

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

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

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

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

donde:

X_{ijkm} = valor estimado en el muestreo

μ = media poblacional

TI_i = variaciones debidas al factor tiempo

IC_j = variaciones debidas al factor impacto/control

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

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

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

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

Análisis multivariante

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

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

3.- RESULTADOS

3.1.- Régimen de funcionamiento de la planta

En los informes trimestrales se indica el régimen de funcionamiento de la planta durante el año 2020. 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 2020 se han registrado entre 41133 y 50347 datos por cada estación (media = 44485), dependiendo de la pérdida de los datos o de los propios CTs. En total se han recogido y analizado unos 266911 datos. Las tablas siguientes resumen la evolución mensual de la salinidad en cada una de las estaciones. Cuando se han registrado valores altos de salinidad en alguna de las estaciones de seguimiento se ha procedido a aumentar la dilución del vertido.

Tabla 3.1. Evolución mensual de la salinidad en la estación Puerto – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	37.74	38.01	0.00	0.00	0.00	4162
Febrero	37.93	38.15	0.00	0.00	0.00	3341
Marzo	37.98	38.19	0.00	0.00	0.00	4196
Abril	37.63	38.00	0.00	0.00	0.00	3745
Mayo	37.46	37.85	0.00	0.00	0.00	4225
Junio	37.21	38.27	0.00	0.00	0.00	3790
Julio	37.22	37.81	0.00	0.00	0.00	3625
Agosto	34.74	36.94	0.00	0.00	0.00	4453
Septiembre	37.35	37.73	0.00	0.00	0.00	2061
Octubre	37.11	37.46	0.00	0.00	0.00	4439
Noviembre	37.08	37.35	0.00	0.00	0.00	4266
Diciembre	37.66	38.27	0.00	0.00	0.00	43405
Total anual	37.23	38.28	0.00	0.00	0.00	43405
Media	37.26	37.84	0.00	0.00	0.00	

Tabla 3.2. Evolución mensual de la salinidad en la estación Desaladora – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	38.26	38.84	46.40	21.10	0.00	4435
Febrero	37.29	38.63	39.30	9.90	0.00	4032
Marzo	34.10	38.99	16.20	13.90	0.00	4458
Abril	37.89	38.31	0.00	0.00	0.00	2011
Mayo	37.64	38.32	0.1	0	0	3337
Junio	37.74	38.06	0.00	0.00	0.00	4213
Julio	37.79	38.28	0.00	0.00	0.00	3960
Agosto	37.12	38.14	0.00	0.00	0.00	4082
Septiembre	37.30	38.03	0.00	0.00	0.00	3528
Octubre	37.39	37.83	0.00	0.00	0.00	2911
Noviembre	37.50	38.11	0.00	0.00	0.00	3618
Diciembre	37.70	38.16	0.00	0.00	0.00	3105
Total anual	37.23	38.99	10.80	4.90	0.00	41133
Media	37.3	38.3	8.50	3.74	0.00	

Tabla 3.3. Evolución mensual de la salinidad en la estación Desaladora Sur – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	36.11	39.64	6.70	0.10	0.00	4338
Febrero	37.73	38.79	59.80	52.80	0.00	4032
Marzo	37.52	39.07	20.40	19.40	0.00	4350
Abril	36.96	37.40	0.00	0.00	0.00	3806
Mayo	36.91	38.27	0.00	0.00	0.00	4447
Junio	37.79	38.35	0.01	0.00	0.00	3761
Julio	37.67	38.17	0.00	0.00	0.00	2907
Agosto	36.90	37.73	0.00	0.00	0.00	3711
Septiembre	37.26	37.90	0.00	0.00	0.00	2987
Octubre	35.41	36.14	0.00	0.00	0.00	4464
Noviembre	37.52	37.76	0.00	0.00	0.00	2867
Diciembre	37.64	38.08	0.00	0.00	0.00	4169
Total anual	37.07	39.64	8.10	6.74	0.00	45882
Media	37.12	38.11	7.24	6.03	0.00	

Tabla 3.4. Evolución mensual de la salinidad en la estación Urbanova Norte – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	37.91	38.4	2.00	0.00	0.00	4464
Febrero	38.17	38.49	44.30	0.00	0.00	4032
Marzo	37.91	38.75	22.50	5.70	0.00	4434
Abril	37.45	38.01	0.00	0.00	0.00	4193
Mayo	37.48	38.01	0.00	0.00	0.00	3786
Junio	37.75	38.09	0.00	0.00	0.00	3713
Julio	37.54	38.03	0.00	0.00	0.00	4257
Agosto	37.17	37.70	0.00	0.00	0.00	4271
Septiembre	37.23	37.73	0.00	0.00	0.00	3792
Octubre	37.34	37.70	0.00	0.00	0.00	4424
Noviembre	37.21	37.62	0.00	0.00	0.00	4146
Diciembre	37.43	37.73	0.00	0.00	0.00	4462
Total anual	37.55	38.75	6.00	0.50	0.00	50347
Media	37.55	38.02	5.73	0.48	0.00	

Tabla 3.5. Evolución mensual de la salinidad en la estación Urbanova – 17 m.

Mes	Media	Máximo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40	Nº Datos
Enero	37.52	38.41	13.90	0.00	0.00	2085
Febrero	38.35	38.50		0.00	0.00	3592
Marzo	38.34	39.21	60.70	32.40	0.00	4451
Abril	38.16	38.82	33.30	17.60	0.00	4319
Mayo	37.75	38.32	0.50	0.00	0.00	4299
Junio	37.81	38.01	0.00	0.00	0.00	4312
Julio	37.51	37.92	0.00	0.00	0.00	4462
Agosto	32.56	37.32	0.00	0.00	0.00	4046
Septiembre	37.35	37.72	0.00	0.00	0.00	2419
Octubre	37.23	37.58	0.00	0.00	0.00	4442
Noviembre	36.78	37.20	0.00	0.00	0.00	1496
Diciembre	37.44	37.73	0.00	0.00	0.00	4402
Total anual	37.26	39.21	16.00	4.90	0.00	44625
Media	37.23	38.06	9.85	4.17	0.00	

Tabla 3.6. Evolución mensual de la salinidad en el vertido.

Mes	Media	Máximo	% > 49	Nº Datos
Enero	34.17	60.57	1.70	4462
Febrero	37.92	50.98	0.40	4032
Marzo	41.84	51.97	4.90	4452
Abril	38.71	51.73	1.00	4282
Mayo	37.48	48.79	0.00	1272
Junio	34.82	47.46	0.00	2860
Julio	36.06	61.46	1.50	1938
Agosto	36.44	39.80	0.00	1587
Septiembre	36.16	44.05	0.00	3744
Octubre	36.11	43.96	0.00	1990
Noviembre	36.49	49.67	0.10	3898
Diciembre	36.38	39.47	0.00	2412
Total anual	37.21	61.46	0.90	41519
Media	36.88	49.16	0.80	

Datos medios anuales (2020)

En la tabla 3.7 se indica el promedio anual para cada estación, así como el máximo y el mínimo y el porcentaje de valores que superan los valores de referencia establecidos. La tabla 3.8 indica los valores promedio de temperaturas. Se puede observar que durante el 2020 las superaciones del valor de referencia de 38.5 han sido bajas (< 7 %). Además, este año los valores promedio anuales de salinidad han sido algo inferiores a la campaña previa 37.07 – 37.55, siendo la estación con un promedio más alto, Urbanova norte con 37.55.

Tabla 3.7. Valores anuales de salinidades registradas en las estaciones de seguimiento.

Punto	Media	Máximo	Mínimo	% > 38.3	% > 38.5	% > 40
Puerto 16	37.23	38.28	29.76	0.00	0.00	0.00
Desal. 16	37.23	38.99	25.56	10.80	4.90	0.00
Desal. S 16	37.07	39.64	31.84	8.10	6.74	0.00
Urban. N 16	37.55	38.75	31.19	6.00	0.50	0.00
Urban. 16	37.26	39.21	29.21	16.00	4.90	0.00
Vertido	37.21	61.46	9.28	> 49 ups	0.90	

Tabla 3.8. Valores de temperaturas registrados en las estaciones de seguimiento.

Punto	Media	Máximo	Mínimo
Puerto 16	18.82	28.18	13.74
Desal. 16	18.98	27.98	13.90
Desal. S 16	19.16	28.11	13.94
Urban. N 16	19.18	28.08	14.03
Urban. 16	19.51	28.12	14.03
Vertido	20.71	32.57	12.32

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, a diferencia de lo que suele ser habitual, la máxima extensión de la pluma se observa en la campaña de invierno realizada el 30 de enero mientras que el resto de campañas esta extensión es mucho más reducida.

3.3.- Pradera de *Posidonia oceanica*

3.3.1.- Resultados del seguimiento en invierno de 2020

3.3.1.1.- Resultados de las estaciones de parcelas permanentes

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

En las figuras 3.1 y 3.2 se presentan los resultados de las tasas de división, mortalidad y balance total en las estaciones permanentes. Se puede observar que las tasas de división obtenidas en este muestreo están por debajo del 8 % y son similares en las localidades estudiadas, no detectándose diferencias significativas entre ellas (Tabla 3.9). Tampoco se detectan diferencias significativas en las tasas de mortalidad y balance total de los haces (Tabla 3.9), con valores por debajo del 25 % y por encima del -20 %, respectivamente. Sin embargo, se observa una menor mortalidad y un mayor balance total de haces en la localidad de Urbanova a 17 m.

Tabla 3.9. Resumen de los ANOVAs realizados a los datos de división, mortalidad y al balance (tasa división – mortalidad) de los haces marcados en las parcelas de las localidades estudiadas (gl = grados de libertad, CM = cuadrados medios, F = valor del estadístico F, ns = no significativo).

Parámetro	Fuente de variabilidad	gl	CM	F	p	SNK
Tasa de división	Localidad = Lo	1	2.7038	0.12	ns	
	Sitio (Lo)	4	22.5148	0.32	ns	
	Residual	18	69.4434			
Tasa de mortalidad (transf. $\sqrt{x+1}$)	Localidad = Lo	1	11.7874	1.33	ns	
	Sitio (Lo)	4	8.8354	2.25	ns	
	Residual	18	3.9349			
Balance total	Localidad = Lo	1	888.0701	2.36	ns	
	Sitio (Lo)	4	375.8162	0.89	ns	
	Residual	18	422.6820			

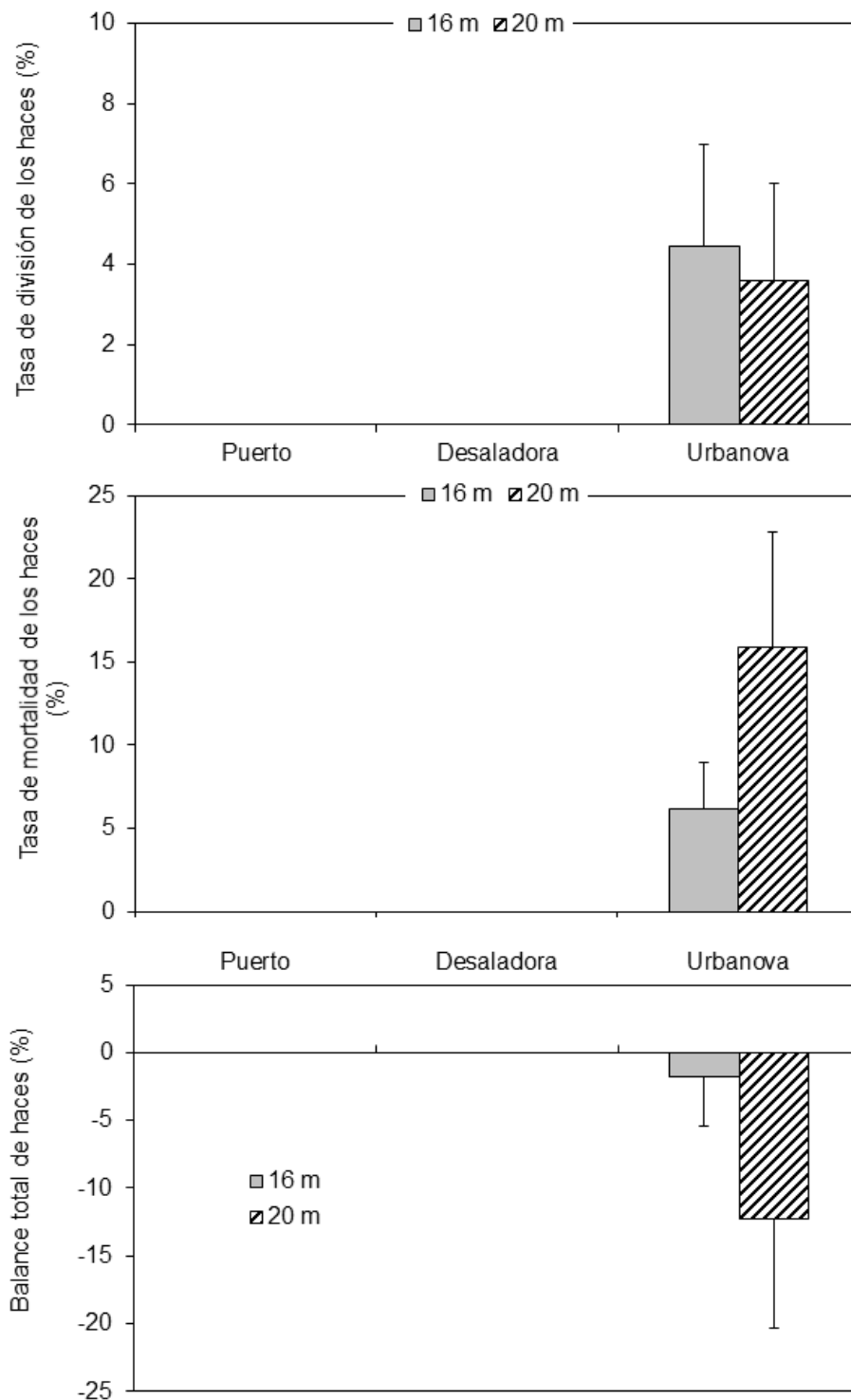


Figura 3.1 Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las localidades de estudio. Las barras representan el error típico.

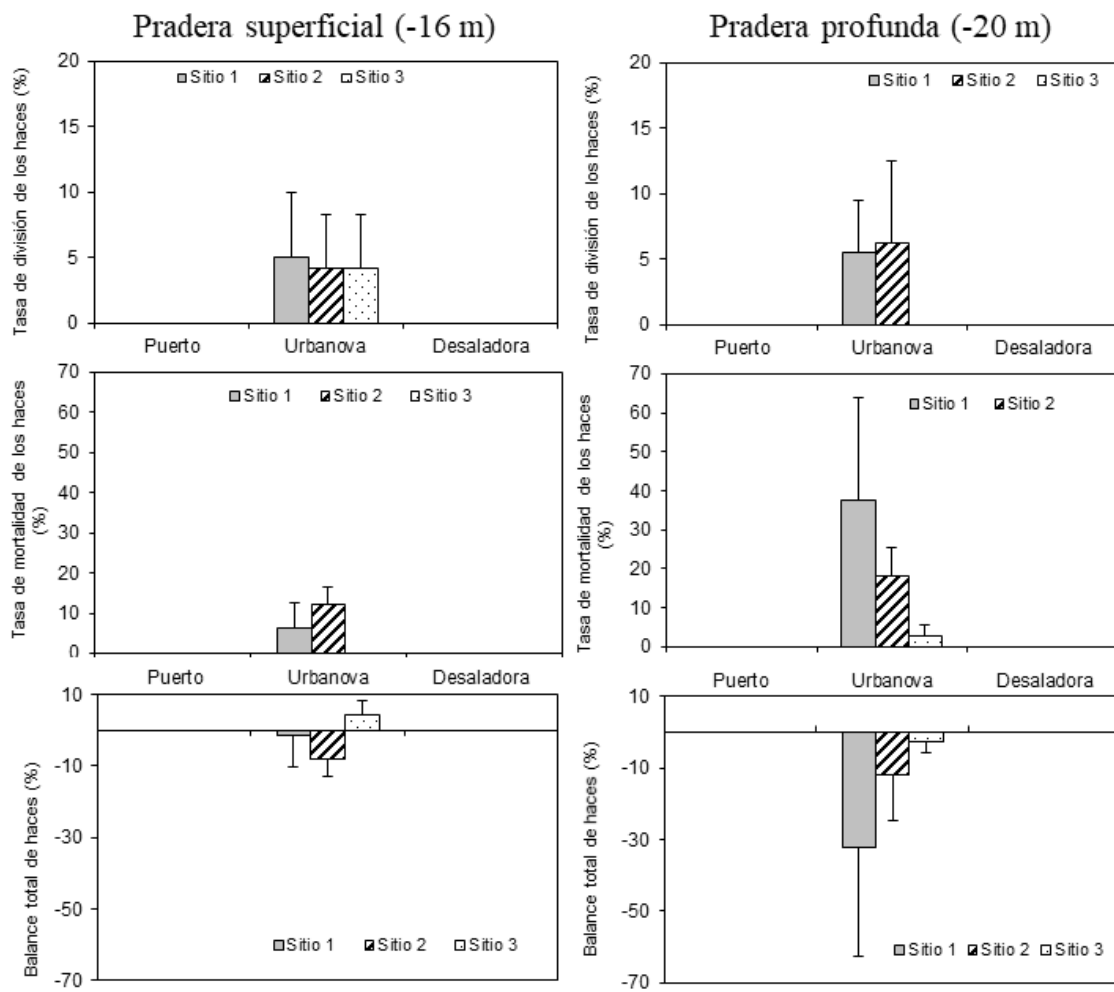


Figura 3.2. Representación gráfica de las tasas de división, mortalidad y balance de los haces marcados en las localidades de estudio separadas por sitio y profundidad (las barras representan el error típico).

3.3.1.2.- Morfología de los haces

Se observa (Figura 3.3 y Tabla 3.10) que en el presente muestreo existen diferencias significativas en la mayoría de los descriptores de la morfología foliar de los haces de *Posidonia* entre las distintas localidades de estudio.

Tabla 3.10. Resumen de los ANOVAs realizados a los datos obtenidos en invierno del 2020 de los haces recogidos en las localidades de estudio (gl = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo).

Parámetro	Fuente de variabilidad	gl	CM	F	p	SNK
Número de hojas	Localidad = Lo	2	12.4333	3.17	ns	
	Residual	12	0.2167			
Longitud media foliar	Localidad = Lo	2	25.1335	6.38	*	$D_{17} = U_{20} > U_{17}$
	Residual	12	3.9373			
Anchura media foliar	Localidad = Lo	2	0.0202	13.13	***	$D_{17} > U_{20} > U_{17}$
	Residual	12	0.0015			
Superficie foliar	Localidad = Lo	2	1088.3783	5.56	*	$D_{17} > U_{17}; U_{17} = U_{20}$
	Residual	12	195.6227			
Biomasa foliar	Localidad = Lo	2	0.0242	5.67	*	$D_{17} > U_{17}; U_{17} = U_{20}$
	Residual	12	0.0043			
Carga de epífitos (transf. Sqrt(x+1))	Localidad = Lo	2	0.0228	3.94	*	$D_{17} > U_{17} = U_{20}$
	Residual	12	0.0058			
Necrosis (%)	Localidad = Lo	2	1527.7103	7.32	***	$D_{17} = U_{17} < U_{20}$
	Residual	12	208.6535			
Herbivorismo (%)	Localidad = Lo	2	386.9992	11.19	*	$D_{17} > U_{17} = U_{20}$
	Residual	12	34.5805			

Cabe destacar que los haces de la localidad de Desaladora, a 17 m de profundidad, presentan una mayor anchura foliar, superficie y biomasa foliar, así como una mayor carga de epífitos y un mayor porcentaje de hojas con marcas por herbivoría. También se detecta un mayor porcentaje de hojas con manchas de necrosis en los haces de la pradera de la localidad Urbanova a 20 m de profundidad.

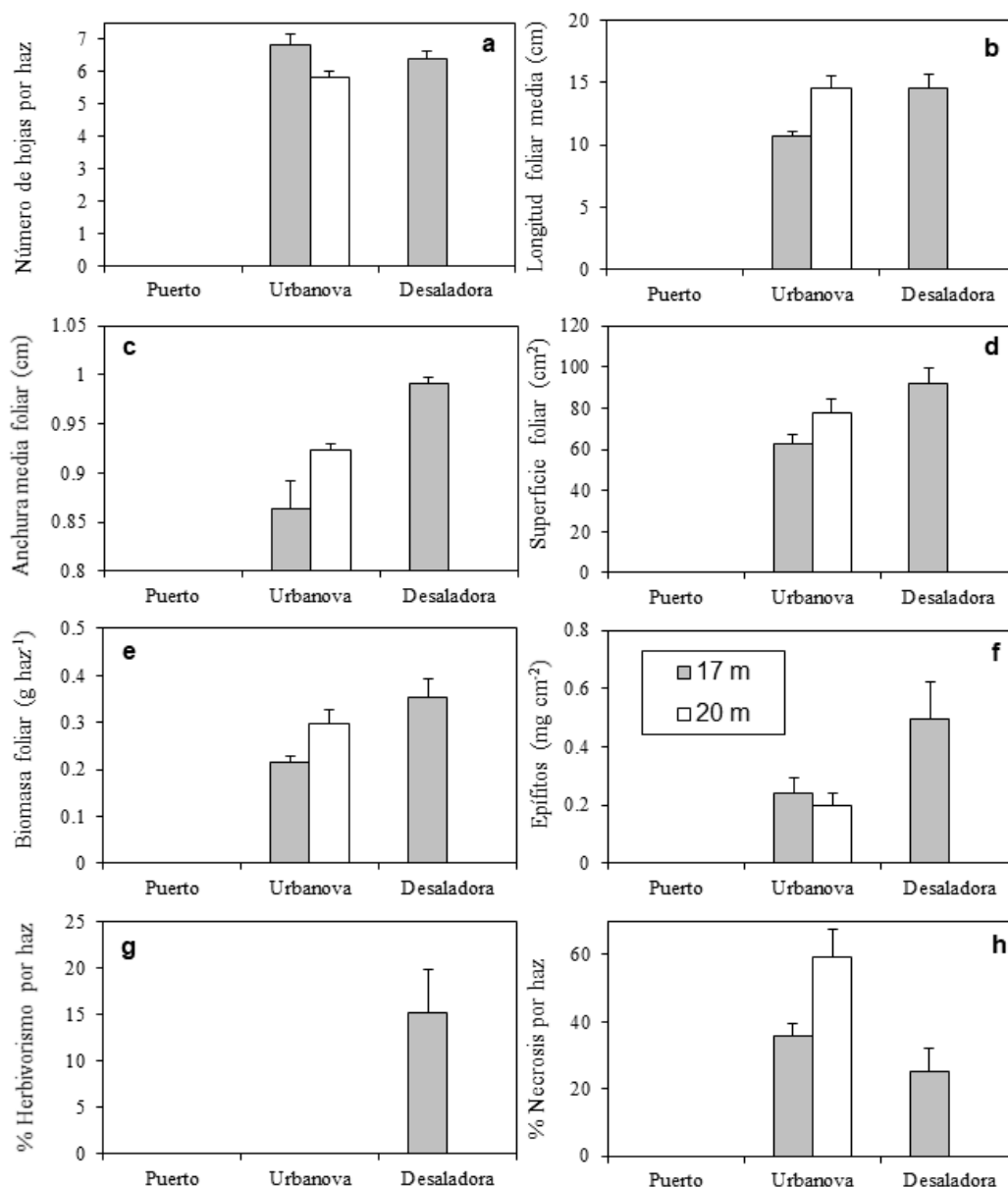


Figura 3.3. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a la pradera superficial (-17 m) y a la pradera profunda (- 20 m) de las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora; las barras representan el error típico).

3.3.2.- Resultados del seguimiento en verano de 2020

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

En las figuras 3.4 y 3.5 se presentan los resultados de las tasas de división y mortalidad en las estaciones permanentes. En el presente muestreo no se han detectado diferencias significativas en ninguna de las tasas respecto a la localidad de estudio (Tabla 3.11). Únicamente se ha observado una diferencia significativa en la tasa de mortalidad de las localidades respecto a la profundidad, ya que se detectan tasas mayores en las localidades más profundas (Fig. 3.4, Tabla 3.11). Sin embargo, y aunque no se detecten diferencias significativas, tal y como se puede observar en la figura 3.4, la localidad de la Desaladora a 16 m de profundidad muestra las tasas de división de haces más elevada, que junto a una tasa de mortalidad reducida hacen que sea la única pradera que presente un balance total de haces positivo. Al incluir las nuevas localidades de muestreo, en este periodo de muestreo no se detectan diferencias significativas para ninguna de las tasas estudiadas (Figura 3.6).

Tabla 3.11. Resumen de los ANOVAs realizados a los datos de división, mortalidad y al balance (tasa división – mortalidad) de los haces marcados en las parcelas de las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora) a las dos profundidades de trabajo (-16.5 y - 20 m) (gl = grados de libertad, CM = cuadrados medios, ns = no significativo).

Parámetro	Fuente de variabilidad	gl	CM	F	p	SNK
Tasa de división	Localidad = Lo	2	579.6864	1.22	ns	
	Profundidad = Pr	1	0.6666	0.01	ns	
	Sitio (Lo)	6	474.9111	1.79	ns	
	Lo*Pr	2	536.3992	1.26	ns	
	Pr*Sitio (Lo)	6	426.8540	1.61	ns	
	Residual	54	265.0272			
Tasa de mortalidad	Localidad = Lo	2	222.7945	0.61	ns	
	Profundidad = Pr	1	2268.4761	15.81	**	16 m < 20 m
	Sitio (Lo)	6	363.0548	0.86	ns	
	Lo*Pr	2	120.8637	0.84	ns	
	Pr*Sitio (Lo)	6	143.4458	0.34	ns	
	Residual	54	423.6736			
Balance total	Localidad = Lo	2	1432.5885	1.55	ns	
	Profundidad = Pr	1	2346.9405	3.08	ns	
	Sitio (Lo)	6	922.6713	1.30	ns	
	Lo*Pr	2	148.0667	0.19	ns	
	Pr*Sitio (Lo)	6	761.7538	1.07	ns	
	Residual	54	710.3223			

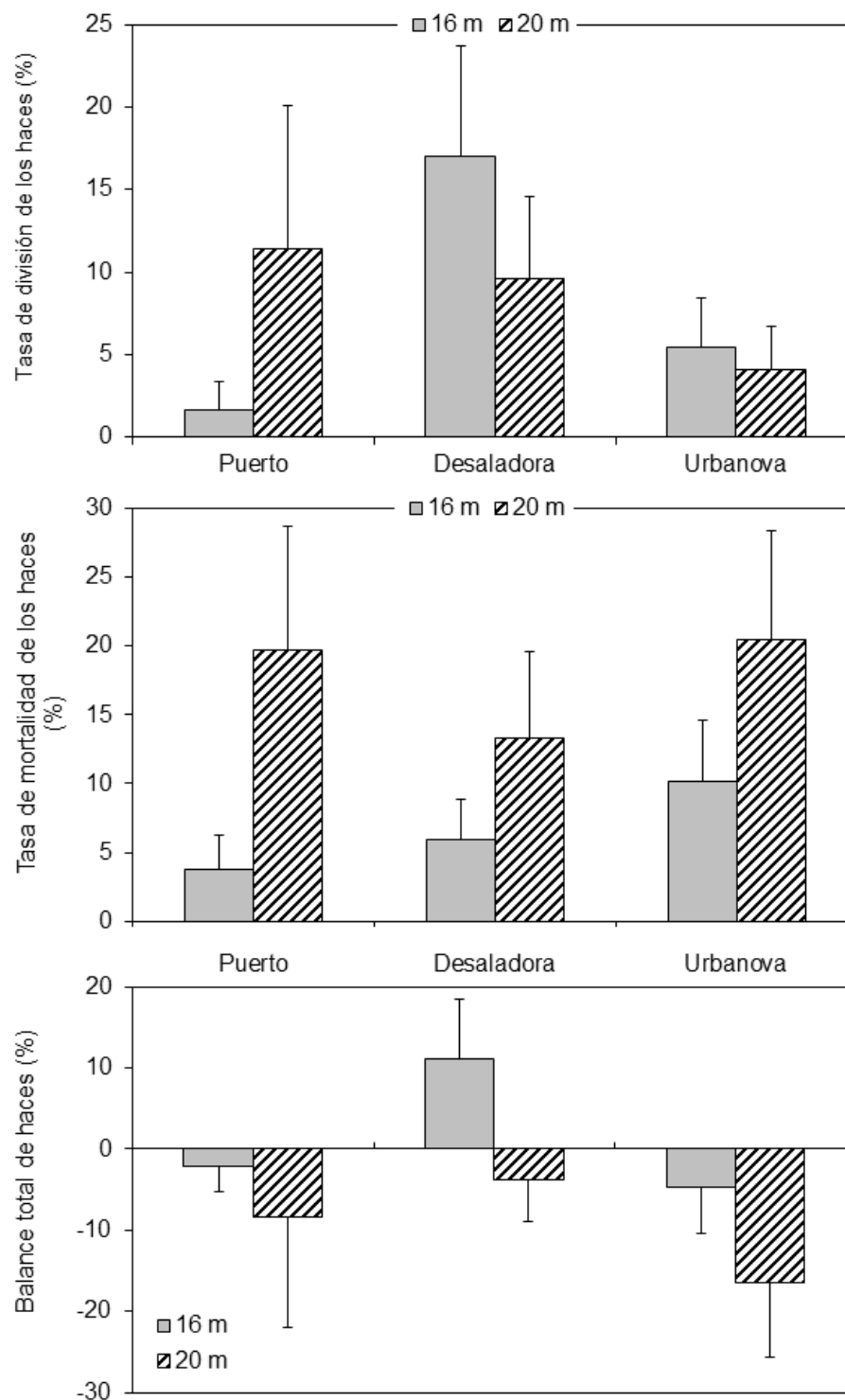


Figura 3.4. Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las tres localidades (Control Urbanova, C. Puerto y Desaladora) a las dos profundidades de trabajo (-16 y -20 m). Las barras representan el error típico.

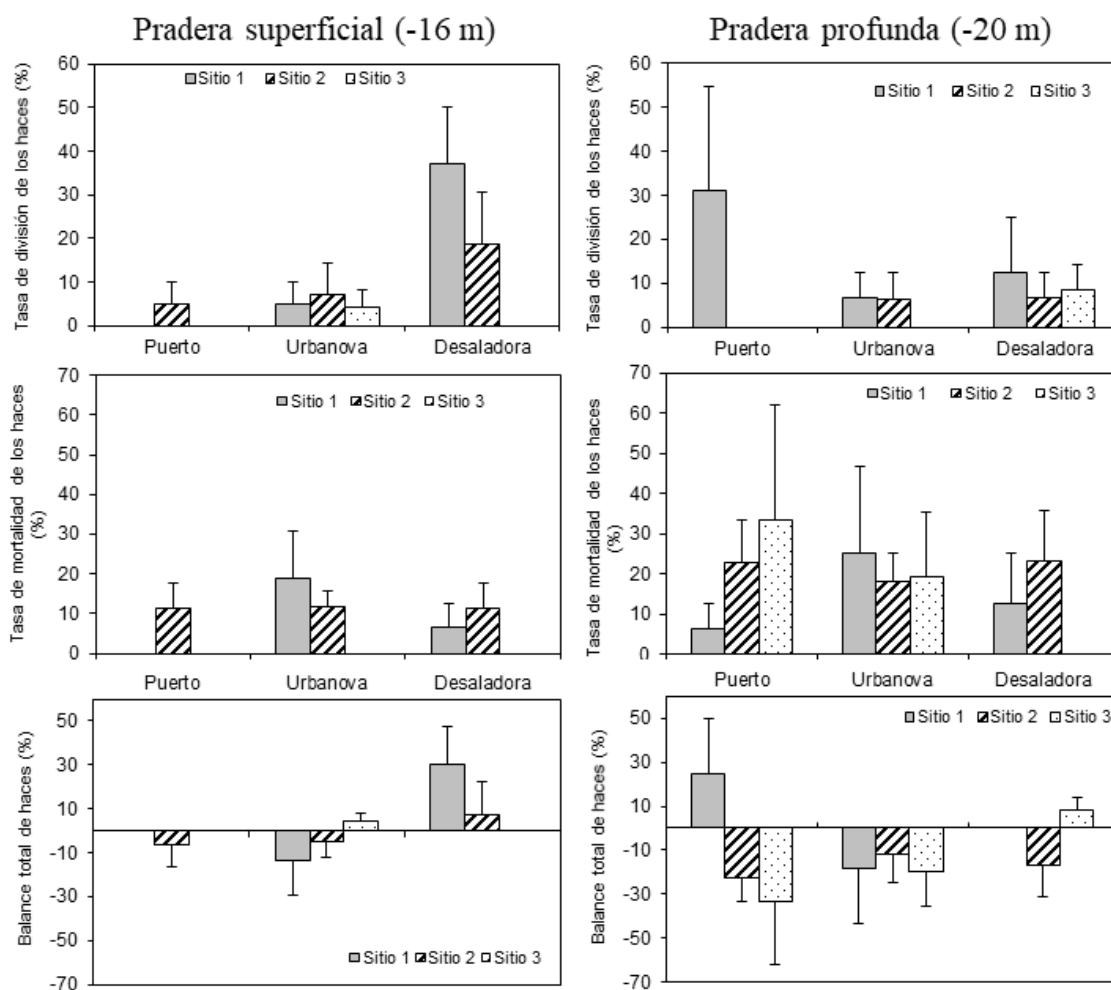


Figura 3.5. Representación gráfica de las tasas de división, mortalidad y balance de los haces marcados en las tres localidades (Control Urbanova, C. Puerto y Desaladora) separadas por sitio y profundidad (las barras representan el error típico).

3.3.2.2.- Morfología de los haces

Se observa (Figura 3.7 y Tabla 3.12) que únicamente existen diferencias significativas en los descriptores relacionados con el número de hojas, la anchura foliar y el herbivorismo en los haces de *P. oceanica*. Así, detectamos que los haces de la localidad de la Desaladora poseen más hojas que los del resto de localidades a la misma profundidad, mientras que a 20 m no se detectan diferencias. También se detectan diferencias significativas en la interacción entre la profundidad y la localidad para la anchura foliar, que es mayor en los haces de la localidad de Urbanova a 16 m de profundidad. En las localidades próximas al vertido (Desaladora 16 y 20 m) los haces muestran más marcas de herbivorismo.

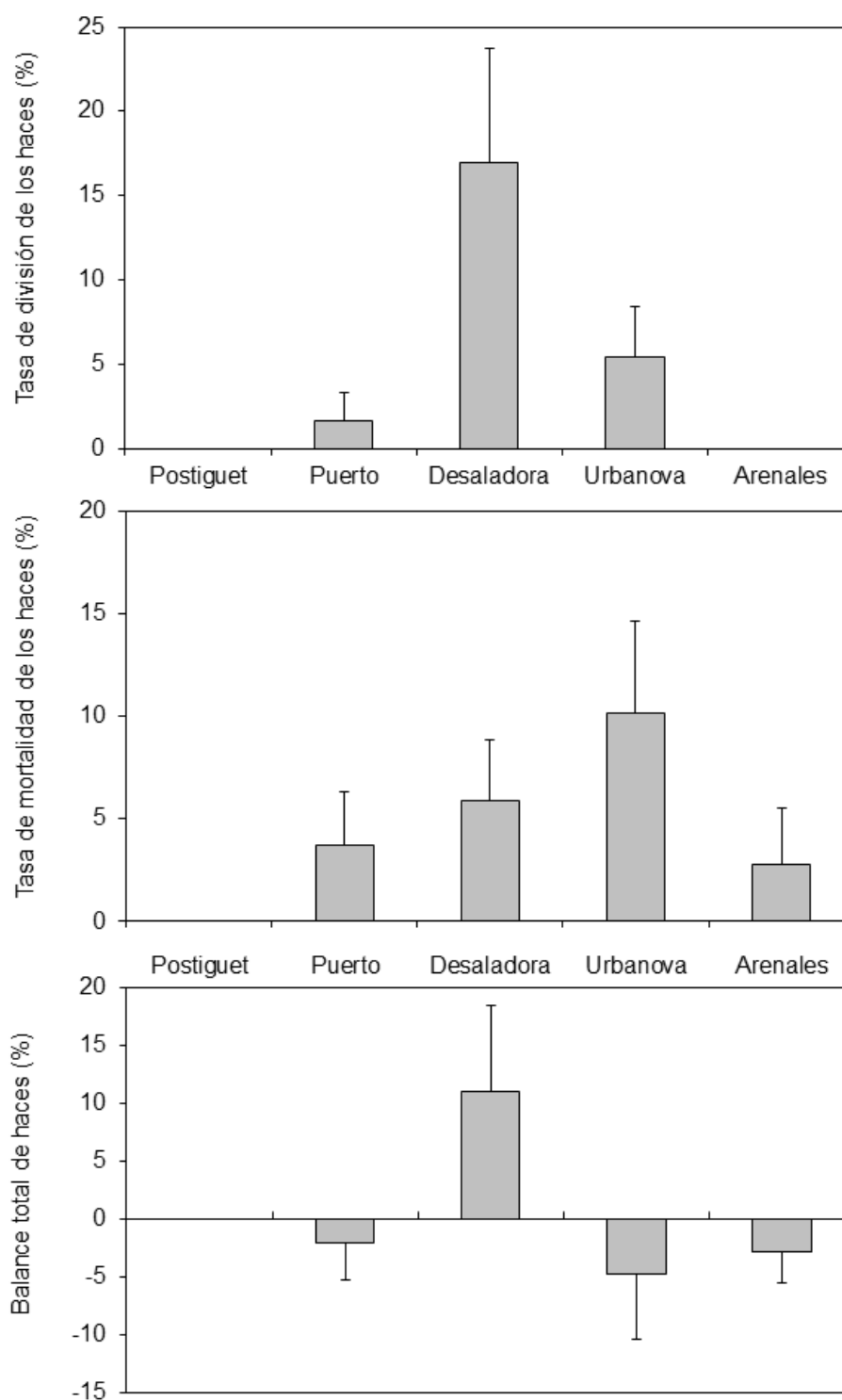


Figura 3.6. Tasas de división, mortalidad y balance, expresado como tasa de división – tasa mortalidad, de los haces marcados en las parcelas de las cinco nuevas localidades (Postiguet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales) situadas a -16.5 m de profundidad (las barras representan el error típico).

