

# RECUPERACIÓN DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS TRAS LA APLICACIÓN DE MEDIDAS CORRECTORAS EN LOS VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES



**Equipo de trabajo:** José Antonio de la Ossa Carretero, Yoana del Pilar Ruso, Yolanda Fernández Torquemada, Francisca Giménez Casalduero y José Luis Sánchez Lizaso

## ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	3
2. MATERIAL Y MÉTODOS	7
2.1. Campaña de muestreo	7
2.2. Trabajo de laboratorio	8
2.3. Análisis de resultados	8
3. RESULTADOS	10
3.1. Parámetros físico-químicos	10
3.2. Comunidad bentónica	14
3.2.1. Abundancia y diversidad	14
3.2.2. Composición de la comunidad bentónica	17
3.2.3. Correlación entre composición de la comunidad bentónica y parámetros físico-químicos.	22
4. VALORACIÓN	24
5. BIBLIOGRAFÍA	26

## 1. INTRODUCCIÓN.

En las últimas décadas, la región mediterránea ha sufrido un importante crecimiento demográfico (EEA 2001). Este incremento de la población y la intensa actividad humana en las regiones litorales de un mar semi-cerrado, como es el Mediterráneo, supone una fuerte presión antrópica y, como consecuencia, un impacto negativo en el medio ambiente que se traduce en una alteración de distintos hábitats marinos.

Entre estas presiones antrópicas, el vertido de aguas residuales urbanas es uno de los impactos más comunes y es considerado uno de los más importantes debido a que representan el mayor volumen de los residuos descargados en el medio marino (Islam y Tanaka, 2004). Estos vertidos pueden provocar diferentes efectos adversos: anoxia e hipoxia, enriquecimiento orgánico (eutrofización), acumulación de contaminantes orgánicos e inorgánicos, cambios en la composición del sedimento y disminución de la diversidad, densidad y productividad de comunidades bióticas (Dauer y Conner 1980; Bothner et al., 2002; Gray et al, 2002; Abessa et al., 2005; Cotano y Villate, 2006), alterando la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos (Gray *et al.*, 2002).

Con el fin de evitar que el vertido de aguas residuales deficientemente tratadas provoque efectos negativos sobre el medio marino se estableció la Directiva del Consejo 91/271/CEE (UWWTD, 1991). Esta directiva obliga a los Estados Miembros europeos a que establezcan iniciativas que aseguren un tratamiento mínimo, así como una calidad del agua óptima previa a su vertido (Yeung, 2007). Estos objetivos deben considerarse como una parte integrada dentro de los objetivos establecidos por la Directiva Marco de Agua 2000/60/EC (Stamou and Kamizoulis, 2009), para la protección y mejora de la calidad de las aguas; con la finalidad de asegurar que todas las aguas alcanzaran un estado biológico y químico óptimo para el 2015. De modo que durante los últimos años se está realizando un esfuerzo en la mejora de los sistemas de depuración de las aguas residuales. Dichas acciones podrían reducir el efecto adverso de los



vertidos y permitir la recuperación de zonas previamente impactadas (Arvai et al., 2002; Smith y Shackley, 2006)..

Evaluar la magnitud de estas presiones empleando indicadores de calidad es esencial para establecer programas de medidas que permitan reducir el riesgo de no cumplir los objetivos ambientales marcados por la normativa actual. Este seguimiento es esencial en áreas afectadas por la actividad antrópica de manera prolongada en el tiempo, para determinar si existe una alteración significativa, así como la posibilidad de detectar si las medidas correctoras aplicadas permiten mitigar el efecto adverso provocado por estos impactos negativos. A efectos de evaluar el estado ecológico de las aguas costeras comunitarias, la Directiva Marco de Agua (DMA) (2000/60/CE; apartado 1.1.4 anexo V) establece el uso de distintos indicadores biológicos o bioindicadores entre los cuales está el análisis de la composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados.

Las comunidades bentónicas son consideradas uno de los bioindicadores más adecuados en el medio marino (Warwick, 1993) ya poseen la facultad de integrar toda la información procedente del medio, a la vez que las fluctuaciones ambientales que en él se producen. Ello es debido a que son organismos sedentarios o de escasa movilidad (Rosenberg, 2001), por lo tanto, cualquier cambio en el medio, repercute sobre sus parámetros estructurales básicos; tipo y número de especies, número de individuos y biomasa de invertebrados, etc. (Bellan et al., 1985; De-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2008, 2009, 2010, 2012; Del-Pilar-Ruso *et al.* 2010, 2011). De manera que cualquier acción antrópica que introduzca un cambio en el medio marino, tanto negativo como positivo tendrá como consecuencia una respuesta en la comunidad diferente a la detectada de forma natural.

Existen antecedentes basados en el análisis de la respuesta de estas comunidades ante el impacto producido por el vertido de aguas residuales urbanas (Chapman et al., 1995; Cardel et al., 1999; Borja et al., 2006; Harrington, 2007), y se ha evaluado correctamente diferencias en el nivel de depuración de las aguas vertidas empleando estas comunidades bentónicas (de-la-Ossa-Carretero et al., 2009, 2012, 2012b; Del-Pilar-Ruso et al., 2010).

Sin embargo, pocos trabajos evalúan la capacidad de recuperación de estas comunidades bentónicas, de modo que permitan valorar la implantación de nuevas mejoras en el nivel de depuración de las aguas residuales vertidas. Ante los incrementos en el nivel de depuración que se están realizando, es esencial estudiar si la respuesta de la comunidad bentónica permitirá evaluar la eficacia de estas medidas en la mejora del estado ecológico de la zona.

En la Comunidad Valenciana vierten aguas residuales más de 20 emisarios submarinos a lo largo de su litoral (figura 1.1). Estas aguas son previamente tratadas en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). El nivel de depuración varía entre localidades, desde un pretratamiento, que permite la extracción de grandes sólidos en suspensión y eliminación de compuestos no específicos, a tratamientos secundarios, donde la materia orgánica es oxidada y se reduce la concentración de nitrógeno y fósforo, o incluso terciarios, donde el agua es depurada mediante tecnologías de tratamiento avanzado, eliminando la presencia de una mayor número de sustancias contaminantes en los vertidos (Zarzo Martínez, 2008).

Durante los últimos se han construido nuevas estaciones depuradoras, lo cual ha permitido incrementar la calidad del agua vertida y reducir el impacto generado por los vertidos producidos por los emisarios submarinos. Dos de los municipios en los que se ha producido esta mejora son Alcalá Xivert (Alcossebre) y Benicarló. Antes de la construcción de las nuevas depuradoras en ambos municipios las aguas residuales eran vertidas a través de emisarios submarinos tras un pre-tratamiento. Además el volumen vertido era diferente ya que el caudal de vertido de Alcossebre era sólo de 1800 m<sup>3</sup> de media al día, en el caso de Benicarló se registraban mayores caudales de vertido, en torno 52.000 m<sup>3</sup>/día. En la actualidad el nivel de depuración ha mejorado a un tratamiento biológico de aireación prolongada. Además, en el caso de Benicarló el agua depurada sigue siendo vertida a través del emisario submarino existente, mientras que en el caso de Alcalá de Xivert la nueva depuradora realiza el vertido en el Río San Miguel. Esta situación genera una oportunidad única de analizar los beneficios de las mejoras en el tratamiento de aguas



residuales urbanas en el medio marino, así como su relación con el caudal vertido.

