

Evolución de las comunidades bentónicas de la bahía de El Hornillo (Águilas, Murcia) (sureste de España) finalizado el cultivo en jaulas flotantes de dorada *Sparus auratus* L., 1758 y lubina *Dicentrarchus labrax* (L., 1758)

M. Ramos, A. Marín, R. V. Barberá, L. M. Guirao, A. César y J. Lloret

Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia. E-30100 Murcia, España.
Correo electrónico: ela.manu@mail.pt

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

RESUMEN

En 1989 se instaló en la bahía de El Hornillo (Águilas, Murcia) (sureste de España) una granja acuícola para el cultivo en régimen intensivo de dorada *Sparus auratus* L., 1758 y lubina *Dicentrarchus labrax* (L., 1758) en jaulas flotantes. Tras diez años de explotación, y después de su desmantelamiento progresivo en tres fases, se ha estudiado la evolución de los fondos de la bahía, impactados por esta actividad. Se seleccionaron, con este fin, tres estaciones de seguimiento para cada una de esas fases y se estableció una estación de control. En cada estación se observaron los cambios producidos en las variables fisicoquímicas y en la macrofauna del sedimento, que permanecería anóxico más de 24 meses. La biodiversidad experimentó un incremento rápido inmediatamente después de la retirada de las jaulas, y los análisis de ordenación multidimensional (MDS) señalan la existencia de diferencias en la estructura de la comunidad bentónica en función del tiempo y del espacio.

Palabras clave: Impacto de la acuicultura, enriquecimiento orgánico, recuperación, sedimento, macrofauna, Mediterráneo.

ABSTRACT

*Evolution of benthic communities in El Hornillo Bay (Águilas, Murcia) (southeast Spain) after cessation of floating-cage seabream *Sparus auratus* L., 1758 and seabass *Dicentrarchus labrax* (L., 1758) culture*

*Results are presented on the evolution of the seabed in El Hornillo Bay (Águilas, Murcia) (southeast Spain) after ten years of intensive floating-cage culture of seabream *Sparus auratus* L., 1758 and seabass *Dicentrarchus labrax* (L., 1758), as the system was progressively dismantled, in three phases. Three stations were selected for each one of these phases, as well as one control station. At each stage, changes were observed by collecting data on the sediments' physical-chemical parameters and macrofauna. Although the sediment remained anoxic for more than 24 months after the cages were removed, a rapid increase in biodiversity occurred immediately. The MDS analyses indicated time- and space-based differences within the structure of the benthic community.*

Keywords: *Aquaculture impact, organic enrichment, recovery, sediment, macrofauna, Mediterranean Sea.*

INTRODUCCIÓN

En el transcurso de los últimos 20 años la acuicultura ha proliferado en las zonas costeras, convirtiéndose en una industria alimentaria importante y de gran pujanza. No obstante, numerosos autores han advertido sobre los efectos negativos de los vertidos orgánicos derivados de ella (Gowen y Bradbury, 1987; Gowen, 1991; Iwama, 1991; Wu, 1995; Karakassis *et al.*, 2000). Los cambios estructurales en la macrofauna bentónica relacionados con el cultivo de peces han sido estudiados ampliamente en todo el mundo, sin embargo, poco se sabe respecto a la sucesión temporal de los procesos biogeoquímicos predominantes después del cese de la actividad acuícola, si bien algunos trabajos han enfocado la recuperación de la comunidad siguiendo pautas específicas de disminución de la contaminación orgánica (Oug *et al.*, 1991; Lu y Wu, 1998; Kraufvelin *et al.*, 2001). El problema de la recuperación de la macrofauna bentónica y su relación con las variables fisicoquímicas del sedimento se ha abordado recientemente en granjas del Mediterráneo (Karakassis *et al.*, 1999; Lardicci *et al.*, 2001), desvelándose que el potencial de recuperación de un área después del enriquecimiento orgánico depende de factores bióticos y abióticos que determinan la comunidad bentónica y de la tolerancia entre las especies a la hipoxia y la anoxia (Díaz y Rosenberg, 1995; Rosenberg *et al.*, 2002).

Actualmente, el 90 % de la producción de dorada *Sparus auratus* L., 1758 y lubina *Dicentrarchus labrax* (L., 1758) se centra en países mediterráneos. España cuenta con el 13 % de la producción total en este sector, aportando 16 000 t anuales (www.feap.org/press_releases.html). Por ello es necesario que se establezcan medidas de control, regulación y monitorización para la sostenibilidad de la industria y del medio receptor (Henderson *et al.*, 2001; Hansen *et al.*, 2001). En los últimos tiempos, se ha propuesto un sistema de rotación de las áreas disponibles para acuicultura con el objetivo de minimizar los efectos en el medio ambiente y en el propio cultivo de peces (Munday *et al.*, 1994), dejando en barbecho los fondos contaminados para su recuperación. Esta hipotética alternativa ha suscitado un nuevo debate: es esencial que los procesos de recuperación sean bien entendidos y caracterizados para que las zonas impactadas queden desocupadas el tiempo suficiente antes de ser reutilizadas (Karakassis *et al.*, 1999).

La bahía de El Hornillo ha sido afectada por la actividad acuícola en jaulas flotantes de dorada y lubina, y después de diez años de producción comercial intensiva, la granja marina se ha desmantelado progresivamente desde 2000 hasta 2003. El presente estudio trata de evaluar el nivel de degradación encontrado en los fondos de la bahía y observar los cambios producidos en las variables fisicoquímicas del sedimento y en la estructura de las comunidades bentónicas, en un seguimiento de muestreo periódico tras el cese de la actividad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La bahía de El Hornillo, con una superficie de 50 hectáreas, se localiza en el sureste ibérico del Mediterráneo occidental, en Águilas (Murcia) (37° 24' N, 1° 33' O). La granja acuícola se instaló en 1989, y su producción anual fue incrementándose hasta 1999, pasando de 80 a 600 t aproximadamente de dorada y lubina (PNCM, 2000).

La retirada de las jaulas se efectuó en tres fases: primero se desmanteló la flota norte (N) en diciembre de 2000; posteriormente, en julio de 2001, cesó la flota sur (S); por último, la flota de preengorde (P) se retiró en marzo de 2003, aunque en ésta las jaulas se mantuvieron hasta el final del presente estudio.

