

La comunidad macrobentónica del estuario del Guadalquivir

F. Baldó, A. M. Arias y P. Drake

Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Apartado Oficial. E-11510 Puerto Real (Cádiz), España.
E-mail: pilar.drake@icman.csic.es

Recibido en marzo 2000. Aceptado en septiembre 2000.

RESUMEN

La comunidad macrobentónica intermareal del estuario del Guadalquivir (últimos 50 km de su cauce principal) fue estudiada entre mayo de 1997 y abril de 1999 mediante la toma mensual de cinco réplicas de sedimento, usando una draga Ekman-Birge (15 × 15 cm), en cinco estaciones de muestreo situadas a 50, 40, 32, 20 y 8 km de la desembocadura.

Se han contabilizado 24 taxones diferentes, aumentando la riqueza de especies desde la zona más limnética (12) a la más marina (22). De ellos, sólo cuatro (*Oligochaeta*; *Nereis diversicolor* Müller, 1776; *Streblospio shrubsolii* (Buchanan, 1890) y *Corophium orientale* Schellenberg, 1928) pueden ser considerados como constantes (presentes en más del 75 % de los meses) en al menos una estación de muestreo, mientras que diez fueron raros (presentes en menos del 12 % de los meses) en todo el estuario. De igual forma, se ha encontrado una fuerte dominancia de un grupo muy reducido de especies, aunque variando los taxones dominantes de unas estaciones de muestreo a otras: *Oligochaeta* en las dos estaciones más internas, el anfípodo *C. orientale* en la estación intermedia y los poliquetos *N. diversicolor* y *S. shrubsolii* en las estaciones más marinas.

Por término medio, la densidad macrobentónica fue más elevada en la estación más marina del estuario (5 409 indiv · m⁻²; 9 118 mg PSLC · m⁻²), donde su abundancia numérica mostró un marcado patrón estacional (mínimos en verano y máximos en otoño/invierno). En las restantes estaciones de muestreo, si bien la densidad de la comunidad mostró pronunciadas oscilaciones temporales, no existió un patrón estacional claro, estando estos cambios determinados fundamentalmente por la evolución de las densidades de los correspondientes taxones dominantes. La distribución espacial y, en menor medida, temporal de estos taxones estuvo muy condicionada por el gradiente salino, que mostró una variación considerable entre el primer año (muy lluvioso) y el segundo (seco).

Durante la realización del estudio, un volumen considerable de agua dulce ácida con elevado contenido en metales pesados entró en el estuario como consecuencia del accidente minero ocurrido en Aznalcóllar en abril de 1998. De acuerdo con el índice de similitud de Bray-Curtis entre muestras, no existen diferencias significativas (tests ANOSIM encajados de dos vías; $p > 0,05$ para los datos de abundancia y biomasa) en la estructura de la comunidad macrobentónica del estuario entre el primer año (antes del vertido) y el segundo (después del vertido), pero sí ($p < 0,01$) entre las distintas estaciones de muestreo.

Palabras clave: Macrobentos, estuario del Guadalquivir, gradiente salino, golfo de Cádiz.

ABSTRACT

The macrobenthic community of the Guadalquivir estuary

The intertidal macrobenthic community of the Guadalquivir estuary (last 50 km) was studied between May 1997 and April 1999 at five sampling sites located to 50, 40, 32, 20 and 8 km from the river mouth.

Five monthly replicates were taken at each sampling site by means of an Ekman-Birge grab (15 × 15 cm). A total of 24 taxa were collected but the specific richness increased from the inner (12) to the outer estuary (22). Only four taxa (*Oligochaeta*; *Nereis diversicolor* Müller, 1776; *Streblospio shrubsolii* (Buchanan, 1890) and *Corophium orientale* Schellenberg, 1928) were considered as constant (present in more than 75 % of the months) for at least one sampling site, while ten were rare (present in less than 12 % of the months) through the estuary. There was a clear dominance of a small number of species, although the dominant taxa changed from one site to another: *Oligochaeta* at the two inner sites; the amphipod *C. orientale* at the intermediate site; the polychaetes *N. diversicolor* and *S. shrubsolii* at the two outer sites.

On average, the macrobenthic density was higher at the most marine site (5 409 indiv · m⁻²; 9 118 mg AFDW · m⁻²), where numerical abundance showed noticeable seasonal pattern (minimum values in summer and maximum in autumn/winter). In the rest of the estuary, although the community density oscillated over time, a clear seasonal trend was not observed. The spatial and temporal density of dominant taxa seemed to maintain a strong relation with the salinity gradient. The latter showed considerable differences between the first (wet) year and the second (dry) year.

As a consequence of the accident occurred in the Aznalcollar mine in April 1998, a considerable volume of untreated acid fresh water, with a high content in metals, was released into the estuary. According to the Bray-Curtis similarity index between samples, there were no significant differences in the benthic community of the estuary between the first (before the spill) year and the second (after the spill) year (two-way nested ANOSIM tests; $p > 0.05$ for abundance and biomass data). However, differences were significant ($p < 0.01$) between sampling sites.

Key words: Macrobenthos, Guadalquivir estuary, salinity gradient, Gulf of Cadiz.

INTRODUCCIÓN

Las zonas de estuario, debido a su elevada productividad, son utilizadas por algunas especies marinas como zona de alimentación de sus fases jóvenes. Dentro de estos ecosistemas, las zonas intermareales suelen ser consideradas como áreas típicas de alimentación de los juveniles de peces (Costa y Elliott, 1991). Simultáneamente los estuarios sufren el efecto de las numerosas actividades humanas que se desarrollan en ellos o bien en la cuenca de recepción de sus ríos, tendiendo a acumular en sus sedimentos diferentes tipos de contaminantes. Por ello, los organismos bentónicos están entre los más sensibles a la hora de detectar el efecto de dichas actividades.