Estudios previos han permitido constatar el impacto de este tipo de vertidos tanto sobre las características del sedimento como sobre la comunidad bentónica asociada, así como comprobar la respuesta de diversos grupos indicadores. También se ha observado la influencia del tipo de tratamiento y del caudal de vertido sobre la magnitud de los impactos (de-la-Ossa-Carretero et al., 2008, 2009, 2010, 2012, 2012b; Del-Pilar-Ruso et al., 2010). El desarrollo de metodologías y herramientas adecuadas para detectar y valorar los cambios en las comunidades bentónicas, como respuesta a los cambios producidos en el tipo de tratamiento, debe de estar sujeto a una correcta validación en áreas donde se realicen mejoras en la calidad del agua vertida; pudiendo ser comparadas, a su vez, con áreas en las que se ha mantenido un tratamiento adecuado a lo largo del periodo de estudio. Estos resultados previos indican que las mejoras que se están realizando en los sistemas de depuración de las aguas vertidas deberían verse reflejadas en la estructura de la comunidad bentónica, por lo que presenta una oportunidad única de validar la respuesta de estas comunidades como bioindicadores ante una situación de mejora en las depuradoras de Alcossebre y Benicarló. La finalidad de este proyecto, es evaluar si la respuesta de las comunidades bentónicas puede considerarse como una herramienta adecuada que permita valorar la eficacia de las medidas correctoras implementadas, como es la mejora en el nivel de depuración, así como analizar los beneficios de estas medidas correctoras sobre el estado ecológico en las zonas costeras y su relación con el caudal vertido.

## 2. MATERIAL Y MÉTODOS.

### 2.1. Campaña de muestreo.

Se realizó una campaña de muestreo en el verano del 2016 en las localidades de Alcossebre y Benicarló. En cada una de las localidades se establecieron 6 estaciones de muestreo en función de la distancia al punto de vertido en dos direcciones opuestas a 0 metros, 200 y 1000 metros del vertido y manteniendo una profundidad similar (14-15 metros). Un equipo de tres investigadores se desplazaron a bordo de una embarcación a cada una de las estaciones de muestreo y se tomaron 4 replicas de sedimento mediante una draga Van Veen.

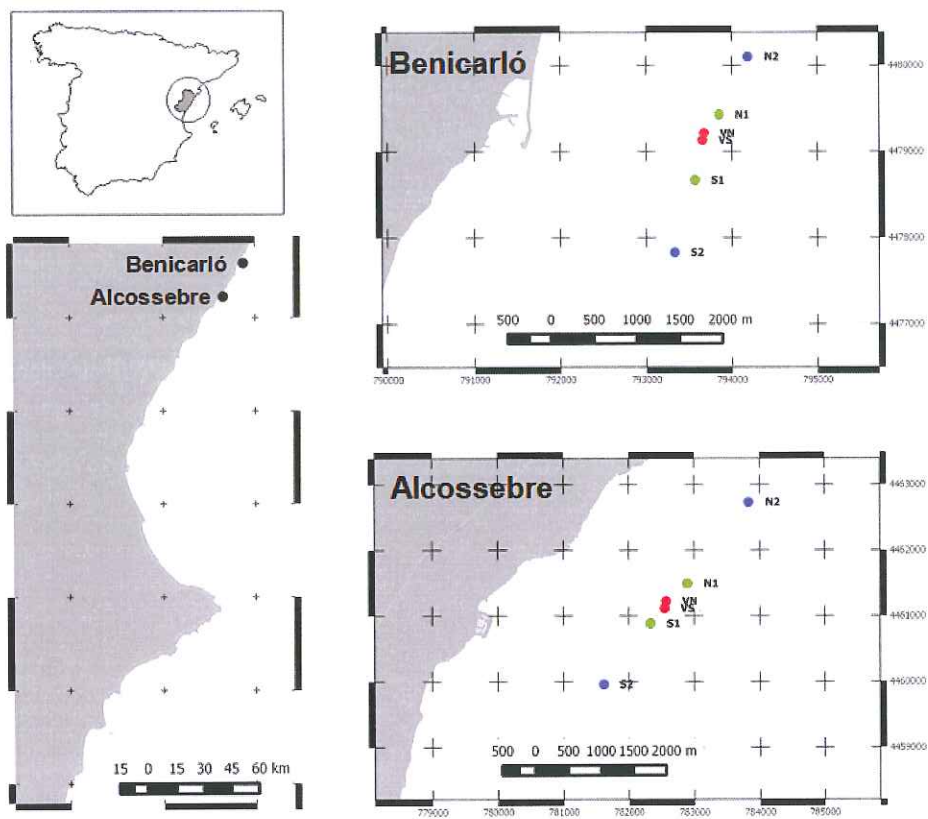


Figura 2.1. Mapa de las estaciones muestreadas.

Tres de estas replicas se utilizaron para el estudio de la comunidad bentónica siendo tamizadas a través de una malla de 500  $\mu\text{m}$ , con la finalidad de retirar las fracciones más finas del sedimento y obtener un menor volumen de muestra. Estas muestras tamizadas se introducían en botes duquesa y se

fijaban en formaldehído (10%). Mientras que la otra muestra se empleaba para el estudio de parámetros fisicoquímicos. El pH y potencial redox, se medían en el momento de tomar las muestras por medio de una sonda CRISON 507. Las muestras destinadas al estudio de granulometría y contenido orgánico se congelaban hasta su posterior análisis.

## **2.2. Trabajo de laboratorio.**

De las muestras destinadas al estudio de invertebrados bentónicos, se separaron los organismos empleando una lupa binocular. Posteriormente, estos organismos se identificaron con la mayor resolución taxonómica posible, empleando una lupa binocular y microscopio, así como la bibliografía existente y se conservaban en alcohol al 70%.

La composición granulométrica se determinó empleando una columna de tamices con una sucesión de mallas según la escala de Wentworth, mientras que el contenido de materia orgánica se determinó mediante pérdida de peso por calcinación.

## **2.3. Análisis de resultados.**

Los datos obtenidos de la composición de la comunidad bentónica y de las características del sedimento se compararon con los resultados obtenidos en trabajos previos realizados por el equipo solicitante, en la misma zona de estudio y con los mismos emisarios, con el fin de evaluar los cambios producidos por la mejora en el nivel de depuración de las aguas residuales urbanas vertidas.