El programa de muestreo se planeó atendiendo a la localización de las instalaciones. Se seleccionaron tres puntos en la zona correspondiente a las jaulas y se estableció una estación de control; sus emplazamientos se muestran en la figura 1. Se tomaron 4 réplicas para cada estación, y todas las muestras de sedimento se recogieron directamente mediante buceo con escafandra autónoma. Con el fin de determinar la variabilidad natural de las variables geoquímicas en las estaciones seleccionadas, los sedimentos de cada zona se muestrearon en cuatro periodos del año (octubre, febrero, mayo y septiembre) correspondientes, aproximadamente, a otoño, invierno, primavera y verano.

Tratamiento de las muestras

Análisis fisicoquímico

Para el análisis granulométrico se recogían, en recipientes de PVC, los 5 cm superficiales de sedi-

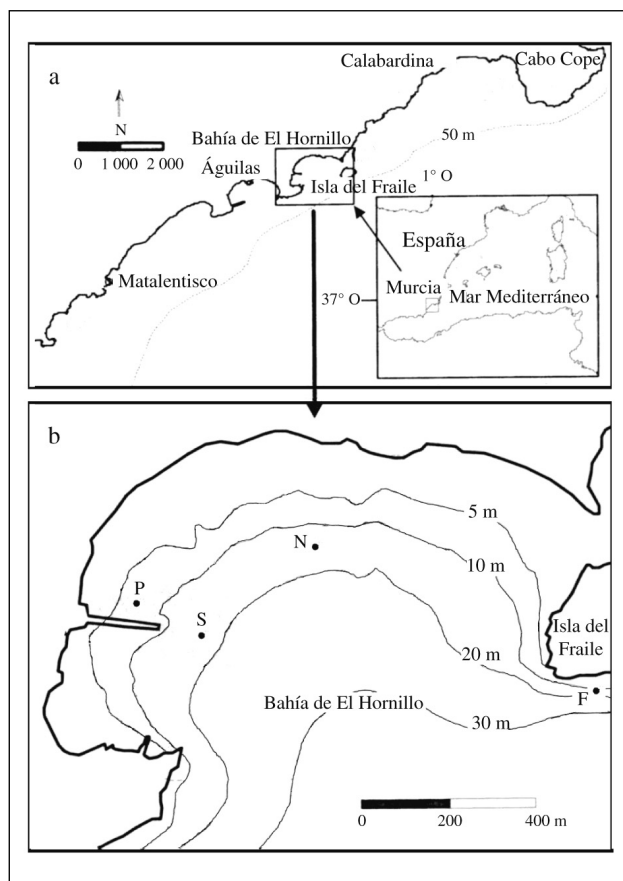


Figura 1. (a): localización del área de estudio; (b): localización de la granja marina con las estaciones de muestreo seleccionadas; (P): estación de preengorde; (S): estación sur; (N): estación norte; (F): estación de control.

mento de los fondos, sedimento que se secaba en estufa a 60 °C durante 24 h y, seguidamente, era tamizado.

El contenido en materia orgánica se determinó a partir de la diferencia de peso de la muestra tras su incineración en horno durante 6 h a 500 °C (Kristensen y Andersen, 1987).

El valor nutritivo, dado por la relación entre el carbono orgánico total (TOC) y el nitrógeno, se determinó con un analizador elemental Carlo-Erba a partir de la fracción fina del sedimento (< 63 µm) calculado en porcentaje.

Para el estudio de la concentración de amonio, las muestras de sedimento fueron inmediatamente procesadas en laboratorio. El amonio del agua intersticial era analizado con un electrodo específico según métodos estandarizados (ASTM, 1995).

Para la determinación de la concentración de sulfuros volátiles en el sedimento, las muestras se obtenían a partir de corer de PVC de 5 cm de diá-

metro y 10 cm de longitud insertados en el sedimento y posteriormente conservados a -4 °C en oscuridad. Los análisis se realizaron a partir del primer centímetro superficial de sedimento de los corer. La extracción de sulfuros se realizó por acidificación del sedimento con HCl (6 M) (Allen, Fu y Deng, 1993), proceso que se efectúa en un sistema cerrado con flujo continuo de N₂. El S²⁻ liberado durante la reacción es retenido en una solución SAOB (sulfid antioxidant buffer). La concentración de S²⁻ (forma volátil) en µmol de azufre por gramo de sedimento seco se medía indirectamente con un electrodo específico (Orion 94-16). Para el potencial redox se extrajeron cortes de 1,5 cm del sedimento obtenido con los corer hasta 10 cm de profundidad y, seguidamente, se medía el potencial con un electrodo potenciómetro Crison.

Análisis de macrofauna

Las muestras de sedimento para la macrofauna se tomaron con una draga manual de 20 cm × 20 cm, extrayéndose, aproximadamente, los 10 cm superficiales; las tomas eran tamizadas con mallas de 500 µm y almacenadas en recipientes con formaldehído al 4%. La separación se realizó manualmente mediante lupa binocular en tres grupos taxonómicos: poliquetos, crustáceos y moluscos, conservando los organismos en alcohol al 70%. La estructura de las comunidades bentónicas fue analizada después de una caracterización faunística, todo lo exhaustiva posible, en la que moluscos y crustáceos fueron identificados a nivel de especie y poliquetos a nivel de familia.

Tratamiento estadístico de los datos

Para conocer las causas de las alteraciones ecológicas en la estructura de las comunidades bentónicas, se aplicaron, para la fauna total (moluscos, crustáceos y poliquetos), los índices ecológicos más convencionalmente utilizados: el de Margalef $D = (S - 1) / \ln N$, el de Shannon-Wiener $H' = -\sum p_i \log p_i$ y el de Pielou $E' = H' / H'_{\text{máx}}$.