El estuario del Guadalquivir no es una excepción: desempeña un papel muy importante como zona de cría de numerosas especies marinas (Fernández-Delgado *et al.*, 2000) y, al mismo tiempo, afronta los efectos de diversas actividades del hombre, especialmente mineras y agrícolas. Sin embargo, hasta el momento no existía ninguna información sobre su comunidad bentónica. Cuando se estaba realizando este estudio, tuvo lugar un accidente en la mina de Aznalcollar (25 de abril de 1998). Como consecuencia, un volumen considerable de agua dulce ácida con elevado contenido en metales pesados, sobre todo zinc, fue vertido en el río Guadiamar, un afluente del Guadalquivir que descarga sus aguas en el estuario a aproximada-

mente 20 km de la desembocadura (Grimalt, Ferrer y Macpherson, 1999).

En el presente trabajo se muestran los resultados del estudio de dos ciclos anuales de la comunidad macrobentónica intermareal a lo largo de los últimos 50 km del estuario del Guadalquivir, siendo el primero de los ciclos previo al vertido tóxico y el segundo posterior.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron mensualmente, entre mayo de 1997 y abril de 1999, en cinco estaciones de muestreo (La Horcada, La Mata, Tarfía, La Esparraguera y Bonanza) localizadas a lo largo de los últimos 50 km del estuario (50, 40, 32, 20 y 8 km de la desembocadura, respectivamente) (figura 1). En muestras de sedimento tomadas en las estaciones de muestreo se analizaron las características granulométricas. En general, el fondo es limo arcilloso, excepto en la zona más externa donde presenta un composición limo arenosa (tabla I).

En cada estación y fecha de muestreo, la temperatura y salinidad del agua fue estimada tanto al comienzo de las mareas crecientes (diurna y nocturna) como de las correspondientes vaciantes.

Las muestras se tomaron en la zona intermareal de la margen izquierda del río, consistiendo en cinco réplicas extraídas con una draga Ekman-Birge (15 cm × 15 cm) en cada una de las estaciones de

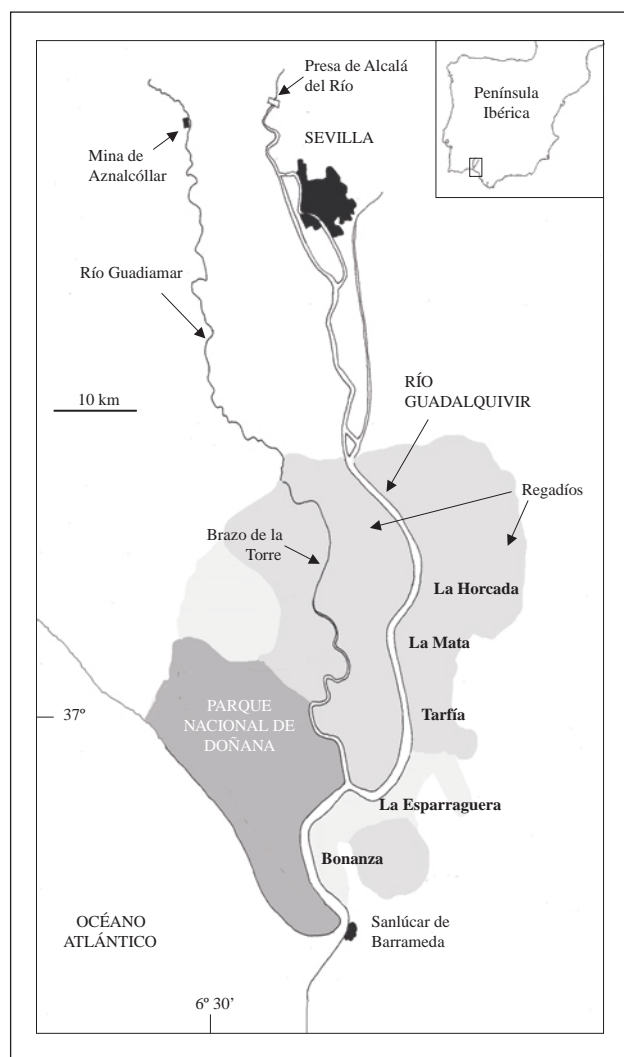


Figura 1. Mapa del estuario del Guadalquivir en el que se indican las cinco estaciones de muestreo: La Horcada, La Mata, Tarfía, Esparraguera y Bonanza.

muestreo. El sedimento fue filtrado a través de un tamiz de 0,5 mm de luz de malla. Los individuos retenidos se separaron por especies, o por las menores unidades taxonómicas posibles, se contaron y se estimó su biomasa total. Los resultados se expresaron como número de individuos y gramos de peso seco libre de cenizas (PSLC) por m². Para cada uno de los taxones se calculó su constancia (porcentaje de muestras en las que aparece dicho taxón) y su dominancia (porcentaje de individuos de dicho taxón del total de individuos capturados) en cada una de las estaciones de muestreo.

La afinidad entre las muestras se analizó utilizando el paquete estadístico PRIMER. A partir de los datos de abundancia numérica y biomasa (transformados con la raíz cuarta) se calcularon

Tabla I. Características granulométricas del sedimento en las cinco estaciones de muestreo.

	Arcilla (%) (<2 µm)	Limo (%) (2-63 µm)	Arena (%) (>63 µm)	φ medio (µm)
La Horcada	23,5	72,0	4,4	15,2
La Mata	24,6	75,2	0,2	9,3
Tarfía	22,8	74,0	3,2	15,1
La Esparraguera	14,5	75,5	10,0	28,0
Bonanza	7,9	49,5	42,6	60,9

sendas matrices de similitud, utilizando el índice de Bray-Curtis (programa clúster). Basadas en dichas matrices se realizaron ordenaciones bidimensionales de las muestras (programa MDS) (Clarke y Warwick, 1994). Por último, para comprobar si existían diferencias significativas en la comunidad macrobentónica entre ambos ciclos anuales (antes y después del vertido tóxico), se utilizaron tests ANOSIM (Clarke y Green, 1988) encajados (factor principal: año; factor encajado: lugar).