Del trabajo realizado se generaron matrices de datos con diferentes variables físico-químicas (granulometría, materia orgánica) y biológicas (abundancias de las distintas especies; densidad y cobertura de las praderas), para aplicar técnicas estadísticas tanto univariantes como multivariantes para el análisis de los datos. La abundancia y diversidad se compararon mediante un análisis de la varianza (ANOVA). La estructura de la comunidad bentónica se analizó mediante técnicas multivariantes. Para ello se usó el paquete estadístico PRIMER 6.0. Se llevó a cabo un análisis multivariante con técnicas no



paramétricas de escalamiento multidimensional, que permiten evaluar la composición de la comunidad bentónica presente en la zona de estudio. Para comprobar las posibles variaciones de los distintos grupos taxonómicos estaciones localizadas a cada una de las distancias del impacto, se analizan los valores de abundancia media ( $n^{\circ}$  ind/m<sup>2</sup>), por estación muestreada. Se utiliza el método de escalamiento multidimensional MDS, a partir de una matriz de coeficientes de similitud computada para cada par de muestras. El MDS, representa las muestras en un gráfico de dos dimensiones de tal forma que, el rango de orden de las distancias entre muestras en el gráfico coincidan con el rango de orden de similitud a partir de una matriz triangular. En esta representación existe un proceso de minimización del coeficiente de estrés. Para una correcta interpretación de la representación, el estrés debe oscilar entre 0 y 0.2. Valores mayores de estrés se corresponden con distribuciones al azar de las muestras dentro de la ordenación.

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

Mediante el procedimiento RELATE se contrasta la hipótesis de no relación entre patrones multivariantes desde dos grupos de muestras, utilizando las matrices de similitudes y un test de permutaciones múltiples, calculando el índice de correlación de Spearman. Este índice permite establecer la correlación entre la estructura de la comunidad bentónica y los parámetros físico-químicos del medio.

### 3. RESULTADOS.

#### 3.1. Parámetros físico-químicos.

La clasificación granulométrica (figura 3.1) no muestra variaciones entre las estaciones relacionadas con la presencia de los vertidos, de modo que en todas las estaciones de muestreo el sedimento se compone en su gran mayoría (>80%) por arenas finas.



Figura 3.1. Granulometría de cada una de las estaciones muestreadas.

Esta composición granulométrica es muy similar a la obtenida durante las campañas que se realizaron durante los años 2005, 2006, 2007 y 2008 (figura 3.2).

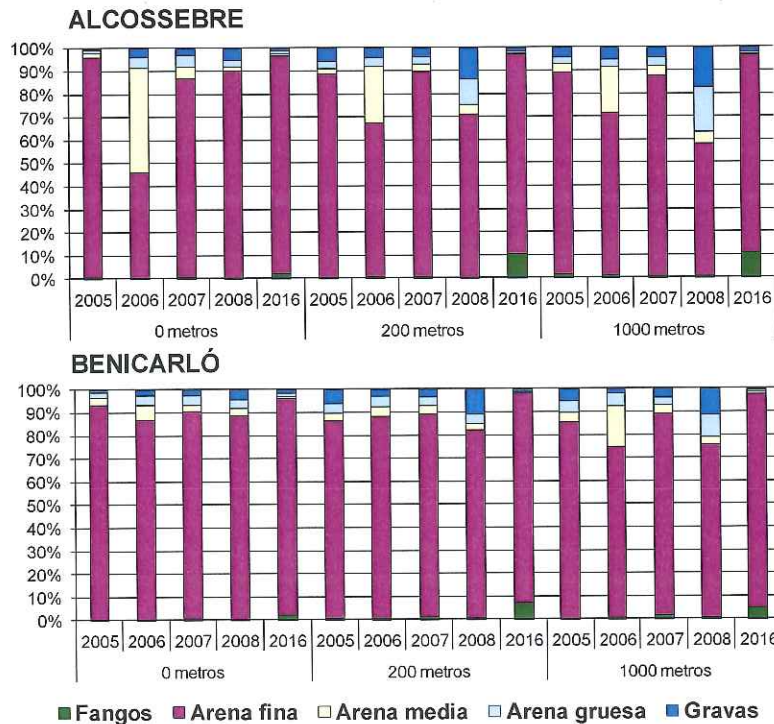


Figura 3.2. Granulometría media en función de la distancia de los vertidos de la campaña actual y de campañas de muestro realizadas desde el 2005 al 2008.

En cuanto al porcentaje de materia orgánica no se detectaron incrementos en las proximidades al vertido en ambas localidad en 2016, obteniéndose siempre valores menores a 2% (tabla 3.1).

Para el potencial redox se detectaron valores ligeramente más reducidos en las estaciones cercanas a los vertidos, particularmente en el vertido de Benicarló. Finalmente en el caso del pH los valores fueron muy similares entre estaciones (7.40-8.03).

Estación	N2	N1	VN	VS	S1	S2
<b>Alcossebre</b>						
% Materia orgánica	1.46	1.27	1.71	1.19	1.20	1.62
Potencial redox	-62.1	-57.2	-83.2	-62.4	-54.3	-14.2
pH	7.73	7.63	7.69	7.63	7.40	7.46
<b>Benicarló</b>						
% Materia orgánica	1.53	0.98	1.31	1.11	1.33	1.51
Potencial redox	-49.2	-122.5	-140.5	-135.7	-104.4	-23.4
pH	7.77	7.82	8.03	7.81	7.97	7.97

Tabla 3.1. Valores de materia orgánica, potencial redox y pH de cada una de las estaciones muestreadas.



Al analizar estos parámetros frente a los valores obtenidos en campañas anteriores (2005-2008), se observa cómo mientras que la materia orgánica (figura 3.3) y el pH presentan variaciones anuales aparentemente no relacionadas con la presencia del vertido, los valores de potencial redox indican un sedimento más reducido en las proximidades del vertido de Benicarló durante las campañas anteriores a la puesta en marcha de la nueva depuradora. De tal manera que en la actualidad los valores detectados en el vertido son más similares a los obtenidos a 200 de este.

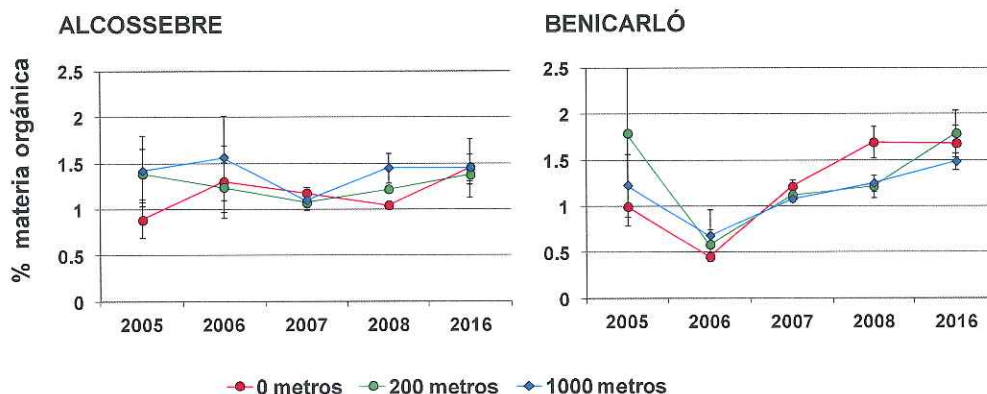


Figura 3.3. Porcentaje de materia orgánica en función de la distancia de los vertidos de la campaña actual y de campañas de muestro realizadas desde el 2005 al 2008.

