

Cambios en el macrozoobentos de sustrato rocoso del abra de Bilbao: 14 años de seguimiento de la recuperación biológica

S. Pagola-Carte y J. I. Saiz-Salinas

Departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal (Zoología eta AZD Saila). Universidad del País Vasco (Euskal Herriko Unibertsitatea). Apartado 644 P.K. E-48080 Bilbao, España. E-mail: ggbpacas@lg.ehu.es

Recibido en marzo 2000. Aceptado en septiembre 2000.

RESUMEN

Se han estudiado las comunidades bénticas de sustrato rocoso del abra de Bilbao y su costa adyacente durante 14 años (1984-1998), dentro de un programa de seguimiento biológico de los medios submareal e intermareal. El área de estudio se encuentra en un proceso de mejora de la calidad ambiental de sus aguas como consecuencia de la recesión industrial y del Plan Integral de Saneamiento, actualmente en desarrollo. Se ha constatado la recuperación biológica por medio de técnicas univariantes y multivariantes, proponiéndose una serie de etapas en dicha recuperación, diferentes según el nivel litoral. Se ha seleccionado un total de doce taxones como los máximos responsables de discriminar situaciones en el espacio y en el tiempo, entre los que destacan por su mayor sensibilidad: Sagartiidae, Mytilidae, Patellidae y Chthamalidae.

Se demuestra, asimismo, la necesidad de utilizar diferentes tipos de análisis en los estudios a largo plazo del macrozoobentos de sustrato rocoso. Con base en estos resultados y en trabajos previos, se articula un modelo conceptual en tres fases, describiendo la situación actual del bentos y los cambios registrados o previsibles. El modelo consta de dos partes: a) el correspondiente a los niveles submareal e intermareal inferior, donde se enfatizan las estrategias relacionadas con los patrones inversos de dominancia de la fauna y la flora; b) el concerniente al nivel intermareal superior, donde desempeñan un papel fundamental la aparición y el desarrollo del cinturón de cirrípedos. De este modo, se pretende dotar a los planes de seguimiento ambiental, tanto del abra de Bilbao como de otras áreas similares, de una herramienta para la detección de cambios en sus planes de recuperación.

Palabras clave: Macrozoobentos, comunidades, recuperación biológica, sustrato rocoso, abra de Bilbao.

ABSTRACT

Macrozoobenthic changes on rocky shores of the Bight of Bilbao: 14 years of monitoring biological recovery

Benthic communities on rocky shores from the Bight of Bilbao, known as the Abra de Bilbao (northern Spain) and the adjacent coast have been studied during 14 years (1984-1998) within the framework of an environmental monitoring programme for both subtidal and intertidal zones. The study area is now experiencing a process of generalised environmental improvement in its water quality, as a result of the region's industrial recession and the implementation of a comprehensive renovation sewage system, which is still in progress. Biological recovery has been analysed with uni- and multivariate techniques, which make it possible to differentiate several recovery stages, grouped according to the littoral zone sampled. A total of 12 taxa have been selected as characteristics of different environmental situations in space and time, the most sensitive of which are Sagartiidae, Mytilidae, Patellidae and Chthamalidae. The need to use alternative analyses in long term studies of hard bot-

tom macrozoobenthos is highlighted. A three-phase conceptual model based on own results and previous works is proposed, which describes the current situation, as well as the recorded or expected changes. The model comprises two parts: a) one for the subtidal and lower intertidal levels, where biotic strategies related to the inverse patterns of fauna and flora dominance are emphasised; b) another for the upper intertidal level, where the appearance and development of a barnacle belt play a crucial role. The model is intended to serve as an environmental tool able to detect changes in the recovery process of the Bight of Bilbao and similar bays elsewhere.

Key words: Macrozoobenthos, communities, biological recovery, rocky substrate, Bight of Bilbao, Abra de Bilbao.

INTRODUCCIÓN

Los programas de seguimiento ambiental marinos se centran con frecuencia en los organismos del bentos, debido a su gran potencial integrador de las condiciones ambientales a lo largo del tiempo (Bilyard, 1987; Jan, Dai y Chang, 1994). El estudio de las comunidades macrobénticas ofrece numerosas ventajas dada su capacidad para exhibir cambios en la composición y estructura a lo largo de gradientes de contaminación (Clarke y Green, 1988; Gray *et al.*, 1988; Underwood, 1993; Warwick, 1993). Según McIntyre (1984), su utilización es eficaz en aquellos programas de seguimiento ambiental en los que existe un foco específico de perturbación, constituyendo una buena herramienta para describir cambios en el espacio y en el tiempo (Heip, 1992).

La heterogeneidad espacial y la variabilidad temporal suelen ser de magnitud considerable en los ecosistemas marinos (Kröncke, 1995), motivo por el cual frecuentemente es necesario llevar a cabo estudios extendidos en el tiempo para poder identificar con cierta seguridad los cambios en las comunidades así como los agentes ambientales que los motivan (Kröncke, 1995; Brown y Shillabeer, 1997; Currie y Parry, 1999). A pesar de que el seguimiento a largo plazo (*long term*) del bentos ha sido considerado como una herramienta útil, eficiente y precisa para detectar los efectos de la contaminación (Brown y Shillabeer, 1997; Zeiss y Kröncke, 1997; McLusky, 1999), son muy escasos los trabajos que presentan y utilizan este tipo de datos (Lewis, 1976; Schindler, 1987; Davoult, Dewarumez y Migné, 1998). Esta escasez es aún más patente para el sustrato rocoso (Gray, 1980; Dye, 1998), aun cuando el estudio de sus comunidades presenta el atractivo de poder retornar exactamente a los mismos lugares en sucesivas ocasiones.

En 1983 comenzó el proyecto *Seguimiento del estudio oceanográfico del abra de Bilbao y de su entorno: bentos de sustrato duro*, como parte de un convenio de colaboración entre la Universidad del País Vasco y el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Entonces se señaló que la composición del bentos en el abra de Bilbao había debido de sufrir cambios muy notables desde sus condiciones originales (Rallo *et al.*, 1988), debido a la contaminación urbana e industrial. Entre las características que definían el patrón espacial de las comunidades bénticas se destacaba el gradiente de alejamiento respecto a la desembocadura del río Nervión. Posteriores campañas han confirmado el patrón biológico de las comunidades, demostrando el papel del factor ambiental turbidez en su simplificación (macrofitobentos: Gorostiaga y Díez, 1996; Díez *et al.*, 1999; macrozoobentos: Saiz Salinas e Isasi Urdangarin, 1994; Saiz-Salinas y Urkiaga-Alberdi, 1997, 1999a, b; Pagola-Carte y Saiz-Salinas, 2000). En el caso de la macrofauna, las diferencias espaciales en el abra de Bilbao han servido de base para la identificación de especies indicadoras de los factores ambientales prevalentes (Saiz-Salinas y Urkiaga-Alberdi, 1999a), así como de las asociaciones de organismos propias de situaciones con diferente estrés ambiental (Saiz Salinas e Isasi Urdangarin, 1994).

En el contexto de la mejora en la calidad del agua (véase más adelante el apartado Área de estudio), el presente trabajo tiene como objetivos: (1) registrar el proceso de recuperación de las comunidades macrozoobénticas de sustrato rocoso del abra de Bilbao; (2) identificar grandes etapas en dicho proceso, mediante taxones característicos, y (3) construir un modelo conceptual, explicativo de la situación del bentos en el presente así como de los cambios registrados en los últimos años o previsibles en un futuro cercano.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El abra de Bilbao (figura 1) es una bahía de 23 km² aproximadamente, situada en la parte occidental de la provincia de Vizcaya, al norte de la península Ibérica. Recibe el aporte de las aguas del río Nervión, que en su tramo final atraviesa la villa de Bilbao y la comarca del Gran Bilbao, es decir, el mayor núcleo de población de la cornisa cantábrica (alrededor de un millón de habitantes). Este último tramo, un estuario de unos 15 km de longitud (denominado ría de Bilbao), ha sufrido durante más de cien años las consecuencias negativas del desarrollo urbano e industrial sin control (Cearreta, 1992; Saiz Salinas, Francés Zubillaga e Imaz Eizaguirre, 1996). Por otra parte, el abra de Bilbao alberga el Puerto Autónomo de Bilbao, actualmente en expansión debido a las obras de ampliación, además de tres playas y un puerto depor-

tivo con instalaciones recreativas en su margen derecha.