Para las variables fisicoquímicas del sedimento se efectuó el análisis de componentes principales (PCA). Con el objetivo de resumir la información contenida en las muestras y visualizar las relaciones entre ellas, se realizó la ordenación de las muestras

y de las variables fisicoquímicas calculadas, mediante la diagonalización de una matriz de correlaciones, obteniéndose ejes ortogonales en un espacio reducido, entendiéndose como diagonalización el cálculo de autovalores y autovectores de una matriz cuadrada (eigenanalysis). Este método ordena los datos de las componentes principales en ejes multidimensionales (PC1, PC2... PCi) y determina los factores ambientales más importantes. Para la interpretación de la estructura de las comunidades bentónicas se transformaron los datos de abundancia y diversidad utilizando el cálculo del índice de similitudes de Bray-Curtis. Se eligió el grupo taxonómico de los poliquetos por ser el taxón con más representatividad en todas las estaciones y la transformación de los datos consistió en calcular una doble raíz cuadrada de los datos originales de las matrices de abundancia (Field, Clarke y Warwick, 1982). El cluster proporciona la representación de las relaciones recíprocas entre las muestras, a las que clasifica mediante un sistema jerárquico de ordenación y agrupamiento de las variables. Los análisis de ordenación se efectuarían mediante MDS (multi-dimensional scaling) a partir de la matriz de similitud de la sucesión temporal de la macrofauna para las cuatro estaciones. Para el cálculo de los índices ecológicos y los análisis multivariantes se utilizó el programa Primer (Plymouth routines in marine ecological research) (Clarke y Warwick, 1994).

RESULTADOS

Análisis fisicoquímicos del sedimento

Una primera evaluación de los datos indica que los fondos de la bahía de El Hornillo están constituidos mayoritariamente por sedimentos finos. Se presentan únicamente las cantidades de limos y arcillas (< 63 μm) relativas al total de la muestra, al ser éstos los de mayor importancia en fondos orgánicamente enriquecidos. Sin embargo, se observan diferencias granulométricas entre las estaciones muestreadas. A partir de la estimación representada en la tabla I para las fracciones finas, se puede observar que es en la estación N donde se registra la mayor cantidad de limos y arcillas, acumulándose cerca del 14 % de partículas de tamaño inferior a 63 μm ; las estaciones S y P varían hasta cerca del 5 %, mientras que la estación de control presenta

porcentajes insignificantes de sedimentos finos (inferior al 2 %). En cuanto al contenido de materia orgánica, las estaciones correspondientes a una granulometría más arenosa presentan porcentajes inferiores (< 6 %); comparativamente, la estación N, donde predominan los limos y arcillas, presenta porcentajes superiores, especialmente en mayo (cerca del 14 %), que se reducen en los meses de invierno y otoño.

La relación atómica C:N de los sedimentos exhibe una relativa homogeneidad estacional y temporal (tabla I). Así, en octubre, la relación C:N es inferior a 10, y en febrero los valores aumentan. Sin embargo, las estaciones afectadas por los cultivos presentan el mismo rango de valores registrados en la estación de control.

Se observa que la estación con concentraciones de amonio más elevadas es la de preengorde (tabla I), con valores medios entre 4 y 6 ppm; para las estaciones S y N se observan valores del orden de 3 ppm y el control oscila entre 0,75 y 2 ppm durante el año.

En cuanto a la concentración de sulfuros volátiles (tabla I), se constata una disminución respecto al mes de octubre de 2001 para las estaciones P y N, y la estación S sufre una disminución en mayo. Sin embargo, $[\text{S}^{2-}]$ se ha mantenido prácticamente constante en el transcurso de los meses siguientes.

Los perfiles en profundidad del potencial redox (figura 2) expresan que todas las estaciones muestreadas en las zonas de las instalaciones de la granja marina presentan potenciales extremadamente reductores, es decir: el sedimento es anóxico a partir del primer centímetro superficial. Sin embargo, se pueden observar ligeras diferencias entre las estaciones. La de preengorde registra, desde el primer centímetro, valores tan bajos como -200 mV, seguida de la estación N; S presenta valores ligeramente superiores a -100 mV, mientras que en la estación de control los valores son positivos desde la fracción superficial hasta los 7,5 cm de profundidad, revelando una oxigenación óptima de los sedimentos.

Estructura de la comunidad

El PCA sintetiza gráficamente las relaciones entre las muestras (figura 3); así, la proximidad de las estaciones N y P se explica por la coincidencia en la composición fisicoquímica de sus sedimentos.

Tabla I. Variables fisicoquímicas del sedimento en las estaciones de muestreo seleccionadas. (P): estación de preengorde; (S): estación sur; (N): estación norte; (F): estación de control; (M.O.): materia orgánica; (D.E.): desviación estándar; (AVS): concentración de S²⁻; (s.s.): sedimento seco.

Muestreo	Estaciones	Limos/Arcillas (%)		M.O. (%)		C:N		Amonio (ppm)		AVS (µmol/g s.s.)	
		Media	D. E.	Media	D. E.	Media	D. E.	Media	D. E.	Media	D. E.
Octubre 2001	P	3,44	± 0,95	2,78	± 1,16	6,25	± 0,53	4,68	± 0,96	59,60	± 8,56
	S	5,45	± 1,85	2,60	± 0,38	9,62	–	3,86	± 0,45	13,16	± 1,66
	N	14,50	± 6,19	4,25	± 1,29	9,13	–	2,51	± 0,54	25,45	± 9,59
	F	1,17	± 0,15	1,91	± 0,29	9,62	–	1,77	± 1,06	0,32	± 0,03
Febrero 2002	P	3,62	± 0,58	6,45	± 3,49	10,42	± 2,40	3,67	± 1,63	23,42	± 25,16
	S	3,62	± 0,57	4,35	± 2,38	23,96	± 19,55	1,28	± 0,22	13,62	± 17,31
	N	10,99	± 2,18	8,34	± 2,81	12,37	± 1,67	1,89	± 0,94	1,76	± 2,30
	F	1,17	± 0,15	1,91	± 0,29	19,37	± 9,16	1,50	± 0,10	0,32	± 0,03
Mayo 2002	P	4,55	± 0,70	3,86	± 0,31	11,07	± 2,48	4,44	± 2,37	22,85	± 5,83
	S	5,55	± 1,04	6,54	± 3,08	17,13	± 4,48	4,05	± 2,55	6,22	± 2,01
	N	14,69	± 3,63	13,99	± 1,98	16,24	± 5,06	3,23	± 1,02	4,61	± 3,79
	F	1,53	± 0,22	1,81	± 0,13	13,25	± 3,45	0,75	± 0,14	0,18	± 0,13
Septiembre 2002	P	2,84	± 0,53	2,05	± 0,35	13,03	± 1,82	6,41	± 0,99	32,56	± 6,37
	S	3,26	± 0,82	3,40	± 0,85	7,45	± 1,77	1,88	± 0,46	9,09	± 5,89
	N	13,59	± 6,10	5,27	± 1,56	8,61	± 1,62	1,33	± 0,59	6,23	± 4,24
	F	0,98	± 0,48	1,57	± 0,11	13,89	± 3,67	2,02	± 0,54	0,15	± 0,16

El índice de Margalef (tabla II) muestra que la estación de preengorde posee un valor de riqueza extremadamente bajo (valor 1) respecto a la estación de control, que tiene una riqueza aproximada de valor 6. La estación S manifiesta valores de riqueza significativamente más elevados, oscilando periódicamente. Por otro lado, la estación N exhibe valores de riqueza altos, al mismo nivel que los de control.

