

Estructura y evolución temporal de los sedimentos y de las comunidades bentónicas afectadas por los vertidos de un colector de aguas residuales en San Sebastián (Guipúzcoa) (golfo de Vizcaya)

J. Martínez e I. Adarraga

Sociedad Cultural INSUB. Zemoriya, 12. Apartado 3223. E-20013 Donostia-San Sebastián (Guipúzcoa), España.
Correo electrónico: julido@euskalnet.net

Recibido en enero de 2003. Aceptado en diciembre de 2003.

RESUMEN

Se muestran los resultados de un estudio destinado a conocer el grado de la afección de los sedimentos y de las comunidades bentónicas de fondos blandos provocada por los vertidos de las aguas residuales de un colector urbano en una demarcación de la costa de San Sebastián.

Los datos obtenidos confirman un deterioro variable de las características faunísticas y sedimentarias en función de la proximidad al foco emisor de los vertidos, constatándose la presencia de comunidades propias de medios polucionados en algunas estaciones.

A pesar de producirse una afección más o menos constante en algunas estaciones en el transcurso de los muestreos realizados, se observan ciertas diferencias en cuanto a su magnitud, extensión y época del año, lo que parece deberse a la propia dinámica de las especies, por un lado, y, por otro, al régimen local de las corrientes.

Palabras clave: Evolución temporal, sedimentos, comunidades bentónicas, fondos blandos, vertidos, aguas residuales, San Sebastián.

ABSTRACT

Structural and temporal evolution of sediments and benthic communities affected by effluents from a sewage outfall in San Sebastian (Guipuzcoa) (Bay of Biscay)

We present the results of a study on the level of damage to soft-bottom benthic communities caused by the effluents from a sewage outfall on the coast near San Sebastian (northern Spain).

Our results confirm that damage to local faunistic and sedimentologic features varies in relation to their proximity to the outfall, and that communities have developed which are typical of polluted environments.

Although this negative impact is more or less constant, in several stations located around the sampling area, we can observe several differences insofar as magnitude, size, and time of year are concerned. This seems to be due to the dynamics of the species involved, as well as the local currents.

Keywords: Temporal evolution, sediments, benthic communities, soft bottom, dumping, sewage, San Sebastian.

INTRODUCCIÓN

Desde los años 70 la mayor parte de las aguas residuales generadas en San Sebastián y algunos municipios colindantes se vertían sin tratamiento en una demarcación de la costa guipuzcoana a través de una serie de colectores.

El volumen anual de estos vertidos se estima en más de 15 000 000 m³ y su procedencia es predominantemente urbana, ya que las aguas industriales constituyen una pequeña fracción de los mismos.

Entre los planes de saneamiento para la comarca de Donostialdea se ha incluido la construcción de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) para el periodo 2004-2005 y un emisario submarino para la evacuación al mar de los efluentes tratados. En julio de 2001 se puso en funcionamiento el emisario de 1 200 metros de longitud que evacúa las aguas residuales sin tratar (excepto un filtrado primario) a una profundidad próxima a los 50 m, quedando pendiente la construcción de la EDAR.

El estado ambiental de los fondos próximos a los vertidos se viene estudiando desde 1988, pero, a día de hoy, éste es el único trabajo que contempla la evolución trimestral de los parámetros sedimentarios y las variables biológicas del área presumiblemente afectada en el transcurso de un ciclo anual. Los datos que se presentan permitirán, por tanto, evaluar y cuantificar en investigaciones futuras la recuperación del área una vez puestas en marcha las medidas correctoras previstas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se eligieron siete estaciones dispuestas en dos recorridos. El primero de ellos discurre paralelo a la costa, a una profundidad de unos 35 m, y en él se situaron cinco estaciones. El segundo, con tres estaciones, parte de la zona central del recorrido anterior y, siguiendo una dirección Norte, finaliza a los 65 m de profundidad (figura 1). La ubicación exacta de las estaciones se determinó mediante un sistema de posicionamiento por satélite y la ayuda de un ecosonda.

Los muestreos se efectuaron trimestralmente durante los meses de agosto y noviembre de 1993, y febrero y mayo de 1994.

Para la recogida de las muestras se empleó una draga tipo Van Veen de 0,1 m² de superficie efectiva, obteniéndose seis réplicas en cada una de las estaciones.

Una vez izada la draga, se realizaron in situ mediciones del potencial redox en la columna del sedimento. El material obtenido se hizo pasar a través de un tamiz de 1 mm de luz de malla para la selección de la macrofauna. La fracción retenida se introdujo en recipientes de plástico, fijando las muestras con formaldehído al 5 % en agua de mar. En el laboratorio se tiñeron las muestras con rosa de Bengala durante un periodo de 24 horas, procediéndose, a continuación, a su separación e identificación taxonómica.

Una parte del sedimento se destinó al estudio fisicoquímico. El análisis granulométrico se reali-

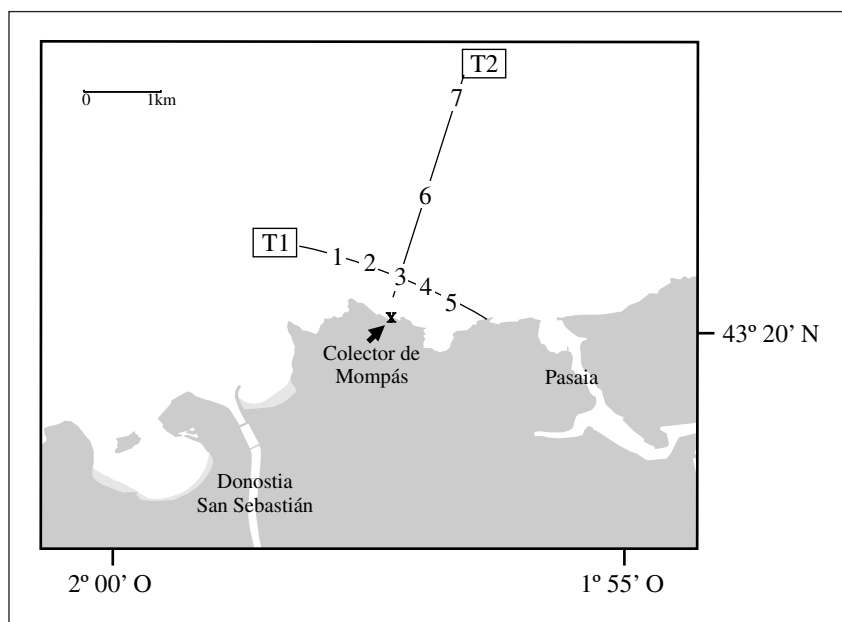


Figura 1. Localización en la zona de muestreo de las siete estaciones correspondientes a los dos recorridos estudiados.

zó mediante el tamizado en seco de la muestra en un sistema vibrador CISA. Se calcularon la mediana y el coeficiente de selección de Trask (Trask, 1950). El contenido de materia orgánica del sedimento se estimó por calcinación de muestras previamente desecadas (90 °C, 24 h), en un horno mufla a 570 °C durante un periodo de 6 horas.

En la campaña de verano se midieron, además, en las estaciones de 35 m, las siguientes variables de la columna de agua: salinidad, temperatura, pH, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de O₂ y potencial redox. Todas estas mediciones se llevaron a cabo mediante el empleo de una sonda multiparamétrica.

Las variables ecológicas empleadas para la caracterización de las comunidades bentónicas han sido la abundancia (A), medida como el número de individuos presentes en la muestra, la riqueza específica (S), o número de especies, y la biomasa (B), medida como el peso seco de los individuos mediante desecación en estufa a 100 °C durante un periodo de 24 horas (en los moluscos se eliminó previamente la concha mediante tratamiento con ClH diluido).

Para la evaluación ambiental de las comunidades faunísticas, además de los clásicos índices de diversidad (H') (Shannon y Weaver, 1963) y equitatividad (J') (Pielou, 1966), se ha tenido en cuenta la representación de las curvas de k-dominancia (Warwick, 1986), utilizadas en numerosos estudios sobre polución marina (Warwick, 1986; Warwick, Pearson y Ruswayani, 1987; Beukema, 1988; Gray *et al.*, 1988; Ritz, Lewis y Shen, 1989; Meire y Dereu, 1990; Craeymeersch, 1991; Dauer, Luchenbach y Rodi, 1993; Cardell, 1996; Sánchez Mata, 1996; Garmendia, 1997).

Estas curvas se basan en la comparación de las dominancias según las abundancias y las biomasa, obteniéndose tres tipos teóricos de curvas que definen, en cierta medida, el estado de contaminación del medio (Warwick, 1986). De este modo, las curvas de la biomasa discurren por encima de las de abundancia en ausencia de contaminación, en una situación de polución moderada las curvas se cruzan al menos en algún punto de sus trayectorias y en situaciones de elevada polución las curvas de abundancia evolucionan por encima de las de biomasa.

Otros índices derivados de la comparación entre abundancias y biomasa que se han calculado han

sido los índices W y SEP (Shannon-Wiener Evenness Proportion).

El índice W propuesto por Clarke (1990) se formula de la siguiente manera:

$$W = \sum_{i=1}^S (B_i - A_i) / [50 \times (S - 1)]$$

siendo B_i la dominancia en biomasa (%) de la especie i (ordenadas en rango de mayor a menor biomasa); A_i es la dominancia en abundancia (%) de la especie i (ordenadas en rango de mayor a menor abundancia) y S es el número de especies.

Este índice cuantifica la extensión en la que la curva de la biomasa evoluciona por encima de la de abundancia. Valores positivos indican situaciones no perturbadas, con comunidades bien estructuradas, y valores negativos significan lo contrario.

Por su parte, el índice SEP, definido por McManus y Pauly (1990), se expresa como

$$SEP = H'_{\text{biomasa}} / H'_{\text{abundancia}}$$

donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963) calculado a partir de las abundancias y las biomasa.

La aplicación de este índice, dado que relaciona los de diversidad relativa, calculados a partir de la biomasa, y los de abundancia, se considera un método razonable para evaluar el estrés ecológico del modelo de Warwick (McManus y Pauly, 1990, en Garmendia, 1997).

Además, y en función de los diferentes grados de sensibilidad de las especies al enriquecimiento orgánico, se ha calculado un índice de reciente creación denominado coeficiente biótico. Este índice, propuesto por Borja *et al.* (2000), se formula como

$$CB = [(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)] / 100$$

donde: GI es el grupo de especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico, GII el grupo de especies indiferentes al enriquecimiento, GIII el grupo de especies tolerantes a un enriquecimiento excesivo de materia orgánica, GIV el grupo de especies oportunistas de segundo orden y GV el grupo de especies oportunistas de primer orden.

Este índice, que proporciona valores continuos, puede ser comparado con otros similares utilizados en estudios de polución, como es el caso del índice biótico de Grall y Glémarec (1997) (tabla I).

El criterio utilizado por Borja *et al.* (2000) para la asignación de los diferentes grupos ecológicos se

Tabla I. Características del coeficiente biótico y del índice biótico propuesto por Borja, Franco y Pérez (2000) a partir de Grall y Glemarec (1997).

Clasificación de contaminación	Coeficiente biótico	Índice biótico	Grupo ecológico dominante	Salud de la comunidad bentónica
No contaminado	$0,0 < CB \leq 0,2$	0	I	Normal
No contaminado	$0,2 < CB \leq 1,2$	1		Empobrecida
Contaminación ligera	$1,2 < CB \leq 3,3$	2	III	Desequilibrada
Contaminación media	$3,3 < CB \leq 4,3$	3		Transición a contaminada
Contaminación media	$4,3 < CB \leq 5,0$	4	IV-V	Contaminada
Contaminación fuerte	$5,0 < CB \leq 5,5$	5		Transición a fuertemente contaminada
Contaminación fuerte	$5,5 < CB \leq 6,0$	6	V	Fuertemente contaminada
Contaminación extrema	Sin vida	7	Sin vida	Contaminación extrema

ha basado en los estudios de Majeed (1987), Dauer (1993), Weisberg *et al.* (1997), Grall y Glémarec (1997) y Roberts, Gregory y Fosters (1998).

Finalmente, a partir de los datos faunísticos (transformados logarítmicamente), de los que previamente fueron eliminados aquellos taxones cuyas dominancias en cada una de sus estaciones no superaban el 1 %, se ha realizado una agrupación de las estaciones (programa cluster) utilizando el índice de similaridad de Bray-Curtis. Con la información obtenida de la matriz resultante se realizó una ordenación bidimensional de las estaciones (programa MDS) (Clarke y Warwick, 1994). Ambos análisis fueron ejecutados con la ayuda del paquete estadístico Primer.

RESULTADOS

Datos hidrográficos

Como se ha señalado en el apartado de material y métodos, en la campaña de agosto de 1993, en las estaciones de la isóbata de 35 m, y mediante sonda multiparamétrica, se registraron una serie de variables fisicoquímicas en la columna de agua (figura 2).

Los registros de temperatura en las cinco estaciones arrojan un valor medio en la capa superficial de 22,80 °C, oscilando entre los 22,10 °C de la estación 1 y los 23,14 °C de la estación 3. Las variaciones térmicas han sido mucho más acentuadas a lo largo de la columna de agua, registrándose valores entre los 22-23 °C en la capa superficial y los 13 °C en las capas más profundas. Esta diferencia de casi 10 °C se debe a la presencia de una termoclina localizada entre los 12 y 24 m de profundidad.

La salinidad ha seguido una evolución opuesta a la de la temperatura. Los mínimos valores se obtuvieron en la superficie, donde se registró un valor medio de 33,0. Por el contrario, las capas de agua más próximas al fondo han sido las que han registrado las salinidades más elevadas, destacando los 34,3 obtenidos en las lecturas correspondientes a los 32 m en las estaciones 1 y 2. Al igual que en el caso de la temperatura, las variaciones de la salinidad más acentuadas se producen en las profundidades, donde se sitúa la termoclina.

El pH muestra una menor variación, situándose todos los registros entre 7,84 y 7,62. Como en el primer caso, se aprecia una ligera disminución de los valores conforme aumenta la profundidad, así como con la cercanía a los vertidos.

