

Impacto de la contaminación orgánica en la Ensenada de Lourizán (PROYECTO ESCORP) I - El medio físico y la macrofauna bentónica.

J. Mora, M. Planas* y R. Silva

Dept. Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Santiago, La Coruña, España.

* Instituto de Investigaciones Marinas, CSIC, Muelle de Bouzas 6. 36208 Vigo, España.

Résumé : Les fonds intertidaux de l'Ensenada de Lourizán (NO Espagne) sont pollués par des effluents d'une usine de pâte de papier et de chlore-soude. L'aire la plus proche des effluents (aire azoïque) a une forte concentration en matière organique et un sédiment très hétérogène. Autour de cette aire on peut différencier l'aire polluée, comprenant une aire avec la seule présence d'*Hydrobia ulvae* et une aire avec quelques espèces d'endofaune (*Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Phyllodoce groenlandica*, *Goniada galaica* et *Cerastoderma edule*).

L'aire centrale de l'Ensenada (aire de transition) est caractérisée par l'absence ou la réduction des espèces indicatrices de pollution.

Malgré les perturbations mises en évidence au sein de la faune et du sédiment, l'effet des effluents de Lourizán est moins important que ceux observés dans le cas de fonds subtidaux soumis à une pollution organique.

Abstract : The Ensenada de Lourizán (NW Spain) is an intertidal bottom polluted by a pulp mill and chlorine-soda industrial complex. The area nearest to the industrial outflow (azoic area) has a high concentration in organic matter and an heterogenous sediment. Another area (polluted area) can be distinguished surrounding the azoic area. It can be subdivided into a zone where only *Hydrobia ulvae* is present and a zone where some endofaunal species live (*Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Phyllodoce groenlandica*, *Goniada galaica* & *Cerastoderma edule*).

The central area of the Ensenada is the transition area. It is characterized by a higher species richness, a lower content in organic matter and the absence or reduction of indicator species of pollution.

In spite of the abnormalities pointed out in sediment and in macrofauna, the effect of industrial outflows in Lourizán is less important than in subtidal bottoms from other organically enriched areas

INTRODUCCIÓN

Desde la implantación en Lourizán (NO España) de la fábrica de celulosas de Pontevedra (ENCE) en 1963 y su transformación en complejo industrial por la incorporación de la fábrica de cloro-sosa (ELNOSA) en 1968, han surgido diversos estudios que ponen en evidencia alteraciones en el medio físico y biológico de la ría de Pontevedra, debido a la presencia de materia orgánica, metales pesados, organoclorados, ligninas y ácidos procedentes del vertido industrial del mencionado complejo industrial (ESCORP-Fase I, 1980).

El estudio de la macrofauna en zonas afectadas por enriquecimiento orgánico se ha desarrollado desde bastantes años atrás en zonas submareales, destacando entre otros los de Los Angeles-Long Beach Harbors, Marsella, Loch Linnhe-Eil y Saltkallefjord (Planas & Mora, 1987a). La información procedente de zonas intermareales es prácticamente inexis-

tente y, en este sentido, el estudio de la ensenada de Lourizán permite aportar nuevos datos en torno al efecto de vertidos industriales sobre la macrofauna bentónica intermareal.

El Proyecto ESCORP, financiado por el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo y por la Diputación Provincial de Pontevedra, comenzó a desarrollarse en 1979 con objeto de establecer el estado de contaminación de la ría de Pontevedra, las causas de la misma y sus posibles soluciones. En el Proyecto trabajaron cuatro grupos de investigación que estudiaron los siguientes aspectos : Vertidos, Biotopo y Biocenosis, Microbiología y Bentos. El último de ellos fué desarrollado por nuestro grupo y en este y en sucesivos trabajos vamos a exponer los resultados obtenidos en la ensenada de Lourizán.

ZONA DE ESTUDIO

La ría de Pontevedra responde a la definición de estuario y se localiza en la costa oeste de Galicia (NO España). Posee una superficie de 153.6 km², una longitud de 23 km, una anchura de boca de 4.5 km y una profundidad máxima de 60 m.

En la costa sur de su parte interna se localiza la ensenada de Lourizán (Fig. 1), limitada por el río Lérez al norte y por la autovía Pontevedra-Marín al sur, junto a la cual se localiza el complejo industrial ENCE-ELNOSA, cuyos vertidos se realizan directamente al sur de la ensenada.

Vertidos a la ría

Aunque la ría recibe vertidos urbanos e industriales de origen diverso, los más importantes se deben a los del complejo ENCE-ELNOSA. Las características de esta industria son las siguientes :

- ELNOSA : su actividad se centra en la producción de cloro, sosa e hidrógeno, contaminando fundamentalmente por la acidez y contenido en mercurio de sus aguas residuales. El vertido (3m³/hora) es enviado a unas balsas de decantación, donde confluye con el vertido de ENCE, desde donde desaguarán en la ensenada.

- ENCE : fabrica pasta de celulosa mediante el proceso kraft o al sulfato. Su vertido es anóxico, presentando una elevada concentración de materia orgánica particulada y disuelta, lejías, grasas y condensados.

El vertido común ENCE-ELNOSA, tras su paso por la balsa de decantación, donde el vertido sufre un fenómeno de mezcla por la entrada de agua de mar en las balsas, presenta las siguientes características :

Caudal : 75 000 m³/día

Sólidos en suspensión : 30-50 ppm

Temperatura : 30-40°C

Sólidos totales : 1030-1050 ppm

pH : 5.5-8.5

Sulfuros : menos de 30 ppm

Oxígeno : 0 mg/litro

Hg : 3.11 ppb

DBO₅ : 150 PPM O₂

Salinidad : variable (baja)