El índice de Shannon-Wiener (tabla II) revela claramente que la estación P es la más pobre en diversidad de especies (0,5-1 bits). La estación S presenta una diversidad intermedia (1-2 bits), mientras que N tiene valores de diversidad semejantes al control (aproximadamente 3 bits); sin embargo, éstos decrecen drásticamente hasta 0,87 bits de información de diversidad en septiembre de 2002.

El índice de Pielou (tabla II) muestra que la estación P se encuentra perturbada durante todo el año, la estación S se encuentra en estrés para los meses de febrero y mayo y la estación N se encuentra estable durante todo el año, excepto en septiembre, en que el valor decrece a 0,29.

Analizando el dendrograma de similitudes de Bray-Curtis (figura 4) se puede observar a priori que las muestras están concentradas en subgrupos, lo que permite afirmar que existe una homogeneidad de los datos relativa a las áreas muestreadas. Se

aprecia que las estaciones P y S están agrupadas, delatando similitud, y que, por otro lado, también lo están las estaciones N y de control, lo que indica que son similares entre sí al 60 %. Sin embargo, un subgrupo, la estación S en el mes de septiembre (SD), presenta el 50 % de similitud relativa a las estaciones N y de control. Algunas muestras se agrupan en el mismo mes de muestreo (por ejemplo, F_iC, S_iD, siendo i el índice relativo a las réplicas). Puede verse que las estaciones S y P están agrupadas, aunque las muestras de SD presentan una tendencia evolutiva y se separan del grupo sur-preengorde; mientras, las estaciones N y de control se agrupan notoriamente.

DISCUSIÓN

En este estudio se ha podido analizar la respuesta de las comunidades bentónicas a una disminución progresiva de los aportes de materia orgánica procedentes del cultivo en jaulas flotantes. En la bahía de El Hornillo, esta actividad se ha realizado durante más de 10 años, manteniendo una biomasa de 220 t de pescado cultivado por mes. El proceso de recuperación se debe diversificar considerablemente dependiendo del grado de perturbación y de la escala temporal y espacial de la perturba-

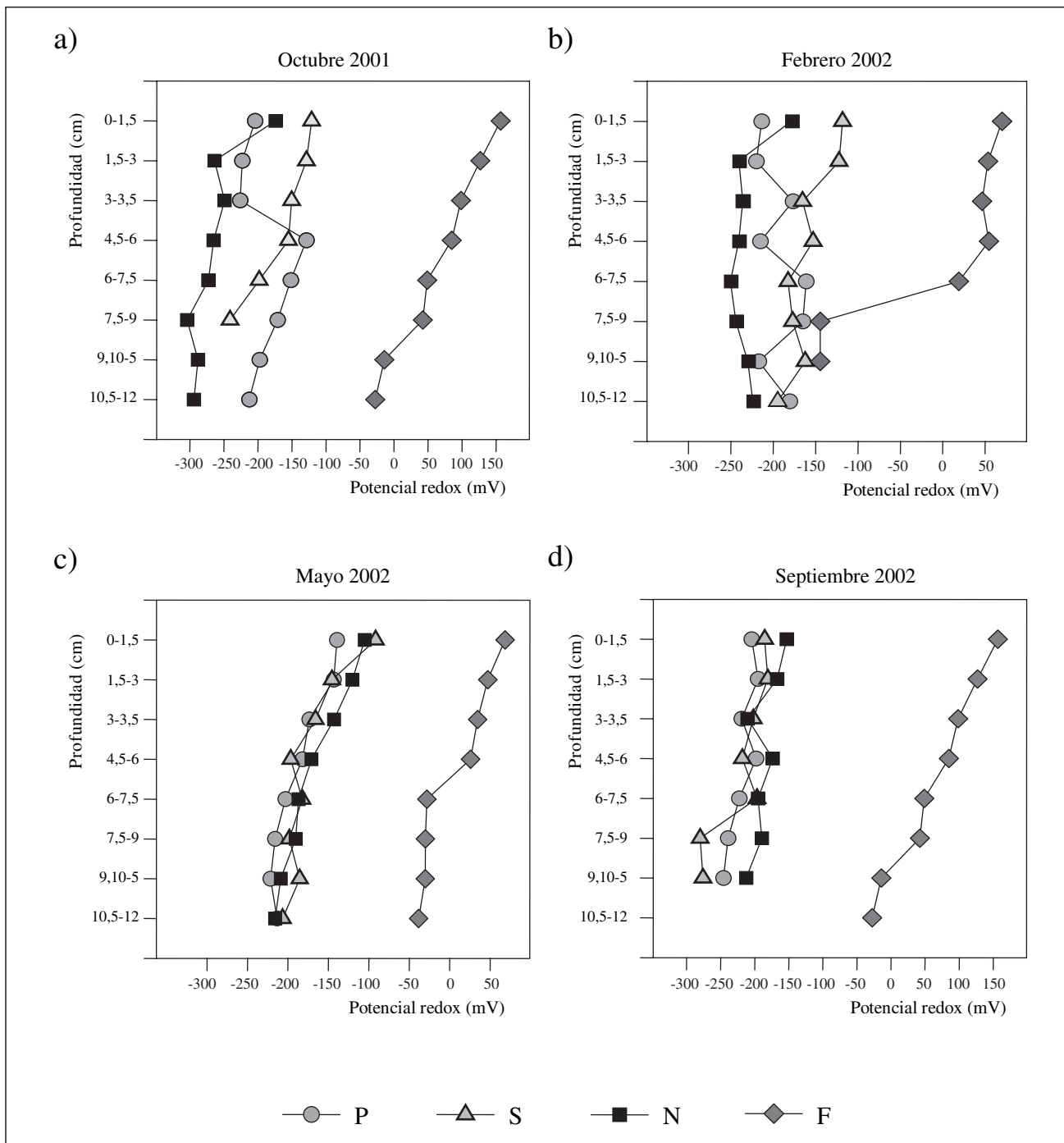


Figura 2. Perfiles del potencial redox del sedimento, en profundidad (cm) desde la superficie (interfaz sedimento-agua) hasta los 12 cm, en las estaciones seleccionadas para los periodos octubre de 2001 (a), febrero de 2002 (b), mayo de 2002 (c) y septiembre de 2002 (d).