De manera análoga se comporta el oxígeno disuelto, oscilando todos los valores entre los 7 ml/l y 5,72 ml/l. Aunque las capas profundas revelan una menor oxigenación de sus aguas que las situadas a menor profundidad, no se alcanzan, en ningún caso, concentraciones próximas a la hipoxia (inferiores a 2 ml/l). Pese a ello, se aprecia un descenso de los valores en la estación más próxima al colector (estación 3).

Datos sedimentarios

La composición granulométrica de las estaciones que se resume en la tabla II, revela unos sedimentos constituidos fundamentalmente por arena fangosa (71,4 % de las réplicas) y arena fina (21,4 % de las mismas).

De las cinco estaciones localizadas en la cota de los 35 m, los sedimentos más finos han correspondido a las dos estaciones más próximas al colector

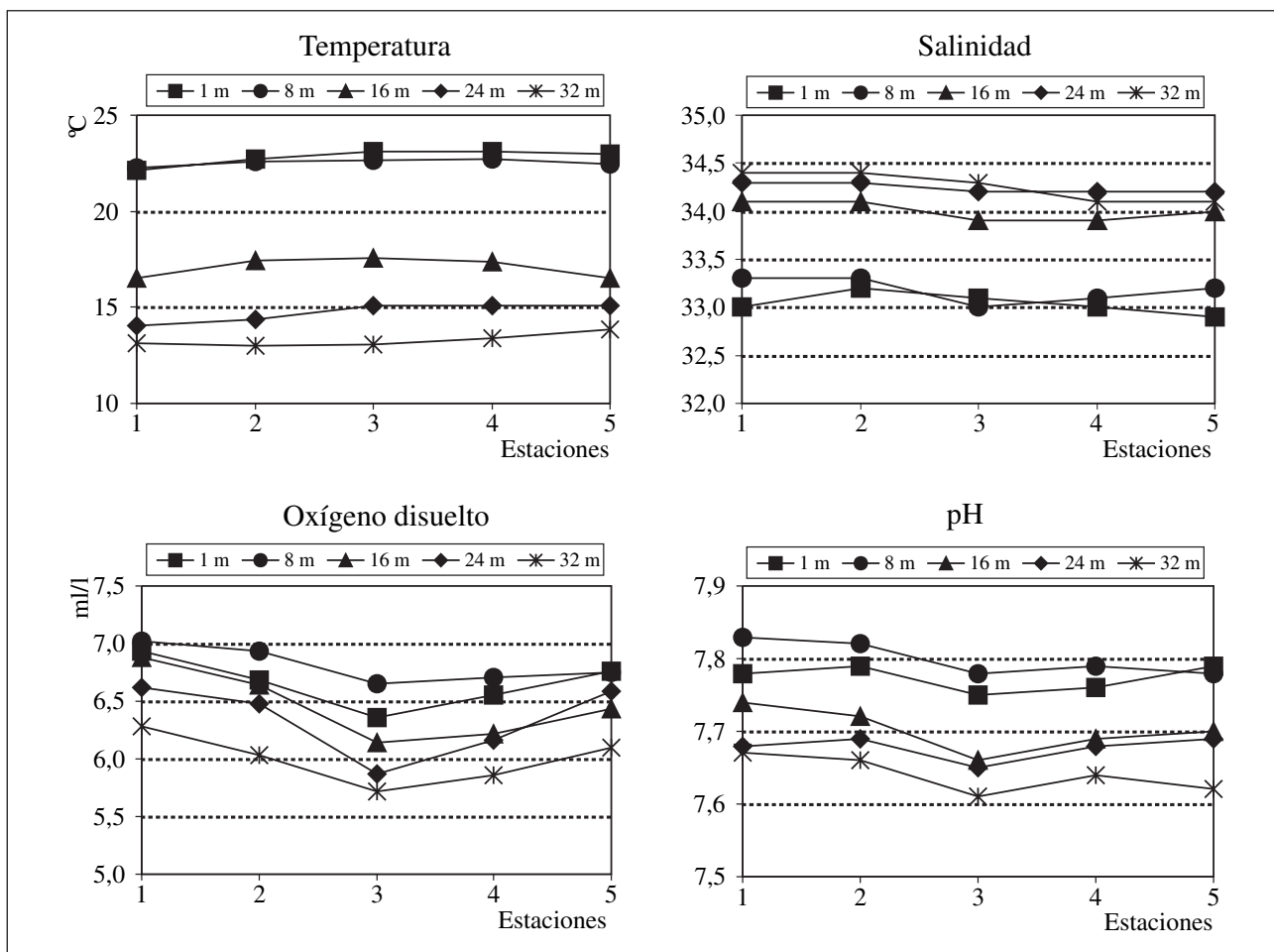


Figura 2. Gráficas de las principales variables fisicoquímicas medidas en la columna de agua a diferentes profundidades. Las medidas corresponden a las cinco estaciones de la isóbata de 35 m en el mes de agosto de 1993.

de Mompás (estaciones 3 y 4), en las que se registraron valores medios anuales de la cota Q_{50} de 0,119 en el primer caso y de 0,126 en el segundo, con unos porcentajes en fango de 14,98 y 15,29, respectivamente. Los sedimentos más gruesos han correspondido a la estación más occidental (estación 1), cuya cercanía a unos sustratos rocosos se ha reflejado en el establecimiento de bañeras de arena gruesa, de extensión y movilidad variable en función de las condiciones hidrodinámicas de la zona. En esta estación el valor medio en Q_{50} ha sido de 0,278, con un contenido medio en fango de 1,98 %. Entre ambos extremos se encuentran las estaciones 2 y 5, cuyas granulometrías han resultado bastante similares, con unos porcentajes medios de fango de 5,46 y 5,43, respectivamente.

Las dos estaciones restantes, localizadas a mayor profundidad –estación 6 (50 m) y estación 7 (65 m)–, han presentado unos sedimentos muy finos, calculándose un valor medio anual para Q_{50} de

0,123 y un contenido en fango de 7,56 % en el primer caso y de 0,125 y 17,54 %, respectivamente, en el segundo.

Por su parte, el contenido en materia orgánica ha seguido una evolución paralela al tamaño de grano. Las tres estaciones con una mayor tasa media de fangos (estaciones 7, 4 y 3, por este orden) han presentado los mayores porcentajes en materia orgánica, con unos valores medios anuales de 2,62 %, 2,56 % y 2,27 %, respectivamente. Los valores medios más bajos han correspondido a las estaciones 1, con 1,56 %, y 5, con 1,74 %.

Las mediciones del potencial redox reflejan una disminución gradual de los valores conforme se profundiza en la columna de sedimento (tabla III). Los registros más positivos han correspondido a las estaciones 1, 6 y 7, cuyos sedimentos, con alguna excepción, han presentado una capa oxidada de unos 3 cm aproximadamente. Por el contrario, en las estaciones 3 y 4 se han medido los valores más

Tabla II. Variables sedimentarias de las siete estaciones muestreadas.

Estación	Q ₅₀	Fango (porcentaje)	M. orgánica (porcentaje)	Tipo de sedimento	Tipo de selección Trask (1950)
1 Ago	0,18	3,09	1,14	Arena fina	Moderadamente buena
2 Ago	0,16	8,10	2,40	Arena fangosa	Moderadamente buena
3 Ago	0,08	33,61	3,20	Fango Arenoso	Moderada
4 Ago	0,13	14,45	2,65	Arena fangosa	Moderada
5 Ago	0,14	6,34	1,93	Arena fangosa	Moderadamente buena
6 Ago	0,11	9,13	2,33	Arena fangosa	Moderadamente buena
7 Ago	0,11	16,32	2,99	Arena fangosa	Moderada
1 Nov	0,20	1,46	1,72	Arena fina	Moderadamente buena
2 Nov	0,17	5,21	1,61	Arena fangosa	Moderadamente buena
3 Nov	0,12	11,91	2,20	Arena fangosa	Moderada
4 Nov	0,11	22,02	2,65	Arena fangosa	Moderada
5 Nov	0,15	5,37	1,57	Arena fangosa	Moderadamente buena
6 Nov	0,15	6,72	2,29	Arena fangosa	Moderadamente buena
7 Nov	0,19	18,86	2,50	Arena fangosa	Moderada
1 Feb	0,16	2,62	1,09	Arena fina	Moderadamente buena
2 Feb	0,16	5,08	1,69	Arena fangosa	Moderadamente buena
3 Feb	0,13	11,40	1,72	Arena fangosa	Moderada
4 Feb	0,13	9,98	2,04	Arena fangosa	Moderadamente buena
5 Feb	0,15	4,28	1,71	Arena fina	Moderadamente buena
6 Feb	0,11	7,66	2,04	Arena fangosa	Moderadamente buena
7 Feb	0,09	24,08	2,53	Arena fangosa	Moderada
1 May	0,57	0,73	2,29	Arena gruesa	Moderada
2 May	0,17	3,45	1,66	Arena fina	Moderadamente buena
3 May	0,16	2,99	1,94	Arena fina	Moderadamente buena
4 May	0,13	14,72	2,87	Arena fangosa	Moderada
5 May	0,15	5,74	1,76	Arena fangosa	Moderadamente buena
6 May	0,12	6,74	2,35	Arena fangosa	Moderadamente buena
7 May	0,11	10,89	2,47	Arena fangosa	Moderada

negativos, mostrando unos sedimentos reducidos desde la misma superficie en agosto, a partir del primer centímetro en noviembre y del segundo centímetro el resto del año.

Datos faunísticos (abundancia, biomasa y riqueza específica)

El análisis faunístico de las 28 estaciones muestreadas ha permitido identificar 24 295 ejemplares bentónicos distribuidos en 335 especies distintas. El reparto de las mismas entre los diferentes grupos taxonómicos ha sido el siguiente: poríferos (2), cnidarios (21), nemertinos (al menos 3 especies distintas), sipuncúlidos (2), anélidos (135), moluscos (51), artrópodos (105), foronídeos (1), briozoos

(5), equinodermos (7), hemicordados (1) y cordados (2). Los nematodos y platelmintos no se han identificado a nivel específico. La relación de todas ellas, junto con las estaciones donde fueron halladas, se detalla en el anexo I.

Por otra parte, los descriptores faunísticos y ecológicos cuantificables utilizados en el presente estudio se muestra en la tabla IV.

Por grupos taxonómicos, han sido los anélidos el filo más numeroso, con el 74,07 % del total de individuos censados, seguidos por los moluscos, con el 12,11 %, los artrópodos, con el 10,36 %, los cnidarios, con el 2,09 %, y un grupo otros, con el 1,37 %.

Considerando las abundancias en la escala temporal se observan importantes diferencias de unas campañas a otras. En los muestreos de mayo (coincidiendo con las estaciones de verano)

Tabla III. Lecturas del potencial redox (milivoltios) en la columna del sedimento. El asterisco indica la estación en la que problemas técnicos impidieron realizar lectura alguna.

Estación	Superficie	1 cm	2 cm	3 cm	4 cm	5 cm	6 cm
1 Ago	411	387	223	152	3	—	—
2 Ago	152	61	28	19	9	-9	-22
3 Ago	-33	-54	-78	-105	-138	-181	—
4 Ago	53	-60	-99	-102	-178	-159	-183
5 Ago	162	97	76	32	14	-1	—
6 Ago	106	110	-10	-78	—	—	—
7 Ago	109	99	-33	—	—	—	—
1 Nov	302	280	220	183	127	—	—
2 Nov	120	97	55	—	—	—	—
3 Nov	176	88	-15	-58	-55	-150	—
4 Nov	106	-24	-72	-107	-173	-243	—
5 Nov	190	158	116	63	—	—	—
6 Nov	354	217	190	161	105	—	—
7 Nov	158	122	17	-95	-111	—	—
1 Feb	162	139	116	112	50	—	—
2 Feb	188	137	76	54	40	—	—
3 Feb	235	122	65	-18	-40	-59	—
4 Feb	243	66	13	-2	-76	-94	—
5 Feb	357	283	222	117	72	54	—
6 Feb	274	220	212	165	134	—	—
7 Feb	324	290	181	148	68	—	—
1 May*	—	—	—	—	—	—	—
2 May	215	52	49	33	2	-40	-76
3 May	222	188	-24	-51	-77	-107	—
4 May	260	123	-5	-40	-65	-77	-230
5 May	210	165	168	94	50	88	—
6 May	280	246	225	202	156	43	45
7 May	528	320	255	206	188	—	—

ciendo con el reclutamiento de muchas de las especies) tienen lugar las mayores abundancias, con 12 779 ejemplares censados, que suponen alrededor del 53 % del total de los individuos presentes en las cuatro campañas. En el extremo opuesto se encontraría la campaña de febrero, donde se contabilizaron tan solo 3 068 individuos y que constituyen el 13 % del total de ejemplares.

La distribución espacial manifiesta también notables diferencias de unas estaciones a otras, en especial en las estaciones 3, 4 y 5, cuyas densidades han sido muy superiores a las del resto. Aunque el grupo dominante en las siete estaciones ha sido el de los anélidos poliquetos, las proporciones relativas de las distintas especies han mostrado una cierta alternancia en cada estación y época del año (tabla V).

La interpretación de los datos correspondientes a las biomasas resulta más complicada, debido a la considerable diferencia corporal entre los diferentes filos. No obstante, se puede distinguir una serie de patrones más o menos definidos. Así, los anélidos poliquetos aportan las mayores biomasas en las estaciones 3 y 4 como consecuencia de las altas densidades que alcanzan las poblaciones de *Capitella capitata* (Fabricius, 1780); los moluscos lo hacen en las estaciones colindantes (estaciones 2 y 5), siendo en este caso el gasterópodo *Nassarius reticulatus* (L., 1758) el que contribuye en mayor medida; los equinodermos ocupan el primer lugar en la estación 1, debido a la talla de algunos ejemplares del erizo irregular *Echinocardium cordatum* (Pennant, 1777); finalmente, los cnidarios, por mediación de los pennatuláceos *Veretyllum cynomorium*

Tabla IV. Principales descriptores faunísticos y ecológicos utilizados. (A): abundancia (indiv/0,6 m²); (S): riqueza específica (n.º de especies); (B): biomasa (g/0,6 m²); (H'_{ab.}): diversidad para las abundancias (bits); (H'_{biom.}): diversidad para las biomásas (bits); (W): índice W; (SEP): Shanon-Wiener Evenness Proportion; (CB): coeficiente biótico.