RESULTADOS

Condiciones del medio

El caudal del río Guadalquivir está regulado por la presa de Alcalá del Río, situada a 108 km de su desembocadura. El estuario no está estratificado y las isohalinas son prácticamente verticales. Sin embargo, en el tramo considerado en este estudio se establece horizontalmente un marcado gradiente salino (figura 2). Excepcionalmente, en periodos de fuertes lluvias, como ocurrió en el invierno de 1998, el caudal del río es tan voluminoso que la influencia marina casi desaparece. En los años secos, como el segundo ciclo de este estudio, el gradiente salino se mantiene estable, aunque con ciertas variaciones en el intervalo de salinidades observadas en cada zona causadas por un cambio del caudal desembalsado (principalmente por necesidades de riego). La salinidad media diaria registrada en los dos puntos más externos estuvo habitualmente entre 17 y 27 (en el caso de Bonanza), y entre 5 y 15 (en el caso de La Esparraguera). En el punto intermedio (Tarfía) se mantuvo normalmente entre 4 y 7, mientras que en los dos más internos (La Mata y La Horcada) raramente sobrepasó 4.

La temperatura es, por el contrario, bastante homogénea en todo el estuario, aunque mostrando el típico patrón estacional correspondiente a la lati-

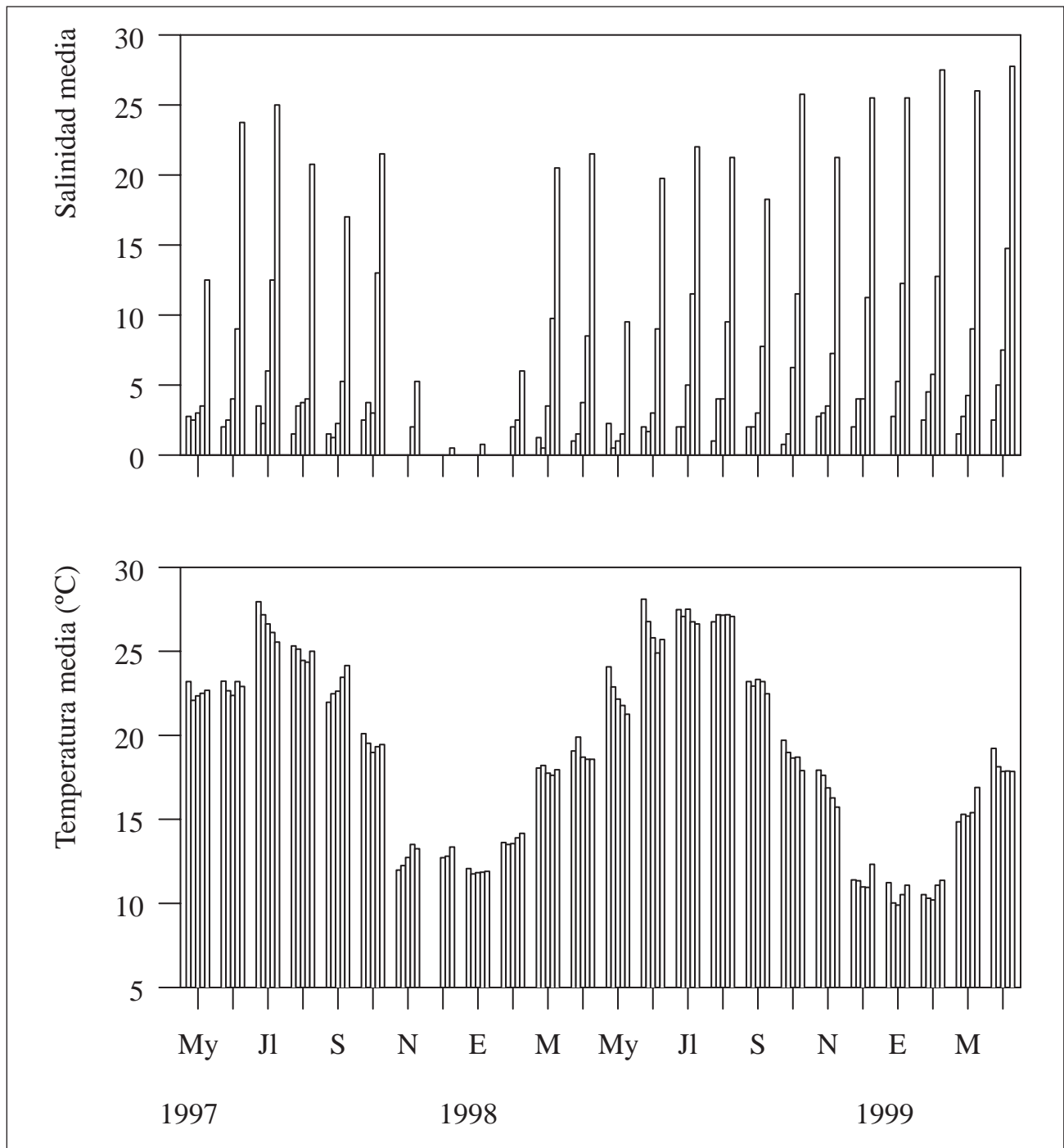


Figura 2. Valores medios mensuales de salinidad y temperatura del agua en el estuario del Guadalquivir entre mayo de 1997 y abril de 1999. Para cada mes, de izquierda a derecha, La Horcada, La Mata, Tarfía, La Esparraguera y Bonanza.

tud del área de estudio, con máximos veraniegos (28 °C) y mínimos invernales (10 °C).

Comunidad macrobentónica

Un total de 32 003 individuos, pertenecientes a 24 taxones diferentes, fue recolectado en el estuario

del Guadalquivir durante los dos años de muestreo. Los crustáceos, con 11 especies diferentes, y los poliquetos, con 6, fueron los grupos mejor representados. En general, la riqueza específica de la comunidad bentónica fue baja: el número de taxones observados en cada punto de muestreo osciló entre los 12 de los puntos más internos y los 22 en-

contrados en la estación con mayor influencia marina (tabla II).

La ordenación de las muestras evidencia solapamiento entre los dos ciclos anuales, así como entre las estaciones de muestreo (figura 3). No obstante, los resultados de los tests ANOSIM encajados (factor principal: año; factor encajado: lugar) aplicados a las matrices de similitud de la abundancia numérica y biomasa indican que en la comunidad bentónica no existen diferencias significativas ($p > 0,05$; $R = -0,116$ y $-0,160$ para los datos de abundancia y biomasa, respectivamente) entre el primer año (antes del vertido) y el segundo (después del vertido), pero sí ($p < 0,01$; $R = 0,636$ y $0,605$ para la abundancia y biomasa, respectivamente) entre las distintas estaciones de muestreo.