DQO : 600 ppm O₂-Cr₂O₇K₂

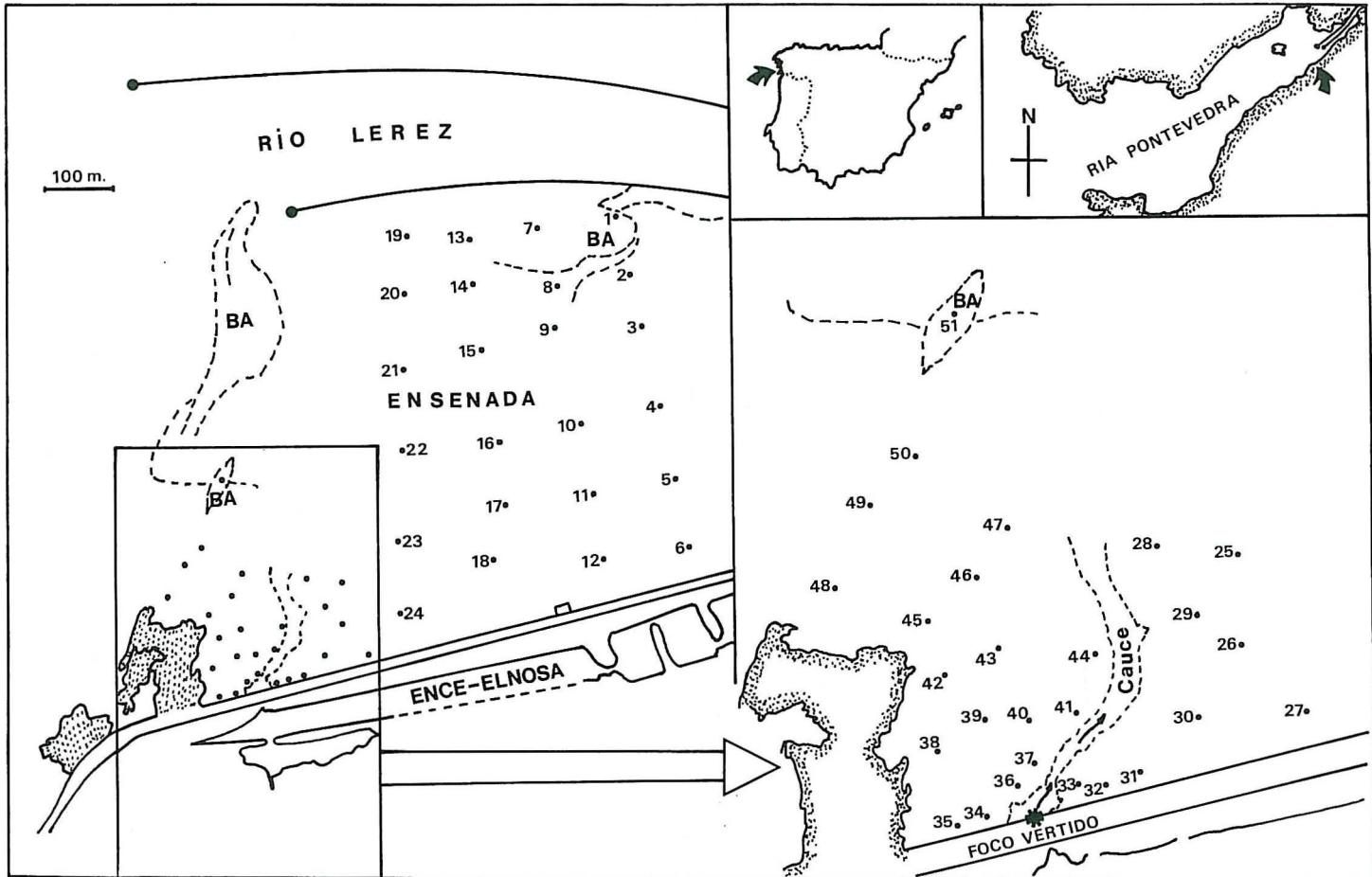


Fig. 1 - Situación general de la zona de estudio y localización de las estaciones de muestreo. (BA : Banco de arena. * indica el punto de vertido. El vertido seguirá el cauce señalado durante la bajamar).

El foco de vertido se localiza al sur de la ensenada y en marea baja permanece un canal por donde discurre el vertido, tal y como se indica en la figura 1.

Hydrología

El estudio hidrológico de la ría ha sido abordado tanto en el contexto fisicoquímico (Vives, 1960 ; González *et al.*, 1982 a ; González *et al.*, 1982b ; González-Quijano *et al.*, 1984) como en el hidrodinámico (ESCORP-Fase I, 1980 ; Figueiras, 1985, Figueiras *et al.*, 1985).

Los rasgos más importantes de la circulación general de la ría son la entrada de agua oceánica por el fondo, cerca del margen sur, y la salida de agua salobre por superficie, preferentemente por el lado norte.

En la zona interna, donde se localiza la ensenada de Lourizán, confluyen tres cuerpos de agua de características muy variables en el tiempo y en el espacio : agua marina de la ría, agua dulce del río Lérez y vertido de ENCE-ELNOSA (Figueiras, 1985). La presencia del vertido permite la existencia de bolsas de baja salinidad cuyo desplazamiento dependerá del viento existence (si no hay viento se dirigirán hacia la orilla norte de la ría).

En la ría, los vientos del primer y tercer cuadrante son los más frecuentes (Figueiras, 1985 ; Planas, 1986), siendo más raros los del cuarto cuadrante. Sólamente los del segundo cuadrante y los de componente Este permitirán el alejamiento del vertido de la ensenada, en tanto que los otros sólo modificarán su extensión. En ausencia de vientos el vertido se localizará en la zona sur de la ensenada.

Temperatura y Salinidad

En la ría los valores termométricos van de 11.5 a 20°C en tanto que la salinidad está estabilizada en el fondo entre 34 y 36 ‰ fluctuando enormemente en superficie, en función del lugar y el momento considerado. En estos últimos valores influye el río Lérez, el cual puede rebajar la salinidad superficial a 10 ‰ en las proximidades del mismo (ESCORP-Fase I, 1980).

Figueiras (1985) observó en Lourizán un gradiente decreciente de temperaturas superficiales a medida que nos alejamos del foco de vertido hacia el centro de la ensenada. Este gradiente es mucho más perceptible en invierno, debido a una mayor diferencia entre las temperaturas de las tres masas de agua que confluyen allí. En las cercanías del foco de vertido las temperaturas oscilan entre 22.4 (verano) y 11°C (invierno), mientras que en la zona central de la ensenada lo hacen entre 19 y 10°C (más frías debido a una mayor acción del río, especialmente en invierno).

En Lourizán las salinidades varían entre 34.8 y 24 ‰ en las cercanías del vertido y entre 35 y 15 ‰ en la zona central (Vives, 1960 ; Figueiras, 1985 ; Planas, 1986).

Oxígeno

En la superficie de la ría las concentraciones de oxígeno disuelto oscilan entre 5 y 9 mg/l, descendiendo progresivamente a medida que aumenta la profundidad y la proximidad al foco de vertido (ESCORP-Fase I, 1980). Es aquí donde la situación es más crítica, llegando incluso a un 7.4 % de saturación, aunque la marea ejerce un papel primordial en las oscilaciones de la concentración de oxígeno en esta zona.

Materia orgánica particulada

En la ensenada, la materia orgánica procedente del vertido industrial sedimenta en las inmediaciones del foco de vertido (Niell, 1980 ; Planas, 1986 ; Zapata, 1988), donde además la extinción de la luz y la turbidez son mucho mayores que en otras zonas más alejadas. En el agua se obtienen valores superiores a 1 g/l de Carbono orgánico en superficie, en tanto que en el sedimento se dan las mayores acumulaciones en el interior de la ría (López-Jamar, 1982 ; Rodríguez-Castelo y Mora, 1984), donde pueden alcanzar más del 20 % de materia orgánica.

MATERIAL Y METODOS

En septiembre y octubre de 1980 se muestraron 51 estaciones en la mitad oeste de la ensenada de Lourizán : 27 en la zona de influencia directa del vertido industrial ENCE-ELNOSA (estaciones 25 a 51) y 24 en cuatro transectos perpendiculares a la autovía que llegan hasta el muro de encauzamiento del río Lérez (estaciones 1 a 24) (Fig. 1).

La toma de muestras se realizó en cada estación mediante una pala plana de 17 cm de ancho y 27,5 cm de profundidad (300 cm² de superficie). Las muestras se tamizaron con una malla de 1 mm de luz y la fauna se conservó en formol salino al 4 %.

En cada estación se tomó también una muestra que, tras secado al aire, se homogenizó y tamizó en una columna de 9 separadores (de 2 a 0.5 mm), clasificándose el sedimento según la escala propuesta por Wenworth en 1922 (Pettijohn, 1963). La nomenclatura utilizada en el coeficiente de selección ($\$ = \sqrt{Q25/Q75}$) fué la propuesta por Trask (1932).

En 16 estaciones se realizó también la valoración de C orgánico según el método de Sauerland (Gutián & Carballas, 1976), por el cual el carbono se oxida con dicromato potásico en medio sulfúrico y se valora con sal de Mohr en presencia de ácido fosfórico y difenilamina. La materia orgánica total se calculó como C orgánico x 1,724 (Trask, 1931).

La diversidad faunística fué medida según el índice de Shannon-Wiener (Daget, 1976) y la equitatividad según Pielou (1969). La afinidad entre estaciones se calculó según el coeficiente de correlación de punto (Daget, 1976).