Estación	A	S	B	H' _{ab.}	H' _{biom.}	J'	W	SEP	CB
1 Ago	595	51	2,38	4,09	1,95	0,72	0,210	0,477	0,64
2 Ago	702	54	1,26	3,49	2,22	0,61	0,115	0,636	2,80
3 Ago	970	37	3,16	3,40	2,28	0,65	0,125	0,671	3,46
4 Ago	593	55	2,09	4,20	3,03	0,73	0,160	0,721	1,31
5 Ago	544	67	3,03	4,86	2,05	0,80	0,210	0,422	1,67
6 Ago	477	70	2,08	4,58	2,86	0,75	0,210	0,624	1,82
7 Ago	376	61	0,56	4,39	3,66	0,74	0,155	0,812	1,34
1 Nov	262	40	4,06	4,13	2,44	0,78	0,254	0,591	1,58
2 Nov	143	29	1,37	3,49	2,03	0,72	0,232	0,582	2,31
3 Nov	897	25	4,75	2,02	1,91	0,44	0,025	0,946	4,18
4 Nov	1 476	41	1,70	1,28	2,50	0,24	-0,025	1,953	5,51
5 Nov	293	34	11,72	3,35	1,10	0,66	0,205	0,328	2,40
6 Nov	453	69	2,05	5,02	2,51	0,82	0,200	0,500	1,70
7 Nov	667	97	1,22	4,70	4,28	0,71	0,125	0,877	1,34
1 Feb	172	40	14,14	4,49	0,66	0,84	0,420	0,147	1,01
2 Feb	195	48	2,61	4,22	2,41	0,76	0,271	0,569	1,75
3 Feb	323	33	0,79	3,45	2,36	0,68	0,157	0,684	4,45
4 Feb	379	31	1,68	2,30	1,79	0,46	0,086	0,778	2,69
5 Feb	410	48	2,12	3,73	2,98	0,67	0,126	0,799	2,12
6 Feb	813	82	2,55	4,81	3,18	0,76	0,173	0,661	1,77
7 Feb	776	95	3,46	4,72	3,35	0,72	0,186	0,680	1,56
1 May	774	85	0,91	4,76	3,06	0,74	0,170	0,643	0,83
2 May	757	57	0,80	3,28	2,15	0,56	0,055	0,655	3,04
3 May	1 482	92	1,65	3,42	2,72	0,52	0,070	0,795	3,15
4 May	3 949	61	2,46	2,12	2,50	0,36	-0,017	1,179	4,99
5 May	3 661	64	2,44	1,80	2,35	0,30	-0,007	1,306	5,48
6 May	1 388	111	1,49	5,11	3,61	0,75	0,138	0,706	1,52
7 May	768	98	4,63	4,82	2,97	0,73	0,235	0,235	1,61

(Pallas, 1766) y *Cavernularia pusilla* (Philippi, 1835) aportan las mayores biomásas en las dos estaciones profundas (estaciones 6 y 7).

Por su parte, la distribución de las especies refleja un incremento generalizado en la riqueza específica conforme aumenta la profundidad, unido a un empobrecimiento en el número de taxones en las proximidades del colector (estaciones 3 y 4).

Evaluación ambiental de las comunidades faunísticas

Para la caracterización ambiental de las comunidades bentónicas se pueden emplear diversos métodos. De ellos, los empleados más habitualmente

son los métodos basados en las modificaciones de variables estructurales, los que se basan en variaciones en las distribuciones de individuos y biomásas y los que se fundamentan en la presencia de organismos indicadores (Cardell, 1996).

En la evaluación del grado de alteración de las comunidades sometidas a los vertidos del colector de Mompás se han utilizado las tres metodologías. En el primer grupo incluimos la diversidad y la equitatividad; en el segundo, la representación de las curvas de k-dominancia, el índice W y el índice SEP; en el tercero, el coeficiente biótico. La selección de los principales resultados obtenidos se muestra en la tabla IV. Según se observa en ella, los valores de la diversidad para las abundancias han sido desde bajos hasta muy bajos en la estación 4 (valor medio anual:

Tabla V. Relación de las cinco especies con mayores dominancias en cada una de las siete estaciones para cada época muestreada.

Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
Estación 1			
<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Diogenes pugilator</i>	<i>Ampelisca brevicornis</i>	<i>Polygordius appendiculatus</i>
26,7 %	23,3 %	17,4 %	18,0 %
<i>Diogenes pugilator</i>	<i>Paradoneis armata</i>	<i>Paradoneis armata</i>	<i>Diogenes pugilator</i>
14,6 %	13,0 %	11,6 %	10,3 %
<i>Paradoneis armata</i>	<i>Lembos spiniventris</i>	<i>Urothoe pulchella</i>	<i>Protodrillus</i> sp.
8,1 %	8,8 %	8,7 %	8,6 %
<i>Lembos spiniventris</i>	<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Magelona filiformis</i>	<i>Magelona johnstoni</i>
5,0 %	7,6 %	6,4 %	6,8 %
<i>Ampelisca brevicornis</i>	<i>Chaetozone gibber</i>	<i>Cumopsis fagei</i>	<i>Spio</i> sp.
6,2 %	5,3 %	4,1 %	4,8 %
Estación 2			
<i>Capitella capitata</i>	<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Paradoneis armata</i>	<i>Capitella capitata</i>
31,1 %	32,2 %	23,1 %	40,6 %
<i>Pectinaria koreni</i>	<i>Capitella capitata</i>	<i>Diogenes pugilator</i>	<i>Magelona johnstoni</i>
21,6 %	17,5 %	13,3 %	23,1 %
<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Nephtys hombergi</i>	<i>Magelona filiformis</i>	<i>Spio</i> sp.
13,2 %	6,3 %	9,7 %	7,1 %
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	<i>Spiochaetopterus costarum</i>	<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Paradoneis armata</i>
4,8 %	6,3 %	8,7 %	3,2 %
<i>P. paucibranchiata</i>	<i>Ampelisca brevicornis</i>	<i>Tellina fabula</i>	<i>Gastrosaccus normani</i>
3,4 %	4,0 %	5,6 %	2,0 %
Estación 3			
<i>Capitella capitata</i>	<i>Capitella capitata</i>	<i>Capitella capitata</i>	<i>Capitella capitata</i>
23,1 %	59,0 %	30,6 %	41,0 %
<i>Pectinaria koreni</i>	<i>Abarenicola clapanedii</i>	<i>Pelescolex benedeni</i>	<i>Magelona johnstoni</i>
23,0 %	21,2 %	24,8 %	24,8 %
<i>Abra alba</i>	<i>Malacoceros fuliginosus</i>	<i>Malacoceros fuliginosus</i>	<i>Pelescolex benedeni</i>
13,7 %	7,0 %	4,6 %	4,8 %
<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Spio</i> sp.
12,0 %	2,4 %	4,6 %	2,8 %
<i>Nephtys hombergi</i>	<i>Pelescolex benedeni</i>	<i>Abra alba</i>	<i>Ampelisca brevicornis</i>
4,2 %	1,6 %	4,3 %	1,9 %
Estación 4			
<i>Pectinaria koreni</i>	<i>Capitella capitata</i>	<i>Abra alba</i>	<i>Capitella capitata</i>
22,1 %	85,0 %	64,6 %	58,4 %
<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Nematoda</i> sd.	<i>Spio</i> sp.	<i>Malacoceros fuliginosus</i>
16,8 %	2,2 %	6,6 %	22,3 %
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	<i>Spio</i> sp.	<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Magelona johnstoni</i>
7,1 %	1,6 %	6,1 %	8,2 %
<i>Abra alba</i>	<i>Paradoneis armata</i>	<i>Nephtys hombergi</i>	<i>Abra alba</i>
6,2 %	1,2 %	3,2 %	1,3 %
<i>Nephtys hombergi</i>	<i>Nephtys hombergi</i>	<i>Capitella capitata</i>	<i>Spio</i> sp.
5,9 %	0,7 %	2,9 %	1,3 %
Estación 5			
<i>Paradoneis armata</i>	<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Paradoneis armata</i>	<i>Capitella capitata</i>
16,6 %	28,0 %	35,8 %	57,8 %
<i>Magelona johnstoni</i>	<i>Paradoneis armata</i>	<i>Chaetozone gibber</i>	<i>Malacoceros fuliginosus</i>
8,1 %	23,2 %	13,1 %	32,5 %
<i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Chaetozone gibber</i>	<i>Callianassa subterranea</i>	<i>Magelona johnstoni</i>
9,6 %	5,8 %	7,1 %	1,6 %
<i>Callianassa subterranea</i>	<i>Spiochaetopterus costarum</i>	<i>Magelona filiformis</i>	<i>Abarenicola clapanedii</i>
6,8 %	5,4 %	5,8 %	0,8 %
<i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Capitella capitata</i>	<i>Magelona johnstoni</i>	<i>Mactra stultorum</i>
6,5 %	4,4 %	5,3 %	0,5 %
Estación 6			
<i>Thyasira flexuosa</i>	<i>Chaetozone gibber</i>	<i>Chaetozone gibber</i>	<i>Chaetozone gibber</i>
17,8 %	14,4 %	16,5 %	15,0 %
<i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Thyasira flexuosa</i>	<i>Magelona filiformis</i>	<i>Magelona filiformis</i>
14,0 %	10,2 %	13,8 %	11,6 %
<i>Chaetozone gibber</i>	<i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Paradoneis armata</i>	<i>Edwardsia</i> sp.
9,8 %	6,0 %	7,4 %	8,1 %
<i>Lumbrineris cingulata</i>	<i>Ampelisca brevicornis</i>	<i>Thyasira flexuosa</i>	<i>Spiophanes bombyx</i>
7,8 %	5,7 %	7,1 %	4,4 %
<i>Ampelisca spinimana</i>	<i>Magelona filiformis</i>	<i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Aricidea fragilis</i>
4,8 %	5,3 %	5,8 %	5,0 %
Estación 7			
<i>Lumbrineris cingulata</i>	<i>Myriochele danielsenii</i>	<i>Thyasira flexuosa</i>	<i>Thyasira flexuosa</i>
15,4 %	15,9 %	17,9 %	15,1 %
<i>Thyasira flexuosa</i>	<i>Lumbrineris cingulata</i>	<i>Lumbrineris cingulata</i>	<i>Lumbrineris cingulata</i>
13,0 %	15,1 %	12,9 %	12,8 %
<i>Myriochele danielsenii</i>	<i>Thyasira flexuosa</i>	<i>Myriochele danielsenii</i>	<i>Chaetozone gibber</i>
12,5 %	12,0 %	9,0 %	9,0 %
<i>Ampelisca brevicornis</i>	<i>Chaetozone gibber</i>	<i>Chaetozone gibber</i>	<i>Tellina compressa</i>
8,8 %	6,4 %	5,5 %	6,4 %
<i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Chymentura tricirrata</i>	<i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Diastylis laevis</i>
6,1 %	3,1 %	3,9 %	3,9 %

2,48 bits); de moderados a muy bajos en la estación 3 (3,07 bits); de altos a muy bajos en la estación 5 (3,44 bits); de muy altos a moderados en la estación 2 (3,62 bits) y muy altos en las estaciones 1, 6 y 7 (4,37, 4,88 y 4,66 bits, respectivamente).

El índice de equitatividad corrobora en gran medida lo sucedido para la diversidad, reflejando un mejor reparto de los individuos por especies en las estaciones 1, 6 y 7, con mínimos valores en las estaciones 3 y 4.

Las curvas de k-dominancia de las siete estaciones a lo largo de las cuatro campañas, que se presentan en la figura 3, muestran, en la mayoría de los casos, una situación de alteración leve. Se ob-

serva, sin embargo, en los meses de noviembre (estaciones 3 y 4) y mayo (estaciones 2, 3, 4 y 5), representaciones gráficas características de medios polucionados.

La cuantificación numérica, proporcionada por el índice W, muestra la presencia de valores negativos (condiciones perturbadas) en la estación 4 en noviembre y en las estaciones 4 y 5 en mayo, estando muy próximos a 0 los resultados de la estación 3 en noviembre y las estaciones 2 y 3 en mayo. En el extremo contrario se encuadrarían las estaciones 1 y 7, en las que se registran los valores positivos más altos (condiciones no perturbadas con comunidades bien estructuradas).