Constancia y dominancia

De los 24 taxones observados sólo cuatro (17 %) pueden ser considerados como constantes (presentes en más del 75 % de los meses) en al menos una estación de muestreo: Oligochaeta (todas, excepto La Esparraguera), el anfípodo *Corophium orientale*

(La Mata) y los poliquetos *Nereis diversicolor* (La Esparraguera y Bonanza) y *Streblospio shrubsolii* (Bonanza) (tabla II). Por el contrario, diez (42 %) fueron raros (presentes en menos del 12% de los meses) en todo el estuario.

Asimismo, en la comunidad macrobentónica existe una fuerte dominancia de un grupo muy reducido de taxones, representando, entre los dos más abundantes en cada estación, más del 90 % del total de individuos capturados, con la excepción de La Esparraguera, donde los dos taxones más abundantes representaron sólo el 64 % de la captura (tabla II). No obstante, los taxones dominantes varían de una zona a otra: Oligochaeta en las dos estaciones más internas, el anfípodo *C. orientale* en la estación intermedia (Tarfía) y los poliquetos *N. diversicolor* y *S. shrubsolii* en las estaciones más marinas (La Esparraguera y Bonanza, respectivamente).

Evolución espacio-temporal de la densidad

Por término medio, la densidad macrobentónica fue más elevada en la zona más marina del estuario (Bonanza), mientras que las densidades mínimas

Tabla II. Constancia (C) y dominancia (D) de las especies de macroinvertebrados bentónicos del estuario del Guadalquivir. (NE): nemertinos; (PO): poliquetos; (OL): oligoquetos; (MO): moluscos; (CR): crustáceos; (IN): insectos.

	La Horcada		La Mata		Tarfía		La Esparraguera		Bonanza	
	C	D	C	D	C	D	C	D	C	D
<i>Tetrastemma</i> sp. NE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0
<i>Alkmaria romijni</i> (Horst, 1919) PO	4,3	0,0	4,3	0,0	47,8	9,2	0,0	0,6	8,3	0,0
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780) PO	8,7	0,1	4,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0
<i>Nereis diversicolor</i> Müller, 1776 PO	17,4	0,4	17,4	0,0	17,4	0,3	33,3	47,2	95,8	4,0
<i>Notomastus cf latericius</i> Sars, 1850 PO	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0
<i>Polydora</i> sp. PO	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0
<i>Streblospio shrubsolii</i> (Buchanan, 1890) PO	17,4	0,2	4,3	0,0	56,5	1,9	54,2	12,0	83,3	74,3
Oligochaeta OL	100,0	65,3	100,0	53,1	82,6	1,9	54,2	12,2	91,7	17,0
<i>Cerastoderma</i> sp. MO	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0
<i>Scrobicularia plana</i> Da Costa, 1778 MO	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,1	58,3	2,4
<i>Corophium orientale</i> Schellenberg, 1928 CR	65,2	30,8	82,6	39,3	69,6	81,0	45,8	17,0	25,0	0,1
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758) CR	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,2	12,5	0,2	8,3	0,0
<i>Cyathura carinata</i> (Kröyer, 1848) CR	4,3	0,1	0,0	0,0	17,4	0,2	20,8	0,7	75,0	0,8
<i>Lekanesphaera rugicauda</i> (Leach, 1814) CR	4,3	0,0	0,0	0,0	13,0	0,1	8,3	0,1	12,5	0,0
<i>Mesopodopsis salabberi</i> (Van Beneden, 1861) CR	13,0	1,1	13,0	0,1	13,0	1,5	25,0	2,8	50,0	0,2
<i>Neomysis integer</i> (Leach, 1815) CR	43,5	1,4	52,2	7,1	39,1	3,5	25,0	3,3	33,3	0,1
<i>Paragnathia formica</i> (Hesse, 1864) CR	8,7	0,1	8,7	0,0	8,7	0,0	8,3	0,1	20,8	0,0
<i>Philoscia</i> sp. (?) CR	0,0	0,0	8,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Rhopalophthalmus mediterraneus</i> Nouvel, 1960 CR	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,1	8,3	0,0
<i>Synidotea laticauda</i> Benedict, 1897 CR	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,1	16,7	0,0
<i>Tylos</i> sp. (?) CR	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Chironomidae IN	8,7	0,3	0,0	0,0	4,3	0,0	4,2	0,1	4,2	0,0
Dolichopodidae IN	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,2	3,2	50,0	0,8
Collembola IN	0,0	0,0	8,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0