La continua liberación en el abra de Bilbao de elevadas cargas de sólidos en suspensión y el consiguiente exceso de sedimentación sobre los fondos rocosos han desempeñado un papel muy importante en la simplificación de sus comunidades bénticas (Saiz Salinas e Isasi Urdangarin, 1994; Pagola-Cardé y Saiz-Salinas, 2000). En 1983, el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia puso en marcha el Plan Integral de Saneamiento, que supone el despliegue de una red de interceptores y colectores de aguas residuales urbanas e industriales junto a la construcción de diferentes plantas para su tratamiento a lo largo de la ría. El desarrollo de este plan, cuya consecución se prevé en el año 2004 (Anónimo, 1998), así como la profunda recesión industrial sufrida en la zona son factores decisivos para la mejora de la calidad del agua del río Nervión. En consecuencia, el abra de Bilbao también está siendo afectada positivamente desde un punto de vista am-

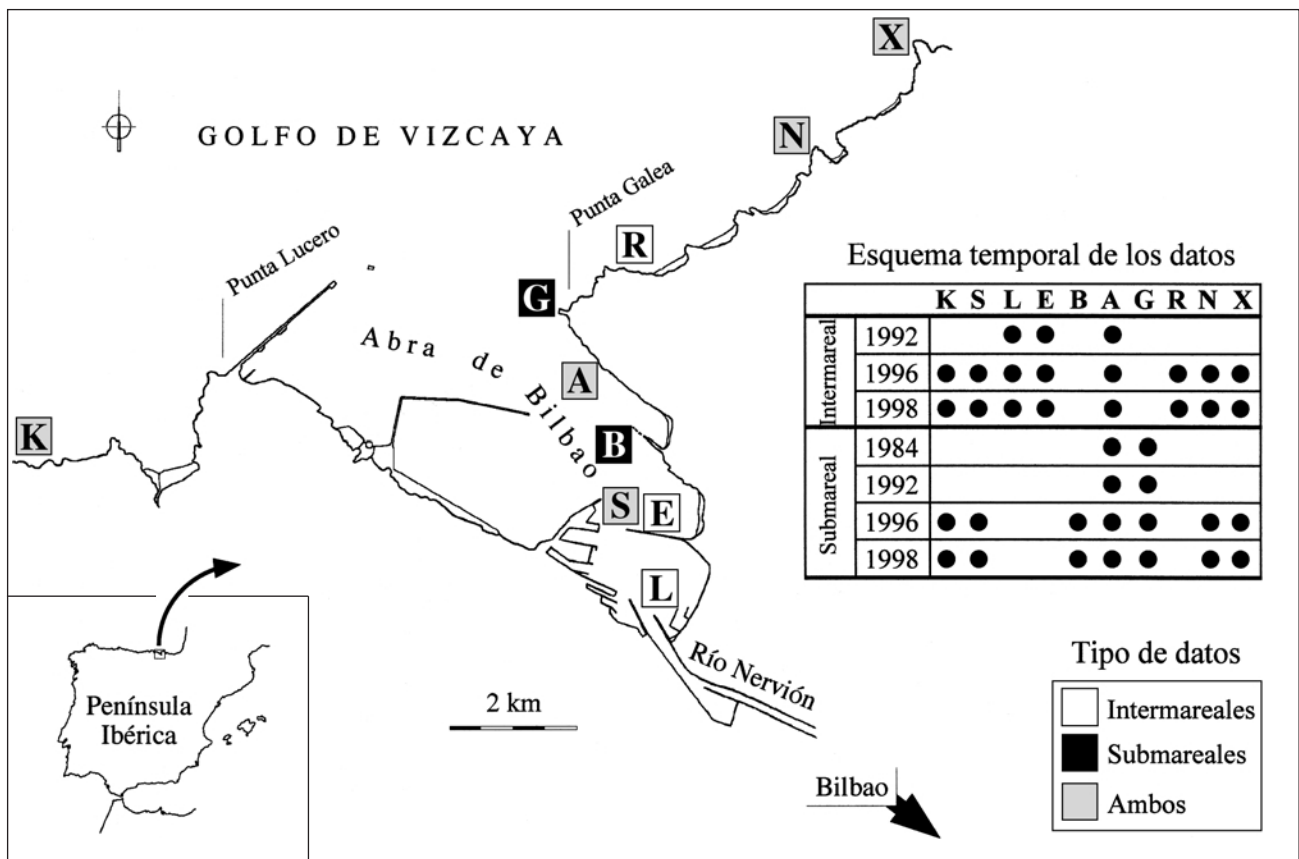


Figura 1. Mapa del área de estudio (abra de Bilbao y costa adyacente) con la red de estaciones de muestreo: (K): Kobaron; (S): Santurtzi; (L): Las Arenas; (E): Ereaga; (B): Abasotas; (A): Arrigunaga; (G): Punta Galea; (R): Azkorri; (N): Meñakoz; (X): Matxilando. Se ha incorporado un esquema temporal de los datos donde se señala para cada estación los niveles (submareal, intermareal o ambos) y los años (campañas) en que fueron muestreadas.

biental y el seguimiento de sus comunidades biológicas se presenta como una herramienta útil para medir la eficacia de los planes de saneamiento adoptados por las autoridades locales.

Estrategia de muestreo

La denominada red de vigilancia (figura 1) abarca un total de 10 estaciones, 5 de ellas (S, L, E, B, A) en la propia abra de Bilbao, es decir, en la línea de costa entre Punta Lucero y Punta Galea, y otras 5 (K, G, R, N, X), en la costa adyacente. De estas cinco, la primera está situada hacia el oeste, a unos 3,5 km de Punta Lucero y constituye la estación de referencia o control (por quedar fuera de la influencia de la pluma del estuario), mientras que las restantes están localizadas en el tramo adyacente por el este, una en Punta Galea y las otras tres a 1,5, 5 y 7 km respectivamente desde la misma. En total se abarca una línea de costa de aproximadamente 17 km de longitud. Las estaciones de costa abierta están muy expuestas al oleaje. Las situadas en la bahía son expuestas excepto Santurtzi y Las Arenas, que permanecen protegidas (Díez *et al.*, 1999).

Se han seleccionado como zonas de muestreo una submareal (2-8 m de profundidad) y dos intermareales, inferior y superior (1 y 3 m, respectivamente, sobre el nivel 0 de marea). No existen datos relativos a la macrofauna de todas las estaciones y niveles, debido a modificaciones en la red de vigilancia a lo largo de los años, motivado principalmente por las obras de ampliación del puerto de Bilbao en el abra exterior. A lo largo de todo el periodo de seguimiento, las localidades muestreadas en el nivel submareal han sido K, S, B, A, G, N y X, y en los niveles intermareales, K, S, L, E, A, R, N y X. Se ha incorporado un esquema temporal de los datos en la figura 1. Consideramos importante destacar que la red de vigilancia ofrece una comparación exacta de la composición y estructura de las comunidades estudiadas en el último periodo de tiempo (entre 1996 y 1998), que se pretende continuar en próximas campañas, y que algunas localidades que se muestrearon en campañas anteriores aportan una información muy interesante que se remonta hasta 1984.

Los muestreos de la macrofauna se realizaron siempre en verano sobre superficies horizontales y relativamente planas de zonas fotófilas, utilizando medidas semicuantitativas, como se detalla en

Gorostiaga *et al.* (1999). Estas medidas consistieron en estimas visuales de la cobertura de las diferentes especies identificadas in situ, utilizando la escala de Braun-Blanquet (1951): + = menos del 1%; 1 = 1-5%; 2 = 6-25%; 3 = 26-50%; 4 = 51-75%; 5 = 76-100%. Como unidad de superficie se consideró un cuadrado (*quadrat*) de 50 × 50 cm. En la zona intermareal se aplicó un muestreo estratificado, sobre superficies de muestreo fijas, en un número de réplicas de 5 para el intermareal superior y de 5 o 10 (dependiendo del grado de heterogeneidad en las comunidades) para el intermareal inferior. Los puntos de muestreo eran marcados con resina epoxy para su localización en sucesivas campañas. En la zona submareal se empleó la técnica de transecto, mediante el uso de escafandra autónoma, a lo largo de un cordel de 100 m marcado cada 3 m para los puntos de muestreo (aproximadamente 33) desde profundidades de 1-2 m hasta 6-8 m. Se han tomado también muestras cualitativas de algunos organismos, con el fin de realizar las identificaciones taxonómicas necesarias.

Tratamiento numérico. Técnicas de análisis

La información relativa a cada campaña y nivel muestreado se guardó primeramente en matrices del tipo puntos de muestreo (*quadrats*) × especies. Para posibilitar los posteriores análisis, se asignaron a los datos los valores promedio de cada rango de coberturas. A partir de dichas matrices se han construido otras del tipo campañas × familias, mediante la obtención de los valores medios de cobertura de las especies para cada estación y año y la agregación de los datos hasta el nivel taxonómico de familia. La utilización de categorías taxonómicas de rango superior con escasa pérdida de información (Warwick, 1988) ha sido ya sugerida para el área de estudio (Urkiaga-Alberdi, Pagola-Carte y Saiz-Salinas, 1999; Pagola-Carte y Saiz-Salinas, 2000).