El índice FxD (Fidelidad x Dominancia) se utilizó según Glémarec (1964), para poner de manifiesto las especies más significativas en los núcleos de afinidad entre estaciones

obtenidos con el índice de correlación de punto. La fidelidad de una especie A en un núcleo i se define como la relación entre la constancia C_{Ai} y la suma de las constancias de la especie en cada núcleo de la zona estudiada, según la expresión :

$$F_{Ai} = (C_{Ai}/\sum_i^n C_{Ai}) \cdot 100$$

La constancia de una especie A en un núcleo i, viene definido como :

$$C_{Ai} = (N_{Ai}/N_i) \cdot 100$$

siendo N_{Ai} : nº de estaciones del núcleo i en que aparece la especie

N_i : nº de estaciones que componen el núcleo i

RESULTADOS

Sedimentología

La ensenada de Lourizán presenta una mayoría de arenas gruesas con selección moderada que dominan la zona central, pudiéndose distinguir una clara heterogeneidad espacial en la zona de influencia directa del vertido (Fig. 2a y b), donde se presenta un sedimento de arenas medias con distintas proporciones de arena fina y gruesa dependiendo de la estación, con una selección pobre, en las zonas más abrigadas y a ambos lados del canal que sigue el vertido en marea baja, o moderada.

El mayor contenido en C y, por lo tanto, en materia orgánica se presenta en las estaciones más afectadas por el vertido, con un valor máximo del 4.7 % para la materia orgánica. En general hay una tendencia a la disminución al aumentar la distancia del foco de vertido (Fig. 2c). De este modo, la zona central de la ensenada no contiene más del 1 % de materia orgánica en su sedimento, en tanto que en la zona más directamente afectada por el vertido la concentración es siempre superior a este nivel, con una clara heterogeneidad en su distribución. Hay que señalar que en esta zona el contenido orgánico procede en su mayor parte de depósitos subsuperficiales de fibra vegetal.

Análisis faunístico

En total se han recogido 49 especies. Cualitativamente la mayoría son poliquetos, pero cuantitativamente la dominancia corresponde a los moluscos debido a la elevada densidad de *Hydrobia ulvae*. Entre los poliquetos la mayores dominancias corresponden a *Goniada galaica* y *Capitella capitata*.

La riqueza específica se sitúa por término medio entre 6 y 8 especies, aunque tiende a disminuir y a hacerse nula en el área más cercana al foco de vertido (Fig. 4 a). En esta zona, sin embargo, se presentan dos estaciones (39 y 45) con más de 10 especies. Las mayores riquezas específicas suelen estar localizadas en la zona central de la ensenada y en las zonas más alejadas del vertido.

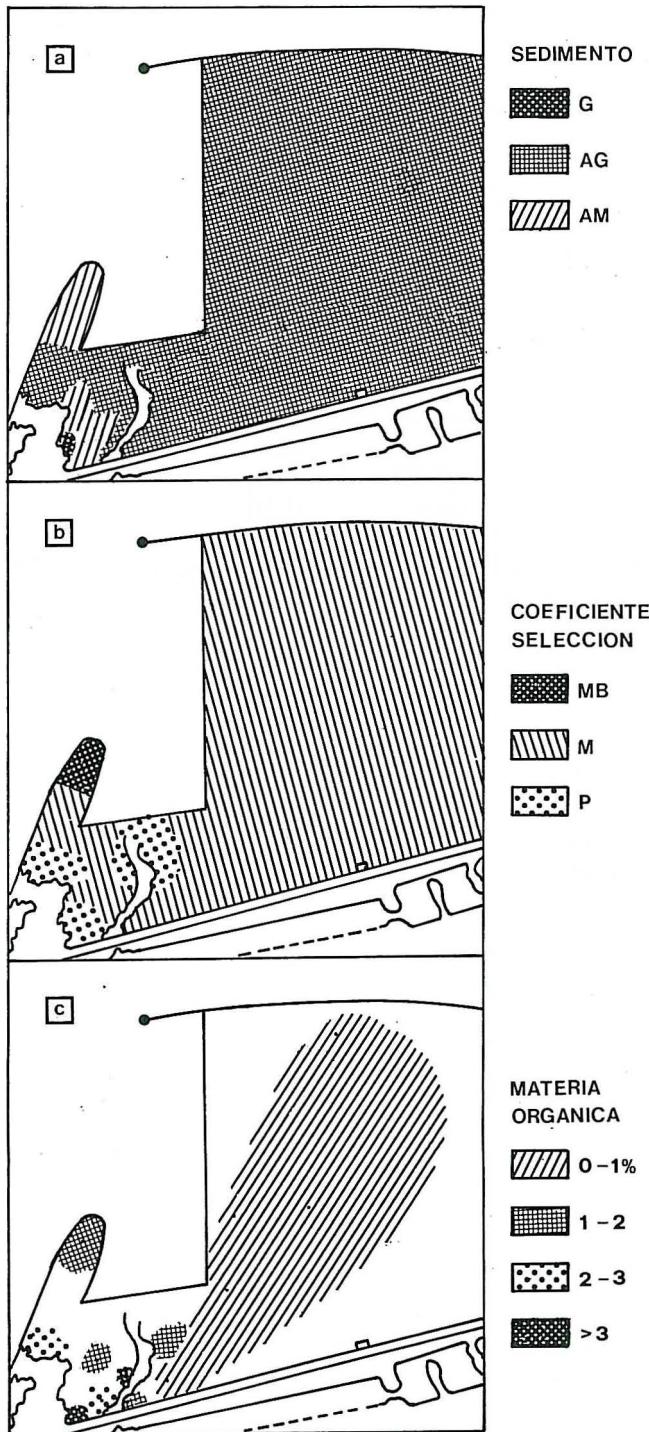


Fig. 2 - Tipo de sedimento (G : Gravas ; AG : Arena gruesa ; AM : Arena media), coeficiente de selección del sedimento (MB : Moderadamente bueno ; M : Bueno ; P : Pobre) y contenido en materia orgánica en las estaciones estudiadas. En la figura c se indican los puntos de muestreo para la determinación de la materia orgánica (•).