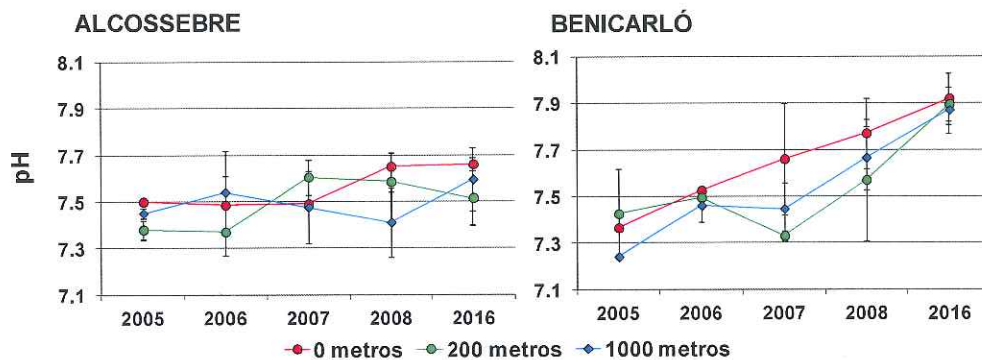
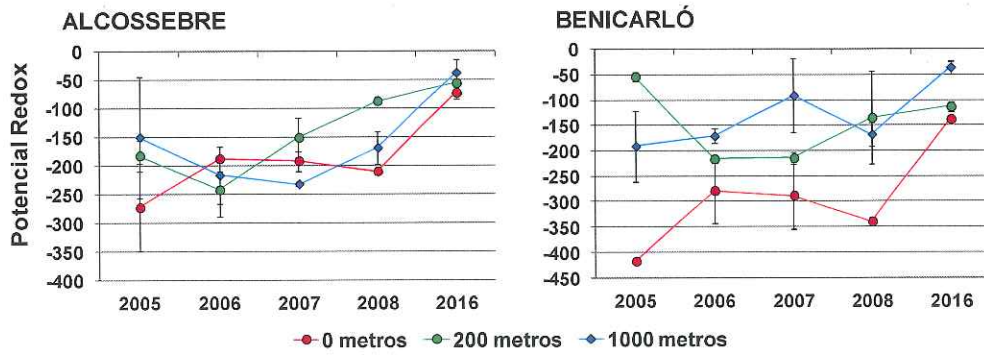


Figura 3.4. pH en función de la distancia de los vertidos de la campaña actual y de campañas de muestro realizadas desde el 2005 al 2008.



**Figura 3.5.** Potencial Redox en función de la distancia de los vertidos de la campaña actual y de campañas de muestro realizadas desde el 2005 al 2008.

### 3.2. Comunidad bentónica.

#### 3.2.1. Abundancia y diversidad.

Los valores de abundancia únicamente mostraron diferencias significativas para la interacción de ambos factores en el emisario de Alcossebre (tabla 3.2). Estas diferencias fueron debidas al aumento detectado en la estación S2 y el descenso detectado en N2 (figura 3.6). En el caso de Benicarló aunque no se detectaron diferencias significativas, se puede observar un aumento en el número total de individuos en una de las estaciones más cercanas al vertido (figura 3.6).

Alcossebre				
	G.L.	C.M.	F	Pr(>F)
Distancia	2	6275451	0.23	0.81
Sitio	1	3850312	1.81	0.20
Distancia:sitio	2	27497604	12.90	<b>0.00</b>
Residual	12	2130972		
Benicarló				
	G.L.	C.M.	F	Pr(>F)
Distancia	2	3055313	1.2432	0.45
Sitio	1	900035	1.1264	0.31
Distancia:sitio	2	2457535	3.0757	0.08
Residual	12	799028		

Tabla 3.2. Resultados de la ANOVA para los valores de abundancia total para cada uno de los vertidos. G.L. grados de libertad. C.M. cuadrados medios.

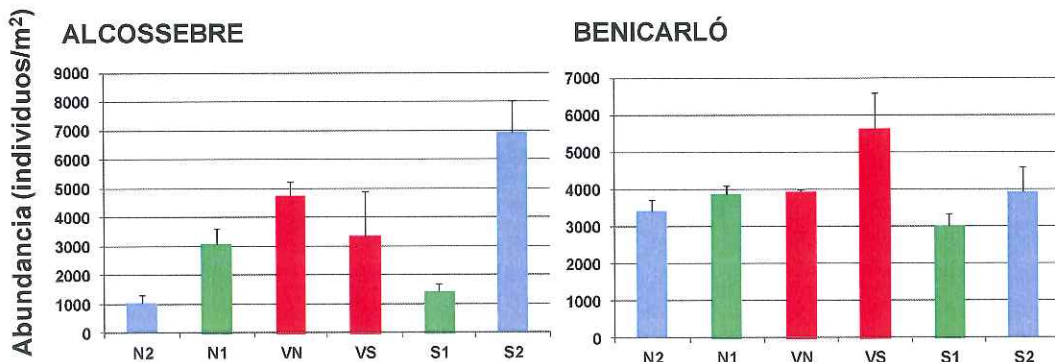


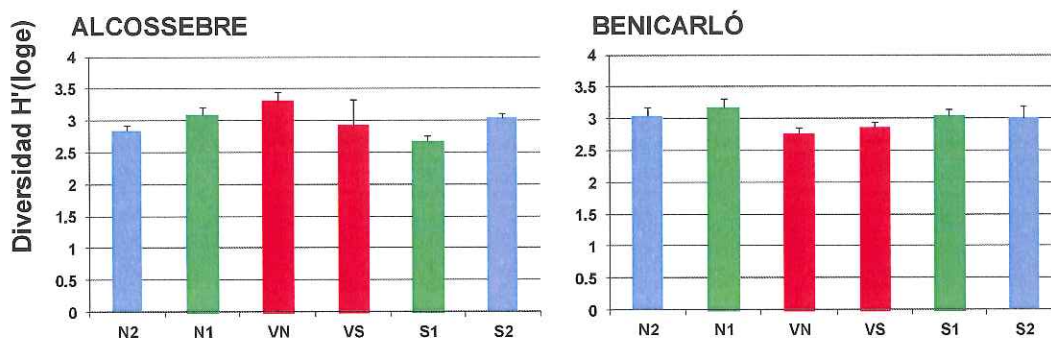
Figura 3.6. Valores de abundancia total en cada una de las estaciones muestreadas.



Por lo que se refiere a los valores de diversidad no se detectaron diferencias significativas en ninguna de las dos localidades (tabla 3.3), obteniéndose valores de diversidad muy similares entre estaciones (figura 3.7).