Se han obtenido cuatro variables estructurales de las comunidades, correspondientes a cada estación, año y nivel: (1) número total de familias; (2) cobertura (%) animal total: suma de las coberturas (%) de todas las especies, que puede sobrepasar el 100%; (3) índice de diversidad de Shannon; (4) riqueza de Margalef. Los dos últimos parámetros han sido calculados mediante el programa DIVERSE del paquete estadístico PRIMER, utilizando los valores de cobertura de las familias y \log_2 .

Se han llevado a cabo análisis de clasificación (clúster, agrupamiento jerárquico aglomerativo con unión de promedio entre grupos) y de ordenación (*Non-Metric Multidimensional Scaling* = MDS) de las estaciones y campañas (Field, Clarke y Warwick, 1982; Clarke y Green, 1988; Clarke y Warwick, 1994), basados en las correspondientes matrices de similitud obtenidas mediante la aplicación del índice de Bray-Curtis para cada nivel (sublitoral e intermareales inferior y superior). Una vez conocidos los patrones de similitud entre las diferentes estaciones y años, se han buscado los componentes de las comunidades que más contribuyen a ellos, es decir, las familias de la macrofauna que mayormente son responsables de las diferencias espaciales y los cambios temporales, mediante la técnica de análisis SIMPER (*Similarity Percentages*), aplicada a cada nivel muestreado. La elección de las familias más representativas o familias características de los grupos de estaciones se ha basado en las familias seleccionadas por SIMPER como discriminantes (hasta el 90 % de disimilitud acumulada) entre dichos grupos, teniéndose en cuenta asimismo la frecuencia de su aparición en los resultados de este tipo de análisis. Clúster, MDS y SIMPER son programas del paquete estadístico PRIMER, desarrollado en el *Plymouth Marine Laboratory* (Clarke y Warwick, 1994).

RESULTADOS

A lo largo de las cuatro campañas se han muestreado 857 cuadrados, 586 de ellos en el nivel submareal, 178 en el intermareal inferior y 93 en el intermareal superior, identificándose un total de 103 familias de macroinvertebrados (79 en el submareal, 55 en el intermareal inferior y 15 en el intermareal superior), pertenecientes a 11 filos (Annelida, Arthropoda, Bryozoa, Cnidaria, Echinodermata, Mollusca, Nematoda, Nemertea, Phoronida, Spongiaria y Tunicata).

Cambios en las características estructurales de las comunidades

Las figuras relativas a los niveles submareal e intermareal inferior (figuras 2a y 2b) muestran patrones espaciales muy similares, desde la estación más occidental (K) hasta la más oriental (X). En

general, los valores de las variables relacionadas con la diversidad (número de familias, riqueza de Margalef e índice de Shannon) tienden a ser mayores en las estaciones más distantes de la desembocadura del río Nervión. Por el contrario, la cobertura animal total muestra un patrón inverso, con valores máximos en las partes interiores de la bahía, siendo más llamativo este hecho en el intermareal inferior. Como cambios temporales de tendencia clara se pueden citar el aumento generalizado en el número de taxones y riqueza de Margalef, en el intermareal inferior de la estación más interna (L) y en el nivel submareal en general. Son destacables, asimismo, los fuertes incrementos de cobertura total en varias estaciones interiores (S, L y E).

En el nivel intermareal superior (figura 2c), la disparidad de patrones espaciales y temporales está asociada al escaso número de taxones propio de este medio con mayor estrés ambiental natural. Las campañas de 1996 y 1998 son bastante parecidas y en el caso de la diversidad de Shannon muestran una disposición espacial muy similar a la del nivel intermareal inferior. Sin embargo, tanto las diferencias espaciales como las temporales quedan mejor reflejadas por la cobertura animal total. Así, las estaciones más externas (K, N y X) mantienen valores elevados de cobertura animal (cerca del 100 %). El resto de estaciones muestra incrementos de esta variable a lo largo de los años, con diferencias claras en los patrones temporales entre estaciones: Azkorri (R) entre 1996 y 1998 y Santurtzi (S) y Arrigunaga (A) en el mismo periodo, pero con valores más bajos. En el periodo 1992-1996, Ereaga (E) experimenta una profunda transformación, desde una leve ocupación animal hasta la máxima de toda el área, que se mantendrá en el periodo 1996-1998.

Cambios en la composición de las comunidades. Etapas de la recuperación

El submareal (figura 3a) y el intermareal inferior (figura 3b) muestran una disposición espacial (análisis de ordenación) de las estaciones y campañas muy similar. Una primera gran separación (nivel de similitud en el análisis de clasificación en torno al 15 %) establece los grupos I y II, que posteriormente se subdividen (nivel de similitud del 15-40 %) en Ia y Ib, por un lado, y IIa y IIb, por otro. Los grupos I se

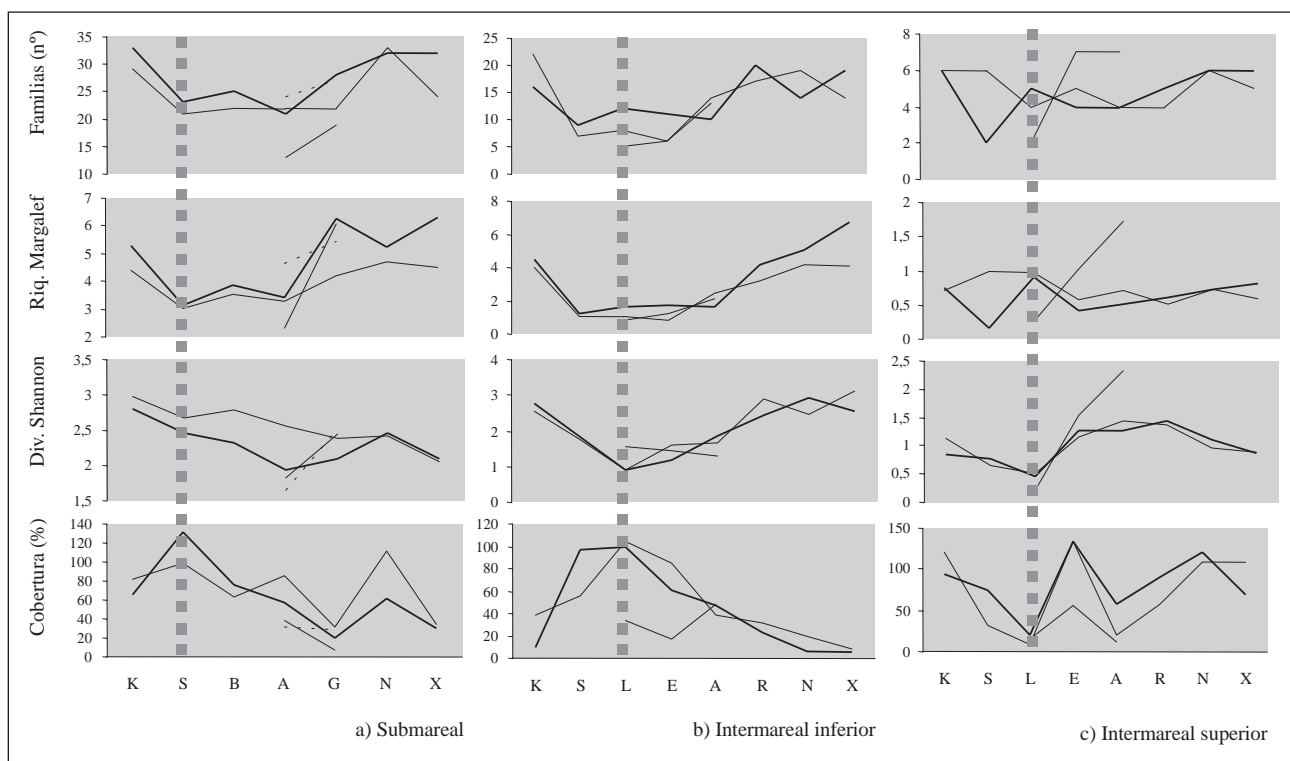


Figura 2. Características estructurales de las comunidades, medidas en los tres niveles estudiados: (a): submareal; (b): intermareal inferior; (c): intermareal superior. Las estaciones de muestreo se han representado mediante los símbolos de la figura 1, y las campañas (años) con diferente trazo: - - - 1984; — 1992; — 1996; — 1998. La línea vertical marcada en los tres niveles señala el punto de muestreo más cercano a la desembocadura del río Nervión.

componen de aquellas estaciones situadas en el abra de Bilbao (condiciones interiores: S, L, E, B y A), mientras que los grupos II aglutinan los puntos de la costa adyacente (condiciones exteriores: K, G, R, N y X). La única excepción en esta disposición espacial la constituye el intermareal inferior de la estación de Ereaga (E) en 1992, que queda en el grupo II, junto a Matxilando (X) en su situación de 1998. La subdivisión *a-b* que se da en los dos grupos para ambos niveles responde a una diferenciación de la fauna entre condiciones ambientales más o menos adversas. En efecto, el sentido vertical en la figura es el que marca las diferencias temporales en una misma estación (siendo el caso más llamativo el de A, estación de Arrigunaga) así como la singularidad de la estación L (Las Arenas), muy cercana a la desembocadura del Nervión. Las situaciones *a* (incluyendo la IIa del intermareal inferior, que más tarde se comentará) representarían condiciones de mayor estrés para la fauna que las situaciones *b*.