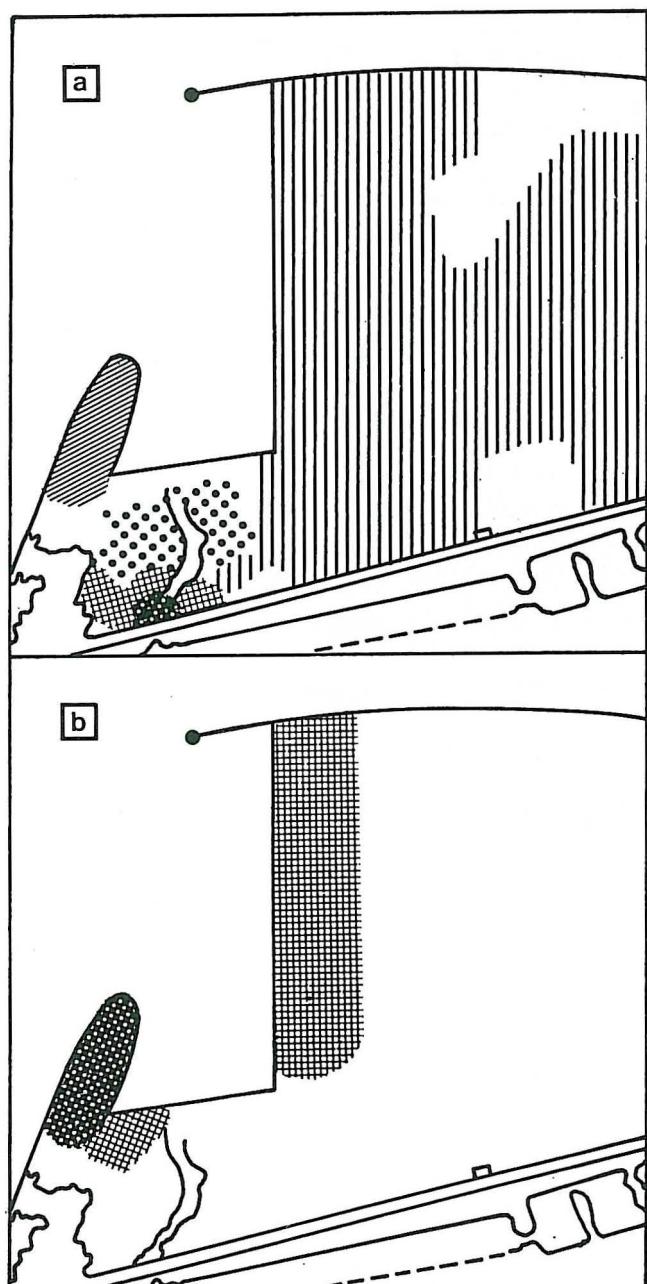


Fig. 3 - Núcleos de afinidad (Superior) y Comunidades (Inferior) diferenciadas en la ensenada de Lourizán. (C.R. Macoma : Comunidad reducida de *Macoma* ; CBL Tellina : comunidad boreal lusitánica de *Tellina*).

A partir del coeficiente de correlación de punto y utilizando las interrelaciones superiores al nivel de significación del 99.9 % se han establecido cuatro núcleos de estaciones de máxima afinidad (Fig. 3a) :

- Núcleo 1 : constituido por las estaciones de la zona central de la ensenada (estaciones 1 a 24 y 30).
- Núcleo 2 : formado por estaciones próximas a la influencia del vertido (estaciones 28, 29, 39, 42 a 44 y 46).
- Núcleo 3 : incluye las estaciones no azoicas más afectadas por el vertido (estaciones 31, 32, 34, 38, 40 y 41).
- Núcleo 4 : consta de tres estaciones (49 a 51) situadas en las inmediaciones del nivel submareal.

A la vista de la tabla 1, donde se reflejan las especies características de cada núcleo, según el índice FxD, podemos incluir los núcleos 1 a 3 en la comunidad reducida de *Macoma* (Thorson, 1957) en tanto que el núcleo 4 se incorporaría a la comunidad boreal-lusitánica de *Tellina* (Vilela, 1947) (Fig. 3b). La implantación de esta comunidad en la ensenada viene reflejada en la figura 3, quedando las estaciones 19 a 22 y 46 a 48 como un ecotono entre las dos comunidades. Este ecotono se establece en el sentido de que allí se presentan al mismo tiempo especies pertenecientes a una u otra comunidad, aunque no constituyan un núcleo independiente según el análisis de similitud ; la presencia simultánea de estas especies en esta zona de transición depende fundamentalmente de la granulometría y de la posición mareal que ocupan las estaciones de esta zona. Hay que señalar en toda el área central de la ensenada la elevada constancia y abundancia de *Hydrobia ulvae* y *Nereis diversicolor*, lo que provoca la aparición de sendas facies para ambas especies.

TABLA 1

Valores del índice FxD para las especies más importantes en los cuatro núcleos obtenidos con el coeficiente de correlación de punto.

ESPECIE	N-1	N-2	N-3	N-4
<i>Hydrobia ulvae</i>	4207	265	2879	
<i>Cerastoderma edule</i>	158	673	116	28
<i>Goniada galaica</i>	79	261		917
<i>Nereis diversicolor</i>	52			
<i>Venerupis pullastra</i>	45	63		18
<i>Callochiton achatinus</i>	36			
<i>Venerupis decussata</i>	35			
<i>Mediomastus fragilis</i>	17			1140
<i>Tellina tenuis</i>	16	34		2063
<i>Glycera trydactila</i>	11	80		
<i>Scolelepis fuliginosa</i>		1610		
<i>Capitella capitata</i>		1276	35	
<i>Phyllodoce groenlandica</i>		864		
<i>Arenicola marina</i>		69		
<i>Nerinides cantabra</i>			238	63
<i>Sphaeroma monodi</i>			45	
<i>Eteone longa</i>			15	99
<i>Nephthys cirrosa</i>				286
<i>Phoronis cf. pallida</i>				190
<i>Aricia fætida</i>				138
<i>Astropecten sp</i>				95
<i>Nematoda</i>				71

El núcleo 1 no presenta ningún síntoma aparente de contaminación, estando constituido por especies típicas de la comunidad a la que pertenece ; aunque hay que señalar que en comparación con las comunidades de aguas puras no hemos encontrado algunas especies que debieran estar presentes (*Lanice conchylega*, *Leiochone clypeata*...). El núcleo 2, sin embargo, presenta modificaciones evidentes, consecuencia del efecto del vertido, como se deduce de la enorme importancia de *Capitella capitata* y *Scolelepis fuliginosa* en este núcleo. Una mayor alteración se presenta en el núcleo 3, donde tan sólo se recogieron 6 especies, pertenecientes a la epifauna. Hay que señalar, además de la existencia de los cuatro núcleos citados, la presencia de otro núcleo azoico para la macrofauna, constituido por las estaciones 33, 35 y 36, que se localiza en la zona que recibe el vertido de forma directa.

Las densidades medias muestran también una fuerte reducción en la zona de influencia inmediata del vertido industrial, ya que tan sólo en el núcleo 1 se sitúan de modo general en valores superiores a 10,000 ind/m² (Fig. 4b).

Ni la diversidad ni la equitatividad adoptan una relación directa con la distancia al foco de vertido (Fig. 4 y 5). Los valores de H tienden a aumentar inicialmente al alejarnos del foco pero seguidamente sufren un nuevo descenso debido, entre otras causas, a las elevadas densidades de *Hydrobia ulvae* en la zona central de la ensenada. La equitatividad es mayor en la zona sur de Lourizán en tanto que en la zona central tiende a reducirse, aunque con una gran dispersión en los valores.

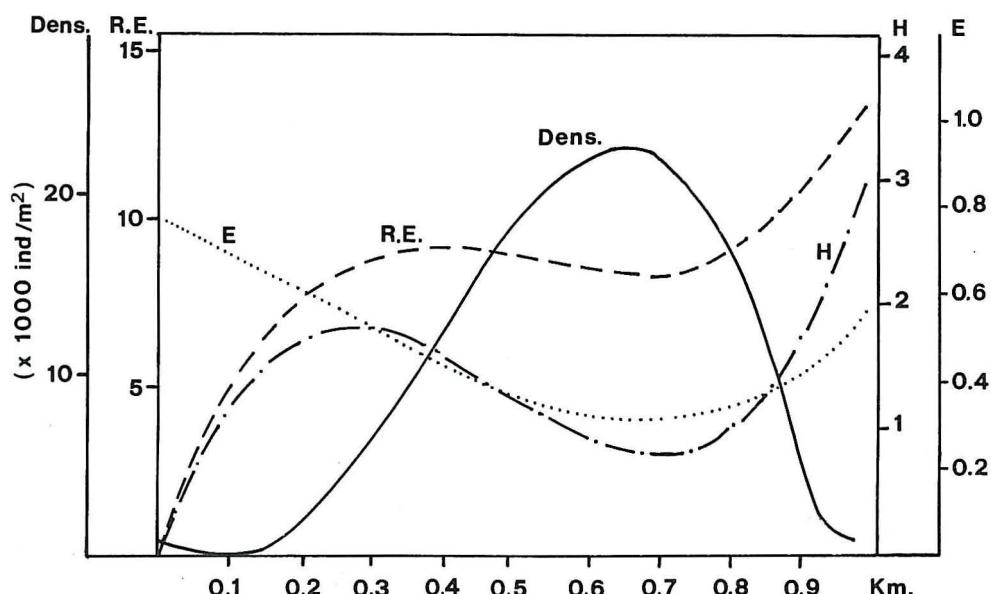


Fig. 5 - Fluctuación de la riqueza específica (RE), de la densidad poblacional (ind/m²), de la diversidad (H) y de la equitatividad (E) en función de la distancia al foco de vertido industrial.