Alcossebre				
	G.L.	C.M.	F	Pr(>F)
Distancia	2	0.09	0.54	0.65
Sitio	1	0.18	1.67	0.22
Distancia:sitio	2	0.17	1.58	0.25
Residual	12	0.11		
Benicarló				
	G.L.	C.M.	F	Pr(>F)
Distancia	2	0.15	6.64	0.13
Sitio	1	0.00	0.08	0.78
Distancia:sitio	2	0.02	0.45	0.65
Residual	12	0.05		

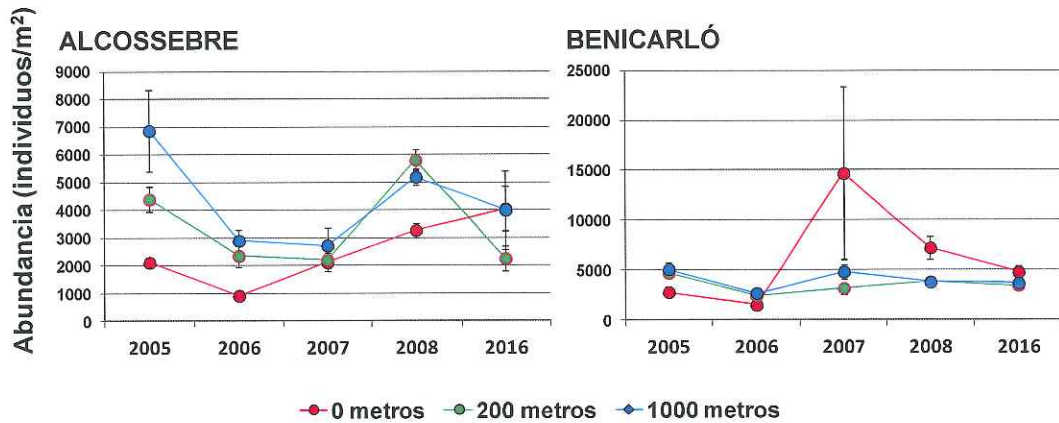
**Tabla 3.3.** Resultados de la ANOVA para los valores de diversidad para cada uno de los vertidos. G.L. grados de libertad. C.M. cuadrados medios.



**Figura 3.7.** Valores de diversidad en cada una de las estaciones muestreadas.

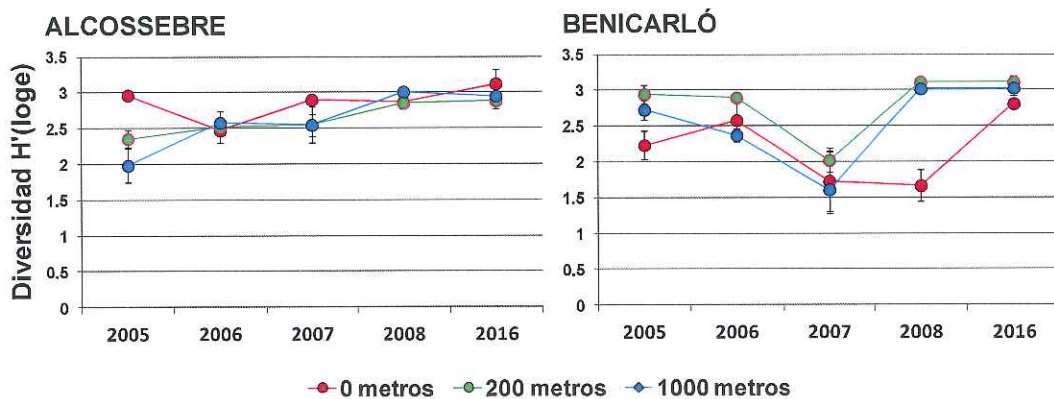
Respecto a campañas anteriores los valores de abundancia reflejan cierta variabilidad temporal (figura 3.8). En el caso de Alcossebre se detecta un ligero incremento en las estaciones cercanas al vertido durante la última campaña y valores similares a los obtenidos durante el año 2007 en las estaciones situadas a 200 metros. Por lo que se refiere a Benicarló se detectan valores de abundancia similares a los de campañas anteriores en las estaciones situadas

a 200 y 1000 metros del vertido, mientras que en el caso de las estaciones cercanas al vertido se detecta un descenso respecto a las campañas del 2007 y 2008 en las que se obtuvieron abundancias muy altas.



**Figura 3.8.** Valores de abundancia en función de la distancia de los vertidos de la campaña actual y de campañas de muestro realizadas desde el 2005 al 2008

En el caso de la diversidad, en la localidad de Alcossebre se detectan valores similares entre campañas, mientras que en caso de Benicarló destaca el incremento detectado en las estaciones más cercanas al vertido (figura 3.8) en la última campaña respecto a los valores de 2007 y 2008.



**Figura 3.8.** Valores de diversidad en función de la distancia de los vertidos de la campaña actual y de campañas de muestro realizadas desde el 2005 al 2008

### 3.2.2. Composición de la comunidad bentónica.

Analizando la composición de la comunidad bentónica en el caso de Alcossebre se observa como las estaciones S1 y N2 son similares en más de un 50% mientras que el resto de estaciones se asemejan en más de un 60% (figura 3.9).

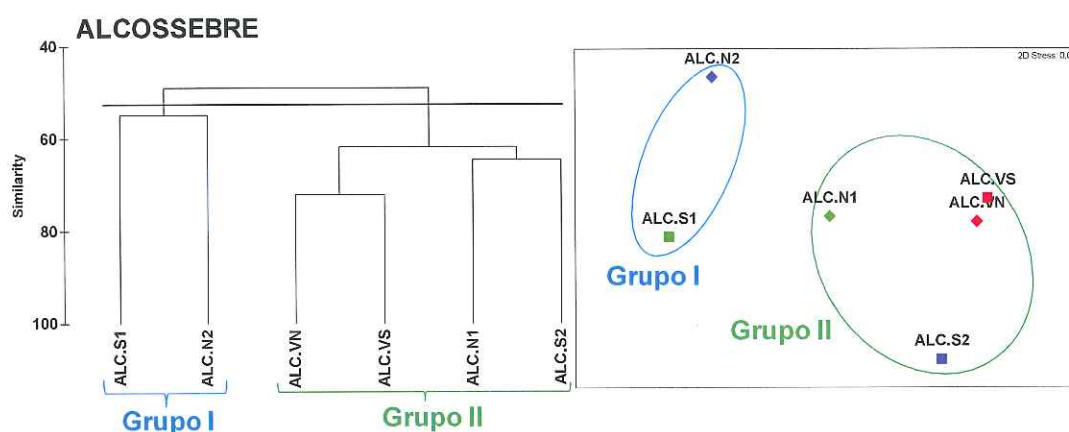


Figura 3.9. Cluster y análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la matriz de similitud entre las estaciones de estudio.