ción (Wallin y Håkansson, 1992). Más concretamente, deben tenerse en cuenta las fluctuaciones de las variables biológicas y fisicoquímicas y las características oceanográficas propias de la zona impactada por la acuicultura. Existe evidencia de que

el equilibrio estable de la infauna bentónica y de las variables fisicoquímicas de los sedimentos tarda varios años en alcanzarse una vez finalizados los vertidos orgánicos (Nickell *et al.*, 1998; Karakassis *et al.*, 1999).

Figura 3. Ordenación bidimensional del PCA (principal component analysis), relativo a los factores tiempo (periodos muestrados) y espacio (estaciones determinadas y replicadas).

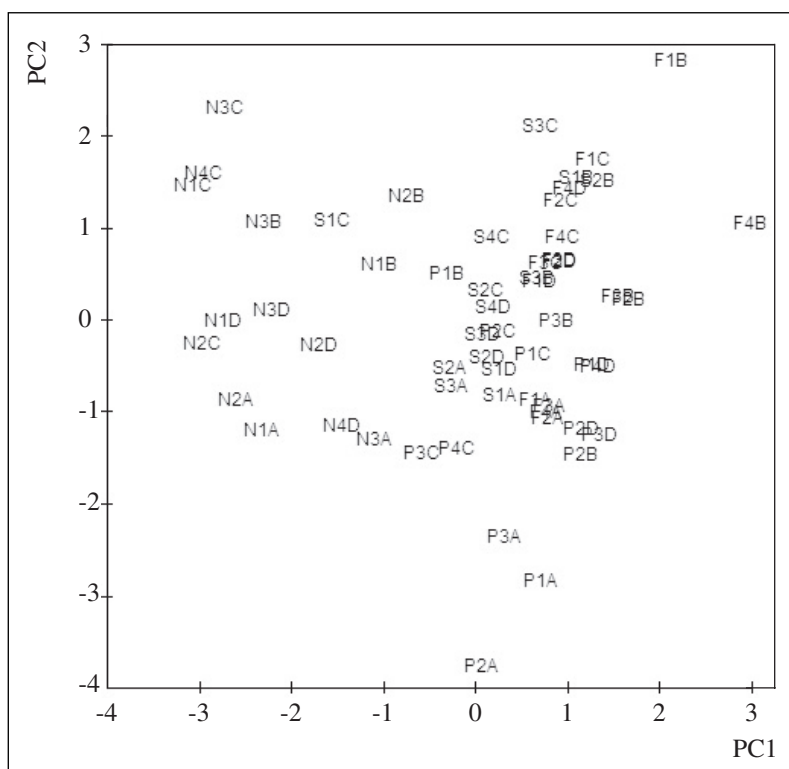


Tabla II. Índices ecológicos de las comunidades bentónicas en las estaciones de muestreo seleccionadas. (P): estación de prengorde; (S): estación sur; (N): estación norte; (F): estación de control; (D.E.): desviación estándar.

Muestreo	Estaciones	Índice de Margalef		Índice de Shannon-Wiener		Índice de Pielou	
		Media	D. E.	Media	D. E.	Media	D. E.
Octubre 2001	P	0,98	± 0,10	1,00	± 0,08	0,72	± 0,06
	S	3,06	± 0,78	2,14	± 0,45	0,78	± 0,16
	N	7,89	± 1,34	3,09	± 0,23	0,80	± 0,05
	F	5,96	± 0,60	2,85	± 0,09	0,88	± 0,03
Febrero 2002	P	0,82	± 0,21	0,46	± 0,16	0,28	± 0,07
	S	1,99	± 0,44	1,44	± 0,13	0,59	± 0,11
	N	5,00	± 0,76	2,68	± 0,06	0,83	± 0,01
	F	6,00	± 0,50	2,95	± 0,13	0,89	± 0,03
Mayo 2002	P	0,61	± 0,12	0,41	± 0,11	0,28	± 0,06
	S	3,60	± 1,54	1,61	± 0,52	0,56	± 0,14
	N	5,14	± 1,25	2,74	± 0,19	0,88	± 0,03
	F	5,35	± 0,85	2,80	± 0,20	0,88	± 0,02
Septiembre 2002	P	2,60	± 0,89	1,23	± 0,39	0,46	± 0,10
	S	2,84	± 0,92	1,93	± 0,28	0,86	± 0,05
	N	3,50	± 0,72	0,87	± 0,25	0,29	± 0,09
	F	4,15	± 0,45	2,32	± 0,17	0,80	± 0,06

Este estudio sugiere que los cambios en las comunidades bentónicas después del cese de la actividad acuícola dependen de la naturaleza del sedimento. La estación N, después de dos años sin aportes de materia orgánica, presenta un potencial

redox fuertemente negativo. Esto se debe, probablemente, a que esta estación se asentaba sobre una antigua pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. En la actualidad, pueden observarse en esta estación los rizomas muertos de *P. oceanica* sepulta-