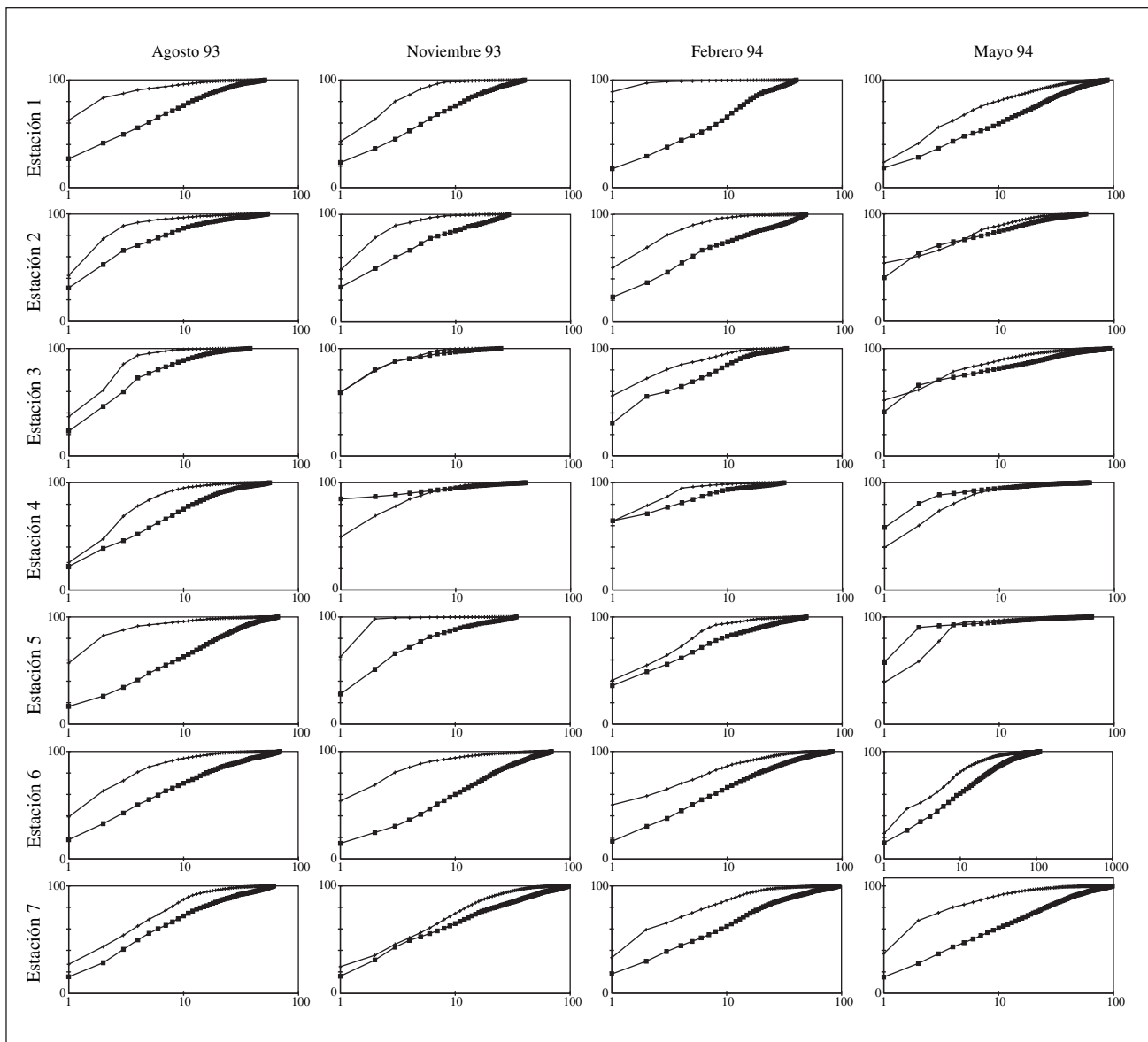


Figura 3. Curvas comparativas de abundancia (■) y biomasa (+) de Warwick (1986) para las siete estaciones en cada época del año muestreada. En abscisas se indica el rango de las especies y en ordenadas las dominancias acumuladas.

De manera muy parecida se comporta el índice SEP. Los resultados obtenidos con este descriptor concuerdan en gran medida con el índice W. Los valores superiores a 1, que reflejan situaciones de estrés, aparecen en la estación 4 en las campañas de noviembre y de mayo y en la 5 también en mayo, presentando la estación 3 en noviembre un valor muy próximo a la unidad. El resto de los datos muestran situaciones intermedias.

Los valores de CB calculados en las 28 muestras obtenidas en este estudio (tabla IV) colocan a la estación 1 (valor medio anual de 1,015) como la menos contaminada, si bien es cierto que en los muestreos de noviembre presenta una situación de desequilibrio, alcanzando el valor de 1,58 que la encuadraría dentro de una contaminación ligera. Las estaciones 2, 6 y 7 muestran una contaminación ligera en las cuatro épocas muestreadas. La estación 5, durante las campañas de agosto, noviembre y febrero, se encuadraría dentro de una contaminación ligera, presentando en mayo una situación de contaminación fuerte en la que las comunidades biológicas mostrarían una transición

hacia comunidades propias de medios muy contaminados. La estación más próxima al colector, la 3, muestra un comportamiento opuesto al de la anterior. Durante la mayor parte del año de muestreo, en las campañas de agosto, noviembre y febrero, se encuadraría dentro de una contaminación media, siendo en el mes de mayo cuando presenta una cierta mejoría al situarse dentro de una contaminación ligera. Finalmente, la estación 4 se situaría como ligeramente contaminada en agosto y febrero, mientras que, en mayo, la calidad ambiental disminuye al acercarse al límite de una contaminación fuerte, estado que alcanza en noviembre, cuando muestra una situación de comunidad fuertemente contaminada (figura 4).

El dendrograma de similaridad y la ordenación bidimensional de los 28 muestreos obtenidos a partir de los datos faunísticos (figuras 5 y 6), ha diferenciado cuatro grupos principales de estaciones.

- El grupo A engloba las estaciones más profundas del estudio: la 6 (50 m) y la 7 (65 m). En la estación 6, las especies más características han sido los poliquetos *Chaetozone gibber* Woodham &

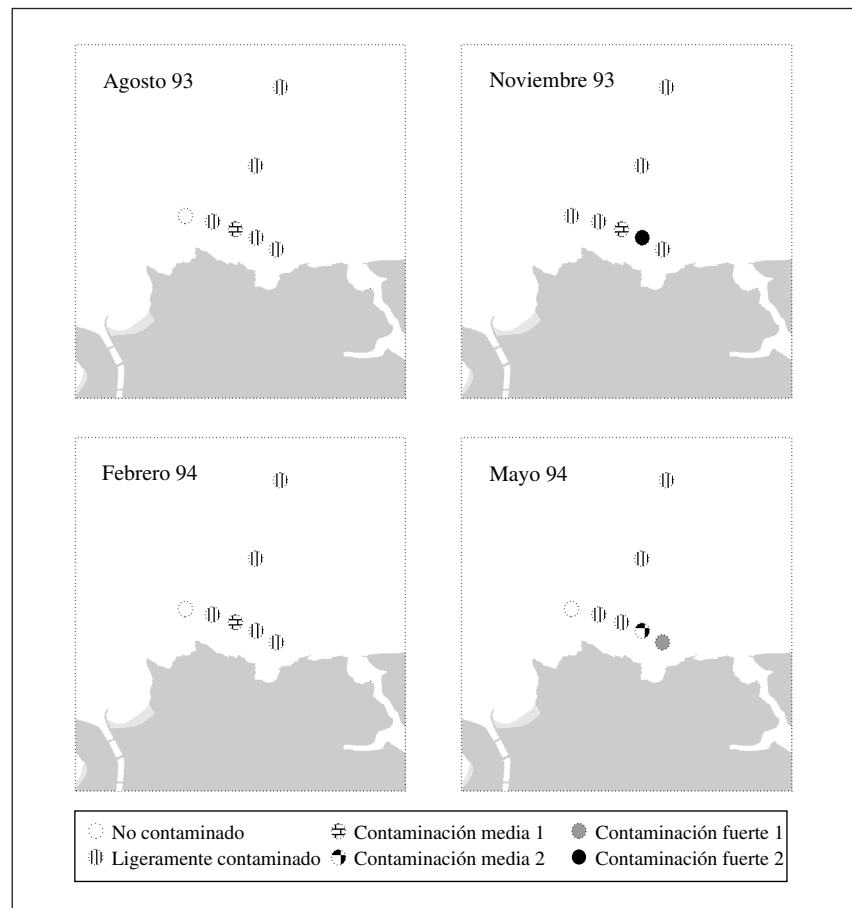


Figura 4. Estado ambiental de las estaciones según el coeficiente biótico (Borja, Franco y Pérez, 2000).

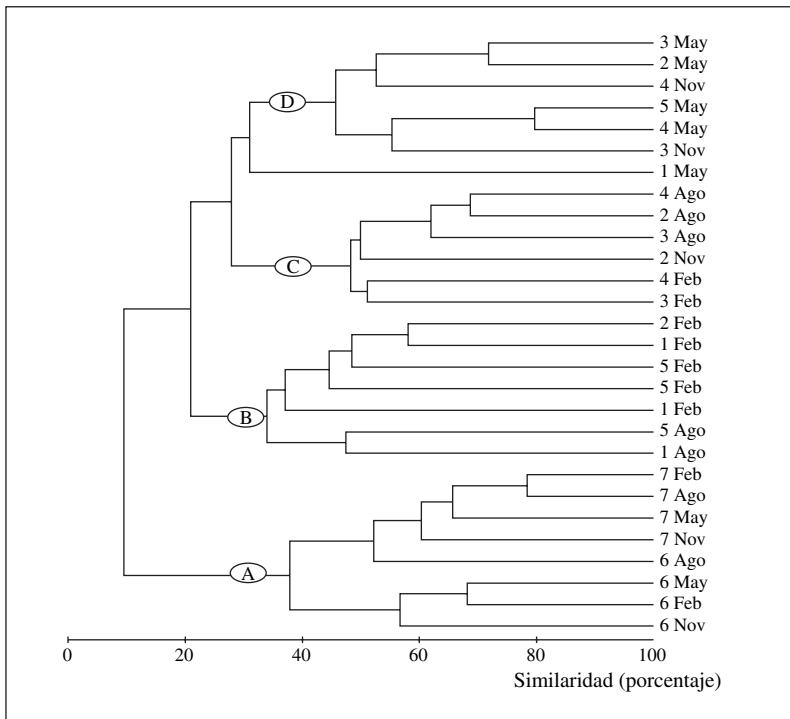


Figura 5. Dendrograma de afinidad de las siete estaciones en cada época del año a partir del índice de similitud de Bray-Curtis.

Chambers, 1994, *Magelona filiformis* Wilson, 1959 y *Spiophanes bombyx* (Claparède, 1870) y el molusco *Thyasira flexuosa* (Montagu, 1803), mientras que en la 7 han sido por este orden: *T. flexuosa* y los poliquetos *Lumbrineris cingulata* (Ehlers, 1897), *Myriochele danielsseni* Hansen, 1879, y *C. gibber*. Las principales contribuciones a la biomasa vienen dadas por los antozoos *V. cynomorium* y *C. pusilla*.

En este grupo la abundancia ha oscilado entre 376 y 1 378 indiv/0,6 m². El número de especies ha sido bastante elevado, identificándose entre 61 y 111 taxones distintos. La diversidad se ha situado entre los 4,39 y 5,11 bits y la equitatividad entre 0,71 y 0,82. El valor del CB se sitúa entre 1,34 y 1,82.

El sedimento estaría constituido por arena fangosa con contenidos moderadamente elevados en materia orgánica (2,04-2,99 %) y fango (6,72-24,08 %).

- El grupo B incluye básicamente las dos estaciones de la isóbata de los 35 m, que ocupan las posiciones más alejadas al colector de Mompás (estaciones 1 y 5). En la estación 1 han sido el crustáceo *Diogenes pugilator* (Roux, 1829), el poliqueto *Paradoneis armata* Glémarec, 1967 y el gasterópodo *N. reticulatus* las especies dominantes, mientras que en la estación 5 los poliquetos *P. armata*, *C. capitata*, *C. gibber* y el molusco *N. reticulatus* fueron las especies más numerosas.

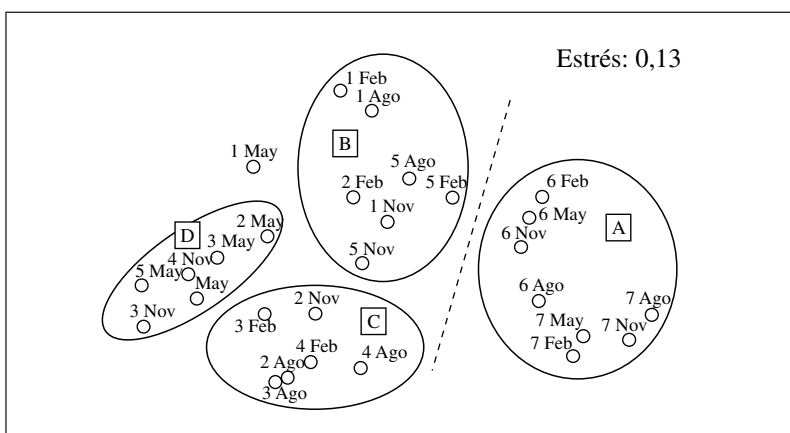


Figura 6. Ordenación bidimensional del MDS de las siete estaciones en cada época del año en función de las comunidades faunísticas.

En este grupo, el erizo irregular *E. cordatum*, en la estación 1, y el gasterópodo *N. reticulatus*, en la estación 5, han sido las especies que han contribuido a la biomasa en mayor medida.

El número de especies ha variado entre 34 y 67 taxones; la abundancia total entre 172 y 595 indiv/0,6 m²; la diversidad específica se ha situado entre 3,35 y 4,86 bits, y la equitatividad entre 0,66 y 0,84. El CB ha sido similar al del grupo anterior, oscilando entre 0,64 y 2,40.

Los sedimentos se han mostrado algo más heterogéneos; constituidos por arena fina y arena fangosa, presentaron unos porcentajes de materia orgánica de entre 1,09 y 1,93 y unas tasas de fango de 1,46 a 6,34 %.

- El grupo C ha seleccionado a las estaciones más próximas al colector (estaciones 2, 3 y 4) correspondientes a las campañas de febrero y agosto. Las mayores abundancias se han debido, en este caso, a los poliquetos *C. capitata* y *Pectinaria koreni* Malmgren, 1866 y a los moluscos *Abra alba* (Wood, 1802) y *N. reticulatus*. Por su parte, el poliqueto *Nephtys hombergi* Savigny, 1818 y el molusco *N. reticulatus* han contribuido en mayor medida a la biomasa.

Las abundancias totales han oscilado entre 143 y 970 indiv/0,6 m², y el número de especies entre 29 y 55 taxones. La diversidad y equitatividad se han mostrado inferiores a los dos grupos precedentes, obteniéndose un valor de entre 2,30 y 4,20 bits, en el primer caso, y entre 0,46 y 0,73 en el segundo. El CB, por el contrario, alcanza mayores valores, oscilando entre 1,31 y 4,45.