Al analizar los grupos taxonómicos que más contribuyen a esta similitud entre estaciones (tabla 3.4) se observa como en el caso de las estaciones S1 y N2 se el tanaidáceo *Apseudopsis latreillei* es la especie más importante, seguida por el anfípodo *Bathyporeia guilliamsoniana*, el género *Tellina* y familias de poliquetos como *Lacydoniidae*, *Onuphidae*, *Poecilochaetidae*, *Spionidae*. El resto de estaciones son similares también debido a las especies de crustáceos *Bathyporeia guilliamsoniana* y *Apseudopsis latreillei* y a familias de poliquetos de *Poecilochaetidae*, *Spionidae* y *Lacydoniidae*.



<b>Grupo I</b>			
<b>Similitud media: 47.30</b>			
<b>Taxón</b>	<b>AM</b>	<b>SM</b>	<b>PA</b>
<i>Apseudopsis latreillei</i>	237.5	10.81	22.86
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	83.33	4.05	31.43
<i>Tellina spp</i>	41.67	2.7	37.14
<i>Lacydoniidae</i>	54.17	2.7	42.86
<i>Onuphidae</i>	50	2.7	48.57
<i>Poecilochaetidae</i>	50	2.7	54.29
<i>Spionidae</i>	50	2.7	60
<i>Ampharetidae</i>	33.33	2.03	64.29
<i>Phyllodocidae</i>	25	2.03	68.57
<i>Sabellidae</i>	25	2.03	72.86
<b>Grupo II</b>			
<b>Similitud media: 51.38</b>			
<b>Taxón</b>	<b>Abund. med.</b>	<b>Sim. med.</b>	<b>Acum.%</b>
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	583.33	6.64	12.92
<i>Apseudes latreillei</i>	314.58	4.15	21
<i>Poecilochaetidae</i>	231.25	3.51	27.82
<i>Spionidae</i>	231.25	3.51	34.64
<i>Lacydoniidae</i>	189.58	2.87	40.24
<i>Photis longipes</i>	235.42	2.46	45.02
<i>Autonoe spiniventris</i>	316.67	2.4	49.7
<i>Urothoe pulchella</i>	170.83	1.85	53.3
<i>Onuphidae</i>	93.75	1.7	56.62
<i>Ampelisca brevicornis</i>	147.92	1.65	59.84

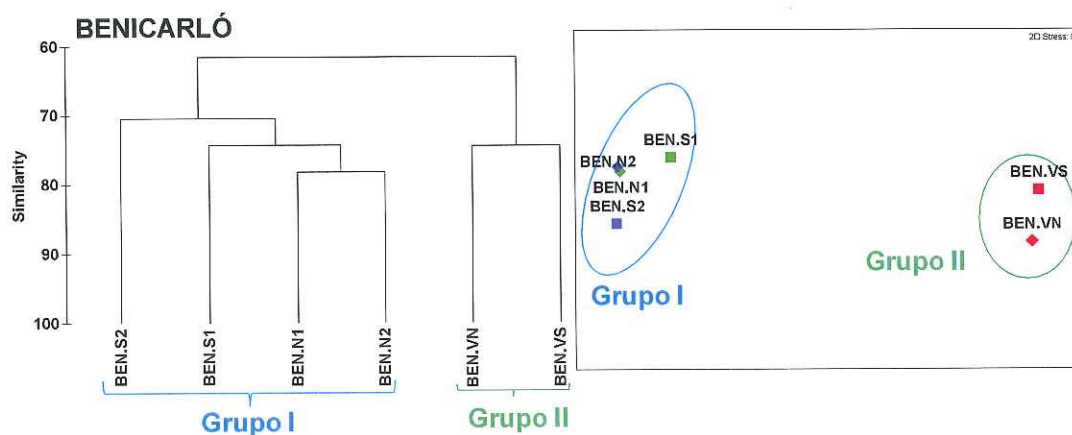
**Tabla 3.4.** Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la abundancia de las familias respecto a los grupos establecidos. SM: Similitud media en cada taxón. AM: Abundancia media. PA: Porcentaje acumulado.

Al analizar el porcentaje de disimilitud entre ambos grupos y los taxones que contribuyen a este (tabla 3.5), se observa como en el grupo I (estaciones S1 y N2) se detectan menores abundancias de los distintos taxones: *Bathyporeia guilliamsoniana*, *Autonoe spiniventris*, *Photis longipes*, *Poecilochaetidae*, *Spionidae*, *Apseudes latreillei*, *Ampelisca brevicornis*, *Lacydoniidae*, *Ampharetidae*, *Paralacydoniidae*.

Grupos I & II				
Disimilitud media = 65.08				
Taxón	Grupo I AMx	Grupo II AMy	DM	PA
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	83.33	583.33	8.76	13.45
<i>Autonoe spiniventris</i>	41.67	316.67	3.97	19.56
<i>Photis longipes</i>	0	235.42	3.59	25.07
<i>Poecilochaetidae</i>	50	231.25	3.16	29.93
<i>Spionidae</i>	50	231.25	3.15	34.77
<i>Apseudes latreillei</i>	237.5	314.58	2.96	39.31
<i>Ampelisca brevicornis</i>	0	147.92	2.58	43.28
<i>Lacydoniidae</i>	54.17	189.58	2.32	46.85
<i>Ampharetidae</i>	33.33	122.92	2.09	50.05
<i>Paralacydoniidae</i>	4.17	106.25	1.93	53.02

**Tabla 3.5:** Resumen de análisis de disimilitud (SIMPER) de la abundancia de las familias respecto a los grupos establecidos. AMx: Abundancia media en el grupo x. AMy: Abundancia media en el grupo y. DM: Disimilitud media entre grupos. PA: Porcentaje acumulado.

En el caso del emisario de Benicarló se detecta como las estaciones más cercanas al vertido son similares entre sí en más de un 70% diferenciándose del resto de estaciones (grupo I), las cuales presentan una similitud cercana al 70%.



**Figura 3.10.** Cluster y análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la matriz de similitud entre las estaciones de estudio.

Los grupos taxonómicos que más contribuyen a la similitud entre las estaciones situadas a 200 y 1000 metros del vertido fueron las familias de poliquetos: *Poecilochaetidae*, *Spionidae*, *Sabellidae*, *Phyllodocidae* y *Ophelidae*; así como el tanaidáceo *Apseudopsis latreillei* y el anfípodo *Autonoe spiniventris*. Mientras que en el caso de las estaciones más cercanas al vertido la similitud se debe principalmente a los anfípodos *Ampelisca brevicornis*, *Autonoe spiniventris*, nematodos, y las familias de poliquetos: *Poecilochaetidae*, *Spionidae* y *Lumbrineridae*.