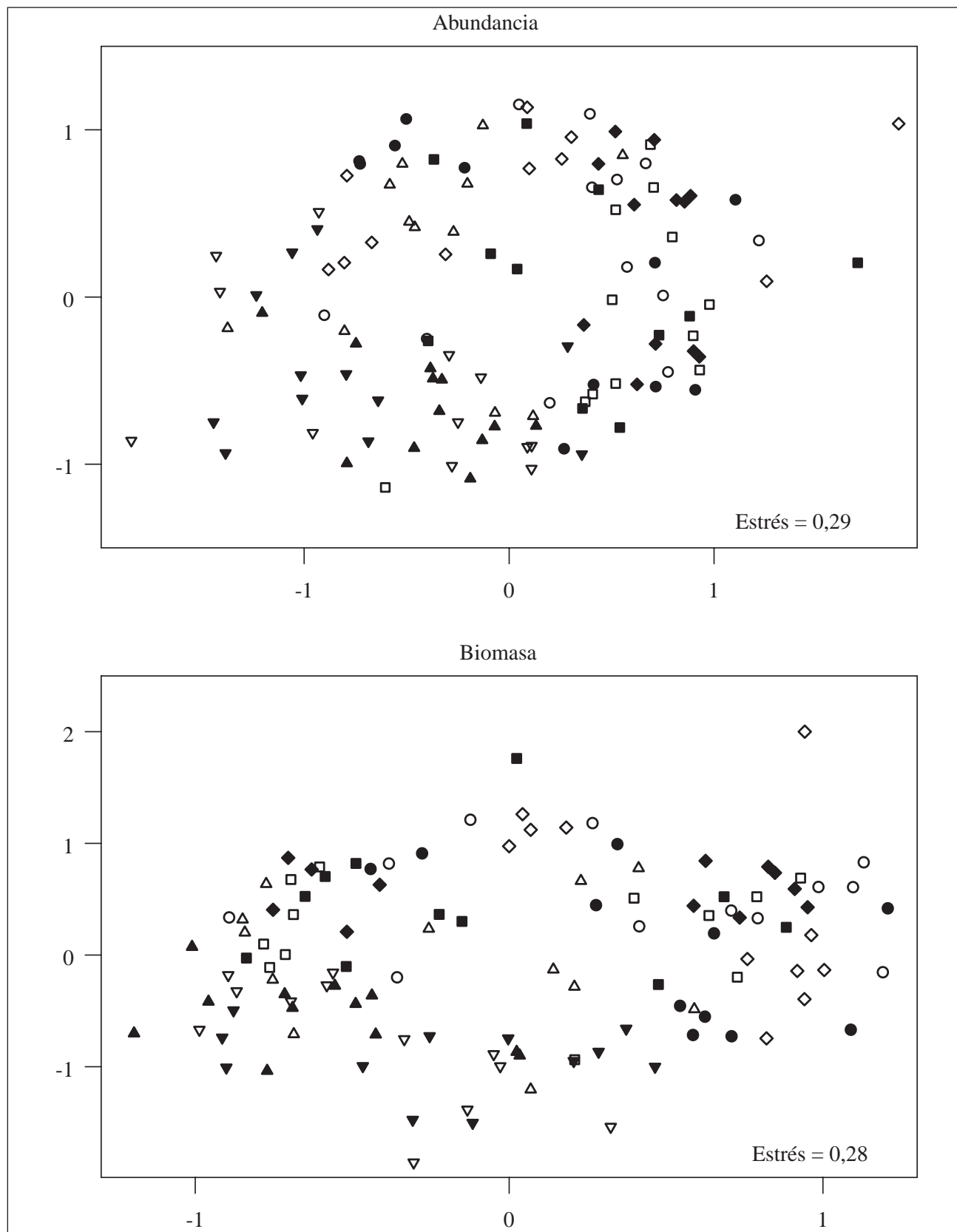


Figura 3. Ordenación bidimensional de las muestras de macrobentos del estuario del Guadalquivir. Los símbolos blancos y negros corresponden, respectivamente, al primer año y al segundo. (○● La Horcada, ◇◆ La Mata, □■ Tarfia, △▲ La Esparraguera, ▽▽ Bonanza).

fueron observadas tanto en la estación más limnética (La Horcada) como en La Esparraguera (tabla III). Aunque en esta última, dado el mayor tamaño de sus especies dominantes, la biomasa mostró valores similares a las de las otras dos estaciones intermedias (La Mata y Tarfía).

En la estación más externa (Bonanza) se observó un marcado patrón estacional de la abundancia numérica, con mínimos en verano y máximos en otoño o invierno, según el año. En el resto de los casos, si bien la densidad de la comunidad mostró pronunciadas oscilaciones temporales, no existió un patrón estacional claro (figura 4). Como veremos a continuación, estos cambios vienen marcados fundamentalmente por la evolución de las densidades de los taxones dominantes en cada estación (figura 5).

Nereis diversicolor Müller, 1776

Aunque esta especie estuvo presente en todo el estuario, su densidad sólo fue apreciable en el tramo de clara influencia marina (La Esparraguera y Bonanza). En él, las oscilaciones observadas en su densidad estuvieron estrechamente ligadas a los cambios de salinidad en el estuario: un descenso de la salinidad coincidió normalmente con una disminución de la densidad existente en ese momento (comparar figuras 2 y 5). De hecho, el reclutamiento otoñal-invernal del segundo año fue considerablemente más elevado, coincidiendo con un periodo muy seco.

Streblospio shrubsolii (Buchanan, 1890)

El carácter marino de esta especie fue aún más acentuado que en la anterior: sólo en Bonanza su densidad llegó a valores superiores a los 500 individuos por m² (figura 5). En general, muestra una evolución estacional con valores mínimos en verano. Durante el invierno y la primavera del primer año se produjo una reducción drástica de su población, coincidiendo con el periodo de fuertes llu-

vias (comparar figuras 2 y 5). Las curvas de abundancia numérica y biomasa evolucionaron paralelamente, indicando que la recolonización tuvo lugar, probablemente, a partir de individuos nacidos fuera del área de estudio.

Oligochaeta

En este taxón no ha sido posible hacer separación por especies. Dada la discontinuidad espacial observada en su abundancia (figura 5), es muy probable que la especie o especies dominantes en el sector más limnético sean diferentes de las del tramo más externo. Para la zona más interna, los oligoquetos mostraron una evolución temporal con mínimos invernales y máximos en verano - otoño. Normalmente, su densidad fue máxima en La Mata, pero, a finales del segundo ciclo de estudio (año muy seco), se observó cierto desplazamiento hacia la zona más interna (La Horcada). En el caso del tramo más marino, los máximos se produjeron en Bonanza, sobre todo en el otoño del primer año.

Corophium orientale Schellenberg, 1928

Esta especie tuvo mayor densidad de población en el tramo interno del estuario, principalmente entre La Mata y Tarfía (figura 5). En los dos años de estudio su densidad mostró dos picos anuales: finales de primavera - comienzos de verano (Tarfía) y otoño - principios de invierno (La Mata). Estos máximos alternantes entre ambas estaciones parecen responder a una migración de la población dependiendo del desplazamiento horizontal del gradiente salino. Por otro lado, durante la disminución invernal de la temperatura, su densidad se mantuvo baja.

Scrobicularia plana Da Costa, 1778

Sólo en la estación más externa (Bonanza) se registró una densidad apreciable de esta especie (fi-

Tabla III. Valores medios de la abundancia (nº indiv · m⁻²) y biomasa (mg PSLC · m⁻²) para cada estación de muestreo.