El intermareal superior (figura 3c) muestra tres grandes agrupaciones de estaciones (separación al nivel de similitud del 55%). El grupo I está definido únicamente por la situación de Arrigunaga (A)

en 1992. Esta estación se desplaza hacia el grupo II en la siguiente campaña, mostrando así su semejanza con la situación particular de Las Arenas (L) en todo el periodo. En el grupo III aparece el resto de estaciones, incluyendo A en su situación de 1998. Al igual que ocurría en los otros niveles, este punto de muestreo es el que mayor cambio relativo presenta a lo largo del tiempo. En el grupo III se puede diferenciar, además, una subdivisión (nivel de similitud del 70 %), que delimita cambios temporales de S, E y R. Por lo tanto, el MDS del nivel intermareal superior se puede interpretar, de izquierda a derecha, como el reflejo de condiciones progresivamente más favorables para la vida animal, tanto por la situación espacial de los puntos de muestreo (distancia de la desembocadura) como por los cambios temporales experimentados.

Taxones discriminantes. Organización del macrozoobentos en las diferentes etapas

Los grupos establecidos en la clasificación y ordenación de las estaciones a lo largo de las sucesi-

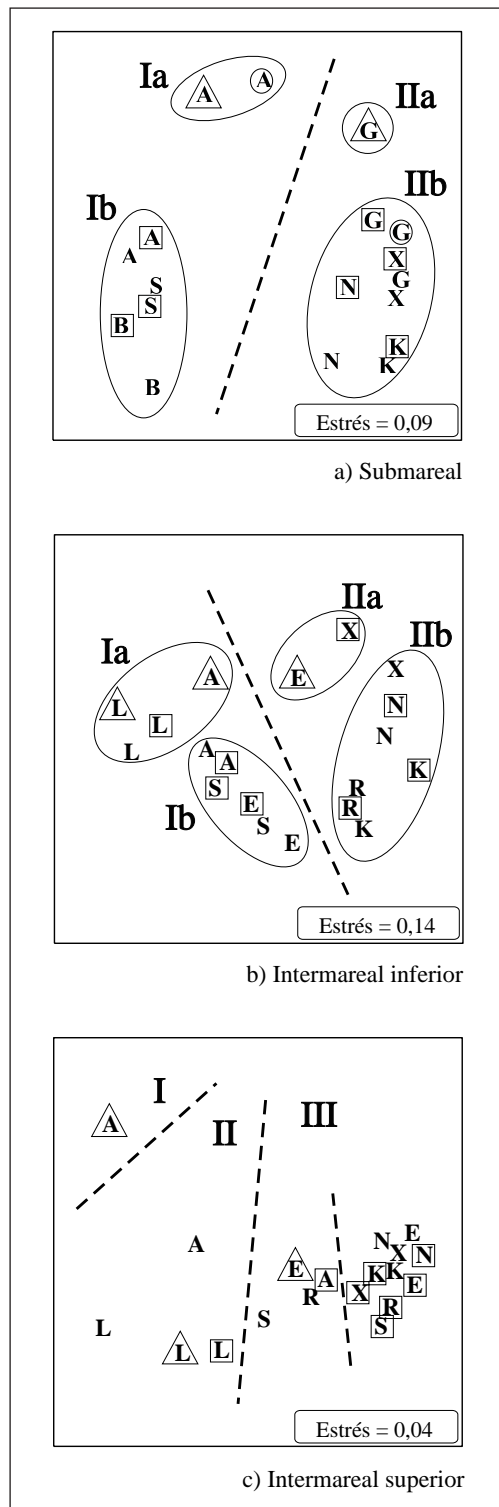


Figura 3. Diagramas de ordenación MDS de los tres niveles estudiados: (a) submareal; (b) intermareal inferior; (c) intermareal superior. Las estaciones de muestreo se han representado mediante los símbolos de la figura 1 y las diferentes campañas mediante símbolos: ○ - 1984; △ - 1992; (nada) - 1996; □ - 1998. Se indican también los valores de estrés asociados a las representaciones bidimensionales. Consúltense en el texto los niveles de similitud a los que se forman los grupos.

vas campañas corresponden a distintas situaciones ambientales, susceptibles de ser consideradas como etapas de la recuperación biológica del abra de Bilbao y su entorno. La tabla I muestra una síntesis de los resultados obtenidos tras la aplicación del programa SIMPER. Los taxones (familias) más relevantes seleccionados como responsables de las diferencias aparecen junto a un sistema de flechas que indican la dirección en que estos taxones discriminan dichas etapas. Las flechas apuntan, entre cada dos etapas, a aquella que queda caracterizada por una mayor cobertura del taxón considerado. Por otra parte, las etapas se han ordenado desde condiciones a priori óptimas hasta las más degradadas (zonas más cercanas a la desembocadura y datos más antiguos): I**IIb**→**IIa**→**Ib**→**Ia** para los niveles submareal e intermareal inferior, y **III**→**II**→**I** para el intermareal superior. Así, se puede señalar que algunos taxones están asociados a un mayor número de flechas, es decir, discriminan entre mayor número de situaciones o etapas (Sagartiidae en el submareal, Mytilidae y Patellidae en el intermareal inferior), y que, para cada taxón, las flechas pueden disponerse en un sentido siempre, señalando que dicho taxón caracteriza progresivamente unas condiciones más o menos favorables, o en ambos, en cuyo caso la caracterización apunta hacia condiciones intermedias.

En el nivel submareal (tabla Ia), las familias Sagartiidae, Phoronidae y Ostreidae son características de etapas con mayor estrés ambiental, por lo que su cobertura es mayor en el grupo I que en el II y, dentro de aquél, en épocas pasadas. Es destacable el hecho de que los dos primeros taxones no son propios de ambientes luminosos como los estudiados. En el caso de la familia Sagartiidae, los organismos que la integran (exclusivamente *Actinothoe sphyrodeta* (Gosse, 1858)) presentan además coberturas diferentes entre las dos etapas marcadas en las zonas exteriores al abra de Bilbao (grupos IIa y IIb). Caracterizando una etapa intermedia (grupo Ib) aparecen dos familias de estrategia suspensívora clara: Mytilidae y Balanidae. También es característica la familia Spionidae (*Polydora* spp.), que vive en galerías o tubos construidos con el sedimento acumulado sobre el sustrato rocoso. Finalmente, separando las condiciones del abra de Bilbao de las de costa abierta, y dentro de éstas, sus etapas temporales, se señalan los hidrozoos de la familia Campanulariidae, la familia de briozoos Membraniporidae (principalmente *Electra pilosa*

Tabla I. Resumen de los resultados del análisis SIMPER. Se señalan los taxones más relevantes junto a un sistema de flechas que indican la dirección en que caracterizan a las etapas de recuperación biológica del abra de Bilbao, para cada nivel estudiado: (a): submareal; (b): intermareal inferior; (c): intermareal superior. Las flechas apuntan, entre cada dos etapas, a aquella que queda caracterizada por una mayor cobertura del taxón considerado.

	a) Submareal				b) Intermareal inferior				c) Intermareal superior		
	II		I		II		I		III	II	I
	I Ib	IIa	Ib	Ia	I Ib	IIa	Ib	Ia			
Sagartiidae	→	→	→		Spionidae	→	→		Chthamalidae	←	←
Phoronidae	→	→			Corophiidae	→	→		Patellidae	←	←
Ostreidae	→	→			Mytilidae	→	→	←			
Spionidae	→	→	←		Balanidae	→	→	←			
Mytilidae	→	→	←		Chthamalidae	←	←				
Balanidae	→	→	←		Patellidae	←	←	←			
Campanulariidae	←	←									
Gastrochaenidae	←	←									
Membraniporidae	←	←									

(L., 1767)) y los bivalvos perforantes que integran la familia Gastrochaenidae (*Rocellaria dubia* (Pennant, 1777)). Tanto los hidrozoos como los briozoos representan una estrategia epífita, creciendo mayoritariamente sobre algas rodoíceas (*Gelidium sesquipedale* (Clemente) Thur., *Pterosiphonia complanata* (Clemente) Falkenb., etc.), mientras que en el caso de los bivalvos, éstos explotan el hábitat formado por el estrato incrustante de la flora (algas del tipo *Mesophyllum*) y las bases de otras algas sobre la superficie rocosa. Es decir, la fauna característica de las etapas de menor alteración corresponde con estrategias de supeditación a la macroflora.