<b>Grupo I</b>				
<b>Average similarity: 69.75</b>				
<b>Taxa</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Sim</b>	<b>Contrib%</b>	<b>Cum.%</b>
<i>Poecilochaetidae</i>	339.58	8.69	12.46	12.46
<i>Spionidae</i>	339.58	8.68	12.45	24.91
<i>Apseudopsis latreillei</i>	310.42	6.09	8.74	33.65
<i>Sabellidae</i>	241.67	5.77	8.28	41.93
<i>Phyllodocidae</i>	241.67	5.72	8.2	50.13
<i>Autonoe spiniventris</i>	170.83	3.44	4.94	55.07
<i>Ophelidae</i>	150	3.21	4.6	59.67
<i>Lumbrineridae</i>	106.25	2.74	3.93	63.6
<i>Aphroditidae</i>	125	2.37	3.4	66.99
<i>Pisionidae</i>	110.42	2.34	3.35	70.34
<b>Grupo II</b>				
<b>Average similarity: 62.37</b>				
<b>Taxa</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Sim</b>	<b>Contrib%</b>	<b>Cum.%</b>
<i>Ampelisca brevicornis</i>	429.17	8.89	14.25	14.25
<i>Autonoe spiniventris</i>	645.83	8.54	13.69	27.93
<i>Nematoda</i>	662.5	8.01	12.85	40.78
<i>Poecilochaetidae</i>	416.67	4.18	6.7	47.49
<i>Spionidae</i>	416.67	4.18	6.7	54.19
<i>Lumbrineridae</i>	179.17	3.66	5.87	60.06
<i>Apseudopsis latreillei</i>	237.5	3.14	5.03	65.08
<i>Siphonocetes sabatieri</i>	112.5	2.26	3.63	68.72
<i>Pariambus typicus</i>	141.67	1.74	2.79	71.51
<i>Ophelidae</i>	112.5	1.57	2.51	74.02

**Tabla 3.6.** Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la abundancia de las familias respecto a los grupos establecidos. SM: Similitud media en cada taxón. AM: Abundancia media. PA: Porcentaje acumulado.

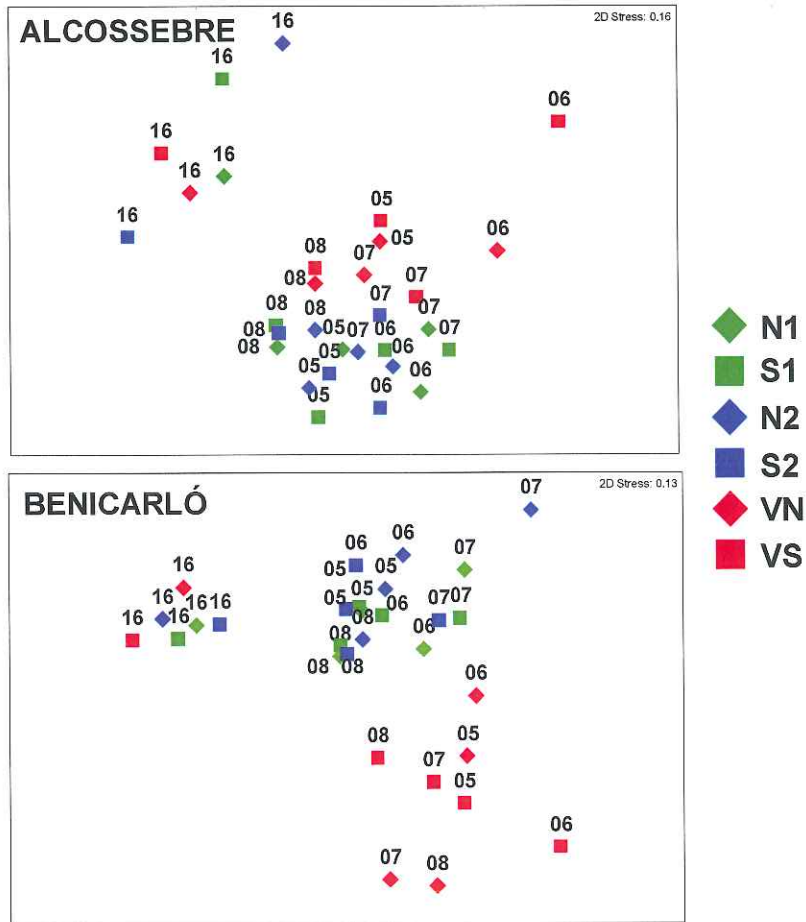
Por lo que se refiere a la disimilitud entre ambos grupos esta fue debida principalmente a mayores abundancias de *Nematoda*, *Autonoe spiniventris*, *Ampelisca brevicornis*, *Poecilochaetidae* y *Spionidae* obtenidas en las estaciones del vertido y al menor número de *Sabellidae*, *Phyllodocidae* y *Apseudopsis latreillei*.



<b>Groups I &amp; II</b>					
<b>Average dissimilarity = 51.34</b>					
<b>Taxa</b>	<b>Group I Av.Abund</b>	<b>Group II Av.Abund</b>	<b>Av.Diss</b>	<b>Contrib%</b>	<b>Cum.%</b>
<i>Nematoda</i>	10.42	662.5	7.56	14.74	14.74
<i>Autonoe spiniventris</i>	170.83	645.83	6.09	11.86	26.6
<i>Ampelisca brevicornis</i>	50	429.17	4.6	8.96	35.56
<i>Poecilochaetidae</i>	339.58	416.67	2.53	4.93	40.49
<i>Spionidae</i>	339.58	416.67	2.53	4.92	45.41
<i>Sabellidae</i>	241.67	62.5	2.17	4.23	49.65
<i>Phyllodoctidae</i>	241.67	62.5	2.15	4.19	53.83
<i>Apseudopsis latreillei</i>	310.42	237.5	1.59	3.09	56.93
<i>Aphroditidae</i>	125	137.5	1.55	3.02	59.94
<i>Pariambus typicus</i>	39.58	141.67	1.32	2.57	62.51

**Tabla 3.7:** Resumen de análisis de disimilitud (SIMPER) de la abundancia de las familias respecto a los grupos establecidos. AMx: Abundancia media en el grupo x. AMy: Abundancia media en el grupo y. DM: Disimilitud media entre grupos. PA: Porcentaje acumulado.

Al comparar la composición de la comunidad bentónica de la campaña actual con la obtenida en las campañas realizadas durante los años 2005, 2006, 2007 y 2008 se observa una clara segregación temporal. De modo que la composición actual es diferente a la obtenida en campañas anteriores (figura 3.11). Centrándonos en las diferencias entre las estaciones cercanas al vertido y las estaciones situadas a 200 y 1000 metros de este, se puede observar como durante la campaña actual la disimilitud se reduce. De modo que mientras que en el periodo correspondiente a los años del 2005 a 2008 se observaba una clara segregación de las estaciones cercanas a ambos vertidos, durante la campaña actual esta segregación ha desaparecido y se entremezclan las estaciones próximas y lejanas al mismo.



**Figura 3.11.** Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la matriz de similitud entre las estaciones de la campaña actual y las campañas realizadas durante los años 2005, 2006, 2007 y 2008.

### 3.2.3. Correlación entre composición de la comunidad bentónica y parámetros fisico-químicos.

Mediante el procedimiento RELATE se observa correlación entre la matriz de la comunidad bentónica y la matriz de los factores ambientales estudiados (potencial redox, pH, granulometría y materia orgánica) (Tabla 3.8). Los resultados indican que la composición de la comunidad bentónica no está relacionada con ninguno de los parámetros estudiados.