	La Horcada	La Mata	Tarfía	La Esparraguera	Bonanza
Abundancia	795	3 335	2 263	499	5 409
Biomasa	254	761	1 204	941	9 118

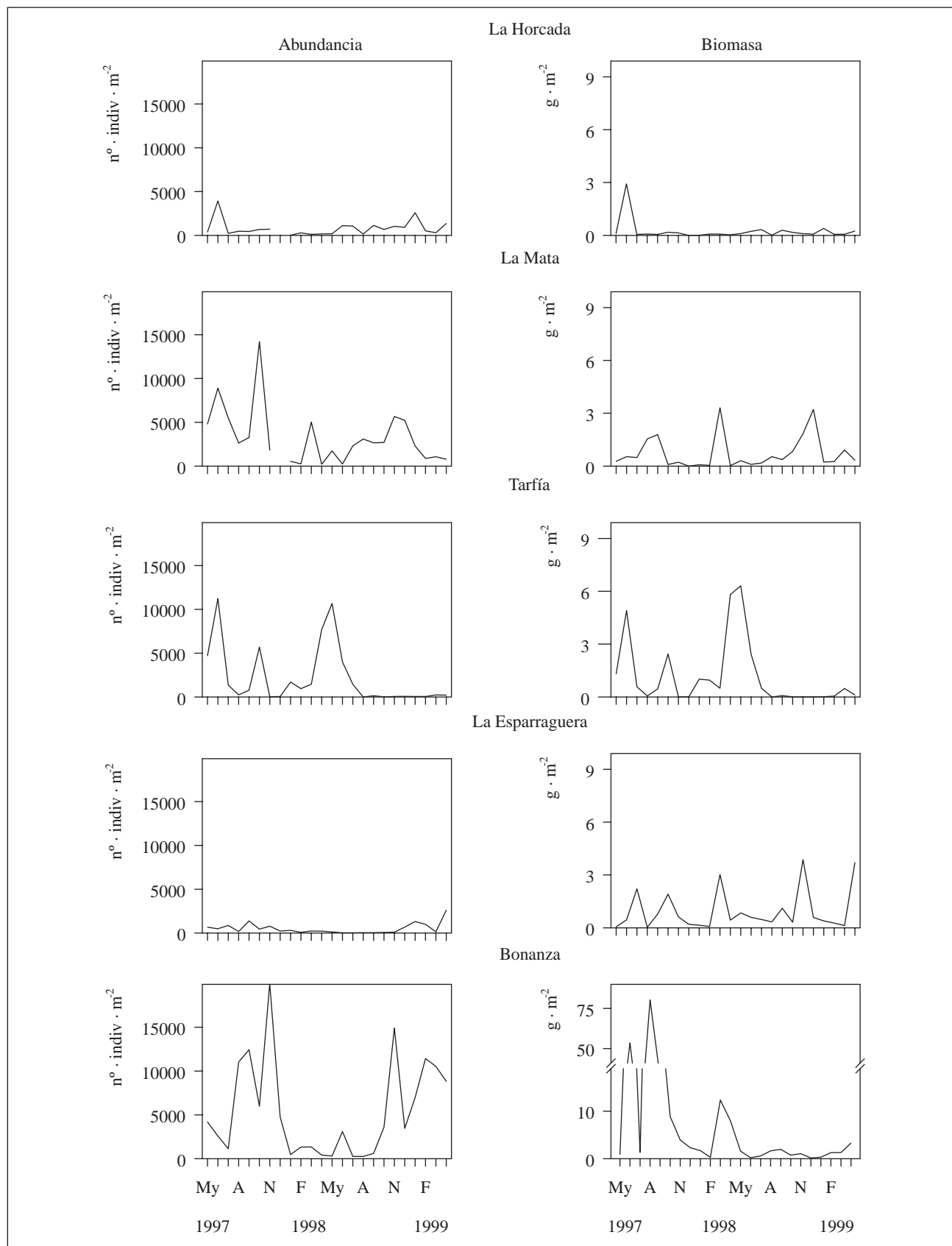


Figura 4. Evolución temporal de la abundancia numérica y de la biomasa del macrobentos en las cinco estaciones de muestreo del estuario del Guadalquivir entre mayo de 1997 y abril de 1999.

gura 5). Durante el primer año se trataba de una población compuesta tanto por adultos como por juveniles. Con el brusco descenso de la salinidad ocurrido en el primer invierno, la población disminuyó considerablemente, prolongándose la situación hasta la primavera de 1999 en la que se observó un importante reclutamiento de individuos jóvenes (comparar las curvas de densidad y biomasa de la figura 5).

DISCUSIÓN

El tramo del cauce principal del río Guadalquivir considerado en este trabajo abarca desde la zona oligohalina (0,5-5), en la que quedan englobadas claramente las dos estaciones de muestreo más internas (La Horcada y La Mata), hasta la polihalina (18-30), representada por la estación más próxima a la desembocadura (Bonanza). De las otras dos estaciones, la más externa (La Esparraguera) se corresponde con la zona mesohalina (5-18), mientras que la intermedia (Tarfía) se sitúa en un punto intermedio entre la zona mesohalina y la oligohalina. De acuerdo con Junoy (1996), que considera el límite fluvial marcado por las especies que habitan exclusivamente las aguas salobres de los estuarios, como es el caso del poliqueto *Alkmaria romijnii* (Horst, 1919), todo el tramo incluido en este estudio debe ser considerado como perteneciente al ambiente de estuario. Sólo durante el primer invierno, debido a las cuantiosas precipitaciones caídas en la cuenca, prácticamente se dulcificó todo el cauce principal del río.

En general, en un estuario la riqueza de especies disminuye al pasar de la zona más marina hacia las zonas de menor salinidad, alcanzándose un mínimo para salinidades próximas a 5 (Barnes, 1989). Esta zonación horizontal de la riqueza específica del estuario ha sido observada en la comunidad macrobentónica aquí estudiada, así como en su comunidad nectónica (Drake *et al.*, 1999a; Fernández-Delgado *et al.*, 2000). El carácter fluctuante del ambiente de estuario, causante de que la fauna que lo habita esté sometida a bruscos cambios ambientales, es considerado como una de las principales razones de su bajo número de especies en comparación con las áreas marinas limítrofes: sólo las especies eurihalinas son capaces de sobrevivir en el mismo (Junoy, 1996). No obstante, Barnes (1989) sugiere que el empobrecimiento de la diversidad

en el ambiente de estuario, excepto en la zona con salinidad próxima a 5, no se debe tanto a restricciones de tipo fisiológico como a la homogeneidad del substrato en la franja salobre de los estuarios.