Los resultados para el intermareal inferior (tabla Ib) muestran cierta similitud con los del submareal. Así, Mytilidae y Balanidae vuelven a caracterizar una etapa intermedia (Ib). La relevancia que estos dos taxones tienen conjuntamente en la separación de los grupos I y II llega al 65 % de disimilitud acumulada. Por otra parte, dos taxones caracterizan etapas de degradación: los poliquetos de la familia Spionidae y los anfípodos de la familia Corophiidae, mientras que otros dos taxones van ganando cobertura en sentido inverso, con sus máximos en la etapa más reciente de las estaciones exteriores (I Ib): los cirrípedos *Chthamalus montagui* Southward, 1976 y *C. stellatus* (Poli, 1791) (Chthamalidae) y las lapas del género *Patella* (Patellidae). En relación con la etapa IIa, que constituía una excepción a la ordenación de las estaciones, se debe indicar que además de los taxones señalados en la tabla (Mytilidae, Chthamalidae y Patellidae), la familia de anfípodos Hyalidae acu-

mula más del 20 % de disimilitud entre IIa y I Ib, si bien no se ha presentado en la tabla por su exclusividad para esta comparación. Teniendo en cuenta que se trata de un taxón poco conspicuo y que, por su carácter móvil, puede presentar aparentes fluctuaciones de abundancia en los muestreos visuales (influyendo en ellos según en qué momento del periodo de bajamar se realicen), pensamos que la existencia del grupo IIa pudiera corresponder en parte a un artefacto. Sin embargo, la similitud entre las dos estaciones que lo forman también podría deberse, en gran parte, a un empeoramiento de las condiciones ambientales locales de Matxilando (X) en 1998 (Gorostiaga *et al.*, 1999).

Sólo se han señalado dos familias destacadas en el intermareal superior (tabla Ic): Chthamalidae y Patellidae, que son los grandes estructuradores del bentos en este nivel. Se establece una nítida gradación, que se puede resumir: a) situación de Arrigunaga en 1992 (grupo I), con coberturas insignificantes de dichas familias; b) situación de Las Arenas en todo el periodo de estudio (grupo II), con coberturas muy bajas; en este grupo se incluye Arrigunaga en 1996; c) situación del resto de estaciones y años (grupo III), incluyendo Arrigunaga en 1998, con valores de cobertura medio-altos. El subgrupo, definido por las estaciones E92, R96, S96 y A98 y situadas en el MDS como más próximas a la situación b, se caracteriza por valores inferiores de cobertura (por ejemplo, Chthamalidae: < 40 % frente a > 50 % en el resto de estaciones del grupo III). Esta gradación corresponde a la instauración de lo que hemos denominado el cinturón de cirrí-

pedos, formado por la asociación de *Chthamalus* y *Patella* y que culmina en la etapa III, siendo aún tímido en el subgrupo mencionado. Se constata que la monopolización de este nivel por un reducido número de taxones, de aparición gradual en el área, se traduce en que los resultados del análisis multivariante y la selección de taxones concuerden perfectamente con la cobertura animal total.

DISCUSIÓN

Constatación de la recuperación biológica.

Integración de los diferentes tipos de información

La recuperación biológica de una costa rocosa alterada antrópicamente ha sido considerada como uno de los componentes más destacados para medir la severidad del impacto sufrido por la biota (Smith y Simpson, 1998). En este sentido, tanto las diferencias espaciales como los cambios temporales registrados en el macrozoobentos del abra de Bilbao pueden ser consecuencia de la superposición de dos grandes fuentes de variación: (1) los efectos diferenciales de ciertas variables ambientales naturales a lo largo del área de estudio: diferencias geográficas en la intensidad del oleaje y corrientes y en la carga de sólidos en suspensión aportados por el río Nervión, y (2) el proceso de recuperación de este espacio marino, debido a la mejora en la calidad de sus aguas. Así, se puede destacar que el comienzo del tratamiento primario de las aguas de la comarca en 1990 supuso la eliminación de 12 400 kg/día de sólidos en suspensión que hasta entonces eran vertidos en exceso a la bahía (Gorostiaga y Díez, 1996).

Ante esta situación cabe preguntarse hasta qué punto es posible discernir entre diferencias naturales y signos de recuperación biológica. Estudios previos en el abra de Bilbao han demostrado la existencia de patrones bióticos espaciales que responden a un gradiente de condiciones ambientales en el que sobresale el papel de la turbidez de las aguas y la hipersedimentación sobre los fondos (véase Introducción). El gradiente de perturbación originado por el exceso de sólidos en suspensión desde la desembocadura del río Nervión hacia zonas de costa abierta ha sido atribuido a los graves problemas de contaminación urbana e industrial del bajo valle del Nervión (Cearreta, 1992; Saiz Salinas, Francés Zubillaga e Imaz Eizaguirre, 1996).

No obstante, es obvio pensar que las condiciones originales del área de estudio (previas a la transformación antrópica) también estuvieran influidas de algún modo por la descarga fluvial. En este caso, suponer un escenario de recuperación biológica, en el que la mejora ambiental signifique el establecimiento en toda el área de unas condiciones similares a las de costa abierta, sería un punto de partida erróneo. Se considera conveniente contrastar los cambios que puedan ocurrir dentro de un sistema con un foco puntual de contaminación y un gradiente ambiental asociado con los de otro sistema similar pero carente de dicha problemática (Underwood, 1993). En el presente trabajo, a falta del control espacial que supondría un sistema - réplica de toda el área de estudio, se utiliza una amplia serie temporal de datos para detectar cambios hacia la recuperación biológica y bosquejar la situación óptima. De hecho, los cambios direccionales registrados a lo largo de varias décadas son de gran interés aun cuando las medidas sobre las que se apoyen no sean las perfectas (Currie y Parry, 1999).

En el abra de Bilbao, las variables estructurales de las comunidades han demostrado ser sensibles a las diferencias espaciales de la biota. En lo concerniente a los cambios temporales hay que diferenciar dos tipos de comportamiento: (1) en los niveles submareal e intermareal inferior, las variables relacionadas con la diversidad han presentado ligeros cambios direccionales, en el sentido de un progresivo aumento de similitud entre las localidades de la bahía y las de costa abierta (en general aumentando aquellas sus valores). Por otra parte, la cobertura total se ha incrementado en las estaciones interiores, especialmente en las primeras etapas; y (2) en el nivel intermareal superior, la cobertura total de las zonas exteriores se mantiene constante con altos valores y la del resto del área se incrementa a lo largo del tiempo, hecho especialmente notable en zonas geográficamente intermedias.

La formación y desarrollo gradual del llamado cinturón de cirrípedos en el nivel intermareal superior, claramente reflejado por el valor de la cobertura total, queda recogido también por el análisis de ordenación (MDS). Otros estudios de seguimiento a largo plazo han señalado también el paralelismo entre los resultados de análisis univariantes y multivariantes (Smith y Simpson, 1998; Bellan *et al.*, 1999). Sin embargo, los métodos mul-

tivariantes son considerados más sensibles para la detección de cambios relacionados con la contaminación que los univariantes (Clarke y Warwick, 1994; Dye, 1998). En efecto, las representaciones bidimensionales de los niveles submareal e intermareal inferior demuestran esta mayor sensibilidad, pues ordenan las estaciones y campañas según diferencias espaciales y cambios temporales. Así, la agrupación de las estaciones interiores por un lado y exteriores o de costa abierta por otro, además de estar sustentada por el enfoque multivariante, tiene su correspondencia con características sintéticas: los valores de diversidad son más elevados y los de cobertura total más bajos en las zonas de costa adyacente que en la bahía. No ocurre igual con los subgrupos que separan situaciones pretéritas y recientes, los cuales se sustentan principalmente en diferencias cualitativas o cuantitativas entre los componentes de sus comunidades (análisis multivariante).