Los sedimentos de las estaciones de este grupo estarían constituidos por arena fangosa y fango arenoso, variando la materia orgánica entre 1,61 y 3,20 % y el contenido en fango (que se ha mostrado muy variable) entre 5,21 y 33,61 %.

- El grupo D ha englobado prácticamente las mismas estaciones que el grupo C, aunque, en este caso, se trata de las correspondientes a las campañas de noviembre y mayo. La especie más abundante ha sido el poliqueto *C. capitata*, con el 40,6 % y el 41 % del total de individuos en las estaciones 2 y 3 en mayo, el 58,4 % y el 57,8 % en las 4 y 5 en el mismo mes y el 59 % y el 85 % en las 3 y 4 en noviembre. Otras dos especies de poliquetos abundantes han sido *Malacoceros fuliginosus* (Claparède, 1868) y *Magelona johnstoni* Fiege, 2000. Entre los taxones que han aportado las mayores biomásas des-

tacamos al gasterópodo *N. reticulatus* y los poliquetos *M. fuliginosus*, *C. capitata* y *Abarenicola claparedii* Levinsen, 1883.

Las abundancias en este grupo han alcanzado los mayores valores, contabilizándose entre 757 y 3949 indiv/0,6 m². Por el contrario, la diversidad específica, que ha presentado valores comprendidos entre 1,28 y 3,44 bits, y la equitatividad (entre 0,24 y 0,56) han resultado ser las más bajas de las cuatro agrupaciones obtenidas. La riqueza específica ha variado entre 25 y 92 taxones, y el CB entre 3,04 y 5,48.

El sedimento estaría constituido por arena fina y arena fangosa, con un porcentaje de materia orgánica que ha oscilado entre 1,66 y 2,87 %, mientras el contenido en fango se ha situado entre 2,99 y 22,02 %.

DISCUSIÓN

A la vista de los resultados obtenidos podemos concluir que los vertidos de aguas residuales en el área de Mompás han provocado una alteración de las comunidades bentónicas y de las características de los sedimentos.

Del mismo modo, los datos hidrográficos registrados en las proximidades del colector delatan, aunque sea levemente, un empeoramiento en la calidad de las masas de agua circundantes.

En este sentido, los menores valores obtenidos para el oxígeno disuelto han correspondido a las masas de agua más próximas al colector (estaciones 2, 3 y 4). Una posible causa de estas disminuciones en las concentraciones de oxígeno podría estar ligada a los incrementos de aportes orgánicos procedentes del colector, que suponen un suministro extra de material susceptible de ser oxidado. A pesar de todo, nos hallamos ante masas de agua relativamente bien oxigenadas, cuyos valores no pueden considerarse dañinos para el desarrollo de la vida marina en general (Díaz *et al.*, 1992; Garmendia, 1997).

Los datos del pH obtenidos en este trabajo han resultado ser algo menores que los medidos en otras áreas de la costa vasca no afectadas por ningún tipo de vertido (Ibáñez, 1984; Aguirrezabalaga *et al.*, inédito; Borja *et al.*, inédito). Los valores más bajos de pH, que se alcanzan en las aguas más próximas al fondo y al foco emisor de los vertidos, pa-

recen relacionados con los descensos en la saturación de oxígeno.

Por otra parte, los datos correspondientes a la temperatura pueden considerarse normales para la plataforma guipuzcoana durante la época estival. La estratificación detectada, con diferencias de hasta 10°C entre la superficie y el fondo, también ha sido documentada anteriormente en nuestra costa (Flos *et al.*, 1978; Valencia, Motos y Urrutia, 1988; Ibáñez, 1984; Aguirrezabalaga *et al.*, inédito; Borja, *et al.*, inédito; Sola *et al.*, inédito; Franco *et al.*, 1996).

La composición granulométrica de los fondos revela un incremento de la fracción pelítica en las estaciones localizadas a mayor profundidad y en aquéllas más próximas al colector de Mompás. Aunque en el primer caso se trata de un fenómeno natural ya descrito en esta zona de la costa vasca (Martínez y Adarraga, 2001), la acumulación en la costa guipuzcoana de sedimentos muy finos en fondos situados por encima de los 40 m de profundidad correspondientes a tramos costeros con un elevado grado de exposición y en áreas relativamente alejadas de playas o estuarios, parece ser indicativa de aportes exógenos continuos de origen no natural.

Ambos conjuntos de estaciones se corresponderían con las dos zonas de sedimentación, descritas por Uriarte *et al.* (2001), provocada por el transporte de materiales finos desde la costa hacia las zonas más profundas de la plataforma continental, en el primer caso, mientras que en la segunda zona se relaciona más directamente con la acumulación de los materiales procedentes del colector de Mompás.

Aunque existen numerosas referencias en las que se relacionan valores o rangos de valores de materia orgánica y grados de nivel de alteración de los ecosistemas marinos (Bellan, 1985; Chapman, Dexter y Long, 1987; Aschan y Skullerud, 1990), no siempre resulta fácil establecer una relación directa entre ambas variables. En nuestro caso, los mayores valores de materia orgánica (estaciones 3, 4, 6 y 7) coinciden, como se ha señalado, con las tasas más altas de fangos. Sin embargo, parece lógico pensar que en las dos primeras, situadas a 35 m, estos incrementos respecto a las otras tres de la misma profundidad, sean más bien consecuencia de los vertidos, mientras que en las más profundas, puedan mejor ser consecuencia de procesos naturales propios de la dinámica y el transporte sedi-

mentario que tiene lugar en esta zona de la plataforma continental.

Con todo, podemos afirmar que las concentraciones halladas en las siete estaciones durante las cuatro épocas del año, no resultan excesivamente elevadas si son comparadas con las que tienen lugar en otros medios orgánicamente polucionados (Reish, 1959; Bellan, 1985; Chapman, Dexter y Long, 1987; Mora, Planas y Silva, 1989; Aschan y Skullerud, 1990; Ros *et al.*, 1990; Ferraro *et al.*, 1991; Cardell, 1996).

La mayoría de los valores obtenidos para esta variable se pueden encuadrar dentro de los rangos habituales medidos en sedimentos de la plataforma continental interna de Guipúzcoa (Martínez *et al.*, inédito; Aguirrezabalaga *et al.*, inédito; Borja *et al.*, inédito; Borja *et al.*, 1998; Borja *et al.*, 2000; Martínez y Adarraga, 2001). Los únicos valores que pueden considerarse moderadamente elevados, teniendo en cuenta el importante hidrodinamismo reinante en la zona de estudio, han correspondido a las estaciones cuyos fondos se encuentran más próximos al colector (estaciones 3 y 4).

Observaciones similares se desprenden de los datos correspondientes a las lecturas del potencial redox en la columna de sedimento. La posición de la capa RDP (redox potential discontinuity layer), en la que tiene lugar la transición entre registros positivos y negativos, resulta una variable válida para estimar el paso de condiciones aerobias a otras anaerobias (Fenchel y Riedl, 1970; Díaz *et al.*, 1992; Nilsson y Rosenberg, 1994; Saiz Salinas, Gabriela e Imaz, 1996), y también para evaluar el nivel de polución orgánica (Pearson y Stanley, 1979). Los valores obtenidos en nuestro estudio muestran una disminución gradual conforme se profundiza en la columna de sedimento, lo que concuerda con las apreciaciones de otros autores (Dale, 1974; Sáiz Salinas, Gabriela e Imaz, 1996), detectándose, además, los valores más bajos en los sedimentos próximos al colector. El caso más llamativo lo constituye la estación 3 correspondiente al mes de agosto, donde se midieron valores negativos desde la misma superficie, lo que sería un reflejo de unas condiciones de elevado enriquecimiento orgánico. Tomando como referencia los trabajos de Fenchel y Riedl (1970), estaríamos ante unos sedimentos bien o aceptablemente oxigenados en las estaciones 1, 2, 5, 6 y 7, y unos sedimentos más o menos reducidos en las estaciones 3 y 4, detectándose ligeras diferencias en función de la época del año.

El grado de afección de los vertidos evaluado a partir de los datos faunísticos no parece seguir un patrón homogéneo en el transcurso del año.

Los resultados obtenidos de la aplicación de los descriptores ecológicos considerados (H', J', W, SEP y CB), establecen una diferenciación entre los datos de agosto-febrero, por un lado, y mayo-noviembre por otro. En el primer caso, las condiciones ambientales parecen ser notablemente mejores, y las comunidades bentónicas existentes muestran un grado de alteración moderado. Por el contrario, en noviembre y, sobre todo, en mayo, el grado de desequilibrio de las comunidades es más acusado, especialmente en las estaciones situadas frente al colector y las inmediatamente más orientales (estaciones 3, 4 y 5), apareciendo especies y comunidades características de medios muy polucionados.

Esta desigualdad en cuanto al grado de afección de las comunidades en función de la época del año también se refleja a nivel de estaciones. Aunque no todos los índices ecológicos empleados discriminan por igual a las siete estaciones, se puede establecer, considerando los resultados conjuntamente, la siguiente clasificación de las mismas desde las más deterioradas a las menos alteradas (gradiente de desequilibrio creciente)

4 - 3 - 5 - 2 - 6 - 7 - 1
←

Este gradiente creciente en la pérdida de calidad ambiental que tiene lugar desde la estación situada frente al colector de Mompás hacia las estaciones más orientales, y acentuada durante los meses de mayo y noviembre, podría explicarse en gran medida por el régimen local de corrientes.

Las corrientes marinas en la zona de estudio siguen un modelo tipo bicapa de circulación. Las capas más superficiales, que se encuentran muy influidas por las corrientes de marea y los vientos dominantes, presentan dos patrones de comportamiento bien distintos.

En los meses invernales, las corrientes seguirían una dirección Oeste-Este, alcanzando su máxima intensidad en febrero, si bien ocasionalmente, y en función de la magnitud de los vientos dominantes, pueden alcanzar una gran intensidad en noviembre y diciembre.

El segundo modelo de circulación se produce desde mediados de julio hasta finales de octubre, con corrientes de tipo oscilatorio, siempre paralelas a la costa, y que son función directa de los vien-

tos dominantes en cada momento. En ciertos meses, como julio y agosto, la corriente predominante discurre hacia el Oeste, aunque esta situación no dura demasiado tiempo (Ibáñez, 1979; Ibáñez, 1984).

Por otra parte, la dirección del transporte de fondo, que muestra un comportamiento más homogéneo que el superficial, sigue una dirección preponderantemente Oeste-Este durante todo del año (Uriarte *et al.*, 2001; González, Uriarte y Mader, inédito).

Por último, la caracterización ecológica de las agrupaciones obtenidas a partir del análisis de similitud de los 28 muestreos realizados, permite ordenarlas en función de su mayor grado de contaminación de la manera siguiente.

1. Grupo D. Este grupo, que incluye las estaciones más próximas a la salida de los efluentes procedentes del colector de Mompás, se ha caracterizado por poseer los mayores valores para la abundancia y los índices SEP y CB, y los mínimos para la diversidad específica y la equitatividad. Las especies más representativas han sido las progresivas de Leppäkoski (1975) u oportunistas del grupo V de Glémarec y Hily (1981): especies con elevada tasa de reproducción y ciclo de vida corto. La especie más representativa de este grupo ha sido el poliqueto *C. capitata*, que en algún caso ha llegado a presentar dominancias próximas al 85%. Generalizando los resultados faunísticos, se podría enclavar este grupo dentro de la comunidad de *C. capitata* y de *C. capitata-M. fuliginosus*, ampliamente descritas en los medios polucionados de todo el mundo (Reish, 1959; Bellan, 1967; Pearson y Rosenberg, 1976).

2. Grupo C. En este grupo también se incluyen (con alguna excepción) las mismas estaciones que en el grupo anterior, siendo la diferencia principal la época en que tuvieron lugar los muestreos. A pesar de compartir muchas especies comunes con el grupo precedente, presenta una diversidad específica sensiblemente más elevada. Además del poliqueto *C. capitata*, cabría reseñar la importancia relativa que alcanzan el poliqueto *P. koreni* y los moluscos *A. alba* y *N. reticulatus*, especies que llegan a ser dominantes en la comunidad en ciertas épocas del año. Las estaciones de este grupo marcarían una transición de la comunidad de *C. capitata* hacia una comunidad de *A. alba*, comunidad habitual en medios orgánicamente enriquecidos y carac-

terizada por la alternancia de la especie que le da nombre en función de las características ambientales y de los ciclos reproductores de las especies acompañantes (Eagle, 1975; Rees y Walker, 1983).

3. Grupo B. Incluye básicamente las estaciones 1 y 5, que han mostrado valores moderadamente elevados para la diversidad específica y la equitatividad. De estas dos, la primera es la que presenta mejores condiciones ambientales (máximos para el índice W y mínimos para SEP y CB). Las especies que caracterizan a esta estación la colocarían durante la mayor parte del año en una situación intermedia entre una comunidad de *Venus* y una comunidad boreo-lusitánica de *Tellina*, variando a una comunidad próxima a la de *Spatangus purpureus-Venus fasciata* de Ford (1923) durante la campaña de mayo. La estación 5 muestra un grado de desequilibrio ambiental mayor. La asignación de comunidades faunísticas en esta estación, de granulometría más fangosa que la anterior, resulta algo más compleja. Generalizando los resultados, se podría asimilar a un estado transitorio entre una comunidad de *Venus* y una comunidad de *A. alba* durante gran parte del año, y a una comunidad de

C. capitata-M. fuliginosus en el mes de mayo (época en que se incluye dentro del grupo D).

4. Grupo A. Esta agrupación engloba a las estaciones más profundas del estudio, estaciones 6 (50 m) y 7 (65 m), que son, por otra parte, las que presentan mayores valores para la diversidad y la riqueza específica, altos para el índice W y bajos para los índices SEP y CB. Muchas de las especies presentes en ambas estaciones situarían a este grupo muy próximo a una comunidad de *Amphiura* en el sentido de Thorson (1957), si bien es reseñable cierto grado de desequilibrio ambiental, acentuado en la estación 6 (más próxima a la costa), y puesto de relieve, entre otros motivos, por la importancia relativa que adquieren ciertas especies de comportamiento oportunista, como el cirratúlido *C. gibber*.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresa su más sincero agradecimiento a Enrique Crespo Reigosa, patrón de la embarcación *Ana María* por su ayuda en los muestreos, así como a los revisores anónimos, por sus comentarios y sugerencias para mejorar el artículo.