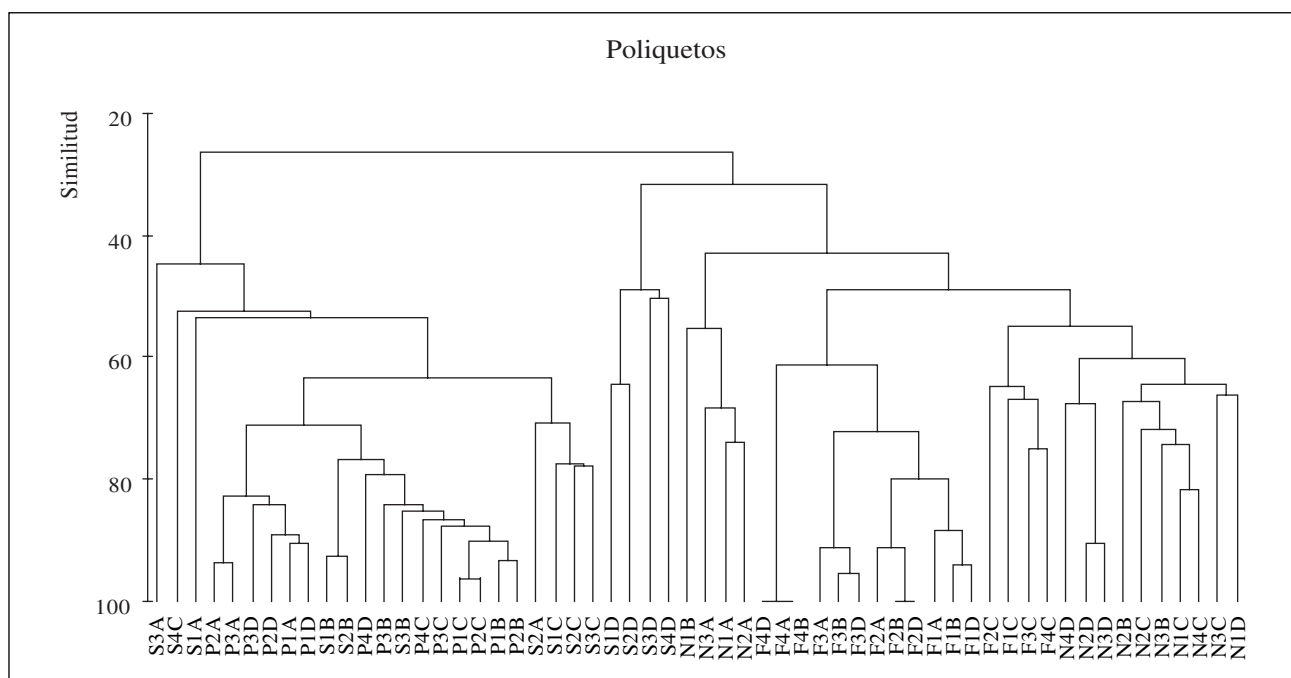


Figura 4. Dendrograma del índice de similitud de Bray-Curtis para los poliquetos, agrupados por dos factores: espacio y tiempo. (N): estación norte; (S): estación sur; (P): estación de preengorde; (F): estación de control. La numeración (1, 2, 3, 4) en cada estación alude a las muestras o número de réplicas. Las letras representan los periodos o meses muestreados: octubre (A), febrero (B), mayo (C) y septiembre (D).

dos por material sedimentario. A pesar del potencial redox negativo, los poliquetos tienden a evolucionar hacia una estructura de la comunidad semejante a la de la estación de control. Esto podría deberse a la presencia de gran cantidad de fibra y rizomas muertos de *P. oceanica*, que permitirían la creación de un microhábitat favorable para el desarrollo de las comunidades bentónicas. Aunque en este estudio no se aportan datos del sistema de corrientes de la bahía, los realizados previamente indican una tendencia de las corrientes a entrar por la zona norte y salir por el extremo sur de esta bahía, resultados que concuerdan con los obtenidos en los análisis multivariantes. La estación N tiene un proceso de recuperación progresivo, y tiende a presentar una estructura de la comunidad semejante a la de la estación de control. La estación S está influida por los aportes de los vertidos de la estación de preengorde; estos aportes dependen de la biomasa de peces y del alimento suministrado en la estación de preengorde; las comunidades bentónicas allí identificadas indican la presencia de altas concentraciones de materia orgánica.

Los índices ecológicos de diversidad reflejan los cambios en la estructura de las comunidades bentónicas en función de la intensidad de aportes de

los cultivos. En la estación N se detecta una sucesión de las comunidades en función del tiempo transcurrido desde la retirada de las jaulas flotantes en este sector; sin embargo, en el último periodo muestreado en la estación N (septiembre de 2002), se produce una disminución de los valores de diversidad, riqueza específica y equitabilidad, fenómeno que también se ha observado en un estudio realizado en granjas de peces en Grecia (Karakassis *et al.*, 1999). Estos sucesos y catástrofes temporales son consecuencia de que la estructura de las comunidades bentónicas depende de las fluctuaciones ambientales. Los procesos de sucesión observados en estas comunidades son semejantes a los estadios de sucesión descritos por Pearson y Rosemberg (1978).

Por otro lado, las técnicas de ordenación multivariante realizadas en el grupo taxonómico de los poliquetos corroboran los resultados obtenidos con las técnicas univariantes. Los análisis MDS señalan como responsable de las disimilitudes de la estación de preengorde, con respecto a la de control, a la presencia de familias de poliquetos características de sedimentos contaminados con materia orgánica. Predominan en esta estación miembros de las familias Capitellidae y Spionidae (figuras 5 y 6), invertebrados indicadores de contaminación orgánica

Figura 5. Análisis multivariante MDS. Representación de las estaciones en las que se registra gran abundancia de la familia de poliquetos Capitellidae. (N): estación norte; (S): estación sur; (P): estación de preengorde; (F): estación de control. La numeración (1, 2, 3, 4) en cada estación alude a las muestras o número de réplicas. Las letras representan los periodos o meses muestreados: octubre (A), febrero (B), mayo (C) y septiembre (D).