Se han considerado como etapas del proceso de recuperación las agrupaciones resultantes del análisis de ordenación, tal como ya se ha explicado. Resulta interesante fijarse en el medio submareal, donde la estación de muestreo de Arrigunaga (A), entre las estaciones interiores, y la de Punta Galea (G), entre las exteriores, evolucionan en el tiempo desde unas características bastante próximas entre sí, de alto estrés ambiental (Borja, Fernández y Orive, 1982; Saiz Salinas e Isasi Urdangarin, 1994) hacia la posición del resto de estaciones de su grupo contiguo. Este hecho podría estar respondiendo a la pregunta de si será posible una evolución de las comunidades bénticas dentro del abra de Bilbao hacia condiciones como las de costa abierta. El distanciamiento entre los puntos A y G, cercanos geográficamente, parece indicar que, al margen de cualquier mejora ambiental, existe cierta potencialidad natural en cada zona que determina el tipo de comunidad y que en los MDS queda simbolizada por la profunda separación I / II.

Estrategias faunísticas: diferencias espaciales y evolución en el tiempo

Las etapas de la recuperación del abra de Bilbao están asociadas a cierto número de taxones discriminantes. La dominancia respectiva de la fauna o de la flora bénticas a lo largo del gradiente ambiental del abra de Bilbao y su costa adyacente ha

sido recientemente descrita en el medio submareal con base en medidas de biomasa (Pagola-Carte y Saiz-Salinas, 2001), apreciándose que tal relación (biomasa animal/biomasa vegetal) es igual a uno en zonas intermedias del área. Hacia condiciones interiores este índice crece y hacia costa abierta decrece. Las estimas de cobertura para la fauna en el presente trabajo se ajustan a este esquema y lo dotan de la dimensión temporal.

En efecto, los taxones que en el medio submareal caracterizan las condiciones de costa abierta representan estrategias de supeditación a la flora, bien por vivir como epifito sobre ellas (Campanulariidae, Membraniporidae), bien por habitar su estrato basal (Gastrochaenidae). Asimismo, dichas zonas han visto aumentar el valor de caracterización por estos taxones a lo largo de los últimos años, afianzándose esta estrategia faunística. Por el contrario, las zonas submareales del interior del abra de Bilbao han sido monopolizadas, entre la fauna, por grandes suspensívoros que desplazan a la flora: Ostreidae, Mytilidae, Balanidae, entre otros. En las situaciones pretéritas, las ostras (Ostreidae), el antozoo *Actinothoe sphyrodeta* (Sagartiidae) y los foronídeos (Phoronidae) eran propios de fondos empobrecidos, con gran acumulación de sedimento (Saiz Salinas e Isasi Urdangarin, 1994). Mientras que la proliferación de los foronídeos sobre fondos fotófilos ha sido relacionada con situaciones de estrés (fondos portuarios y turbidez: Moore, 1977; escasez de oxígeno: Kröncke, 1995), la del antozoo ha sido sugerida para el área de estudio como una estrategia suspensívora oportunista (Saiz Salinas e Isasi Urdangarin, 1994; Saiz-Salinas y Urkiaga-Alberdi, 1999).

Las situaciones que hemos denominado intermedias en el proceso de recuperación (recientes, dentro del abra de Bilbao) se relacionan, desde el punto de vista faunístico, con grandes comunidades de filtradores, tanto en el nivel submareal como en el intermareal inferior. Los bancos de mejillones (Mytilidae) se combinan con importantes poblaciones de cirrípedos (Balanidae), favorecidos por la alta concentración de materia particulada en suspensión (Saiz Salinas y Urkiaga Alberdi, 1997; Pagola-Carte y Saiz-Salinas, 2000). Las razones del éxito de los mitílidos en los sustratos rocosos submareales e intermareales de muchas partes del mundo son comentadas por Suchanek (1985), al igual que la estructura y las importantes funciones ecológicas de los bancos que forman. Gabriele *et al.*

(1999) han señalado el papel regulador de los grandes filtradores en el intercambio entre el continente y los océanos y les han concedido la calificación de grandes acumuladores de energía. Más aún, Leppäkoski y Mihnea (1996) reconocen que una de las metas de la gestión de los espacios costeros radica en mantener su capacidad filtradora. En este contexto, los valores crecientes de caracterización de las condiciones interiores del abra de Bilbao por este tipo de organismos podrían estar indicando situaciones propias de una bahía con la desembocadura de un río en su extremo interno, aun reconociendo que estas comunidades podrían experimentar cambios con el aumento en la calidad de las aguas en el futuro. Apoyando esta idea, resulta de interés la colonización preferente de los tramos medios del intermareal inferior en la ría de Arosa (Galicia) por los mejillones (Molares y Fuentes, 1995).

Uno de los cambios en las comunidades de los niveles intermareales inferiores en el abra de Bilbao radica en los taxones Spionidae y Corophiidae, que caracterizaban situaciones pasadas, algo atribuible al retroceso de los depósitos de sedimento sobre el sustrato rocoso (Saiz Salinas y Urkiaga Alberdi, 1997). Por otra parte, la mayor ocupación del espacio intermareal (inferior y superior) por los gasterópodos herbívoros Patellidae y los cirrípedos Chthamalidae guarda relación con valores decrecientes de estrés ambiental, como ha sido señalado en otros trabajos: lapas (familia Siphonariidae) por Tablado, López Gappa y Magaldi (1994) y cirrípedos (Chthamalidae) por Mettam (1994).

Modelo conceptual para el abra de Bilbao

En los últimos años se ha venido constatando una gran acumulación de datos que son proporcionados a los gestores del medio natural y manejados por éstos, pero que no siempre suelen suponer un aumento real de información biológica útil. En este sentido, va cobrando importancia la construcción de modelos basados en los datos registrados a lo largo de periodos de tiempo más o menos largos. Los modelos disponibles que incluyen el bentos tienen actualmente una escasa capacidad predictiva, siendo, sobre todo, generadores de hipótesis (Elliot, 1994). Sin embargo, la necesidad de tomar decisiones en el presente, nos impulsa a reu-

nir la información disponible en un modelo conceptual.

Los cambios en las comunidades macrozoobénticas de sustrato rocoso del abra de Bilbao asociados a la mejora en la calidad de sus aguas (principalmente descenso de turbidez) pueden ser sintetizados, para el periodo 1984-1998, en dos grandes modelos que se basan en las etapas de recuperación y estrategias faunísticas descritas a lo largo del presente trabajo (figura 4). Por un lado, el nivel intermareal superior queda estructurado de acuerdo con el denominado cinturón de cirrípedos. Una primera fase de alto estrés ambiental (a) muestra la ausencia de tal asociación. La fase siguiente (b) supone su aparición, mientras que el progresivo aumento en la calidad del agua termina posibilitando su completo desarrollo (c). Las tres fases han sido constatadas en este estudio y coinciden con la afirmación de que intensas perturbaciones ocasionan regresiones importantes en los organismos capaces de formar horizontes (Clark, 1992).

El otro gran modelo es adecuado para los niveles submareal e intermareal inferior y también se propone en tres fases. La clave está en los patrones inversos de dos curvas que pueden ser dibujadas desde posiciones de costa abierta al oeste del abra de Bilbao hasta otras al este, pasando por el interior de la bahía, donde se sitúa el punto central de máxima perturbación. La curva en forma de A simboliza la contribución relativa de la macrofauna (en términos de biomasa o de cobertura) mientras que la curva en forma de U puede indicar tanto la contribución algal relativa como la diversidad de la macrofauna. En una primera fase de alta perturbación ambiental (a) estos patrones no se han establecido aún en las comunidades de sustrato rocoso, ya que éstas están muy alteradas. A medida que la calidad del agua va aumentando (b), el modelo comienza a funcionar. Así, la dominancia del componente animal en partes interiores de la bahía relega a las algas a un segundo plano y corresponde a valores bajos de diversidad faunística. Por el contrario, las zonas de costa adyacente, menos influidas por la descarga fluvial cuanto más alejadas de la desembocadura, presentan una alta diversidad faunística en unos fondos rocosos dominados por la fracción vegetal. La última fase (c) hace referencia al establecimiento de condiciones ambientales progresivamente más favorables para el bentos y supone que las zonas interiores del área de estudio van