Las pocas especies que aparecieron como dominantes en el estuario pertenecen al grupo de especies típicas de la comunidad reducida de *Macoma*. Sin embargo, una gran parte de las especies propias de esta comunidad estuvieron ausentes, y la densidad alcanzada por las presentes fue relativamente baja respecto a la observada en otras zonas de estuario de la península Ibérica (Sola, 1997a, b; Francés Zubillaga y Saiz Salinas, 1997). De igual forma, cuando se comparan la riqueza de especies, la abundancia y la biomasa de esta comunidad macrobentónica con la existente en la zona de marismas de la bahía de Cádiz, que representa una zona de cría alternativa para los organismos marinos del golfo de Cádiz, se comprueba la relativa pobreza de la primera (Drake *et al.*, 1999b). Estos hechos sugieren la existencia de algún factor perturbador que empobrece la comunidad bentónica del estuario del Guadalquivir. Tradicionalmente se han considerado los compuestos organoclorados, procedentes de los cultivos, y los metales pesados, debido a la actividad minera en la zona de Aznalcóllar, como los dos tipos principales de contaminantes presentes en el estuario (Fernández-Delgado *et al.*, 2000). Por otro lado, el fuerte hidrodinamismo del cauce principal y la elevada turbidez de sus aguas pueden contribuir al empobrecimiento de la comunidad bentónica.

Con independencia de cuál sea la causa de la baja diversidad y densidad de la comunidad estudiada, una consecuencia importante es que en las redes tróficas, en las que se integran los juveniles de especies marinas que usan el estuario como zona de cría, desempeñan un papel primordial el necton y el zooplancton, teniendo el bentos menor importancia, hecho que ha sido comprobado al analizar los contenidos estomacales de peces capturados en el estuario (Baldó y Drake, 2000).

La distribución espacial de las especies dominantes en el bentos parece guardar relación con el gradiente salino del estuario. Según Barnes (1989), las especies que habitan los estuarios son en su inmensa mayoría especies marinas con escasa capacidad de competencia interespecífica pero muy tolerantes, lo que les permite aprovechar hábitats marginales al marino, como es el caso de la zona de aguas salobres de los estuarios. De acuerdo con

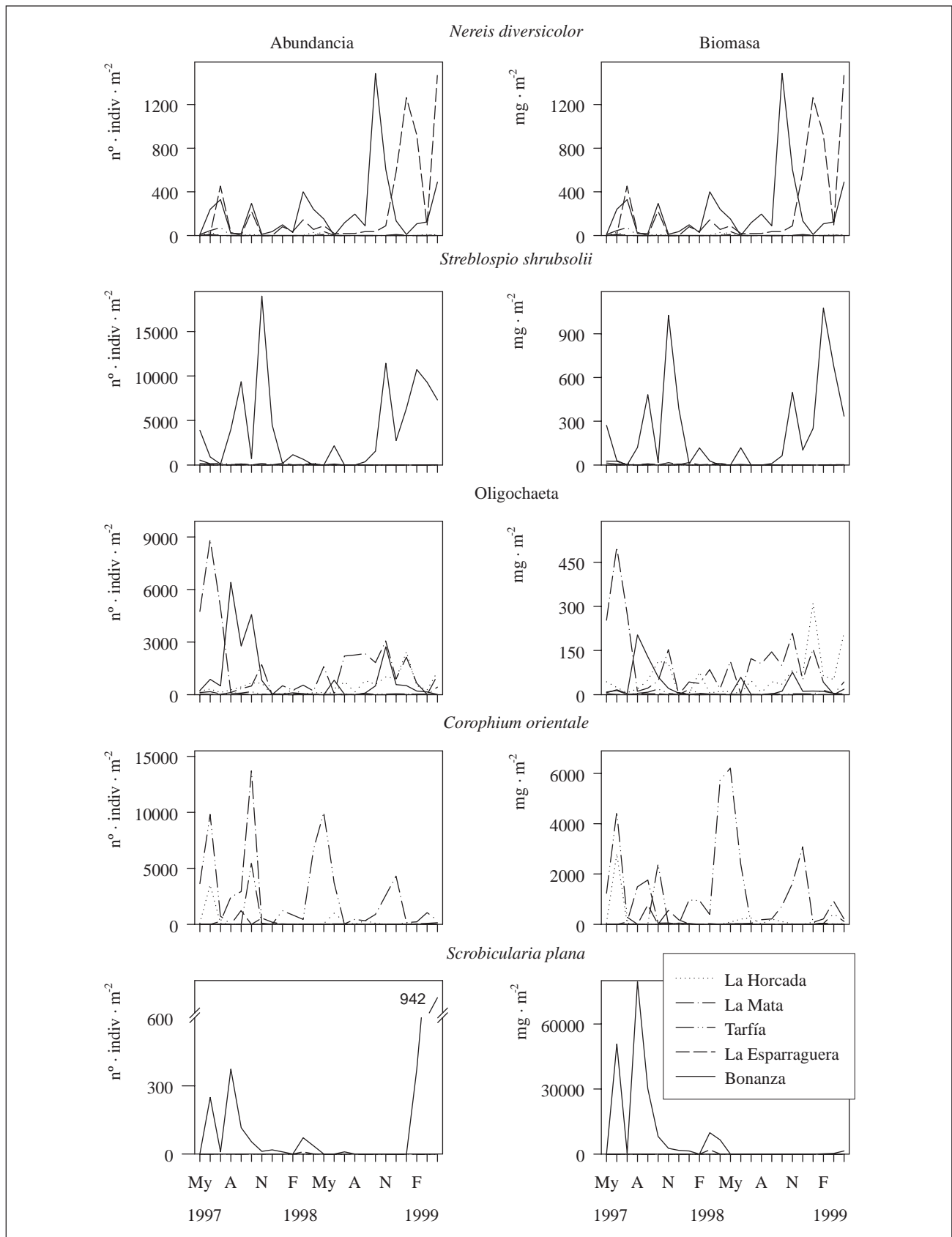


Figura 5. Evolución temporal de la densidad y de la biomasa de las especies dominantes del macrobentos del estuario del Guadalquivir entre mayo de 1997 y abril de 1999.