Anexo I. Relación de todas las especies identificadas en el estudio junto a las estaciones donde fueron halladas.

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
Filo Porifera				
<i>Geodia cydonium</i> (Jameson, 1811)	5	—	—	—
<i>Hymedesmia</i> sp.	—	—	—	7
Filo Cnidaria				
<i>Tubularia</i> sp.	—	—	6	—
<i>Podocoryne carnea</i> Hincks, 1868	2,3,4	1,2,3,4,5	2,3,4,5	3,5,7
<i>Eudendrium</i> sp.	2	—	—	—
<i>Aglaophenia parvula</i> Bale, 1882	—	—	—	7
<i>Aglaophenia picardi</i> Svoboda, 1979	2	—	—	—
<i>Aglaophenia tubiformis</i> Marktanner-Turneretscher, 1890	2	—	—	—
<i>Amphisbetia operculata</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	7	—
<i>Gonothyraea loveni</i> (Allman, 18599)	7	—	—	—
<i>Hebella parasitica</i> (Ciamician, 1880)	2	—	—	—
<i>Laomedea calceolifera</i> (Hincks, 1871)	7	7	—	—
<i>Lovenella clausa</i> (Lovén, 1836)	—	7	7	—
<i>Obelia</i> sp.	—	—	—	3
<i>Sertularella gaudichaudi</i> (Lamouroux, 1824)	2	—	—	—
<i>Sertularia distans</i> Lamouroux, 1816	—	—	—	7
<i>Edwardsia</i> sp.	3,4,5	4,6	1,2,4,5,6,7	1,2,3,4,5,6,7

Anexo I (continuación).

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
<i>Sagartia troglodytes</i> Price, 1847	4	—	—	—
<i>Caryophyllia inornata</i> (Duncan, 1878)	—	—	—	3
<i>Aureliana heterocera</i> (Thompson, 1853)	—	1	—	3
<i>Cavernularia pusilla</i> (Philippi, 1835)	6,7	6,7	6,7	7
<i>Veretyllum cynomorium</i> (Pallas, 1766)	6	—	7	6
<i>Ceriantaria</i> sd.	—	1	—	6
Filo Plathyelminthes				
Platelminto sd.	—	—	—	3,5
Filo Nemertea				
<i>Cerebratulus</i> sp.	—	7	2,6,7	7
<i>Tubulanus polymorphus</i> Renier, 1804	2,3,4,5,6	2,4,7	1,4,5,6,7	1,3,4
Nemertea sd.	1,2,4,5,6	1,2,5,6,7	2,6	1,5,7
Filo Nematoda				
Nematoda sd.	2,3,4	3,4	2,3	3,4,5
Filo Sipuncula				
<i>Phascolion strombus</i> (Montagu, 1804)	—	6,7	6,7	6
<i>Golfingia procera</i> (Möbius, 1875)	—	—	—	7
Filo Annelida				
<i>Pisione remota</i> (Southern, 1914)	—	—	—	1
<i>Hermione histrix</i> (Savigny, 1818)	—	—	—	7
<i>Harmothoe ljunghmani</i> (Malmgren, 1865)	4	—	—	1,2,3,4,5,6,7
<i>Harmothoe lunulata</i> (Delle Chiaje, 1841)	—	—	—	1,2,6
<i>Harmothoe glabra</i> (Malmgren, 1865)	—	—	—	4,5
<i>Sigalion mathildae</i> Audouin & Milne-Edwards, 1832	1	—	5,6	1,6
<i>Sthenelais limicola</i> (Ehlers, 1864)	6	6,7	6,7	1,4,6,7
<i>Phyllodoce groenlandica</i> Örsted, 1842	6	—	—	—
<i>Phyllodoce lineata</i> (Claparède, 1870)	5	—	6	2,3,4,5,6,7
<i>Phyllodoce longipes</i> Kinberg, 1866	—	—	4,5	1,3,5,7
<i>Phyllodoce mucosa</i> (Örsted, 1843)	—	—	—	1,5
<i>Phyllodoce rosea</i> Pleijel, 1988	3,6	6,7	6	2,6
<i>Eumida bahusiensis</i> McIntosh, 1908	—	—	—	5
<i>Synelmis klatti</i> (Friedrich, 1951)	—	—	—	7
<i>Gyptis capensis</i> (Day, 1963)	—	—	—	1,6
<i>Exogone hebes</i> (Webster & Benedict, 1884)	—	—	1,6	—
<i>Eurysyllis tuberculata</i> Ehlers, 1864	—	—	—	1
<i>Syllis parapari</i> San Martín, 2001	—	1,6,7	6,7	6
<i>Syllis pontxoi</i> , San Martín 2001	—	—	—	1
<i>Syllis gracilis</i> Grube, 1840	—	—	—	3
<i>Nereis caudata</i> (Delle Chiaje, 1828)	3	—	—	—
<i>Nereis zonata</i> Malmgren, 1867	—	7	7	—
<i>Nephtys assimilis</i> Örsted, 1843	—	4,6,7	2	1,2,3,4,5,6,7
<i>Nephtys cirrosa</i> Ehlers, 1868	1,2,5	1	1	1,3,4,5
<i>Nephtys hombergi</i> Savigny, 1818	1,2,3,4,5,6,7	1,2,3,4,5,6,7	2,3,4,5,6,7	2,3,4,5,7
<i>Nephtys kersivalensis</i> McIntosh, 1908	7	6,7	2,4,6,7	1,2,3,7
<i>Nephtys</i> sp.	6	7	—	6
<i>Aglaophamus rubella</i> (Michaelsen, 1879)	—	—	2	1

Anexo I (continuación).

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
<i>Glycera alba</i> (Müller, 1788)	2,3,4,5,6,7	6,7	6,7	3,6,7
<i>Glycera lapidum</i> Quatrefages, 1865	6	6	7	1
<i>Glycera rouxii</i> Audouin & Milne Edwards, 1833	7	—	—	—
<i>Glycera tridactyla</i> Schmarda, 1861	1,2,5,6	3,4,5,6	1,2,3,5,6,7	1,2,3,4,6
<i>Glycera unicornis</i> Savigny, 1818	—	—	—	7
<i>Goniada maculata</i> Örsted, 1843	2,4,6,7	6,7	6,7	1,2,6
<i>Glycinde nordmani</i> (Malmgren, 1866)	—	6,7	7	—
<i>Hyalinoecia bilineata</i> Baird, 1870	6,7	4,6,7	6,7	6,7
<i>Hyalinoecia fauveli</i> Rioja, 1914	—	7	7	6,7
<i>Diopatra neapolitana</i> (Delle Chiaje, 1841)	—	—	1	—
<i>Lumbrineris fragilis</i> (Müller, 1776)	6	—	—	—
<i>Lumbrineris cingulata</i> (Ehlers, 1897)	6,7	6,7	2,3,5,6,7	4,5,6,7
<i>Lumbrineris latreilli</i> (Audouin & Milne Edwards, 1834)	—	7	—	—
<i>Abissoninoe hibernica</i> (McIntosh, 1903)	6	6	6	6
<i>Notocirrus scoticus</i> McIntosh, 1869	—	—	7	—
<i>Protodorvillea kefersteini</i> (McIntosh, 1865)	—	—	—	1
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (Okuda, 1937)	2	4	—	—
<i>Pseudopolydora antennata</i> (Claparède, 1868)	2	—	—	—
<i>Boccardia polybranchia</i> (Haswell, 1885)	—	4	—	—
<i>Polydora</i> sp.	4	—	—	—
<i>Dispio uncinata</i> Hartman, 1951	—	—	1,2	1
<i>Spiophanes bombyx</i> (Claparède, 1870)	2,3,4,5,6,7	1,3,4,5,6,7	1,2,4,5,6,7	1,2,3,4,5,6,7
<i>Spiophanes kroyeri</i> Grube, 1860	6,7	7	6,7	7
<i>Spio decoratus</i> Bobretzky, 1871	—	—	—	5,6
<i>Spio</i> sp.	2,4,5,7	1,3,4,5,6,7	2,3,4,5,7	1,2,3,4,5
<i>Nerine cirratulus</i> (O. F. Müller, 1806)	—	1	—	—
<i>Malacoceros fuliginosus</i> (Claparède, 1868)	2,3,	3,4,5	3,4,5	3,4,5
<i>Malacoceros vulgaris</i> (Johnston, 1827)	2,5,6	—	5,6,7	1,2,3,5,6,7
<i>Scolecopsis bonnieri</i> (Mesnil, 1896)	1	—	5	1
<i>Scolecopsis</i> sp.	—	—	2	—
<i>Aonides oxycephala</i> (Sars, 1862)	—	—	—	3
<i>Prionospio fallax</i> Söderström, 1920	6,7	—	7	—
<i>Prionospio multibranchiata</i> Berkeley, 1927	2,3,5	2	6	1,2,7
<i>Prionospio steenstrupi</i> Malmgren, 1867	2,4	2,4,6	5	1,3,6
<i>Prionospio</i> sp.	—	—	—	6
<i>Nerinides cantabra</i> Rioja, 1919	—	—	—	1,3
Spionidae sd.	—	—	2	—
<i>Magellona alleni</i> Wilson, 1958	5	4,5	2,5,6,7	6
<i>Magelona filiformis</i> Wilson, 1959	1,5,6	1,4,5,6,7	1,2,5,6,7	1,2,3,4,6,7
<i>Magelona johnstoni</i> Fiege, 2000	1,2,4,5,6	1,4,5,6	1,2,5,6	1,2,3,4,5,6,7
<i>Magelona minuta</i> Eliason, 1962	7	7	—	—
<i>Scolaricia typica</i> Eisig, 1914	4,5,6	1,6	1,2,5,6	1,6
<i>Orbinia</i> sp.	—	7	—	—
<i>Spiochaetopterus costarum</i> (Claparède, 1870)	1,2,3,4,5,6,7	1,2,3,4,5,6	1,2,3,4,5,6,7	2,3,4,6,7
<i>Mesochaetopterus sagittarius</i> (Claparède, 1870)	5	—	—	—
<i>Poecilochaetus serpens</i> Allen, 1904	—	—	7	1,2,3,4,5,6,7

Anexo I (continuación).

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
<i>Caulleriella alata</i> (Southern, 1914)	—	2,4	—	—
<i>Caulleriella</i> sp.	—	—	1,2	—
<i>Chaetozone gibber</i> Woodham & Chambers, 1994	1,5,6,7	1,4,5,6,7	2,3,4,5,6,7	1,2,3,5,6,7
<i>Chaetozone setosa</i> Malmgren, 1867	—	6	7	—
<i>Chaetozone</i> sp.	—	7	—	—
<i>Tharyx killariensis</i> (Southern, 1914)	7	6,7	7	6,7
<i>Tharyx</i> sp.	—	—	—	2,3,4
<i>Monticellina dorsobranchialis</i> (Kirkegaard, 1959)	—	7	7	—
<i>Dodecaceria concharum</i> Oersted, 1843	—	6	6,7	6
<i>Cirratulus filiformis</i> Keferstein, 1862	—	—	—	3,7
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	2,3,4	1,2,3,4,5	1,2,3,4,5,7	1,2,3,4,5,6
<i>Mediomastus fragilis</i> Rasmussen, 1973	5,6	1,4,5,6	1,2,3,5,6,7	1,2,3,6,7
<i>Notomastus latericeus</i> Sars, 1851	—	—	7	7
<i>Peresiella clymenoides</i> Harmelin, 1968	—	—	—	7
<i>Abarenicola claparedii</i> Levinsen, 1883	3,4	2,3	—	3,4,5
<i>Diplocirrus glaucus</i> (Malmgren, 1867)	6,7	7	5,6,7	7
<i>Pherusa monolifera</i> Delle Chiaje, 1841	3,4	1,2	1	—
<i>Pherusa</i> sp.	—	—	—	4
Flabelligeridae sd.	—	—	7	—
<i>Scalibregma inflatum</i> Rathke, 1843	—	7	—	—
<i>Branchiomaldane vincenti</i> Langerhans, 1881	—	—	5	—
<i>Euclymene oerstedii</i> (Claparède, 1863)	7	6,7	6,7	6,7
<i>Maldane glebifex</i> Grube, 1860	—	7	—	7
<i>Clymenura triccirrata</i> Belan & Reys, 1967	7	7	7	7
<i>Praxillella affinis</i> (Sars, 1872)	—	7	7	7
<i>Paradoneis armata</i> Glémarec, 1967	1,2,4,5,6,7	1,2,3,4,5,6,7	1,2,3,4,5,6	1,2,3,5,6
<i>Paradoneis lyra</i> (Southern, 1914)	6,7	4,6,7	6,7	1,5,6,7
<i>Aricidea catherinae</i> Laubier, 1967	6	6,7	6,7	6,7
<i>Aricidea cerruti</i> Laubier, 1967	—	—	—	1
<i>Aricidea claudiae</i> Laubier, 1967	7	7	—	7
<i>Aricidea fragilis mediterranea</i> Laubier & Ramos, 1973	6	6,7	6,7	3,4,5,6,7
<i>Aricidea cf. roberti</i> Hartley, 1984	6	6,7	6,7	6,7
<i>Aricidea simoniae</i> Laubier & Ramos, 1973	7	—	—	—
<i>Aricidea laubieri</i> Hartley, 1981	—	—	7	—
<i>Aricidea</i> sp.1	—	6	—	6
<i>Aricidea</i> sp.2	—	6	7	6,7
<i>Apistobanchus tullbergi</i> (Théel, 1879)	6,7	6,7	7	6
<i>Armandia cirrosa</i> Grube, 1868	6,7	7	6,7	—
<i>Armandia polyophtalma</i> Kükenthal, 1887	7	—	—	—
<i>Owenia fusiformis</i> Delle Chiaje, 1844	1,3,4,5,6,7	1,4,5,6,7	1,2,3,5,6	1,2,3,4,6,7
<i>Galathowenia oculata</i> (Zaks, 1922)	6,7	6,7	6,7	6,7
<i>Myriochele danielsseni</i> Hansen, 1879	6,7	6,7	6,7	6,7
<i>Pectinaria auricoma</i> (Müller, 1776)	3	6,7	—	—
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren, 1866	1,2,3,4,5,6,7	2,3,4,7	3,4,7	1,3,4,6,7
<i>Ampharete finmarchica</i> (Sars, 1866)	4,5,6,7	6,7	7	6
<i>Eclysippe vanelli</i> (Fauvel, 1936)	—	7	—	—

Anexo I (continuación).