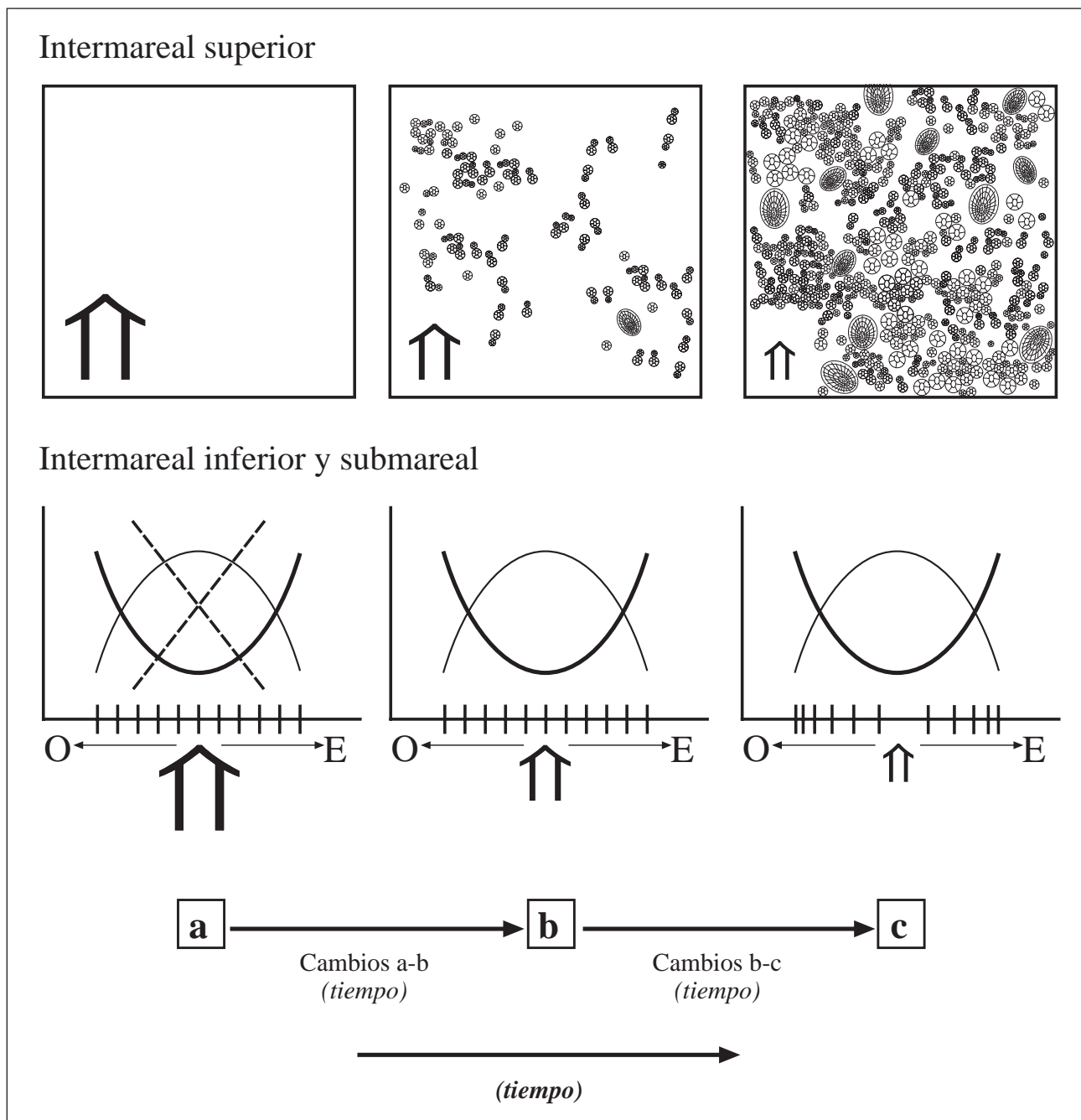


Figura 4. Esquema del modelo conceptual para las comunidades bénticas de sustrato rocoso del abra de Bilbao. Arriba, modelo para el nivel intermareal superior: aparición y desarrollo del cinturón de cirrípedos. Abajo, modelo para los niveles submareal e intermareal inferior: la curva de trazo fino representa la contribución de la fauna, y la de trazo grueso tanto la contribución de la flora como la diversidad faunística. Las barras verticales en el eje Oeste - Este serían los puntos de muestreo. En los dos casos se proponen tres fases cuyo nivel de perturbación ambiental se simboliza con el tamaño de la flecha. Las flechas, en el segundo caso, señalan el foco de contaminación (desembocadura del río Nervión).

pareciéndose cada vez más a las de costa abierta. En la figura 4, con fines gráficos, se ha mantenido la forma de las curvas y se ha desplazado la localización de las estaciones.

Mientras que el modelo para el intermareal superior supone una última fase más o menos similar

para toda el área, el modelo para el submareal e intermareal inferior asume que seguirán existiendo diferencias entre las zonas internas y externas del abra de Bilbao, motivadas por sus diferencias ambientales naturales (Pagola-Carte y Saiz-Salinas, 2001). Las piezas principales para construir este se-

gundo modelo, además de los resultados de los análisis univariantes y multivariantes, son la relación fauna/flora ya discutida, así como las estrategias faunísticas registradas a lo largo de estos años: supeditación a la flora en zonas exteriores, caracterización de etapas intermedias por grandes filtradores, organismos de ambientes no fotófilos, etc. También han sido de utilidad los trabajos de seguimiento del macrofitobentos del área de estudio (Gorostiaga y Díez, 1996; Díez *et al.*, 1999), así como otras investigaciones sobre los fondos duros de otras partes del mundo que muestran similitudes con el abra de Bilbao (por ejemplo, Gabriele *et al.*, 1999).

Los cambios que actualmente se registran en el área de estudio corresponden principalmente al tipo *b-c*, tanto en el nivel submareal como en toda la zona intermareal. Sólo las partes más internas del abra de Bilbao siguen experimentando cambios del tipo *a-b* en su zona intermareal.

CONCLUSIONES PRÁCTICAS E IMPLICACIONES DEL MODELO

Del seguimiento a largo plazo de las comunidades macrozoobénticas del abra de Bilbao y costa adyacente se puede extraer una serie de conclusiones prácticas. En primer lugar, la necesidad de utilizar diferentes técnicas de análisis, que generalmente ofrecen resultados complementarios, como ya ha sido recomendado para el sustrato rocoso (Jan, Dai y Chang, 1994; Warwick, 1993; Roberts *et al.*, 1998). Este enfoque es, además, especialmente útil cuando se trabaja con series de datos extendidas en el tiempo, dados los problemas de interpretación de la información antigua. Como ejemplo, la alta riqueza taxonómica registrada en el nivel submareal del abra de Bilbao en el año 1984 posiblemente sea fruto del gran esfuerzo de muestreo llevado a cabo al comienzo del proyecto con el fin de establecer un conocimiento faunístico esencial. Las técnicas de análisis multivariante empleadas, sin embargo, no han sido influidas por este hecho.

La idoneidad de los diferentes niveles litorales estudiados es otro punto relevante para la continuación de los trabajos de seguimiento biológico. El medio intermareal suele presentar una mayor accesibilidad que el submareal, pero su utilidad en programas de seguimiento ambiental puede ser cuestionada sobre la base de su posición en un am-

biente estresado de modo natural (Gray, 1980; Lundälv y Christie, 1986). En el abra de Bilbao, el efecto de las mareas sobre la abundancia aparente de ciertos organismos en el nivel intermareal inferior ha originado algún artefacto en los análisis. Por el contrario, el nivel intermareal superior, en principio muy estresado de modo natural por los factores atmosféricos, se ha revelado a lo largo de estos años como clave en la búsqueda de cambios temporales. De hecho, la direccionalidad de los cambios en la cobertura de un escaso número de taxones (cirrípedos y lapas) nos podría llevar a considerar esta zona litoral como un posible y muy sencillo indicador de la calidad del medio. Una aproximación más robusta (mayor número de taxones, mayor estabilidad ambiental natural) la constituye el medio submareal, ya seleccionado en estudios previos del área como más sensible a las perturbaciones antrópicas (Pagola-Carte y Saiz-Salinas, 2000).

Finalmente, la caracterización de las etapas de la recuperación biológica en el abra de Bilbao por algunos taxones confiere a éstos un valor indicador en dicho proceso. La capacidad discriminante de 12 familias del macrozoobentos podría servir de base para nuevos estudios centrados en un menor número de organismos, elevándose la relación efectividad/costo de los programas de seguimiento. Entre dichas familias destaca la mayor sensibilidad mostrada por Sagartiidae (submareal), Mytilidae y Patellidae (intermareal inferior) y Chthamalidae y Patellidae (intermareal superior). Los autores confían en que tanto el modelo conceptual propuesto como las conclusiones extraídas proporcionen una herramienta valiosa para poder garantizar que no hay retrocesos en el proceso de recuperación biológica del abra de Bilbao. Asimismo, podrían ser útiles para la aplicación en otros tramos de costa de sustrato rocoso y características similares.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a todos los que han trabajado en los muestreos y realización de informes a lo largo de las diferentes campañas, tanto del Departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal (especialmente a Javier Urkiaga y María Bustamante), como del Departamento de Ecología y Biología Vegetal de la Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea. También expresamos nues-

tro agradecimiento al Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia, entidad que ha promovido y financiado esta investigación. Asimismo, durante la realización de este trabajo, uno de los autores (S. Pagola-Carte) disfrutó de una beca para la formación de investigadores (modelo predoctoral) del Gobierno Vasco/Eusko Jaurlaritza.