Tabla 3.12. Resumen de los ANOVAs realizados a los datos obtenidos en verano del 2020 de los haces recogidos en las tres localidades y a las dos profundidades de trabajo (-16 y -20 m) (gl = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo).

Parámetro	Fuente de variabilidad	gl	CM	F	p	SNK
Número de hojas	Localidad = Lo	2	2.0333	2.39	ns	$P_{16} = U_{16} < D_{16}$ $P_{20} = U_{20} = D_{20}$
	Profundidad = Pr	1	1.6333	1.92	ns	
	Lo*Pr	2	4.4333	5.22	*	
	Residual	24	0.8500			
Longitud media foliar	Localidad = Lo	2	30.7613	0.66	ns	
	Profundidad = Pr	1	6.5922	0.14	ns	
	Lo*Pr	2	55.9788	1.20	ns	
	Residual	24	46.6185			
Anchura media foliar	Localidad = Lo	2	0.0002	0.03	ns	$P_{16} = D_{16} < U_{16}$ $P_{20} = U_{20} = D_{20}$
	Profundidad = Pr	1	0.0020	0.42	ns	
	Lo*Pr	2	0.0229	4.84	*	
	Residual	24	0.0047			
Superficie foliar	Localidad = Lo	2	1454.7953	0.47	ns	
	Profundidad = Pr	1	64.9594	0.02	ns	
	Lo*Pr	2	2856.0392	0.92	ns	
	Residual	24	3100.3812			
Biomasa foliar	Localidad = Lo	2	0.0069	0.97	ns	
	Profundidad = Pr	1	0.0123	1.72	ns	
	Lo*Pr	2	0.0065	0.91	ns	
	Residual	24	0.0072			
Carga de epífitos	Localidad = Lo	2	2.8853	2.21	ns	
	Profundidad = Pr	1	1.5618	1.20	ns	
	Lo*Pr	2	0.7461	0.57	ns	
	Residual	24	1.3051			
Necrosis (%)	Localidad = Lo	2	69.2550	0.27	ns	
	Profundidad = Pr	1	162.2241	0.63	ns	
	Lo*Pr	2	33.0390	0.13	ns	
	Residual	24	257.9242			
Herbivorismo (%)	Localidad = Lo	2	7.7380	5.72	***	$P = U < D$
	Profundidad = Pr	1	1.7113	1.27	ns	
	Lo*Pr	2	0.4731	0.35	ns	
	Residual	24	1.3523			

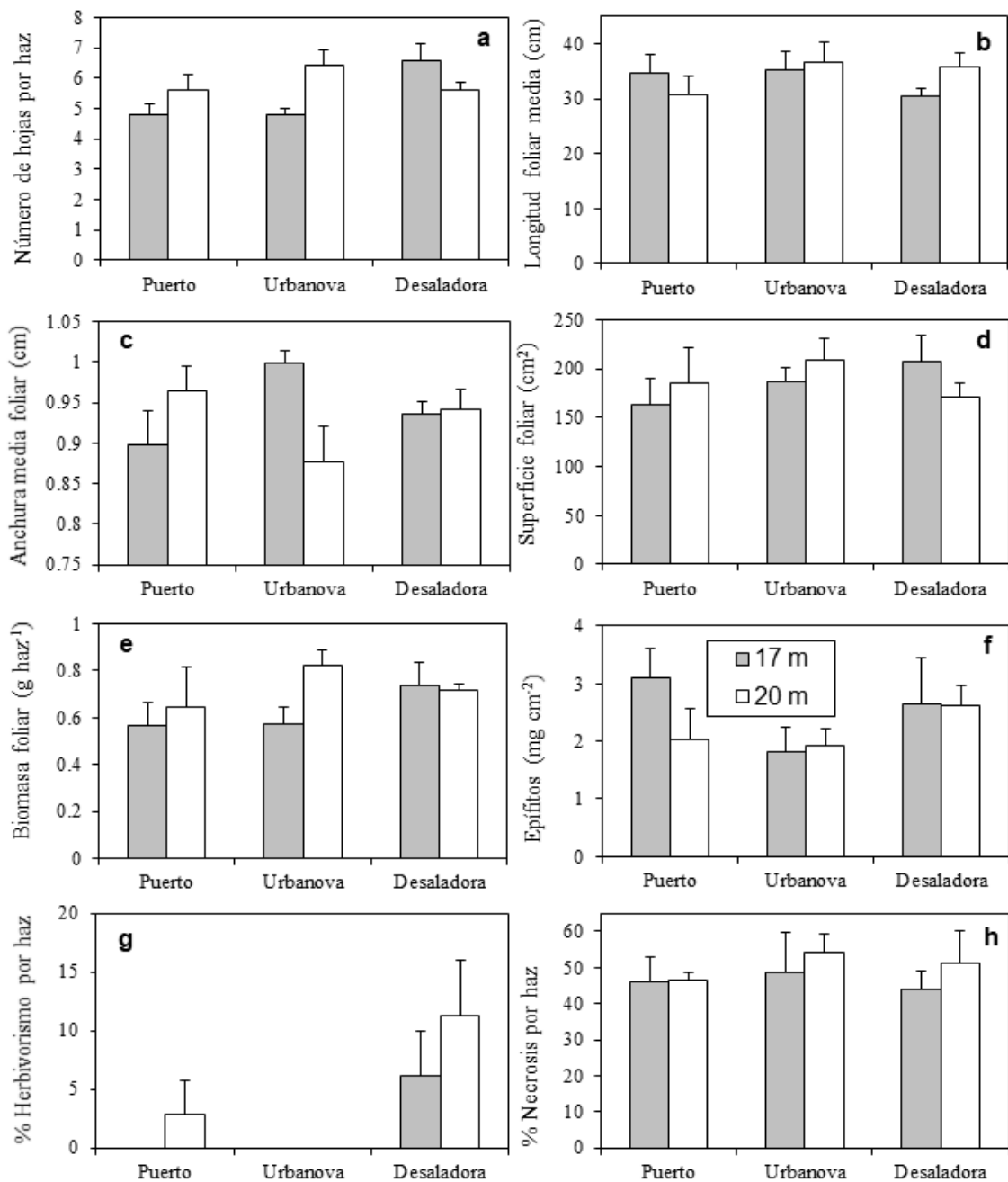


Figura 3.7. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a la pradera superficial (-17 m) y a la pradera profunda (- 20 m) de las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora; las barras representan el error típico).

Al incluir en la comparación las nuevas estaciones (Figura 3.8) se puede observar que para la mayoría de los descriptores no se detectan diferencias significativas, exceptuando el número de hojas por haz, que presenta mayores valores en las localidades de Desaladora y Arenales.

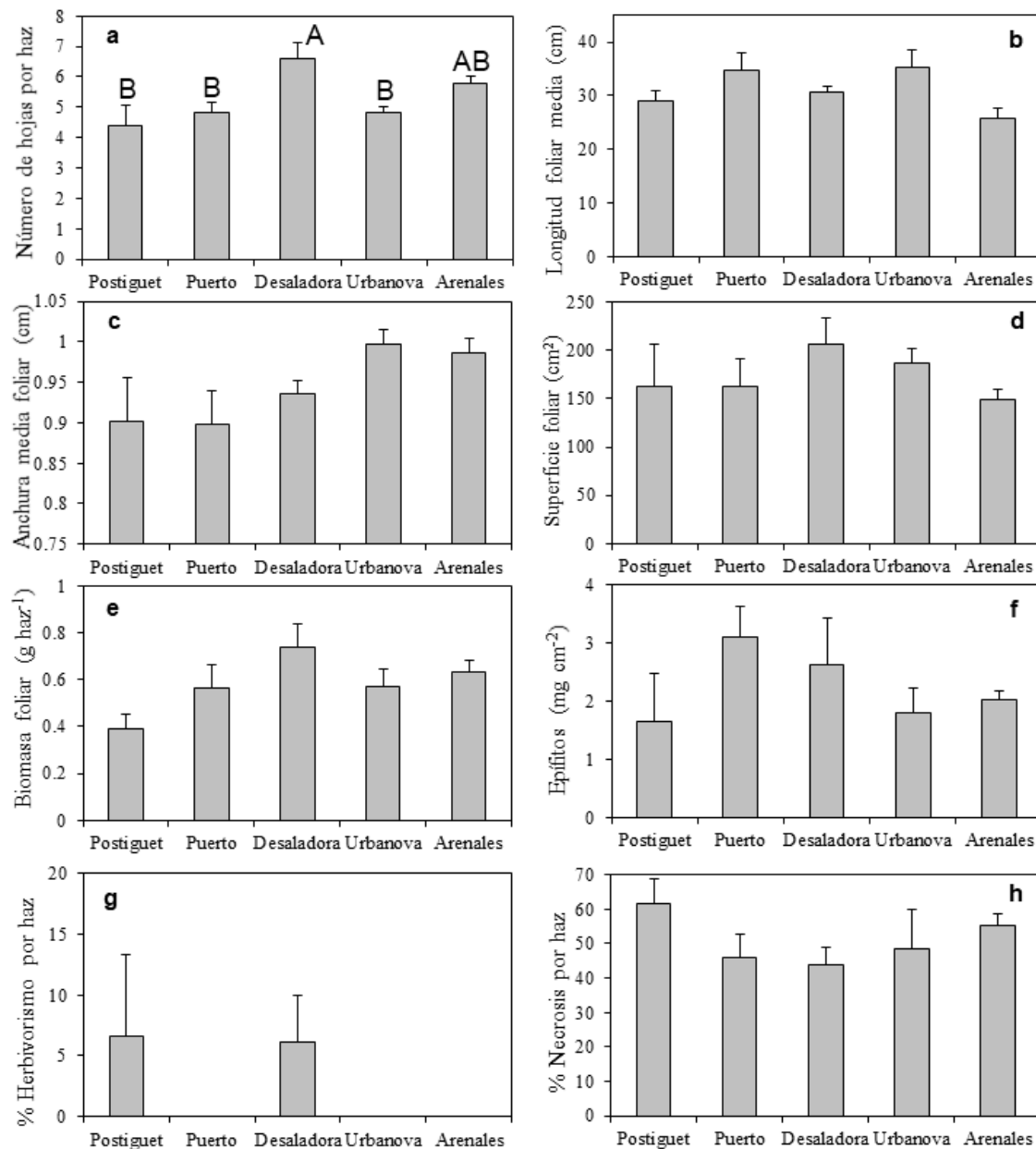


Figura 3.8. Representación de los datos de fenología obtenidos de los haces pertenecientes a las cinco nuevas localidades (Postiguet, Puerto, Desaladora, Urbanova y Arenales) situadas a -17 m de profundidad. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

3.4.- Equinodermos y otras especies de interés

3.4.1.- Invierno 2020

En la tabla 3.13 se describen las especies de equinodermos que se han encontrado en cada estación. En la tabla 3.14 se incluye, además la presencia de nacras (*Pinna nobilis*) y sabélidos (*Sabella spallanzanii*). En el muestreo de invierno del 2020 sigue sin detectarse ejemplares de *Pinna nobilis*, tal y como ocurre en el resto de nuestro litoral, ya que hasta la fecha sólo se han mantenido individuos vivos en el Mar Menor y en el Delta del Ebro. Entre los equinodermos las especies más abundantes siguen siendo las holoturias, y en menor cantidad el erizo *Paracentrotus lividus* y la estrella de mar *Echinaster sepositus*. Además, continúan apareciendo equinodermos en todas las estaciones muestreadas.

Tabla 3.13. Listado de las especies de equinodermos que han aparecido en las localidades de estudio durante varios muestreos realizados durante invierno.

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

Tabla 3.14. Lista inventario de las especies de interés encontradas en las diferentes estaciones de muestreo. Los datos recogidos en la tabla representan las especies encontradas en cada estación, refiriéndose el símbolo (+) a los lugares en los que estaba presente la especie indicada.

Localidad	Equinodermos	<i>Sabella spallanzanii</i>	<i>Pinna nobilis</i>
D ₁₇	+		
U ₁₇ N	+		
U ₂₀	+	+	

En cuanto a la abundancia de equinodermos en este muestreo se siguen detectando diferencias significativas entre las distintas localidades, observándose una mayor densidad en la localidad Desaladora (Figura 3.9 y 3.10; Tabla 3.15).

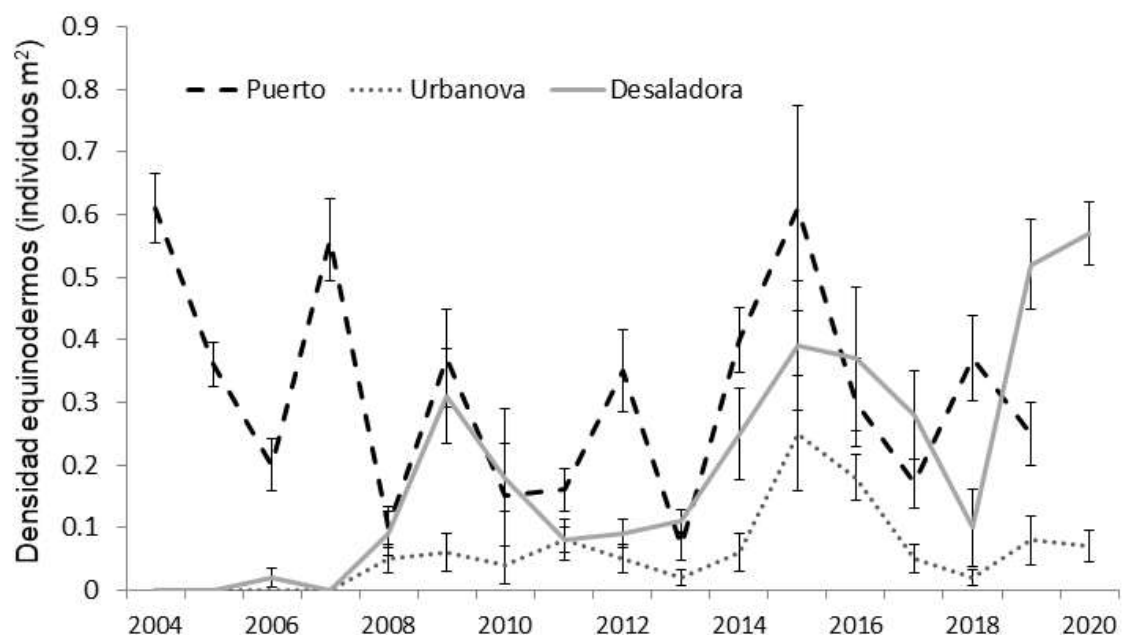


Figura 3.9. Evolución de la densidad media de equinodermos (número de individuos por m^2) en tres localidades sobre pradera de *Posidonia oceanica* en invierno de los distintos años de estudio (2004-2020). Las barras representan el error típico.

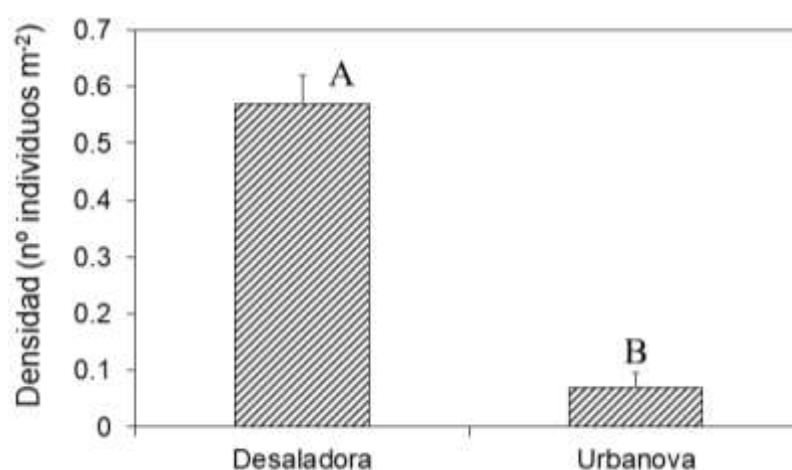


Figura 3.10. Densidad media de equinodermos (número de individuos por m^2) en las localidades de estudio sobre pradera de *Posidonia oceanica*. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

Tabla 3.15. Resumen del ANOVA realizado a la densidad de equinodermos (individuos m⁻²) en las localidades estudiadas antes (V 2003) y después (I 2020) de la puesta en marcha de la desaladora (gl = grados de libertad, CM = cuadrados medios, F = valor del estadístico F de Snedecor, *p < 0.05, ***p < 0.001).

Parámetro	Fuente de variabilidad	gl	CM	F	P	SNK
Densidad de equinodermos	Antes vs después (= AD)	1	0.7471	85.66	***	2003<2020
	Localidad	1	0.8028	92.04	***	D > U
	AD*Localidad	1	0.4694	53.82	***	D _A > U _A
	Residual	36	0.0087			D _D > U _D

3.4.2.- Verano 2020

En la tabla 3.16 se refieren las especies de equinodermos que se han encontrado en cada localidad de estudio. En la tabla 3.17 se incluye, además la presencia de espirógrafos (*Sabella spallanzani*) y de nacras (*Pinna nobilis*). Al igual que en los muestreos anteriores se sigue sin encontrar ningún ejemplar vivo de *Pinna nobilis*. Sí se observan ejemplares de *Sabella spallanzani*, que aparecen en seis de las estaciones muestreadas. Entre los equinodermos las especies más abundantes son las holoturias y la estrella de mar *Echinaster sepositus*. En este muestreo no se han encontrado otras especies de equinodermos, ni se ha observado ningún ejemplar en la localidad de Urbanova. Sí aparecen individuos de este grupo en el resto de las estaciones estudiadas.

En cuanto a las abundancias de equinodermos, aunque se puede observar una mayor densidad en la localidad de Arenales (Figura 3.12), no se detectan diferencias significativas con el resto de las localidades. Y, al comparar con el año previo a la puesta en marcha de la desalinizadora (2003), en este muestreo se ha detectado una reducción en la abundancia de estos individuos en todas las localidades estudiadas, tanto en la más próxima al vertido como en aquellas que actúan de control (Figura 3.11, Tabla 3.18).

Tabla 3.16. Listado de las especies de equinodermos que han aparecido en las localidades de estudio durante varios muestreos realizados en verano del 2020.

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

Tabla 3.17. Lista inventario de las especies de interés encontradas en las diferentes estaciones de muestreo durante el verano. Los datos recogidos en la tabla representan las especies encontradas en cada estación, refiriéndose el símbolo (+) a los lugares en los que estaba presente la especie indicada.

Localidad	Equinodermos	<i>Sabella spallanzani</i>	<i>Pinna nobilis</i>
Po ₁₆	+	+	
P ₁₆	+	+	
D ₁₆	+	+	
D ₁₆ S	+		
U ₁₆ N	+	+	
U ₁₆			
A ₁₆	+	+	
P ₂₀	+	+	
D ₂₀	+		
U ₂₀	+		

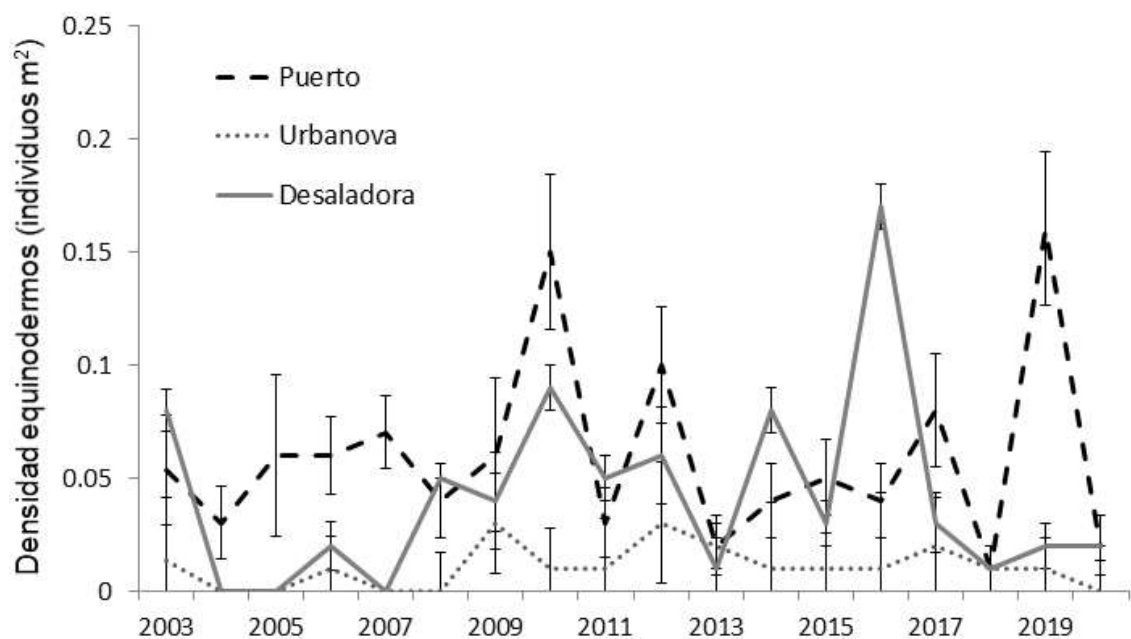


Figura 3.11. Evolución de la densidad media de equinodermos (número de individuos por m²) en tres localidades sobre pradera de *Posidonia oceanica* en verano de los distintos años de estudio (2003-2020). Las barras representan el error típico.

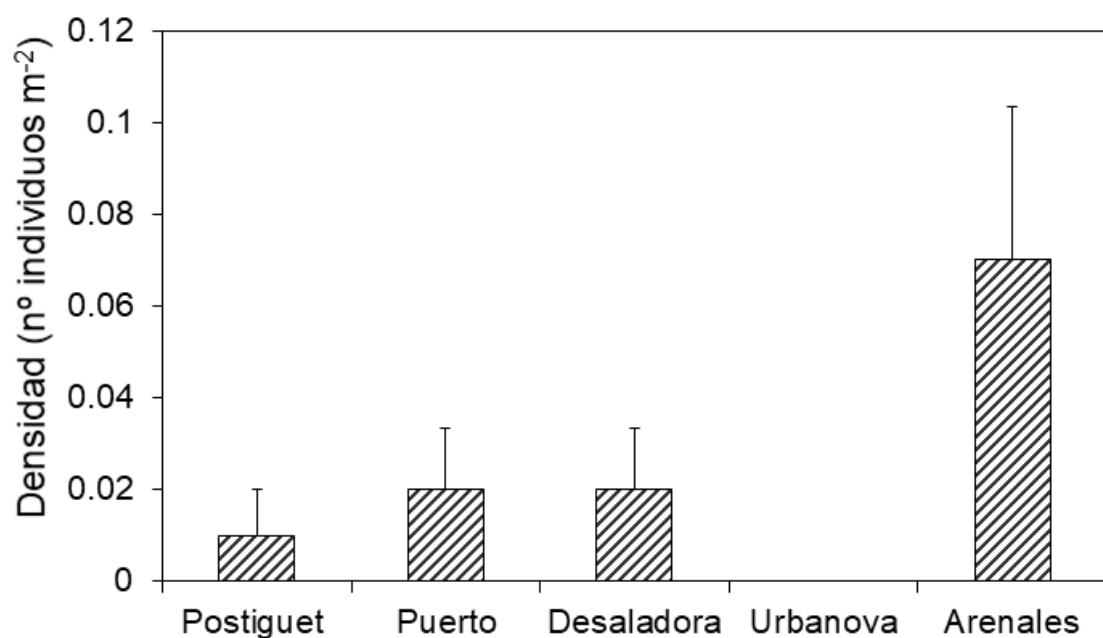


Figura 3.12. Densidad media de equinodermos (número de individuos por m²) en las cinco localidades de estudio sobre pradera de *Posidonia oceanica*.

Tabla 3.18. Resumen del ANOVA realizado a la densidad de equinodermos (individuos m^{-2}) en las tres localidades (Puerto, Urbanova y Desaladora) antes (V 2003) y después (V 2020) de la puesta en marcha de la desaladora (gl = grados de libertad, CM = cuadrados medios, F = valor del estadístico F de Snedecor, *p < 0.05, **p < 0.01).

Parámetro	Fuente de variabilidad	gl	CM	F	P	SNK
Densidad de equinodermos	Antes vs después (= AD)	1	0.0190	11.85	**	2003>2020
	Localidad	2	0.0099	6.16	**	P = D > U
	AD*Localidad	2	0.0027	1.71	ns	
	Residual	54	0.0016			

3.5.- Sedimentos e infauna de fondos blandos en verano del 2020

3.5.1. – Sedimentos

3.5.1.1.- Granulometría

El sedimento presenta una granulometría formada principalmente por arenas finas en las estaciones A1, C1, C2 y B3, de las cuales B3 presentan también un alto contenido en fangos. Mientras que en A3 y B3 los fangos es la fracción más representada. Las estaciones A2 y B2 muestran heterogeneidad de los sedimentos, aunque con mayor presencia de fangos y en B1 se detecta un mayor contenido de arenas medias (Tabla 3.19).

Al comparar los valores obtenidos en esta última campaña con los de las campañas anteriores, se observa como la granulometría se mantiene estable en todas las estaciones, detectándose un ligero incremento de la fracción más gruesa en las estaciones B1, A2 y B2 (figura 3.13).

Este hecho queda reflejado en los diagramas triangulares (figura 3.14). De modo que las estaciones A2, A3, B3, y C3 son clasificadas como fango con arena; A1, C1 y C2 como arenas con fangos; y la estaciones B1 y C1 como arenas.

Tabla 3.19. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en el verano del 2020.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Grava	0.15	25.15	3.00	5.63	10.16	10.11	2.25	0.11	2.62
Arena Gruesa	0.08	11.11	4.56	30.29	16.25	11.07	1.61	0.33	5.69
Arena Media	0.46	6.36	6.11	54.05	10.16	8.90	1.18	0.67	12.07
Arena Fina	73.92	19.39	43.22	5.97	29.87	21.06	88.76	85.16	23.80
Fango	25.38	37.98	43.11	4.05	33.57	48.86	6.21	13.73	55.81



Figura 3.13. Porcentaje de clasificaciones granulométricas de cada una de las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020.

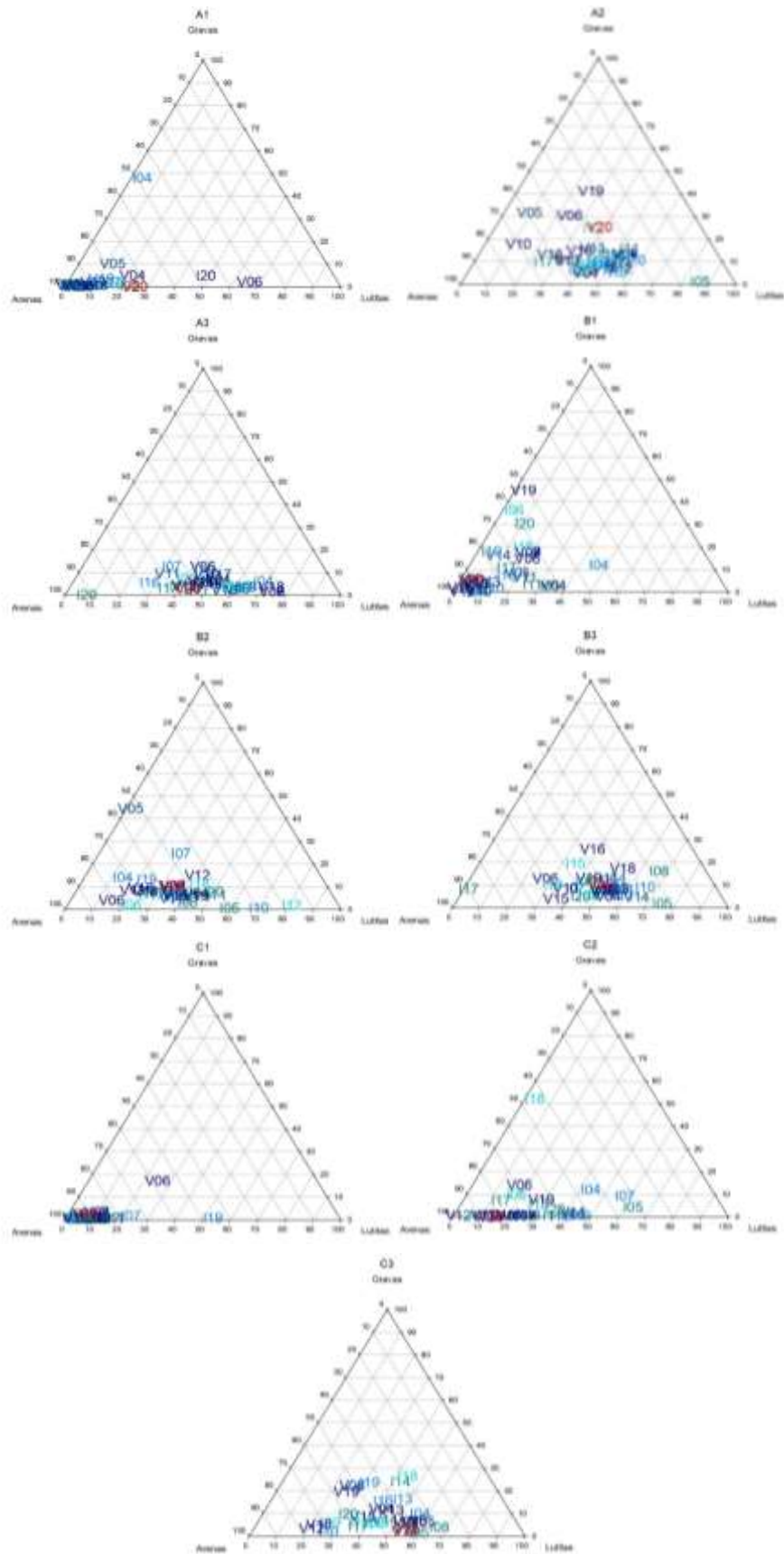


Figura 3.14. Diagramas triangulares de granulometría de cada una de las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020.

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

Al igual que en campañas anteriores, los valores más altos de porcentaje de materia orgánica se detectan en las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad, mientras que los valores más bajos se detectan en las estaciones más someras (tabla 3.20). Se obtienen los valores máximos en la estación C3, detectándose el menor porcentaje en la estación C1. Esta tendencia es similar a la obtenida en las campañas realizadas en los últimos años (figura 3.15).

Los valores más bajos de pH se obtienen en las estaciones localizadas en el transecto A, mientras que en las estaciones localizadas en los transectos B y C los valores más bajos (tabla 3.20). Con respecto a la campaña anterior cabe destacar el incremento acusado detectado en las estaciones B2, B3 y C3 (figura 3.16).

Por lo que se refiere al potencial redox, el valor más negativo se obtiene en las estaciones más profundas y en A2, mientras que el valor más alto corresponde a la estación B1.

Tabla 3.20. Valores de % de materia orgánica, pH y potencial redox de cada una de las estaciones en el verano del 2020.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
% mat.org.	1.62	7.67	7.69	1.94	9.61	10.82	1.31	1.54	11.56
pH	7.77	7.42	7.38	8.20	8.14	8.15	8.38	7.98	8.25
Potencial Redox	-210.00	-436.00	-316.00	-46.50	-293.00	-365.00	-171.90	-323.00	-373.00

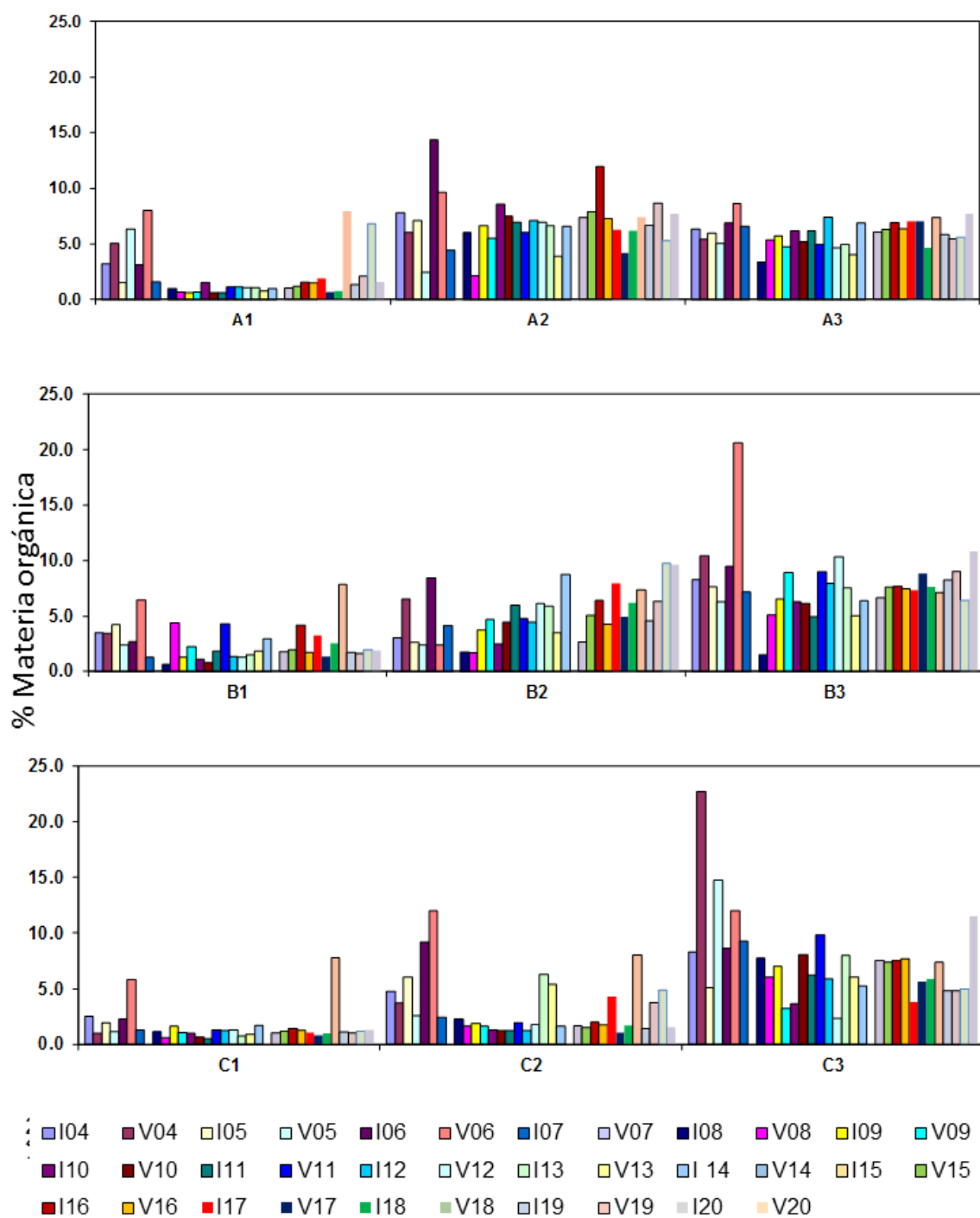


Figura 3.15. Valores de porcentaje de materia orgánica en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas en el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020.