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
<i>Lyssippe labiata</i> (Malgren, 1867)	—	7	—	—
<i>Melinna palmata</i> Grube, 1870	—	—	v	7
<i>Pista cristata</i> (Müller, 1776)	7	—	—	—
<i>Streblosoma intestinale</i> Sars, 1872	7	7	7	7
<i>Amphitrite johnstoni</i> Lamgren, 1805	7	—	—	3,7
<i>Amphitrite</i> sp.	—	—	—	3
<i>Polycirrus aurantiacus</i> Grube, 1860	—	—	3	1
<i>Terebellides ströemi</i> Sars, 1835	—	7	—	—
<i>Chone filicaudata</i> Southern, 1914	4,6	—	—	—
<i>Potamilla torelli</i> Malmgren, 1866	—	—	—	3
<i>Serpula concharum</i> Langerhans, 1880	—	6	—	—
<i>Hydroides norvegica</i> Gunnerus, 1768	—	7	—	—
<i>Polygordius appendiculatus</i> Fraipont, 1887	—	—	—	1
<i>Protodrillus</i> sp.	—	—	—	1
<i>Pelescolex benedeni</i> (Udekem, 1855)	3	3,4,5	3	2,3
Filo Mollusca				
<i>Circulus striatus</i> (Philippi, 1836)	1,5	—	5	—
<i>Ceratia proxima</i> (Forbes & Hanley, 1850)	—	7	6,7	6
<i>Bittium reticulatum</i> (Da Costa, 1778)	—	2	—	3
<i>Marshallora adversa</i> (Montagu, 1803)	—	2	—	—
<i>Aporrhais pespelecani</i> (Linnaeus, 1758)	7	—	—	—
<i>Lunatia alderi</i> (Forbes, 1838)	1,2,3,4,5,7	6,7	2,4,6,7	6,7
<i>Lunatia catena</i> (Da Costa, 1778)	—	—	—	7
<i>Lunatia fusca</i> (Blainville, 1825)	—	4	—	—
<i>Ocenebra erinacea</i> (Linnaeus, 1758)	3	—	—	—
<i>Hinia pygmaea</i> (Lamarck, 1822)	6	—	3,4	3
<i>Nassarius reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)	1,2,3,4,5,6	1,2,3,4,5,6	1,2,3,4,5,6,7	1,2,3,4,5,7
<i>Bela nebula</i> (Montagu, 1803)	1,5	1,2	—	—
<i>Mangelia attenuata</i> (Montagu, 1803)	2	—	—	—
<i>Mangelia powisiana</i> (Dautzenberg, 1887)	—	—	2	—
<i>Mangelia smithi</i> (Forbes, 1844)	—	—	—	6
<i>Raphitoma linearis</i> (Montagu, 1803)	—	7	3	—
Turridae sd.	—	—	—	7
<i>Cylichnina umbilicata</i> (Montagu, 1803)	5,6	—	6	6
<i>Rhizorus acuminatus</i> (Bruguière, 1792)	—	7	6	—
<i>Philine</i> sp.	—	—	—	6
<i>Cylichna cylindracea</i> (Pennant, 1777)	6	6,7	6,7	1,6
<i>Scaphander lignarius</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	1
<i>Acteon tornatilis</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	1,7
<i>Odostomia conoidea</i> (Brocchi, 1814)	6	6,7	7	—
<i>Turbonilla rufa</i> (Philippi, 1836)	—	—	—	6
Nudibranchia sd.	—	—	—	7
Gasteropoda sd.	—	6,7	6	5,6
<i>Nucula sulcata</i> Bronn, 1831	6,7	6,7	6,7	6,7
<i>Monia patelliformis</i> (Linnaeus, 1761)	—	—	—	3
<i>Myrtea spinifera</i> (Montagu, 1803)	7	—	—	—

Anexo I (continuación).

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
<i>Thyasira flexuosa</i> (Montagu, 1803)	2,4,5,6,7	4,6,7	6,7	6,7
<i>Tellinya ferruginosa</i> (Montagu, 1803)	1,4,5	3,5	1,5	6
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu, 1803)	—	1	—	6
Cardiidae sd.	—	—	—	4,6,7
<i>Chamelea striatula</i> (Linnaeus, 1758)	6	—	6	—
<i>Timoclea ovata</i> (Pennant, 1777)	7	6,7	7	7
<i>Dosinia exoleta</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	6
<i>Venus casina</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	6	6
<i>Mactra stultorum</i> (Linnaeus, 1758)	5	—	4,7	1,2,3,4,5,6,7
<i>Spisula subtruncata</i> (Da Costa, 1778)	1,2,3,4,5	1,6	6	6
<i>Tellina crassa</i> (Pennant, 1777)	—	7	—	—
<i>Tellina compressa</i> Brocchi, 1814	7	7	6,7	7
<i>Tellina fabula</i> (Gmelin, 1791)	1,2,3,4,5,6	1,2,3,4,5,6	1,2,3,4,5,6,7	1,2,3,6
<i>Tellina serrata</i> Renier in Brocchi, 1814	7	7	7	7
<i>Psammobia costulata</i> (Turton, 1822)	—	—	—	6
<i>Abra alba</i> (Wood, 1802)	1,2,3,4,5,6,7	2,3,4,5,6,7	3,4,5,6,7	2,3,4,5,6,7
<i>Abra prismatica</i> (Montagu, 1808)	—	—	6,7	7
<i>Phaxas pellucidus</i> (Pennant, 1777)	5,6	6,7	6,7	3,4,7
<i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792)	3,4	—	7	6
<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	3
Bivalvia sd.	2	7	—	3
Scaphopoda sd.	—	—	—	7
Aplacophora sd.	—	7	—	—
Filo Arthropoda				
Cladocera sd.	7	7	—	—
Ostracoda sd.	1,6	—	—	3,5
Copepoda sd.	1,6,7	—	—	1,3,5,6,7
<i>Verruca ströemia</i> (O. F. Müller, 1776)	3	—	—	3
<i>Gastrosaccus normani</i> (Sars, 1877)	1,3,4,5,6	1,2,4,5,6	—	1,2,3,4,5,6
<i>Gastrosaccus sanctus</i> (Van Beneden, 1861)	—	—	2,6	—
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Göes, 1864)	—	—	—	1,2,3,4,5
<i>Anchialina agilis</i> (Sars, 1877)	5,6	5	—	—
<i>Cumopsis fagei</i> Bacescu, 1956	—	—	1,2,3	1,2,5,6
<i>Iphinoe trispinosa</i> (Goodsir, 1843)	—	—	4	2,5
<i>Bodotria armoricana</i> LeLoeuff & Intes, 1977	1,4,5	—	—	1,2,3,4,5,6,7
<i>Bodotria pulchella</i> (Sars, 1878)	—	—	7	—
<i>Bodotria scorpioides</i> (Montagu, 1804)	—	—	—	1,6
<i>Pseudocuma similis</i> Sars, 1900	5	—	3	2,3,4,5,6,7
<i>Dyastilis bradyi</i> Norman, 1879	1,4	3,4	1,2,3,4,5,6,7	1,2,3,4,5,6,7
<i>Dyastilis laevis</i> Norman, 1869	4,5,7	7	7	2,3,5,6,7
<i>Dyastilis rathkei</i> (Kröyer, 1841)	1,5	—	1,3,4	3,6
<i>Eocuma dimorpha</i> Fage, 1928	1,4,5	6	—	1,2,3,5
<i>Gnatia oxyuraea</i> (Liljeborg, 1855)	7	—	—	—
<i>Eurydice inermis</i> Hansen, 1890	2	5	4	1,2,3,4,5
<i>Eurydice spinigera</i> Hansen, 1890	2	—	—	—
<i>Conylera cylindracea</i> (Montagu, 1803)	—	7	7	—

Anexo I (continuación).

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
<i>Arcturella</i> sp.	—	7	—	—
Bopyridae sd.1	1	—	—	—
Bopyridae sd.2	—	7	7	—
Bopyridae sd.3	—	—	—	6
<i>Anoplodactylus petiolatus</i> (Kroyer, 1844)	—	—	7	—
<i>Hyppomedon denticulatus</i> (Bate, 1857)	1,5	1,5	1,2,5	1,3,5
<i>Tryphosites longipes</i> (Bate & Westwood, 1861)	—	—	—	7
<i>Nannonyx goësi</i> (Boeck, 1871)	—	—	—	6
<i>Ampelisca armoricana</i> Bellan-Santini, 1981	3	—	7	1,7
<i>Ampelisca brevicornis</i> (Costa, 1853)	1,2,3,4,5,6,7	1,2,3,4,5,6,7	1,3,4,6,7	1,2,3,4,6,7
<i>Ampelisca heterodactyla</i> Schellenberg, 1925	1,2,5	5,6	2,6	6,7
<i>Ampelisca sarsi</i> Chevreux, 1888	7	—	6,7	7
<i>Ampelisca spinimana</i> Chevreux, 1900	3,4,5,6,7	3,4,5,7	3,4,6,7	3,4,7
<i>Ampelisca spooneri</i> Dauvin & Bellan-Santini, 1982	5,7	—	1	—
<i>Ampeliscas tenuicornis</i> Lijjegorg, 1855	6,7	7	7	7
<i>Ampelisca</i> sp.	—	—	—	1,6
<i>Argissa hamatipes</i> (Norman, 1869)	—	—	—	5
<i>Leucothoe incisa</i> Robertson, 1892	1,2,3,4,5	1,2,3,4,7	1,3,5,6	1,2,4,5,6
<i>Leucothoe richiardi</i> Lessona, 1865	—	—	—	7
<i>Sthenothoe marina</i> (Bate, 1856)	—	—	—	1,4
<i>Sthenothoe</i> sp.	—	—	—	3
<i>Gammarella fucicola</i> (Leach, 1814)	—	—	—	1,4,5
<i>Melita obtusata</i> (Montagu, 1813)	—	7	7	5,6,7
<i>Melita</i> sp.	7	—	—	—
<i>Bathyporeia elegans</i> Watkin, 1938	—	—	—	1
<i>Bathyporeia tenuipes</i> Meinert, 1877	5	6	5	3,4
<i>Urothoe brevicornis</i> Bate, 1862	—	—	1,4,6	6
<i>Urothoe elegans</i> (Bate, 1856)	—	—	—	5,6
<i>Urothoe grimaldi</i> Chevreux, 1895	—	—	1	—
<i>Urothoe marina</i> (Bate, 1857)	—	—	1,2	2,4,6
<i>Urothoe poseidonis</i> Reibisch, 1905	1,4,5	1,2,3,5	1,2,5	2,3
<i>Urothoe pulchella</i> (Costa, 1853)	1,5	1,2,6	1,2,4,5,6	1,3,6
<i>Westwoodilla caecula</i> (Bate, 1856)	—	—	—	7
<i>Monoculodes carinatus</i> (Bate, 1856)	1	—	—	—
<i>Periculodes longimanus</i> (Bate & Westwood, 1868)	1,6	1,7	2,3,4,5,6,7	1,3,4,5,6,7
<i>Pontocrates altamarinus</i> (Bate & Westwood, 1868)	1	1,7	1,5	1,3,6
<i>Pontocrates arenarius</i> (Bate, 1858)	—	1	1	1
<i>Synchelidium maculatum</i> Stebbing, 1906	—	—	6	7
<i>Synchelidium haplocheles</i> (Grube, 1864)	—	—	7	—
<i>Harpinia antennaria</i> Meinert, 1890	6,7	7	7	7
<i>Apherusa bispinosa</i> (Bate, 1856)	—	—	—	7
<i>Megaluropus agilis</i> Hoeck, 1889	—	—	—	2,3,4,5
<i>Sextonia longirostris</i> Chevreux, 1920	1	1	1,2,5	1,6
<i>Photis longicaudata</i> (Bate & Westwood, 1862)	—	7	—	6
<i>Unciola crenatipalma</i> (Bate, 1862)	—	—	—	5
<i>Siphonoecetes striatus</i> Myers & McGrath, 1979	7	—	—	5,7

Anexo I (continuación).