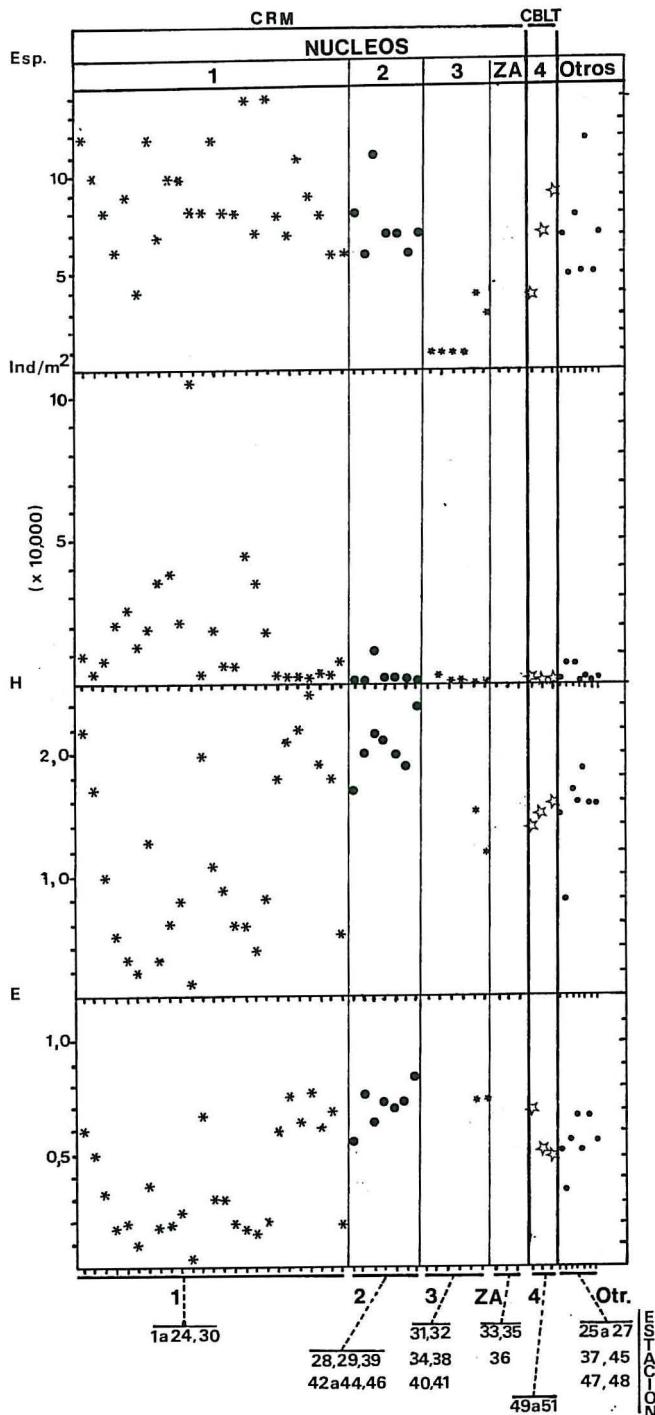


Fig. 4 - Riqueza específica (Esp.). Densidad (Ind/m²), Diversidad (H) y Equitatividad (E) en las estaciones estudiadas agrupadas según núcleos de afinidad (ZA : Zona azoica ; Otros : Otras estaciones que no constituyen núcleo con las demás). (CR Macoma : Comunidad reducida de *Macoma* ; CBL Tellina : Comunidad boreal lusitánica de *Tellina*).

Distribución de las principales especies

- *Hydrobia ulvae*.

Este gasterópodo se dispone de modo general en toda la ensenada, aunque reduce considerablemente el tamaño poblacional en las zonas más cercanas al nivel submareal, en especial en el área más afectada por el vertido. Su distribución se establece, pués, según un gradiente de salinidad, aunque podría influir el vertido, de tal modo que se implanta fundamentalmente en el área central de Lourizán, donde la salinidad se ve reducida debido a la influencia del río Lérez.

La densidad media de la especie en la ensenada es de 8,032 ind/m², presentando un máximo en la estación 11 con 101,603 ind/m².

- *Cerastoderma edule*.

Es la especie más constante, ya que tan sólo desaparece en las estaciones que reciben directamente el vertido, y en algunas de la comunidad de *Tellina*. Su densidad media se establece en 439 ind/m², y al igual que la especie anterior localiza sus mayores efectivos en el área central de la ensenada.

- *Goniada galaica*.

Este pequeño poliqueto endémico de la Península Ibérica alcanza densidades medias de 255 ind/m², y muestra una preferencia especial por las estaciones situadas en las cercanías del canal del río Lérez y, con menor intensidad, por las estaciones que conforman el núcleo 2. No aparece en el área más cercana al foco de vertido.

- *Capitella capitata*.

Se distribuye de modo muy localizado en las estaciones del núcleo 2, aunque también aparece en una franja situada a la derecha del cauce de vertido (estaciones 25 a 27) y en las inmediaciones del antiguo foco de vertido (estación 21), hoy inutilizado. No supera los 3.500 ind/m² en ninguna estación y su distribución, algo irregular, responde a la heterogeneidad del sustrato, si bien está ausente en las zonas más gravemente alteradas.

- *Scolelepis fuliginosa*

Esta especie, considerada indicadora de contaminación orgánica, como *C. capitata*, presenta una distribución restringida al área ocupada por los núcleos 2 y 3, alcanzando sus máximas densidades en las estaciones 27 y 39, con 3 000 ind/m².

- *Tellina tenuis*.

Como es lógico, concentra sus mayores efectivos en las tres estaciones pertenecientes a la comunidad de *Tellina*, con un valor máximo de 1 600 ind/m², en su mayoría jóvenes. Sin embargo, hay que indicar que este bivalvo presenta una repartición general por toda la

ensenada, salvo en el área contaminada, aunque se trata siempre de individuos de pequeña talla, consecuencia de reclutamientos producidos poco antes del período de muestreo.

- *Nereis diversicolor*.

Su densidad media es de 88 ind/m², pero su presencia está claramente limitada a las estaciones más orientales, caracterizadas por su menor salinidad y, en particular, por permanecer casi anegadas en marea baja. Aparentemente se muestra como una especie muy sensible al efluente industrial.

- *Venerupis pullastra*.

Tras *C. edule*, es el bivalvo más importante, ya que alcanza una media de 66 ind/m², localizándose las mayores densidades en las estaciones más próximas al nivel submareal y, preferentemente, en el núcleo 1.

- *Phyllodoce groenlandica*.

Este poliqueto muestra una distribución muy interesante, ya que su área de distribución coincide con las estaciones del núcleo 2 y algunas del 3, alcanzando en la estación 39 hasta 1200 ind/m². Parece pues que su implantación se ve favorecida por la contaminación, siempre y cuando ésta no sea extrema, ya que la especie evita las estaciones más cercanas al foco de vertido.