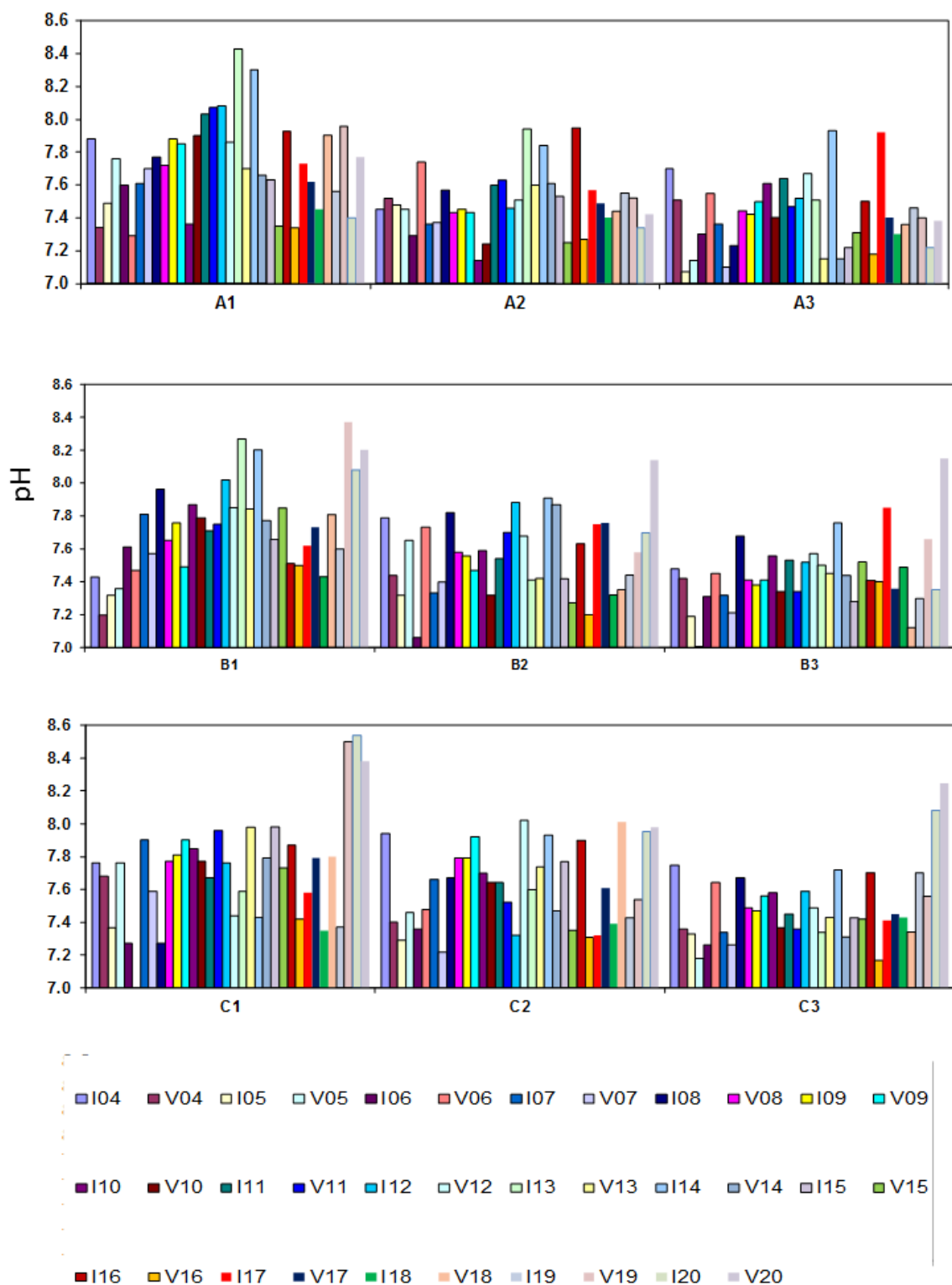


Figura 3.16. Valores de pH en las estaciones de muestreo en las campañas realizadas el 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 2017, 2018, 2019 y 2020.

3.5.2. – Estructura de la infauna asociada a fondos blandos

Se han identificado un total de 6170 individuos pertenecientes a 22 grupos taxonómicos. La comunidad está dominada por poliquetos (48.09%), bivalvos (18.70%), gasterópodos (7.35%), nemátodos (7.24%) y anfípodos (5.33%) (tabla 3.21).

Tabla 3.21 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	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Nemertea	0.0	19.8	0.0	0.0	184.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Nematoda	85.6	164.6	177.8	1264.2	316.0	19.8	0.0	6.6	908.6
Annelida Polychaeta	184.4	3832.1	2824.7	1046.9	2515.2	3121.0	316.0	1185.2	4510.3
Sipuncula	13.2	263.4	85.6	19.8	46.1	98.8	0.0	26.3	230.5
Crustacea Ostracoda	39.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.8	0.0	19.8
Copepoda	0.0	13.2	13.2	6.6	13.2	19.8	6.6	0.0	13.2
Malacostraca Cumacea	13.2	32.9	26.3	65.8	26.3	19.8	0.0	65.8	19.8
Mysidacea	0.0	52.7	26.3	46.1	92.2	26.3	13.2	6.6	65.8
Tanaidacea	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	32.9
Isopoda	0.0	105.3	0.0	0.0	32.9	19.8	39.5	0.0	19.8
Amphipoda	59.3	125.1	125.1	1086.4	125.1	138.3	190.9	131.7	184.4
Decapoda	6.6	79.0	92.2	289.7	85.6	72.4	0.0	19.8	59.3
Pycnogonida	0.0	26.3	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Mollusca Scaphopoda	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Gastropoda	26.3	961.3	177.8	0.0	362.1	401.6	0.0	0.0	1060.1
Bivalvia	2916.9	2054.3	349.0	223.9	915.2	184.4	250.2	39.5	665.0
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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6
Ophiuroidea	0.0	59.3	13.2	0.0	32.9	6.6	0.0	6.6	0.0
Echinoidea	0.0	39.5	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0
Holothuroidea	0.0	6.6	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Ascidiacea	0.0	92.2	6.6	0.0	1270.8	6.6	0.0	0.0	32.9
Cephalochordata	0.0	0.0	0.0	1033.7	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Teleostei	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	0.0

3.5.2.1.- Análisis univariante

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

En cuanto a las abundancias, no se detectan diferencias significativas entre los transectos ni entre las profundidades. Sí se detectaron diferencias en la interacción entre ambos factores dando lugar a diferencias entre los siguientes pares de estaciones: C1-A2, C1-C3 y C2-A2 (figura 3.17). Estas diferencias se deben a la baja abundancia de la estación C1 o C2 en comparación con A2 o C3.

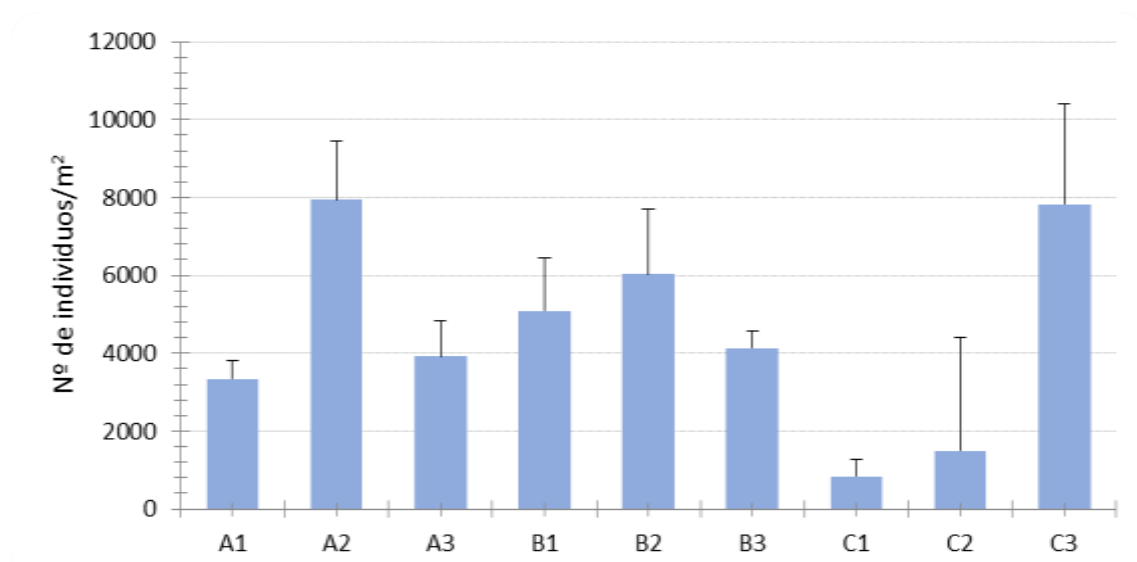


Figura 3.17. Abundancia media en las distintas estaciones.

En el caso de la riqueza taxonómica, por el contrario, se detectaron diferencias significativas para ambos factores. Los resultados indican que el transecto C muestra riqueza significativamente más baja ($p < 0.05$) que A y B. De igual forma las estaciones someras (4 metros) se diferenciaron de las más profundas (10 y 15 metros) por su menor número de taxones identificados (figura 3.18).

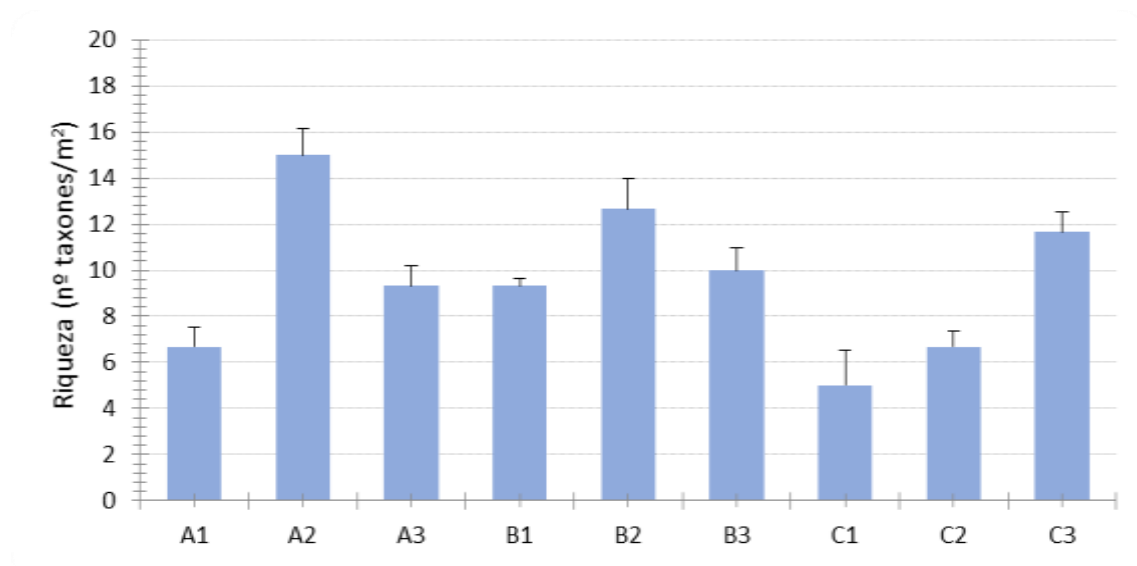


Figura 3.18. N° grupos taxonómicos presentes en las distintas estaciones

3.5.2.2. – Análisis multivariante

El dendrograma muestra como las estaciones situadas a 10 y 15 metros de profundidad, se agrupan formando el grupo IV, con una similitud superior al 60%. Dentro de este grupo, las estaciones profundas de los transectos A y B se asemejan en más de un 80%, junto con la estación C2. Del mismo modo, la estación profunda del transecto C, junto con la estación a 10 metros del transecto A muestran una similitud mayor al 70%. La estación B2 presenta una similitud de más del 60% con el resto del grupo. Por último, las estaciones someras de los tres transectos representan grupos separados, ya que muestran una similitud inferior al 60% (figura 3.19).

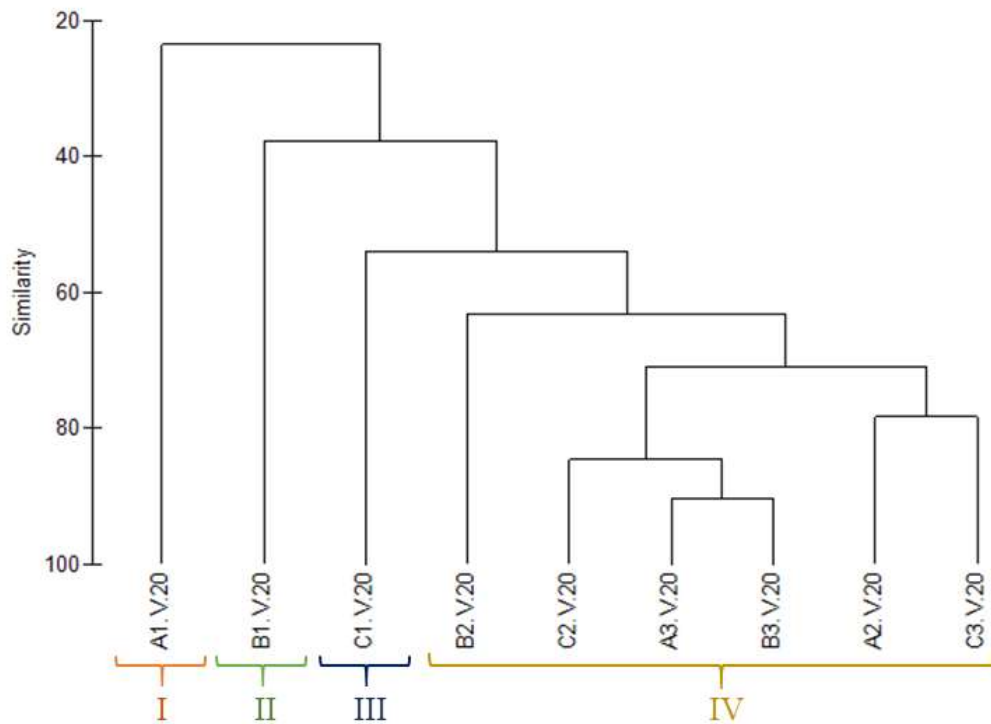


Figura 3.19. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación.

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 3.20).

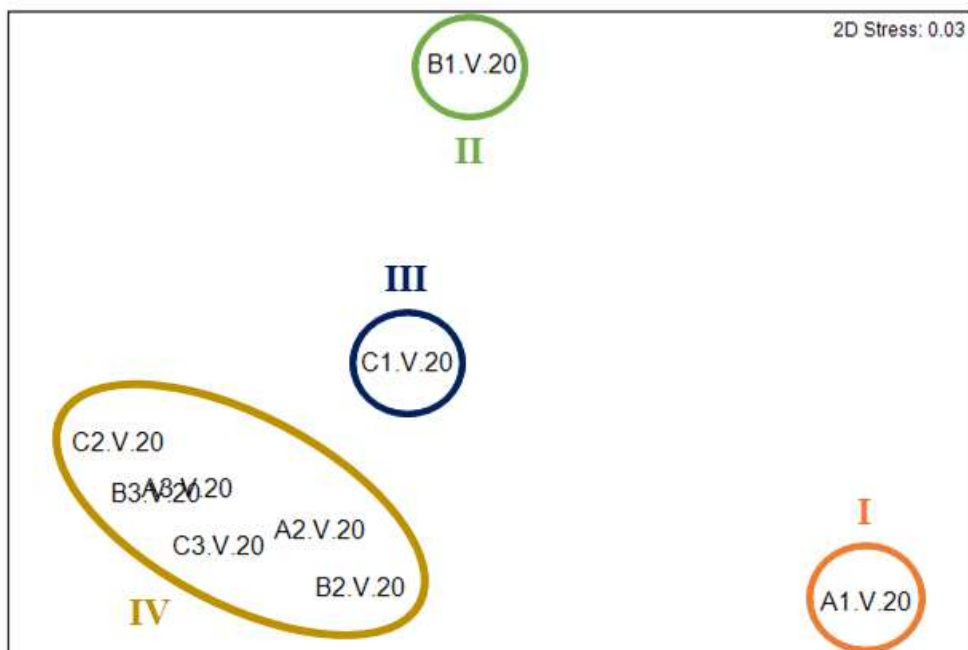


Figura 3.20. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos en cada una de las estaciones muestrales.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), no se han detectado diferencias significativas entre los transectos ($R = -0.177$, con un nivel de significación de 0.954) pero sí entre profundidades ($R = 0.309$, con un nivel de significación de 0.02).

Se aplica el Análisis de porcentaje de similitud, con la finalidad de conocer cuáles son los grupos taxonómicos que contribuyen a la similitud dentro de los grupos establecidos en el cluster y MDS. La estación A1 (grupo I) no muestra porcentaje de similitud al ser un grupo formado por una única estación, al igual que B1 (grupo II) y C1 (grupo III). En el caso del grupo IV, los poliquetos son el grupo que más contribuye a la diferenciación, seguido por bivalvos, gasterópodos y anfípodos (tabla 3.22).

Tabla 3.22. Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto a los grupos considerados. SM: Similitud media entre cada estación. AM: Abundancia media. PA: Porcentaje acumulado.

Grupo	Organismo	AM	PA
I			
II			
II			
IV			
SM: 60.26%			
	Polichaeta	2998.08	72.86
	Bivalvia	701.23	80.59
	Gastropoda	493.83	86.91
	Amphipoda	138.27	91.33

La disimilitud del grupo I frente al resto es debida principalmente a su alta abundancia de bivalvos y su baja abundancia de poliquetos con respecto a los grupos II y IV. Por otro lado, el grupo II destaca por su elevada abundancia de nemátodos, cefalocordados y anfípodos. En el grupo IV, sin embargo, muestra una alta presencia de poliquetos. Por último, el grupo III presenta bajas abundancias para todos los grupos taxonómicos frente al resto de grupos, únicamente superando a grupo I en poliquetos y anfípodos. (tabla 3.23).

Tabla 3.23. Resumen de análisis de disimilitud (SIMPER) de la abundancia de las especies respecto a los grupos considerados. AMx: abundancia media en el grupo x. AMy: Abundancia media en el grupo y a comparar. DM: Disimilitud media entre grupos. PA: Porcentaje acumulado.

Grupo	Organismo	AM x	AM y	PA
I & II				
DM: 86.10				
	Bivalvia	2916.87	223.87	37.08
	Nematoda	85.60	1264.20	53.31
	Cephalochordata	0.00	1033.74	67.54
	Amphipoda	59.26	1086.42	81.69
	Polichaeta	184.36	1046.91	93.56
I & III				
DM: 75.47				
	Bivalvia	2916.87	250.21	84.38
	Polichaeta	184.36	316.05	88.54
	Amphipoda	59.26	190.95	92.71
I & IV				
DM: 77.08				
	Polichaeta	184.36	2998.08	41.55
	Bivalvia	2916.87	701.23	80.57
	Gastropoda	26.34	493.83	86.79
	Ascidacea	0.00	234.84	90.00
II & III				
DM: 74.69				
	Nematoda	1264.20	0.00	28.53
	Cephalochordata	1033.74	0.00	51.86
	Amphipoda	1086.42	190.95	72.07
	Polichaeta	1046.91	316.05	88.56
	Decapoda	289.71	0.00	95.10
II & IV				
DM: 64.56				
	Polichaeta	1046.91	2998.08	27.29
	Nematoda	1264.20	265.57	43.90
	Cephalochordata	1033.74	1.10	60.31
	Amphipoda	1086.42	138.27	75.40
	Bivalvia	223.87	701.23	82.70
	Gastropoda	0.00	493.83	89.20
	Decapoda	289.71	68.04	92.79
III & IV				
DM: 73.85				
	Polichaeta	316.05	2998.08	60.16
	Bivalvia	250.21	701.23	70.87
	Gastropoda	0.00	493.83	79.95
	Nematoda	0.00	265.57	84.77
	Ascidacea	0.00	234.84	89.33
	Sipuncula	0.00	125.10	91.86

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 una correlación significativa ($p < 0.05$) con la comunidad de infaunal, por lo que esta variable puede muestra correlación con el poblamiento infaunal (Tabla 3.24). Del mismo modo, el coeficiente de correlación (Rho) muestra el valor más alto para el potencial Redox, destacando el grupo II (estación B1), seguido de grupo I (estación A1) y grupo III (estación C1) (Figura 3.24). Por otro lado, también cabe destacar el coeficiente de correlación mostrado para el porcentaje de arenas medias y gruesas, señalando de igual modo que estas fracciones de sedimento pueden tener relación con la comunidad infaunal.

Tabla 3.24. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

Factores ambientales	Rho	P
Granulometría		
% Gravas	-0.214	0.803
% Arenas gruesas	0.367	0.101
% Arenas medias	0.448	0.104
% Arenas finas	0.217	0.123
% Fangos	0.200	0.128
Potencial Redox	0.589	0.016
Salinidad	-0.209	0.700
Materia orgánica	0.100	0.239
pH	-0.157	0.760
Total	0.586	0.019

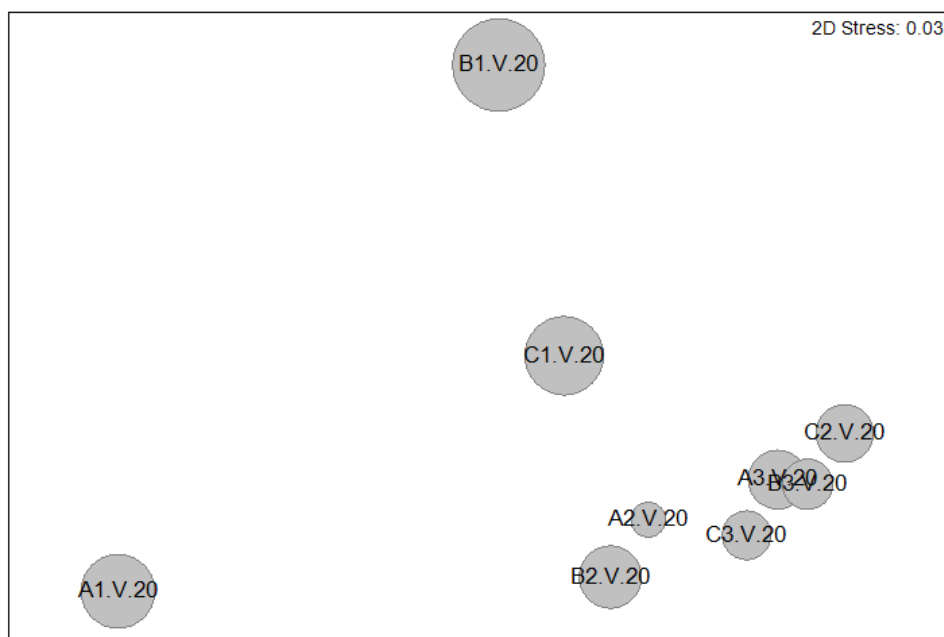


Figura 3.21. Representación bidimensional MDS para las abundancias de la comunidad de infauna en cada una de las estaciones con círculos superpuestos incrementando el tamaño de manera proporcional al incremento en los valores del potencial Redox.

Para comparar la situación actual de la comunidad con los veranos anteriores se realiza un análisis multivariante con las estaciones de la misma época del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020. En la representación del dendrograma se observa como la estación B1 de este año es similar a la situación obtenida en la misma estación durante los veranos del 2012 y 2018, en comparación con otros años. Las estaciones que más similitud muestran con la B1-V-2020 son las estaciones A1 y A2 de 2005 (figura 3.22).

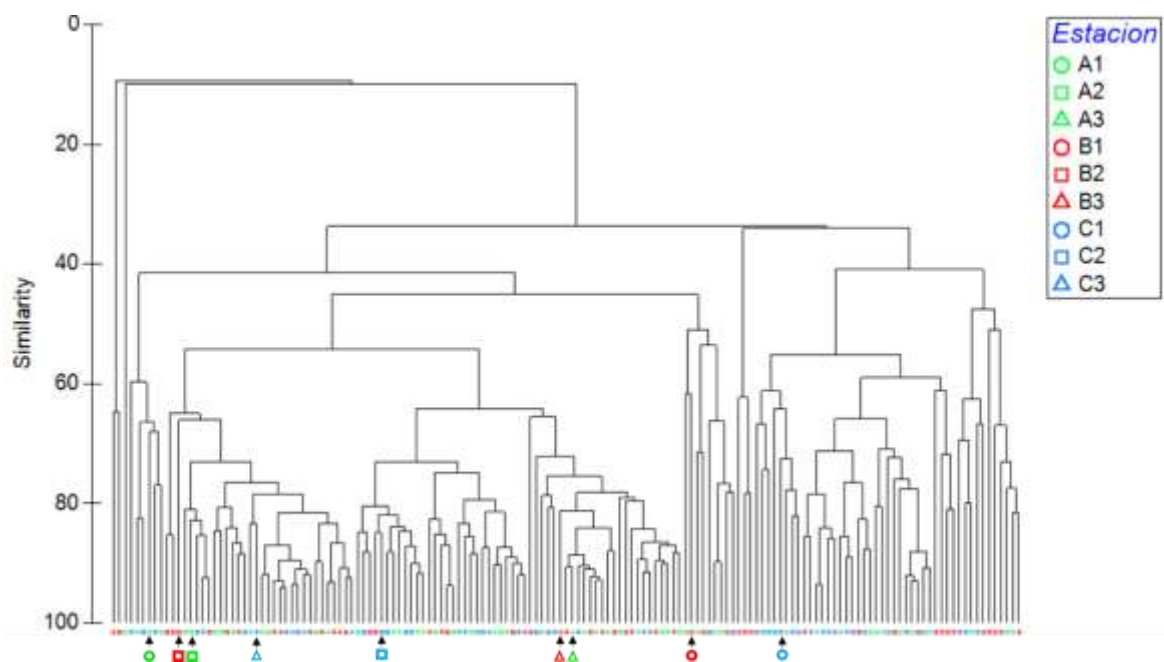


Figura 3.22. Representación del cluster respecto a los grupos taxonómicos de cada estación correspondiente a las campañas de verano del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020.

En la representación multiescalar se observa cómo, la estación del vertido mantiene una situación similar a la detectada en las campañas anteriores, presentando una comunidad de infauna parecida a la obtenida durante el año 2007, 2013 y 2018. De modo que, presenta una comunidad con una baja similitud a la observada en el vertido durante los años 2004 y 2005, aproximándose más a la composición infaunal del resto de estaciones de referencia (figura 3.23).

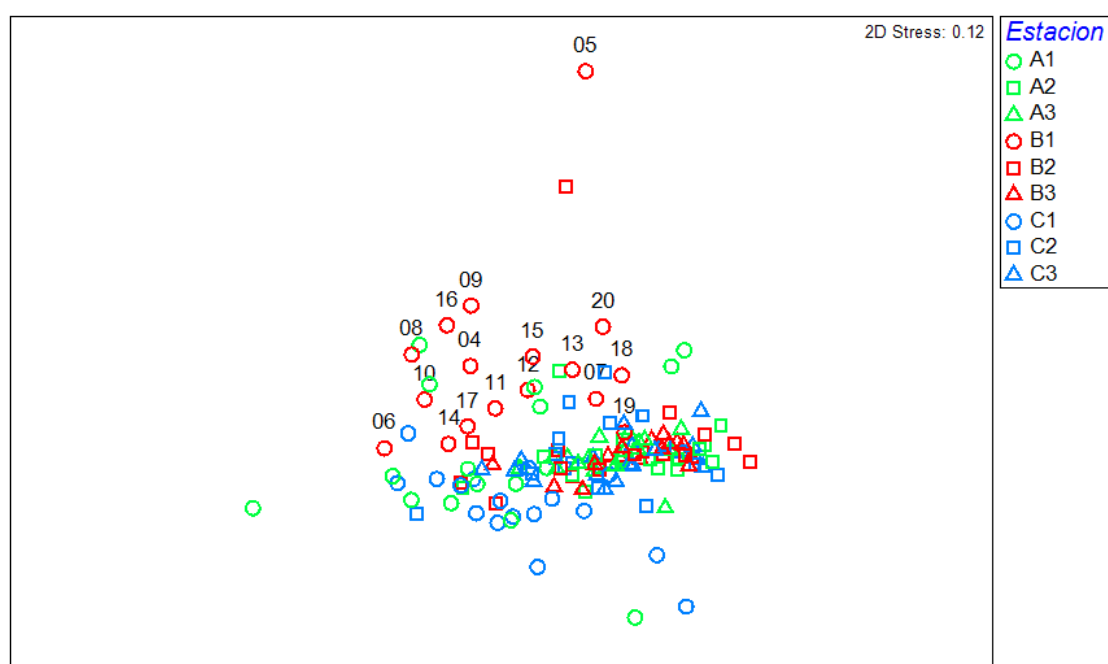


Figura 3.23. Representación bidimensional del MDS para los grupos taxonómicos de cada estación correspondientes a las campañas de verano del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020.

3.5.3. – Comunidad de poliquetos de fondos blandos en verano de 2020

Tabla 3.25. Abundancias medias (nº ind / m²) de las familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Ampharetidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	39.51	0.00	0.00	0.00
Aphroditidae	0.00	13.17	0.00	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00	13.17
Arenicolidae	0.00	0.00	0.00	0.00	52.67	0.00	0.00	0.00	0.00
Capitellidae	65.84	342.39	842.80	125.10	256.79	678.19	32.92	296.30	665.02
Chaetopteridae	0.00	65.84	26.34	0.00	210.70	0.00	0.00	0.00	0.00
Cirratulidae	0.00	26.34	65.84	0.00	46.09	72.43	0.00	6.58	105.35
Cossuridae	0.00	0.00	0.00	0.00	39.51	0.00	0.00	0.00	0.00
Dorvilleidae	0.00	223.87	85.60	381.89	204.12	164.61	0.00	6.58	487.24
Eunicidae	0.00	441.15	85.60	0.00	52.67	92.18	0.00	6.58	309.47
Flabelligeridae	0.00	79.01	98.77	0.00	19.75	72.43	6.58	0.00	131.69
Glyceridae	6.58	52.67	59.26	59.26	6.58	65.84	19.75	32.92	79.01
Hesionidae	0.00	13.17	13.17	72.43	6.58	6.58	0.00	13.17	0.00
Lacydoniidae	0.00	0.00	6.58	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00
Lumbrineridae	0.00	6.58	59.26	0.00	13.17	19.75	0.00	39.51	131.69
Magelonidae	6.58	26.34	39.51	0.00	59.26	26.34	6.58	26.34	19.75
Maldanidae	0.00	72.43	13.17	0.00	118.52	26.34	0.00	6.58	39.51
Nepthyidae	0.00	13.17	46.09	0.00	26.34	19.75	19.75	32.92	39.51
Nereididae	0.00	408.23	13.17	6.58	39.51	6.58	0.00	0.00	269.96
Oeonidae	0.00	0.00	6.58	0.00	72.43	0.00	0.00	0.00	0.00
Onuphidae	59.26	26.34	92.18	0.00	158.02	52.67	72.43	19.75	151.44
Opheliidae	0.00	0.00	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00
Orbiniidae	19.75	0.00	6.58	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Oweniidae	0.00	6.58	13.17	0.00	19.75	6.58	0.00	0.00	19.75
Paralacydoniidae	0.00	0.00	26.34	0.00	32.92	0.00	0.00	0.00	0.00
Paraonidae	0.00	210.70	151.44	0.00	125.10	269.96	0.00	105.35	171.19
Pectinariidae	0.00	85.60	13.17	0.00	19.75	19.75	0.00	0.00	26.34
Pholoidae	0.00	46.09	6.58	0.00	26.34	0.00	0.00	0.00	6.58
Phyllodocidae	0.00	59.26	19.75	0.00	26.34	32.92	6.58	0.00	46.09
Pilargidae	0.00	13.17	118.52	0.00	0.00	19.75	0.00	6.58	26.34
Poecilochaetidae	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.58
Polygordiidae	0.00	0.00	0.00	13.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Polynoidae	0.00	72.43	13.17	0.00	13.17	13.17	0.00	0.00	19.75
Protodrilidae	0.00	0.00	0.00	0.00	59.26	0.00	0.00	0.00	0.00
Sabellidae	0.00	19.75	46.09	0.00	32.92	125.10	0.00	6.58	72.43
Sabellariidae	0.00	85.60	0.00	0.00	0.00	6.58	0.00	0.00	0.00
Scalibregmatidae	0.00	52.67	39.51	0.00	46.09	197.53	0.00	0.00	0.00
Sigalionidae	13.17	72.43	13.17	0.00	46.09	26.34	59.26	19.75	19.75
Serpulidae	0.00	79.01	19.75	6.58	98.77	72.43	0.00	0.00	32.92
Spionidae	6.58	79.01	487.24	19.75	105.35	480.66	85.60	559.67	572.84
Sternaspidae	0.00	0.00	0.00	0.00	46.09	0.00	0.00	0.00	0.00
Syllidae	0.00	948.15	237.04	355.56	408.23	493.83	6.58	0.00	921.81
Terebellidae	6.58	158.02	46.09	0.00	13.17	19.75	0.00	0.00	111.93

Se han analizado un total de 2967 individuos pertenecientes a 42 familias de poliquetos. La familia más abundante ha sido Syllidae, con 517 individuos, representando el 17.42% de todos los individuos analizados, seguido de las familias Capitellidae con 510 individuos (17.2%), Spionidae (371 individuos; 12.5%), Dorvilleidae (236 individuos; 8%), y por último, las familias Paraonidae y Eunicidae, de los que se identificaron 162 y 154 individuos respectivamente (5.5% y 5.2%). De las 42 familias identificadas, estas seis corresponden casi al 66% del total de la abundancia. El resto de las familias aparecen con una abundancia que representa menos que el 5 % del total analizado. Durante esta campaña de muestreo las familias Capitellidae, Glyceridae y Spionidae aparece en todas las estaciones estudiadas.

3.5.3.1. – Análisis univariante

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

Al analizar la abundancia de poliquetos se han detectado diferencias significativas para la interacción de ambos factores (transecto x profundidad) ($p=0.0106$). 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, junto al descenso de la abundancia en la estación C2 en esta campaña.

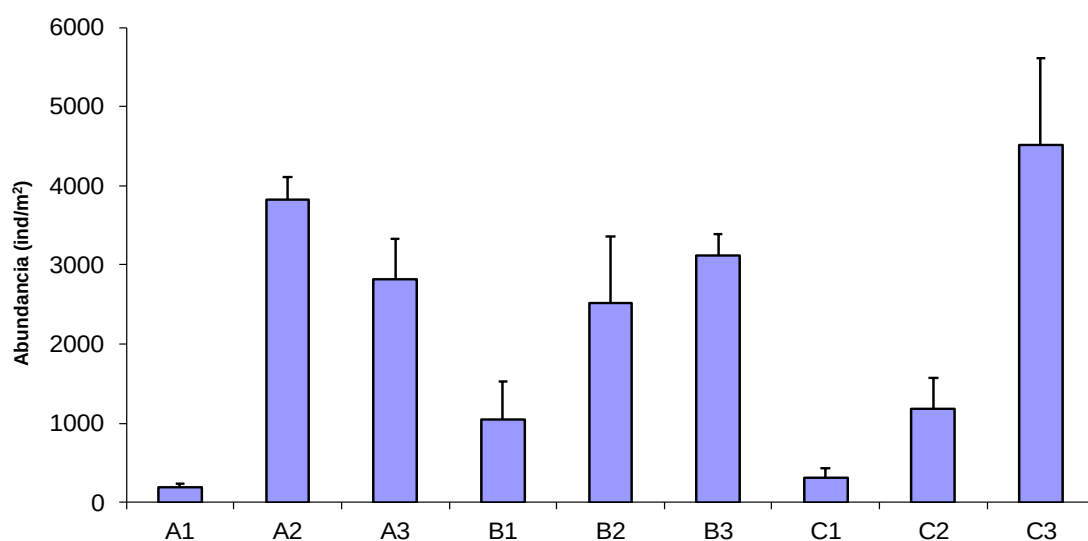


Figura 3.24. Abundancia media de poliquetos en cada una de las estaciones.

Al analizar la riqueza también se detectan diferencias significativas entre la interacción de ambos factores (transecto y profundidad) ($p=0.0001$). Para determinar que muestras están marcando tales diferencias se aplica el test de comparaciones múltiples (SNK). Al igual que ocurre con las abundancias, se observa un descenso significativo de la riqueza a 4 metros respecto a las estaciones localizadas a 10 y 15 m, junto a la estación C2.

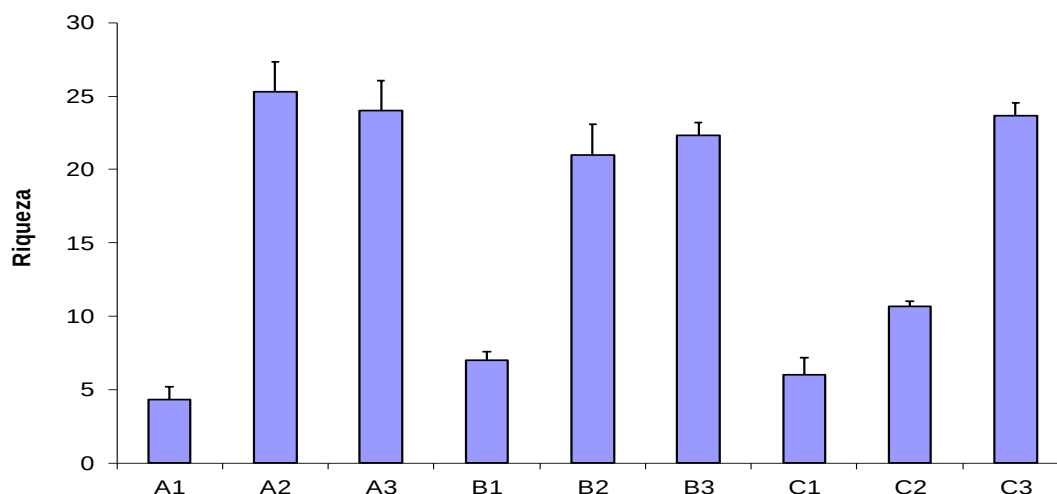


Figura 3.25. Número de familias de poliquetos en cada una de las estaciones.