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
<i>Atylus falcatus</i> Metzger, 1871	—	—	1,2,3,4	1
<i>Atylus swammerdani</i> (Milne-Edwards, 1830)	—	—	5,6,7	—
<i>Atylus vedlomensis</i> (Bate & Westwood, 1862)	—	—	3	6
<i>Aora typica</i> (Kroyer, 1845)	—	—	—	3,4
<i>Microdeutopus chelifera</i> (Bate, 1862)	—	—	—	2
<i>Microdeutopus versiculatus</i> (Bate, 1856)	—	—	—	3,4
<i>Lembos longipes</i> (Liljeborg, 1852)	2	2	—	—
<i>Lembos spiniventris</i> (Della Valle, 1893)	1,2,5	1,2,6	3,5,6,7	2,3,4,6
<i>Lembos</i> sp.	—	7	—	—
Aoridae sd.	—	7	—	—
<i>Gammaropsis maculata</i> Johnston, 1828	1	—	—	—
Gammaridea sd.	7	—	6	2
<i>Paryambus typicus</i> (Krøyer, 1842)	4,6,7	—	7	1,2,3,4,5,6,7
<i>Ptisica marina</i> Slabber, 1769	4	7	—	3
<i>Caprella</i> sp.	—	—	—	4
<i>Tanaopsis graciloides</i> (Liljeborg, 1864)	—	6,7	—	—
<i>Nebalia bipes</i> Fabricius, 1780	4,5,6	3,5	2,5,6	3,4,6
<i>Lysiosquilla eusebia</i> (Risso, 1816)	1	—	—	3
<i>Processa modica</i> Williamson & Rochanaburanon, 1979	1,2,3,4,5,6,7	2,4,7	2,5	1,2,3,4,5,6,7
<i>Processa novelli holtuisi</i> Al-Adhub & Williamson, 1975	—	3,4	2,5	2,5,7
<i>Phyllocheras bispinosus</i> (Hailstone, 1835)	2,4,5,6	5,6,7	—	1,2,3,4,6,7
<i>Phyllocheras trispinosus</i> (Hailstone, 1835)	—	—	—	3,4
<i>Callianassa truncata</i> Giard & Bonnier, 1890	1,2,3,4,5,6	1,5,6,7	2,5,6	1,2,6
<i>Callianassa subterranea</i> (Montagu, 1808)	—	—	5	—
<i>Diogenes pugilator</i> (Roux, 1829)	1,2,5	1,2,4,5	1,2,4,5	1,2
<i>Pagurus chevreuxi</i> (Bouvier, 1896)	—	—	—	3,4,5
<i>Pagurus prideauxi</i> Leach, 1815	1	—	—	—
<i>Pagurus benhardus</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	3,5
<i>Anapagurus laevis</i> (Bell, 1846)	4	7	—	2,5
<i>Ebalia</i> sp.	—	—	2,7	—
<i>Corystes cassivelaunus</i> (Pennant, 1777)	5,6	—	1,6	1,2,3,4,5,6
<i>Atelecyclus rotundatus</i> (Olivi, 1792)	—	—	—	1
<i>Liocarcinus holsatus</i> (Fabricius, 1798)	7	—	—	4,5
<i>Liocarcinus pusillus</i> (Leach, 1815)	1,2,3,4,5	1,2,4	—	1,2,3,4,5
<i>Monodaeus couchii</i> (Couch, 1851)	2	—	—	—
<i>Polybius henslowi</i> Leach, 1820	—	1	3	—
<i>Maja squinado</i> (Herbst, 1788)	—	—	—	3
<i>Galathea</i> sp.	—	—	—	4
Larvas de Decapoda	1,2,3,4,5	—	—	1,2,3,4,5,6
Filo Phoronida				
<i>Phoronis mülleri</i> Sellys-Longchamps, 1903	2	6	—	6
Filo Bryozoa				
<i>Amathia lendigera</i> (Linnaeus, 1761)	4,6	—	—	—
<i>Aetea anguina</i> (Linnaeus, 1758)	2	—	—	—
<i>Bowerbankia imbricata</i> (Adams, 1798)	—	—	—	7
<i>Chartella tenella</i> (Hincks, 1887)	—	—	—	3

Anexo I (continuación).

Época del año	Agosto 93	Noviembre 93	Febrero 94	Mayo 94
<i>Scruparia</i> sp.	2	—	—	—
Filo Chaetognata				
<i>Sagitta</i> sp.	—	—	—	6
Filo Echinodermata				
<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant, 1777)	1,2,3,4,5,6	1,3,5	1,2,5,6	1,3,6
<i>Echinocyamus pusillus</i> (O. F. Muller, 1776)	—	—	6	1
<i>Ophiura texturata</i> (Linnaeus, 1758)	1,5	—	—	1
<i>Acrocnida brachiata</i> (Montagu, 1804)	—	7	6	—
<i>Amphiura filiformis</i> (O. F. Muller, 1776)	6	6,7	7	7
<i>Labidoplax digitata</i> (Montagu, 1815)	—	—	—	6,7
<i>Thyone fusus</i> (O. F. Muller, 1788)	—	—	7	—
Filo Hemichordata				
<i>Balanoglossus</i> sp.	2,4	—	—	—
Filo Chordata				
<i>Solea lascaris</i> Risso, 1810	4	—	—	—
<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758	5	—	—	—

BIBLIOGRAFÍA

- Aschan, N. M. y A. M. Skullerud. 1990. Effects of changes in sewage pollution on soft-bottom macrofauna communities in the inner Oslofjord, Norway. *Sarsia* 75: 169-190.
- Bellan, G. 1967. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. 1 Partie. Le secteur de Cortiou. *Rev. Int. Oceanogr. Med.* VI-VII: 53-87.
- Bellan, G. 1985. Effects of pollution and man-made modifications on marine benthic communities in the Mediterranean: a review. En: *Mediterranean marine ecosystems*. M. Moraitou-Apostolopoulou y V. Kiortsis (eds.): 163-194. Universidad de Atenas. Atenas.
- Beukema, J. J. 1988. An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Marine Biology* 99: 425-433.
- Borja, A., J. Franco, M. J. Belzunce y V. Valencia. 2000. *La Red de Vigilancia y Control de la Calidad de las Aguas Litorales del País Vasco: Años 1998-1999*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Servicio de Publicaciones del Gobierno Vasco: 94 pp.
- Borja, A., J. Franco y V. Pérez. 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 (12): 1100-1114.
- Borja, A., V. Valencia, J. Franco, A. Uriarte y R. Castro. 1998. *La Red de Vigilancia y Control de la Calidad de las Aguas Litorales del País Vasco: Años 1995-1996*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Servicio de Publicaciones del Gobierno Vasco: 196 pp.
- Cardell, M. J. 1996. *Estructura y dinámica de la macrofauna bentónica en sedimentos marinos sometidos a vertidos domésticos e industriales: efecto de las aguas y lodos residuales de la planta depuradora de Sant Adrià de Besòs (Barcelonès)*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona: 450 pp.
- Chapman, P. M., R. N. Dexter y E. R. Long. 1987. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the sediment quality triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* 37: 75-96.
- Clarke, K. R. 1990. Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 138: 143-157.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical and interpretation*. Natural Environment Research Council. Plymouth: 144 pp.
- Craeymeersch, J. A. 1991. Applicability of the abundance/biomass comparison method to detect pollution effects on intertidal macrobenthic communities. *Hydrobiologie Bulletin* 24 (2): 133-140.
- Dale, N. G. 1974. Bacteria in intertidal sediments: Factors related to their distribution. *Limnol. Oceanogr.* 19 (3): 509-518.
- Dauer, D. M. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 26 (5): 249-257.
- Dauer, D. M., M. W. Luckenbach y A. J. Rodi Jr. 1993. Abundance biomass comparison (ABC method): effects of an estuarine gradient, anoxic/hypoxic events and contaminated sediments. *Marine Biology* 116: 507-518.
- Díaz, R. J., R. J. Neubauer, L. C. Schaffner, L. Phil y S. P. Baden. 1992. Continuous monitoring of dissolved oxygen in an estuary experiencing periodic hypoxia and the effect of hypoxia on macrobenthos and fish. *Science Total Environmental Suppl.* 1992: 1055-1068.

- Eagle, R. A. 1975. Natural fluctuation in a soft bottom benthic community. *Journal of marine biological association UK* 55: 865-878
- Fenchel, T. M. y R. J. Riedl. 1970. The sulphide system: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottom. *Marine Biology* 7: 255-268.
- Ferraro, S. P., R. C. Swartz, F. A. Cole y D. W. Schults. 1991. Temporal changes in the benthos along a pollution gradient: discriminating the effects of natural phenomena from sewage-industrial waste-water effects. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 33: 383-407.
- Flos, J., M. Zabala, X. Toldra, X. Iríbar, M. Vicens, G. Iguñiz, J. L. Hernando, J. Camps y J. Güell. 1978. *Estudio Oceanográfico de la zona nerítica comprendida entre Fuenterrabía y Zarautz. Datos de Agosto de 1976-Septiembre de 1977*. Informe Final. Departamento de Ecología y Universidad de Barcelona. Barcelona, España: 242 pp.
- Ford, E. 1923. Animal communities of the level sea-bottom in the waters adjacent to Plymouth. *Journal. Marine Biological Association (United Kingdom)* 13: 164-224.
- Franco, J., V. Valencia, A. Borja, R. Castro y A. Uriarte. 1996. *Campaña de medición de variables biológicas y físico-químicas en el estuario del río Deba y área costera adyacente*. Informe técnico. Departamento de obras hidráulicas y urbanismo. Diputación Foral de Gipúzcoa: 154 pp.
- Garmendia, J. M. 1997. *El macrozoobentos submareal de la Ría de Ares y Betanzos II: Estructura faunística, dinámica poblacional en sedimentos arenosos e impacto inicial de la marea negra del Aegean Sea*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela (A Coruña), España: 557 pp.
- Glémarec, M. y C. Hily. 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica Oecologia Applicata* 2: 139-150.
- Grall, J. y Glémarec, M. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44 (sup. A): 43-53.
- Gray, J. S., M. Aschan, M. R. Carr, K. R. Clarke, R. H. Green, T. H. Pearson, R. Rosenberg y R. M. Warwick. 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Friedfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series* 46: 151-165.
- Hily, C. 1984. *Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest*. Tesis doctoral. Universidad de Bretaña Occidental. Brest, Francia: 359 pp.
- Ibáñez, M. 1979. Hydrological studies and surface currents in the coastal area of the Bay of Biscay. *Lurralde* 2: 37-75.
- Ibáñez, M. 1984. Oceanografía física del golfo de Vizcaya. *Colección Temas Vizcaínos* 109: 1-55 pp.
- Leppäkoski, E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis Ser. B.* 35 (2): 1-96.
- Majeed, S. A. (1987). Organic matter and biotic indices on the beaches of North Brittany. *Marine Pollution Bulletin* 18 (9): 490-495.
- Martínez, J. e I. Adarraga. 2001. Distribución batimétrica de comunidades macrobentónicas de sustrato blando de la plataforma continental de Guipúzcoa (golfo de Vizcaya). En: *XI Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (22-25 de febrero, 2000. Torremolinos, Málaga, España). J. E. García Raso (ed.). *Boletín. Instituto Español de Oceanografía* 17 (1-2): 33-48.
- McManus, J. W. y D. Pauly. 1990. Measuring ecological stress: variations on a theme by R. M. Warwick. *Marine Biology* 106: 305-308.
- Meire, P. M. y J. Dereu. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal Appl. Ecology* 27: 210-223.
- Mora, J., M. Planas y R. Silva. 1989. Impacto de la contaminación orgánica en la Ensenada de Lourizán. *Cahiers de Biologie Marine* 30: 181-199.
- Nilsson, H. C. y R. Rosenberg. 1994. Hypoxic response of two marine benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 115: 209-217.
- Pearson, T. H. y R. Rosenberg. 1976. A comparative study of the effects on the marine environment of wastes from cellulose industries in Scotland and Sweden. *Ambio* 5: 77-79.
- Pearson, T. H. y S. O. Stanley. 1979. Comparative measurements of the Redox potential of marine sediments as a rapid means of assessing the effect of organic pollution. *Marine Biology* 53: 371-379.
- Pielou, E. C. 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal Theoretical Biology* 10: 370-383.
- Rees, E. I. S. y J. M. Walker. 1983. Annual and spatial variation in the Abra community in Liverpool bay. *Oceanologica acta* 1983: 165-169.
- Reish, D. J. 1959. An ecological study of pollution in Los Angeles-Long Beach Harbors, California. *Allan Hancock Foundation Publications* ocasional paper 22: 117 pp.
- Ritz, D. A., M. E. Lewis y M. Shen. 1989. Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid seacages. *Marine Biology* 103: 211-214.
- Roberts, R. D., M. R. Gregory y B. A. Fosters. 1998. Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study. A dredge spoil example. *Marine Pollution Bulletin* 36 (3): 231-235.
- Ros, J., M. J. Cardell, V. Alva, C. Palacín e I. Llobet. 1990. Comunidades sobre fondos blandos afectados por un aporte masivo de lodos y aguas residuales (Litoral frente a Barcelona, Mediterráneo Occidental): Resultados preliminares. *Bentos* 6: 407-423.
- Saiz Salinas, J. I., G. Gabriela y X. Imaz. 1996. *Uso de bioindicadores en la evaluación de la contaminación de la Ría de Bilbao*. Servicio editorial de la Universidad del País Vasco/EHU. Bilbao (Vizcaya), España: 128 pp.
- Sánchez Mata, A. 1996. *El macrozoobentos submareal de la Ría de Ares y Betanzos: Estructura biosedimentaria y dinámica poblacional. Impacto de la marea negra del Aegean Sea*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela (A Coruña), España: 628 pp.

- Shannon, C. E. y W. Weaver. 1963. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana (EE UU): 117 pp.
- Thorson, G. 1957. Bottom communities (sublittoral or shallow shelf). *Mem. Geol. Soc. Am.* 67: 461-534.
- Trask, P. D. 1950. *Applied sedimentation*. John Wiley & Sons Inc. Nueva York: 707 pp.
- Uriarte, A., M. González, J. Mader, F. Izko y M. B. Collins. 2001. Transporte de sedimentos sobre la plataforma continental interna cantábrica: Regeneración de playas, dragados y vertidos. *Resúmenes de las VI Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos*. Palma de Mallorca, España: 107-108.
- Valencia, V., L. Motos y J. Urrutia. 1988. Estudio de la variación temporal de la hidrografía y el plancton en la zona nerítica frente a San Sebastián. *Informes Técnicos del Departamento de Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco* 20: 81 pp. + anexos.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92: 557-562.
- Warwick, R. M., T. H. Pearson y Ruswayani. 1987. Detection pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology* 95: 193-200.
- Weisberg, S. B., J. A. Ranasinghe, D. M. Dauer, L. C. Schaffner, R. J. Díaz y J. B. Frithsen. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries* 20 (1): 149-158.