Impacto de la contaminación

La acción del vertido industrial se traduce en la aparición de tres zonas diferentemente atacadas por la contaminación, que se disponen progresivamente a partir del punto de vertido :

I) Zona azoica : situada en las inmediaciones del vertido. Caracterizada por un alto contenido en materia orgánica, fundamentalmente fibra vegetal, lo que conlleva una fuerte reducción y anoxia en el sustrato. Desde el punto de vista faunístico, esta zona es totalmente azoica para la macrofauna.

II) Zona contaminada : abarca las estaciones que bordean el cauce de desague y se divide en dos subzonas :

a) sin endofauna : caracterizada por la presencia de una sola especie de la epifauna, normalmente *H. ulvae*.

b) con endofauna : en la que se presentan además de *H. ulvae*, numerosos efectivos de *C. capitata* y *S. fuliginosa*, acompañados principalmente de *P. groenlandica*, *Goniada galaica* y de jóvenes individuos de *C. edule*.

III) Zona de transición : entendemos como transición el paso de una zona de mayor contaminación (zona media contaminada) a otra menos alterada (en este caso una zona de aguas puras que no se presenta en el área de estudio). Esta zona corresponde al resto del área de estudio, caracterizándose por un aumento de la riqueza específica y de la densidad poblacional, la desaparición de *S. fuliginosa* y *P. groenlandica* y por la reducción o eliminación de *C. capitata*.

Además de estas características, es de reseñar la enorme restricción del grupo de los Crustáceos en toda la ensenada, pero especialmente en las dos primeras zonas diferenciadas.

En la tabla 2 se relacionan las zonas de contaminación diferenciadas con los núcleos obtenidos en el análisis de similitud. En ese sentido las zonas contaminada, media contaminada y de transición equivalen a los núcleos 3, 2 y 1 respectivamente. El núcleo 4 pertenece a la comunidad boreal lusitánica de *Tellina* y posee además un mayor contenido en elementos fílos en su sedimento, por lo que su fauna es considerablemente diferente de la que se presenta en el resto de la ensenada. Este núcleo podría constituir un ecotono entre los núcleos 1 y 2, es decir, un paso intermedio entre la zona media contaminada y la zona de transición. De hecho este núcleo presenta un contenido en materia orgánica superior al núcleo 1 y una densidad considerable de individuos de las especies del grupo II (especies tolerantes : *Mediomastus fragilis*, *Glycera trydactila*) pero no aparecen especies consideradas como indicadoras de un mayor enriquecimiento orgánico (grupo III : *Nereis diversicolor*, *Phyllodoce groenlandica* o grupo V : *Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*). Se observa en la tabla que el paso de una zona más alterada a otra menos afectada se establece según un orden decreciente de contenido en materia orgánica, y un aumento tanto de la riqueza específica media por estación como de las abundancias medias de las especies por estación. En esta última consideración hay que señalar también una estrecha relación entre enriquecimiento orgánico y presencia de especies altamente oportunistas (grupo V) o especies menos tolerantes (grupo III).

TABLA 2

Características faunísticas y sedimentológicas de las zonas de contaminación diferenciadas en este estudio.
(CRM. : Comunidad reducida de *Macoma* ; CBLT : Comunidad boreal lusitánica de *Tellina*).

ZONA DE CONTAMINACION	AZOICA	CONTAMINADA	MEDIA CONTAMINADA	ECOTONO N-1 Y N-2	TRANSICION
NUCLEO DE AFINIDAD	Z. AZOICA	N-3	N-2	N-4	N-1
COMUNIDAD	CRM	CRM	CRM	CBLT	CRM
% MAT.ORG.	> 3	2-3	1-2	1-2	0-1
NºESPECIES	0	2	7	7	9
Ind/m ²					
TOTAL	0	1.187	2.770	1.759	17.824
GRUPO V	0	17	966	0	28
GRUPO III	0	10	310	0	181
GRUPO II	0	0	64	195	55
ETAPA DE DEGRADACION*	7	5	6	2	0-1

*Según Glémarec e Hily (1981)

En la figura 5 se recoge la variación general de distintos parámetros poblacionales en relación con la distancia al foco de vertido e independientemente de la granulometría de las estaciones. De ella se deduce en la cercanías del foco una disminución de la riqueza específica, de las densidades y de la diversidad, en tanto que la equitatividad aumenta debido a la baja riqueza específica. Hay que tener en cuenta aquí que la ordenación en el sentido de alejamiento del foco de vertido guarda una relación más o menos paralela con la disposición de las zonas de contaminación establecidas anteriormente por lo que la figura refleja relativamente bien la acción del vertido a medida que nos alejamos del foco y, especialmente, en dirección hacia el centro de la ensenada.

DISCUSIÓN

La ensenada de Lourizán tiene un sedimento formado en su mayor parte por arenas gruesas pobemente seleccionadas. La fracción de límos y arcillas raramente supera el 5 % y lo hace fundamentalmente en la zona sur de la ensenada. La presencia aquí del vertido conlleva una heterogeneidad espacial y temporal importante de parámetros como granulometría y materia orgánica, entre otros. Ello va acompañado de procesos de reducción importantes en el sedimento, lo que conduce a situaciones de anoxia casi total y una caída en los valores de pH. Como cabe esperar en una ensenada semiprotegida, pero sometida a la dinámica mareal atlántica y a las variaciones de caudal del río Lérez, la demanda de oxígeno que existe a nivel del sedimento, así como los reducidos valores de pH no se traducen drásticamente a la columna de agua (Planas, 1986).

El hecho de que el cauce por el que discurre el vertido durante la bajamar no haya sido estable en estos últimos años, ha creado aún mayores irregularidades en el sedimento del área más contaminada. Una parte importante de la materia orgánica en suspensión del vertido se deposita en las inmediaciones del foco, siendo difícil que lo haga en otras zonas, más alejadas, del área central de la ensenada, ya que tanto la hidrología y batimetría como el régimen eólico de la zona tienden a conducir el vertido desde el foco hasta zonas más profundas de la ría, atravesando las estaciones 49 y 50 (Figueiras, 1985 ; Planas, 1986). De hecho, los niveles de materia orgánica en el sedimento del área central son ligeramente superiores a los de otras zonas semejantes de la región estudiada (Anadón, 1977 ; Viéitez, 1978 ; Planas *et al.*, 1984).

De modo general, la acción del vertido sobre el macrozoobentos ha determinado la diferenciación de tres zonas (en el sentido de Bellan, 1967 a, b), que también han sido señaladas para la macroflora por Niell (1975), quien apreció notables modificaciones con respecto al estudio realizado por Miranda (1934) antes de la implantación del complejo industrial. Los estudios botánicos de Niell (1975, 1977, 1980) y Niell y Buela (1976) denotan, en definitiva, una eutrofización, una reducción de la densidad algal, un predominio de algas verdes (fundamentalmente Ulváceas) y una relación inversa entre la distancia al foco y la concentración clorofílica del sedimento (lo que indica un empobrecimiento del sistema en las cercanías del foco).

Englobando los efectos observados en las poblaciones tanto animales como vegetales en la ensenada de Lourizán, podemos señalar pues tres zonas de impacto con las siguientes características :

- Zona azoica : limitada a los márgenes del vertido. Sólo se detectan cianofíceas y bacterias, aunque se recogieron también oligoquetos en los fondos rocosos cercanos.

- Zona contaminada : establecida en zonas circundantes, sometidas a fuertes procesos de reducción. La flora está compuesta de algas verdes, cianofíceas y diatomeas heterótrofas, detectándose anomalías en la presencia de algas. Desde el punto de vista faunístico hay que diferenciar dos subzonas. Una, más alterada, donde prácticamente sólo aparece *Hydrobia*, y otra (zona media contaminada) donde aparecen, además, *Capitella* y *Scolelepis*. Estas poblaciones zoobentónicas se caracterizan por su baja diversidad y escasa riqueza específica, aunque la heterogeneidad del sustrato permite, en ocasiones, la confluencia de un número elevado de especies.