3.5.3.2. – Análisis multivariante

Se observa un patrón similar al detectado en campañas anteriores, en la que se mantiene una cierta segregación de las estaciones de muestreo en función de la profundidad. Se forman dos grupos principales con una disimilitud superior al 80%; el grupo A, establecido por dos de las estaciones someras (A1 y C1) y el grupo B, constituido por la mayoría de las estaciones más profundas, con casi un 60% de similitud. Cabe destacar la segregación de las estaciones B1 y C2, siendo algo más similares a las estaciones del grupo B.

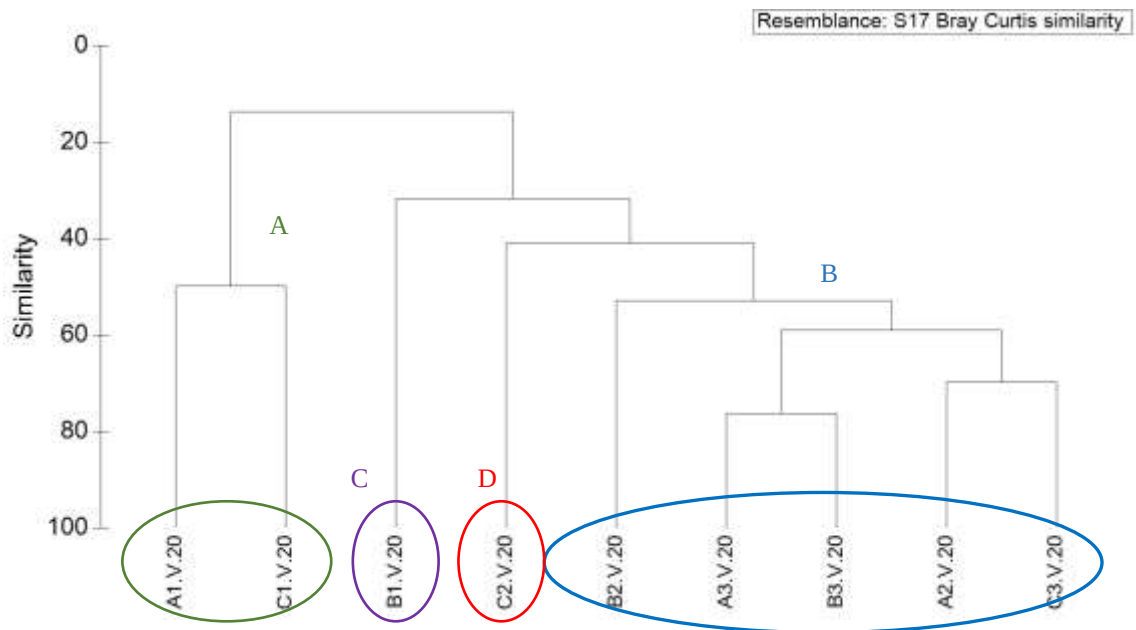


Figura 3.26. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) se puede apreciar, de forma visual, la segregación de las estaciones en función de los grupos establecidos mediante el procedimiento CLUSTER. Se detecta una mayor disimilitud, en cuanto a la composición de poliquetos, de las estaciones someras A1 y C1, respecto al resto de las estaciones. As

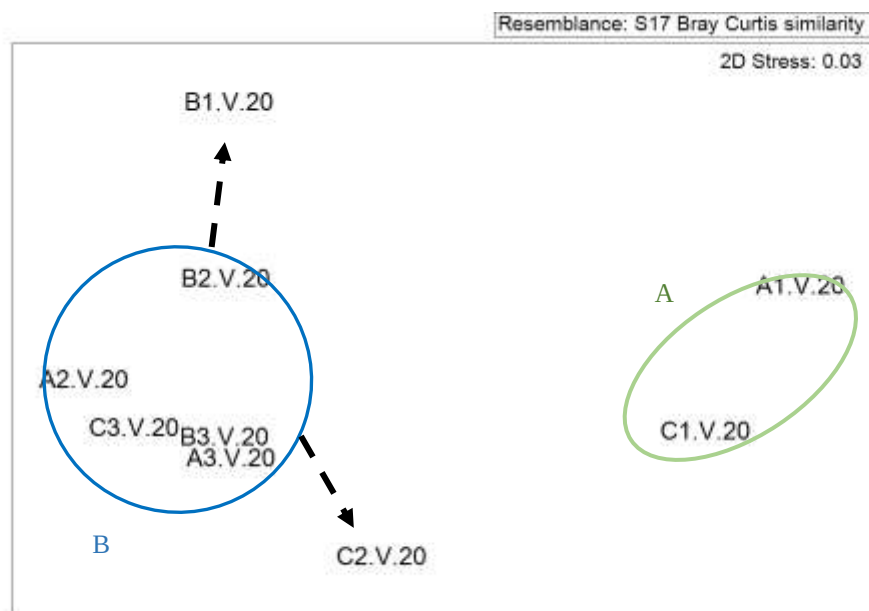


Figura 3.27. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas.

Al aplicar el Análisis de Similitud (ANOSIM), se detectaron diferencias marginalmente significativas para el factor profundidad ($R=0.35$, nivel de significación de 0.057), pero no se detectan para el factor transecto ($R= -0.152$, nivel significación 0.818).

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 Onuphidae, Capitellidae, Sigalionidae, Glyceridae y Magelonidae son las implicadas en el 94.74% de la similitud entre las estaciones del grupo A. En el caso de las estaciones incluidas en el grupo B, las familias responsables del 65.73% de similitud son Syllidae, Capitellidae, Paraonidae, Spionidae y Dorvilleidae.

Tabla 3.26. 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: 50.00			
	Onuphidae	65.84	47.37
	Capitellidae	49.38	73.68
	Sigalionidae	36.21	84.21
	Glyceridae	13.17	89.47
	Magelonidae	6.58	94.74
B			
SM: 59.42			
	Capitellidae	557.04	20.37
	Syllidae	601.81	40.39
	Spionidae	345.02	50.79
	Paraonidae	185.68	58.39
	Dorvilleidae	233.09	65.73

Las familias Syllidae, Capitellidae, Spionidae, Dorvilleidae, Paraonidae, Eunicidae, Nereididae, Hesionidae y Onuphidae 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, en las estaciones someras (A1 y C1) respecto a las estaciones más profundas, donde dominan las familias Syllidae y Capitellidae. La estación B1 se caracteriza por el dominio de la familia Dorvilleidae, junto a valores elevados de la familia Syllidae. La estación C2 se caracteriza por un dominio de la familia Spionidae.

Tabla 3.27. 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: 87.63				
	Syllidae	3.29	601.81	18.14
	Capitellidae	49.38	557.04	34.6
	Spionidae	46.09	345.02	44.08
	Dorvilleidae	0.00	233.09	51.12
	Paraonidae	0.00	185.68	57.11
	Eunicidae	0.00	196.21	62.78
A / C				
DM: 87.25				
	Dorvilleidae	0.00	381.89	33.83
	Syllidae	3.29	355.56	65.05
	Capitellidae	49.38	125.1	71.69
	Hesionidae	0.00	72.43	78.1
	Onuphidae	65.84	0.00	83.9
A / D				
DM: 77.73				
	Spionidae	46.09	559.67	46.28
	Capitellidae	49.38	296.3	68.38
	Paraonidae	0.00	105.35	77.84
B / C				
DM: 63.55				
	Capitellidae	557.04	125.1	15.21
	Spionidae	345.02	19.75	26.45
	Syllidae	601.81	355.56	35.72
	Dorvilleidae	233.09	381.89	42.76
	Paraonidae	185.68	0.00	49.28
	Eunicidae	196.21	0.00	55.58
B / D				
DM: 58.94				
	Syllidae	601.81	0.00	21.59
	Capitellidae	557.04	296.3	32.1
	Spionidae	345.02	559.67	40.85
	Dorvilleidae	233.09	6.58	48.92
	Eunicidae	196.21	6.58	55.45
C / D				
DM: 82.30				
	Spionidae	19.75	559.67	29.39
	Dorvilleidae	381.89	6.58	49.82
	Syllidae	355.56	0.00	69.18
	Capitellidae	125.1	296.3	78.49
	Paraonidae	0.00	105.35	84.23

Mediante el procedimiento RELATE se observan que existe correlación entre la matriz de los poliquetos y la matriz de los factores ambientales estudiados (granulometría (% gravas, % A gruesa, % A media, % A fina y % fangos), materia orgánica, pH, profundidad, potencial redox y salinidad). Se obtiene un nivel de significación de un 2.4 % y con un $Rho = 0.499$ (Tabla 3.28), 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 (%arena fina), la profundidad, la materia orgánica y potencial redox, los factores que influyen en la composición del poblamiento de poliquetos durante esta última campaña.

Tabla 3.28. Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores ambientales por separado.

Factores Ambientales	Rho	p
Factores ambientales	0.499	2.4%
Materia orgánica	0.32	3.5%
pH	-0.049	52.7%
% gravas	-0.017	43.6%
% A gruesa	0.297	12.2%
% A media	0.415	5.2%
% A fina	0.633	0.4%
% lutitas	0.241	9%
Profundidad	0.584	0.8%
Potencial redox	0.578	1.4%
Salinidad	-0.227	82.9%

Se realiza un Bubble plot para cada uno de los factores ambientales que muestran correlación en el procedimiento Relate. Se observa como en las estaciones más someras (A1 y C1) junto a la estación C2, se caracterizan por un mayor porcentaje de arenas finas y menor porcentaje de materia orgánica, mientras que en las estaciones más profundas se detectan unos sedimentos más reducidos.

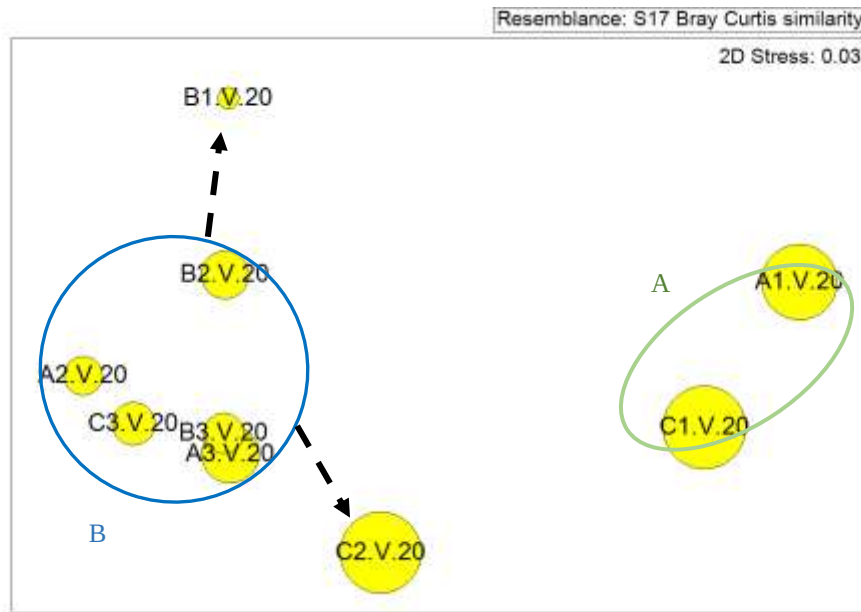


Figura 3.28. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de la arena fina.

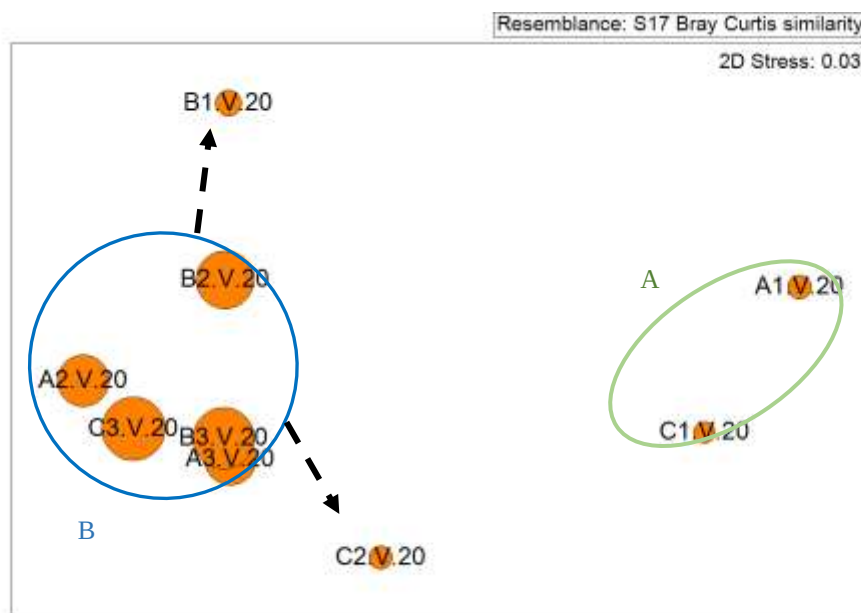


Figura 3.29. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento del porcentaje de materia orgánica.

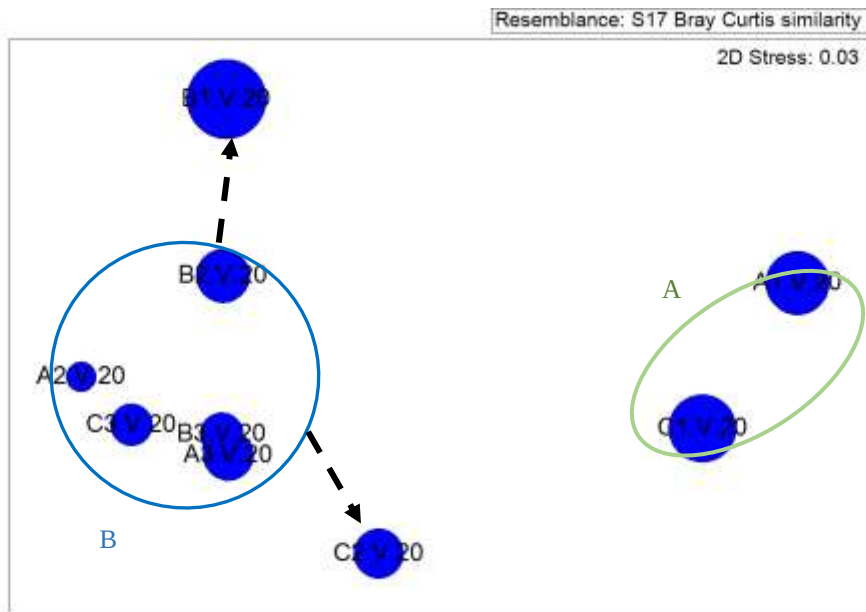


Figura 3.30. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento del potencial redox.

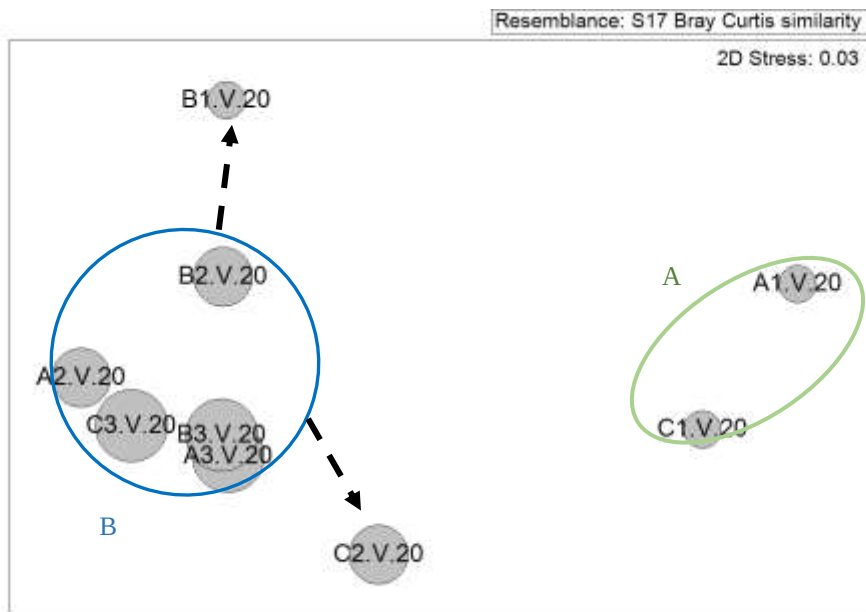


Figura 3.31. Representación bidimensional MDS para las abundancias de poliquetos en cada una de las estaciones analizadas con círculos superpuestos incrementando el tamaño de forma proporcional al incremento de profundidad.

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 2020. A partir de esta matriz se obtiene un Cluster y un MDS.

A partir del dendrograma se observa una segregación de las estaciones someras con respecto a las más profundas en la mayoría de las campañas de muestreo. Aun así, se mantiene la heterogeneidad entre las distintas estaciones someras y los distintos años de muestreo, detectada en campañas anteriores. Heterogeneidad que se mantiene en la estación próxima al vertido (B1) durante la mayoría de las campañas. En esta última campaña parece mostrar mayor heterogeneidad respecto a las profundas comparado con la campaña anterior (2019). Sin embargo, la estructura de la comunidad de poliquetos de las zonas más profundas mantiene una mayor homogeneidad.

Resemblance: S17 Bray Curtis similarity

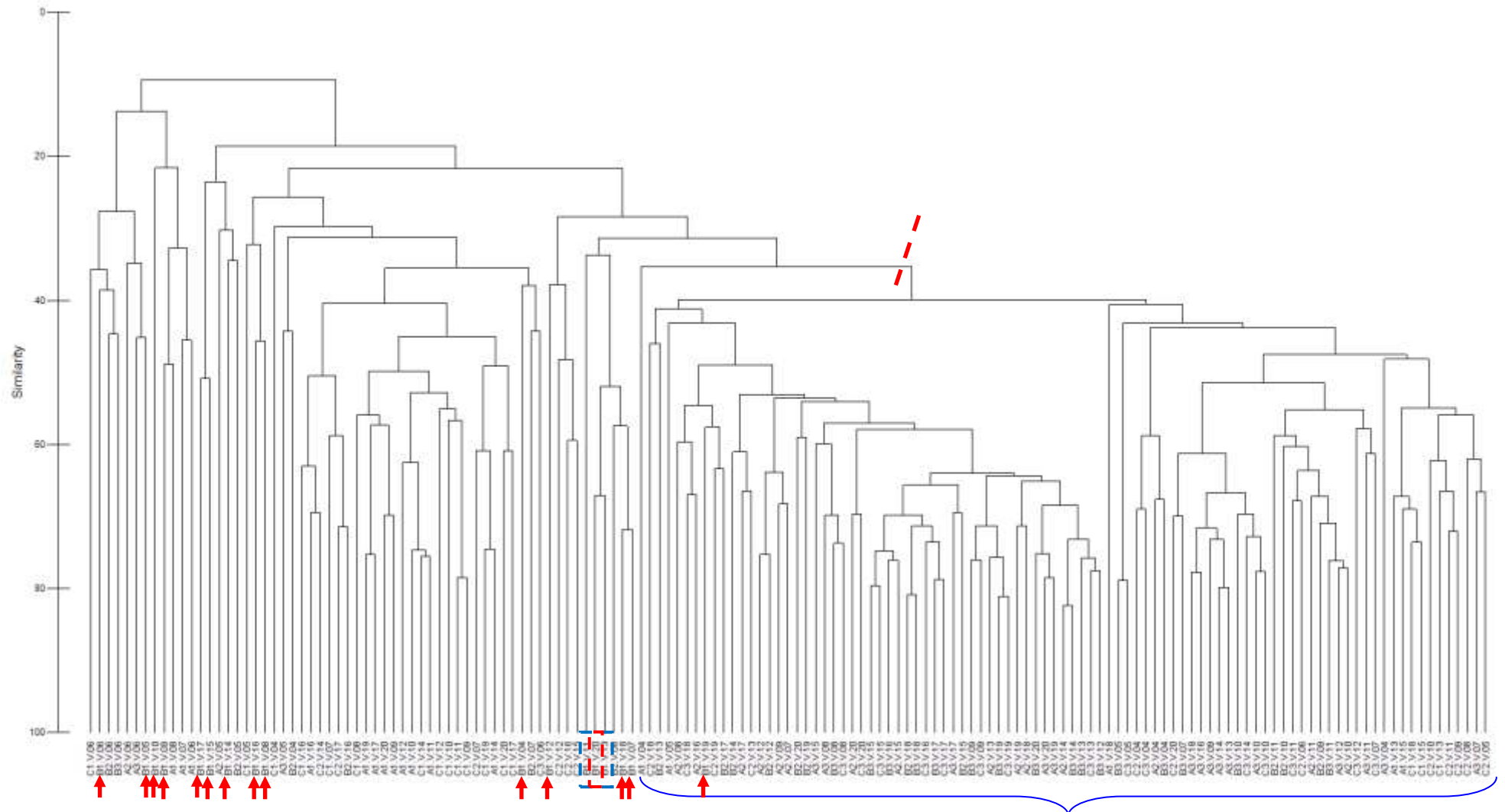


Figura 3.32. Representación del Cluster respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas de verano del 2004 al 2020.

Al representar las muestras en un gráfico bidimensional resultante de un ordenamiento multiescalar (MDS) 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; exceptuando las campañas del 2007, 2011, 2012, 2013, 2018, 2019 y 2020 en las que parecen presentar una estructura del poblamiento algo más similar a la mayoría de las estaciones profundas; siendo algo inferior esta homogenidad en la campaña del 2020.

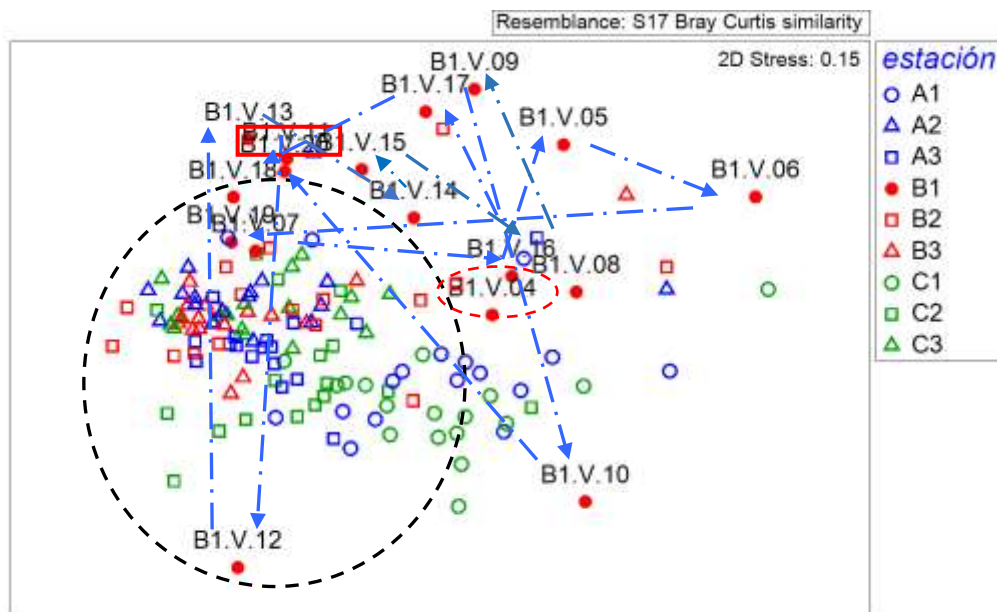


Figura 3.33. Representación bidimensional del MDS respecto a las familias de poliquetos de las estaciones estudiadas en las campañas del verano del 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020.

3.6.- Comunidad nectónica

Durante el año anterior al vertido, las variables descriptivas del poblamiento se caracterizaron por ser inferiores en la localidad impactada (Tabla 3.29; Figura 3.34). Estas diferencias entre la localidad impactada y la control se han mantenido durante el resto de los años estudiados, y han sido significativas tanto para el número de especies como para la abundancia total durante todos los tiempos muestreados (Tabla 3.30). Sin embargo, para la biomasa total se observaron valores significativamente superiores en la localidad control durante la mayoría de los tiempos de muestreo, exceptuando 2005, 2008 e invierno de 2019 (Tabla 3.30). Tras comenzar el vertido sí se vio una gran disminución en febrero de 2004 en el área afectada por la desaladora. En los años 2005 y 2006, se obtuvieron un número de especies, una abundancia y una biomasa más elevados a los que se encontraron antes del impacto (Figura 3.36). Sin embargo, en el 2007 disminuyeron de nuevo, y desde entonces, durante los siguientes cuatro tiempos de muestreo han ido aumentando paulatinamente hasta alcanzar en verano del 2010 valores similares a los registrados antes del inicio del vertido. Sin embargo, durante los tres siguientes tiempos de muestreo (de invierno 2011 a invierno 2012), los valores del número de especies, abundancia y biomasa total fueron muy bajos en la zona impactada, y, a pesar de mostrar una cierta recuperación en verano del 2012, durante los tres siguientes tiempos muestreados (de invierno 2013 a invierno 2014) volvieron a disminuir; especialmente en la zona de vertido. Posteriormente, en 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 para finalmente recuperarse en el último muestreo realizado, verano de 2020. 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 el último tiempo de muestreo. A pesar de esto, se ha mantenido el patrón observado en todos los años, ya que los valores de estas variables han oscilado conjuntamente en la zona impactada y en la control. Este hecho hace que las oscilaciones no puedan atribuirse al vertido y que, posiblemente, correspondan a una degradación general de esta franja de litoral.

Tabla 3.29: Variables del poblamiento de peces (media $\pm$ error estándar) antes y después del vertido.

			Nº de especies	Abundancia	Biomasa
			(spp./125m ²)	(ind./125m ²)	(g/125m ²)
Antes	Mayo 2003	Impacto	2.8 $\pm$ 0.5	30.4 $\pm$ 10.2	227.8 $\pm$ 131.3
		Control	9.5 $\pm$ 0.5	178.1 $\pm$ 49.0	2854.4 $\pm$ 965.7
Después	Febrero 2004	Impacto	0.9 $\pm$ 0.4	3.1 $\pm$ 2.2	15.8 $\pm$ 8.4
		Control	6.3 $\pm$ 0.5	164.3 $\pm$ 28.4	3595.5 $\pm$ 579.3
	Abril 2005	Impacto	4.4 $\pm$ 0.8	85.4 $\pm$ 43.8	3501.1 $\pm$ 2028.9
		Control	8.8 $\pm$ 0.7	260.0 $\pm$ 123.6	15736.1 $\pm$ 10976.7
	Marzo 2006	Impacto	3.1 $\pm$ 1.0	102.1 $\pm$ 31.5	1894.1 $\pm$ 594.1
		Control	7.9 $\pm$ 1.1	308.3 $\pm$ 50.5	8086.2 $\pm$ 1810.9
	Febrero 2007	Impacto	0.8 $\pm$ 0.3	5.5 $\pm$ 3.6	227.0 $\pm$ 184.3
		Control	1.9 $\pm$ 0.2	19.6 $\pm$ 2.7	430.5 $\pm$ 63.9
	Julio 2008	Impacto	2.1 $\pm$ 0.6	11.9 $\pm$ 4.9	102.6 $\pm$ 37.9
		Control	3.0 $\pm$ 0.7	29.4 $\pm$ 13.5	268.3 $\pm$ 104.6
	Abril 2009	Impacto	1.9 $\pm$ 0.6	10.3 $\pm$ 5.7	224.6 $\pm$ 109.1
		Control	6.4 $\pm$ 0.6	34.3 $\pm$ 8.9	786.1 $\pm$ 104.1
	Marzo 2010	Impacto	2.1 $\pm$ 1.0	7.0 $\pm$ 4.1	186.5 $\pm$ 124.1
		Control	6.9 $\pm$ 0.8	68.0 $\pm$ 9.4	1623.6 $\pm$ 226.9
	Agosto 2010	Impacto	3.0 $\pm$ 1.1	17.8 $\pm$ 10.8	244.0 $\pm$ 127.1
		Control	8.5 $\pm$ 0.8	106.3 $\pm$ 22.1	1223.5 $\pm$ 234.3
	Febrero 2011	Impacto	0.1 $\pm$ 0.1	0.1 $\pm$ 0.1	3.3 $\pm$ 3.3
		Control	6.9 $\pm$ 0.4	63.0 $\pm$ 10.2	2074.3 $\pm$ 315.6
	Julio 2011	Impacto	0.3 $\pm$ 0.2	0.3 $\pm$ 0.2	5.5 $\pm$ 5.2
		Control	6.8 $\pm$ 0.3	64.8 $\pm$ 10.9	1491.9 $\pm$ 320.9
	Marzo 2012	Impacto	1.4 $\pm$ 0.4	1.0 $\pm$ 0.9	26.6 $\pm$ 20.6
		Control	6.6 $\pm$ 0.4	46.0 $\pm$ 4.6	1253.8 $\pm$ 109.5
	Agosto 2012	Impacto	2.0 $\pm$ 0.8	12.1 $\pm$ 7.3	78.2 $\pm$ 49.5
		Control	8.8 $\pm$ 0.5	122.0 $\pm$ 24.9	1957.9 $\pm$ 491.1
	Marzo 2013	Impacto	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
		Control	3.9 $\pm$ 0.4	30.1 $\pm$ 6.4	741.4 $\pm$ 201.1
	Julio 2013	Impacto	0.1 $\pm$ 0.1	0.1 $\pm$ 0.1	3.9 $\pm$ 3.9
		Control	6.3 $\pm$ 0.8	85.3 $\pm$ 26.2	2816.6 $\pm$ 884.0
	Marzo 2014	Impacto	1.3 $\pm$ 0.3	1.0 $\pm$ 1.0	13.6 $\pm$ 13.6
		Control	7.0 $\pm$ 0.5	76.8 $\pm$ 11.7	1492.3 $\pm$ 232.5
	Julio 2014	Impacto	3.0 $\pm$ 0.8	43.1 $\pm$ 18.1	355.0 $\pm$ 189.1
		Control	9.1 $\pm$ 1.0	97.5 $\pm$ 9.6	2664.0 $\pm$ 380.9
	Marzo 2015	Impacto	1.5 $\pm$ 0.5	2.8 $\pm$ 2.5	107.7 $\pm$ 102.0
		Control	8.6 $\pm$ 0.9	82.0 $\pm$ 10.2	3235.7 $\pm$ 608.7
	Julio 2015	Impacto	1.9 $\pm$ 0.6	3.0 $\pm$ 2.3	236.9 $\pm$ 161.3
		Control	6.6 $\pm$ 0.9	86.8 $\pm$ 40.0	2906.7 $\pm$ 1 217.3
	Marzo 2016	Impacto	2.0 $\pm$ 0.7	3.1 $\pm$ 2.4	46.7 $\pm$ 35.1
		Control	4.6 $\pm$ 0.5	23.3 $\pm$ 3.4	591.5 $\pm$ 81.1
	Julio 2016	Impacto	2.9 $\pm$ 0.5	8.8 $\pm$ 3.1	121.7 $\pm$ 38.5
		Control	7.3 $\pm$ 1.0	83.3 $\pm$ 24.3	1406.7 $\pm$ 435.2
	Marzo 2017	Impacto	2.0 $\pm$ 0.5	2.1 $\pm$ 1.0	64.3 $\pm$ 29.0
		Control	4.3 $\pm$ 0.5	26.1 $\pm$ 3.7	567.8 $\pm$ 130.1
	Julio 2017	Impacto	1.9 $\pm$ 0.6	11.4 $\pm$ 9.6	233.7 $\pm$ 164.3
		Control	5.3 $\pm$ 0.5	32.3 $\pm$ 8.8	1034.8 $\pm$ 169.2
	Marzo 2018	Impacto	1.2 $\pm$ 0.2	2.2 $\pm$ 2.1	61.4 $\pm$ 56.6
		Control	6.2 $\pm$ 0.6	60.4 $\pm$ 12.7	5503.8 $\pm$ 2304.7
	Julio 2018	Impacto	1.0 $\pm$ 0.0	0.2 $\pm$ 0.2	13.0 $\pm$ 9.6
		Control	7.2 $\pm$ 0.9	72.4 $\pm$ 13.3	2140.6 $\pm$ 388.0
	Febrero 2019	Impacto	3.2 $\pm$ 0.6	15.0 $\pm$ 4.6	552.4 $\pm$ 162.1
		Control	7.1 $\pm$ 0.6	53.0 $\pm$ 6.5	1894.1 $\pm$ 123.1
	Julio 2019	Impacto	3.2 $\pm$ 1.1	28.6 $\pm$ 14.6	705.3 $\pm$ 294.0
		Control	7.8 $\pm$ 0.7	150.0 $\pm$ 25.6	5053.6 $\pm$ 588.4
	Marzo 2020	Impacto	1.1 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.6	49.4 $\pm$ 43.7
		Control	6.5 $\pm$ 0.6	52.6 $\pm$ 8.1	1737.4 $\pm$ 187.9
	Julio	Impacto	2.9 $\pm$ 0.8	10.8 $\pm$ 4.2	382.8 $\pm$ 145.4

2020	Control	6.0 ± 0.4	65.2 ± 28.4	1423.5 ± 378.2
------	---------	---------------	-----------------	--------------------

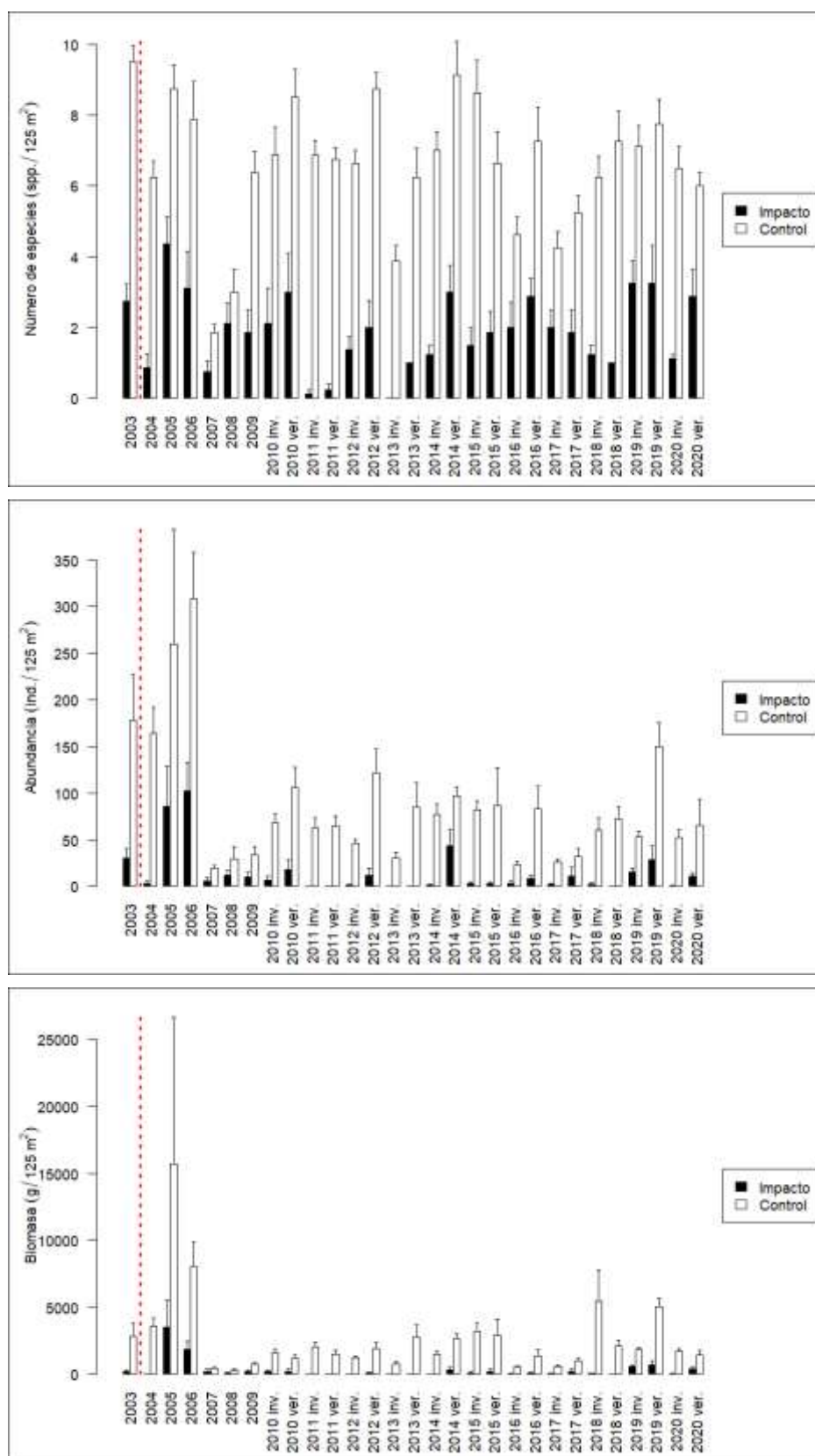


Figura 3.34. Variables del poblamiento de peces ($\pm$ error estándar) antes (2003) y después de iniciarse el vertido (2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 inv., 2010 ver., 2011 inv., 2011 ver., 2012 inv., 2012 ver., 2013 inv., 2013 ver., 2014 inv., 2014 ver., 2015 inv., 2015 ver., 2016 inv., 2016 ver., 2017 inv., 2017 ver., 2018 inv., 2018 ver., 2019 inv., 2019 ver., 2020 inv., 2020 ver.).

ver., 2015 inv., 2015 ver., 2016 inv., 2016 ver., 2017 inv., 2017 ver., 2018 inv., 2018 ver., 2019 inv., 2019 ver., 2020 inv. y 2020 ver).