esta hipótesis, los desplazamientos observados entre periodos lluviosos y secos de las poblaciones de ciertas especies, como la del anfípodo *Corophium orientale*, no responden necesariamente a que dichas especies se adapten mejor a un intervalo concreto de salinidad, sino a que se ven desplazadas por las especies marinas con menor capacidad osmorreguladora pero más competitivas que ellas. En nuestro caso, las diferentes condiciones de salinidad de los dos ciclos anuales estudiados, el primero muy lluvioso y el segundo extremadamente seco, en conjunción con los ciclos reproductivos propios de cada especie en la zona, podrían explicar en parte las fluctuaciones temporales observadas en las poblaciones que, excepto en la estación más marina, no parecen seguir un patrón estacional claro. En este sentido, conviene recordar que el caudal del estuario está regulado por una presa y que, salvo en periodos de intensas precipitaciones, la variación del gradiente salino no sigue el típico patrón estacional, sino que fluctúa en función de las necesidades de riego de las amplias extensiones de cultivo del bajo Guadalquivir. Por otro lado, la naturaleza fluctuante del estuario no sólo afecta a su salinidad, siendo muy difícil separar su efecto del producido por otros factores que covarían con ella.

La estructura de la comunidad macrobentónica no mostró diferencias significativas entre el periodo previo y el posterior al vertido tóxico de Aznalcóllar. No obstante, debido a la considerable oscilación temporal en las densidades de las distintas especies del macrobentos, los tests ANOSIM utilizados para detectar diferencias interanuales tienen una baja potencia. Se debe señalar, sin embargo, que la ordenación de las muestras según la similitud entre ellas, con amplio solapamiento de las correspondientes a ambos ciclos anuales, parece corroborar dichos resultados. Tal como ya ha sido indicado para la comunidad neotónica de este estuario (Drake *et al.*, 1999a), las distintas condiciones de salinidad entre ambos años, motivadas por las diferentes precipitaciones en uno y otro, parece ser la principal causa de los cambios interanuales observados en la comunidad macrobentónica. Sin embargo, dado el carácter fluctuante del sistema en estudio, sólo con una serie temporal de datos más larga podrá establecerse definitivamente si el accidente minero ha tenido consecuencias significativas en las comunidades del estuario del Guadalquivir.

BIBLIOGRAFÍA

- Barnes, R. S. K. 1989. What, if anything, is brackish-water fauna? *T. Roy. Soc. Edin. Earth* 80: 235-240.
- Baldó, F. y P. Drake. 2000. El Estuario del Guadalquivir como zona de cría de especies de peces: Relaciones tróficas. En: *3.º Simposio sobre el Margen Continental Ibérico Atlántico* (25-27 de septiembre, 2000. Faro, Portugal). J. A. Dias y O. Ferreira (eds.): 295-296. Universidad de Algarve. Faro, Portugal.
- Clarke, K. R. y R. H. Green. 1988. Statistical design and analysis for a "biological effects" study. *Marine Ecology Progress Series* 46: 213-226.
- 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.
- Costa, M. J. y M. Elliott. 1991. Fish usage and feeding in two industrialised estuaries: the Tagus, Portugal, and the Forth, Scotland. En: *Estuaries and Coasts: Spatial and temporal Intercomparisons*. M. Elliott y J. P. Ducrotoy (eds.): 289-297. Olsen & Olsen. Fredensborg, Dinamarca.
- Drake, P., F. Baldó, J. A. Cueta, D. García-González, A. Silva-García, A. M. Arias, A. Rodríguez, I. Sobrino y C. Fernández-Delgado. 1999a. Initial effects of the toxic waste spill (Aznalcóllar mine accident) on the aquatic macrofauna of the Guadalquivir Estuary. *Sci. Total Environ.* 242: 271-280.
- Drake, P., F. Baldó, V. Sáenz y A. M. Arias. 1999b. Macrobenthic community structure in estuarine pollution assessment on the Gulf of Cádiz (SW Spain): is the phylum-level Meta-analysis approach applicable? *Mar. Pollut. Bull.* 38: 1038-1047.
- Fernández-Delgado, C., P. Drake, A. M. Arias y D. García. 2000. *Peces del Parque Nacional de Doñana y su Entorno*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid: 272 pp.
- Francés Zubillaga, G. y J. I. Saiz Salinas. 1997. Ciclo de vida de *Nereis diversicolor* O. F. Müller (Annelida, Polychaeta) en dos estuarios del norte de España con diferente carga de contaminación. En: *Investigaciones sobre el bentos marino: IX Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (19-23 de febrero, 1996. Alcalá de Henares, Madrid, España). J. M. Viéitez y J. Junoy (eds.). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía* 23: 207-215.
- Grimalt J. O., M. Ferrer y E. Macpherson. 1999. The mine tailing accident in Aznalcóllar. *Sci. Total Environ.* 242: 3-11.
- Junoy, J. 1996. *La Ría de Foz, comunidades bentónicas*. Servicio de Publicaciones de la Diputación de Lugo. Lugo, España: 210 pp.
- Sola, J. C. 1997a. Dinámica de la comunidad reducida de *Macoma* en el estuario del Bidasoa, Guipúzcoa (golfo de Vizcaya). En: *Investigaciones sobre el bentos marino: IX Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (19-23 de febrero, 1996. Alcalá de Henares, Madrid, España). J. M. Viéitez y J. Junoy (eds.). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía* 23: 83-92.

Sola, J. C. 1997b. Dinámica de las poblaciones de anélidos poliquetos en el estuario del Bidasoa, Guipúzcoa (golfo de Vizcaya). En: *Investigaciones sobre el bentos marino: IX Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (19-23 de fe-

brero, 1996. Alcalá de Henares, Madrid, España). J. M. Viéitez y J. Junoy (eds.). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía* 23: 217-223.