- Zona de transición a las comunidades de aguas no contaminadas : ocupa el área central de la ensenada. Allí se instalan algas verdes y poblaciones precarias de Fucáceas, predominando una reducción de la biomasa, un descenso de la diversidad, la presencia de especies indicadoras y alteraciones de tipo fisiológico y morfológico. En la fauna se tiende paulatinamente a la instalación de las especies típicas de la comunidad de *Cardium* en las áreas batimétricamente más elevadas y con sedimento más grueso y de la comunidad boreal-lusitánica de *Tellina* en las zonas más profundas y de sedimento más fino. Esta zona no debe ser confundida con el ecotono (estaciones 19 a 22, 46 y 47) que se estableció entre las dos comunidades que integran la zona de estudio.

La red trófica parece desplazada hacia los sistemas de detritívoros en la zona contaminada, mientras que las poblaciones de la zona de transición son más equilibradas, comportando una mayor presencia de especies filtradoras. La instalación de éstas últimas en la zona contaminada es difícil por la presencia del vertido y sobre todo de las espumas que le acompañan ; por ello, los detritívoros son dominantes al verse favorecidos por la presencia de materia orgánica, lo que asegura las necesidades de alimento, y por una mayor incorporación de partículas finas en el sustrato (Sanders, 1958 ; Maurer, 1977 ; Taghon *et al.*, 1980).

Parece lógico que en las inmediaciones del foco de vertido las condiciones fisicoquímicas del sedimento no permitan una profundización de la fauna, lo que la limita a especies detritívoras subsuperficiales que, por otro lado, pueden ver potenciado su crecimiento individual por la elevada presencia de alimento, como ocurre en el caso de *Hydrobia* (Planas & Mora, 1987b), o el crecimiento poblacional, como ocurre con *Capitella* o *Scolelepis*. La disminución de la diversidad específica es una de las principales consecuencias del enriquecimiento orgánico (Stora & Arnoux, 1983 ; Theede, 1973 ; Kocatas & Geldiay, 1979 ; Van Es *et al.*, 1980), resultando como grupo favorecido el de los poliquetos (Pearson & Rosenberg, 1976, 1978 ; Simon & Dauer, 1977 ; Parker 1980a, b ; Kocatas & Geldiay, 1979 ; Rodriguez-Castelo, 1983), debido fundamentalmente a una adaptación a bajas concentraciones de oxígeno, lo que permite soportar prolongadas

exposiciones a condiciones anaeróbias. La reducción y, tal vez, la eliminación de especies bentónicas tolerantes e incluso de grupos taxonómicos completos al crecer la carga polucionante es notable en el grupo de los crustáceos y, especialmente, en el de los Anfípodos (Pearce, 1972). Tanto la supremacía de poliquetos como la eliminación de Anfípodos son hechos evidentes en Lourizán, lo que supone una reafirmación de lo observado en otros estudios.

A la vista de lo observado no parece deducirse que las poblaciones intermareales, al menos en Lourizán, reaccionen de modo diferente a como lo hacen las poblaciones submareales ante una contaminación originada por enriquecimiento orgánico entre otras causas.

Haciendo una comparación entre las tres zonas diferenciadas en Lourizán y las biozonaciones establecidas por otros autores en estudios de zonas submareales (Filice, 1954 ; Reish, 1955, 1957, 1972 ; Bellan, 1967a, b ; Glémarec & Hily, 1981), observamos grandes analogías entre las zonas de Lourizán y las establecidas por Bellan en Marsella, sobre todo por la incorporación de *C. capitata* y *S. fuliginosa* en la zona contaminada. Obviamente, la pertenencia de las zonas estudiadas en ambos casos a distintas comunidades determina diferencias importantes en otras especies acompañantes, destacando en este caso la presencia de *P. groenlandica*.

Tal vez sería de esperar una mayor importancia de las especies del grupo V (especies oportunistas de primer orden) en la zona contaminada, tal y como se observa en otros estudios desarrollados en otras zonas intermareales atlánticas sometidas a contaminación (Glémarec *et al.*, 1982 ; Majeed, 1987). Pero hay que considerar que la reducción tanto de la riqueza específica como de la densidad poblacional en esta zona son evidentes (Tabla 2) y que más del 95 % de los efectivos totales pertenecen a la especie *Hydrobia ulvae*, especie con una amplia variedad de recursos alimenticios.

Dado que este tipo de medios están dotados de un carácter dinámico, supeditado a las fluctuaciones ambientales y a la acción de los agentes contaminantes, se seleccionaron a partir de este estudio cuatro estaciones (16, 25, 39 y 45) que se muestraron durante dos años. Los resultados obtenidos a partir de estos muestreos se expondrán en sucesivos trabajos.

BIBLIOGRAFIA

- ANADON, R., 1977. *Estudio de la playa de La Foz, ría de Vigo, España, durante los años 1973-75*. Tesis Doctoral. Univ. Complutense de Madrid, 192 pp.
- BELLAN, G., 1967a. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. I - Le Secteur de Cortiou. *Rev. Intern. Océanogra. méd.*, 6-7 : 53-87.
- BELLAN, G., 1967b. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. II - L'ensemble portuaire marseillais. *Rev. Intern. Océanogra. méd.*, 8 : 51-95.
- DAGET, J., 1976. *Les modèles mathématiques en écologie*. Collection d'Écologie, n° 8, Masson (Ed.), Paris, 172 pp.
- ESCORP-Fase I, 1980. *Estudio de la contaminación de la Ría de Pontevedra (Fase I)*. Ed. Prog. ESCORP, Dip. Prov. Pontevedra, 3 Vol, 1281 pp.