BIBLIOGRAFÍA

- Anón. 1998. *Agiria 1997 Memoria*. Bilbo-Bizkaia Uren Partzuergoa – Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia. Bilbao, España: 139 pp.
- Bellan, G., M. Bourcier, C. Salen-Picard, A. Arnoux y S. Casserley. 1999. Benthic ecosystem changes associated with wastewater treatment at Marseille: implications for the protection and restoration of the Mediterranean coastal shelf ecosystems. *Water Environment Research* 71: 483-493.
- Bilyard, G. R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin* 18: 581-585.
- Borja, A., J. A. Fernández y E. Orive. 1982. Estudio sobre zonación en el intermareal rocoso del entorno del estuario del Nervión. *Bulletin Centre Études Recherches scientifiques. Biarritz* 14: 55-82.
- Braun-Blanquet, J. 1951. *Plant sociology: The study of plant communities*. McGraw Hill. Nueva York, EE UU: 820 pp.
- Brown, A. R. y N. Shillabeer. 1997. Development of a biologically based environmental quality standard from a long-term benthic monitoring programme in the North Sea. *Oceanologica Acta* 20: 275-282.
- Cearreta, A. 1992. Cambios medioambientales en la Ría de Bilbao durante el Holoceno. *Cuad. Sección (Eusko Ikaskuntza) – Historia* 20: 435-454.
- Clark, R. B. 1992. *Marine Pollution* (3rd edition). Clarendon Press. Oxford, Reino Unido: 172 pp.
- 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 analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council. Plymouth, Reino Unido: 144 pp.
- Currie, D. R. y G. D. Parry. 1999. Changes to benthic communities over 20 years in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 38: 36-43.
- Davoult, D., J. M. Dewarumez y A. Migné. 1998. Long-term changes (1979-1994) in two coastal benthic communities (English Channel): analysis of structural developments. *Oceanologica Acta* 21: 609-617.
- Díez I., A. Secilla, A. Santolaria y J. M. Gorostiaga. 1999. Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Marine Pollution Bulletin* 38: 463-472.
- Dye, A. H. 1998. Community-level analyses of long-term changes in rocky littoral fauna from South Africa. *Marine Ecology Progress Series* 164: 47-57.
- Elliott, M. 1994. The analysis of macrobenthic community data. *Marine Pollution Bulletin* 28: 62-64.
- Field, J. G., K. R. Clarke y R. M. Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series* 8: 37-52.
- Gabriele, M., A. Bellot, D. Gallotti y R. Brunetti. 1999. Sublittoral hard substrate communities of the northern Adriatic Sea. *Cahiers de Biologie Marine* 40: 65-76.
- Gorostiaga, J. M. e I. Díez. 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (northern Spain). *Marine Ecology Progress Series* 130: 157-167.
- Gorostiaga, J. M., J. I. Saiz-Salinas, M. Bustamante, I. Díez, S. Pagola, A. Santolaria, A. Secilla y J. Urkiaga. 1999. *Seguimiento del estudio oceanográfico del Abra de Bilbao y de su entorno. Bentos de sustrato duro. Campaña verano 1998*. Informe. Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia / Universidad del País Vasco. Bilbao, España: 184 pp.
- Gray, J. S. 1980. Why do ecological monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 11: 62-65.
- 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 Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series* 46: 151-165.
- Heip, C. 1992. Benthic studies: summary and conclusions. *Marine Ecology Progress Series* 91: 265-268.
- Jan, R. Q., C. Dai y K. H. Chang. 1994. Monitoring of hard substrate communities. En: *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. K. J. M. Kramer (ed.): 285-310. CRC Press. Boca Raton, EE UU.
- Kröncke, I. 1995. Long-term changes in North Sea benthos. *Senckenbergiana marit.* 26: 73-80.
- Leppäkoski, E. y P. E. Mihnea. 1996. Enclosed seas under man-induced change: a comparison between the Baltic and Black seas. *Ambio* 25: 380-389.
- Lewis, J. R. 1976. Long-term ecological surveillance: practical realities in the rocky littoral. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 14: 371-390.
- Lundälv, T. y H. Christie. 1986. Comparative trends and ecological patterns of rocky subtidal communities in the Swedish and Norwegian Skagerrak area. *Hydrobiologia* 142: 71-80.
- McIntyre, A. D. 1984. What happened to biological effects monitoring? *Marine Pollution Bulletin* 15: 391-392.
- McLusky, D. S. 1999. Estuarine benthic ecology: A European perspective. *Australian Journal of Ecology* 24: 302-311.
- Mettam, C. 1994. Intertidal zonation of animals and plants on rocky shores in the Bristol Channel and Severn Estuary – the northern shores. *Biol. J. Linn. Soc.* 51: 123-147.
- Molares, J. y J. Fuentes. 1995. Recruitment of the mussel *Mytilus galloprovincialis* on collectors situated on the intertidal zone in the Ría de Arousa (NW Spain). *Aquaculture* 138: 131-137.
- Moore P. G. 1977. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 15: 225-363.
- Pagola-Carte, S. y J. I. Saiz-Salinas. 2000. A pilot study for monitoring the zoobenthic communities on the rocky

- shores of Abra de Bilbao (N. Spain). *Journal. Marine Biological Association (United Kingdom)* 80: 395-406.
- Pagola-Carte, S. y J. I. Saiz-Salinas. 2001. Changes in the sublittoral faunal biomass induced by the discharge of a polluted river along the adjacent rocky coast (N. Spain). *Marine Ecology Progress Series* 212: 13-27.
- Rallo, A., J. M. Gorostiaga, J. I. Saiz, I. Isasi y J. M. Limia. 1988. Comunidades bentónicas del Abra de Bilbao y su entorno (N. España). *Cahiers de Biologie Marine* 29: 3-19.
- Roberts, D. E., A. Smith, P. Ajani y A. R. Davis. 1998. Rapid changes in encrusting marine assemblages exposed to anthropogenic point-source pollution: A 'Beyond BACI' approach. *Marine Ecology Progress Series* 163: 213-224.
- Saiz Salinas, J. I. e I. Isasi Urdangarin. 1994. Response of sublittoral hard substrate invertebrates to estuarine sedimentation in the outer harbour of Bilbao. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology* 15: 105-131.
- Saiz-Salinas, J. I. y J. Urkiaga Alberdi. 1997. Comunidades faunísticas en el intermareal del abra de Bilbao. 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: 121-131.
- Saiz-Salinas, J. I. y J. Urkiaga-Alberdi. 1999a. Use of faunal indicators for assessing the impact of a port enlargement near Bilbao (Spain). *Environ. Monitor. Assess.* 56: 305-330.
- Saiz-Salinas, J. I. y J. Urkiaga-Alberdi. 1999b. Faunal responses to turbidity in a man-modified bay (Bilbao, Spain). *Marine Environmental Research* 47: 331-347.
- Saiz Salinas, J. I., G. Francés Zubillaga y X. Imaz Eizaguirre. 1996. *Uso de bioindicadores en la evaluación de la contaminación de la Ría de Bilbao*. Servicio editorial Universidad del País Vasco / EHU. Bilbao, España: 128 pp.
- Schindler, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 6-25.
- Smith, S. D. A. y R. D. Simpson. 1998. Recovery of benthic communities at Macquarie Island (sub-Antarctic) following a small oil spill. *Marine Biology* 131: 567-581.
- Suchanek, T. H. 1985. Mussels and their role in structuring rocky shore communities. En: *The ecology of rocky coasts*. P. G. Moore y R. Seed (eds.): 70-96. Hodder and Stoughton. Londres, Reino Unido.
- Tablado, A., J. J. López Gappa y N. H. Magaldi. 1994. Growth of the pulmonate limpet *Siphonaria lessoni* (Blainville) in a rocky intertidal area affected by a sewage pollution. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology* 175: 211-226.
- Underwood, A. J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Aust. J. Ecol.* 18: 99-116.
- Urkiaga-Alberdi, J., S. Pagola-Carte y J. I. Saiz-Salinas. 1999. Reducing effort in the use of benthic bioindicators. *Acta Oecologica* 20: 489-497.
- Warwick, R. M. 1988. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 19: 259-268.
- Warwick, R. M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Aust. J. Ecol.* 18: 63-80.
- Zeiss, B. e I. Kröncke. 1997. Long-term macrofaunal studies in a subtidal habitat off Norderney (East Frisia, Germany) from 1978 to 1994. I. The late winter samples. *Oceanol. Acta* 20: 311-318.