	Alcossebre		Benicarló	
	Rho	Nivel de significación	Rho	Nivel de significación
Potencial redox	0.15	0.29	0.20	0.17
pH	0.18	0.19	-0.01	0.44
%Fangos	0.20	0.17	0.19	0.26
%Arenas finas	0.06	0.30	0.11	0.25
%Arenas medias	0.00	0.50	-0.15	0.71
%Arenas gruesas	-0.02	0.49	0.19	0.21
%Gravas	0.19	0.21	0.01	0.39
%Materia orgánica	-0.31	0.92	-0.15	0.68
Total	0.22	0.22	0.15	0.35

**Tabla 3.16:** Resumen del RELATE considerando cada uno de los factores físico-químicos.



#### 4. VALORACIÓN.

Los resultados obtenidos reflejan una mejora de la calidad ambiental en ambos vertidos después de las mejoras en el tratamiento realizadas. También se observa un efecto del diferente caudal de ambas localidades estudiadas. Entre las variables fisicoquímicas solamente el potencial redox reflejó cierto efecto del vertido obteniéndose valores más reducidos en las estaciones más cercanas al vertido, especialmente en el caso del emisario de Benicarló. Sin embargo estos valores son mucho menos negativos que los obtenidos en las campañas previas por lo que, actualmente, en las proximidades del vertido de Benicarló los sedimentos están menos reducidos.

Aunque la abundancia y diversidad en las campañas previas no mostraban un patrón muy definido (aunque se observó un descenso de diversidad en el año 2008 en el emisario de Benicarló o un descenso de abundancia detectado en Alcossebre durante campañas anteriores) actualmente no se ha observado un patrón que responda al vertido, reflejando también un cierto grado de recuperación.

No obstante la composición de la comunidad bentónica previa a las mejoras de tratamiento sí que reflejaba diferencias entre las estaciones del vertido y las estaciones situadas a 200 y 1000 metros en ambos emisarios pero más marcadas en el caso del emisario de Benicarló. Al comparar ambas situaciones con la situación actual, se observa como la diferencia existente entre las estaciones cercanas al vertido y las estaciones situadas a 200 y 1000 metros ha desaparecido, como ocurre en el emisario de Alcossebre, o se ha reducido, como ocurre en Benicarló. Al observar los grupos taxonómicos que contribuyen a esta disimilitud en este emisario se detecta como en las estaciones más cercanas al vertido aumenta la abundancia tanto de especies sensibles, como el anfípodo *Autonoe spiniventris*, como de especies oportunistas como pueden ser los nematodos, la familia *Spionidae* o el anfípodo *Ampelisca brevicornis*. Esta situación refleja un estadio inicial de recuperación de la comunidad bentónica en las cercanías del emisario de Benicarló, mientras que en el caso de Alcossebre no se detectan diferencias relacionadas con la distancia del vertido, indicando un estado de recuperación más avanzado.

Esta diferencia entre la situación de ambos vertidos es debida a la diferencia en el caudal del vertido que ha provocado que, previamente a la mejora del tratamiento, la zona del vertido de Benicarló estuviera más impactada. Sería conveniente continuar el seguimiento de este vertido en los próximos años para comprobar si la comunidad sigue mejorando ya que es posible que requiera un mayor tiempo de recuperación o se estabiliza en los valores actuales.

## 5. BIBLIOGRAFÍA

-Arvai J.L., Levings C.D., Harrison P.J., Neill W.E. 2002. Improvement of the sediment ecosystem following diversion of an intertidal sewage outfall at the Fraser river estuary, Canada, with emphasis on *Corophium salmonis* amphipoda. *Marine Pollution Bulletin* 44: 511–519.

-Bellan G., Boucier M., Salen-Picard C., Amoux A., Casserley S. 1999. Benthic Ecosystem Changes Associated with Wastewater Treatment at Marseille: Implications for the Protection and Restoration of the Mediterranean Coastal Shelf Ecosystems. *Water Environment Research* 71: 483-493

-Borja A., Muxika I., Franco J. 2006. Long-term recovery of soft-bottom benthos following urban and industrial sewage treatment in the Nervión estuary (southern Bay of Biscay). *Marine Ecology Progress Series* 313: 43–55.

-Bothner M.H., Casso M.A., Rendigs R.R., Lamothe P.J. 2002. The effect of the new Massachusetts Bay sewage outfall on the concentrations of metals and bacterial spores in nearby bottom and suspended sediments. *Marine Pollution Bulletin* 44: 1063–1070.

-Cardell M.J., Sardá R., Romero J. 1999. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. *Acta Oecologica* 20: 343–351.

-Chapman M.G., Underwood A.J., Skilleter G.A. 1995. Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 189: 103-122.

-Cotano U., Villate F. 2006. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin* 52: 404-414.

-Dauer D.M., Conner W.G. 1980. Effects of moderate sewage on benthic polychaete populations. *Estuarine and Coastal Marine Science* 10: 335-346.



-De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2008. Effect of Sewage Discharge in *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) populations. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 54: 226-235.

-De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2009. Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean. Marine Pollution Bulletin 58: 332-340.

-De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2010. Sensitivity of tanaid *Apeudes latreillii* (Milne-Edwards) populations to sewage pollution. Marine Environmental Research 69: 309-317.

-De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L., 2012. Assessing reliable indicators to sewage pollution in coastal soft-bottom communities. Environmental Monitoring and Assessment. 184:2133-2149.

-De-la-Ossa-Carretero J.A, Del-Pilar-Ruso Y, Giménez-Casalduero F, Sánchez-Lizaso J.L., Dauvin J.C., 2012b. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 96: 129-138

-De-la-Ossa-Carretero J.A, Simboura N., Del-Pilar-Ruso Y, Pancucci-Papadopoulou M.A., Giménez-Casalduero F, Sánchez-Lizaso J.L., Dauvin J.C., 2012a. A methodology for applying Taxonomic Sufficiency and benthic biotic indices in two Mediterranean areas Ecological Indicators. 23: 232-241.

-Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Jiménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2007. Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. Marine Environmental Research 64:492-503.

- Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2010. Sewage treatment level and flow rates affect polychaete assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1930-1938
- EEA. 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. Report No. 7/2001. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.
- Gray J.S., Wu R.S., Or Y.Y. 2002 Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238: 249-279.
- Harrington R.N. 2007. Impacts of a raw sewage spill on water and sediment quality in an urbanized estuary. *Marine Pollution Bulletin* 54: 81-88.
- Islam Md.S., Tanaka M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48: 624-649.
- Rosenberg R. 2001. Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina* 65 107-119.
- Smith J., Shackley S.E. 2006. Effects of the closure of a major sewage outfall on sublittoral, soft sediment benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 52: 645-658.
- Warwick R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal Ecology* 181: 63-80.
- WFD. 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for the Community Action in the Field of Water Policy.*
- WWTD. 1991. *Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 Concerning Urban Wastewater Treatment.*
- Zarzo Martínez D. 2008 *Desarrollo, implantación y tecnología de las EDARs.* Actas curso. Internacional Faculty for Executives. IFAES. 19 y 20 de febrero. Madrid, Spain.