- FIGUEIRAS, F.G., 1985 *Ecología del fitoplancton de la ría de Pontevedra*. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona, 321 pp.
- FIGUEIRAS, F.G., F.X. NIELL & M. ZAPATA, 1985. Hidrografía de la ría de Pontevedra (NO de España) con mención especial del Banco de Placeres. *Inv. Pesq.*, 49 (3) : 451-472.
- FILICE, F.P., 1954. An ecological survey of the Castro Creek area in San Pablo Bay. *Wasman J. Biol.*, 12 (1) : 1-24.
- GLÉMAREC, M., 1964. Bionomie benthique de la partie orientale du Golfe de Morbihan. *Cah. Biol. Mar.*, 5 : 33-96.
- GLÉMAREC, M. & C. HILY, 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecol/Oecol. Applic.*, 2 (2) : 139-150.
- GLÉMAREC, M., E. HUSSONOT & Y. LE MOAL, 1982. Utilization of biological indications in hypertrophic sedimentary areas to describe dynamic process after the "Amoco Cadiz" oil spill. In : *International Symposium on utilization of coastal ecosystems : Planning, Pollution and Productivity*, Rio Grande Brasil.
- GONZALEZ, J.J., J.M. CABANAS & A. GONZALEZ QUIJANO, 1982. Primary productivity in winter in the Ria of Pontevedra (NW of Spain). *ICES. C.M.* 1982/L : 54.
- GONZALEZ, N., M.T. NUÑEZ & J.J. GONZALEZ, 1982. Preliminary data of heavy metals in the Ría de Pontevedra (NW of Spain). *ICES. C.M.* 1982/E : 55.
- GONZALEZ QUIJANO, A., J.J. GONZALEZ & M.L. IGLESIAS, 1984. Condiciones químico-oceanográficas de verano en la Ría de Pontevedra. *Cuadernos da Area de Ciencias Mariñas. Seminario de Estudos Galegos*, 1 : 119-128.
- GUITIAN, F. & T. CARBALLAS, 1976. *Técnicas de análisis de suelos*. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela, 288 pp.
- KOCATAS, A. & R. GELDIAY, 1979. Some biological and hidrographical effects of pollution in Izmir Bay, Turkey. *Tuijb. Bulteni*, 89-97.
- LOPEZ-JAMAR, E., 1982. *Estudio comparativo de las comunidades infaunales de la zona submareal de las Rías de Arosa y de Muros (NW de España)*. Tesis Doctoral, Univ. Complutense de Madrid, 180 pp.
- MAJEED, S.A., 1987. Organic matter and biotic indices on the beaches of North Brittany. *Mar. Poll. Bull.*, 18 (9) : 490-495.
- MAURER, D., 1977. Estuarine benthic Invertebrates of Indian river and Rehoboth Bays, Delaware, *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 62 (5) : 591-629.
- MIRANDA, F., 1934. Materiales para una flora marina de las Rías Bajas Gallegas. *Bol. Soc. Esp. Hist. Nat.*, XXXIV (2-3) : 165-180.
- NIELL, X., 1975. Efecto de los vertidos industriales de una fábrica de pasta de papel sobre la estructura del sistema intermareal (Facies rocosa). *Las Ciencias*, 39 (5) : 363-370.
- NIELL, X., 1977. Distribución y zonación de las algas bentónicas en la facies rocosa del sistema intermareal de las Rías Bajas Gallegas. *Inv. Pesq.*, 41 (2) : 219-237.
- NIELL, X., 1980. Incidencia de vertidos industriales en la estructura de poblaciones intermareales. Algunas variables de los sistemas sedimentarios en el espacio. *Inv. Pesq.*, 44 (2) : 337-345.
- NIELL, F.X. & J. BUELA, 1976. Incidencia de vertidos industriales en la estructura de poblaciones intermareales. I. Distribución y abundancia de Fucáceas características. *Inv. Pesq.*, 40 (1) : 137-149.
- PARKER, J.G., 1980 a. Effects of pollution upon the Benthos of Belfast Lough. *Mar. Poll. Bull.*, 11 : 80-83.
- PARKER, J.G., 1980 b. Effects of pollutants upon the benthic ecology of Belfast Lough. *Anal. Proc.*, Oct. 1980 : 429-432.
- PEARCE, J.B., 1972. The effects of solid waste disposal on benthic communities in the New York Bight. In : *Marine Pollution and Sea Life*, Fishing News (Books) Ltd., England, 404-411.
- PEARSON, T.H., & R. ROSENBERG, 1976. A comparative study of the effects on the marine environment of wastes from Cellulose Industries in Scotland and Sweden. *Ambio*, 5 (2) 77-79.
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 16 : 229-311.
- PETTJOHN, F.J., 1963. *Rocas sedimentarias*. Ed. Universitaria de Buenos Aires, Buenos Aires, 731 pp.
- PIELOU, E.C., 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley Interscience, New York.
- PLANAS, M., 1986. *Dinámica de las poblaciones de la macrofauna bentónica de la Ensenada de Lourizán-Ría de Pontevedra*. Tesis Doctoral, Univ. de Santiago de Compostela, 533 pp.
- PLANAS, M. & J. MORA, 1987 a. Estado de conocimiento actual del bentos en zonas orgánicamente enriquecidas. *Thalassas*, 5 () : 125-134.
- PLANAS, M. & J. MORA, 1987 b. Dinámica poblacional de *Hydrobia ulvae* (Pennant) en la ría de Pontevedra (NO España). *Cah. Biol. Mar.*, 28 : 447-464.
- PLANAS, M. L. RODRIGUEZ & J. MORA, 1984. Cartografía bentónica de la ensenada de Campelo (Ría de Pontevedra, NW España). *Actas do IV Simpósio Ibérico de Estudos do Benthos Marinho*, Lisboa, Vol. I : 159-170.
- REISH, D.J., 1955. The relation of polychaetous annelids to harbor pollution. *Public Health Reports*, 70 : 1168-1174.

- REISH, D.J., 1957. The relationship of the Polychaetous *Capitella capitata* (Fabricius) to waste discharges of biological origin. In : *Biological problems in water pollution*. C.M. Tarzwell (Ed.), 195-200.
- REISH, D.J., 1972. The use of marine invertebrates as indicators of varying degrees of marine pollution. In : *Marine Pollution and Se Life*. Fishing News (Books) Ltd., England, 203-207.
- RODRIGUEZ CASTELO, E., 1983. *Contribución al estudio de la dinámica de poblaciones de la macrofauna bentónica en sustratos blandos de la Ría de Pontevedra (zona sublitoral)*. Memoria de Licenciatura. Univ. de Santiago de Compostela, 97 pp.
- RODRIGUEZ CASTELO, E. & J. MORA, 1984. Introducción al estudio de una dinámica de poblaciones bentónicas en fangos infralitorales orgánicamente enriquecidos (Ría de Pontevedra. NW España). *Cuadernos da Area de Ciencias Mariñas. Seminario de Estudios Galegos*, 1 : 291-302.
- SANDERS, H.L., 1958. Benthic studies in Buzzards Bay. I - Animal-sediment relationships. *Limnol. Oceanogr.*, 3 (3) : 245-258.
- SIMON, J.L. & D.M. DAUER, 1977. Reestablishment of a benthic community following natural defaunation. In : *Ecology of marine benthos*, B.C. Coull (Ed.), Univ. of South Carolina Press, Columbia, 139-154.
- STORA, G. & A. ARNOUX, 1983. Effects of large freshwater diversions on benthos of a mediterranean lagoon. *Estuaries*, 6 (2) : 112-125.
- TAGHON, G.L., A.R.M. NOWELL & P.A. JUMARS, 1980. Induction of suspension feeding in spionid polychaetes by high particulate fluxes. *Science*, 210 : 562-564.
- THEEDE, H., 1973. Comparative studies on the influence of oxygen deficiency and hydrogen sulphide on marine bottom Invertebrates. *Neth. J. Sea Res.*, 7 : 244-252.
- THORSON, G., 1957. Bottom communities (sublitoral or shallow shelf). *Mem. Geol. Soc. Am.*, 67 (1) : 461-534.
- TRASK, P.D., 1931. *Recent Marine Sediments*. Amer. Ass. Petrol. Geol., 736 pp.
- TRASK, P.D., 1932. *Origin and environment of source sediments of petroleum*. Gulf Publ. Co., Houston, 67 pp.
- VANES, F.B., M.A. VAN ARKEL, L.A. BOUWMAN & H.G.J. SCHRODER, 1980. Influence of organic pollution on bacterial, macrobenthic and meiobenthic populations in intertidal flats of the Dollard. *Neth. J. Sea Res.*, 14 (3/4) : 228-304.
- VIEITEZ, J.M., 1978. *Comparación ecológica de dos playas de la Rías de Pontevedra y Vigo*, Tesis Doctoral. Univ. Complutense de Madrid, 273 pp.
- VILELA, F., 1947. Contribuição para o estudo das comunidades dos parcéis da Ría de Faro. *Arq. Mus. Boc.*, 18 : 27-159.
- VIVES, F., 1960. Nota sobre el zooplancton superficial de la Ría de Pontevedra. *R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 58 (2) : 389-402.
- ZAPATA, M., 1988. *Estimación de clorofila a y productos de alteración. Problemática metodológica y su aplicación a sistemas sedimentarios marinos*. Tesis Doctoral, Univ. de Santiago de Compostela, 411 pp