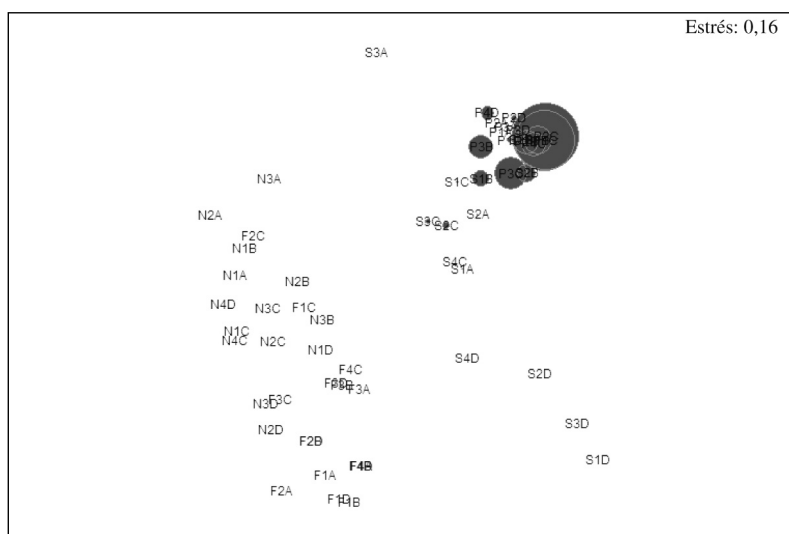
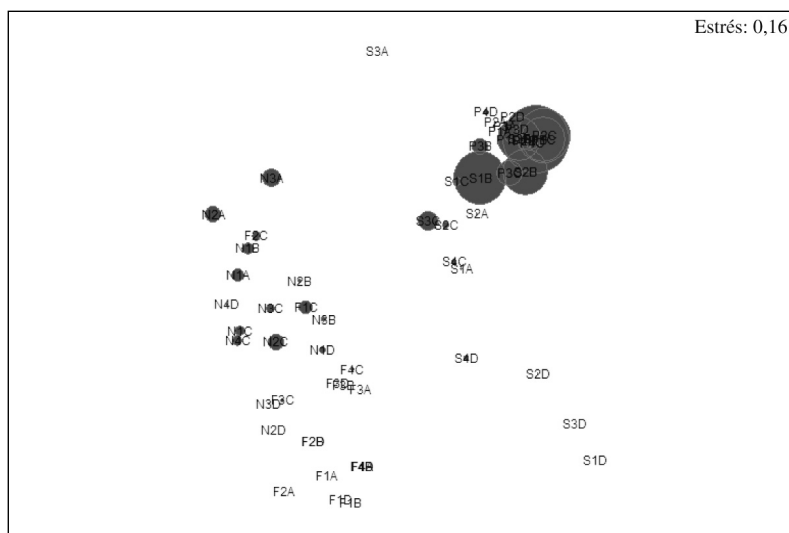


Figura 6. Análisis multivariante MDS. Representación de las estaciones en las que se registra gran abundancia de la familia de poliquetos Spionidae. (N): estación norte; (S): estación sur; (P): estación de preengorde; (F): estación de control. La numeración (1, 2, 3, 4) en cada estación alude a las muestras o número de réplicas. Las letras representan los periodos o meses muestreados: octubre (A), febrero (B), mayo (C) y septiembre (D).



(Weston, 1990; Holmer, Forbes y Forbes, 1997; Meksumpun, 1999; Karakassis *et al.*, 2000). Por el contrario, la presencia de las familias Aphroditidae y Sabellidae (figuras 7 y 8) son indicadoras de calidad ambiental, y desempeñan un papel importante en los procesos diagenéticos y fisicoquímicos de los sedimentos en la interfase sedimento-agua (Aller y Aller, 1998). Estas especies caracterizan las estaciones N y de control, lo que significa que la estación N ha sido recolonizada por estos organismos, generando un proceso activo de bioturbación. En esta estación, a pesar del potencial redox negativo, los poliquetos disponen de condiciones favorables en la interfase sedimento-agua propiciadas por la construcción de tubos para ventilación y respiración que

mantienen el contacto con la superficie del sedimento, permitiendo la activación de la mezcla en las capas superficiales. La ordenación de la escala multidimensional muestra que la estación N se aproxima a la de control, lo que indica una evolución significativa en la estructura de las comunidades bentónicas después de 24 meses.

En conclusión, queda demostrado que los análisis multivariantes de las comunidades bentónicas reflejan los cambios que en ellas se producen más rápidamente que la observación de las variaciones en las características fisicoquímicas del sedimento –véanse las recomendaciones de Warwick (1993) y Clarke (1993)–. Estas técnicas deberían emplearse en los seguimientos ambientales efectuados en las granjas

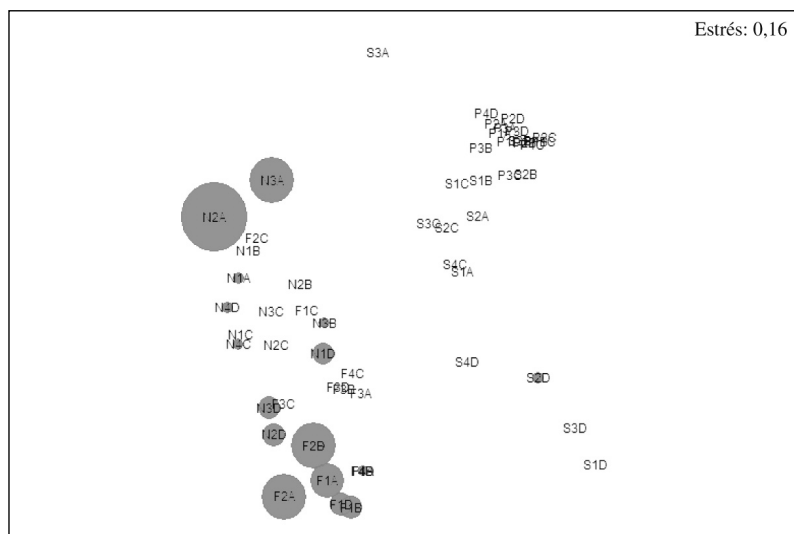


Figura 7. Análisis multivariante MDS. Representación de las estaciones en las que se registra gran abundancia de la familia de poliquetos Aphroditidae. (N): estación norte; (S): estación sur; (P): estación de preengorde; (F): estación de control. La numeración (1, 2, 3, 4) en cada estación alude a las muestras o número de réplicas. Las letras representan los periodos o meses muestreados: octubre (A), febrero (B), mayo (C) y septiembre (D).

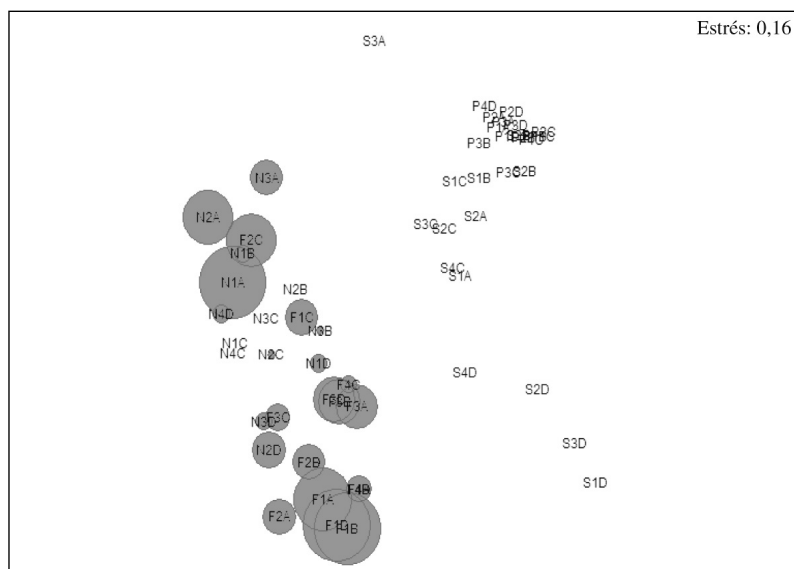


Figura 8. Análisis multivariante MDS. Representación de las estaciones en las que se registra gran abundancia de la familia de poliquetos Sabellidae. (N): estación norte; (S): estación sur; (P): estación de preengorde; (F): estación de control. La numeración (1, 2, 3, 4) en cada estación alude a las muestras o número de réplicas. Las letras representan los periodos o meses muestreados: octubre (A), febrero (B), mayo (C) y septiembre (D).

marinas de jaulas flotantes, pues permiten reflejar de forma más realista los cambios suscitados por los vertidos de la acuicultura en el medio ambiente.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, H. E., G. Fu y B. Deng. 1993. Analysis of acid volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1441-1453.
- Aller, R. C. y J. Y. Aller. 1998. The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *J. Mar. Res.* 56: 905-936.
- ASTM. 1995. *Standard Methods*. 19.^a ed. ASTM (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation). Washington D.C.: 955 pp.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. *Change in Marine Communities. An approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory. Natural Environmental Research Council. Plymouth, Reino Unido: 91 pp.
- Díaz, R. J. y R. Rosemberg. 1995. Marine benthic hypoxia – review of its ecological effects and behavioural responses of marine macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33: 245-303.

- Field, J. G., K. R. Clarke y R. M. Warwick. 1982. A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8: 37-52.
- Gowen, R. J. 1991. Aquaculture and the environment. *Crit. Rev. Environ. Control* 21: 177-216.
- Gowen, R. J. y N. B. Bradbury. 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 25: 563-675.
- Hansen, P. K., A. Ervik, M. Schaanning, P. Johannessen, J. Aure, T. Jahnsen y A. Stigebrandt. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling – Ongrowing fish farms – Monitoring). *Aquaculture* 194: 75-92.
- Henderson, A., S. Gamito, I. Karakassis, P. Pederson y A. Smaal. 2001. Use of hydrodynamic and benthic models for managing environmental impacts of marine aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.* 17: 163-172.
- Holmer, M., V. E. Forbes y T. L. Forbes. 1997. Impact of the polychaete *Capitella* sp. I on microbial activity in an organic-rich marine sediment contaminated with the polycyclic aromatic hydrocarbon fluoranthene. *Mar. Biol.* 128: 679-688.
- Iwama, G. I. 1991. Interactions between aquaculture and the environment. *Crit. Rev. Environ. Control* 21: 177-216.
- Karakassis, I., E. Hatziyanni, M. Tsapakis y W. Plaiti. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184: 205-218.
- Karakassis, I., M. Tsapakis, E. Hatziyanni, K.-N. Papadopoulou y W. Plaiti. 2000. Impact of cage farming of fish on seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1462-1471.
- Kraufvelin, P., B. Sinisalo, E. Leppäkoski, J. Mattila y E. Bonsdorff. 2001. Changes in zoobenthic community structure after pollution abatement from fish farms in the Archipelago Sea (N. Baltic Sea). *Mar. Environ. Res.* 51: 229-245.
- Kristensen, E. y F. Ø. Andersen. 1987. Determination of organic carbon in marine sediments: a comparison of two CHN-analyzer methods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109: 15-23.
- Lardicci, C., S. Como, S. Corti y F. Rossi. 2001. Recovery of the Macrozoobenthic community after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon (Orbetello, Italy). *Mar. Pollut. Bull.* 42: 202-214.
- Lu, L. y R. S. S. Wu. 1998. Recolonization and succession of marine macrobenthos in organic-enriched sediment deposited from fish farms. *Environ. Pollution* 101: 241-251.
- Meksumpun, C. 1999. Polychaet-sediment relations in Rayong, Thailand. *Environ. Pollut.* 105: 447-456.
- Munday, B. W., A. Eleftherion, M. Kentouri y P. Divanach. 1994. Quantitative statistical analysis of the literature concerning the interaction of environment and lacks. *J. Appl. Ichthyol.* 10: 319-325.
- Nickell, T. D., K. D. Black, P. G. Provost, I. M. Davies y T. M. Pearson. 1998. The recovery of the sea-bed after cessation of fish farming: Benthos and biogeochemistry. *ICES C.M.* 1998/V:I: 20 pp. New Brunswick, Canadá.
- Oug, E., T. E. Lein, R. Kufner y I. B. Falk-Petersen. 1991. Environmental effects of a herring mass mortality in northern Norway. Impact on and recovery of rocky-shore and soft-bottom biotas. *Sarsia* 76: 195-207.
- Pearson, T. H. y R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 16: 229-311.
- PNCM. 2000. *Zonas potencialmente aptas para la Acuicultura en la Región de Murcia*. Plan Nacional de Cultivos Marinos (PNCM). Centro de Recursos Marinos de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Servicio de Pesca y Acuicultura. Cartagena (Murcia), España: 150 pp.
- Rosenberg, R., S. Agrenius, B. Hellman, H. Nilsson y K. Norling. 2002. Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 234: 43-53.
- Wallin, M. y L. Håkansson. 1992. Morphometry and sedimentation as regulating factors for nutrient recycling and trophic state in coastal waters. *Hidrobiologia* 235/236: 33-45.
- Warwick, R. M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology* 18: 63-80.
- Weston, D. P. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61: 233-244.
- Wu, R. S. S. 1995. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Mar. Pollut. Bull.* 31: 159-166.