Tabla 3.30. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Ti: tiempo, IC: Impacto-control, Si: sitio), para las variables del poblamiento de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); ϖ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; ***= $P<0.001$.

Fuentes de variación	Nº de especies				Abundancia			Biomasa			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	28	24.609	3.27	0.000***	32302.31	2.88	0.000**	18.988	2.90	0.000***	Ti×Si(IC)
IC	1	2584.106	297.30	0.003**	620429.0	371.819	0.003*	2546.523	193.90	0.005**	Si(IC)
Ti×IC	28	10.445	1.39	0.145	9719.9	0.867	0.653	13.077	2.00	0.014*	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	8.692	3.47	0.032*	1668.6	0.501	0.606	13.133	5.07	0.007**	Residual
Ti×Si(IC)	56	7.504	3.00	0.000***	11215.5	3.368	0.000**	6.531	2.52	0.000***	Residual
Residual	348	2.501			3329.9			2.59			
Transform.		-			ϖ			Ln(x+1)			

Tabla 3.31. 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 2020		Julio 2020	
	Impacto	Control	Impacto	Control	Impacto	Control
<i>Boops boops</i>	0	4.1 $\pm$ 2.6	0	8.6 $\pm$ 6.3	1.1 $\pm$ 1.0	1.1 $\pm$ 1.0
<i>Chromis chromis</i>	0	0	0	1.1 $\pm$ 0.8	0	0.5 $\pm$ 0.4
<i>Coris julis</i>	0.1 $\pm$ 0.1	1.0 $\pm$ 0.5	0	0.1 $\pm$ 0.1	0.2 $\pm$ 0.2	0.2 $\pm$ 0.2
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0
<i>Diplodus annularis</i>	4.6 $\pm$ 3.5	44.9 $\pm$ 19.4	0	0.6 $\pm$ 0.3	1.0 $\pm$ 0.7	2.5 $\pm$ 0.6
<i>Diplodus cervinus</i>	0	0	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	0	0	0	0.4 $\pm$ 0.4
<i>Diplodus sargus</i>	0.9 $\pm$ 0.5	7.3 $\pm$ 2.8	0.5 $\pm$ 0.5	5.4 $\pm$ 0.8	1.8 $\pm$ 0.7	1.9 $\pm$ 0.5
<i>Diplodus vulgaris</i>	19.9 $\pm$ 7.2	64.0 $\pm$ 22.6	0.1 $\pm$ 0.1	9.2 $\pm$ 1.3	3.0 $\pm$ 1.2	8.6 $\pm$ 2.8
<i>Gobius bucchichi</i>	0.1 $\pm$ 0.1	0.5 $\pm$ 0.5	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	0	0	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0.3 $\pm$ 0.3	0	0	0	0
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0	0	0
<i>Oblada melanura</i>	0	2.8 $\pm$ 0.6	0	21.8 $\pm$ 7.6	2.5 $\pm$ 1.7	36.6 $\pm$ 27.3
<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	0	0	8.5 $\pm$ 5.6
<i>Sarpa salpa</i>	0	38.1 $\pm$ 21.4	0	2.6 $\pm$ 1.1	0	1.6 $\pm$ 1.1
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0	0	0
<i>Serranus scriba</i>	0	0.3 $\pm$ 0.2	0.1 $\pm$ 0.1	0.4 $\pm$ 0.3	0.4 $\pm$ 0.3	0.4 $\pm$ 0.2
<i>Symphodus cinereus</i>	0.1 $\pm$ 0.1	0	0	0	0	0
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0	0	0
<i>Symphodus ocellatus</i>	1.1 $\pm$ 0.7	3.0 $\pm$ 1.7	0	0	0	0
<i>Symphodus roissali</i>	0.3 $\pm$ 0.2	0.6 $\pm$ 0.3	0	0.4 $\pm$ 0.2	0	0
<i>Symphodus rostratus</i>	0	0	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0
<i>Symphodus tinca</i>	0.1 $\pm$ 0.1	2.8 $\pm$ 0.8	0	1.9 $\pm$ 0.4	0.5 $\pm$ 0.5	0.1 $\pm$ 0.1
<i>Thalassoma pavo</i>	0	1.0 $\pm$ 0.4	0	0	0.2 $\pm$ 0.2	0
<i>Trachinus draco</i>	0	0.1 $\pm$ 0.1	0	0	0	0
<i>Trachurus mediterraneus</i>	0	1.0 $\pm$ 1.0	0	0	0	0

<i>Trachurus trachurus</i>	0	0	0	0	0	2.8 ± 2.2
----------------------------	---	---	---	---	---	-----------

En el muestreo de verano del 2020 se observaron un total de 14 especies (Tabla 3.31). A pesar de que 13 de estas especies fueron observadas en la localidad control (todas excepto *Thalassoma pavo*), en la zona impactada sólo aparecieron 9 especies, de entre las que destacaron *Diplodus vulgaris* y *Oblada melanura* con valores de abundancia superiores al resto. El número de especies censadas es ligeramente superior al observado en la zona afectada por el vertido justo antes de comenzar la actividad (se observaron 10 especies), y superior al registrado durante el muestreo anterior en invierno del 2020, donde se censaron únicamente 3 especies. Durante verano del 2020, *Oblada melanura*, *Diplodus vulgaris* y *Pomadasys incisus* fueron las especies que presentaron los valores de abundancia más altos en la localidad control.

Al incluir toda la serie temporal estudiada, fueron ocho especies las responsables de las disimilitudes entre la localidad impactada y la control, de entre las cuales destacaron *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Oblada melanura* y *Diplodus sargus*, por ser las más importantes (Tablas 3.32). Sólo estas cuatro especies representaron el 72.04% de la disimilitud observada entre la localidad impactada y la control.

Tabla 3.32. Resumen del análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) con referencia a la diferencia entre impacto y control respecto a la abundancia de las especies. DM: disimilitud media entre tratamientos; Porcentaje: importancia de cada especie en la diferencia entre comunidades.

Impacto ↔ Control (DM=88.16)	Abundancia media Impacto	Abundancia media Control	Porcentaje	Porcentaje acumulado
<i>D. vulgaris</i>	2.76	18.06	22.64	22.64
<i>S. salpa</i>	3.07	20.57	17.94	40.58
<i>O. melanura</i>	1.16	15.78	16.72	57.3
<i>D. sargus</i>	2.61	9.81	14.74	72.04
<i>D. annularis</i>	0.79	4.65	6.91	78.95
<i>B. boops</i>	2.25	6.59	6.46	85.42
<i>S. tinca</i>	0.1	2.04	3.45	88.87
<i>P. incisus</i>	0.13	1.42	2.22	91.09

Aunque las ocho especies fueron más abundantes en la localidad control, al realizar los análisis de la varianza, sólo *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa* y *Symphodus tinca* mostraron diferencias significativas entre las localidades (Tabla 3.33). Estas especies 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, y finalmente invierno del 2020. Por otro lado, para *Sarpa salpa*, las diferencias significativas se detectaron en 2003, 2004, 2006, veranos de 2012, 2013 y 2014 e inviernos de 2015 y 2018, y finalmente verano de 2019. Por último, la abundancia de *Diplodus vulgaris* fue significativamente mayor en el control únicamente durante 2003, 2006, y veranos de 2011, 2014 y 2018.

Tabla 3.33. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Ti: tiempo, IC: Impacto-control, Si: sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); ϖ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

Fuentes de variación	<i>D. sargus</i>				<i>D. vulgaris</i>			<i>S. salpa</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	28	1155.226	3.017	0.000**	2067.17	6.060	0.000**	4505.26	5.195	0.000**	Ti×Si(IC)
IC	1	6017.761	46.000	0.021	27145.26	82.125	0.012	35525.00	113.821	0.009*	Si(IC)
Ti×IC	28	294.051	0.768	0.774	1228.25	3.600	0.000**	2256.06	2.602	0.001*	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	130.821	0.795	0.452	330.53	2.036	0.132	312.11	0.579	0.561	Residual
Ti×Si(IC)	56	382.937	2.327	0.000**	341.14	2.102	0.000**	867.15	1.609	0.006*	Residual
Residual	348	164.57			162.31			538.83			
Transform.		$_{-}^{\varpi}$			$_{-}^{\varpi}$			$_{-}^{\varpi}$			

Fuentes de variación	<i>O. melanura</i>				<i>D. annularis</i>			<i>B. boops</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	28	1002.02	1.704	0.045	352.556	1.821	0.028	560.907	1.676	0.050	Ti×Si(IC)
IC	1	24782.07	15.867	0.058	1722.491	18.189	0.051	2181.112	7.380	0.113	Si(IC)
Ti×IC	28	805.58	1.370	0.157	226.340	1.169	0.303	298.800	0.893	0.620	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	1561.86	3.287	0.039	94.698	2.276	0.104	295.534	1.075	0.342	Residual
Ti×Si(IC)	56	588.11	1.238	0.131	193.555	4.651	0.000**	334.597	1.218	0.150	Residual
Residual	348	475.20			41.614			274.809			
Transform.		$_{-}^{\varpi}$			$_{-}^{\varpi}$			$_{-}^{\varpi}$			

Fuentes de variación	<i>S. tinca</i>				<i>P. incisus</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
Ti	28	1.141	5.940	0.000***	32.542	1.762	0.036	Ti×Si(IC)
IC	1	66.340	1582.356	0.001**	191.388	30.985	0.031	Si(IC)
Ti×IC	28	1.081	5.631	0.000***	24.799	1.343	0.173	Ti×Si(IC)
Si(IC)	2	0.042	0.216	0.806	6.177	0.690	0.502	Residual
Ti×Si(IC)	56	0.192	0.991	0.499	18.471	2.062	0.000**	Residual
Residual	348	0.194			8.957			
Transform.		Ln(x+1)			$_{-}^{\varpi}$			

El análisis de escalamiento multidimensional ha mostrado que una de las estructuras del poblamiento que más difiere del resto ha sido la registrada en la zona impactada en el invierno de 2013 (Figura 3.35). Esto es lógico teniendo en cuenta que no se observó ningún individuo. Observando con más detalle el dendrograma (Figura 3.36), se evidencia que el poblamiento íctico censado en la zona impactada durante el último tiempo de muestreo, al observarse más especies que años anteriores, se asemeja al poblamiento observado en 2009, 2010, y veranos de 2012, 2014 y 2019. Por el contrario, en la zona control, el poblamiento íctico actual es semejante al observado en los últimos tiempos de muestreo, manteniéndose muy estable desde el inicio del estudio (Figura 3.36)

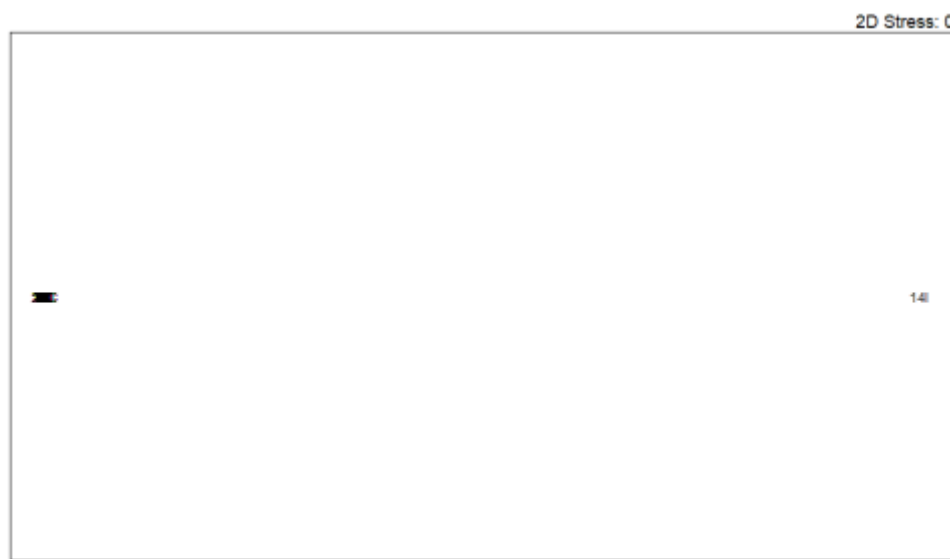


Figura 3.35. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la abundancia de las especies observadas para cada uno de los tiempos estudiados (1: 2003, 2: 2004, 3: 2005, 4: 2006, 5: 2007, 6: 2008, 7: 2009, 8: 2010 inv., 9: 2010 ver., 10: 2011 inv., 11: 2011 ver., 12: 2012 inv., 13: 2012 ver., 14: 2013 inv., 15: 2013 ver., 16: 2014 inv., 17: 2014 ver., 18: 2015 inv., 19: 2015 ver., 20: 2016 inv., 21: 2016 ver., 22: 2017 inv., 23: 2017 ver., 24: 2018 inv., 25: 2018 ver., 26: 2019 inv., 27: 2019 ver., 28: 2020 inv. y 29: 2020 ver) en el área impacto (I) y control (C).

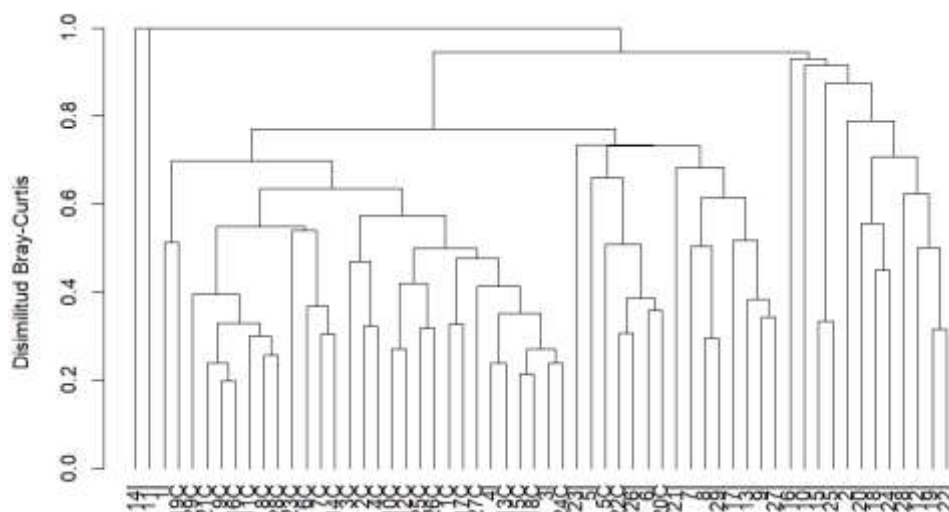


Figura 3.36. Dendrograma de similitud realizado con la abundancia de las especies observadas para cada uno de los tiempos estudiados (1: 2003, 2: 2004, 3: 2005, 4: 2006, 5: 2007, 6: 2008, 7: 2009, 8: 2010 inv., 9: 2010 ver., 10: 2011 inv., 11: 2011 ver., 12: 2012 inv., 13: 2012 ver., 14: 2013 inv., 15: 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. y 29: 2020 ver) en el área impacto (I) y control (C).

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

Los resultados del seguimiento de la pradera de *Posidonia oceanica* indican que para la mayoría de las estaciones se observa, de acuerdo al seguimiento realizado este año, una ligera regresión excepto en la estación situada frente a la desaladora en la que se obtiene un balance de haces positivo. La distribución de los impactos observados no puede ser explicada por el vertido de la desaladora puesto que alcanza zonas no influidas por dicho vertido y parece detectarse cierta recuperación en la estación más próxima al mismo que ya había sido observada el año anterior. Además, la abundancia de equinodermos en todas las estaciones indica que no ha habido cambios bruscos de salinidades en la zona próxima al vértido ya que la estación de la desaladora es la que presenta valores máximos de equinodermos.

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

5.- CONCLUSIONES

5.1.- Control de la salinidad en el medio receptor

- En ninguna estación se sobrepasa el porcentaje anual de superaciones recomendado, por término medio. Durante el año 2020 las superaciones del valor de referencia de 38.3 han sido más elevadas en la estación de Urbanova (16%) mientras que las superaciones del valor de referencia de 38.5 siguen siendo bajas con valores máximos en la estación desaladora sur ($< 7\%$). Sin embargo, los datos mensuales indican superaciones de más del 25 % nivel de referencia del 38.3 en varias estaciones durante los meses de enero, febrero, marzo y abril de 2020 y del valor de referencia de 38.5 en alguna estación en febrero y marzo. Este patrón de mayores salinidades en invierno es habitual puesto que en los meses más cálidos la pluma salina no alcanza la pradera debido a la termoclina estacional.

5.2.- Pradera de *Posidonia oceanica*

- Durante el año 2020 se sigue observando una cierta regresión de la pradera de *Posidonia* situada en esta zona de la Bahía de Alicante, pero en esta ocasión en casi todas las localidades estudiadas, exceptuando a la más próxima al vertido de la desalinizadora (Desaladora 16 m). De hecho, los haces recogidos en esta localidad presentan un mayor número de hojas que el resto de localidades estudiadas.
- Por lo tanto, la regresión observada no se puede atribuir al vertido de la desalinizadora puesto que sigue siendo muy generalizada y no se detecta en la pradera más cercana al mismo.

5.3.- Comunidad bentónica

Equinodermos y otras especies de interés

- Se siguen detectando equinodermos en casi todas las estaciones de pradera superficial estudiadas, exceptuando la localidad de Urbanova. Las densidades de

equinodermos detectadas en todas las localidades, incluyendo las localidades control, son menores a las observadas antes de la puesta en marcha de la desalinizadora.

Fondos blandos

- Las características físicas del sedimento mantienen la variabilidad espacial detectada años anteriores. Los cambios detectados en granulometría, porcentaje de materia orgánica o potencial redox están relacionados principalmente con la profundidad. De modo que las estaciones situadas a 15 metros se caracterizan por un mayor contenido de fangos y porcentajes más altos de materia orgánica, al igual que las estaciones situadas a 10 metros de los transectos A y B. Mientras que en caso de las estaciones someras se detecta un mayor contenido de arenas finas en las estaciones A1 y C1, así como en C2, y un mayor contenido de arenas medias y gruesas en la estación del vertido. Esta composición granulométrica concuerda con los valores de potencial RedOx, que fueron más positivos en B1, en comparación con las otras dos, al facilitar el grano más grueso la renovación de oxígeno en el sedimento.
- Esta situación queda reflejada en el análisis de la comunidad de infauna donde las estaciones situadas a 10 y 15 metros se diferencian del resto con una comunidad formada por altas abundancias de poliquetos y gasterópodos. La diferenciación de las estaciones someras con las más profundas y entre ellas ha dado lugar a una alta heterogeneidad en cuanto al poblamiento infaunal. La estación A1 se diferencia por sus altas abundancias de bivalvos, mientras que B1 muestra altas abundancias de poliquetos, anfípodos y anfioxos (cefalocordados). C1 por otro lado se ha diferenciado del resto por sus bajas abundancias de la mayoría de grupos. La riqueza de taxones es inferior en las estaciones someras. Estas diferencias, sin embargo, no parecen estar relacionadas con el vertido de salmuera sino con la dinámica natural de las comunidades.
- Estos cambios de la comunidad reflejan relación significativa con los valores de potencial RedOx, que muestran valores más positivos (oxidados) en las estaciones someras, contribuyendo a la diferenciación de las comunidades que se ha visto reflejada en el ANOSIM. Estos valores indican una mayor oxigenación del

sedimento lo que tiene una implicación directa sobre el poblamiento infaunal. Estos valores en las estaciones someras pueden deberse al mayor hidrodinamismo y a una granulometría formada por clastos de mayor tamaño, como en la estación B1.

- Con respecto a campañas anteriores, la situación actual en la estación del vertido es similar a la obtenida durante los veranos de 2007, 2013 y 2018. Las diferencias obtenidas durante la campaña actual respecto a las estaciones más alejadas del vertido no alcanzan a las detectadas durante las campañas del año 2005, durante la cual la estación del vertido presentaba mayores diferencias en la composición de la fauna respecto a las estaciones control.
- Al analizar la comunidad de poliquetos se mantiene el patrón detectado a lo largo de las distintas campañas de muestreo con menores valores de abundancia y riqueza en todas las estaciones someras, junto a la estación C2 durante esta última campaña 2020. Descenso no tan acusado en la estación B1 durante esta campaña. Las familias Capitellidae, Syllidae, Spionidae, Dorvilleidae, Paraonidae y Eunicidae, siguen siendo las dominantes en la zona de estudio, representando más del 65% del total de la abundancia analizada.
- La composición de la comunidad de poliquetos parece estar influenciada por las características físico-químicas del sedimento presente en cada una de las estaciones. La composición del poblamiento de poliquetos en la zona de estudio indica heterogeneidad entre las estaciones someras y las profundas. Mientras que en la mayoría de las estaciones localizadas a 10 y 15 metros se obtienen mayores abundancias de las familias Capitellidae, Paraonidae, Syllidae y Eunicidae. Las estaciones someras se caracterizan por presentar menores valores de abundancia y riqueza. Así mismo, se detecta heterogeneidad entre las estaciones someras. Se observa como la estación B1 se segrega de las estaciones A1 y C1, principalmente por el incremento de las familias Syllidae, y Dorilleidae.
- 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. Cabe destacar las campañas del 2007, 2011, 2012, 2013, 2018, 2019 y 2020 en las que parece presentar una composición algo más similar a las estaciones más profundas.

5.4.- Comunidades nectónicas

- El estudio de las comunidades nectónicas ha mostrado que la estructura del poblamiento que más difiere del resto se registró en la zona impactada justo después del vertido, y con el tiempo se ha ido retomando la estructura del poblamiento original censada en el año previo al vertido. En la zona control, el poblamiento íctico es más similar entre distintos tiempos de muestreo que en la zona impactada.

6.- REFERENCIAS

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

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

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

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

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

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

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

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

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

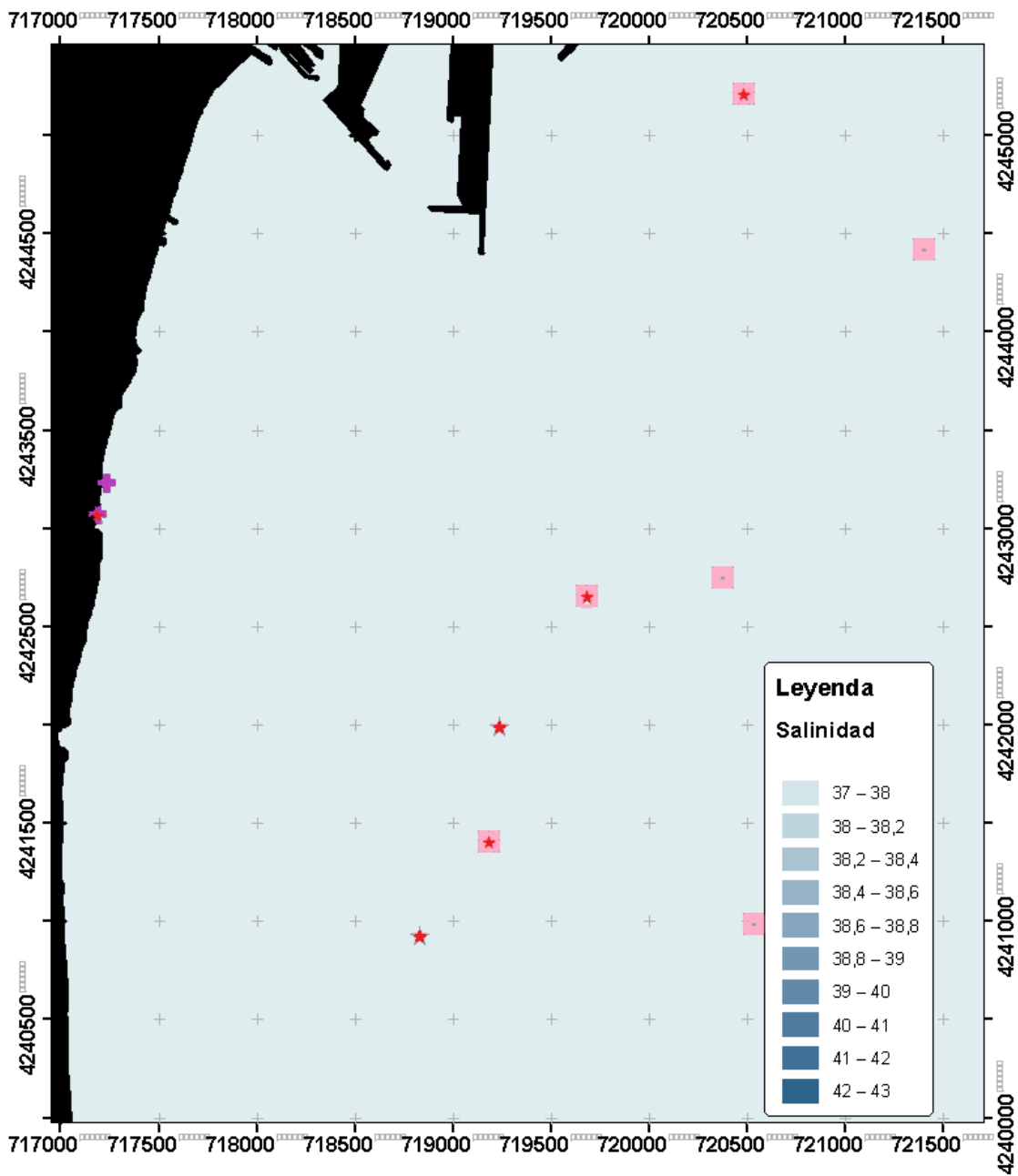
Sale, P.F.; Douglas, W.A. 1981. Precision and accuracy of visual census techniques for fishes assemblages on coral patch reefs. *Environ. Biol. Fish.*, 6: 333-339.

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.

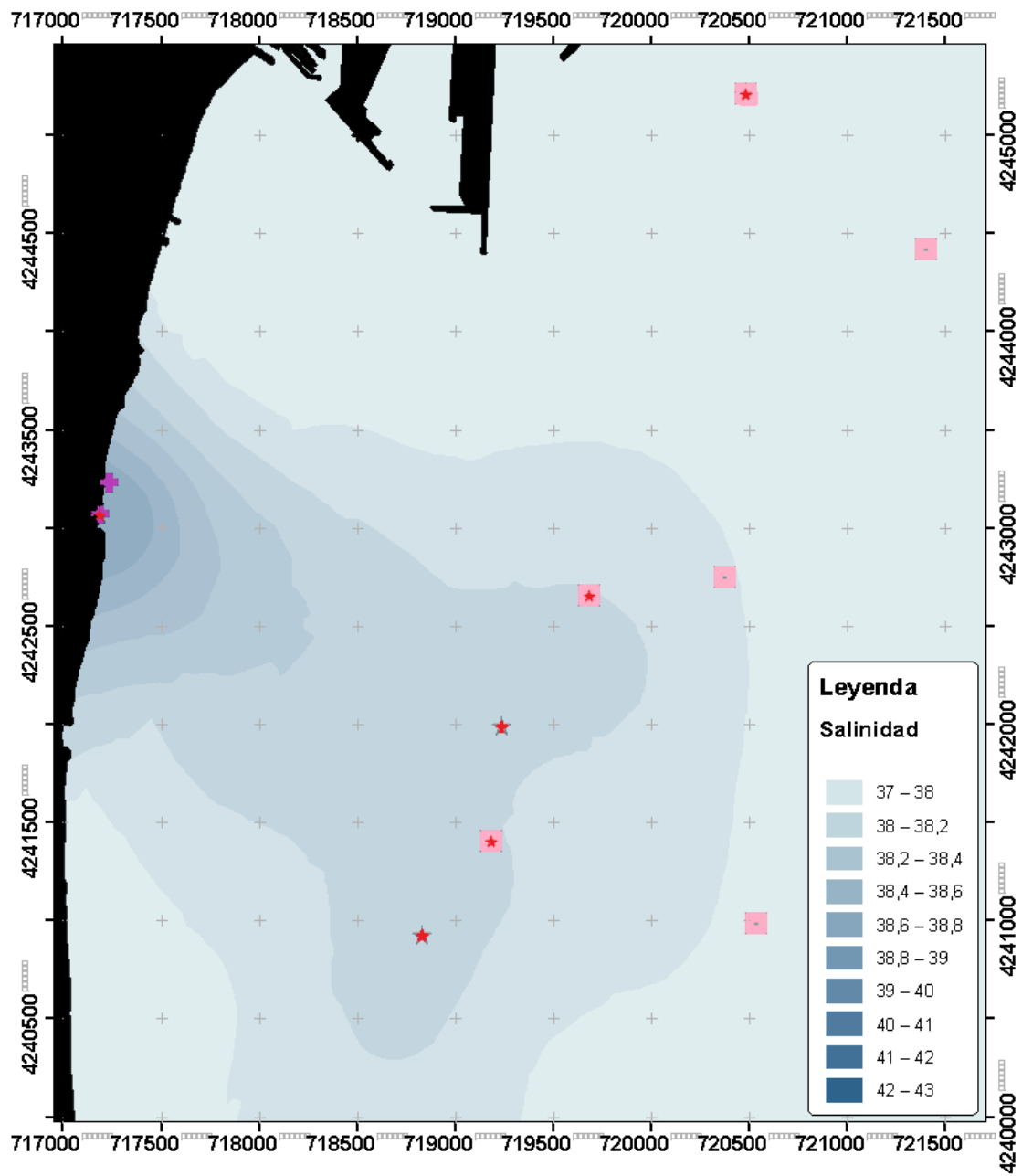
ANEXO 1: Campañas de distribución espacial de la salinidad

Campana 30 enero del 2020:

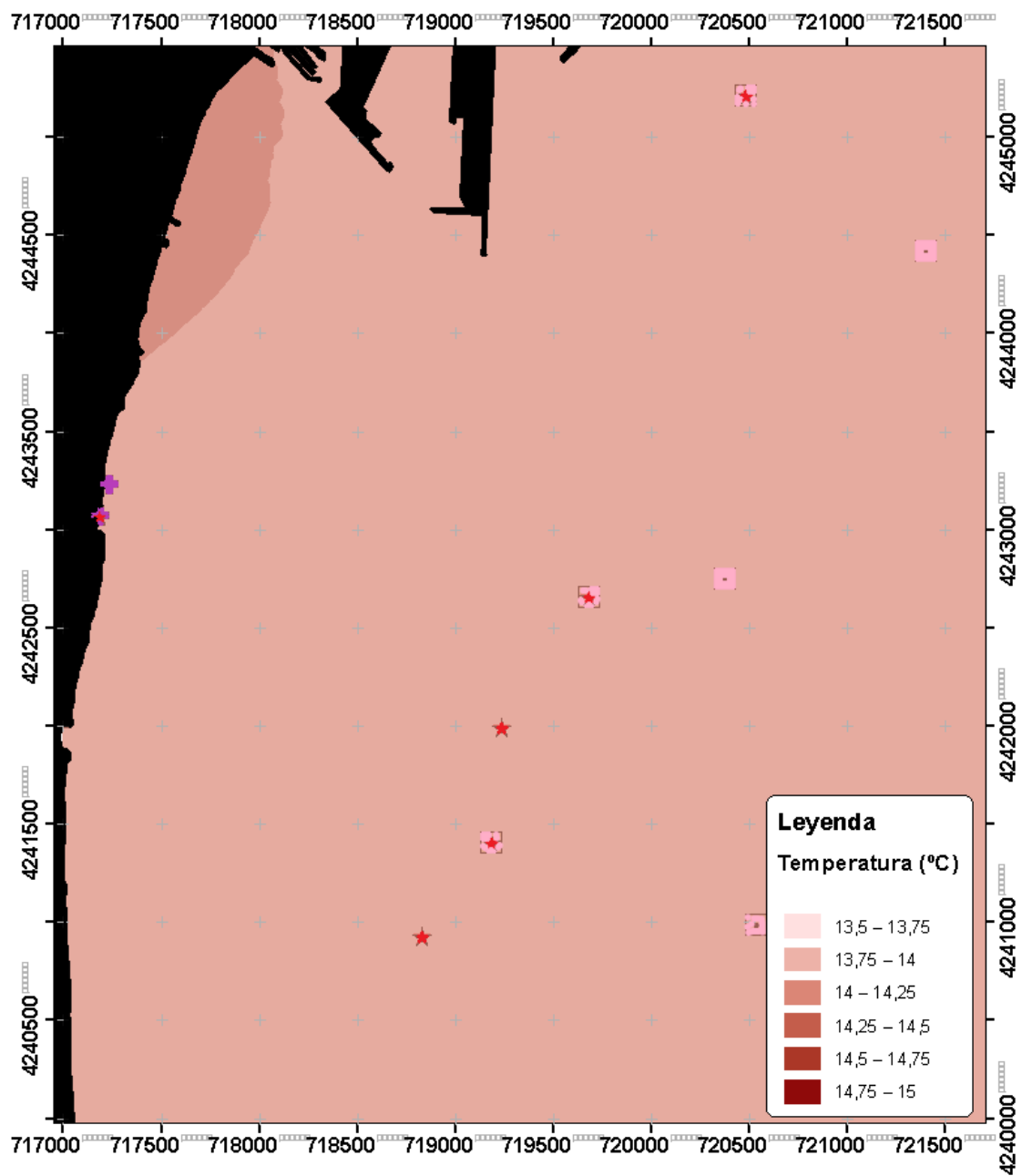
- Salinidad superficial:



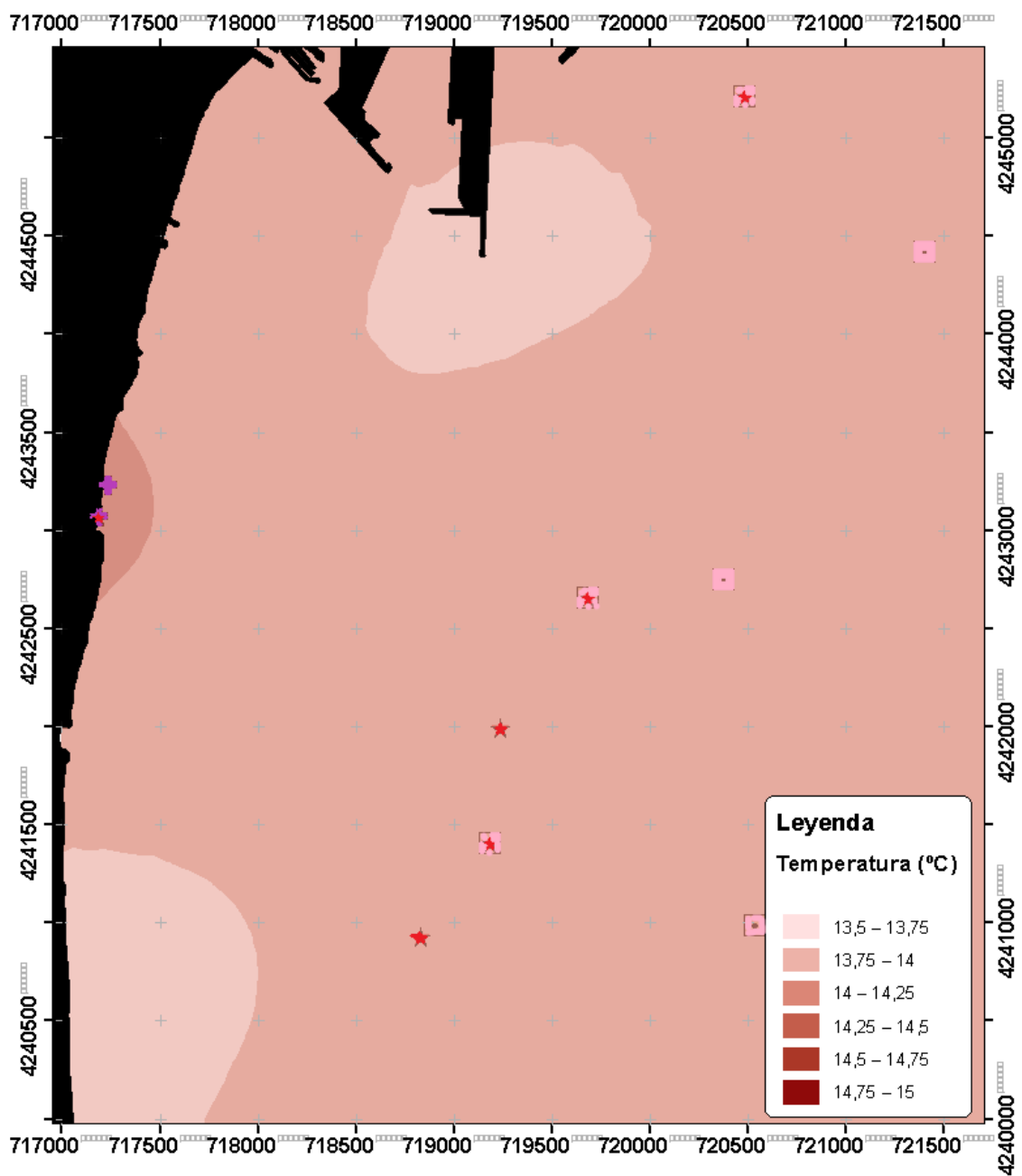
- Salinidad en el fondo:



- Temperatura superficial:

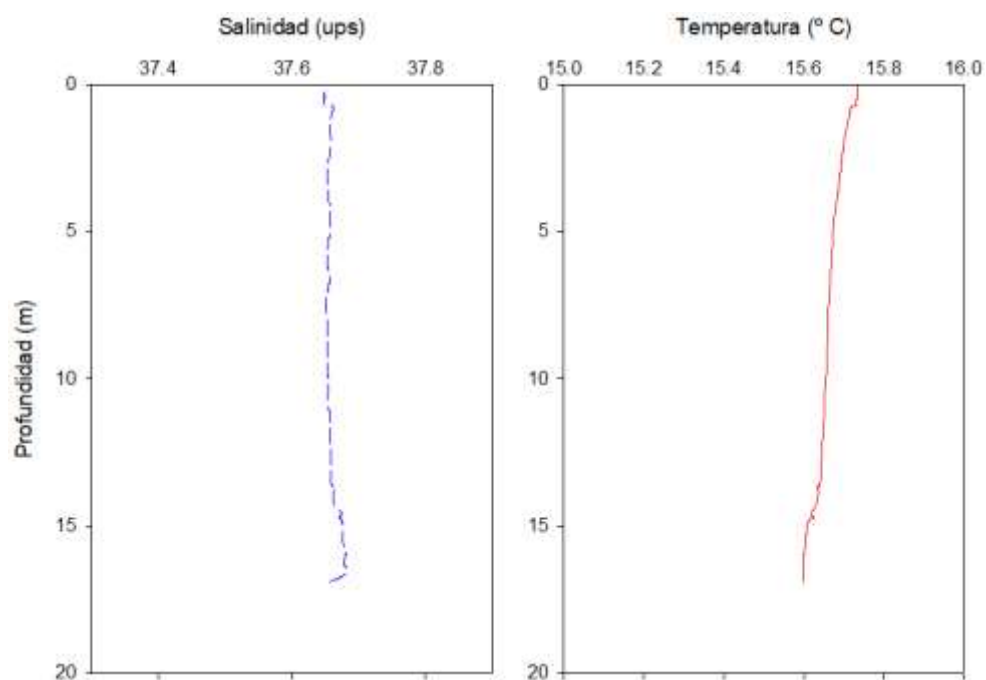


- Temperatura en el fondo:

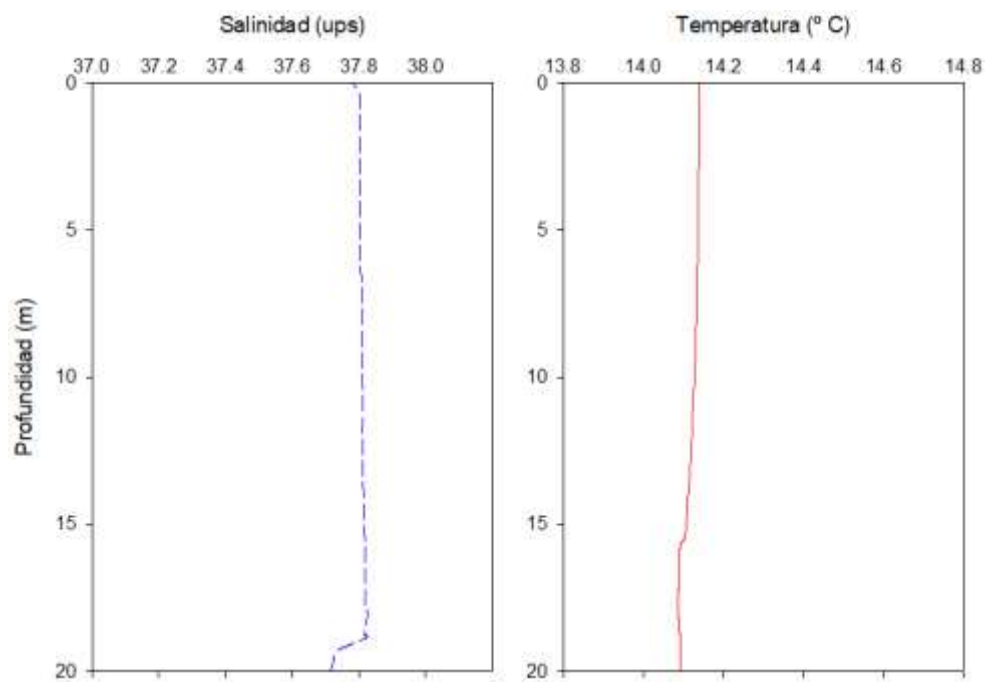


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

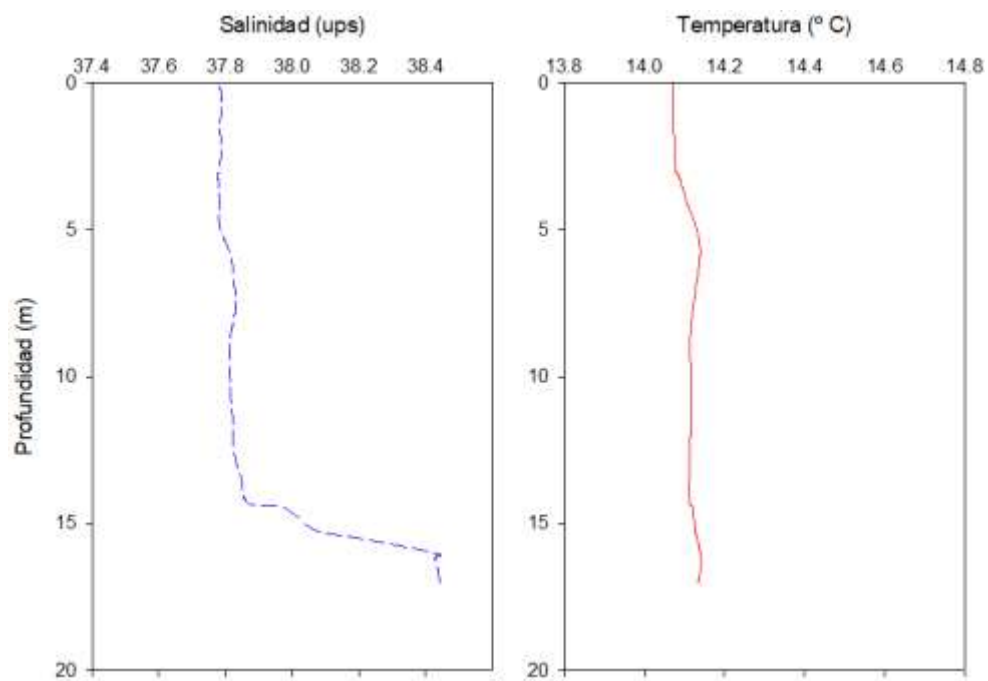
- Puerto 16 m:



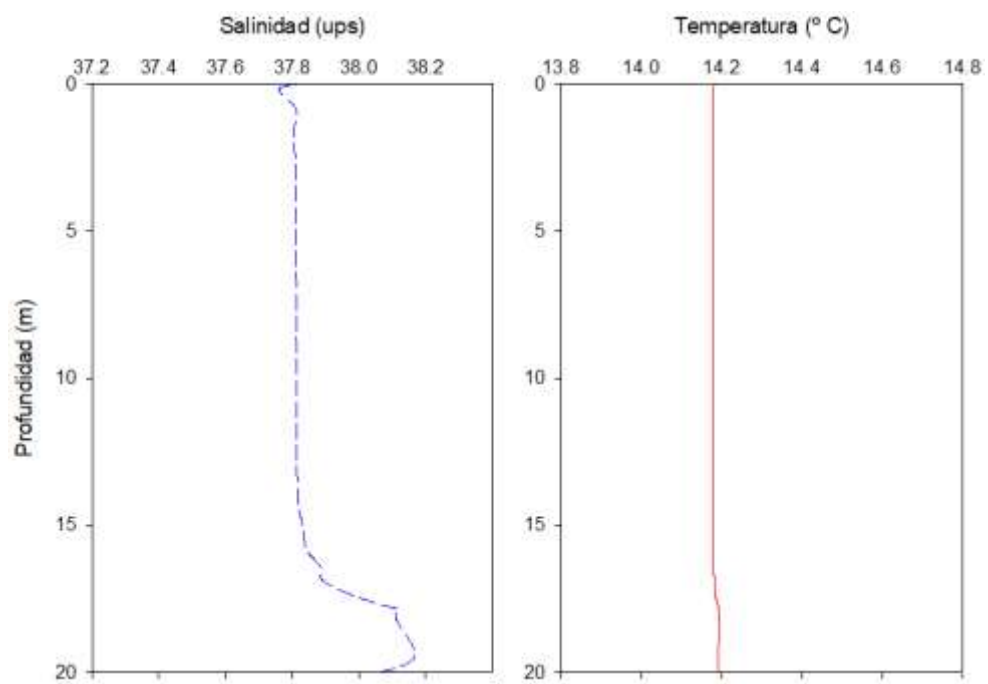
- Puerto 20 m:



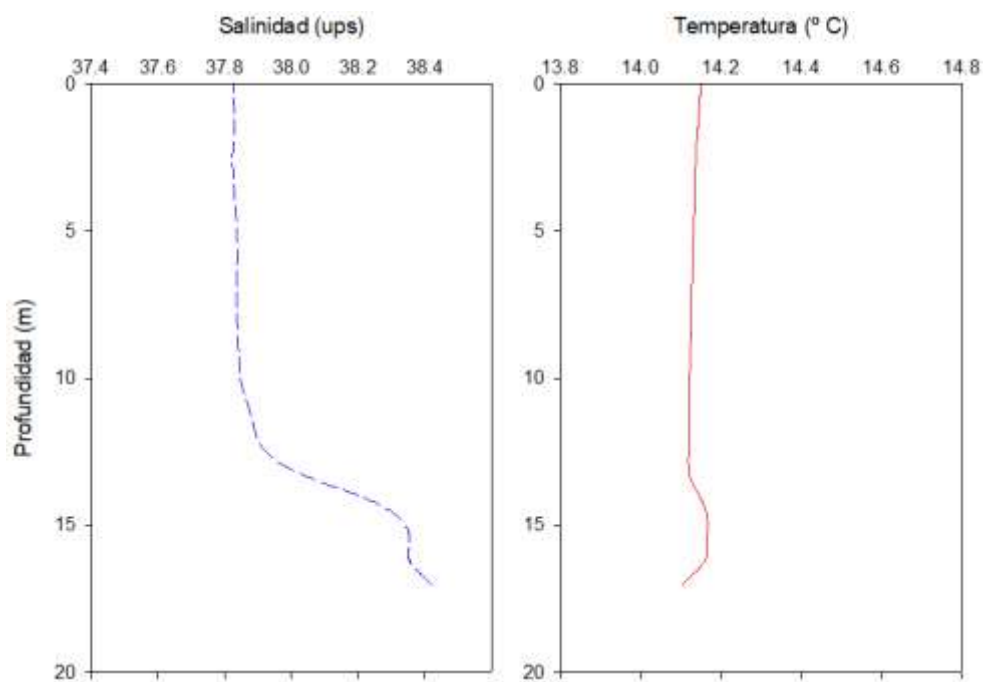
- Desaladora 16 m:



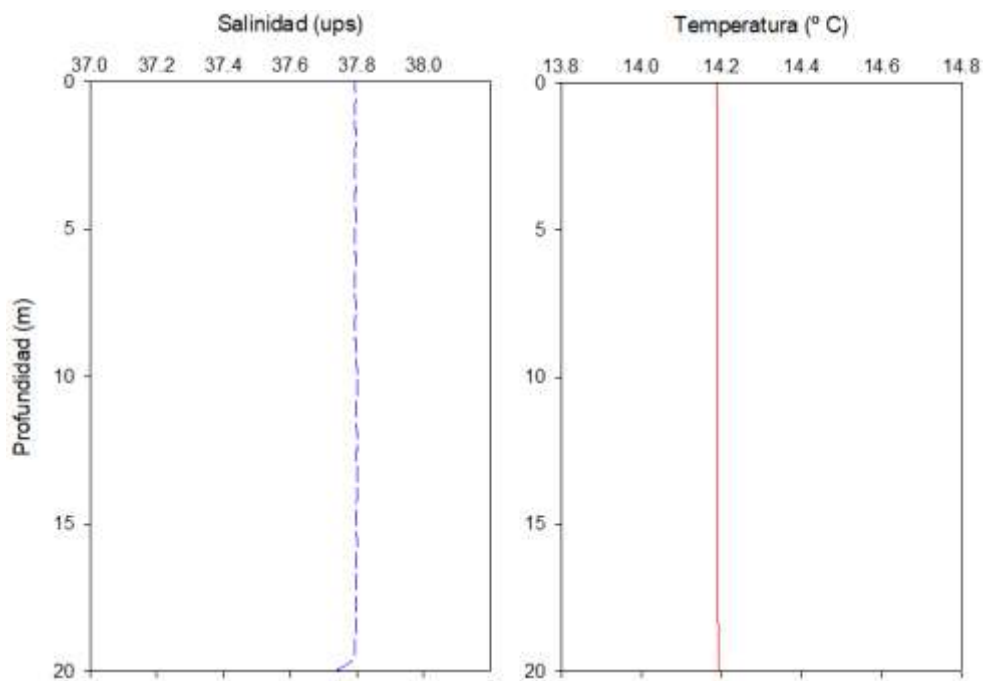
- Desaladora 20 m:



- Urbanova 16 m:

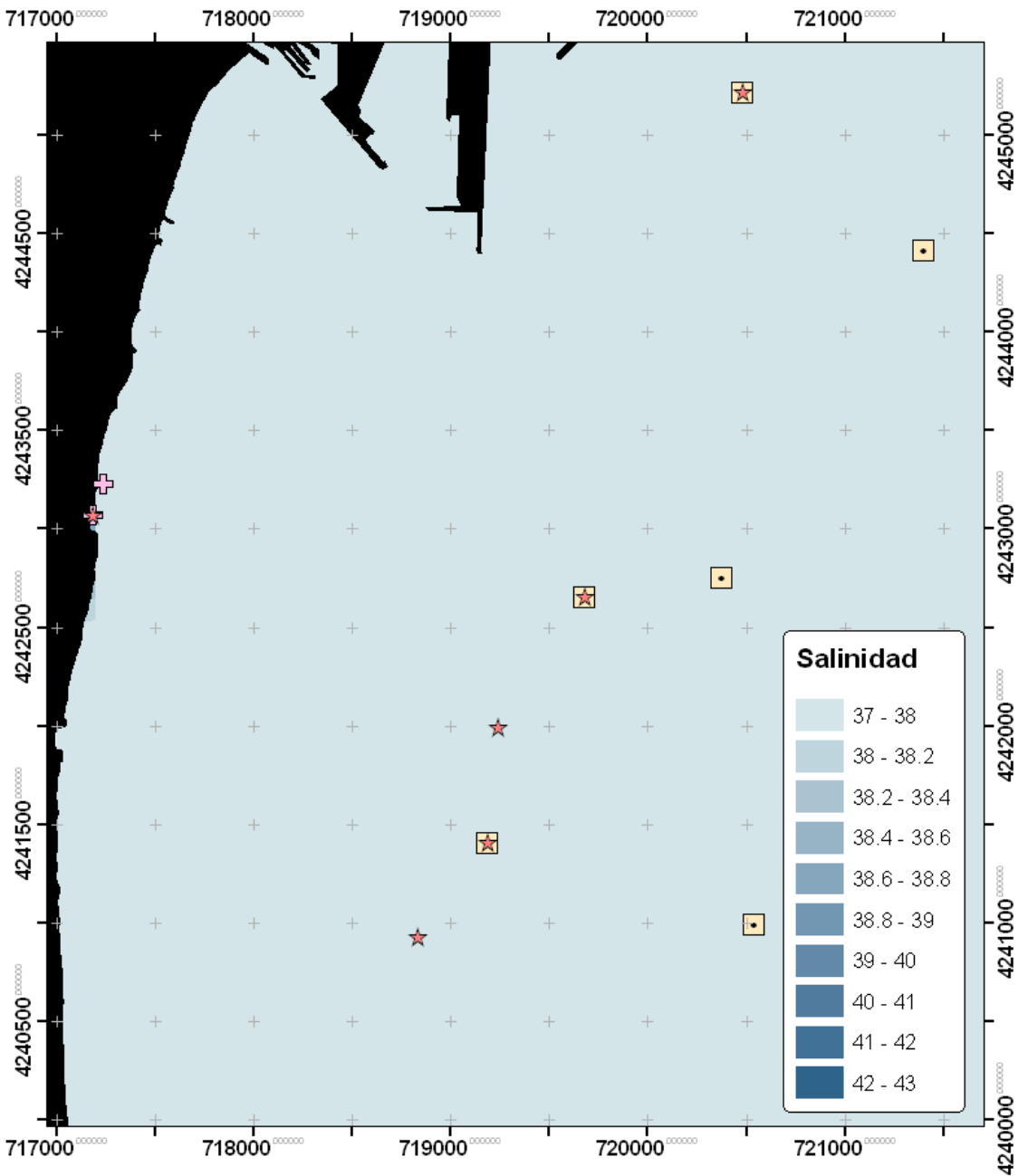


- Urbanova 20 m:

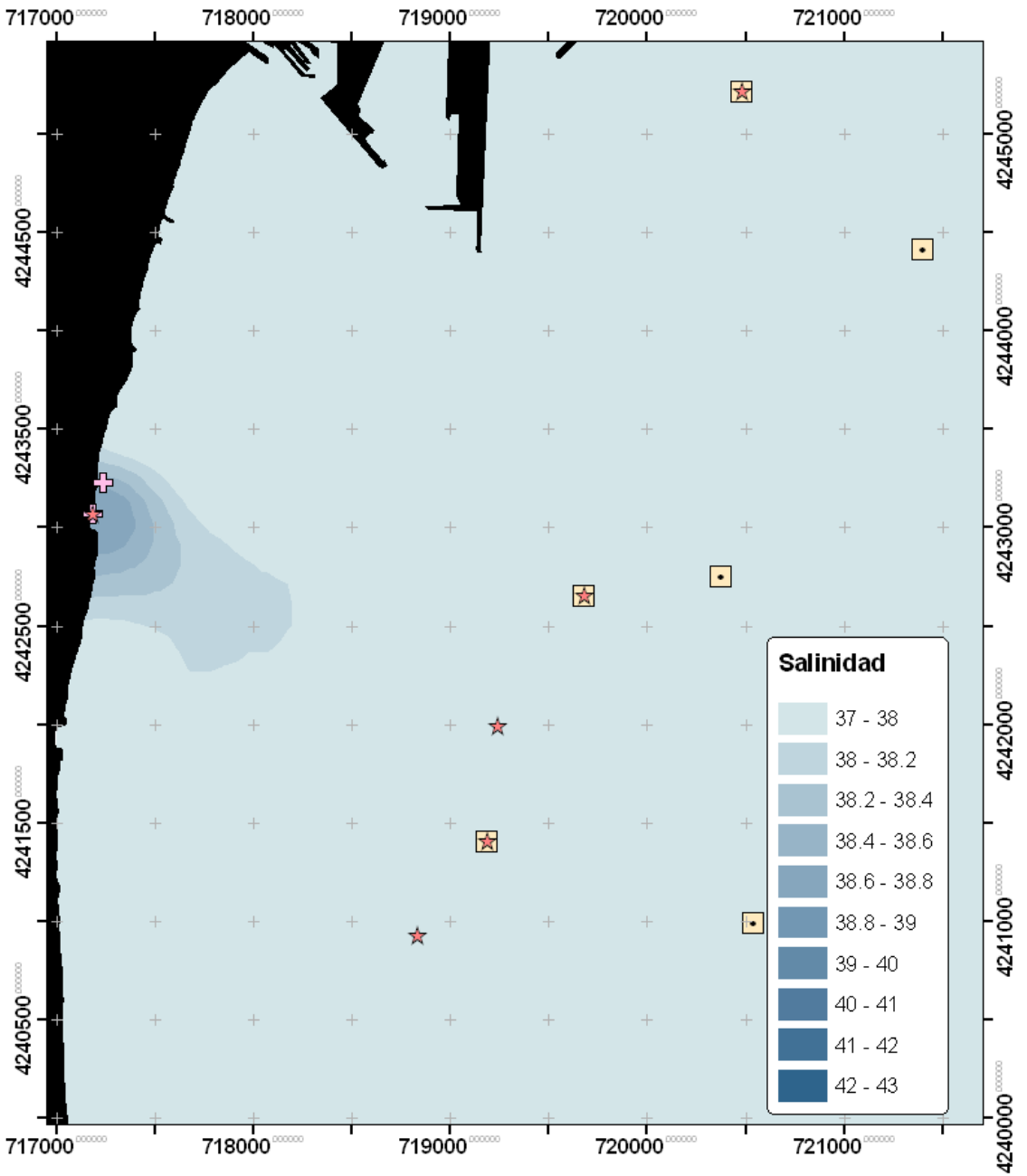


Campaña 19 mayo del 2020:

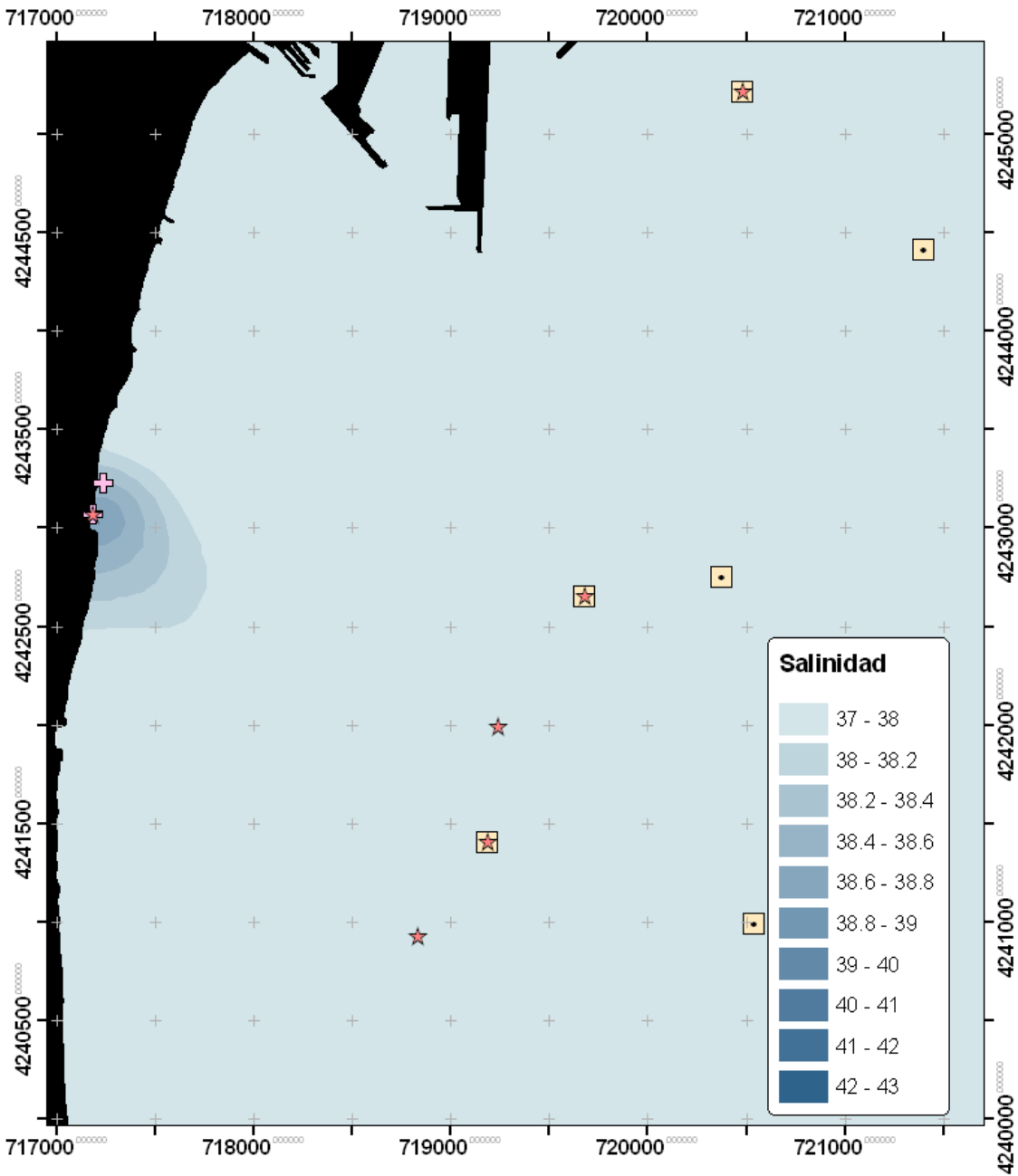
- Salinidad superficial:



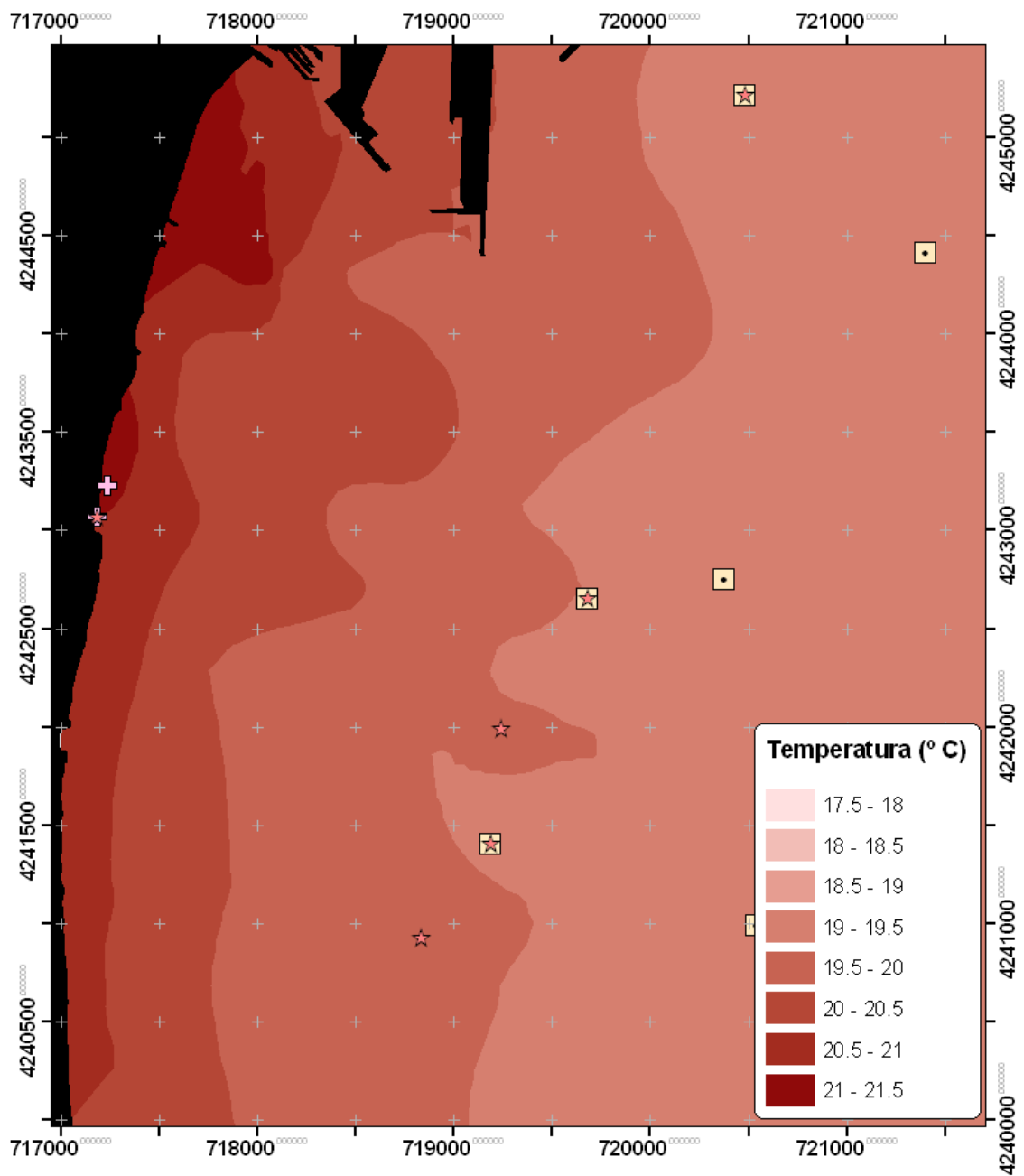
- Salinidad en la capa de la termoclina:



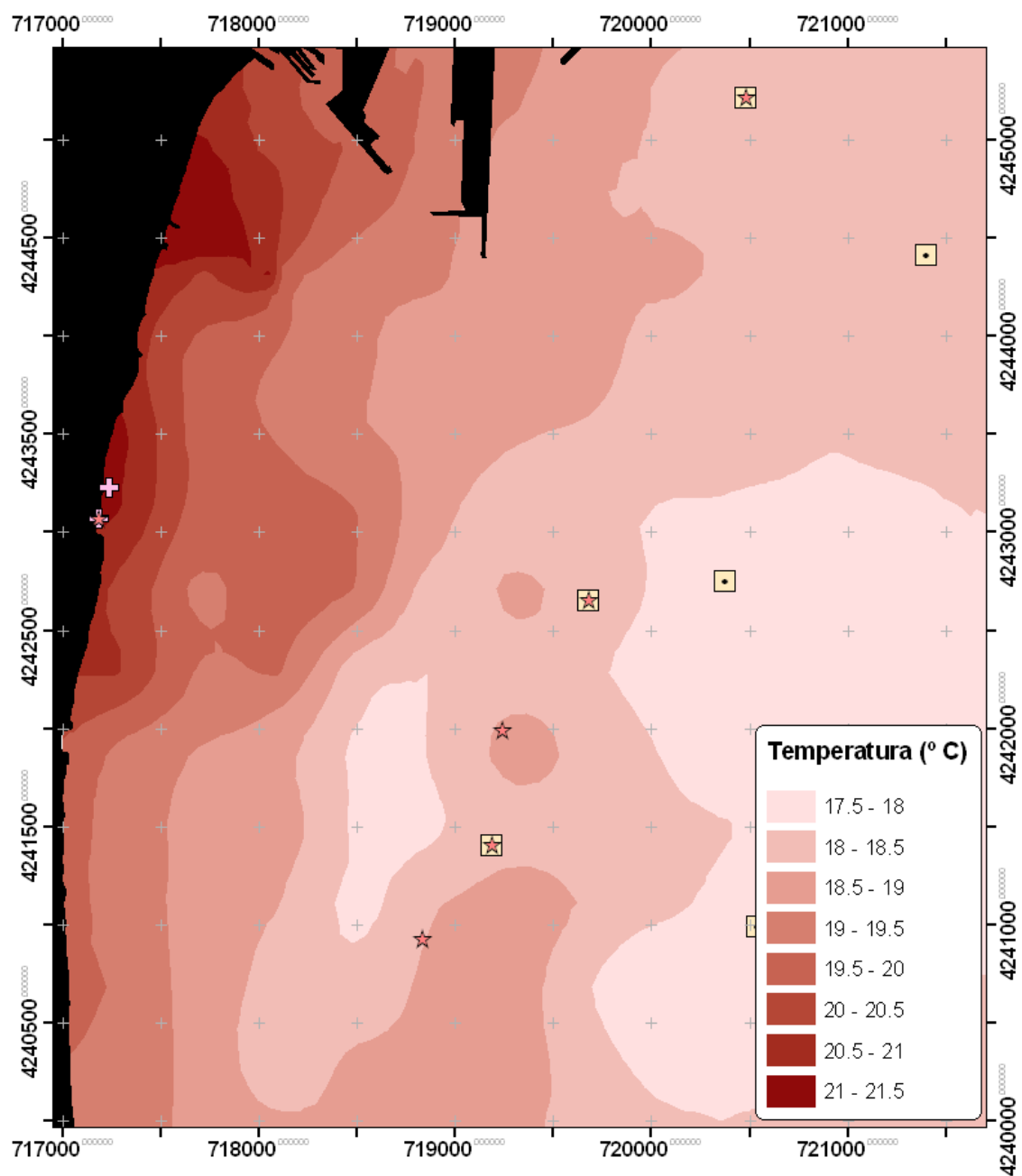
- Salinidad en el fondo:



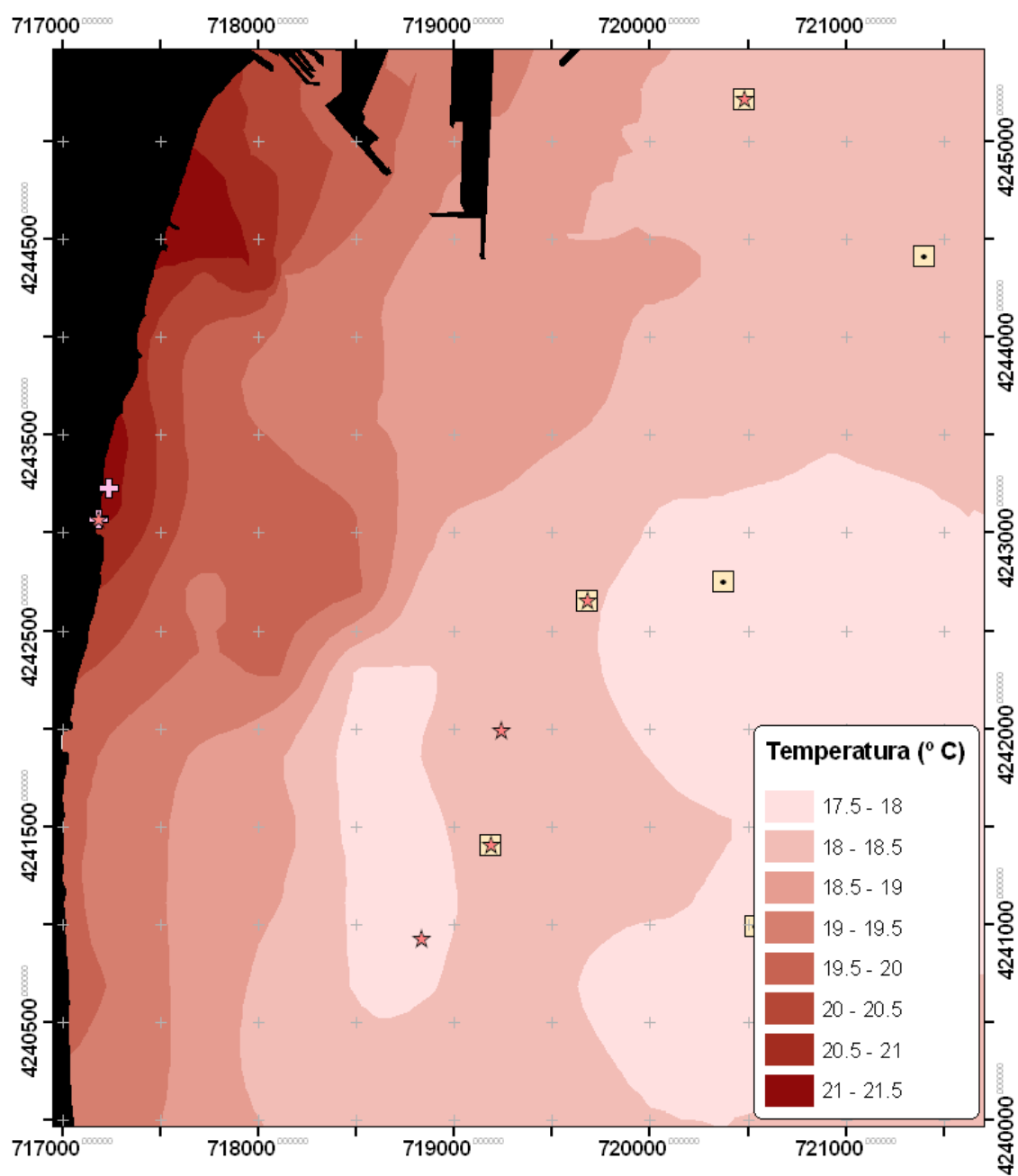
- Temperatura superficial:



- Temperatura en la capa de la termoclina:

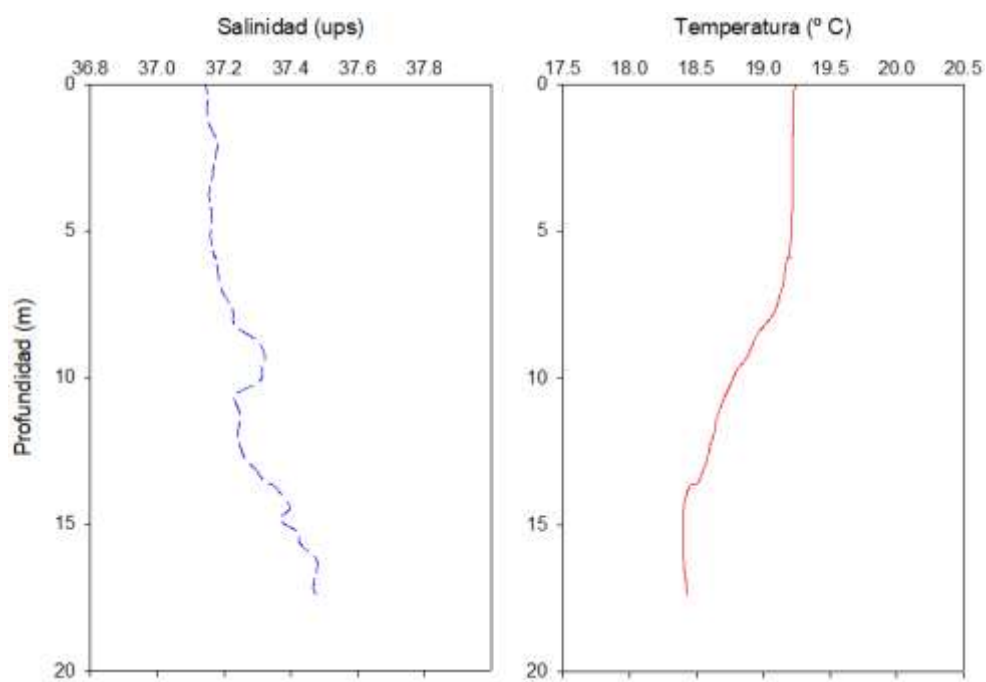


- Temperatura en el fondo:

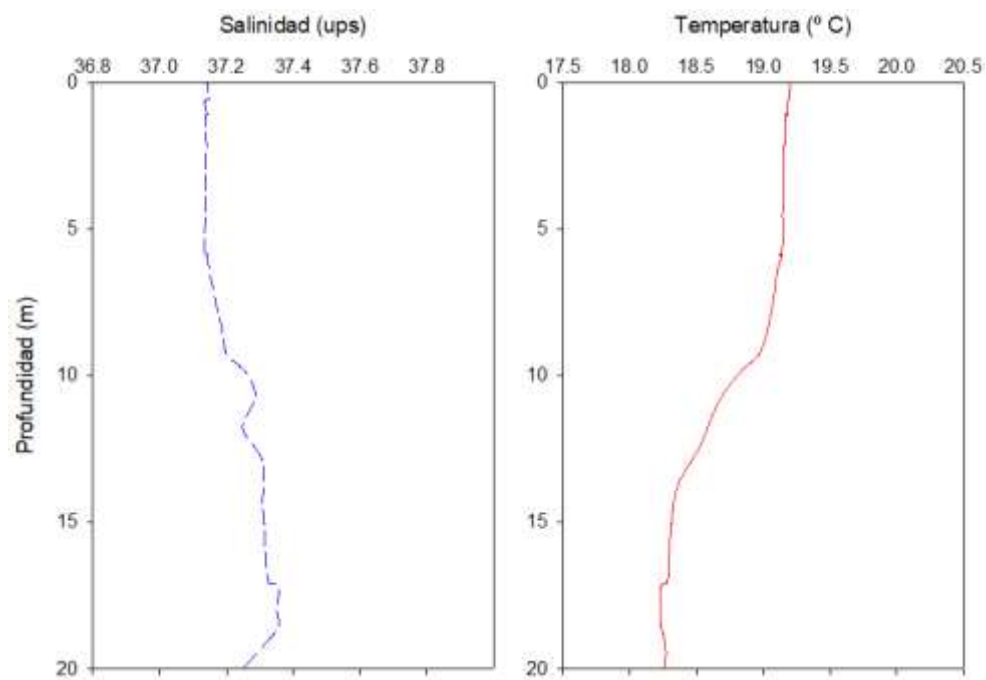


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

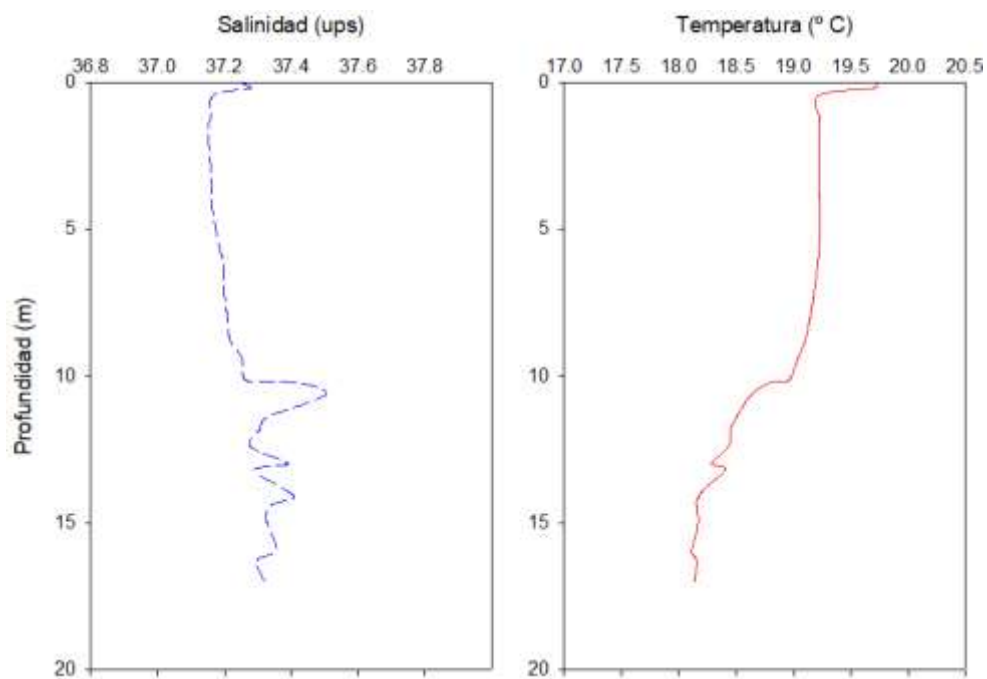
- Puerto 16 m:



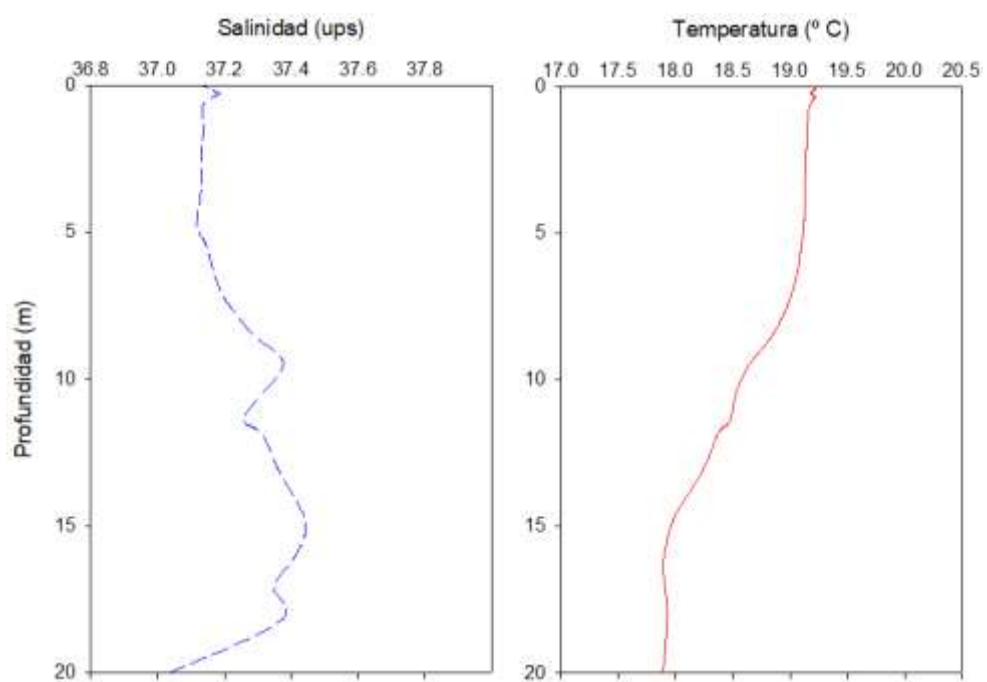
- Puerto 20 m:



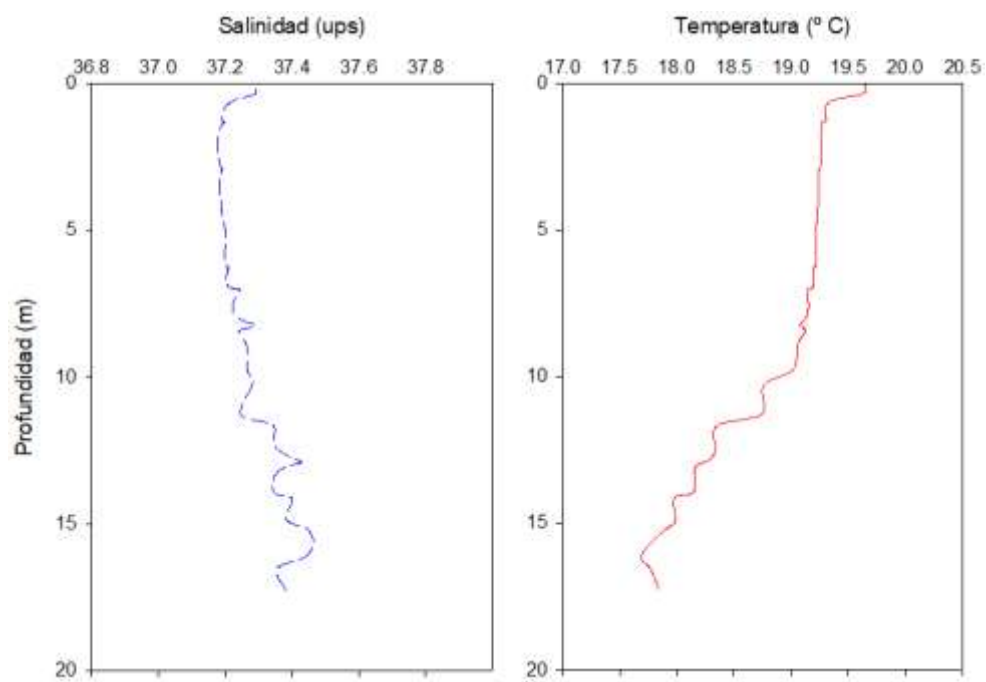
- Desaladora 16 m:



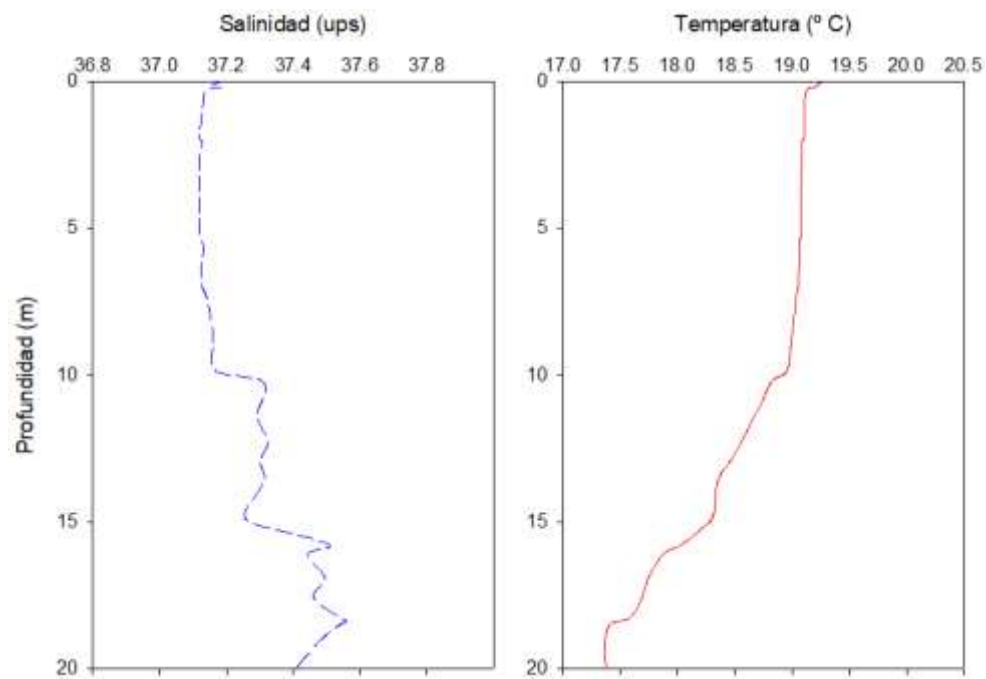
- Desaladora 20 m:



- Urbanova 16 m:

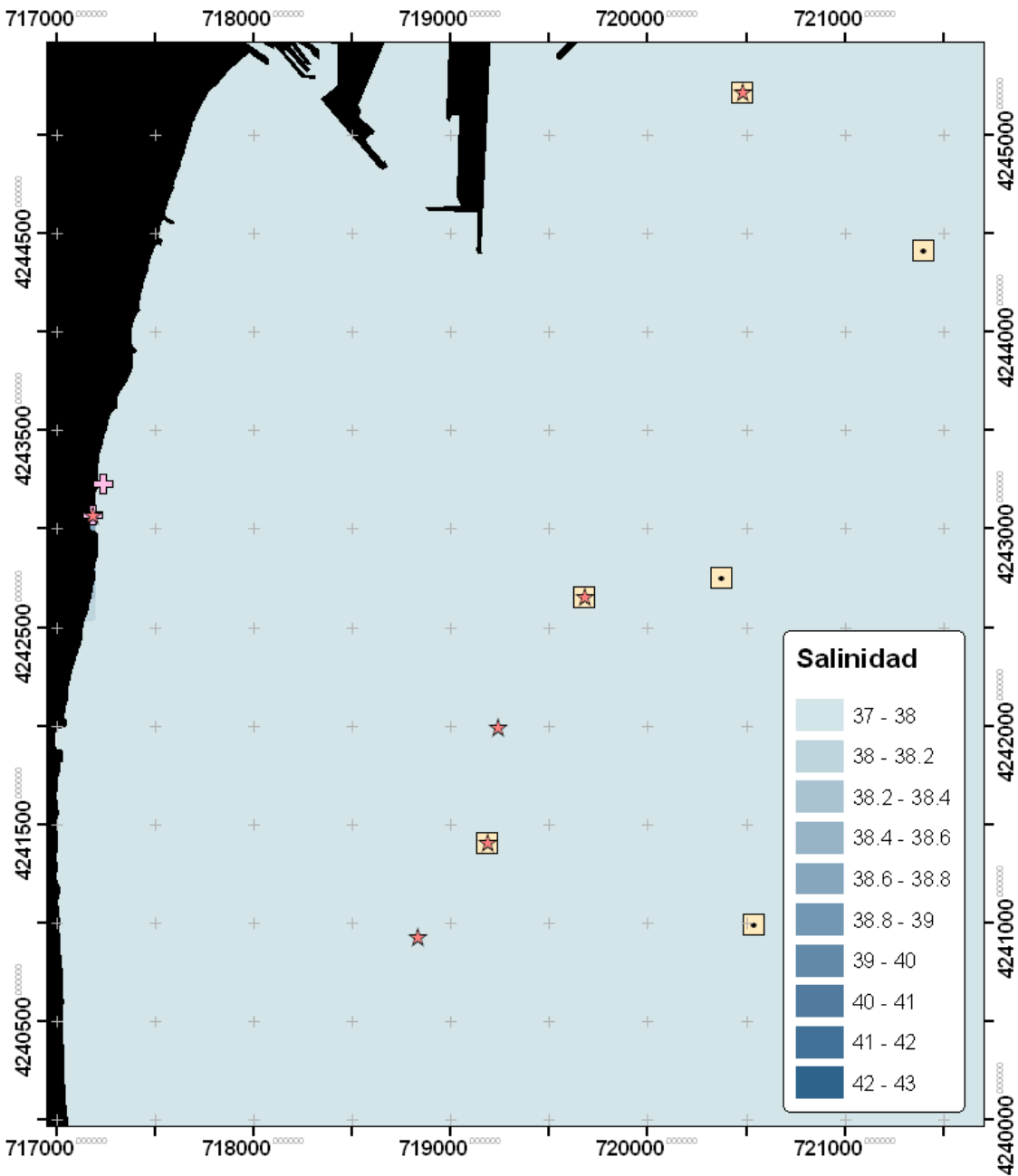


- Urbanova 20 m:

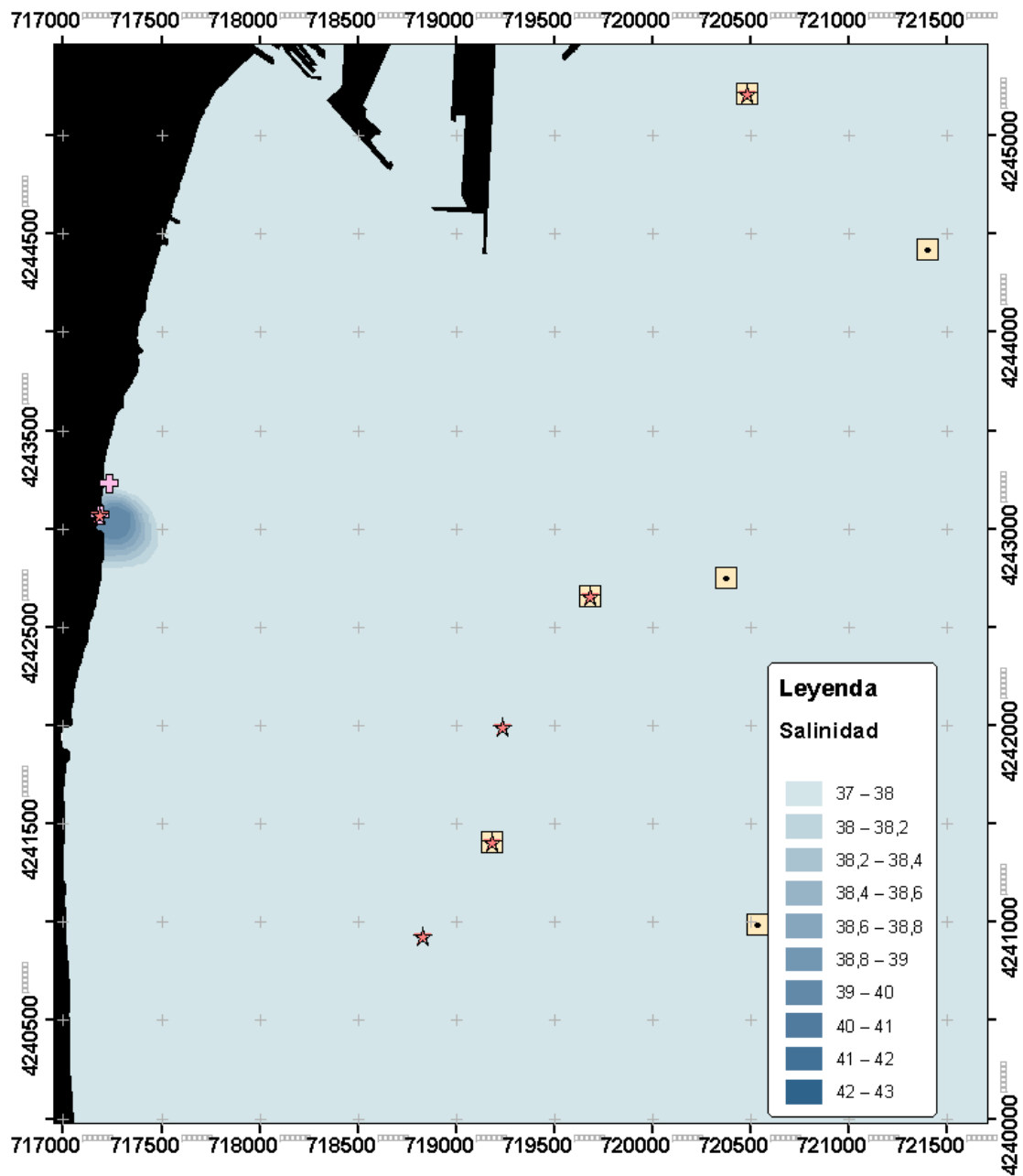


Campaña 3 septiembre del 2020:

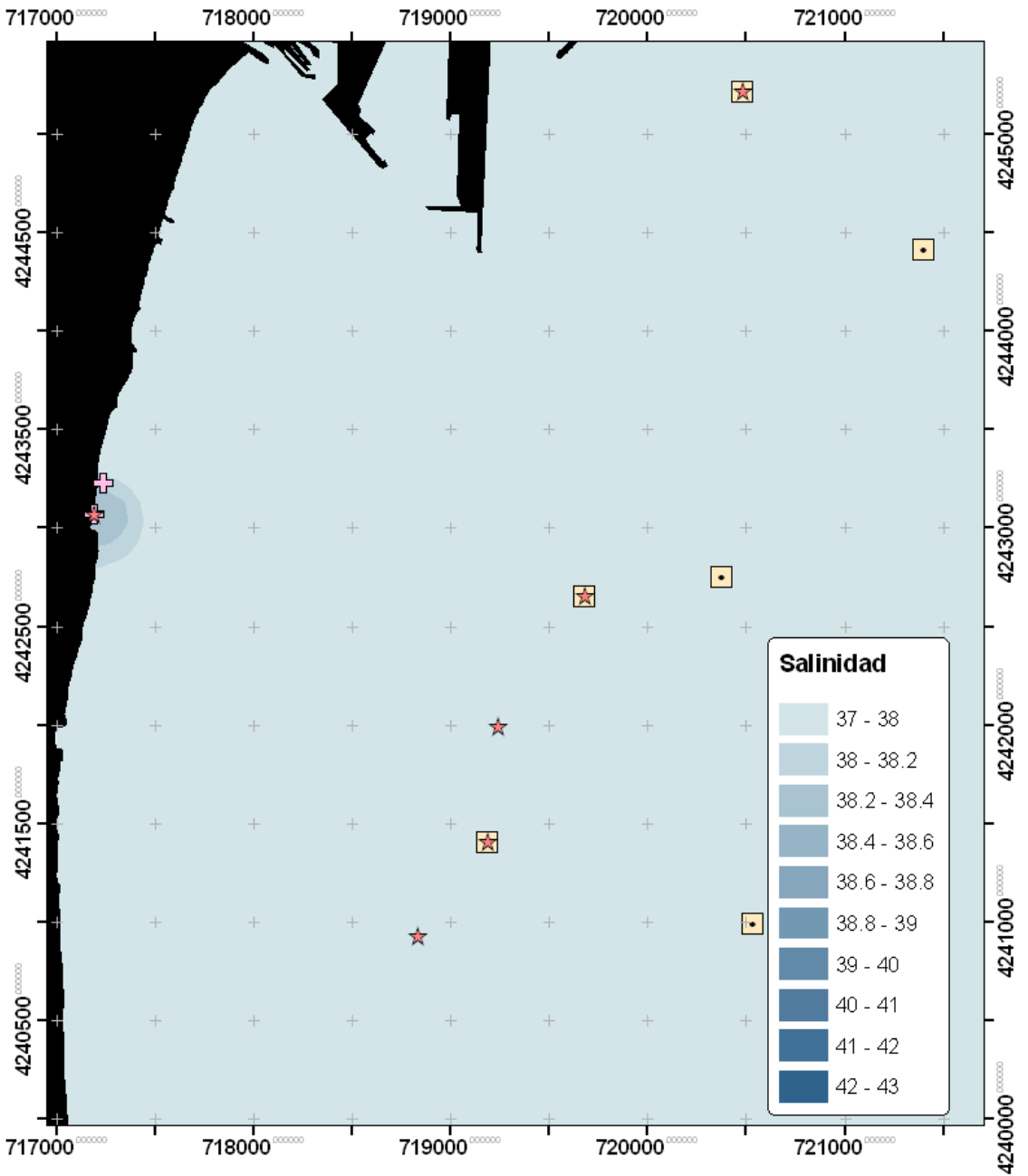
- Salinidad superficial:



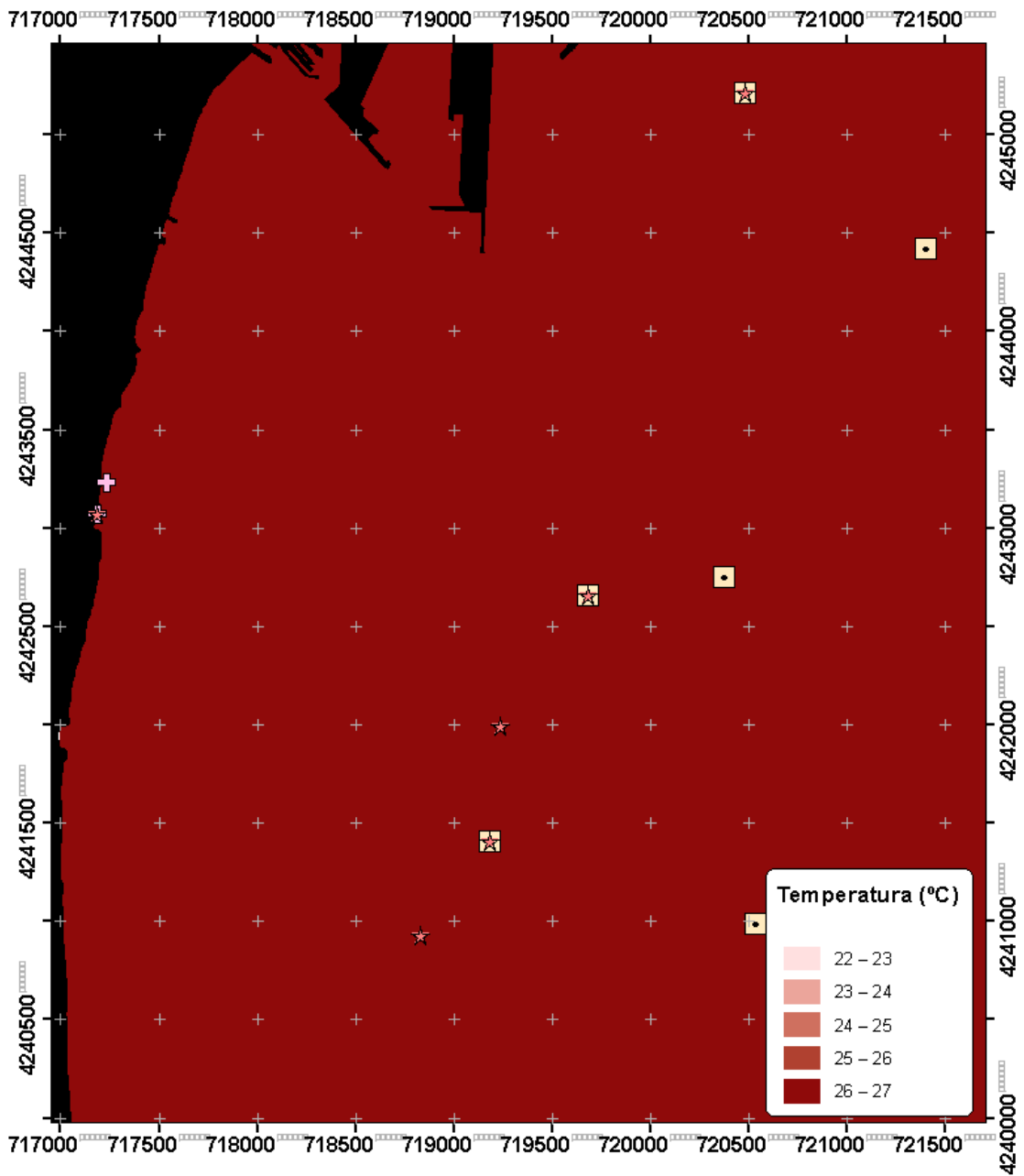
- Salinidad en la capa de la termoclina:



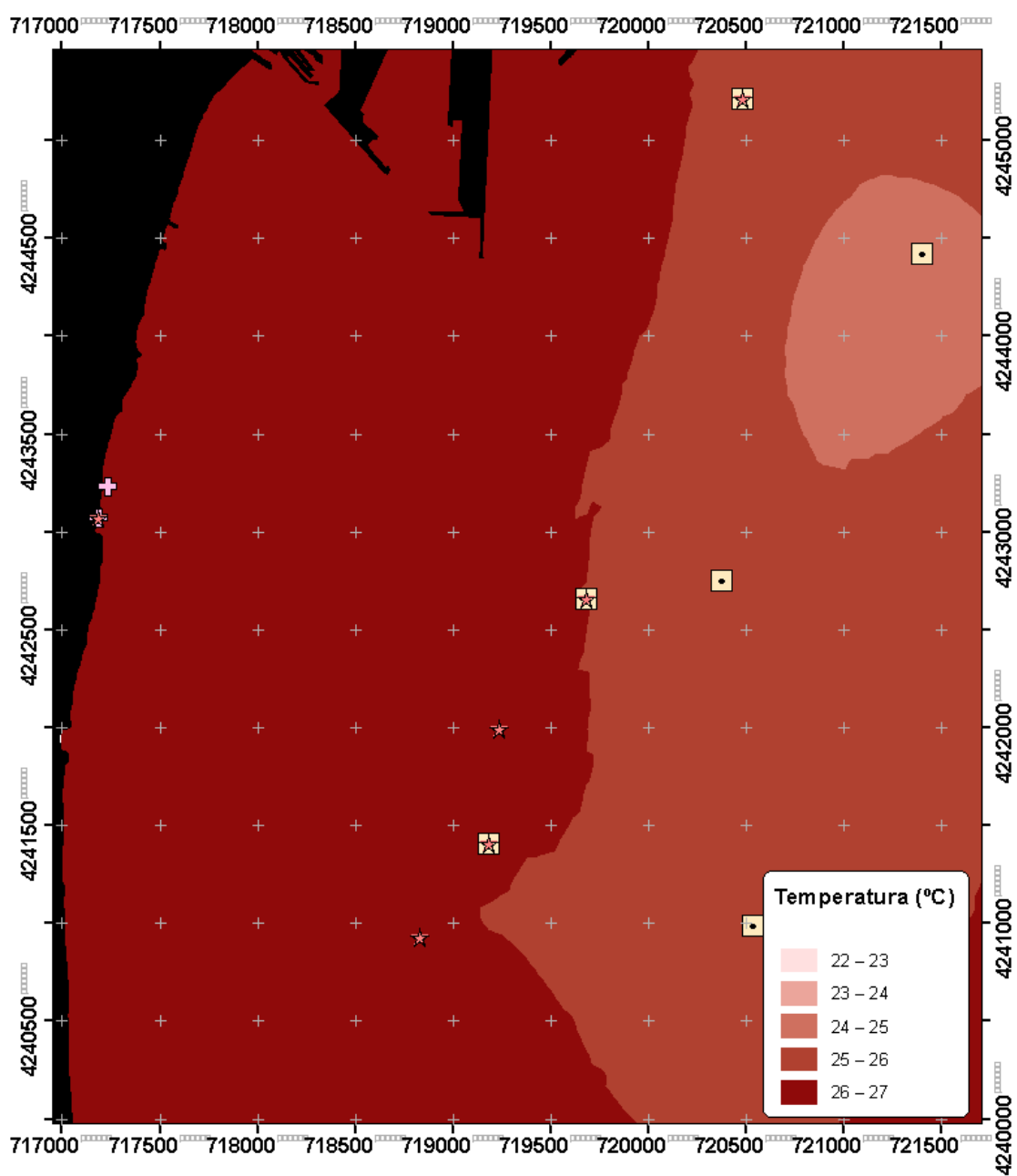
- Salinidad en el fondo:



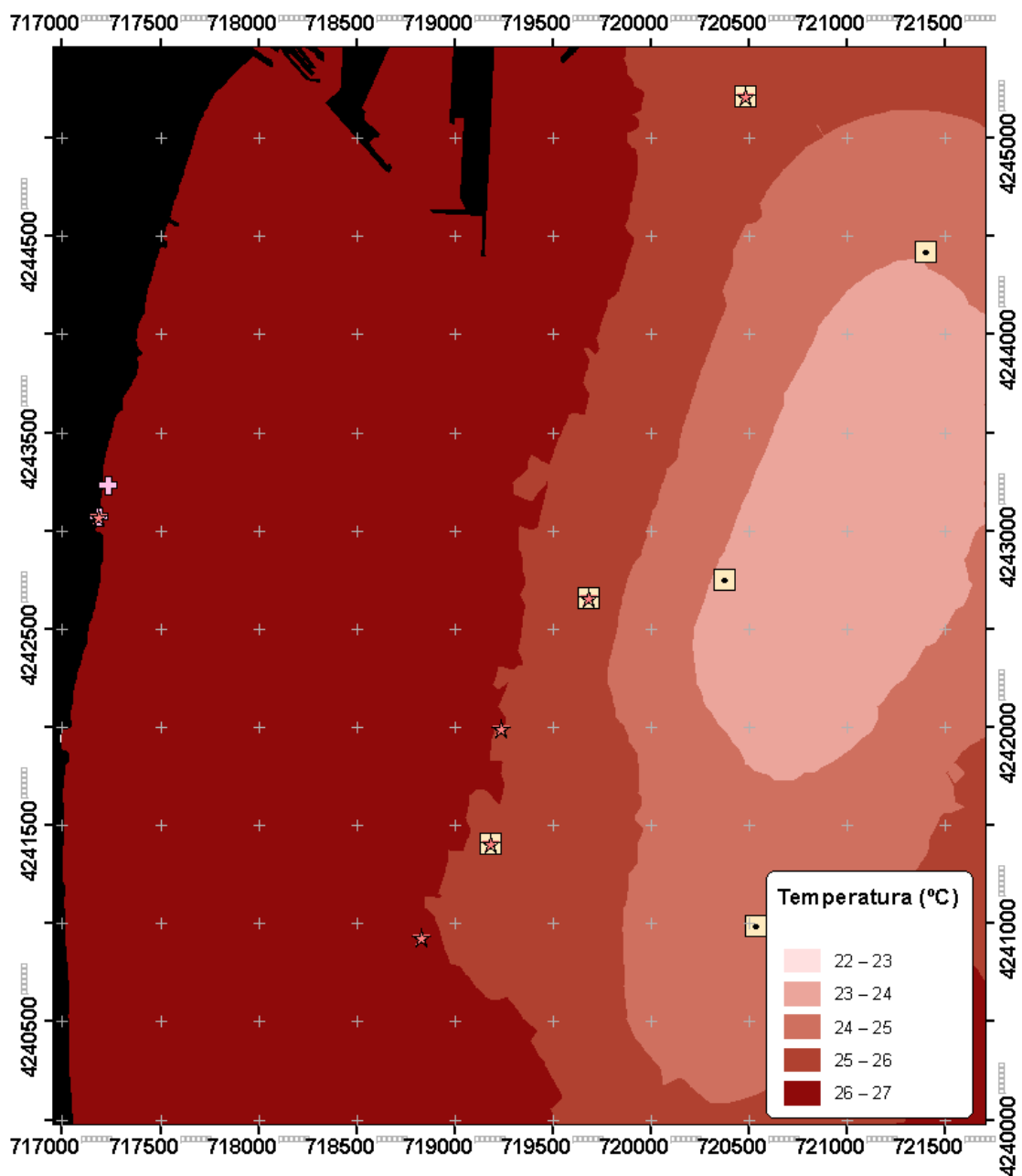
- Temperatura superficial:



- Temperatura en la capa de la termoclina:

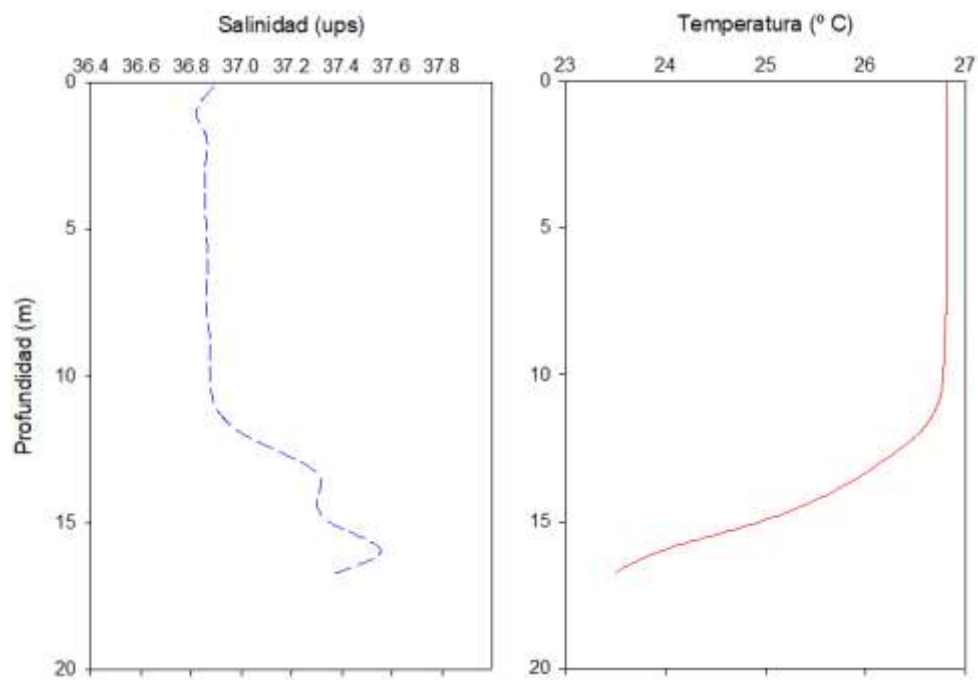


- Temperatura en el fondo:

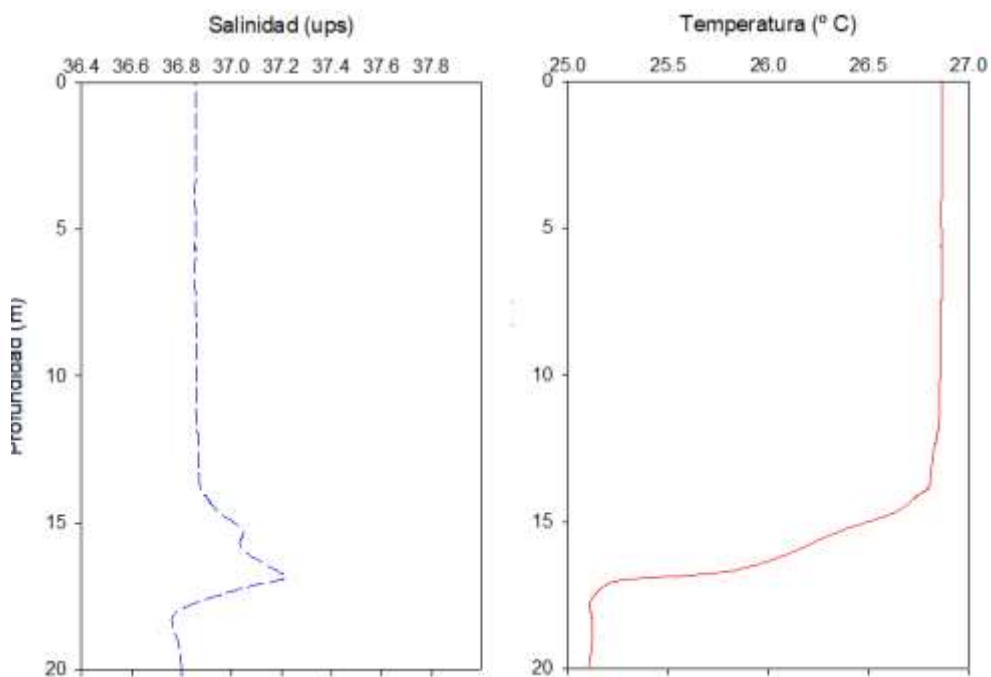


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

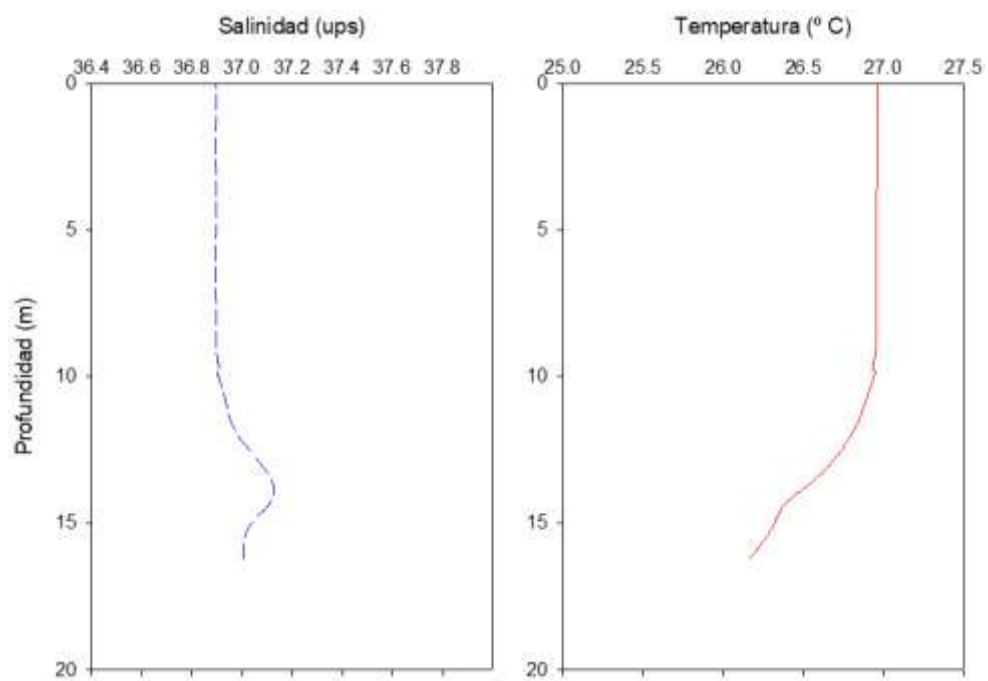
- Puerto 16 m:



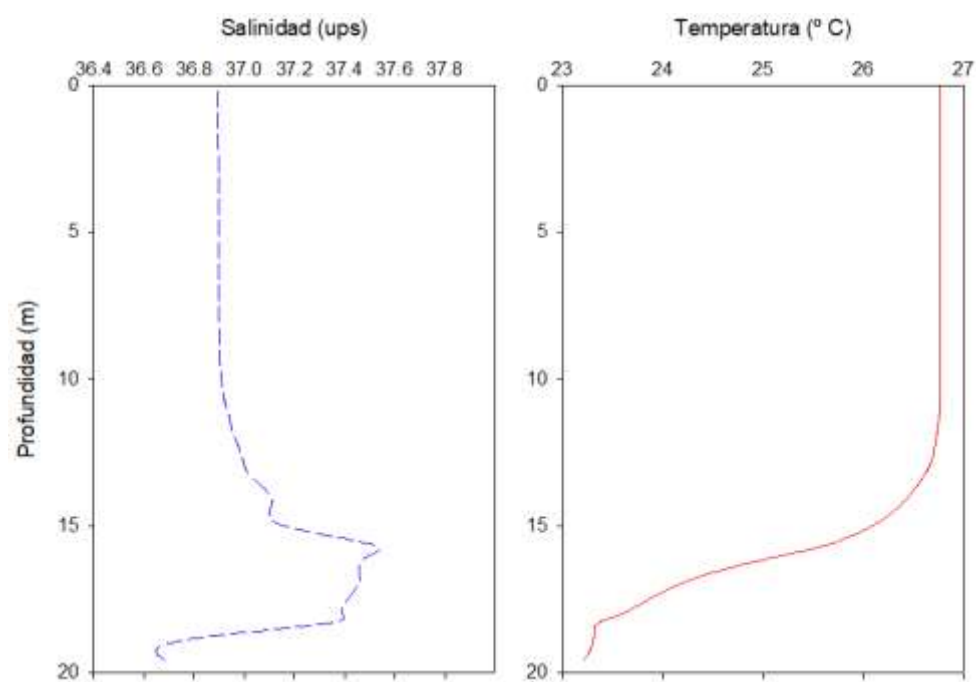
- Puerto 20 m:



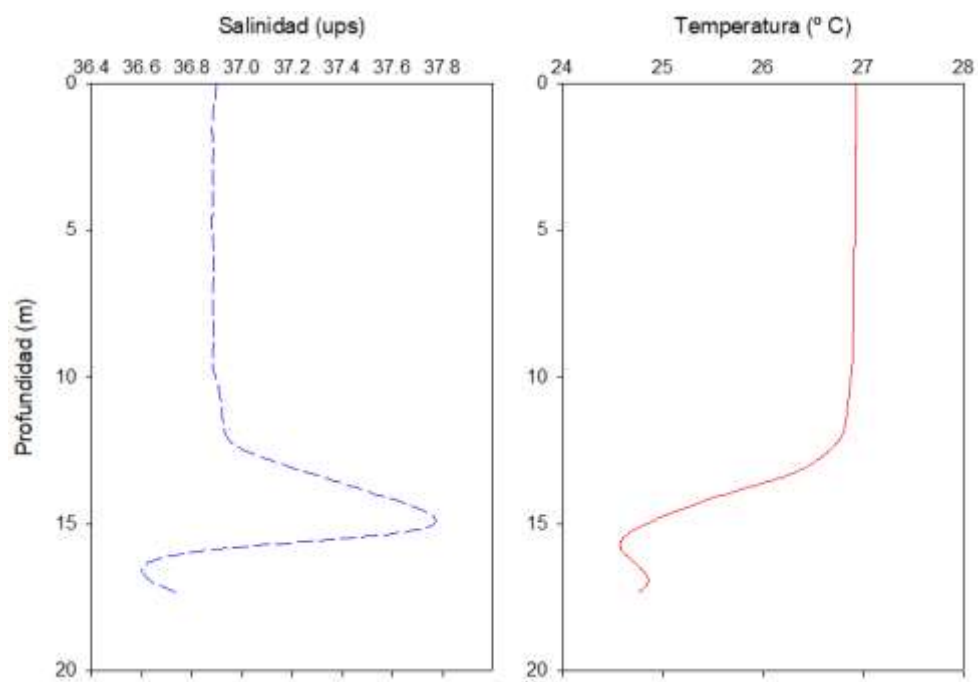
- Desaladora 16 m:



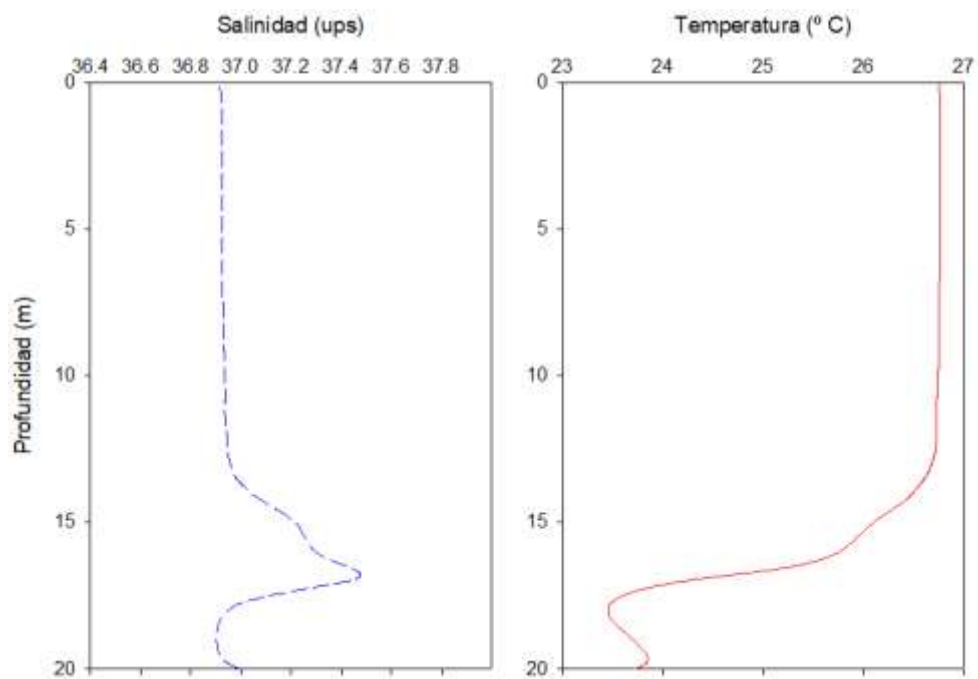
- Desaladora 20 m:



- Urbanova 16 m:

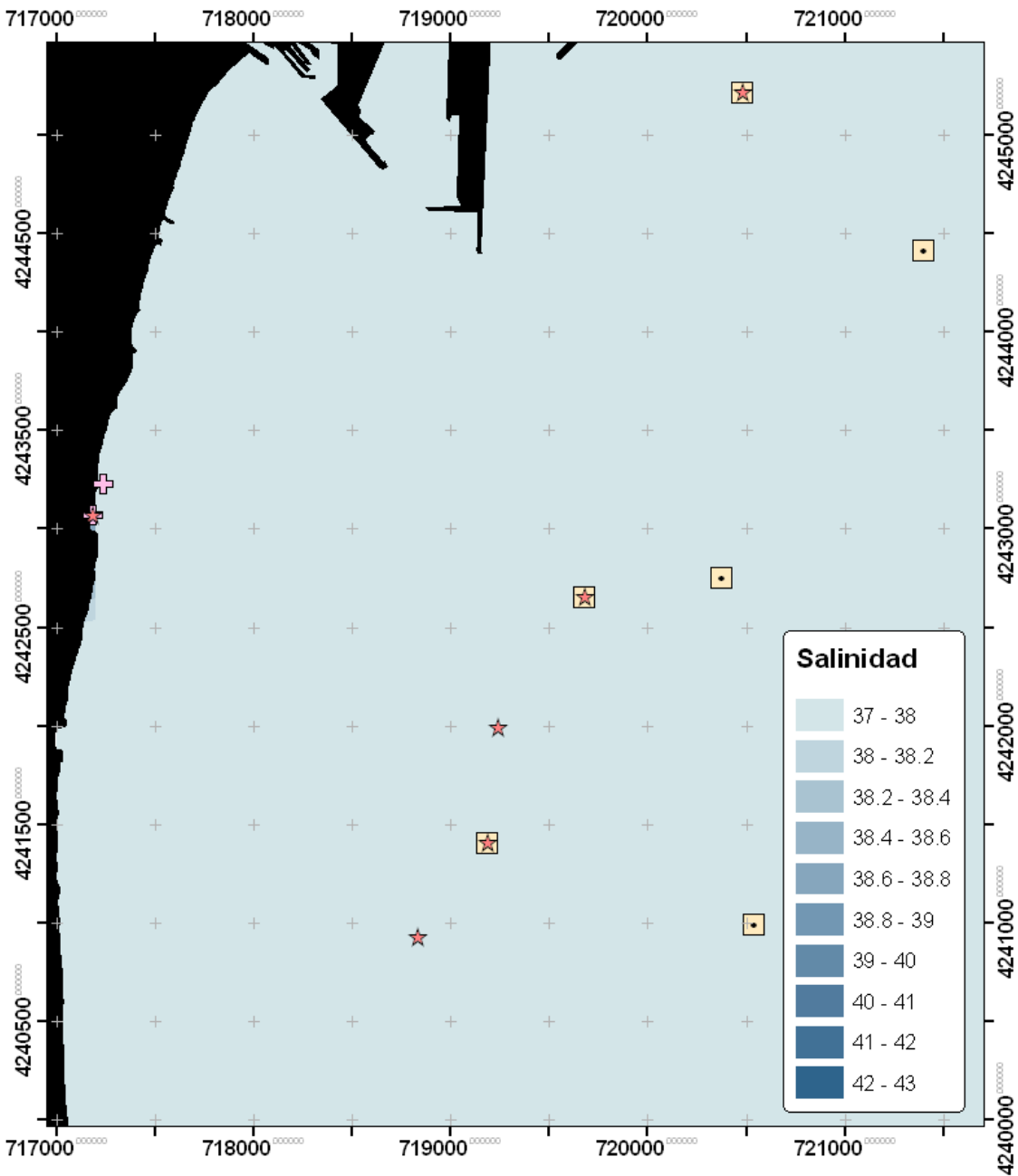


- Urbanova 20 m:

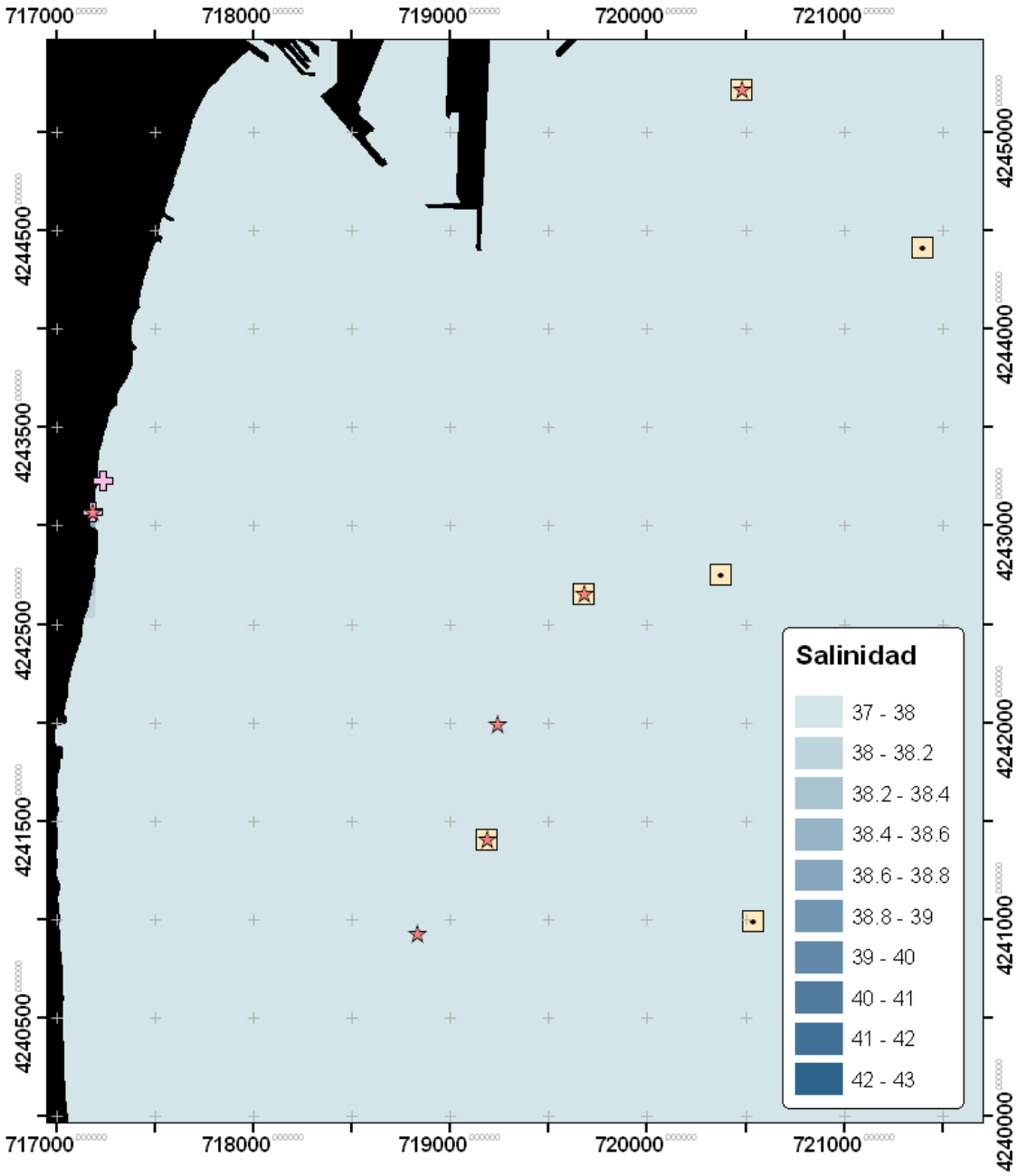


Campaña 28 octubre del 2020:

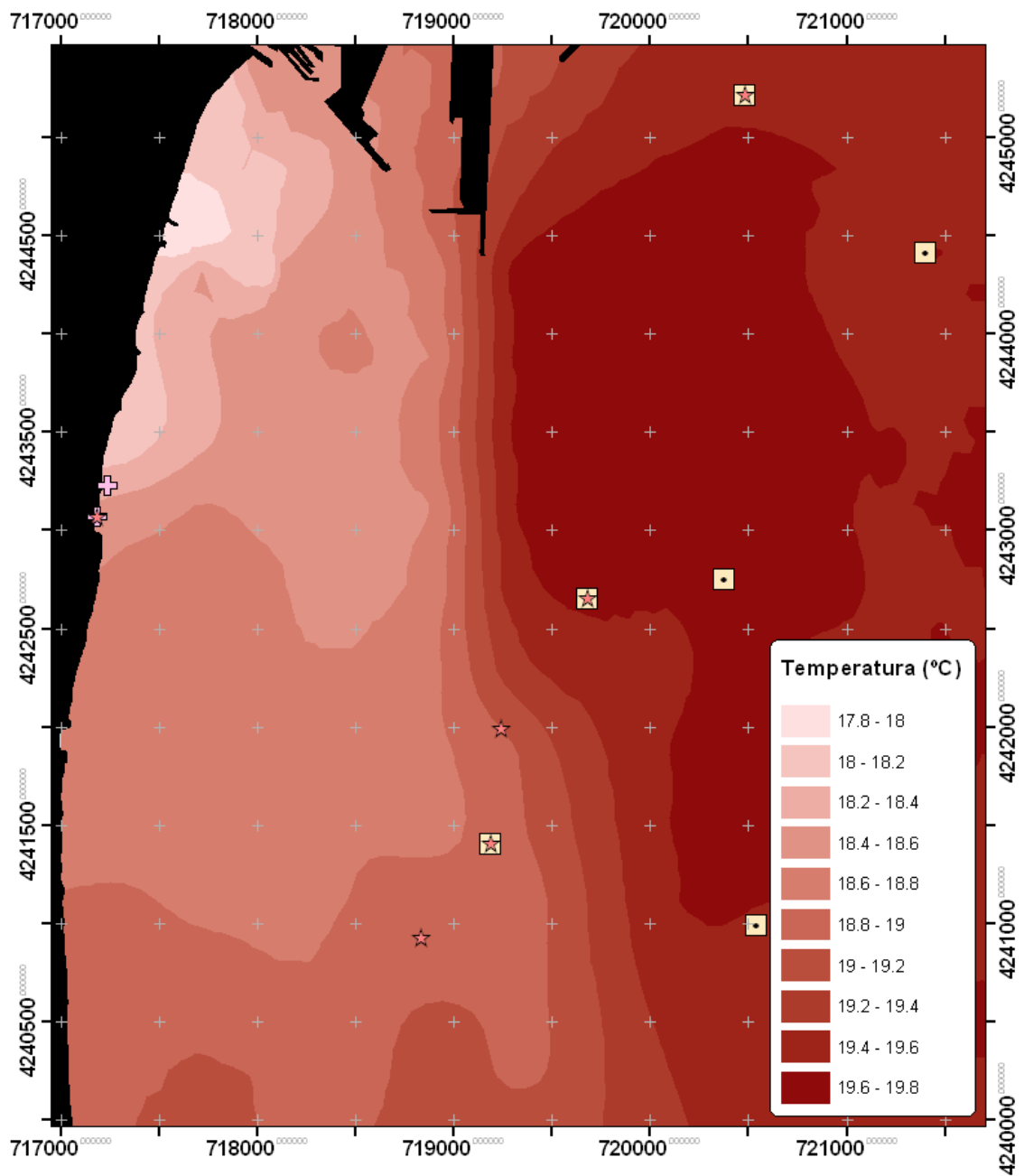
- Salinidad superficial:



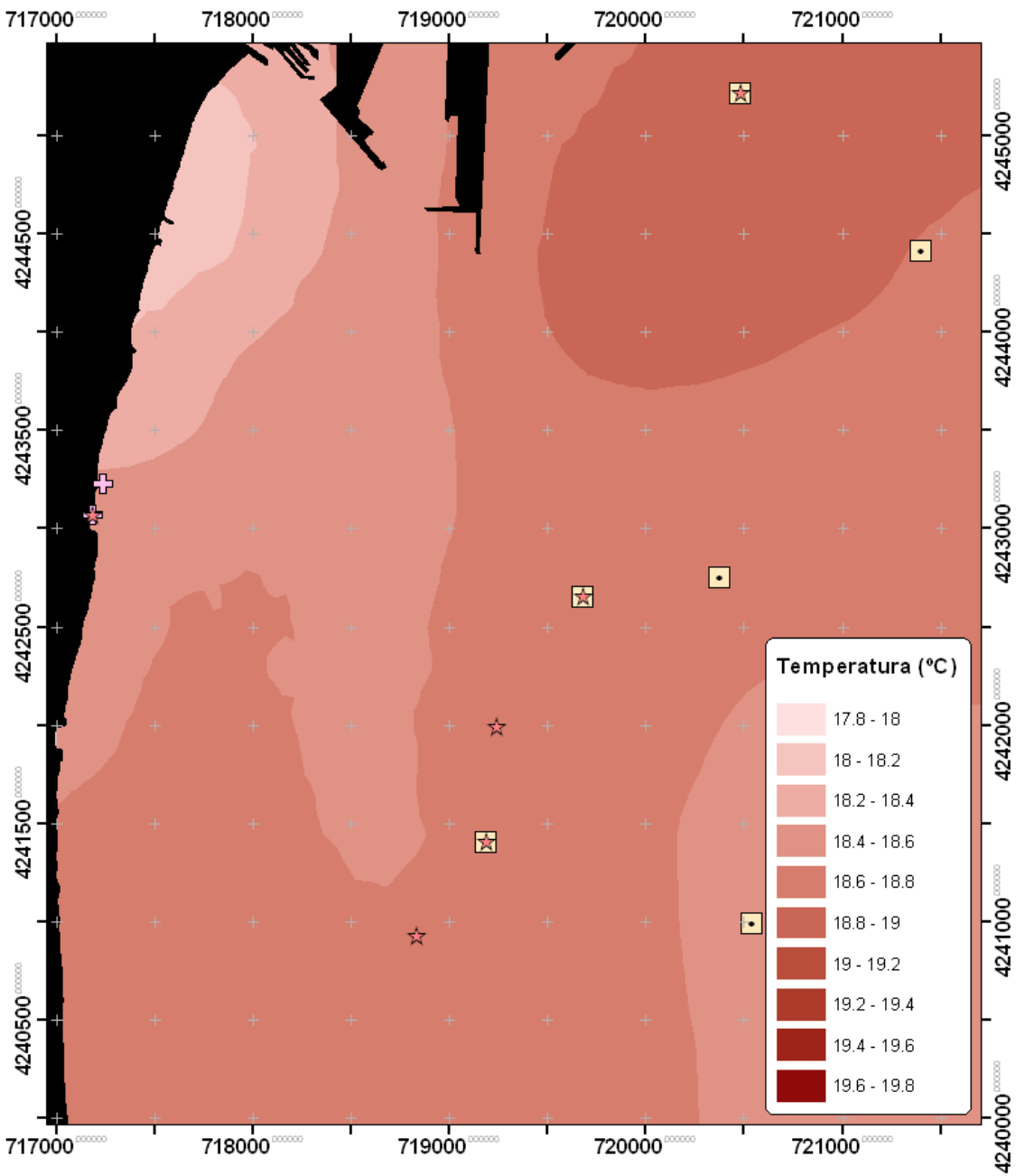
- Salinidad en el fondo:



- Temperatura superficial:

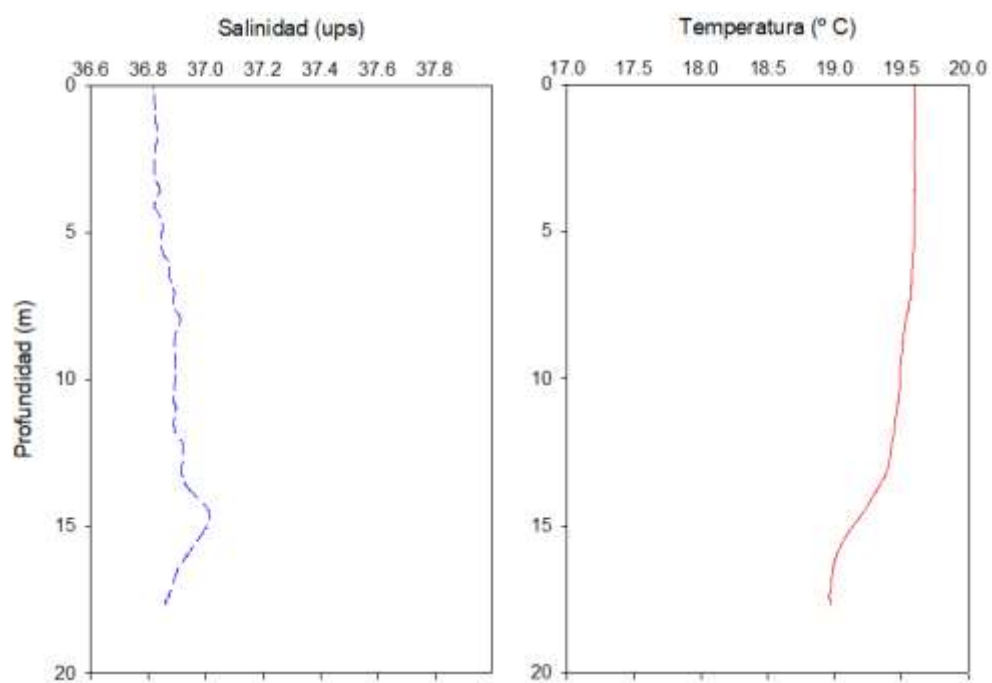


- Temperatura en el fondo:

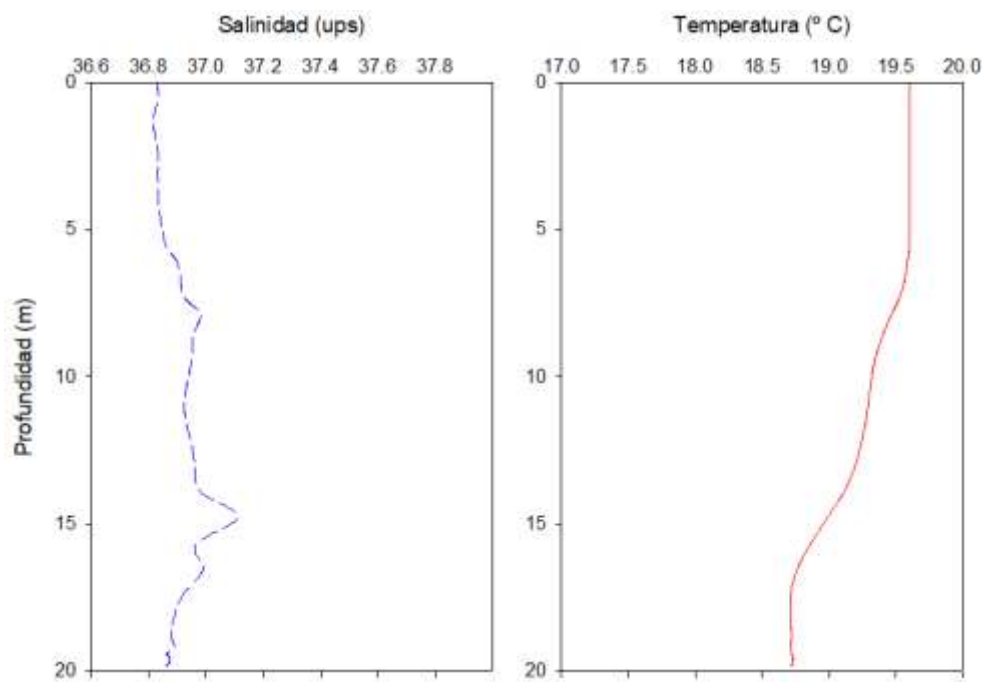


* Perfiles de salinidad y temperatura sobre las parcelas permanentes:

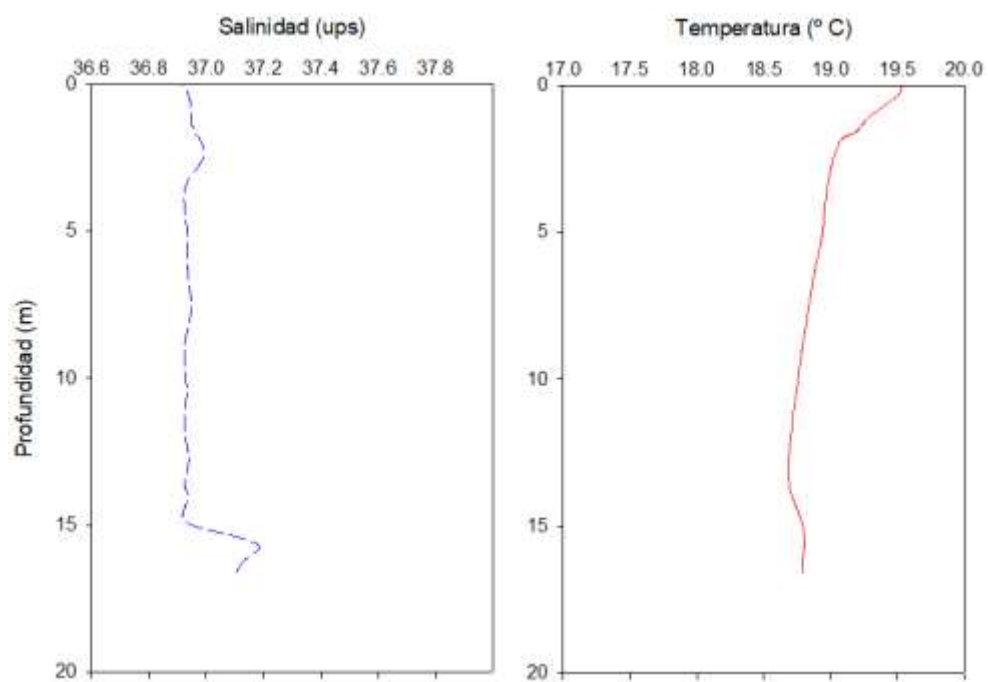
- Puerto 16 m:



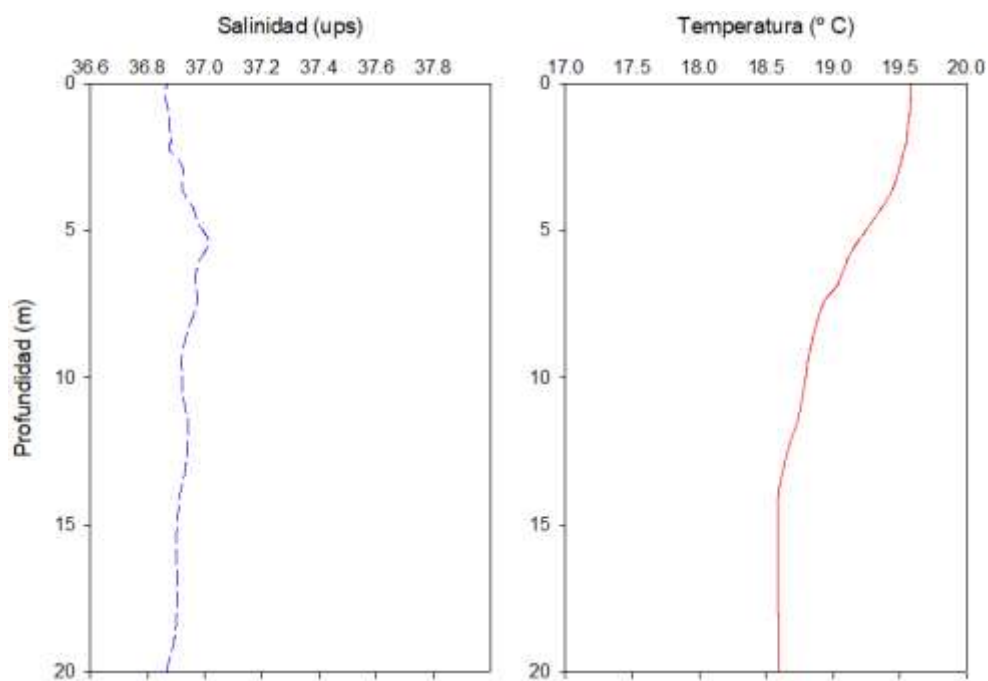
- Puerto 20 m:



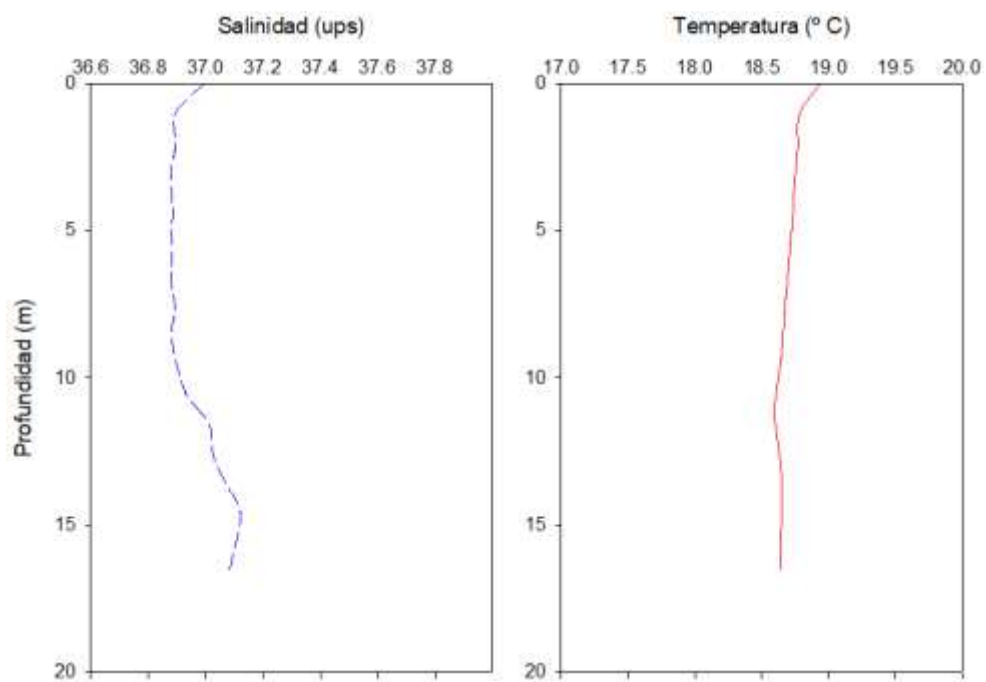
- Desaladora 16 m:



- Desaladora 20 m:



- Urbanova 16 m:



- Urbanova 20 m:

