### UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

## DEPARTAMENTO DE MEDIO LITORAL DEL INSTITUTO CANARIO DE CIENCIAS MARINAS



### **MÁSTER**

ESTUDIO SOBRE LA RECUPERACIÓN DE LOS FONDOS MARINOS AFECTADOS POR EL EMPLAZAMIENTO DE JAULAS FLOTANTES EN LA BAHÍA DE MELENARA (GRAN CANARIA)

NAYRA GARCÍA JIMÉNEZ

Las Palmas de Gran Canaria, 2004



### MASTER UNIVERSITARIO INTERNACIONAL EN ACUICULTURA Las Palmas de Gran Canaria, España 2004

### ESTUDIO SOBRE LA RECUPERACIÓN DE LOS FONDOS MARINOS AFECTADOS POR EL EMPLAZAMIENTO DE JAULAS FLOTANTES EN LA BAHÍA DE MELENARA (GRAN CANARIA)

Nayra García Jiménez

# ESTUDIO SOBRE LA RECUPERACIÓN DE LOS FONDOS MARINOS AFECTADOS POR EL EMPLAZAMIENTO DE JAULAS FLOTANTES EN LA BAHÍA DE MELENARA (GRAN CANARIA)

Nayra García Jiménez

Trabajo realizado en el departamento de Medio Litoral del Instituto Canario de Ciencias Marinas, España, bajo la dirección de la Dra. M. Nieves González Henríquez

Y presentado como requisito parcial para la obtención del Título de Máster Universitario Internacional en Acuicultura, otorgado por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), el Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM) y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos de Zaragoza (CIHEAM).

Director

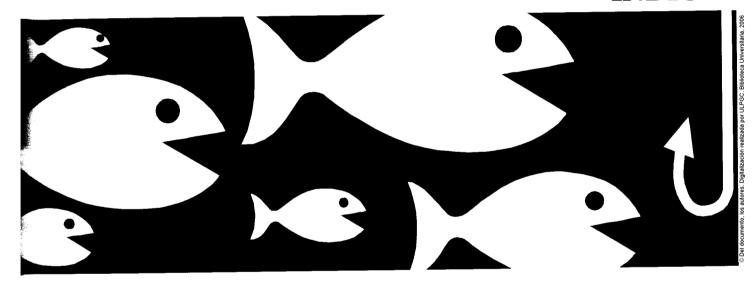
Autor

Fdo: D. Dieus Ponteled

Fdo: D.... (1)

Las Palmas de Gran Canaria a 9 de febrero de 2004

# ÍNDICE



# <u>ÍNDICE</u>

AGRADECIMIENTOS	1
RESUMEN	4
INTRODUCCIÓN	5
1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
1.1 Estado actual e importancia de la acuicultura	5
1.2 Acuicultura y medio ambiente	11
1.2.1 Principales efectos medioambientales	12
A) Cambios físico-químicos del sedimento      B) Cambios en las comunidades bentónicas	
B.1 Comunidades zoobentónicas	18
B.2 Comunidades fitobentónicas	
1.2.2 Monitorización y recuperación	24
1.2.2.1 Monitorización	24
A) Estudio fisico-químico del sedimento	27
B) Estudio ecológico de la fauna y flora bentónica C) Estudio microbiano	<b>2</b> 9
1.2.2.2 Recuperación	
2. ANTECEDENTES DE LA ZONA DE ESTUDIO	34
2.1 Localización y descripción de la zona	
2.2 Historial y recopilación de datos	
2.2.1 Periodo de estudio 94-98	38
-Poliqueto bioindicador: Diopatra neapolitana	
-Sebadales: Cymodocea nodosa	43
-Análisis químico del sedimento	44

	2.2.2 Periodo de estudio 00-01	46
	-Poliqueto bioindicador: Diopatra neapolitana	47
	-Invertebrados epifaunales	49
	-Sebadales: Cymodocea nodosa	49
	-Algas talófitas	
	-Microalgas: Bacillariophyta (Diatomeas)	
	-Ictiofauna	
	-Comunidades bacterianas	58
	-Análisis químico del sedimento	
3	. OBJETIVOS	60
	3.1 Objetivos generales	60
	3.2 Objetivos específicos	61
MATEI	RIAL Y MÉTODO	62
1	. MUESTREO DE LA MACROFAUNA	64
	1.1 Infauna	64
	1.2 Poliqueto bioindicador: Diopatra neapolitana	67
	1.3 Invertebrados epifaunales	68
2	MUESTREO DE LA COMUNIDAD VEGETAL	69
	2.1 Sebadales: Cymodocea nodosa	69
	2.2 Algas talófitas	70
	2.3 Microalgas: Bacillariofhyta (Diatomeas)	70
3	MUESTREO DE LA ICTIOFAUNA	70
4	MUESTREO DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS	71
5	MIJESTREO DEL SEDIMENTO	72

RESULT	ADOS	83
1.	MACROFAUNA	83
	1.1 Infauna	83
	1.2 Poliqueto bioindicador Diopatra neapolitana	89
	1.3 Invertebrados epifaunales	89
2.	COMUNIDADES VEGETALES	90
	2.1 Sebadales: Cymodocea nodosa	90
	2.2 Algas talófitas	91
	2.3 Microalgas: Bacillariophyta (Diatomeas)	91
3.	ICTIOFAUNA	92
4.	COMUNIDADES BACTERIANAS	95
5.	ANÁLISIS QUÍMICO DEL SEDIMENTO	95
DISCUSI	ÓN	110
CONCLU	J <b>SIONES</b>	123
BIBLIOG	GRAFÍA:	125

# la documento, los autoras. Diotratización realizada nor I.I. P.G.C. Biblioteca Universitaria, 2006

### ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS

Figura 1: Evolución de la producción en acuicultura con respecto a la pesca	6
Figura 2: Flujo de la materia orgánica liberada por una piscifactoría y los cambios fisico-químicos asociados al bentos	
Figura 3: Diagrama representativo de los cambios en abundancia y número de especies	
a lo largo de un gradiente de enriquecimiento orgánico	19
Figura 4: Localización de la zona de estudio	34
Figura 5: . Evolución temporal del número de individuos de D. neapolitana. (94-98)	40
Figura 6: . Evolución temporal del número de haces de Cymodocea nodosa. (94-98)	42
<b>Figura 7:</b> Medias de abundancia (Ind/100 $m^2$ ) para Diopatra neapolitana.(00-01)	47
<b>Figura 8:</b> Medias de abundancia (Ind/100 m²) para Diopatra neapolitana una vez desinstaladas 6 jaulas.(00-01)	48
Figura 9: Abundancia media (Ind/100 m²) de peces. (00-01)	52
Figura 10: Abundancia media (Ind/100 m²) de Boops boops. (00-01)	53
<b>Figura 11:</b> Abundancias medias (Ind/100m²) de Sphyraena viridensis. (00-01)	53
Figura 12: Abundancia media (Ind/100 m²) de condrícteos. (00-01)	54
Figura 13: Abundancia media (Ind/100 m²) para peces pelágicos.(00-01)	55

Figura 14: Abundancia media (Ind/100 m²) de Synodus sp. y Trachimus draco.(00-01)56
Figura 15: Abundancia media (Ind/100 m²) de peces característicos de sebadales.(00-
01)57
Figura 16: Gráfico de abundancia (Ind/m²) para las distintas familias de poliquetos (2003)
Figura 17: Gráfico de abundancias(Ind/m²) para las distintas familias de crustáceos  (2003)
Figura 18: Gráfica log-normal para los datos de infauna (Gray & Mirza, 1979)(2003)88
Figura 19: Gráfica log-normal para los datos de infauna (adaptación de Gray & Pearson, 1982)(2003)
Figura 20: Medias de abundancia (Ind/100 m²) para Diopatra neapolitana (2003)89
Figura 21: Porcentaje de cobertura (100 m²) de Cymodocea nodosa (2003)90
Figura 22: Abundancias medias (Ind/100 m²) para peces, sin incluir a Boops boops (2003)
93
Figura 23. Abundancia media (Ind/100 m²) de Trachinus draco. (2003)93
Tabla I: Valor medio del índice de diversidad de Shannon-Weaver ± desviación típica (94-98)
Tabla II. Datos referentes al alimento suministrado y a la sedimentación. (94-98)44
Tabla III. Contenidos medios de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en sedimento ±  desviación típica. (94-98)

<b>Tabla IV.</b> Relación de especies de macrofitas observadas durante los años. (00-01)50
Tabla V. Media ± desviacion típica de los índices de diversidad. (00-01)
Tabla VI. Contenidos medios en materia orgánica y nitrógeno ± desviación típica. (00-01)
Tabla VII. Datos referentes al alimento suministrado y a la sedimentación. (00-01)59
Tabla VIII. Listado de familias de los principales grupos de la infauna y algunos
parámetros descriptores de la comunidad: riqueza, abundancia relativa y diversidad
(Shannon-Weaver) (2003)
Tabla IX. Datos de infauna Junio-Nov 2003 para la distribución log-normal (Gray &
Mirza, 1979). (2003)
Tabla X. Media ± desviacion típica de los índices de diversidad calculados en peces.
(2003)
Tabla XI. Medias±Desviación típica de materia orgánica y nitrógeno y valores de potencial redox en sedimento de todos los puntos muestreados en los meses de Nov./Dic. (2003)
Tabla XII. Evolución temporal de la biomasa de peces cultivada y las cantidades de
materia orgánica, nitrógeno y fósforo encontradas en el sedimento. (94-2003)112
Tabla XIII. Presencia/Ausencia de macroinvertebrados bentónicos durante los periodos
(00-01 y 2003)

# **AGRADECIMIENTOS**



### **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer a mi familia, especialmente a mi madre y a mi padre por la paciencia que han tenido con una profesión que les cuesta mucho entender, por todas mis ausencias en muchos momentos familiares y en especial por la comprensión demostrada ante el estrés que he vivido este último año cargado de cambios. Si no hubiera estado en casa hubiera sido muy difícil.

Mi más sincero agradecimiento a mi directora de tesina la Dra. M. Nieves González Henríquez, doctora en Biología, coordinadora jefa del departamento de Medio Litoral, directora del Grupo de Investigación del Bentos del mismo departamento y subdirectora del ICCM. Agradecerle sobre todo el haberme dado la oportunidad de hacer un trabajo sobre lo que me gustaba, la absoluta libertad para realizarlo sin escatimar en esfuerzos y muy especialmente por la confianza transmitida durante el trabajo que me ha hecho sentir siempre como en casa.

Agradecer a todo el equipo del departamento de Medio Litoral dentro del cual no se ha librado nadie en las constantes peticiones de ayuda: a Mónica por brindarme todo el material que necesité para los análisis y ayudarme con los métodos analíticos, a Goro por ser compañero de buceo y patrón de la embarcación en tantas ocasiones, a Maite por ayudarme también en los muestreos, a Juan Carlos por resolverme dudas siempre como un padre y ayudarme con la cartografía del principio, a Macu y Oreto por ayudarme en ocasiones a encontrar la información necesaria para este trabajo, etc. Y quisiera dedicar un apartado especial a dos personas: a Lolo, al cual considero prácticamente segundo autor de este trabajo, por ser compañero incansable de buceo y ayudarme con el análisis en el laboratorio de las muestras, por no decir nunca que no, pero muy especialmente por recordarme que confiaba en mí en los momentos que más lo necesité; y a Raul, por darme su amistad fuera y dentro del curro, por estar dispuesto siempre a ayudarme con los pequeños detalles, muchas veces los más importantes, pero sobre todo por hacerme reír.

Un agradecimiento especial al Dr. D. José Manuel Vergara Martín, a Arturo Boyra López, a M. Oreto Briz Miquel y a Lucía Molina Domínguez por la información pasada sobre los estudios previos realizados en la Bahía de Melenara, sin la cual este trabajo hubiera sido imposible.

A la Dra. Marisol Izquierdo López, directora del master de Acuicultura, por escucharme y guiarme en los momentos de la elección del tema de tesina.

Tengo que agradecer en general a todo el personal del Instituto Canario de Ciencias Marinas por la ayuda prestada, especialmente a los patrones Pepe Ignacio y Sergio, los cuales tuvieron que soportar algunas inquietudes del tiempo para que yo realizara mis muestreos, a Miguel por suministrarme todo lo que necesité en cualquier momento y a Regina y a Carmen encargadas del laboratorio de cultivos donde se procesaron las muestras de sedimento.

A Adán por venir sin compromiso alguno de donde fuera a realizar los muestreos conmigo cuando surgían muchas dificultades.

A Juanjo de la empresa Alevines y Dorada S.A. por pasarme la información necesaria de la piscifactoría para este estudio.

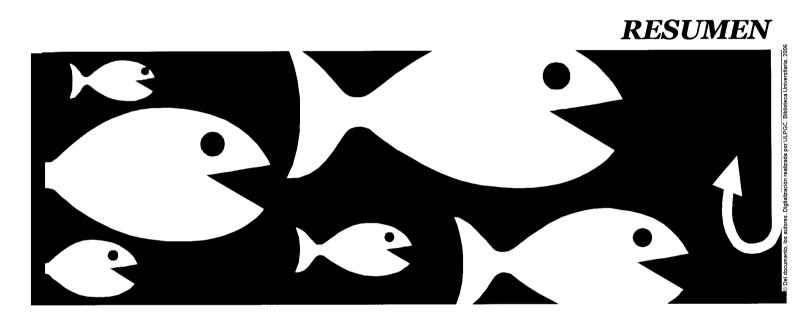
A Alicia Ojeda por ayudarme con la taxonomía de las diatomeas y a Marta Sanzón por suministrarme información valiosa sobre las mismas.

Al Dr. Jorge Núñez y sus colaboradores Rodrigo Riera y Óscar Monterroso del departamento de Biología Animal de la universidad de La Laguna por revisarme la taxonomía de los grupos de la infauna y ayudarme con sus comentarios personales a sacar conclusiones en claro de los resultados obtenidos.

Al Dr. Jose Ramón Arévalo Sierra por sus conocimientos y consejos en el campo de la ecología y la estadística.

En general a todos mis compañeros de master por el mutuo apoyo prestado al recorrer esta aventura juntos, algunos de los cuales me ayudaron en ocasiones con los muestreos como Marcos y Alexander, y en especial a Natacha por toda la bibliografía prestada y las risas pasadas juntas, y a Tibi por estar a mi lado desde el principio y quererme tanto.

Y por último a todos mis amigos de siempre que me han apoyado incondicionalmente desde el principio y me han animado a seguir, especialmente a Cío, a Leita y a Manu.



En la Bahía de Melenara, situada en el municipio de Telde en la isla de Gran Canaria, se desarrolló un cultivo de engorde de dorada (Sparus aurata) (Linnaeus 1758) y lubina (Dicentrarchus labrax) (Linnaeus 1758) en jaulas flotantes de mar abierto desde 1994 hasta finales del 2002. El impacto ocasionado por la granja fue estudiado por diferentes equipos de investigación vinculados al Instituto Canario de Ciencias Marinas a lo largo de dos periodos, un primer periodo que abarcó desde el año 1994 al año 1998 y un segundo periodo desde el año 2000 al año 2001. La principal conclusión de los estudios realizados durante ambos periodos fue que el impacto medioambiental ocasionado por las jaulas era un fenómeno local y frecuentemente estacional. Los efectos más evidentes fueron; por un lado, el ocasionado sobre los sebadales, comunidad formada por la fanerógama marina Cymodocea nodosa, conocida en el Mediterráneo por su carácter bioindicador que llegó a desaparecer en la zona de máxima influencia de las jaulas, y por otro el efecto ejercido sobre la población de un anélido poliqueto, Diopatra neapolitana, gusano oportunista que se encuentra frecuentemente asociado a la seba y cuya población aumentó considerablemente con el aporte de materia orgánica proveniente del cultivo, al tiempo que mermaba el sebadal.

Este trabajo se planteó como una prolongación de estos estudios seis meses después de que cesara la actividad piscicultora con el fin de realizar un seguimiento sobre la evolución del sistema bentónico y evaluar su recuperación, así como, para que sirviera de complemento en futuras investigaciones en Canarias tanto en el conocimiento a nivel funcional y cuantitativo de su ecosistema como en la toma de medidas correctoras de la actividad acuicultora. Los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran una leve mejoría en las condiciones fisico-químicas del sedimento y del sebadal situado en la periferia de la zona de estudio pero unas comunidades de muy baja diversidad formadas por especies animales y vegetales eminentemente oportunistas que se han visto favorecidas por el aporte orgánico liberado al sedimento. Creemos que seis meses después del cese de la actividad piscicultora los fondos de la Bahía de Melenara se encuentra aún en una fase transitoria hacia su recuperación y que el estudio más detallado de los bioindicadores propuestos en el trabajo, así como la adecuación del estudio en el tiempo podrían revelar verdaderas sorpresas sobre las respuestas de las comunidades bentónicas.

# INTRODUCCIÓN IN

### 1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### 1.1 ESTADO ACTUAL E IMPORTANCIA DE LA ACUICULTURA

Los océanos constituyen un medio vital de transporte y comunicaciones tanto para plantas como para animales, pero la utilización de los mismos como fuente de alimento ha sido sin duda el uso más importante que se le ha dado a lo largo de toda la historia. Desde la Edad de Piedra existen pruebas del interés del hombre hacia el mar y de la explotación de sus recursos naturales; los grandes acúmulos de conchas fósiles de varias especies de moluscos que se han encontrado en diversas costas por todo el mundo son testimonios de restos de comida del hombre prehistórico y los numerosos hallazgos de utensilios tales como arpones de piedra y anzuelos fabricados a partir de huesos de animales demuestran un conocimiento muy antiguo de las técnicas de pesca (Cognetti et al., 2001). Durante mucho tiempo la falta de conocimiento acerca de la mayoría de los organismos marinos y el antiguo pensamiento de que el mar constituía una fuente inagotable de recursos influyeron en el hecho de que la pesca se convirtiera en la principal forma de vida de muchos pueblos y experimentara un desarrollo muy superior a cualquier otra actividad productiva. Ya en el Egipto de los faraones se distinguían las características de los peces, como se advierte a partir de la tumba de un faraón en la que, entre algunas figuras de estos animales, está dibujado de manera inconfundible un pez globo. Métodos de pesca y figuras de peces y otros animales marinos aparecen también pintados con frecuencia en las vajillas de las civilizaciones griega y romana.

Los datos más antiguos que existen de la realización del primer cultivo de peces datan del 2500 a.c, en Egipto, pero se trataba de un cultivo muy rudimentario en el que los peces se mantenían en unas piscinas y eran alimentados con trozos de otros pescados con el fin de poder obtener siempre pescado cuando vinieran las épocas de escasez, pero no constituía una actividad productiva como lo fuera la pesca.

Sin embargo, el transcurso del tiempo, la búsqueda de nuevos recursos y el desarrollo de técnicas pesqueras cada vez mejores han conducido a la pesca hacia un crecimiento inmesurado que ha hecho que esta misma se volviera contraproducente al esquilmar los stocks y poner en peligro a diversas especies animales y vegetales. Se estima que un 47 % aproximadamente de las principales poblaciones o grupos de especies marinas están plenamente explotadas, por lo que producen capturas que han alcanzado o están cerca de alcanzar sus límites máximos sostenibles, un 18% está sobreexplotada y el 10% restante de las poblaciones ha llegado a estar notablemente agotada o se halla en recuperación del agotamiento (fuente: FAO 2002). Las poblaciones o grupos de especies pertenecientes a esta categoría representan la fuente principal de expansión potencial del total de las capturas marinas.

Ante este hecho el panorama en la última década ha cambiado, la pesca ha frenado notablemente su desarrollo y otras actividades de producción como la acuicultura han ido aumentando de manera progresiva (fig. 1).

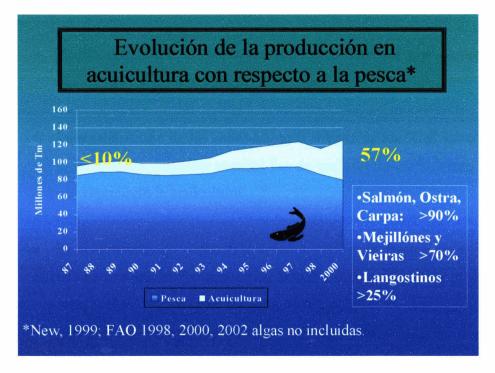


Figura 1: Evolución de la producción en acuicultura con respecto a la pesca.

La acuicultura es el cultivo de organismos acuáticos en condiciones controladas o semicontroladas (Barnabé, G. 1991). En la actualidad se considera como una tecnología, pero durante mucho tiempo se la consideró un arte.

Ya en el año 1988 la acuicultura producía el 10 % del total de productos acuáticos y ha aumentado hasta un 30 % en los últimos años, es decir, que uno de cada tres productos mundiales procedentes del medio marino es de acuicultura, sin incluir las algas. Según datos estadísticos de la FAO la contribución de la acuicultura pasó del 3,9 % de la producción total en peso en 1970 al 27,3 % en el año 2000. La acuicultura ha crecido entonces con mayor rapidez que todos los demás sectores de producción de alimentos de origen animal. Las principales circunstancias de dicho desarrollo, resultantes de una dinámica que se dio y se da tanto a nivel mundial como nacional, han sido:

- El rápido incremento de la población mundial con respecto al suministro total de pescado que provoca una reducción del suministro de pescado per. cápita que va de 14,6 Kg. en 1987 a 13,1 Kg. en el 2000 (FAO 2003)
- El incremento de consumo de productos marinos por persona en el mundo (14 kg. de pescado/ persona/año).
- La estabilización de las capturas: en la década de los 90 el incremento en la producción pesquera mundial fue de tan solo un 10 % frente al 100% que representó la acuicultura.
- El acotamiento de zonas pesqueras en cada país. España es un país con una larga tradición pesquera que, debido a la actual crisis en el sector y la disminución de las capturas, se ha visto obligado a basar su consumo de pescado en las capturas procedentes de otros caladeros.
- El incremento del precio del combustible.

Así pues, en la actualidad la pesca extractiva dificilmente puede cubrir la creciente demanda mundial de pescado para el consumo humano y la acuicultura se presenta como la única posibilidad factible de aumentar nuestro grado de abastecimiento.

La finalidad última de la acuicultura es la producción de organismos acuáticos, sin embargo, sus objetivos específicos pueden ser muy distintos dependiendo de las condiciones socioeconómicas y medioambientales de las zonas de cultivo. Por ejemplo; la acuicultura puede ir encaminada a la producción de alimento para autoabastecimiento o para la exportación, puede estar enfocada a la repoblación de stocks naturales sobre explotados y también al mantenimiento de actividades recreativas como la acuariofilia o la pesca deportiva. La acuicultura puede ayudar a preservar la biodiversidad cuando, entendida también como una actividad económica próspera, supone la liberación de la sobrepesca de especies de interés comercial. Puede suponer un alivio local, global o indirecto, y aunque normalmente ha sido culpada de sobreexplotar los recursos marinos para obtener alimento lo cierto es que la acuicultura es mucho más eficiente en el uso de la producción primaria que otras actividades como por ejemplo la actividad ganadera. Debido a su mejor tasa de conversión alimenticia el pescado puede reemplazar hasta la mitad o gran parte de los "imputs" que vienen de una alimentación basada en animales terrestres. En otras palabras: cientos de Kg. de pienso podrían producir 30 Kg. de peces o 15 Kg. de cerdos.

El aumento de la producción acuícola se ha reflejado de forma especial en el cultivo de peces marinos que tradicionalmente han sido muy apreciados por parte del consumidor y que por consiguiente han sido especies muy cotizadas económicamente; doradas, lubinas, rodaballos, etc... España es uno de los primeros consumidores de pescado a nivel mundial y su acuicultura se ha volcado en el cultivo de tales especies, principalmente dorada (*Sparus aurata* (Linnaeus 1758)) y lubina (*Dicentrarchus labrax* (Linnaeus 1758)) por ser las especies predominantes en el área Mediterránea, convirtiéndose así en el segundo productor a nivel europeo de ambas especies.

La acuicultura en nuestro país, principalmente la actividad piscicultora, es sin embargo, muy reciente en comparación con la tradicional actividad pesquera. No es hasta, aproximadamente el año 1986, que se alcanzan niveles de producción importantes. Esto hace que no se pueda construir aún una historia de la acuicultura en España que ayude a tomar decisiones y hacer predicciones de futuro. La mayoría de los trabajos e investigaciones llevados a cabo en dorada y lubina, tanto en el campo medioambiental como en el de la producción, están basados en estudios realizados sobre el salmón, principalmente de países nórdicos como Suecia (Enell, 1987; Holby & Hall, 1991), Dinamarca (Holmer & Kristensen, 1992), Noruega (Aure & Stigebrandt, 1990; Johnsen et al., 1993), Escocia (Brown et al., 1987) o Inglaterra (Gowen, 1991; Henderson & Ross, 1995). En aguas más templadas como las nuestras, Mediterráneo y Sur-Atlántica, el desarrollo de la producción acuícola se ha centrado en el cultivo en sistemas de jaulas flotantes. La introducción en el Mediterráneo de este modelo de cultivo supuso un espectacular despegue en el cultivo de dorada y lubina, especialmente para países como Grecia que gozan de numerosos golfos y bahías abrigadas. A partir de 1985 fue cuando más se advirtió el desarrollo del sector acuicultor en Grecia, que ahora se sitúa como el mayor productor del Mediterráneo de estas dos especies. Los últimos avances en los estudios realizados en torno al cultivo de ambas especies han sido realizados por investigadores griegos (Karakassis et al., 1997.,1998.,1999.,2000; Karakassis, 2001; Klaoudatos, 2001).

Debido a nuestra situación geográfica Canarias goza de un clima que permite mantener las aguas templadas durante todo el año, lo que ofrece una buena oportunidad para el cultivo de dorada y lubina. La uniformidad de la temperatura a lo largo del año permite además modular la producción en función de las necesidades del mercado, reservando a Canarias el mercado de las piezas de mayor tamaño y disminuyendo el riesgo de aparición de episodios patológicos.

De las cerca de 100 empresas españolas que existen actualmente (febrero de 2003), 25 están en Canarias, y estas tienen una capacidad de producción de unas 8000 toneladas anuales. La posición de las empresas canarias en el contexto nacional suponen en torno al 15 % de las ventas de dorada y el 30 % de las de lubina, habiéndose producido un mayor crecimiento en el porcentaje de lubina producida que en el de dorada.

La acuicultura en Canarias contribuye con un 45 % al valor añadido bruto del sector pesquero lo cual permite aminorar los efectos negativos de la caída del empleo en el sector extractivo y la incidencia sobre otros sectores que dependen directa o indirectamente de la pesca. Si a todo ello se añade la compatibilidad de la acuicultura con el medio ambiente y con otras actividades económicas, resulta evidente que se trata de un sector de enorme importancia social y económica.

### 1.2 ACUICULTURA Y MEDIO AMBIENTE

Antes del desarrollo de la tecnología para el cultivo en jaulas en los setenta, la mayor parte de la producción piscícola se realizaba en viveros y estanques. A partir de los años setenta, el cultivo de especies piscícolas tomó un gran impulso gracias al cultivo de ciertas especies, como salmón, dorada, lubina, seriola, etc., en jaulas flotantes, en bahías, lagunas costeras, fiordos, estuarios, mares interiores y estrechos protegidos. Hoy en día la tecnología de jaulas para el cultivo ha alcanzado un grado de desarrollo tal, que es posible realizar experiencias con éxito en mar abierto, aún estando expuestas a oleajes considerables.

España, destino turístico mundial por excelencia, goza de un extenso litoral costero cuyo desarrollo y explotación se fundamenta principalmente en dicho turismo. La competencia por el uso del litoral y la escasez de bahías resguardadas por toda la costa española hace que las granjas de acuicultura emplazadas en mar abierto sean menores pero más robustas en comparación con otros países. Las consecuencias son que hay más riesgos que asumir a la hora de su colocación y mantenimiento, pero al mismo tiempo el que sean en su mayoría costas expuestas hace que la renovación del agua sea mayor, lo que mejora las condiciones de cultivo y reduce el impacto medioambiental.

La ocupación desmesurada del terreno por el sector turístico en Canarias y la expansión demográfica que sufren las islas ha hecho que se busquen salidas económicas con vistas al medio marino con actividades como la acuicultura. En Canarias nos encontramos ante una situación típica de muchas zonas insulares tropicales y subtropicales del mundo, con ecosistemas litorales bastante diversificados, originales y frágiles, fácilmente vulnerables debido al bajo número de componentes de cada especie y las complejas interrelaciones entre las mismas (Klink et al., 1994), por esto conviene señalar que el peligro de las transformaciones e impactos negativos que conlleva cualquier actividad sobre el medio marino, por ejemplo la acuicultura, es mayor en los ecosistemas insulares.

### 1.2.1 PRINCIPALES EFECTOS MEDIOAMBIENTALES

La acuicultura, entendida como una actividad biológica requiere de buenas condiciones medioambientales para su desarrollo (Torrent & Sánchez, 2001), pero cualquier actividad humana ejerce una influencia sobre el medio ambiente que la rodea, y la acuicultura no es una excepción.

El creciente desarrollo de la acuicultura se ha producido principalmente en la segunda mitad del siglo XX, coincidiendo con un alto nivel de conciencia ecológica en la población mundial. Los numerosos trabajos llevados a cabo en diferentes países sobre los efectos que la acuicultura tiene en el medio ambiente así lo demuestran (Brown et al., 1987; Jan Aure et al., 1990; Gowen, 1991; Iwama, 1991; Karakassis, 2000).

De manera general los efectos de la acuicultura pueden ser clasificados como:

- Efectos físicos: destrucción del ambiente natural, ocupación del espacio, alteraciones del flujo de las aguas, etc.
- Efectos biológicos: liberación de restos orgánicos, atracción de biota, escapes,
   uso de antibióticos u otros productos químicos, etc.

La liberación de restos orgánicos sobre el medio marino es considerado como el principal efecto de las actividades de acuicultura, especialmente por ser uno de los más apreciables. Cuantitativamente hablando es también el componente de producción mayoritario en las operaciones de cultivo (Iwama, 1991). Estos restos orgánicos están formados por los sólidos en suspensión que provienen del alimento no ingerido y los desechos de los organismos cultivados, así como de la epifauna, plantas y demás organismos asociados a las estructuras de las jaulas que sedimentan en el fondo en forma de materia orgánica particulada o bien son resuspendidos en la columna de agua causando severos efectos medioambientales.

El impacto medioambiental de una piscifactoría marina depende en gran manera de la especie, el método de cultivo, la densidad, el tipo de alimentación y las condiciones hidrográficas. Pero también depende de la sensibilidad de un determinado ecosistema. Algunas comunidades bentónicas que forman parte de los ecosistemas marinos son especialmente sensibles o vulnerables a los cambios, por ejemplo: manglares, arrecifes de coral, praderas de fanerógamas marinas, moluscos y cnidarios filtradores, anélidos poliquetos, etc.

El presente trabajo se centra en la monitorización de los principales efectos medioambientales que la *materia orgánica sobrante en forma particulada* causa sobre la estructura de las comunidades bentónicas por estar éstas formadas por un gran número de especies, en su mayoría sésiles, que integran los efectos de la polución a lo largo del tiempo y cuyo grado de sensibilidad frente a los cambios ambientales es variable (Gray et al., 1990).

# Efectos de la materia orgánica liberada en forma particulada sobre las comunidades bentónicas

Los sólidos que emanan de las jaulas tienen un rango de tamaño, densidad y tasa de sedimentación determinada, y están afectados por las corrientes de agua según la profundidad. La dispersión de las partículas puede llegar relativamente lejos pero lo más normal es que se depositen en la vencidad de las jaulas de cultivo. El lugar definitivo de deposición va a depender sobre todo de la batimetría del terreno y el movimiento y fluctuaciones del agua. Una proporción de dichos sólidos (del 1 al 31 %) proviene del alimento no consumido por los organismos cultivados, bien porque se sobrealimenta, bien porque no se ha logrado aún una optimización de la ingestión para una especie en concreto, o bien por la propia composición del pienso (fig 2).

La fracción no digerida del alimento es eliminada por los animales marinos en forma de heces sólidas, mientras que aquellos nutrientes absorbidos en exceso son excretados junto a los productos finales del catabolismo de las proteínas en forma de amonio y urea disueltos, a través de las branquias. Los principales componentes de la dieta en peces son las proteínas, los lípidos y los hidratos de carbono por este orden, y con variaciones pero en cantidades relativamente inferiores se encuentran otros ingredientes como antioxidantes, vitaminas, pigmentos y agentes terapéuticos.

En líneas generales, alrededor de ¼ de los nutrientes aportados vía alimentación de peces son incorporados a la carne de éstos, mientras que ¾ partes permanecerán en el medio. De los nutrientes liberados al medio, el nitrógeno, el carbono y el fósforo son los que se encuentran en mayor proporción. Se estima que para dorada y lubina aproximadamente un 62 % del nitrógeno y un 11% del fósforo son liberados en forma disuelta, mientras que el 13% de nitrógeno y el 66% de fósforo lo hacen en forma particulada (Vergara et al., 2000) (fig.2).

Una vez los sólidos sedimentan se producen una serie de cambios concadenados tanto en los parámetros fisico-químicos del sedimento como en las comunidades bentónicas, y estos cambios a su vez guardan una relación directa con la distancia a la fuente del "imput" (Pearson & Rosemberg, 1978; Brown et al., 1987; Henderson & Ross, 1995; Karakassis, 1998).

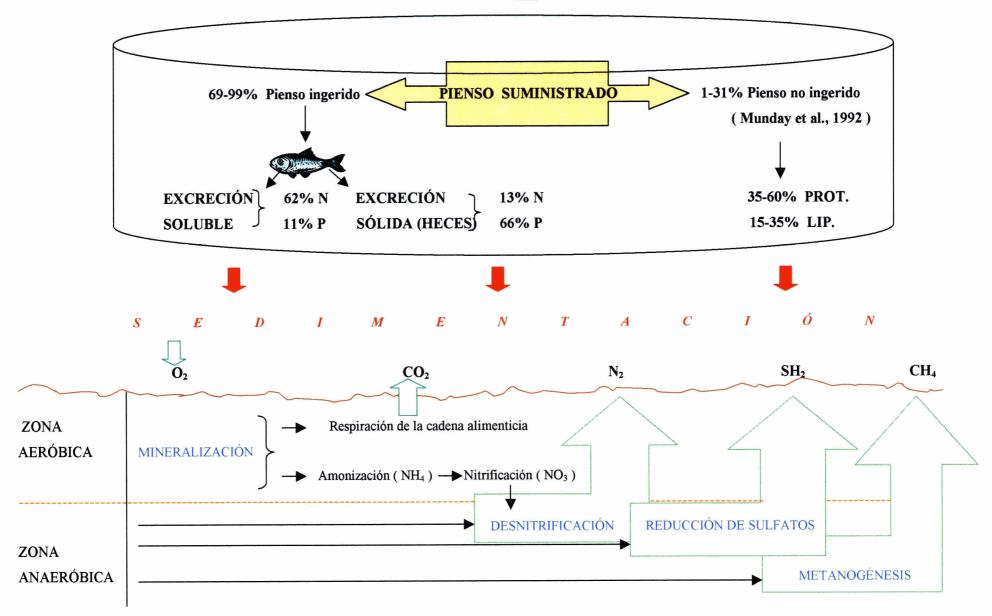


Figura 2: Flujo de la materia orgánica liberada por una piscifactoría y los cambios fisicoquímicos asociados al bentos.

### A) Cambios físico-químicos del sedimento

El funcionamiento normal del sistema columna de agua-sedimento es la presencia de un gradiente vertical desde la columna de agua hacia los sedimentos, tanto en la concentración de oxígeno como en otros parámetros (potencial de oxidación y reducción, nutrientes, ph, etc.). En condiciones de cultivo, estos gradientes se intensifican cuanto mayor es la productividad y mayor es la tasa de sedimentación de la materia orgánica generada en la columna de agua y que llega al sedimento.

Para la descomposición de esta materia orgánica se generan una secuencia de reacciones diagenéticas en los primeros centímetros de sedimento. Este proceso de descomposición, conocido comúnmente como "mineralización" es un proceso aeróbico mediante el cual los organismos que forman parte del sedimento, especialmente la comunidad bacteriana, oxidan la materia orgánica en presencia de oxígeno. La cantidad de oxígeno empleada en el proceso se denomina DBO (demanda biológica de oxígeno), y se sabe que sus valores oscilan entre 2.0 y 4.5 Kg. de oxígeno/día/tonelada de peces producida, siendo estas magnitudes proporcionales a la cantidad de pienso empleado.

Cuando la demanda de oxígeno causada por un exceso de materia orgánica en el sedimento es mayor que la tasa de difusión de oxígeno hacia la capa superficial del mismo éste se vuelve anóxico y comienzan a imperar los procesos anaeróbicos como la desnitrificación, la reducción de sulfatos y la metanogénesis que se vuelven las vías principales de degradación de la materia orgánica dando lugar a la liberación de productos orgánicos de fermentación y N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, SH<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>. Estos productos van pasando lentamente de los sedimentos al agua provocando eutrofización en la columna de agua y toxicidades de los organismos cultivados (fig. 2).

Las condiciones reductoras en el sedimento provocan también que la capa de discontinuidad del potencial redox se aproxime más a la superficie (Pearson & Rosemberg, 1978). Según Mortimer (1971), las interacciones redox son dependientes del suministro de oxígeno de manera que un progresivo declive en la concentración de oxígeno de 1 o 2 mg/l en los primeros milímetros de la superficie del sedimento va acompañado de una caída en el potencial redox debido a la movilización y transferencia de componentes inorgánicos resultantes, como se ha indicado, de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica, principalmente hierro y manganeso. Nilsson & Rosemberg (1994) observan en experimentos in situ como bajo condiciones de normoxia ( $\geq$  90% saturación de oxígeno) el potencial redox de los sedimentos aumenta y adquiere valores positivos, mientras que bajo condiciones de hipoxia (6-12% de saturación de oxígeno) disminuye tomando valores negativos de hasta - 270 mV a tan solo 1.5 cm de profundidad.

El potencial redox es pues el factor más importante en la determinación de la estabilidad y la transformación de la materia orgánica ya que influye en la composición, actividad química, diagénesis, color, poblaciones biológicas y otras propiedades del sedimento (Zobell, 1946). De las poblaciones biológicas, las bacterias aparecen como el principal agente dinámico que influye en el potencial redox de los sedimentos. Numerosos trabajos de impacto de las operaciones de cultivo han observado la presencia de mantos blancos de bacterias filamentosas sulforeductoras del género Beggiatoa sp. bajo las jaulas (Weston, 1990; Iwama, 1991; Holmer & Kristensen, 1992; Johnsen, 1993). Estos mantos se encuentran en la transición entre zonas óxicas y anóxicas del sedimento donde se produce H<sub>2</sub>S como consecuencia de la respiración aneróbica de estas bacterias. La presencia o ausencia de estos mantos blancos bajo las jaulas es comúnmente utilizado para valorar el nivel de impacto que está habiendo sobre el sedimento. Las altas concentraciones de H<sub>2</sub>S en unos pocos centímetros de profundidad y las condiciones reductoras que se extienden dentro de la superficie aguasedimento pueden afectar notablemente a la fauna de la parte más superficial del sedimento.

### B) Cambios en las comunidades bentónicas

### B.1 Comunidades zoobentónicas

La macrofauna está fuertemente influenciada por los cambios en la naturaleza físico-química de los sedimentos. Nilsson & Rosemberg (1994) estudiaron las respuestas de la macrofauna a diferentes condiciones de hipoxia del sedimento en relación también a los cambios en el potencial redox y encontraron que la mayoría de las especies abandonaban el sedimento en condiciones de hipoxia moderadamente altas causando la mortalidad de las especies.

Pero los cambios fisicoquímicos del sedimento no solo producen reducciones y/o eliminaciones de las poblaciones macrofaunales sino que también producen alteraciones en la composición y estructura de las mismas. Son diversos los estudios que recogen los cambios espaciales y temporales que se observan en las comunidades bentónicas de la macrofauna a lo largo de un gradiente de enriquecimiento orgánico en los sedimentos marinos (Pearson & Rosemberg, 1978; Weston, 1990; Gray et al., 1990; Henderson & Ross, 1995; Yokoyama et al., 1997) (fig. 3). El análisis de los cambios producidos incluye siempre estimaciones en los cambios de biomasa, abundancia y número de especies por ser los parámetros básicos que definen la estabilidad de una comunidad (Pearson & Rosemberg, 1978).

Inicialmente el aumento de materia orgánica produce un fenómeno conocido como "bioestimulación" por el cual el número y la biomasa de las especies incrementa. Cuando el aporte de materia orgánica comienza a ser tan alto como para provocar una depleción de oxígeno en el sedimento las especies de ciclo de vida largo y mayores tamaños cuya biomasa representaban casi el total de la comunidad (estrategas "k") mueren o emigran provocando una reducción en la diversidad de especies y un aumento en la abundancia de otras especies oportunistas más tolerantes a la contaminación (estrategas "r") con ciclos de vida cortos y altas tasas de reproducción.

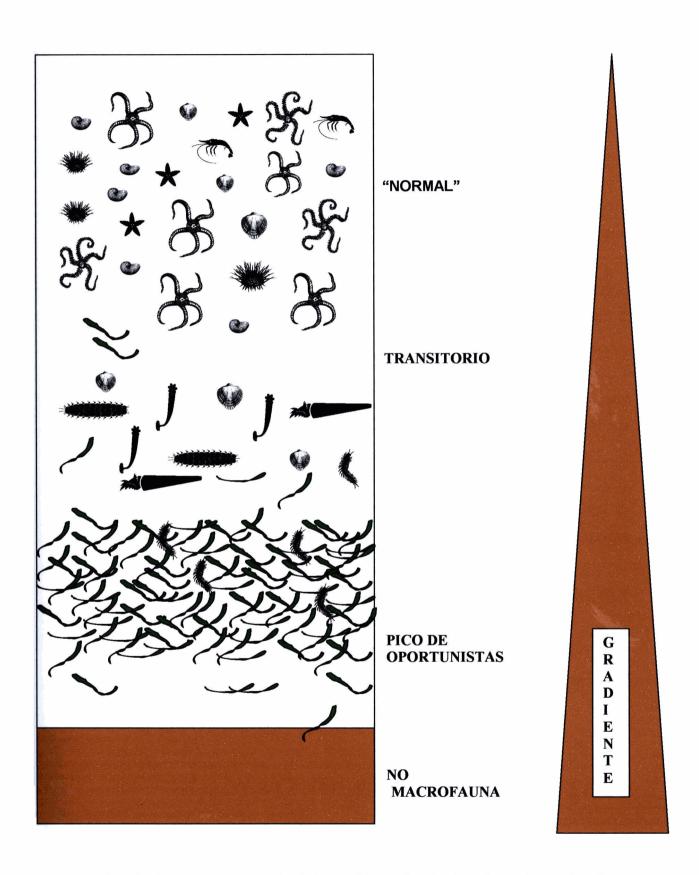


Fig. 3.- Diagrama representativo de los cambios en abundancia y número de especies a lo largo de un gradiente de enriquecimiento orgánico (Pearson & Rosemberg, 1978).

Estos cambios conducen a reemplazamientos sucesionales de una comunidad compleja por otra mucho más simple a nivel sobre todo de grupos tróficos. Pearson & Rosemberg (1978) sostienen por ejemplo que se produce un declive del grupo de los suspensívoros frente a un incremento de los depositívoros.

Estos cambios en la estructura trófica y la estabilidad del sedimento van acompañados también de cambios en la profundidad del sedimento ocupado por la macrofauna y en el tamaño físico de los individuos de las diferentes especies. El área oxigenada disponible para la infauna así como el espacio físico se ven reducidos, de manera que las especies grandes y las formas excavadoras profundas son gradualmente eliminadas y reemplazadas por especies que tienden a ser muy pequeñas (Pearson & Rosemberg, 1978).

En base a esto y según Weston (1990) las comunidades macrobentónicas sujetas a un incremento en la carga de materia orgánica, tanto espacial como temporalmente exhiben una serie de síntomas que se pueden resumir en los siguientes:

- Disminución de la riqueza específica y aumento en el número total de individuos como resultado de una alta densidad de unas pocas especies oportunistas.
- Reducción general de la biomasa, aunque inicialmente puede verse aumentada debido a la alta densidad de los oportunistas.
- Disminución en el tamaño medio del cuerpo de las especies o individuos.
- Tendencia de la infauna a concentrarse en la parte más superficial del sedimento.
- Cambios en la dominancia relativa de los grupos tróficos.

Si el "imput" de materia orgánica alcanza una proporción excesiva para la comunidad se llega a un estado afaunal.

Son numerosos los trabajos que citan ejemplos de diversos grupos animales cuya abundancia se ve afectada de una manera u otra por el aporte de materia orgánica. La mayoría de las comunidades bentónicas en condiciones normales de no estrés o contaminación se encuentran formadas por una mayoría de moluscos, seguida del grupo de los crustáceos, poliquetos y equinodermos. Sin embargo varios autores han observado que el grupo dominante de la macrofauna bentónica en sedimentos contaminados o perturbados son los anélidos poliquetos (Henderson & Ross, 1995; López–Jamar et al., 1995; Gilbert et al., 1998), y que estos van sustituyendo paulatinamente en abundancia y biomasa a grupos como los moluscos y los equinodermos.

Argyrou et al. (1999) en un estudio cerca de una fuente de aguas residuales en el Mediterráneo oriental (Chipre) observa una reducción de los moluscos y equinodermos de un 26 y un 7% respectivamente, mientras que los poliquetos y crustáceos aumentaron en un 33% los primeros y un 31% los segundos. Pearson & Rosemberg (1978) encontraron que miembros de la familia Nereidae de poliquetos estaban presentes como especies dominantes en las fases tempranas de la sucesión de la mayoría de las áreas enriquecidas orgánicamente. Depositívoros subsuperficiales como Capitella capitata (Fabricius 1740) y Chaetozone setosa (Malmgren 1867) aparecen comúnmente en áreas altamente polucionadas. Las familias Cirratulidae, Orbiniidae y Spionidae son otros ejemplos de poliquetos depositívoros que exhiben unas estrategias de alimentación y reproducción aventajadas con respecto a un incremento del "imput" de materia orgánica en el sedimento. Los nematodos son también un grupo que junto con los poliquetos aumentan notablemente su densidad cuando hay un aumento en el suministro de nutrientes al medio y han sido utilizados en muchos estudios como bioindicadores.

No obstante el aumento o disminución en el número de individuos de un taxón concreto va a depender principalmente de la composición faunística de la comunidad natural que es objeto de estudio, y ésta a su vez dependerá del tipo de ambiente donde se desarrolle.

Algunos trabajos (Cheshire et al., 1996; Henderson et al., 1995; Argyrou et al., 1999., etc...) hacen referencia al aumento en la densidad de otros grupos de animales como los erizos, antozoos y gasterópodos bajo jaulas de cultivo, a la reducción de crustáceos decápodos o un aumento de ascidias y holoturias conforme aumenta la distancia a las jaulas. El molusco bivalvo Abra sp., los lamelibranquios Thyasira sp. y Corbula sp. y miembros de la familia de anfipodos Gammmaridae son más ejemplos de especies oportunistas comúnmente citadas en trabajos sobre impacto ambiental. Iwama (1991) en su trabajo sobre la interacción entre acuicultura y medio ambiente hace una recopilación de varios autores que citan también la abundancia de ciertas especies de peces bentónicos alrededor de diferentes cultivos marinos.

### B.2 Comunidades fitobentónicas

Los efectos producidos por un enriquecimiento orgánico también han sido estudiados sobre las comunidades fitobentónicas: praderas de fanerógamas marinas, manglares o comunidades de macroalgas. En el área Mediterránea es de sobra conocido el efecto de las jaulas de engorde de peces sobre las praderas de fanerógamas marinas. Delgado et al. (1999) estudió dicho efecto sobre las praderas de *Posidonia oceánica* (Linnaeus 1758) y encontró que la densidad, biomasa y tamaño de las hojas, así como la capacidad fotosintética de las mismas se veían notablemente reducidas. Por el contrario aumentó la concentración de fósforo en los tejidos y la biomasa de epífitos. Terrados & Ros (1993) demostraron en experimentos "in situ" que la adición de nitrógeno y/o fósforo en praderas de *Cymodosea nodosa* (Ucria) Ascherson, limitan su crecimiento. Argyrou et al. (1999) observó como en todas las estaciones de muestreo cercanas a una fuente de aguas residuales en una bahía de Chipre dominaba el alga verde *Cladophora patentiramea* (Montagne) mientras que las poblaciones de *Cymodosea nodosa* y *Posidonia oceánica* no se encontraban nunca cerca de estas estaciones.

Otras especies de algas verdes (Chlorophyta) como *Ulva rígida* (C. Agardh), *Cladophora vagabunda* (L.) y *Cladophora prolifera* (Roth) son comunes en áreas eutrofizadas.

En un trabajo realizado por la Universidad de Adelaide al sur de Australia en el año 1996 sobre los efectos medioambientales del cultivo de atún, encuentran que en el área más afectada por el cultivo que comprende un radio de 5m alrededor de las jaulas, las poblaciones de algas correspondientes a la división Phaeophyta y Rhodophyta se ven significativamente reducidas.

Aparte del mayor o menor aporte de materia orgánica desechada al medio, las propias características físicas, químicas y biológicas del lugar son premisas muy importantes a la hora de determinar los efectos ambientales sobre el medio bentónico.

# 1.2.2 MONITORIZACIÓN Y RECUPERACIÓN

## 1.2.2.1 MONITORIZACIÓN

No todos los efectos que la acuicultura ejerce sobre el medio ambiente tienen que llegar a darse en un mismo lugar, pero la posibilidad de que alguno de esos efectos no deseados pueda llegar a desarrollarse hace que sea preciso establecer una metodología clara y eficaz acerca del estudio y seguimiento del impacto de las piscifactorías. Esta necesidad surge tanto de la obligada protección del medio como de la propia supervivencia del futuro de la actividad acuicultora.

El seguimiento ambiental que se establece para la acuicultura persigue evaluar y cuantificar los cambios ecológicos que tienen lugar en el medio marino, de manera que se puedan identificar impactos y establecer medidas correctoras para minimizarlos. Así pues los procesos de monitorización pueden ser considerados como una progresión de los estudios de impacto ambiental (Telfer & Beveridge, 2001).

Al principio mucho de los estudios de impacto ambiental para la actividad de la acuicultura estaban dirigidos al muestreo de la columna de agua, sin embargo se ha visto que los muestreos de los sistemas bentónicos, a diferencia de los sistemas planctónicos, son mucho más eficaces debido a que absorben y acumulan los cambios del medio y sus efectos duran largos períodos de tiempo debido a su carácter más permanente, actuando a modo de "memoria". De esta forma, la utilización de parámetros descriptores del sistema bentónico permite identificar, e incluso cuantificar, cambios de las condiciones del medio, aún cuando los factores causantes de las perturbaciones han desaparecido. Estos parámetros se incluyen en tres tipos de estudios:

### A) Estudio físico-químico del sedimento

- Cantidades de nitrógeno (Hall et al., 1992), carbono (Hall et al., 1990), fósforo (Holby & Hall, 1991), silicio, materia orgánica, ácidos grasos y restos de antibióticos (Johnsen et al., 1993), etc.
- Medida del potencial redox (Zobel, 1946), CO<sub>2</sub> producido a través de la interfase agua-sedimento (Holmer & Kristensen, 1992), tasa de consumo de O<sub>2</sub> y NH<sub>4</sub> liberado (Hargrave, 1993), etc.
- Medida de granulometría

## B) Estudio ecológico de la fauna y flora bentónica

- Estudios espacio-temporales sobre la composición y estructura de las comunidades (Pearson & Rosemberg, 1978): utilización de índices de diversidad, riqueza específica, abundancia/biomasa, modelos de polución, etc.
- Función de los organismos de la comunidad: uso de bioindicadores (Gray & Pearson, 1982).

## C) Estudio microbiano

- Presencia/ausencia de microorganismos (bacterias) que influyen en el metabolismo del sedimento.

No obstante aunque tengamos claro cuales deben ser los parámetros a medir en un buen programa de monitorización es muy dificil encontrar métodos adecuados que midan los efectos sobre el bentos en vista de la variabilidad natural que la estructura de las comunidades pueden sufrir a lo largo del tiempo y el espacio. Muchas variables medioambientales como la profundidad del agua y el tipo de sedimento influyen en la estructura de estas comunidades.

¿Cómo diferenciar entonces entre efectos naturales y antropogénicos?. Como resume Klaoudatos (2001) para las experiencias en Grecia la mayoría de los grupos investigadores adoptan uno de los siguientes métodos de estudio:

- 1. Estudio comparativo del medio ambiente marino antes y después de la instalación de las jaulas flotantes.
- 2. Estudio comparativo del área en la cual ha sido instalada y opera la jaula y el estudio simultáneo en un área marina adyacente (control).
- 3. Estudio de la situación del ecosistema marino dentro de la granja de cultivo.

Lo ideal por su precisión estadística para estimar la influencia real de las actividades de la acuicultura sería utilizar siempre el primer método, pero normalmente es raro el caso en el que se disponga de toda la información previa a la colocación de las jaulas. El segundo tipo de estudio es el más comúnmente usado por los grupos investigadores para la estimación de un EIA, y es científicamente aceptable si las dos áreas seleccionadas cumplen las mismas condiciones ecológicas, cosa que no suele ocurrir siempre. Y el tercer método permite diferenciar entre el impacto causado por la granja de acuicultura sobre el medio ambiente marino y la influencia de este sobre la granja de una manera precisa y satisfactoria.

## (A) Estudio físico-químico del sedimento

El sedimento forma la base de cualquier sistema bentónico, y como ya vimos en el apartado anterior sus condiciones físico-químicas van a determinar la estructura de las comunidades que se asientan en él. Es por ello que cada vez más se tiende a realizar análisis físico-químicos complementarios a los de la estructura de las comunidades animales y vegetales.

De entre todos los análisis, la determinación de la cantidad de nitrógeno, carbono y fósforo en forma particulada son las más importantes en los estudios de monitorización de piscifactorías porque constituyen la mayor parte de la fracción liberada al medio por el pienso y la excreta de los peces. La mayor parte del carbono (75 a 78 %), fósforo (78 a 82 %) y nitrógeno (67 a 71 %) suministrados a las jaulas se pierde al medio ambiente (Hall et al., 1992). La fracción disuelta está compuesta en su mayor parte por C y N, constituyendo del 71 al 76 % y del 72 al 83 % de la masa total perdida respectivamente. Sin embargo el fósforo se pierde principalmente en forma sólida, de un 59 a 66 % del total.

El nitrógeno es un nutriente limitante en el mar, con lo cual grandes concentraciones de nitrógeno pueden dar lugar a procesos de eutrofización (mareas rojas), mientras que el fósforo lo es en agua dulce. A la hora de analizar ambos elementos en su forma sólida en el sedimento no está muy claro cual es mejor indicador de contaminación. El nitrógeno es más limitante que el fósforo pero su proporción en forma sólida también es menor que la del fósforo, sin embargo la tasa de descomposición del nitrógeno en el sedimento es más rápida, de manera que un 11% del N del sedimento vuelve a la columna de agua en forma disuelta y tan solo un 4% del P.

Aunque el silicio se encuentra en muy bajas proporciones en la composición global de los piensos el 99.7 % de este elemento se pierde al medio (Hall et al., 1992) y no es asimilado por el pez. A pesar de esto ha sido poco estudiado en el sedimento, tan solo su efecto en la columna de agua donde altas concentraciones de este elemento pueden provocar "blooms" de algas microscópicas (ej.; diatomeas) que lo usan como componente esencial de su exoesqueleto.

Los mayores problemas nos los encontramos a la hora de buscar cantidades estándar permitidas para esos nutrientes tanto en la columna de agua como en el sedimento, solo en algunos países nórdicos como Noruega existen leyes que recogen los parámetros de calidad para las aguas y sedimento. En España no existe aún legislación específica referida a lo límites o estándares para la acuicultura, lo cual hace aún más dificil la valoración de los impactos.

En cuanto al potencial redox y la cantidad de materia orgánica son otras de las medidas que más se usan en los programas de monitorización. El potencial redox se usa para calificar el estado de salud del sedimento porque nos indica si estamos ante un sedimento aeróbico o anaeróbico. Y aunque es utilizado con frecuencia ocurre como con los índices de diversidad que no se pueden usar solos. Se trata de una medida semicuantitativa y puede sufrir multitud de variaciones en función de disturbancias en el sedimento (desigual naturaleza termodinámica, manchas en el sedimento,..) o de los electrodos. En cuanto a la materia orgánica, el análisis del porcentaje existente sobre la superficie de los sedimentos nos da una idea de la cantidad que aún se acumula en el mismo y no ha sido degradada. Las medidas de granulometría así como otras que se realizan en el laboratorio (CO<sub>2</sub> liberado, O<sub>2</sub> consumido, etc..) aportan una mera información complementaria a los estudios de impacto pero no son tan importantes. La presencia de las jaulas representa un obstáculo físico para la velocidad de las corrientes marinas cuyo efecto se traduce en una modificación de las características físicas y geoquímicas de los sedimentos, las fracciones sedimentarias más finas se eliminan y las más gruesas se acumulan.

## (B) Estudio ecológico de la fauna y flora bentónica

La estructura de las comunidades bentónicas ha sido extensamente usada en programas de monitorización para detectar cualquier tipo de contaminación, principalmente la causada por un "imput" de materia orgánica. Los cambios más comunes son la alteración en la densidad, tamaño, frecuencia o comportamiento de algunos miembros de la comunidad, tanto animal como vegetal.

Originalmente todos los estudios ecológicos han utilizado el cálculo de los **índices de diversidad** y de **riqueza específica** propuestos por Margalef (1968) para cuantificar dichos cambios. Sin embargo estos índices oscurecen mucha información útil y frecuentemente ignoran los antecedentes teóricos de la comunidad (Gray & Mirza, 1979), con lo cual deben utilizarse como parámetros descriptivos y no en forma exclusiva como indicadores del grado de contaminación.

Existen otros índices biológicos de contaminación como los basados en estrategias tróficas: **índice trófico infaunal** (ITI) (Word, 1979), **tasa de nematodo/copépodos** (Rafaelli & Mason, 1981), **tasa de poliquetos** (Bianchi & Morri, 1985; Tena, 1992), **tasa de cumáceos** (Corbera & Cardell, 1995) etc., todos ellos formados por organismos bioindicadores cuya dominancia o escasez sirven para revelar el estado de salud de la comunidad. Gray & Pearson (1982) sostienen que es posible identificar cual es el grupo faunal más sensible para cada región realizando un seguimiento de los individuos por especies a lo largo del tiempo.

Otros parámetros como la abundancia y la biomasa son también cada vez más utilizados como medidas de la importancia funcional de las especies. Por ejemplo en el litoral murciano se ha visto la estrecha relación existente entre el aumento en la biomasa de epífitos de las praderas de *Posidonia oceánica* y su proximidad a puntos de vertido.

La abundancia de ciertas algas macrófitas también han sido utilizadas como indicadoras de la influencia de vertidos de residuos orgánicos o inorgánicos en piscifactorías por su alta tasa de asimilación de nutrientes de la columna de agua. Sin embargo en el bentos las macrófitas para algunos autores constituyen un elemento de dudosa validez mientras no se conozca mejor su ecología y distribución en función de los parámetros fisico-químicos naturales (luz, temperatura, corriente...).

Por otro lado algunos autores han diseñado modelos de detección de los diferentes estados de polución y de los cambios inducidos en una comunidad macrobentónica basándose también los parámetros de abundancia y biomasa, por ejemplo; 1. Warwick (1986) sostiene que cada especie tiene una respuesta diferente a la contaminación y eso se refleja en los diferentes modelos de abundancia de las especies. Sugiere que la distribución del número de individuos entre especies actúa de manera diferente de la distribución de la biomasa cuando la comunidad ha sido influenciada por cualquier tipo de perturbación. La gráfica de superposición de ambas distribuciones conocida comúnmente como "curvas ABC" constituyen un método muy útil por el que se pueden distinguir tres posibles condiciones de la comunidad: no contaminada, moderadamente contaminada y altamente contaminada; 2. "método de rarefacción" de Sanders (1968), basado en el número de individuos por especies; 3. "distribución lognormal" de Gray & Mirza (1979), los cuales explican que en una situación de equilibrio donde la inmigración, la emigración, la reproducción y la mortalidad están estabilizadas entre especies que ocupan un área en común aparecen una serie de distribuciones normales que combinadas producen una distribución log-normal. La desviación de dicha distribución puede usarse para identificar cambios producidos por situaciones estresantes sobre una población bentónica; 4. "distribución de tallas" (Warwick, 1993) de los individuos de la comunidad, para valorar los cambios inducidos por una perturbación.

#### (C) Estudio microbiano

La monitorización de poblaciones de microorganismos bioindicadores de contaminación siempre se ha llevado más a cabo en la columna de agua que en el sedimento (ej; coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales). Con respecto a la acuicultura hay escasos trabajos y todos son referidos a la presencia o ausencia de bacterias sulforeductoras en el sedimento como las del género *Beggiatoa sp.* (Weston, 1990; Iwama, 1991; Holmer & Kristensen, 1992; Johnsen, 1993; Carroll et al., 2003).

#### 1.2.2.2 RECUPERACIÓN

Cada vez más se viene tomando conciencia de la importancia de que los programas de monitorización abarquen también el periodo posterior al cese de la fuente de impacto para obtener mayores conocimientos sobre la recuperación de los diferentes ecosistemas y las medidas correctoras que pueden aplicarse a cada caso. Algunos países como Noruega, Suecia, Escocia, o Grecia en el Mediterráneo han iniciado ya diversos programas de monitorización que focalizan los problemas medioambientales de las granjas de acuicultura a través del tiempo, sin embargo estos programas todavía son víctimas de la falta de datos previos a la instalación o de lugares control con los que comparar.

La recuperación de las condiciones físico-químicas del sustrato y las comunidades bentónicas que viven en él después de haber sufrido un excesivo enriquecimiento orgánico producido por jaulas de acuicultura depende de diversos factores bióticos y abióticos como la cantidad de materia orgánica e inorgánica que es descargada al medio, el tamaño de la granja, la/s especie/s de cultivo, la escala temporal de la perturbación, las condiciones hidrodinámicas de la zona, la topografía etc. A su vez la vulnerabilidad y el tiempo que toma la recuperación no es el mismo en bahías resguardadas con regímenes de corriente más suaves que en mar abierto.

Por ejemplo en un estudio realizado en dos bahías afectadas por jaulas de acuicultura en el mar Báltico (Kraufvelin et al., 2001) se pudo ver que una de ellas presentó una recuperación parcial de la macrofauna después de tres años del cese de la piscifactoría mientras que la otra más que presentar mejoría los cambios indicaban un retroceso de las condiciones a peor. Las diferencias fueron debidas principalmente a las desigualdades en topografía y regímenes de corrientes que causaban diferencias a su vez en la saturación del oxígeno del agua. Karakassis et al. (1999) en un estudio parecido obtuvo similares resultados en la bahía de Cefalonia (Grecia) donde después de tres años del cese de la piscifactoría ni la zona control (a 1 Km de la antigua granja) ni la zona donde se ubicaba la misma granja se consideraron completamente recuperadas en las condiciones físico-químicas del sedimento y la macrofauna.

Los parámetros que más varían después de una perturbación son la abundancia, la diversidad y la biomasa de las especies. La abundancia y la diversidad suelen requerir menos tiempo en alcanzar valores estables, es decir, parecidos a los de zonas no contaminadas que la biomasa. Johannessen et al. (1994) investigó los efectos de una piscifactoría antes, durante y después de la actividad de la misma y observó como en solo un año después de colocarse las jaulas el número de especies de macrofauna declinó de 65 a 11, y después de un año que fueran quitadas el número de especies dentro de la misma zona fue de 29. Durante los cuatro años que duró el estudio los efectos sobre las comunidades bentónicas fueron encontrados solamente en la vecindad de las jaulas y no a más de 250 m. de distancia, sin embargo a pesar de la mejoría la fauna (de 11 a 29 especies) ésta no retornó a las condiciones iniciales en lo que duró el periodo de estudio (65 especies).

La recuperación no es un proceso simple y frecuentemente depende de variaciones estacionales (Karakassis et al., 1999). En áreas de ambiente costero las variables geoquímicas presentan fluctuaciones estacionales muy marcadas relacionadas con los modelos de estratificación en la columna de agua entre otros fenómenos.

Dichas fluctuaciones resultan en una alta disponibilidad de nutrientes en invierno y primavera y consecuentemente una alta producción primaria, y una escasez sobre todo en la estación de verano. Cuando el sistema está en equilibrio estos pulsos estacionales no afectan porque son relativamente cortos y lo que hacen es aumentar la biomasa bentónica. Pero si el sistema no está en equilibrio sino que se encuentra en los márgenes de una recuperación, con potenciales redox en el sedimento muy bajos, contenidos en carbono, nitrógeno y fósforos altos, bajas tasas de asimilación de oxígeno, etc. el incremento de nutrientes puede resultar entonces catastrófico para los procesos de sucesión de la macrofauna (Karakassis et al., 1999).

El rol que juega la macrofauna, en especial la infauna en los procesos de sucesión durante la recuperación son muy importantes debido a la labor bioturbadora que ejercen en el sedimento y la remineralización de la materia orgánica (Gibert et al., 1998; Nilsson et al., 1994). La mayoría de los estudios de recuperación están basados, por esta razón y por su capacidad de memoria a lo largo del tiempo, en la recolonización de la macrofauna en el sedimento, algunos estudios incluyen también las variables fisico-químicas del sedimento (N, P, C, potencial redox...) y muy pocos se basan solo en dichas variables. Morrisey et al. (2000) realizó un estudio de recuperación basándose en las condiciones de mejora del sedimento, concretamente en el suplemento y la demanda de oxígeno existente sobre la superficie del sedimento y la tasa de "imput" de carbono orgánico durante y después de una actividad acuicultora. La cantidad de materia orgánica se reduce a medida que aumenta la profundidad del sedimento, Morrisey observó que la capa de desechos (materia orgánica) situada en la superficie del sedimento mostró valores de tasa de mineralización parecidas a las observadas en otras capas más profundas durante un periodo de estudio de 1 año, pero existieron grandes variaciones estacionales.

El primer estado en el proceso de recuperación es la mineralización de los desechos acumulados en el fondo, y solo cuando esto haya ocurrido puede el ambiente físico-químico del sedimento retornar al estado pre-impacto y ser recolonizado por la macrofauna bentónica.

# 2. ANTECEDENTES DE LA ZONA DE ESTUDIO

# 2.1 LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE LA ZONA

La zona de estudio se encuentra ubicada en la Bahía de Melenara, situada en el litoral este de la isla de Gran Canaria, en el municipio de Telde (fig. 4). La bahía presenta un fondo arenoso de fina arena fonolítica y calcárea de unos  $3 \Phi$  de diámetro y una profundidad que oscila entre 18 y 22 m.

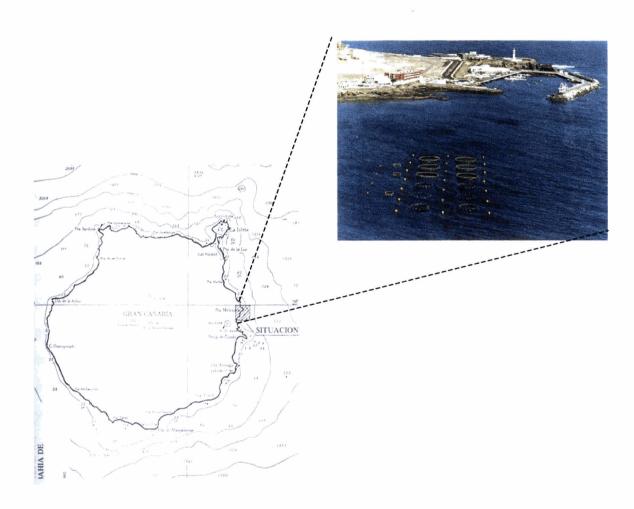


Figura 4. Localización de la zona de estudio

El régimen de corrientes en la bahía viene determinado por la Corriente General de Canarias (dirección N-S), a la que se superponen las de marea, que son las predominantes en la zona. Las velocidades más frecuentes se encuentran en el rango de 0-10 cm/s, con un 74.9% de aparición. No aparecen velocidades superiores a 40 cm/s (O. Briz, com. pers). Las direcciones predominantes de las corrientes incidentes son NE-SW. La temperatura del agua oscila entre los 17°C y los 24°C, la salinidad permanece casi inalterable en torno a 36.5 ppm y los valores de oxígeno disuelto en superficie se mantienen alrededor de 7 mg/l.

En cuanto a las características ecológicas de la zona son las propias de los ecosistemas arenosos canarios, homogéneos y generalmente pobres en biocenosis. A partir de los 10 m. de profundidad los fondos mixtos son meramente anecdóticos y domina el sustrato blando constituido únicamente por praderas de la fanerógama marina Cymodocea nodosa (comúnmente conocida en Canarias como "seba"), y el alga verde Caulerpa prolifera (Forsskal). Después de los 15 m. estas comunidades comienzan a ser cada vez menos dominantes y a agruparse en forma de parches en donde las zonas arenosas sin vegetación son cada vez más frecuentes. Existen ciertas evidencias (bañistas, pescadores, población local, com. pers.) de que esta bahía presentaba una pradera de Cymodocea nodosa que ocupaba desde la Punta de Taliarte hasta la Punta de Silva y que se fue degradando posiblemente por la presión de las actividades humanas que se realizaban en la zona, principalmente las relativas al sector pesquero. La fauna se encuentra representada por extensas poblaciones de la anguila jardinera Heteroconger longissimus (Günther 1870) y otras especies de peces características de fondos blandos y frecuentemente asociadas a los sebadales.

# 2.2 HISTORIAL Y RECOPILACIÓN DE DATOS

En marzo de 1994, promovido por el Grupo de Investigación en Acuicultura (GIA), se le concede al Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM) una concesión administrativa para la instalación de jaulas flotantes destinadas al engorde de dorada (*Sparus aurata*) y lubina (*Dicentrarchus labrax*) con carácter experimental sobre una superficie marina de diez mil metros cuadrados en aguas de la Bahía de Melenara.

Dicha concesión distaba 300 m. de la bocanada del muelle de Taliarte y 400 m. del espigón norte de la playa de Melenara y tenía una situación geográfica definida por las siguientes coordenadas:

<b>Longitud</b>		<u>Latitud</u>	
A	15° 22' 0.5" W	27° 59' 1.3" N	
B	15° 22' 1.1" W	27° 59' 1.6" N	
C	15° 22' 1.4" W	27° 59' 1.1" N	
D	15° 22' 0.9" W	27° 59' 0.9" N	

Con la colaboración de la empresa Alevines y Doradas S.A (ADSA), el Excmo. Cabildo Insular de Gran Canaria, la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y la Fundación Universitaria de Las Palmas se firma un convenio ese mismo año para la realización de un proyecto de investigación con dichas jaulas denominado "Estudio de la viabilidad de jaulas flotantes "off-shore" para el engorde de peces marinos en el litoral Canario".

Este convenio, de una duración inicial de cinco años, permitía la explotación experimental de la instalación propiedad del ICCM por la empresa de cultivos marinos ADSA, posibilitando así la operación de las instalaciones en condiciones que hicieran posibles los estudios para los que estaban destinadas. Por problemas económicos el proyecto se desglosó luego en otros subproyectos que recibieron diferentes subvenciones hasta finales del año 1997.

En mayo de 1994 se instalan las mencionadas jaulas flotantes y los primeros peces comienzan a ser sembrados en junio. Los estudios de impacto medioambiental empiezan desde la misma fecha de la siembra de las jaulas y se acometen con una subvención concedida dentro de los Planes Nacionales de Cultivos Marinos a la Comunidad Autónoma de Canarias para el "Estudio sobre rendimiento e impacto ambiental de una instalación de jaulas flotantes para producción de peces marinos en el archipiélago Canario". Los estudios comprendieron un programa de muestreos de los sedimentos y analíticas de agua en distintas áreas de influencia de la instalación, análisis bioquímicos de los piensos y de los peces engordados en las jaulas, evaluación del régimen de corrientes y del impacto medioambiental en los ecosistemas costeros de la bahía de Melenara, evaluación del "fouling" (organismos adherentes) en la instalación y estudios de la fauna bentónica y pelágica en los ecosistemas adyacentes a las jaulas.

Para poder continuar con los estudios de impacto ambiental al final del año 99 se concedió una nueva ayuda, esta vez con fondos FEDER, para el proyecto denominado "Evaluación de impacto medioambiental de acuicultura en jaulas en Canarias". Los estudios se llevaron a cabo desde enero de 2000 a junio de 2001. Este trabajo tuvo como objetivo principal el desarrollar una metodología de evaluación de impacto ambiental de instalaciones de jaulas flotantes en Canarias, intentando identificar aquellos parámetros físicos, químicos y biológicos más sensibles asociados a la descarga de nutrientes de esta actividad.

El número de jaulas, el personal investigador y la metodología de muestreo varió entre proyectos, con lo que se decidió dividir por periodos los diferentes estudios, un primer periodo que abarcara desde 1994 hasta 1998 (94-98) y un segundo periodo desde 2000 hasta 2001 (00-01).

## > 2.2.1 PERIODO DE ESTUDIO 94-98 (Informes técnicos JACUMAR)

En un comienzo la concesión disponía de seis jaulas flotantes de mar abierto, modelo ATLANTICOR de 13.2 m. de diámetro externo, fabricadas por la empresa CORELSA, que ocupaban una superficie de 1945 m² y un volumen de 5430 m³. A principios del año 1997 se añadieron 6 jaulas más similares a las anteriores pero de 16 m. de diámetro externo cada una.

#### Estudios realizados

- Seguimiento de las comunidades vegetales y animales a lo largo de dos transectos fijos al sustrato con dirección NE y SW de 150 m. de longitud. Los censos se centraron en el estudio de comunidades bioindicadoras como la fanerógama marina Cymodocea nodosa y el poliqueto Diopatra neapolitana (Delle Chiaje 1841). Periodo 1995-1996.
- Censos visuales de peces alrededor de las jaulas, en los sistemas de anclaje y a lo largo de los mismos transectos. Periodo 1995-1996.
- Cálculo de materia orgánica, nitrógeno y fósforo del sedimento en tres zonas predeterminadas de influencia de las instalaciones: en la vertical bajo las jaulas (zona 1), rodeando a la zona 1 con un radio de 60 m. (zona 2) y rodeando a la zona 2 con un radio de unos 200 m. (zona 3 o control). Periodo 1994-1998.

### POLIQUETO BIOINDICADOR: Diopatra neapolitana

Desde los primeros meses de la actividad piscicultora se pudo notar una fuerte atracción de una gran variedad de organismos que se fijaban al entramado de cabos, boyas, muertos...y demás estructuras de las jaulas que actuaban a modo de arrecifes artificiales, sin embargo no se realizaron estudios detallados de la macrofauna, solamente de la incidencia de las jaulas sobre el poliqueto tubícola *Diopatra neapolitana* que aparecía frecuentemente asociado a la seba. El estudio de *D. neapolitana* se basó en la relación de su abundancia con la distancia a las jaulas: de 0-10 m., de 70-80 m. y de 140-150 m. en dos transectos fijos al sustrato con dirección NE y SW y en la evolución del mismo a lo largo del tiempo.

El poliqueto mostró un notable aumento de su población desde los comienzos de la actividad, y muy significativamente en la zona más próxima a las jaulas (0-10m.), particularmente en la dirección más somera y próxima a la costa. En la figura 5 se observa como se llegaron a contar hasta aproximadamente 320 individuos por transecto en la dirección NE y hasta 250 en la dirección SW, ambos datos pertenecientes al mes de abril de 1996. Las otras dos zonas con distancias comprendidas entre los 70 y los 150 m. presentaron densidades similares, encontrándose un máximo de 50 individuos en el transecto Sur (SW) también para el mes de abril. Los datos muestran que existía una gran variabilidad estacional en el número de individuos.

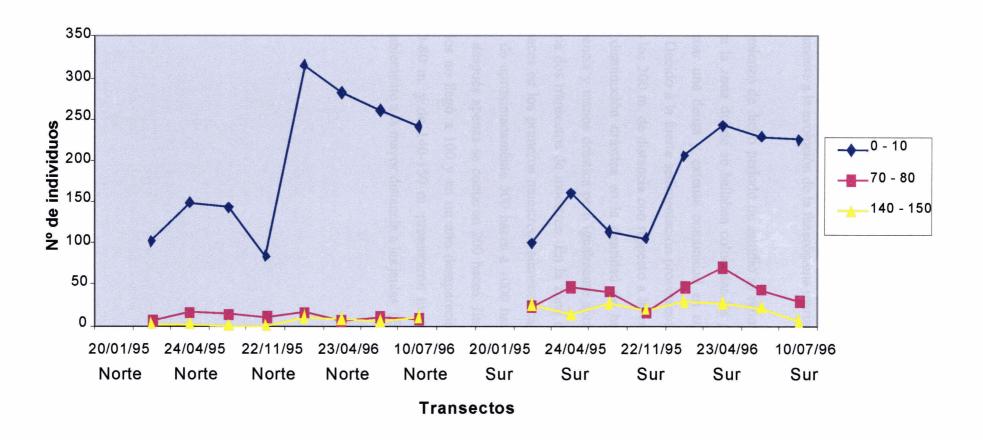


Figura 5. Evolución temporal del número de individuos de Diopatra neapolitana. 95-96

SEBADALES: Cymodocea nodosa

Igual que en el caso anterior, el estudio de las comunidades vegetales estuvo dirigido únicamente a la evolución de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa*.

Al comienzo de dicho periodo de estudio se reconocía un ecotono de transición de sebadal en la zona donde se hallaban colocadas las jaulas, el cual se incrementaba pero sin formar una densa y extensa comunidad en cotas de más de 15 metros de profundidad. Debido a la fuerte sedimentación proveniente de las jaulas, que se extendía hasta incluso los 200 m. de distancia con respecto a la vertical de las mismas, pronto se apreció una disminución drástica en la densidad de haces de seba en las zonas de máxima influencia y menos drástica pero igualmente apreciable en las restantes zonas a lo largo de los dos transectos de muestreo. En la zona de 0-10 m. se observa como el número de haces en los primeros muestreos aumenta casi el doble en apenas cuatro o cinco meses, de aproximadamente 500 haces a 1000 haces en el transecto norte, y un año y medio después apenas se contaron 200 haces. En el transecto sur el número de haces contados no llegó a 100 y en un año desapareció por completo. Las otras dos zonas, de 70-80 m. y de 140-150 m. presentaron mayores fluctuaciones estacionales debidas probablemente a la mayor distancia a las jaulas. (fig.6).

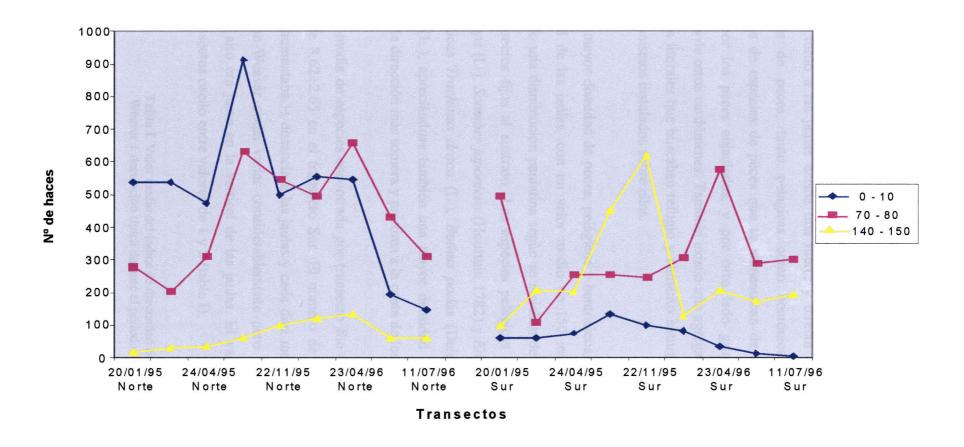


Figura 6. Evolución temporal del número de haces de Cymodocea nodosa. 95-96

#### **ICTIOFAUNA**

En torno a las jaulas existía una fuerte y directa atracción para las diversas poblaciones de peces, tanto pelágicas como bentónicas producida por grandes cardúmenes de especies de peces que se alimentaban de los residuos del pienso no ingerido por los peces enjaulados, y por otro lado grupos de peces de especies predadoras de estos cardúmenes. También existía una agregación importante de alevines de especies litorales que buscaban refugio y alimento natural bajo las jaulas flotantes y en los organismos instalados sobre ellas.

La mayor densidad de peces, pelágicos y bentónicos, se observó en la inmediata proximidad de las jaulas, con un valor medio de 150 individuos por cada 20 m², apareciendo una disminución paulatina según se alejaban de la instalación a lo largo de los 2 transectos fijos al sustrato. Las especies pelágicas más representativas fueron Boops boops (L.), Scomber japonicus (Houttuin 1782) y Engraulis encrasicolus (L.); y las bentónicas Trachinus draco (L.), Bothus podas (Delaroche 1809) y Xyrichthys novacula (L.), apreciándose también una mayor densidad de individuos en todos los tramos de la dirección más somera y próxima a la costa de los dos transectos.

La media de especies encontrada por transecto fue de 5.5±2.50 en el transecto Norte y de 8.62±2.65 en el transecto Sur. El número de especies iba disminuyendo conforme aumentaba la distancia a las jaulas y cada diez metros el índice de diversidad de Shannon-Weaver podía variar considerablemente pero siempre se cumplía que el valor más alto era justo en la vertical de las jaulas. El valor medio de diversidad en ambos transectos osciló entre valores de 1 y 2 (tabla I).

**Tabla I**. Valor medio del índice de diversidad de Shannon-Weaver ± desviación típica durante el periodo de estudio

Indice de diversidad Periodo 95-96 Índice Shannon-Weaver (H) 1.56±0.18

# ANÁLISIS QUÍMICOS DEL SEDIMENTO

Desde el comienzo de los muestreos se pudo observar una fuerte sedimentación en el lugar que incluso se extendería hasta la zona seleccionada de muestreo más alejada de la vertical de las jaulas (200 m.). Los resultados mostraron variaciones significativas en el contenido de materia orgánica de la zona 1 con respecto a la zona 3 y el contenido en nitrógeno resultó significativamente diferente en todas las zonas, alcanzando los mayores valores en la zona 1. Sin embargo para el fósforo no se encontraron diferencias significativas entre las zonas muestreadas (Molina, 2000).

En todas las zonas se apreciaron variaciones estacionales, aunque en los sedimentos situados directamente bajo las jaulas estos cambios fueron menos notorios para el contenido en nitrógeno y en materia orgánica. Los valores mínimos para todos los parámetros se obtuvieron durante el invierno, en el verano se observaron los máximos para el nitrógeno y la materia orgánica, mientras que para el fósforo se registraron en primavera, aunque también se observaron valores algo más altos de este último parámetro durante la estación estival (Molina, 2000).

En la tabla II se muestran la cantidad total de pienso suministrado durante los cuatro años, así como la cantidad de nitrógeno y fósforo en el pienso y en los sedimentos.

**Tabla II**. Datos referentes al alimento suministrado y a la sedimentación (Molina, 2000)

VARIABLES	PERIODO 94-98
Pienso total (Kg.)	857748
N total en pienso (Kg.)	52398.1
P total en pienso (Kg.)	8522.6
Medias totales de N en sedimento (mg/100g)	15.21±2.23
Medias totales de P en sedimento (mg/100g)	11.73±2.47

En la tabla III se indican las medias totales de los valores para materia orgánica, nitrógeno y fósforo en sedimento en las distintas zonas durante todo el periodo de estudio. El primer muestreo se llevo a cabo antes de que se produjeran las primeras siembras en las jaulas (Junio de 1994).

**Tabla III**. Contenidos medios de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en sedimento ± desviación típica durante el periodo de estudio (Molina, 2000).

	Zona 1	Zona 2	Zona 3			
M.O(%)						
Junio 1994	3.50±0.08	3.43±0.26	3.35±0.18			
Media total	6.91±1.17	6.46±1.19	5.99±1.38			
N(mg/100g)						
Junio 1994	11.23±2.05	11.09±2.14	11.62±2.03			
Media total	15.21±2.23	11.33±3.20	9.85±2.76			
P(mg/100g)						
Junio 1994	9.09±1.84	10.69±2.10	11.68±0.54			
Media total	11.73±2.47	11.41±2.22	11.15±2.87			

## > 2.2.2 PERIODO DE ESTUDIO 00-01 (Informes técnicos FEDER)

Durante este periodo de estudio la concesión estaba formada por 12 jaulas flotantes de igual características hasta finales del 2000 cuando se desinstalaron 6 jaulas. Todos los estudios abarcaron desde enero de 2000 a junio de 2001.

#### Estudios realizados

- Censos visuales de peces, invertebrados epifaunales y el poliqueto Diopatra neopolitana a lo largo de transectos de 50 m. de largo por dos de ancho (100 m²) repartidos al azar por el área ocupada por la concesión.
- Estudio de presencia/ausencia de praderas de Cymodocea nodosa, y censo visual de algas talófitas y microalgas (diatomeas).
- Estudio de la infauna en 6 puntos tomados al azar del área ocupada por la concesión.
- Estudio de presencia/ausencia de comunidades bacterianas (Beggiatoa sp.)
- Análisis de materia orgánica y nitrógeno en sedimento en 8 puntos de la zona de estudio, dos en el interior del sistema de jaulas, cuatro alrededor del mismo y dos más alejados.

## POLIQUETO BIOINDICADOR: Diopatra neapolitana

En cuanto al censo de *Diopatra neapolitana* se eligieron para el estudio tres zonas de muestreo, una zona denominada "zona impacto", ubicada donde mismo se encontraba la concesión, y dos zonas correspondientes a dos controles; el Control 1 (a 800 m. de distancia de las jaulas con dirección Norte) y el Control 2 (a 400 m. de la zona impacto con dirección Sur y presencia de sebadal). El área muestreada en este periodo fue de 100 m² por cada transecto repartidos aleatoriamente por toda la concesión.

Diopatra neapolitana apareció en todas las zonas de muestreo, siendo relativamente más abundante en la zona de impacto, a excepción del control 2 en donde las poblaciones de este poliqueto fueron incrementando con el tiempo a la par que el sebadal mermaba. En este punto las abundancias por transecto fueron de hasta 150 individuos, mientras que bajo las jaulas se censaron un máximo de 70. La abundancia media por transecto en la zona impacto durante todo el periodo no llegó a 10 individuos (fig. 7) mientras que en la zona control 2 podía haber una media de unos 45 individuos.

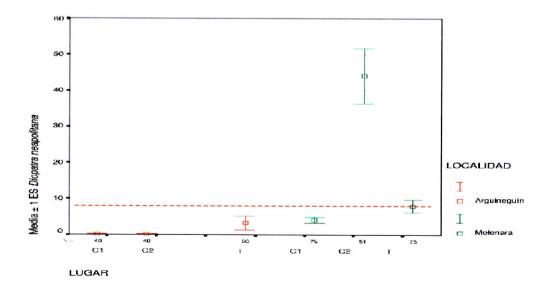
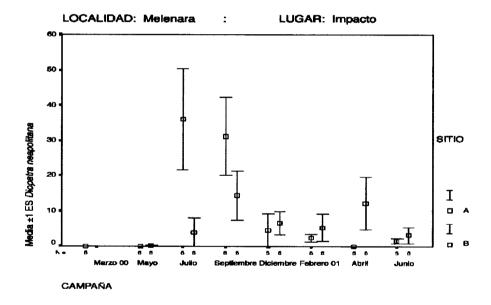


Figura 7. Medias de abundancia (Ind/100 m²) para Diopatra neapolitana. (A.Boyra, com.pers.)

La línea punteada (---) marca el valor medio aproximado para todo el periodo de muestreo en la zona impacto.

La desinstalación de 6 jaulas a finales del 2000 permitió observar la evolución de las poblaciones de *Diopatra neapolitana* en dos sitios diferentes dentro de la propia zona de jaulas: A (coincidente con las 6 jaulas eliminadas) y B (lugar donde continuaban las otras 6) (fig. 8). El sitio A muestra un crecimiento repentino de la población que ascendió de 0 individuos por 100 m² en los meses de enero y marzo hasta los 35 individuos en los meses siguientes de julio y septiembre, coincidente con el brusco descenso en el número de peces. En el mes de septiembre la población de peces volvió a ascender descendiendo consecutivamente los individuos del poliqueto.



**Figura 8.** Medias de abundancia (Ind/100  $m^2$ ) para Diopatra neapolitana una vez desinstaladas 6 jaulas. (A,Boyra, com.pers.)

#### **INVERTEBRADOS EPIFAUNALES**

Dado el valor tan pequeño de invertebrados epifaunales en la zona, en este periodo se realizó un mero análisis descriptivo de aquellas especies más frecuentes o de especial interés ecológico. Los datos obtenidos mostraron abundancias de organismos muy pequeñas, censándose un total de 25 especies a lo largo de todo el periodo. La especie más abundante fue el molusco *Comus pulcher* (Lighfoot, 1786) con una media por transecto de 7 individuos, seguida luego por los cnidarios *Pachycerianthus sp.* y *Anemonia sulcata* (Pennant, 1777) con una media de individuos por transecto de aproximadamente 4 y 3 respectivamente. También se pudo observar al gasterópodo *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) con una media aproximada de 3 individuos censados por transecto.

### SEBADALES: Cymodocea nodosa

Durante este periodo la laxa pradera de *Cymodocea nodosa* había desaparecido por completo y no se observaron en ninguno de los muestreos haces de esta fanerógama bajo las jaulas ni en sus inmediaciones. Tan solo siguió apareciendo en la zona control 2, donde la población se fue reduciendo con el tiempo.

### ALGAS TALÓFITAS

Los muestreos de las comunidades vegetales se centraron en aquellas especies de algas macrófitas que se encontraron fijas al sustrato evitando cabos, nasas y otros objetos de origen antrópico que aparecían sobre el lecho arenoso.

Como resultado de todo un año solo se encontraron en la zona impacto tres especies de algas talófitas: *Ulva rotundata* (Bliding), *Stypocaulon scoparium* (Linnaeus) y *Amphiroa rigida* (J.V. Lamouroux). En la tabla IV se puede ver la relación presencia/asuncia de las especies censadas en la zona impacto comparada con las especies censadas en las zonas control donde se observa fácilmente que el número de especies es notablemente mayor.

Tabla IV.

Relación de especies de macrófitas observadas durante los años 2000-2001 (A.Boyra, com.pers.)

C: control, I: impacto, +: presencia, -: ausencia

Especies	С	<u>I</u>
Cymodocea nodosa	+	-
Cystoseira abies-marina	+	-
Sargassum vulgare	+	-
Caulerpa racemosa	+	-
Corallina elongata	+	-
Caulerpa prolifera	+	-
Pterocladiella capillacea	+	-
Dictyota dichotoma	+	-
Gracilaria verrucos cf.	+	-
Grateloupia doriphera	+	• -
Halyptilon virgatum	+	-
Hidroclathus clathatus	+	-
Padina pavonica	+	-
Taonia atomaria	+	-
Codium intertextun	+	-
Codium taylorii	+	-
Ulva rotundata	-	+
Stypocaulon scoparium	-	+
Amphiroa rigida	-	+
Asparagopsis taxiformis	-	-
Cladostephus spongiosus	-	-

### MICROALGAS: Bacillariopfhyta (Diatomeas)

De mayor extensión y frecuencia que las macrófitas aparecían bajo las jaulas y en las inmediaciones de éstas densos mantos pardos formados por agrupaciones de diatomeas bentónicas, principalmente las especies *Donkinia carinata* (Donkin) y *Diploneis smithii* (Brébisson). Durante el periodo de mayor actividad acuícola en las jaulas de melenara, estas alfombras de diatomeas cubrían amplias extensiones de incluso decenas de metros, llegando a aparecer a 400m. de la zona de cultivo. Las zonas control, por su parte, rara vez presentaron estas formaciones y cuando aparecieron, se reducían a escasos centímetros.

#### **ICTIOFAUNA**

Desde enero de 2000 hasta julio de 2001 se realizaron un total de 631 transectos de 100 m² de área cada uno. Los datos obtenidos se refieren a abundancias totales de individuos y grupos de abundancia definidos, riqueza de especies e índices de diversidad. Al igual que ya se hiciera en los otros muestreos correspondientes a este mismo periodo, todos los análisis realizados se llevaron a cabo tanto en la zona impacto como en las dos zonas control. De forma general el análisis de las abundancias totales de individuos en las zonas Control e Impacto muestra patrones definidos, existiendo marcadas diferencias entre ambas zonas (p<0,001).

En la fig. 9 se puede observar como los valores medios de abundancia para Melenara (verde) son menores en ambos controles en comparación con la zona impacto.

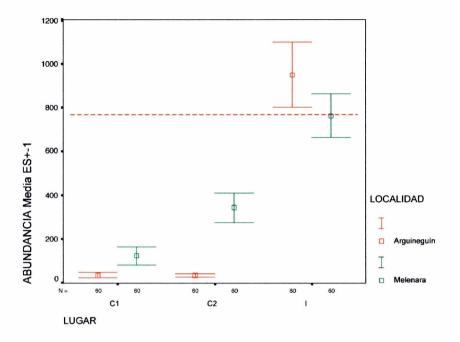


Figura 9. Abundancia media (Ind/100 m²) de peces. (A.Boyra, com.pers)

La línea punteada en rojo (---) marca la abundancia media aproximada en la zona impacto

La principal especie dominante en abundancia fue *Boops boops* (fig. 10), especie gregaria que apareció en bancos de miles de individuos alrededor de las jaulas. En grupos menores, pero de forma continuada, la segunda especie más dominante fue *Sphyraena viridensis* (Cuvier 1829) (fig.11), con abundancias medias de individuos de 6,57±2,97 para la zona impacto, no apareciendo en ninguno de los controles o con ocurrencias esporádicas.

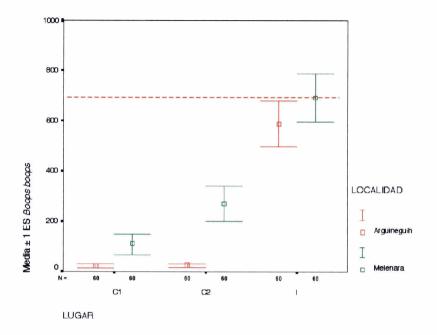


Figura 10. Abundancia media (Ind/100 m²) de Boops boops.(A.Boyra, com.pers)

La línea roja punteada (---) marca la abundancia media aproximada en la zona impacto

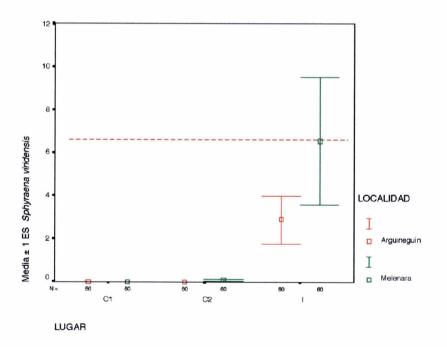


Figura 11. Abundancias medias (Ind/100m²) de Sphyraena viridensis. (A.Boyra, com.pers) La línea roja punteada (---) marca la abundancia media aproximada en la zona impacto

Bajo las jaulas se agregaban también multitud de condrícteos como: chuchos (Dasyatis pastinaca, (L.) D. Centroura (Mitchill 1815), Taeniura grabata (E.Geoffroy St. Hilaire 1817), ratones (Myliobatis aquila (L.)), mantelinas (Gymnura altavela (L.)) y tembladeras (Torpedo marmorata (Risso 1810), todas ellas especies de hábitos carroñeros. En la fig. 12 se observan fácilmente las diferencias existentes entre controles e impacto. En el punto de muestreo bajo las jaulas solo Myliobatis aquila apareció de forma constante a lo largo de todas las campañas con medias de 0,30±7,99.

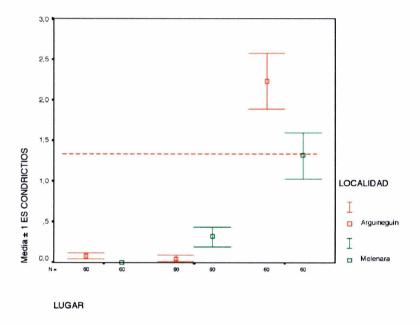


Figura 12. Abundancia media (Ind/100 m²) de condrícteos. (A.Boyra, com.pers)
La línea roja punteada (---) marca la abundancia media aproximada en la zona impacto

Otro grupo de interés fueron las sierras (Sarda sarda (Bloch 1793)), pejerreyes (Pomatomus saltator (L.)), medregales (Seriola sp.), chopones (kyphosus sectator (L.)), caballas (Scomber japonicus), jureles (Pseudocaranx dentex (Bloch & Schneider 1801)) y chicharros (Trachurus sp), animales nadadores todos ellos ligados estrechamente a la columna de agua que fueron tratados a efectos estadísticos como peces pelágicos. El análisis de la varianza muestra el factor tiempo como principal condicionante en la abundancia de estas especies, de forma significativa (p<0,001) para la zona impacto (fig. 13). Por ejemplo Scomber japonicus aparecía de forma ocasional pero en grandes grupos, contribuyendo en gran medida a la existencia de marcadas diferencias en la abundancia del grupo de pelágicos.

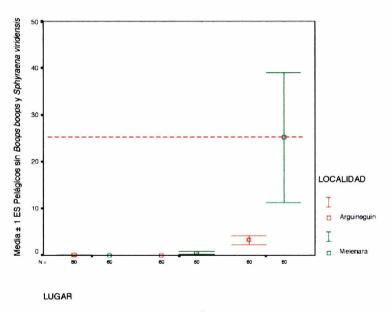
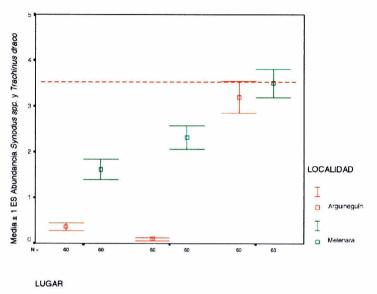


Figura 13. Abundancia media (Ind/100 m²) para peces pelágicos.(A.Boyra, com.pers) La línea roja punteada (---) marca la abundancia media aproximada en la zona impacto

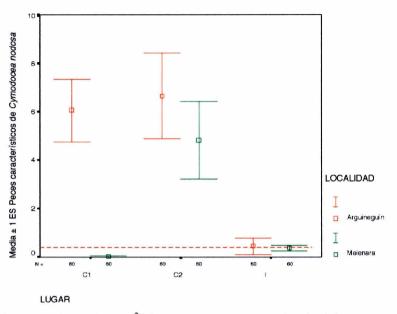
Atendiendo al hábitat y al comportamiento trófico se definió otro grupo formado por dos especies eminentemente bentónicas: el pez lagarto *Synodus saurus* (L.) y la araña *Trachinus draco* (L.). La gráfica de abundancia para estas dos especies revela el

mismo patrón definido anteriormente; mayor abundancia de individuos en las zonas Impacto frente a las Control con diferencias significativas para una p<0,05. *Trachinus draco* era la especie más dominante de las dos con un total de 199 individuos censados frente a los 11 de *Synodus saurus*. (fig. 14).



**Figura 14.** Abundancia media (Ind/100 m²) de Synodus sp. y Trachinus draco.(A.Boyra, com.pers). La línea roja punteada (---) marca la abundancia media aproximada en la zona impacto.

El último grupo tratado engloba a especies típicas de praderas de Cymodocea nodosa, entre ellas: Spondyliosoma cantharus (L.), Pagrus pagrus (L.), Sparisoma cretense (L.), Diplodus annularis (L.), Mullus surmelutus (L.) y Pagrus auriga (Valenciennes 1843). La representación gráfica de este grupo presenta efectivamente mayor abundancia de individuos en las zonas con praderas de Cymodocea nodosa, es decir, los controles. La zona de impacto, por el contrario, sin presencia de praderas de fanerógamas presentaba abundancias de individuos con medias inferiores a 1, salvo en el caso de especimenes solitarios de Pagrus pagrus que se acercaban esporádicamente en busca de pequeños invertebrados que capturan en el sedimento (fig. 15).



**Figura 15.** Abundancia media (Ind/100 m²) de peces característicos de sebadales.(A.Boyra, com.pers). La línea roja punteada (---) marca la abundancia media aproximada en la zona impacto

El estudio de los peces durante este año también incluyó el cálculo de los índices de diversidad (tabla V). La media del índice de Shannon-Weaver para las diferentes campañas no sobrepasó nunca el valor de 0.3, y el índice de Equitabilidad no sobrepaso de 0.2. Ambos son valores muy bajos que indican la existencia clara de algunas especies dominantes como *Boops boops* o *Sphyraena viridensis* que aparecían en grupos de miles de individuos.

**Tabla V.** Media ± desviacion típica de los índices de diversidad durante todo el periodo de estudio (A.Boyra, com.pers).

Indices de diversidad	Periodo 00-01
Índice Shannon-Weaver (H)	0.19±0.07
Índice de Equitabilidad (J')	$0.15\pm0.05$

# COMUNIDADES BACTERIANAS: Beggiatoa sp.

Beggiatoa sp. es una bacteria sulforreductora fuertemente ligada a las áreas con un alto enriquecimiento orgánico donde las concentraciones de oxígeno son muy bajas. Sin embargo se ha visto que estas condiciones tienen que ser muy altas para que las poblaciones se mantengan, en cuanto hay una leve mejoría de las condiciones fisico-químicas los mantos desaparecen. Esto explica que en el área de la concesión solamente se localizaran bajo las jaulas que además presentaban una distancia del copo al fondo inferior a 5 m. Durante los dos primeros meses de muestreo las jaulas se encontraban muy próximas al fondo (3 m.) presentando densos mantos blancos de Beggiatoa sp., e incluso formación de burbujas resultado de la oxidación de sulfuro de hidrógeno en hidrógeno gaseoso, reacción típica en ambientes anóxicos. La desinstalación de las seis jaulas, sumado al aumento de la distancia entre las jaulas y el fondo (8 m.) provocó la desaparición de estos mantos a lo largo de los meses siguientes, apareciendo de forma ocasional bajo alguna jaula y con bajas coberturas (datos no calculados).

# ANÁLISIS QUÍMICOS DEL SEDIMENTO

Durante este periodo se midieron contenidos de materia orgánica y nitrógeno en sedimento. Las muestras de sedimento se tomaron en 8 puntos de la zona de estudio, dos en el interior del sistema de jaulas, cuatro alrededor del mismo y dos más alejados. Al mismo tiempo se tomaron muestras superficiales del sedimento para ver si existían diferencias entre el contenido en nitrógeno y materia orgánica de la capa más superficial que mostrará características diarias y los primeros cm. que mostrarán la acumulación de los mismos. Sin embargo para poder realizar una comparación de los datos entre periodos solo se tomaron los valores correspondientes a los obtenidos con core, que fue también la metodología a seguir en el periodo anterior y del presente trabajo (tabla VI).

El porcentaje de materia orgánica osciló entre 3.63 y 6.34% en el interior de las jaulas, entre 4.31 y 7.74% en la zona situada alrededor de las mismas y entre 2.54 y 7.18% en la zona más alejada. Al analizar los datos a lo largo del periodo de estudio se observó una variación estacional del parámetro con máximos en el verano y mínimos en el invierno, sobre todo en las 2 zonas más cercanas a las jaulas. El análisis estadístico de los datos mostró diferencias significativas entre la zona de muestreo situada alrededor de las jaulas y el resto, presentando un mayor porcentaje de materia orgánica. En cuanto al nitrógeno, éste osciló entre 15.24 y 20.54 mg N/100g de muestra en el interior de las jaulas y entre 7.97 y 12.47 mg N/100g en el punto más alejado de muestreo. El análisis estadístico mostró que el valor medio bajo las jaulas fue más alto significativamente que en el resto de las zonas más alejadas.

**Tabla VI.** Contenidos medios en materia orgánica y nitrógeno ± desviación típica durante el periodo de estudio (O.Briz, com.pers).

	Interior jaulas	Alrededor	Alejados	
M.O(%)	4.78±0.38	5.25±0.35	4.16±0.52	
N(mg/100g)	17.92±0.74	13.88±1.11	10.65±0.53	

En la tabla VII se recoge la cantidad total de pienso suministrada por la granja durante el periodo de estudio, los contenidos en nitrógeno (N) y fósforo (P) de los piensos y el valor medio de nitrógeno calculado en sedimento.

**Tabla VII.** Datos referentes al alimento suministrado y a la sedimentación (O.Briz, com.pers)

VARIABLES	PERIODO 00-01		
Pienso total (Kg.)	443458		
N total en pienso (Kg.)	2355.65		
P total en pienso (Kg.)	638.58		
Medias totales de N en sedimento (mg/100g)	17.92±0.74		

#### 3. OBJETIVOS

#### 3.1 OBJETIVOS GENERALES

El presente trabajo surge de la idea de continuar con el estudio referente a la monitorización ambiental de una granja de engorde de peces ubicada en la Bahía de Melenara, en el municipio de Telde (Gran canaria).

Debido a la imposibilidad de abarcar durante el periodo de tiempo disponible para este trabajo todos los efectos medioambientales ocasionados por una piscifactoría, el presente estudio se centra en el seguimiento del ecosistema bentónico por su capacidad de "memoria" a través del tiempo. Basándonos en los datos obtenidos en el periodo previo a la retirada de las jaulas, el objetivo general es realizar un estudio comparativo en el tiempo de los parámetros más importantes que fueron objeto de estudio sobre el ecosistema bentónico.

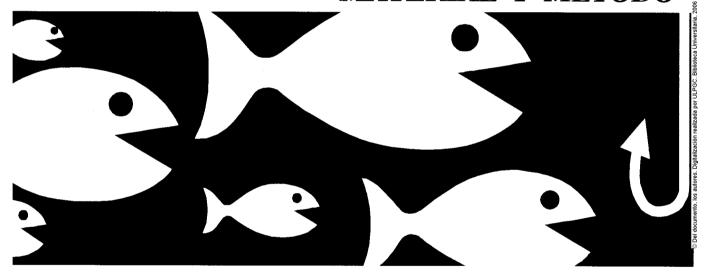
Seis meses después del cese de la actividad piscicultora, el estudio acerca del estado actual de los fondos y su evolución desde que comenzara la actividad pretende revelar los cambios que han tenido lugar y si éstos cambios señalan o no hacia una posible recuperación del ecosistema.

# 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Haciendo uso de parámetros bentónicos la monitorización del sistema fue estudiada llevando a cabo los siguientes objetivos:

- 1. Estudios de la macrofauna: presencia/ausencia de invertebrados epifaunales y determinación de los principales grupos taxonómicos de la infauna. Cálculo de parámetros básicos que describen la comunidad de la infauna: nº de familias por grupo, nº de individuos, abundancias, riqueza específica, índices de diversidad y distribución log-normal (Gray & Mirza, 1979).
- 2. Determinación de la abundancia del poliqueto bioindicador Diopatra neapolitana.
- 3. Determinación del porcentaje de cobertura de las praderas de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa*, y estudio de presencia/ausencia de algas talófitas y microalgas bentónicas (diatomeas).
- 4. Censos visuales de la comunidad íctica y cálculo de la abundancia, riqueza específica e índices de diversidad de las especies.
- 5. Valoración visual sobre el área de la presencia/ausencia de mantos blancos de Beggiatoa sp.
- 6. Determinación de las cantidades medias de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en sedimento.
  - 7. Cálculo del potencial redox del sedimento.
- 8. Comparación de los resultados de ambos periodos: durante y después del establecimiento de la granja de peces.
- 9. Establecimiento de conclusiones sobre si se puede considerar o no una recuperación del sistema y los posibles parámetros a considerar para el seguimiento de la recuperación.

# MATERIAL Y MÉTODO



Los muestreos comenzaron en la Bahía de Melenara 6 meses después del cese definitivo, en Enero de 2003, de la granja de engorde de dorada y lubina, propiedad de ADSA. La zona de estudio (foto 1) comprendió aproximadamente toda el área ocupada por la antigua concesión, y se encontraba delimitada en superficie por algunas boyas de señalización y por algunos muertos en el fondo cuando comenzó el periodo de estudio en Junio del 2003.

El plan de muestreo, de seis meses de duración (de junio a noviembre), se llevó a cabo mediante una serie de inmersiones de unos 45 minutos cada una con equipo de buceo autónomo a una profundidad media de unos 18 m. El desplazamiento a la zona de estudio tenía lugar en una embarcación facilitada por el Instituto Canario de Ciencias Marinas (foto 2) y las muestras eran luego guardadas y procesadas en los laboratorios de dicho centro, ubicado en el mismo muelle de Taliarte.

Los muestreos fueron clasificados en cinco tipos en función de los que se habían llevado a cabo durante el periodo de permanencia de las jaulas, poniendo especial interés en el estudio de la macrofauna debido a su relevancia en los estudios de recuperación de los sistemas bentónicos.

- 1. Muestreo de la macrofauna: infauna, el poliqueto bioindicador *Diopatra* neapolitana e invertebrados epifaunales.
- 2. Muestreo de las comunidades vegetales: algas talófitas, sebadales: Cymodocea nodosa, y microalgas (diatomeas).
- 3. Muestreo de la ictiofauna
- 4. Muestreo de comunidades bacterianas: Beggiatoa sp.
- 5. Muestreo del sedimento

La técnica de muestreo empleada para todos los trabajos fue siempre al azar con el fin de obtener la mayor objetividad posible, pero la metodología a seguir en cada uno dependió del tipo de estudio a realizar. En cualquier caso siempre que fue posible se trató de utilizar métodos de tipo "no destructivos" como la toma de fotografías (cámara sony Cyber-shot DSC-P9 con caja estanca Sony-marine pack), vídeos (cámara de vídeo Sony DCR-RRV22E con caja estanca STINGRAY III) o censos visuales para evitar modificar y/o alterar en la medida de lo posible el ecosistema, puesto que se trataba de estudiar su recuperación. Previo a los muestreos se realizó un análisis preliminar para conocer el valor ecológico de la zona.

La recogida de datos se realizaba de manera bimensual, alternando un tipo u otro de muestreo de manera que todos los meses hubiera alguno programado. El hecho de espaciarlos cada dos meses nos permitía poder realizar diferentes estudios y además obtener información para hacer posteriores valoraciones en el tiempo de los posibles cambios en la comunidad. Solo hubo una excepción con el análisis químico del sedimento que se realizó al final del periodo de estudio y con aquellos muestreos que consistieron únicamente en censos visuales, los cuales se realizaban en todas las inmersiones.

MUESTREOS	JUN.	JUL.	AGOS.	SEPT.	OCT.	NOV.
Ictiofauna	X		X		X	
Sebadales		X		X		X
Infauna de de diametrica (	X		X		X	
Poliqueto: D. neapolitana		X		X		X
Com. bacterianas, invertebrados y diatomeas	X	X	X	X	X	X
Sedimento						X

#### 1. MUESTREO DE LA MACROFAUNA

La macrofauna la constituyen todos aquellos animales cuyo tamaño es igual o superior a 5 mm., y en función de los hábitos de vida de los diferentes organismos se distingue entre infauna (organismos que viven gran parte de su ciclo de vida entre los intersticios de los granos de arena) y epifauna (organismos que viven fijos al sustrato). Luego existen multitud de variantes y formas intermedias como muchos moluscos y poliquetos que viven enterrados en el sustrato pero emergen en el agua a través de sifones o redes tentaculares, y algunos crustáceos que alternan períodos de tiempo en los que se encuentran enterrados en el sedimento con otros en los que nadan en el agua situada encima. El poliqueto *Diopatra neapolitana* es uno de estos casos intermedios cuyo tubo se encuentra enterrado en la arena pero asoma parte de su cuerpo a la superficie para alimentarse.

En base a esto y a la clasificación de los estudios realizados durante el periodo de permanencia de las jaulas se decidió dividir el muestreo de la macrofauna en tres submuestreos: la infauna, el poliqueto bioindicador *Diopatra neapolitana* y los invertebrados epifaunales.

# 1.1 INFAUNA

La infauna era recogida mediante cores de PVC de unos 25 cm. de longitud y 7 cm. de diámetro (fotos 3 y 4). Se elegían cuatro puntos repartidos al azar en la zona de estudio y se recogían por triplicado un total de doce cores transportados en pequeñas redes. Al llegar al laboratorio se procedía a conservar el contenido de cada core dentro de una tarrina de plástico y se guardaba con agua de mar y formol hasta su posterior análisis taxonómico en el laboratorio.

Para el análisis taxonómico se tamizaba la arena a través de una malla de 0.5 mm. de diámetro (foto 5) y todos los organismos que quedaban retenidos en la luz de malla (foto 6 y 7) eran separados y clasificados según la clasificación de Hayward P.J. & Ryland J.S. (1996) con ayuda de una lupa Olympus SZH10 (foto 8) y un microscopio óptico Olympus CH30. Basándonos en diversas investigaciones (Warwick 1988; Somerfield & Clarke 1995) que demuestran que los estudios de la macrofauna pueden ser realizados a distintos niveles jerárquicos que no se pierde información, todos los análisis realizados en este trabajo han sido llevados a cabo a nivel de familia. Una vez clasificadas las muestras eran conservadas en alcohol al 70 %. Cada una de las familias fue revisada por el Dr. D. Jorge Núñez Fraga del departamento de Biología Animal (zoología) de la Universidad de La Laguna.

#### Análisis:

# Parámetros descriptores de la comunidad:

- -Número de familias e individuos totales por familia
- -Índices de diversidad de Shannon-Weaver (1949) (H) y Equitabilidad (J') calculados mediante las siguientes fórmulas:

$$H = -\sum_{i=1}^{Z} (p_i \log_2 P_i)$$

$$J = H_{obs}/H_{max}$$

S = Número de familias diferentes.

 $p_i$  = Probabilidad asociada a cada familia presente en la comunidad.

-Cálculo de la riqueza específica de cada uno de los grupos taxonómicos encontrados en los diferentes meses de muestreo.

Riqueza = nº de familias diferentes /unidad de superficie (core)

-Cálculo de las **abundancias relativas** de cada familia por unidad de superficie para cada mes de muestreo.

Abundancia relativa =  $(n^{\circ} \text{ total de individuos } / m^{2})$ 

# Distribución log-normal (Gray & Mirza, 1979):

Con los datos obtenidos del número de individuos por familias se aplicó la distribución log-normal propuesta por Gray & Mirza (1979) donde las especies son ordenadas en clases geométricas en función del número de individuos que posee cada una (I: 1 individuo., II: 2-3 individuos., III: 4-7 individuos...) y representadas frente al porcentaje acumulativo de cada clase. Se trata de un método de detección de cambios inducidos por cualquier tipo de perturbación sobre las comunidades bentónicas adaptado de Fisher et al., (1943).

Como explica Gray (1979) en su trabajo, los individuos de una comunidad en equilibrio, aquella en la que la inmigración y la emigración de especies está estabilizada y el porcentaje de individuos por especies permanece estable, siguen una distribución log-normal que puede ser transformada en una línea recta cuando en lugar del número de especies en el eje de abscisas representamos el porcentaje acumulativo de las mismas. Bajo condiciones de contaminación el equilibrio de la comunidad se ve alterado y unas especies se vuelven más abundantes que otras, la distribución se rompe entonces a nivel de algunas clases geométricas (6 o 7, con porcentajes de ind/sp entre 32-127) y ya no aparece como una única línea recta sino como dos de diferentes inclinaciones. La segunda línea se extiende sobre las clases geométricas adicionales, aquellas que están formadas por un gran número de individuos.

Gray & Pearson (1982) realizan un ejemplo de este método representando en el eje de abscisas el número de especies de una comunidad de macrofauna desde su equilibrio hasta la fase contaminada pasando por diferentes condiciones de enriquecimiento orgánico. A medida que aumentaba la contaminación en la zona el número de clases geométricas representadas por muchos individuos (VI y VII: especies "r") aumentaba y las clases geométricas con menor número de individuos (I, II, III y IV: especies "k") pasan a estar representadas por menos especies, es decir, se produce un declive en la abundancia de las especies "k" de la comunidad que al principio eran las más dominantes. En la fase más contaminada la gráfica muestra muchos picos de similares tamaños, lo que evidencia que el número de especies ha decaído mucho pero el número de individuos de alguna de esas especies (oportunistas) a aumentado.

Estos mismos autores sostienen que este método es muy útil a la hora de identificar especies bioindicadoras. La aplicación de este modelo es puramente descriptiva y su utilidad para definir el estado de una comunidad ha sido cuestionada por varios autores. Sin embargo y al igual que hiciera Moore & Rodger (1991) en un estudio muy parecido a este la limitación de datos para aplicar otras técnicas analíticas más complejas nos sirve para considerar este método útil en comparaciones futuras y al mismo tiempo nos proporciona una posible interpretación de la situación actual de la comunidad.

# 1.2 POLIQUETO BIOINDICADOR: Diopatra neapolitana

Diopatra neapolitana es una especie común en muchas regiones del mundo. Se trata de un anélido poliqueto que aparece frecuentemente asociado a zonas donde hay un aporte alto de materia orgánica o que han sufrido algún tipo de perturbación. Varios autores (López-Jamar et al., 1995; Tena et al., 1993) citan esta especie como una especie ubiquista y dominante en áreas que soportan fuertes niveles de estrés como las zonas dragadas en los puertos de Valencia o La Coruña. En acuicultura se le ha utilizado como bioindicador junto con otros poliquetos oportunistas como Capitella capitata (Fabricius 1740) o Chaetozone setosa (Malgrem 1867).

En las grandes zonas arenosas la macrofauna es relativamente poco abundante, con lo que se eligió para censar los poliquetos el método del transecto (foto 9) para tratar de cubrir así una mayor área de muestreo. Este método es el más frecuentemente empleado para los estudios de las poblaciones de peces y macroinvertebrados bentónicos, principalmente en substratos homogéneos. Consiste en que el buceador se desplaza, lentamente y con velocidad uniforme, a lo largo de una cuerda, depositada en el fondo, que delimita la longitud del transecto (bien a un lado o bien sobre ella), registrando la abundancia de especies y otros parámetros como la talla, el comportamiento..., en un corredor tridimensional que puede variar en anchura y longitud.

Se escogieron al azar seis transectos de 50 m. de longitud y dos de ancho repartidos en zig-zag por toda la zona, sumando un total muestreado por transecto de 100 m<sup>2</sup>. Los transectos se extendían con ayuda de un carrete sumergible provisto de más de 100 m. de hilo (foto 10) y se anotaba en una tablilla plástica el número de tubos en la arena que poseían individuos vivos del poliqueto (foto 11, 12 y 13).

# Análisis:

-Cálculo de las **abundancias medias relativas** de *Diopatra neapolitana* por transecto para cada mes de muestreo.

Abundancia relativa =  $(n^{\circ} \text{ total de individuos } / 100\text{m}^2)$ 

#### 1.3 INVERTEBRADOS EPIFAUNALES

En vista de los resultados que dio la exploración previa a la zona de estudio, donde se pudo observar la práctica inexistencia de invertebrados epifaunales, se procedió a realizar un censo visual acerca de la presencia/ausencia de las especies que eran encontradas en cada inmersión y se anotaban en una tablilla plástica para luego hacer una lista con el número de especies observadas y su frecuencia.

# 2. MUESTREO DE LA COMUNIDAD VEGETAL

La comunidad vegetal fue dividida, igual que se hiciera con la fauna, en tres estudios: sebadales, algas talófitas y algas microscópicas (diatomeas).

# 2.1 SEBADALES: Cymodocea nodosa

Para evaluar la comunidad sebadal de *Cymodocea nodosa* que había en el área afectada se utilizo el mismo método del transecto que para *D. neapolitana*. Se trazaban al azar un total de 6 transectos de 50 m. de longitud por dos de ancho y se colocaba en la arena una cuadrícula de PVC de 20x20 cm. cada 10 m. a lo largo de cada transecto desde los 0 a los 50 m. y se tomaba una fotografía de cada cuadrícula (foto 14). Además se anotaba sobre una tablilla plástica la distancia correspondiente del transecto a la que se tomaba cada fotografía y su resultado: (+) si se encontraba *C. nodosa* y (-) si no se encontraba. Del total de 36 fotografías tomadas se procedía a realizar los cálculos de porcentaje de cobertura "a visu" mediante la observación de las mismas en el ordenador del centro.

#### Análisis:

-Porcentaje (%) de cobertura de Cymodocea nodosa. Se usó una escala para la abundancia y cobertura de la seba de la siguiente manera.

R-<1%: Especies raras o escasas

- 1-1%-5%
- 2-5%-25%
- 3-25%-50%
- 4-50%-75%
- 5-75%-100%

# 2.2 ALGAS TALÓFITAS

Con las algas ocurrió como con los invertebrados epifaunales, la presencia de éstas constituían, cuando eran vistas, un porcentaje muy bajo por lo que no se consideró necesario realizar estimaciones de cobertura y se procedió a anotar las especies que se encontraban fijas al sustrato en una tablilla plástica en cada una de las inmersiones que se realizaban. Con el resultado de los censos, se elaboró una lista de especies de presencia/ausencia.

# 2.3 MICROALGAS: BACILLARIOPHYTA (Diatomeas)

En cada una de las inmersiones se aprovechaba para hacer censos visuales acerca de la presencia en el área de mantos pardos de diatomeas bentónicas (foto 15) y cuando fue posible se realizaban fotos con cuadrículas de 20x20 cm. para calcular la cobertura aproximada en el sedimento.

#### 3. MUESTREO DE LA ICTIOFAUNA

El estudio de las comunidades ícticas se fundamentó en técnicas de censos visuales a través del método del transecto (foto 16). De nuevo se trazaban al azar 6 transectos de 50 m. de largo por dos de ancho que eran recorridos por el buceador mientras anotaba "in situ", en tablillas plásticas sumergibles, el número de especies observadas, si era juvenil o adulto y el comportamiento de cada individuo.

#### Análisis:

- Cálculo de las **abundancias relativas del total de especies de peces** censadas por transecto (abundancias medias) para cada mes de muestreo.

Abundancia relativa =  $(n^{\circ} \text{ total de individuos} / 100\text{m}^2)$ 

-Cálculo de la **abundancia relativa de** *Trachinus draco* por transecto (abundancias medias) para cada mes de muestreo.

Abundancia relativa =  $(n^{\circ} \text{ total de individuos} / 100m^2)$ 

-Cálculo de la riqueza específica e índices de diversidad (Shannon-Weaver y Equitabilidad) para cada mes de muestreo.

#### 4. MUESTREO DE LAS COMUNIDADES BACTERIANAS

En los estudios realizados cuando se encontraban instaladas las jaulas se aprovechaba las inmersiones realizadas para efectuar los censos visuales de peces e invertebrados para tomar datos acerca de la presencia de mantos blancos de *Beggiatoa sp.* bajo las jaulas y en las inmediaciones de las mismas. Dada la aparición de esta bacteria en todos los estudios de impacto ambiental referidos a la acuicultura se aprovechó de igual manera cada una de las inmersiones realizadas durante el periodo de muestreo para hacer censos visuales acerca de la presencia o ausencia de los mismos.

#### 5. MUESTREO DEL SEDIMENTO

Al final del periodo de estudio, finales de noviembre/principios de diciembre, se realizo un muestreo del sedimento para el análisis químico del mismo con el fin de comparar los valores medios obtenidos en el 2003 con los del mismo mes de los años correspondientes a la actividad piscicultora. Las muestras de sedimento se recogieron con cores de PVC idénticos a los de la infauna en diez puntos repartidos al azar por toda el área de la concesión. De cada core se hicieron triplicados dando un total de 30 muestras con las que se hicieron los siguientes análisis:

#### Análisis:

<u>Potencial redox:</u> Las muestras de arena llegaban al laboratorio inmediatamente después de haber sido recogidas del fondo y eran colocadas en bandejas de plástico. El potencial redox era medido in situ con un potenciómetro Pioneer 45 en los diez primeros centímetros de sedimento (foto17).

A continuación se procedió al secado de las muestras en estufa a unos 100 °C durante al menos 48 horas (hasta peso constante) y luego eran conservadas en un congelador hasta sus posteriores análisis.

Materia orgánica: El contenido en cenizas (materia inorgánica) se determina quemando 0.5 g de muestra seca en un horno mufla a 450 °C, durante 24 horas. Las cenizas obtenidas después de la combustión se pesan y se determina su porcentaje (foto 18). El porcentaje de materia orgánica (peso libre de cenizas, PSCL) se calcula como 100 menos el porcentaje de cenizas.

© Del documento, los autores. Digitalización realizada por ULPGC. Biblioteca Universitaria, 2006

Nitrógeno: El contenido en nitrógeno total se determinó mediante el método Kjeldahl (AOAC, 1995). Después de digerir la muestra a 420 °C con ácido sulfúrico concentrado y catalizador Kjeldahl durante una hora, se destila en una unidad destiladora Foss-Tecator (Kjeltec System 1002) (foto 19), usando ácido bórico como sustancia receptora, ésta se valora luego con ácido clorhídrico 0.1 N. La concentración en mg de nitrógeno se obtiene según la fórmula siguiente:

mg N/100g muestra = % N x 1000

<u>Fósforo</u>: El contenido en fósforo total del sedimento se mide por espectofotometría tras una digestión con ácido nítrico y perclórico (Burton & Riley, 1956) y en presencia de molibdato amónico (foto 20). Los ortofosfatos forman un complejo fosfomolíbdico que reducido por el ácido ascórbico desarrolla una coloración azul susceptible de una determinación fotométrica. El cálculo se realizó aplicando la siguiente fórmula:

$$P (mg/100g muestra) = \frac{(muestra-blanco) \times 0.2 \times 25 \times 50}{peso muestra (g) \times 100}$$



Foto 1:Vista panorámica de la zona de estudio.



Foto 2: "Pagrus", embarcación facilitada para realizar las inmersiones.



Foto 3: Recogida de sedimento con core para el estudio de la infauna.

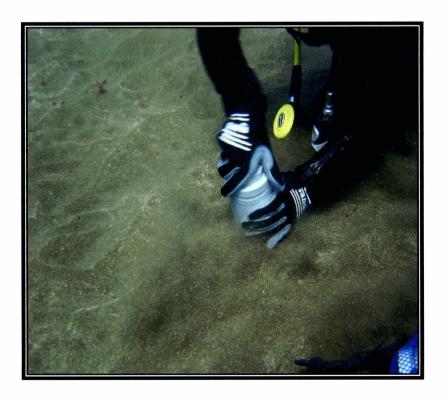


Foto 4: Vista cercana de un core semienterrado



Foto 5: Tamizando las muestras de arena para el estudio de infauna.



Foto 6: Muestra retenida en una luz de malla de 0.5 mm.

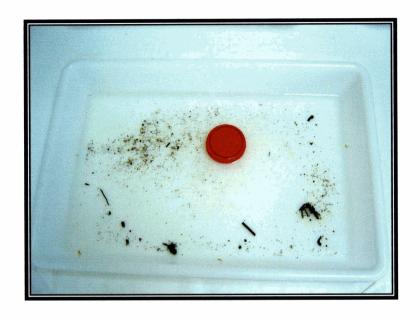


Foto 7: Muestra de arena tamizada para el estudio de la infauna

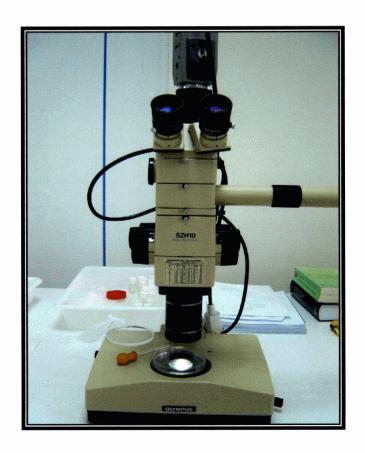


Foto 8: Lupa óptica utilizada en la clasificación de la infauna



Foto 9: Toma de datos en un transecto



Foto 10: Carrete sumergible para delimitar los transectos



Foto 11: Tubos de Diopatra neapolitana en la arena durante un censo visual

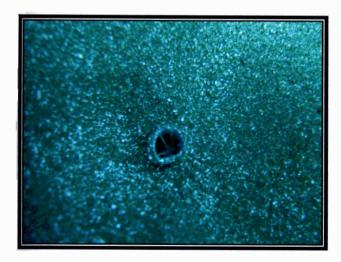


Foto 12: D. neapolitana asomando las antenas



Foto 13: Tubo de D.neapolitana extraido de la arena

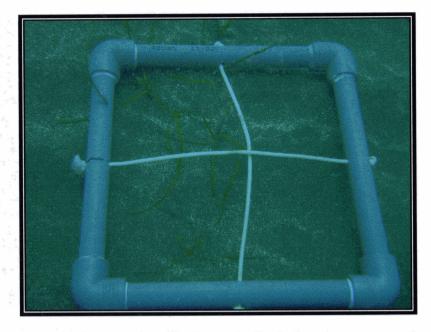


Foto 14:Cuadrícula utilizada en el cálculo de cobertura vegetal.



Foto 15: Recogida de una muestra superficial de diatomeas bentónicas



Foto 16: Censo visual de peces a lo largo de un transecto.



Foto 17: Medida del potencial redox con un potenciómetro Pioneer 45.



Foto 18: Desecador para el análisis de materia orgánica.



Foto 19: Destilador para el análisis del nitrógeno.



Foto 20: Digestor para el análisis del fósforo

# RESULTADOS Programmento por programment

Para seguir el mismo orden que en el apartado de material y método se ha subdividido los resultados según los muestreos realizados.

#### 1. MACROFAUNA

#### 1.1 INFAUNA

Durante todo el periodo de muestreo los grupos de infauna encontrados fueron por orden de abundancia tan solo tres: nematodos, poliquetos y crustáceos, y de manera despreciable se observaron algunos nemertinos, moluscos bivalvos y cnidarios hidroideos. La composición dentro de cada grupo apenas varió entre meses, solo se notó el aumento en el número de individuos de algunas familias, posiblemente relacionada con variaciones estacionales. El grupo de los nematodos son animales muy comunes en áreas contaminadas pero pocos trabajos profundizan en su estudio por tratarse de un grupo especialmente dificil de clasificar, con lo que ha sido eliminado de los análisis. Nos quedamos pues con tan solo dos grupos taxonómicos cuya aparición fue siempre constante en todas las muestras: poliquetos y crustáceos.

Las familia de poliquetos más abundante durante todo el periodo de estudio fue siempre Paraonidae (foto 1) cuyo número fue aumentando paulatinamente de un muestreo a otro: 16 individuos en el mes de junio, 25 en agosto y 61 en octubre. Otras dos familias, Syllidae (foto 2) y Capitellidae (foto 3), estaban presentes en todos los análisis pero mostraron grandes variaciones estacionales en el número de individuos encontrados. La familia Syllidae pasó de 2 individuos en el mes de junio a 27 en el mes de agosto, y la familia Capitellidae de 7 u 8 en los dos primeros meses a 132 en octubre. Este último valor representó el 50% del total de los poliquetos encontrados en el mes de octubre, y fue debido a una sola especie bastante común en Canarias conocida como Capitomastus minimus (Langerhans 1881).

No obstante no se han contado los individuos que aparecían en mal estado (especialmente de las familias Spionidae, Syllidae y Capitellidae) y que podían representar entre un 10 y un 30 % de cada una de las muestras (foto 4). La familia Spionidae (foto 5) estuvo también siempre presente con un número importante de individuos frente a familias que tan solo aparecieron una sola vez como es el caso de Sigalionidae o Hesionidae (fig.16).

 Para el grupo de los crustáceos ocurrió algo similar que para el grupo de los poliquetos. El orden representado con un mayor número de familias fue Amphipoda, y a su vez dentro de éste orden se encontraba la familia Ampeliscidae (foto 6) con el mayor número de individuos para todos los meses (45, 92 y 44 individuos respectivamente), representando más del 50 % de los crustáceos en todo el periodo de estudio. De cerca le seguía la familia Gammaridae (foto 7) cuya abundancia representaba siempre aproximadamente la mitad que los ampélidos (24, 22 y 20 individuos). El siguiente orden en importancia fue Cumacea representados por una sola familia: Bodotriidae (foto 8) con 6 individuos encontrados en el mes de junio y 20 en los otros dos restantes. El orden Tanaidacea también con una sola familia: Leptocheliidae (foto 9) sufrió una disminución en el número de individuos encontrados cada mes: 13, 9 y 5 respectivamente. El orden Decapoda siempre tuvo un número muy bajo de representantes, entre 1 y 3 individuos, pero con al menos dos familias: Processidae y Crangonidae. Y por último, el orden Mysidacea con dos familias: Gastrosaccus y Mysidae (foto 10), estuvo igualmente formado por muy bajo número de individuos todos los meses, entre 1 y 4 (fig.17)

En la tabla VIII se muestra el de número de familias, número de individuos totales, abundancias, riqueza específica e índices de diversidad hallados en el periodo de estudio. Los índices de diversidad muestran valores no muy altos, sobre todo en crustáceos, y que disminuyen de junio a octubre. Sin embargo el índice de equitabilidad es casi siempre cercano a 1, lo que indica que para el bajo número de especies existentes (entre 7 y 11) el reparto entre las mismas no es malo.

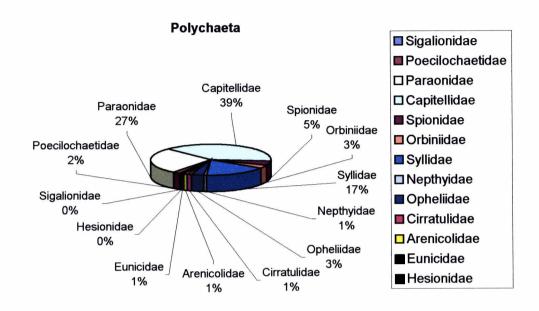


Figura 16. Gráfico de abundancia (Ind/m²) para las distintas familias de poliquetos

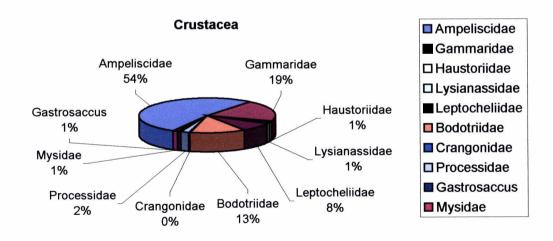


Figura 17. Gráfico de abundancias(Ind/m²) para las distintas familias de crustáceos

Tabla VIII
Listado de familias de los principales grupos de la infauna y algunos parámetros descriptores de la comunidad: riqueza, abundancia relativa y diversidad (Shannon-Weaver).

Grupo/Familia				Nº Individuos totales	Abundancia relativa (Ind/m²)
OLYCHAETA					
Sygalionidae				1	21
Poecilochaetidae				7	146
Paraonidae				102	2125
Capitellidae				147	3062.5
pionidae				17	354
Prbiniidae Prbiniidae				12	250
yllidae				63	1312,5
Vepthyidae				3	62.5
opheliidae				12	250
opnemaae Cirratulidae				5	104
Arenicolidae				4	83
unicidae		-		2	42
Iesionidae				1 .	21
iesioinaae					21
otal				376	7833.5
	Junio	Agosto	Octubre		
Riqueza (S):	8	8	11	·	
Diversidad (H'):	2.51	2.13	2.11		
quitabilidad (J'):	0.83	0.71	0.61		
RUSTACEA				•••	
mpeliscidae				181	3771
Sammaridae				66	1375
Iaustoriidae				5	104
ysianissidae				5	104
eptocheliidae				27	562.5
Sodotriidae				46	958
rangonidae				1	21
rocessidae				6	125
astrosaccus				3	62.5
Mysidae				4	83
'otal				344	7166
	Junio	Agosto	Octubre		
Liqueza (S):	9	7	7		
Diversidad (H'):	1.93	1.64	0.51		
quitabilidad (J'):	0.75	0.71	0.32		

Con respecto a la distribución log-normal (Gray & Mirza 1979) en la tabla IX se muestran los datos para los dos grupos infaunales calculados en base a dicho modelo, con la salvedad de usar familias, como ya se explicara, en vez de especies. Es de destacar que el número de clases geométricas contando el total de familias analizadas solo llegó a 8, mientras que Gray & Mirza (1979) describen en sus estudios un mínimo de 9. Ello puede explicarse debido al bajo número de individuos encontrados en total en todo el estudio; apenas 400 de cada grupo en 36 muestras.

Tabla IX

Datos de infauna Junio-Nov 2003 para la distribución log-normal (Gray & Mirza, 1979).

Clases geométricas	Individuos	Nº de familias	%	%Acumulativo
1	1	3	12,5	12,5
	2 a 3	3	12,5	25
III	4 a 7	8	33,3	58,3
IV	8 a 15	2	8,3	66,6
V	16 a 31	2	8,3	74,9
VI	32 a 63	2	8,3	83,2
VII	64 a 127	2	8,3	91,5
VIII	128 a 255	2	8,3	100

De 24 familias una gran parte, ocho, estuvieron formadas solamente entre 4 y 7 individuos en total (clase III), cuatro familias de crustáceos: Haustoriidae, Lysianassidae, Processidae y Mysidae, y cuatro familias de poliquetos: Poecilochaetidae (foto 11), Nepthyidae (foto 12), Cirratulidae (foto 13) y Arenicolidae. Excepto las dos últimas que aparecieron solamente el último mes (octubre), las demás estuvieron presentes todos los meses con 2 o 4 individuos por mes. Las dos familias de la clase VIII fueron Capitellidae (poliqueto) y Ampeliscidae (crutáceo), las más dominantes en abundancia.

La distribución log-normal aplicada al porcentaje acumulativo de las familias y al número de las mismas que hay dentro de cada clase geométrica se muestran en las figuras 18 y 19 respectivamente. La figura 18 se ajusta a una recta con un coeficiente de correlación de Pearson del 92 %. En la figura 19 se observa un punto que destaca sobre los demás que corresponde a la clase geométrica III.

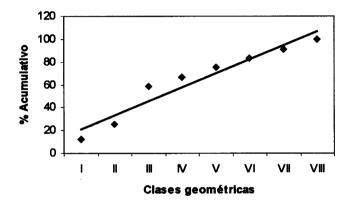


Figura 18. Gráfica log-normal para los datos de infauna (Gray & Mirza, 1979). Las familias son ordenadas en clases geométricas y representadas frente a su porcentaje acumulativo.

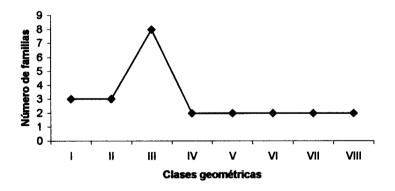
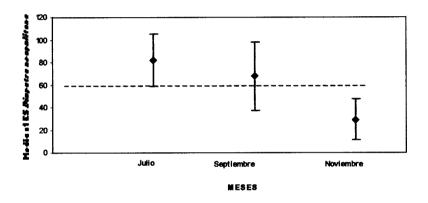


Figura 19. Gráfica log-normal para los datos de infauna (adaptación de Gray & Pearson, 1982). Las familias son nuevamente ordenadas en clases geométricas y representadas ahora frente al número de familias que compone cada clase.

# 1.2 POLIQUETO BIOINDICADOR: Diopatra neapolitana

En el periodo que corresponde a este estudio *Diopatra neapolitana* (foto 14) mostró patrones estacionales disminuyendo la abundancia de individuos censadas por transecto (100 m²) desde el mes de julio: 82±23, a 67,5±30 en el mes de septiembre y 29±18 para el mes de noviembre (fig. 20). La media de los tres meses fue de aproximadamente 60 individuos de *D.neapolitana* por transecto.



**Figura 20**. Medias de abundancia (Ind/100  $m^2$ ) para Diopatra neapolitana. 2003. La línea punteada (---)marca la media de los tres meses de muestreo:59.6 $\pm$ 27.22

# 1.3 INVERTEBRADOS EPIFAUNALES

Los invertebrados epifaunales observados en la arena a lo largo de los seis meses de estudio fueron prácticamente despreciables. La estrella de mar (Coscinasterias tenuispina (Lamark 1816)) (foto 15) tan solo se observó en una o dos ocasiones vagando por la arena y la sepia (Sepia officinalis) (foto 16) pudo verse de uno a dos individuos en un par de ocasiones más, de forma siempre pasajera. Cuando nos encontrábamos con la presencia de muertos, cabos y otros restos de estructuras de la concesión era posible ver una población faunal algo mayor debido a que en las depresiones formadas por las estructuras se podían fijar algunas algas que servían de alimento y refugio a estas pequeñas poblaciones (fotos 17-22).

# 2. COMUNIDADES VEGETALES

# 2.1 SEBADAL: Cymodocea nodosa

Durante el presente trabajo se observaron ejemplares de seba, aunque las plantas encontradas eran muy pocas y generalmente se distribuían de manera muy dispersa (foto 23). Sobre todo fueron encontradas en los extremos laterales de lo que constituía el rectángulo imaginario de la vieja concesión.

Pese a que la fanerógama fuera escasa se calculó el porcentaje de cobertura por transecto (100 m²) dado que había desaparecido en el periodo anterior y se obtuvieron medias del 2,10% para el mes de julio, un 1,34% para el mes de septiembre y un 1,16% para noviembre (fig. 21).

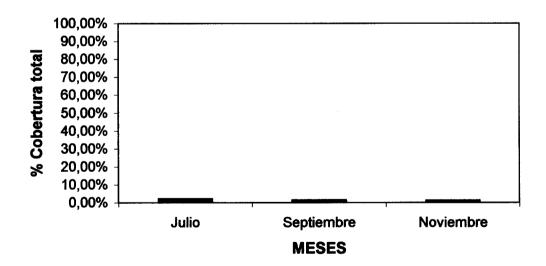


Figura 21. Porcentaje de cobertura (100 m²) de Cymodocea nodosa. 2003.

# 2.2 ALGAS TALÓFITAS

Las macrófitas censadas durante este trabajo fueron muy escasas como viene verificándose en periodos anteriores: Cystoseira abies-marina (S.G. Gmelin), Sargassum vulgare (C. Agardh), Stypocaulon scoparium (Linnaeus), Asparagopsis taxiformis (Delile) y Cladostephus spongiosus (Hudson). Se trata de algas, todas típicas de fondos fotófilos y Caulerpa prolifera (Forsskal) que es típica de fondos arenosos.

En todos los casos apenas se encontraron uno o dos individuos que estuvieran realmente fijos al sustrato, *Cystoseira abies-marina* aparecía en mayor densidad que las demás pero eran siempre arribazones provenientes probablemente de la costa (foto 24). En cuanto a *Caulerpa prolifera* existía una pequeña pradera en el límite derecho de lo que era el cuadrado imaginario que ocupó la concesión, pegado al muelle de Taliarte (foto 25).

# 2.3 MICROALGAS: BACILLARIOPHYTA (Diatomeas)

En cuanto a las diatomeas decir que durante todo el periodo de estudio se las observó cubriendo casi la totalidad del fondo que abarcaban las jaulas (fotos 26). Según los meses e incluso los temporales las manchas se presentaban de manera más o menos dispersa y aparecían muy densas sobre todo cerca de los muertos de la vieja concesión. El mes de agosto fue el más notorio, con un porcentaje de cobertura aproximado del 80%.

Las muestras analizadas en el laboratorio (foto 27) dieron que más del 90% de la densidad de las mismas estaba constituida por la especie *Donkinia sp.*, muy probablemente *Donkinia carinata* (Donkin), otras especies esporádicas fueron *Diploneis sp.*, *Bacillaria paxillifera* (O.F. Müller), *Pleurosigma sp.*, *Amphora sp.* y alguna *Nitzschia* sp. (A. Ojeda, com. pers.).

#### 3. ICTIOFAUNA

La escasez de comunidades vegetales y la ausencia de jaulas se dejó notar en la comunidad de peces desde las primeras inmersiones, sobre todo en el grupo de los pelágicos dentro del cual solo se observaron en contadas ocasiones pequeños bancos de bogas: *Boops boops* (foto 28).

Del grupo de peces comúnmente asociados a las praderas de *Cymodocea nodosa* observados en los otros periodos y del grupo de los condrícteos no se encontró ninguna especie. Tan solo se observó una o dos veces la presencia pasajera de algún chucho común (*Dasyatis pastinaca*) (foto 29).

El grupo dominante fue el de las especies bentónicas carroñeras como las arañas (*Trachimus draco*) (foto 30) y los tapaculos (*Bothus podas*) (foto 31) y algunas especies muy comunes de fondos arenosos en Canarias como la gallinita (*Canthigaster rostrata*) (foto 32) y el pejepeine (*Xyrichthys novacula*) (foto 33). Sin embargo las abundancias de cada una de las especies fueron realmente bajas, no llegando ninguna de ellas a 1 individuo por transecto (fig. 22), solo *Trachimus draco* con una media de 2.66±1.63 en el mes de junio, 4.16±2.85 en el mes de agosto y 5.16±2.64 en el mes de octubre constituía la excepción a la regla (fig. 23).

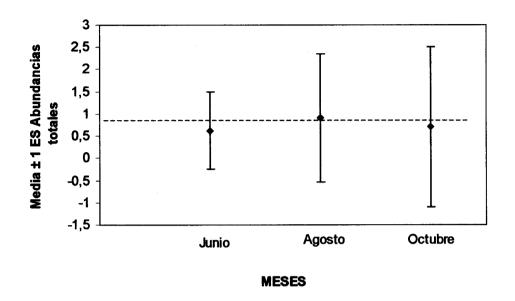


Figura 22. Abundancias medias (Ind/100  $m^2$ ) para peces, sin incluir a Boops boops. 2003 La línea punteada roja (---) marca la abundancia media en todo el estudio:  $0.75\pm0.15$ 

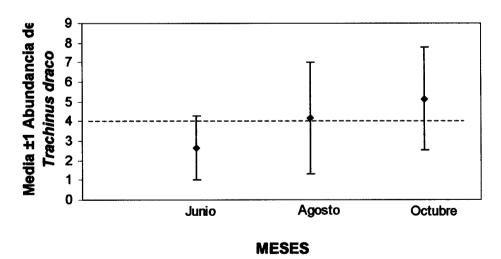


Figura 23. Abundancia media (Ind/100  $m^2$ ) de Trachinus draco. 2003 La línea punteada roja (---)marca la abundancia media en todo ele studio: $4\pm1.26$ 

Otra especie observada en todas las inmersiones fue *Heteroconger longissimus* (Günther 1870) (foto 34), esta especie se encontraba en grandes densidades pero no se censaron porque no existían datos de los otros estudios para esta especie, aunque hay constancia de que ya se daba en el lugar debido a que es una especie muy típica de fondos arenosos.

Los valores de índice de diversidad disminuyeron paulatinamente de un mes a otro, coincidiendo con la creciente dominancia de *Trachimus draco*. Esta especie fue siempre la más vista, y en muchas ocasiones constituyó la única censada a lo largo de los transectos. Por lo general eran casi siempre individuos adultos que además mostraban una actitud indiferente ante el buceador. El índice de Shannon (tabla X) para los meses de junio, agosto y octubre fueron 1.93, 1.54 y 0.51 respectivamente, y los de Equitabilidad 0.75, 0.71 y 0.32. Debido a la fuerte dominancia de la araña y el pequeño nº de especies los valores de diversidad son bastante bajos, y nuevamente parecen existir diferencias estacionales, notándose un claro descenso de los datos de junio a octubre.

**Tabla X.**Media ± desviacion típica de los índices de diversidad calculados en peces durante el periodo de estudio

Indices de diversidad	Periodo 2003				
Índice Shannon-Weaver (H)	$1.36\pm0.75$				
Índice de Equitabilidad (J')	0.59±0.24				

## 4. COMUNIDADES BACTERIANAS: Beggiatoa sp.

Durante nuestro estudio, y como cabía esperar, no se observaron nunca mantos de *Beggiatoa sp.* en toda el área ocupada por la antigua concesión.

## 5. ANÁLISIS QUÍMICOS DEL SEDIMENTO

En el presente trabajo se realizaron estimaciones del contenido en materia orgánica, nitrógeno y fósforo en el sedimento, y se tomaron medidas del potencial redox del mismo a finales del mes de noviembre y principios de diciembre.

Debido a la ausencia de las jaulas y al efecto de barrido que ejercen las corrientes marinas el sedimento se presentaba a simple vista muy homogéneo, con lo que los valores de nitrógeno, fósforo y materia orgánica presentaron muy pocas variaciones entre muestras. Los valores de materia orgánica oscilaron entre 2.22% el mínimo y 3.93% el máximo, los mg de N/100g de muestra entre 9.35 el mínimo y 12.59 el máximo y los de fósforo entre 6.56 mg/100g de muestra el mínimo y 10.29 mg/100g de muestra el máximo.

Los datos de potencial redox fueron en su gran mayoría valores negativos: entre -93.1 mV el más alto y -262.4 mV el más bajo. Solo tres muestras dieron valores positivos, siendo el máximo valor de 55.5 mV, debido posiblemente a disturbancias en el sedimento o del aparato. Los valores negativos indican que existen condiciones reductoras en el sedimento.

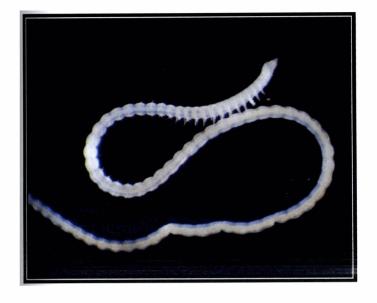
En la tabla XI se resumen las medias de los triplicados obtenidos para el porcentaje de materia orgánica, contenido en N y P, y medida del potencial redox en el sedimento para el presente trabajo.

Tabla XI.

Medias±Desviación típica de materia orgánica y nitrógeno y valores de potencial redox en sedimento de todos los puntos muestreados en los meses de Nov./Dic. 2003.

Muestras	% Materia	mgN/100g	MgP/100g	Potencial redox		
	orgánica	muestra	muestra	(mV)		
1	2.83±0.10	9.35±0.17	6.99±0.15	-93.1		
2	2.66±0.31	10.29±0.46	10.02±0.21	32.9		
3	2.71±0.04	10.31±0.38	6.56±0.13	-231.8		
4	2.51±0.25	11.74±1.01	10.29±0.31	55.5		
5	3.31±0.44	12.59±0.12	8.05±0.28	-262.4		
6	3.77±0.26	10.97±0.11	8.29±0.37	0.7		
7	3.51±0.12	12.33±0.64	8.41±0.34	-36		
8	3.04±0.37	9.37±2.25	9.02±0.24	-184.6		
9	2.98±0.21	11.83±0.20	7.93±0.31	-212.3		
10	3.43±0.04	11.71±0.41	8.05±0.15	-128.2		

Los valores medios para cada parámetro fueron de 3.20±0.57 % de materia orgánica, 11.07±1.20 mgN/100g muestra y 8.36±1.17 mgP/100g muestra. Éstos valores son comparados en el siguiente apartado con los obtenidos durante los periodos de actividad de las jaulas.



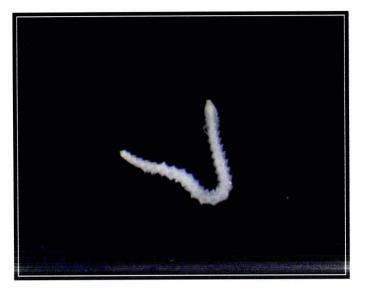


Foto 1: Familia Paraonidae (polychaeta)

Foto 2: Familia Syllidae (polychaeta)



Foto 3: Familia Capitellidae (polychaeta)



Foto 4: Poliquetos en mal estado



Foto 5: Familia Spionidae (polychaeta)



Foto 6: Familia Ampeliscidae (crustacea)



Foto 7: Familia Gammaridae (crustacea)



Foto 8: Familia Bodotriidae (crustacea)

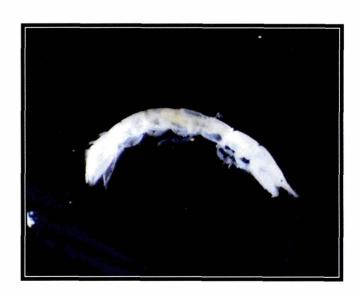


Foto 9: Familia Leptocheliidae (crustacea)



Foto 10: Familia Mysidae (crustacea)



Foto 11: Familia Poecilochaetidae (polychaeta)



Foto 12: Familia Nephtyidae (polychaeta)

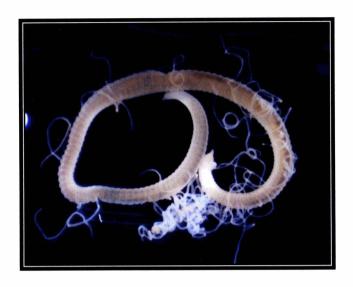


Foto 13: Familia Cirratulidae (polychaeta)



Foto 14: Diopatra neapolitana (polychaeta)



Foto15: Coscinasterias tenuispina (echinoderma)



Foto 16: Sepia officinalis (mollusca)



Foto 17: Restos del entramado de la antigua concesión



Foto 18: Muerto perteneciente a la antigua concesión



Foto 19: Hermodice carunculata (polychaeta) reptando sobre un cabo



Foto 20: Otros invertebrados asociados a restos de cabos



Foto 21: Restos de una boya de la antigua concesión



Foto 22: Colonia de hidroideos creciendo en los cabos



Foto 23: Haces de Cymodocea nodosa



Foto 24: Arribazón de Cystoseira abies-marina



Foto 25: Población de Caulerpa prolífera



Foto 26: Vista panorámica de mantos pardos de diatomeas en la arena

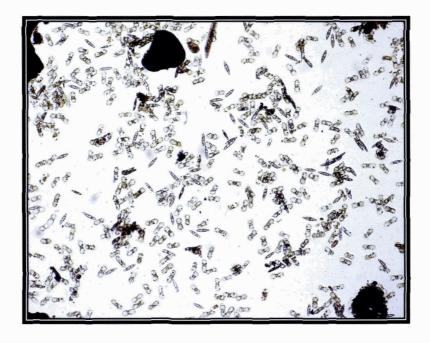


Foto 27: Vista de las diatomeas al microscopio

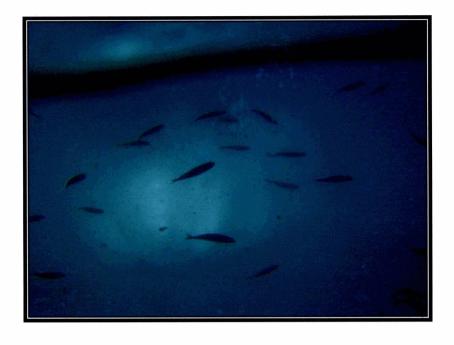


Foto 28: Banco de Boops boops (bogas)



Foto 29: Dasyatis pastinaca (chucho común)



Foto 30: Trachinus draco (pez araña)



Foto 31: Bothus podas (tapaculo)

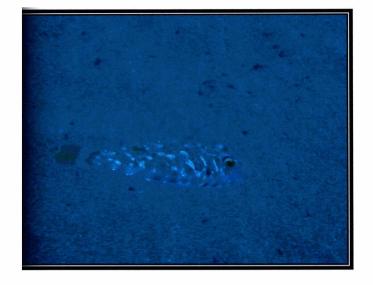




Foto 32: Canthigaster rostrata (gallinita)

Foto 33: Xyrichthys novacula (pejepeine)



Foto 34: Heteroconger longissimus (anguilas jardineras)

## DISCUSIÓN Servicio de la companya del companya de la companya del companya de la companya del companya de la companya del companya de la companya del companya de

Por diversas causas inherentes a presupuesto disponible, personal investigador, medios, etc. la metodología y los análisis llevados a cabo durante los dos periodos de estudios previos a este trabajo (94-98 y 00-01) fueron completamente diferentes entre sí. Esto sumado a la imposibilidad de conseguir los datos, que no los resultados, de ambos periodos de estudio hizo que fuera imposible aplicar análisis estadísticos potentes que permitieran demostrar las diferencias ocurridas en el tiempo. Sin embargo, en base a que utilizamos la misma metodología de muestreo que en los estudios anteriores y debido también a la simplicidad del ecosistema motivo de estudio, los análisis realizados nos permiten hacer algunas comparaciones e interpretaciones básicas de los resultados obtenidos a lo largo de toda la historia de la concesión. De esta manera en este apartado se discuten conjuntamente los resultados entre periodos de estudio en aquellos casos donde fue posible la comparación de los datos y se realiza una descripción de cada uno de ellos y en relación también con el resto de factores que intervienen en el conjunto del ecosistema bentónico.

La actividad piscicultora causa una serie de efectos locales sobre las comunidades bentónicas ampliamente reconocidos y que son fácilmente observables si ha habido un seguimiento de dichas comunidades desde el comienzo de la actividad. Sin embargo, el poder demostrar que estos efectos son causados íntegramente por la actividad acuicultora no es tarea fácil.

En la Bahía de Melenara uno de los efectos que la actividad acuicultora, de aproximadamente 9 años de duración, ha causado sobre las comunidades bentónicas es el ocasionado sobre la fanerógama marina *Cymodocea nodosa*, la cual llegó a desaparecer casi por completo en la zona de máxima influencia de las jaulas. Varios estudios han demostrado que las fanerógamas marinas son sensibles a las concentraciones de nutrientes presentes en el sedimento, principalmente nitrógeno y fósforo. Delgado et al. (1999) encontró que después de tres años de inactividad de una granja de peces en el Mediterráneo las praderas de *Posidonia oceánica* continuaban declinando debido a las características del sedimento con contenidos de materia orgánica cercanos a los existentes durante el cultivo.

En el caso que ocupa a este trabajo las praderas de *Cymodocea nodosa* sufrieron un retroceso muy importante en los primeros diez metros de distancia con respecto a las jaulas donde el número de haces pasó de unos 550 a apenas 100 en la dirección norte y de apenas 100 haces a ninguno en la dirección sur. Sin embargo la aparición de algunos ejemplares de *Cymodocea nodosa* en el perímetro de la zona afectada podrían señalar que estas praderas comienzan a recuperarse en la zona después de varios meses del cese de la actividad. La existencia cercana de una pequeña pradera en el lado este del muelle de Taliarte podría estar también contribuyendo en dicha mejoría.

Un estado óptimo de los parámetros fisico-químicos del sedimento son condiciones sin-e-cuanon para la recuperación de las comunidades bentónicas. Seis meses después del cese de la actividad piscicultora los sedimentos de la Bahía de Melenara presentaron valores medios de materia orgánica para el mes de noviembre del 2003 casi la mitad; 3.2%, de los encontrados durante el primer periodo de la actividad piscicultora (94-98); 6.5%, pero cercanos a los encontrados en el siguiente periodo (00-01); 4.45%. Para el nitrógeno las diferencias entre periodos son menos notorias, con valores medios de 11.07mg/100g de muestra obtenidos en este trabajo frente a los casi 15mg/100g de muestra al principio de la actividad y 19mg/100g de muestra, en el 2000. El fósforo también disminuyó con valores medios en torno a 11.5mg/100g de muestra durante el periodo 94-98 frente a los 8.36mg/100g de muestra encontrados en el 2003.

En la tabla XII se pueden observar estos resultados referidos a los meses de noviembre/diciembre durante todos los periodos de estudio, incluido el que ocupa este trabajo. También se añaden los datos de biomasa inicial (B<sub>i</sub>) y final (B<sub>f</sub>) de peces en cada año y el número de jaulas que constituían la concesión según los periodos de estudio. Las jaulas fueron siendo desinstaladas poco a poco con lo que la densidad de carga en la Bahía de Melenara fue disminuyendo paulatinamente a medida que los peces eran transportados a otras jaulas situadas en Salinetas. A comienzos del año 2003 todavía existía una jaula con un pequeño número de alevines y después de finales de enero ya solo quedaban restos del entramado de las mismas.

**Tabla XII.**Evolución temporal de la biomasa de peces cultivada y las cantidades de materia orgánica, nitrógeno y fósforo encontradas en el sedimento. B<sub>i</sub>: Biomasa inicial, B<sub>f</sub>: Biomasa final

PARÁMETROS	AÑOS									
	Dic. 94	Dic. 95	Dic. 96	Dic. 97	Dic. 98	99	Nov. 00	01	Dic. 02	Nov./Dic.
	6 jaulas		12 jaulas		6 jaulas		1 <b>jaula</b>			
B <sub>i</sub> de peces (kg.)	2739	36895	45299	132842	49988	241290	200694	48872	45766	-
B <sub>f</sub> de peces (Kg.)	36895	45299	132842	49988	241290	200694	48872	45766	2743	-
Materia org. en sedimento (%)	6.04±0.46	6.55±0.05	6.26±0.23	6.95±0.03	-	-	4.45±1.34	-	-	3.20±0.57
N en sedimento (mg N/100g muestra)	14.67±1.31	14.72±0.21	14.81±0.09	14.76±0.07	-	-	19.07±0.33	-	•	11.07±1.20
P en sedimento (mg P/100g muestra)	1239±0.38	11.36±0.64	12.27±1.01	10.19±0.27	. •	•	-	-	-	8.36±1.17

Los resultados muestran una importante variación entre periodos de estudio donde tanto los valores de materia orgánica como los de nitrógeno y fósforo en sedimento comienzan primero aumentando a medida que pasa el tiempo, para disminuir en el 2003 y acercarse a los valores reportados durante el mes de junio de 1994 (3.5 % M.O, 11.23 mg N/100g muestra y 9.09 mg P/100g muestra), datos previos a las primeras siembras de las jaulas. Sin embargo, y en vista de la gran variación estacional existente entre los datos durante los periodos previos al cese de la actividad no podemos afirmar que las condiciones encontradas en los meses de noviembre y diciembre en el 2003 se acerquen a las iniciales de la zona de estudio puesto que además durante la estación invernal se dan siempre los valores mínimos de concentración de nutrientes en el sedimento. Habría que tomar datos de al menos un año para poder recoger las variaciones estacionales que se pueden dar en el sedimento y sacar mejores conclusiones.

No obstante, si la mayor o menor concentración de nutrientes en el sedimento y su acumulación en el tiempo dependen de las variaciones estacionales así como de la cantidad de descarga vertida al medio (función sobre todo del número de jaulas) sería lógico pensar que su eliminación requerirá entonces un determinado periodo de tiempo y dependerá de factores como la dinámica de las corrientes, la topografía de la zona, los temporales, etc. Por otro lado los valores de potencial redox medidos en el sedimento fueron en su mayoría negativos, lo cual indica que aún existen condiciones anaeróbicas en las primeras capas del sedimento donde se están produciendo reacciones de oxidoreducción como consecuencia de la concentración de nutrientes que queda acumulada en él.

Bajo condiciones óxicas el sedimento actúa como trampa de fosfato (Mortimer, 1971), pero una vez que el exceso de materia orgánica vuelve anóxico el sedimento las nuevas condiciones reductoras favorecen la liberación del fósforo del sedimento a las capas superficiales que resultan en un aumento de la producción algal bentónica.

Este fenómeno fue observado por Karakassis et al. (1999) en un estudio de tres años realizado en la bahía de Cefalonia (Grecia): el suministro exógeno de materia orgánica de una granja de doradas y lubinas dio como resultado, varios meses después del cese de la actividad, un aumento del carbono orgánico y nitrógeno en el contenido de la capa superficial del sedimento que favorecieron el crecimiento de diatomeas bentónicas durante todo el estudio.

Sundbäck & Snoeijs (1991) realizaron un estudio sobre el efecto de un incremento en las concentraciones de nitrógeno y fósforo en las poblaciones bentónicas de diatomeas y observaron como muchos taxones grandes y pequeños (ej.; *Nitzschia spp.* y *Amphora spp.*) mostraban un aumento de su biomasa. En la Bahía de Melenara el crecimiento de diatomeas sobre la superficie del sedimento fue muy superior al de cualquier otra comunidad vegetal. Como ya comentáramos en resultados, los parches de estas microalgas nunca desaparecieron en todo el periodo de estudio, presentando una densidad notablemente mayor en el mes de Agosto, hecho que puede estar relacionado con el aumento de la temperatura, la intensidad lumínica y un acumulo de nutrientes en el sedimento.

Las diatomeas son generalmente especies ubiquistas, es decir, se distribuyen por todo tipo de ambientes: marinos, dulces y salobres, pero su crecimiento está ligado sobre todo a zonas con una buena hidrodinámica (Talbot & Bate, 1987). En Canarias son comunes en todos los ambientes y no es dificil verlas crecer en asociación con otras algas o incluso sebadales (M. Sanzón, com.pers), la presencia por si sola de estas microalgas no es suficiente para indicar si una zona determinada se encuentra enriquecida en materia orgánica sin hacer un estudio de las especies y de la biomasa de las mismas antes y después del impacto.

La alta biomasa de diatomeas puede enterrarse en el sedimento y aumentar aún más el contenido en materia orgánica, con lo que se favorecen de nuevo la disminución del oxígeno y el potencial redox debido al incremento de la actividad microbiana. Es muy posible entonces que la existencia permanente en el sedimento de estas diatomeas esté relacionado también con las condiciones reductoras del sedimento. De esta manera

y al menos durante parte del año las condiciones en el sedimento para la fauna y la flora se vuelven muy adversas.

Inicialmente el aumento de materia orgánica incrementa el número y la biomasa de las especies (Pearson & Rosemberg, 1978; Weston, 1990; Iwama, 1991; Gowen, 1991) y ejerce un fenómeno de atracción como demuestran el número de especies y las abundancias encontradas en general para los diferentes grupos animales durante los primeros años de actividad de las jaulas.

Dentro del grupo de los vertebrados los peces fueron uno de los más notorios, la atracción ejercida por el alimento y el refugio que ocasionan las jaulas para muchas especies de peces se dejó notar en el número de especies diferentes que aparecían durante el periodo de permanencia de las jaulas con respecto a las observadas después. Tanto en el periodo 94-98, como en el 00-01 la presencia de peces pelágicos formando grandes cardúmenes como Boops boops, Pagellus acarne o Scomber japonicus fue muy común, varias especies de condrícteos como Myliobatis aquila aparecían de forma casi constante y otras muchas más especies de peces: Potomus saltator, Pseudocaranx dentex, Mullus surmelutus, Trachinus draco... pudieron observarse de manera frecuente durante dichos periodos. Por el contrario, durante el presente trabajo el número de especies de peces encontradas fue realmente bajo, la zona presentó un aspecto desértico en los seis meses que duró el estudio y solo se caracterizó por la presencia de Trachinus draco en todas las inmersiones.

Aunque los valores de los índices de diversidad obtenidos durante los tres periodos de estudio no explican muy bien la disminución drástica del número de especies debido posiblemente a la gran dominancia de algunas especies como *Boops boops* durante los dos primeros periodos y de *Trachimus draco* durante el periodo postactividad, ninguno de ellos se puede considerar alto, no llegando ni siquiera a 2 en ninguno de los tres periodos de estudio.

El índice de diversidad de Shannon-Weaver relaciona la proporcionalidad del numero de individuos de cada especie respecto al total de la muestra. Los valores resultantes de este cálculo son individuales para cada situación a la que se aplica y se comparan entre ellos. En la literatura se menciona que no es menor a 1 ni mayor de 4.5, por lo que un valor de H' de 2.0 puede considerarse una alta diversidad. Eso quiere decir que existe un ambiente lo suficientemente heterogéneo como para sustentar una alta diversidad específica. Cuando por el contrario el valor de diversidad para una población con un número elevado de especies es bajo quiere decir que aunque haya un alto número de especies éstas no se encuentran bien repartidas en la comunidad porque unas son más dominantes que otras.

El caso de la araña (*Trachimus draco*) es muy peculiar, ha estado presente desde el periodo 94-98 y su abundancia media en el periodo 00-01 y en el 2003 son parecidas, entre 3 y 4 individuos por transecto, siendo probablemente algo mayor en el 2003 con respecto al 00-01 donde los datos que se tienen son de abundancias medias de *Trachimus draco* y *Synodus saurus* juntos. La araña es una especie moradora de fondos blandos muy típica en Canarias. Se trata de un cazador activo de pequeños invertebrados y otros peces que atrapa camuflándose en la arena. Aunque no existen datos suficientes esta especie posiblemente sea sensible a la alteración de las poblaciones que habitualmente constituyen su dieta volviéndose más o menos oportunista en función de la presión de diversos factores (predación por otros peces, niveles de contaminación en el sedimento, etc.). El estudio más detallado de su abundancia desde el periodo previo a la instalación de las jaulas podría quizás descubrir a esta especie como bioindicadora.

En el grupo de los invertebrados epifaunales también se noto un pequeño efecto de atracción de las jaulas (tabla XIII). Mientras que en los dos periodos previos a la desinstalación se pudieron encontrar sobre el sustrato arenoso algunos representantes del grupo de los equinodermos, moluscos y cnidarios, en este trabajo su presencia constituyo una verdadera excepción en las inmersiones.

Una de las especies de invertebrado más beneficiadas por el aporte de materia orgánica liberada al medio fue *Diopatra neapolitana*. Este poliqueto tubícola, conocido por su carácter oportunista, aumentó muchísimo su densidad en la zona más inmediata a las jaulas durante el periodo 94-98 con unas densidades medias entre 150 y 200 individuos por transecto. Durante este periodo a la par que el sebadal mermaba la población de *Diopatra neapolitana* que se encontraba frecuentemente asociada a él incrementó. En el periodo 00-01, sucedió lo mismo en la zona control 2 donde también se encontraba un sebadal que fue retrocediendo con el tiempo a la vez que el número de individuos del poliqueto creció. Sin embargo, debajo de las jaulas durante este último periodo el número máximo de individuos censados fue de 70 y la media para todo el estudio de apenas 9 individuos por transecto.

La desinstalación de la mitad de las jaulas provocó un ligero aumento de la población del poliqueto en esa zona respecto al área inmediatamente contigua, donde quedaban aún otras 6 jaulas. Parece por tanto, que la presencia de jaulas, y probablemente el enriquecimiento que se produce alrededor de ellas en materia orgánica, favorece el crecimiento de esta especie que por el contrario puede verse controlada por la presencia de peces como posibles depredadores (A. Boyra, com.pers). Los resultados obtenidos durante el presente trabajo coinciden con esta teoría, es decir, que mientras la densidad de Trachimus draco fue máxima en el mes de octubre, la densidad más baja de Diopatra neapolitana se observó en el mes inmediatamente posterior, el mes de noviembre. La media de individuos por transecto en el 2003 fue de 60, mucho mayor que en el periodo 00-01, esto quiere decir, que esta especie de carácter oportunista se vio inicialmente favorecida por el aporte de materia orgánica al medio bentónico (94-98), probablemente alcanzó luego un límite de soporte de la carga de nutrientes que se venía acumulando en el sedimento (00-01) que provocó su descenso y ahora (2003) pasado un cierto tiempo desde el cese definitivo de la actividad de la granja la población vuelve a estar favorecida por la acumulación de materia orgánica que aún queda en el sedimento y por la menor presión de depredadores.

Con respecto a la infauna, en el periodo 94-98 no se realizó ningún estudio y en el periodo 00-01 se intentó durante apenas un mes pero pronto se abandonaría debido a la falta de personal cualificado para la clasificación taxonómica de los grupos, con lo cual no existen resultados de infauna para ninguno de los dos periodos anteriores con los que se puedan realizar comparaciones.

Pearson & Rosemberg (1978) afirman que las fluctuaciones en la cantidad de materia orgánica en el sedimento pueden ser consideradas como unas de las principales causas de cambios en la fauna bentónica de los ambientes costeros y describen un modelo sobre la distribución espacial y temporal que sufre la macrofauna a lo largo de un gradiente de enriquecimiento. La respuesta más común es el cambio que tiene lugar entre niveles tróficos que llevan a una progresiva reducción en la complejidad de la estructura de la comunidad en la cual tiene lugar un declive de los suspensívoros frente al incremento de los depositívoros. Esto es debido a que solamente unas pocas especies son capaces de sobrevivir bajo estos estados de estrés y aprovecharse de la perturbación ocasionada por el exceso de nutrientes. Son lo que conocemos comúnmente como estrategas "r". Dentro de cada taxon existen especies que por sus características ecológicas (tasas reproductoras, ciclos de vida, hábitos alimenticios...) encajan como estrategas "r" y otras como estrategas de la "k". Sin embargo y pese a que esto varía muchisimo según la zona del mundo donde nos encontremos por lo general se cumple que los taxons con un mayor número de especies oportunistas ("r") son los nematodos, anélidos poliquetos y crustáceos. A su vez dentro de cada uno, especialmente dentro del grupo de los poliquetos, hay ciertas especies que coinciden en su estrategia oportunista en diferentes lugares del mundo como sucede con Capitella capitata.

En la bahía de Melenara tan solo se encontraron representantes de estos tres grupos y más curioso aún fue el hecho de que las familias más representativas; *Paraonidae*, *Capitellidae*, *Spionidae*, *Ampeliscidae* o *Gammaridae* fueran familias generalmente depositívoras o detritívoras (R. Riera y O. Monterroso, com.pers), es decir, de carácter oportunista.

Aunque se trata de grupos tróficos generalmente dominantes en los sedimentos de arenas finas y medias debido a su poder de absorción de la materia orgánica, a menudo son también las formas que alcanzan mayores densidades cuando se ven favorecidos por un aporte alto de materia orgánica al medio (Tena et al., 1993; Palacio et al., 1993) como los Ampelíscidos que poseen una estrategia trófica mixta (suspensívoros y depositívoros).

Los poliquetos juegan un papel fundamental en la cadena trófica marina debido a la amplia gama de estrategias alimentarias que muestran, lo que permite considerarlos como "descriptores eficaces" (bioindicadores) de la estructura trófica de los ecosistemas bentónicos (Tena et al., 1993). Algunos trabajos nombran otros grupos de especies como posibles bioindicadores, por ejemplo Corbera & Cardell (1995) encuentran una relación directa entre el aumento de materia orgánica del sedimento y el crecimiento de las poblaciones de Cumáceos frente a las costas de Barcelona, en otros estudios (Cheshire et al., 1996; Henderson et al., 1995; Argyrou et al., 1999., etc...) encuentran abundancias de Tanaidáceos o reducciones de Decápodos en las inmediaciones de jaulas de cultivo. En nuestro trabajo es de destacar que el número de individuos encontrados de Cumáceos fue siempre superior que el de Tanaidáceos y Decápodos los cuales además disminuyeron de junio a octubre. Esta variabilidad demuestra que no hay un criterio universal para decir si un lugar está recuperado o no debido a que las especies utilizadas como bioindicadoras pueden no ser las mismas en diferentes lugares (Karakassis et al., 1999). Este mismo autor pone como ejemplo a la especie de molusco Corbula giba la cual es citada por Peres (1967) como una especie característica de biocenosis imperturbadas, y sin embargo algunos autores la consideran una especie bastante común (Pearson & Rosemberg, 1978), otros la encuentran frecuente en zonas que están al filo de ser afaunales, en otros trabajos como especie secundaria de zonas contaminadas o el propio Karakassis que la encontró en altas densidades en la zona de muestreo más alejada de las jaulas. En el presente trabajo ocurre algo similar con la especie Capitomastus mínimus, poliqueto de la familia Capitellidae que a pesar de ser bastante común en Canarias llegó a representar casi el 100% de los individuos de esta familia durante el presente estudio.

En Canarias no existen trabajos publicados sobre la infauna de nuestras comunidades marinas, sin embargo, la comparación del número de individuos de Capitomastus mínimus que encontramos en este estudio con la encontrada por el equipo taxonómico del departamento de Biología Animal de la Universidad de La Laguna en investigaciones similares a esta demuestran que esta especie podría encontrarse en abundancias un poco más altas de lo normal. Por otro lado, el bajo número de individuos y familias, así como los índices de diversidad obtenidos se encuentran dentro del rango aproximado encontrado por este equipo en nuestras costas. Otros trabajos realizados por el Grupo de Investigación del Bentos del ICCM, tampoco publicados, verifican que la macrofauna de los fondos marinos Canarios es muy pobre, aunque en zonas arenosas no contaminadas el número de taxones encontrados aumenta: moluscos, equinodermos y cnidarios (M. Ruiz de la Rosa, com pers) con relación a los encontrados en la Bahía de Melenara.

Con respecto a la distribución log-normal (Gray & Mirza, 1979), y según aplicando los criterios de estos autores puede parecer que la comunidad de la infauna esté en equilibrio porque no se observa que la clase geométrica más dominante sea una con un alto número de individuos, como la VI o la VII. Por el contrario la mayoría de las familias presentaban muy pocos individuos (clase III). Este modelo se aplica para grandes poblaciones de macrofauna y es comparado en el tiempo desde que la comunidad se encuentra en equilibrio hasta que se deteriora. Dado pues el bajo número de familias encontradas e individuos totales muestreados, el método puede no ajustarse a las características de nuestras comunidades o bien haría falta más tiempo para saber que ocurre con la comunidad.

Los cambios y alteraciones en las comunidades bentónicas se vislumbran tras un plazo de tiempo mucho mayor que seis meses, por este motivo generalmente los exámenes se efectúan anualmente.

Considerando así que la recuperación de los ecosistemas bentónicos es un camino lento y dificil de pronosticar y en base a que, en los ambientes costeros los procesos temporales a corto plazo, interacciones entre especies (presa/predador, dominancia, etc) y variaciones estacionales, juegan un papel muy importante en la mejora de la zona, la monitorización de la recuperación necesita por un lado adecuarse a las características ecológicas de la comunidad y por otro prolongarse en el tiempo.

**CONCLUSIONES** 

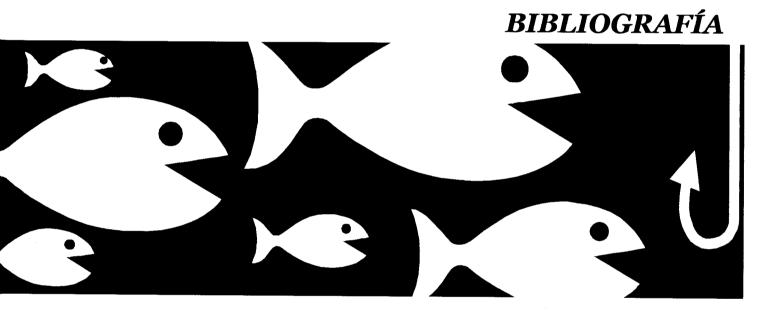
Hoy en día son muy pocos los trabajos realizados sobre la recuperación de los ecosistemas bentónicos marinos que se han visto alterados por un excesivo enriquecimiento orgánico proveniente de una instalación de jaulas de acuicultura (Kraufvelin et al., 2001; Karakassis et al., 1999; Johannessen et al., 1994; Morrisey et al., 2000). Concretamente en España la investigación medioambiental de la acuicultura, comparada con países como Noruega, Grecia o Japón, es escasa. Los estudios dedican un mayor esfuerzo al impacto que esta actividad ocasiona que a los seguimientos ambientales posteriores y la recuperación de las comunidades. Una de las razones principales de este hecho es la falta de conocimientos previos de las zonas alteradas así como de las relaciones ecológicas de las comunidades marinas que la formaban.

El presente trabajo es el primero que se realiza en Canarias y constituye un ejemplo claro de estos hechos. De esta manera, conocer en que situación se encuentran actualmente los fondos de la Bahía de Melenara con respecto a hace 9 años es una tarea complicada pero podemos realizar algunas consideraciones en base a una serie de conclusiones que se obtienen de los resultados del estudio evolutivo de la zona:

- a. La disminución en los valores de materia orgánica, nitrógeno y fósforo parecen mostrar una mejora de las condiciones físico-químicas del sedimento con respecto al menos al periodo de actividad de las jaulas. Por el contrario la medida del potencial redox indicó en la mayoría de las muestras que existen aún condiciones reductoras en la superficie del sedimento que propician que no se pueda alcanzar aún un equilibrio en las condiciones físico-químicas del mismo.
- b. La inestabilidad del sedimento favorece la elevada proliferación de diatomeas bentónicas frente a otras comunidades vegetales como es el caso del sebadal, cuya existencia se restringe a la aparición ocasional de algunos ejemplares de Cymodocea nodosa en la periferia de la zona afectada.

- c. La presencia de familias y/o especies de la infauna con marcado carácter oportunista que se encuentran en altas densidades como por ejemplo las familias Paraonidae (polychaeta), Capitelliadae (polychaeta) o Ampeliscidae (crustacea), la ausencia de grupos taxonómicos como el de los moluscos o los cnidarios, o la escasez de órdenes como el de los decápodos o los tanaidaceos... denotan unas comunidades con estrategias tróficas aventajadas (depositívoros, detritívoros, carroñeros,..) típicas de ambientes que han sufrido un elevado enriquecimiento orgánico.
- d. Las especies oportunistas *Diopatra neapolitana* y *Trachimus draco* que forman prácticamente la unanimidad del conjunto de las comunidades animales epibentónicas presentaron también densidades elevadas.

Con esto, y aunque las comunidades bentónicas que constituyen los fondos de la Bahía de Melenara se han visto alteradas a corto y largo plazo de una manera evidente, en tan solo seis meses después del cese de la actividad piscicultora las condiciones intrínsecas que presenta el ecosistema de la bahía señalan que estas comunidades se encuentran en una fase de transición hacia su recuperación.



- Albertelli, G., Bonomi, A., Covazzi, A., Della Croce, N. & Fraschetti, S. (1993).
   Macrobentos y parámetros ambientales en fondos arenosos del Mar de Liguria,
   Italia. Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr., 11: 305-311.
- AOAC. (1995). Official methods of analysis of AOAC, 16<sup>th</sup> edition, Vol.1 AOAC International, Arlington, U.S.A. 1018 pp.
- Argyrou, M., Hadjichristophorou, M. & Demetropoulos, A. (1999). Ecological changes of softbottom macrobenthic assemblages in relation to the sewage outfall, in the Limassol Bay, Cyprus (Eastern Mediterranean). *Oebalia.*, 25: 61-88.
- Aure J. & Stigebrandt A. (1990). Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*., 90: 135-156.
- Barnabé, G. (1991). Acuicultura Vol.II. Editorial Omega. España. 1099 pp.
- Brown, J.R., Gowen, R.J. & Mclusky, D.S (1987). The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Ecol.*, 109: 39-51.
- Burton, J.D. & Riley, J.P. (1956). Determination of soluble phosphate, and total phosphorus in sea waters and total in marine muds. *Microchima Acta*. 9: 1350-1365.
- Carroll, M.L., Cochrane, S., Fieler, R., Velvin, R. & White, P. (2003). Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture*. 226: 165-180.

- Cheshire A., Westphalen G., Smart A. & Clarke S. (1996). Investigating the environmental effects of sea-cage tuna farming. II. The effect of sea-cages. A report to the FRDC and Tuna Boat Owners Association. Department of Botany, The University of Adelaide, South Australia, 5005.
- Cognetti, G., et al. (2001). Biología marina. Editorial Ariel. 619 pp.
- Corbera, J. & Cardell, M.J. (1995). Cumaceans as indicators of eutrophication on soft bottoms. *Scientia Marina*. 59: 63-69.
- Delgado, O., Ruiz, J., Pérez, M., Romero, J. & Ballesteros E. (1999). Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceánica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanología Acta.*, 22 (1): 109-117.
- Enell, M. (1987). Environmental impact of cage fish farming with special references to phosphorus and nitrogen loadings. ICES-CM-1987.
- Gilbert, F., Stora, G. & Bonin, P. (1998). Influence of bioturbation on denitrification activity in Mediterranean coastal sediments: an in situ experimental approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 163: 99-107.
- Giménez Casalduero, F. (2001). Bioindicators. Tools for the impact assessment of aquaculture activities on the marine communities. En "Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms"., 55: 147-157.
- Gowen, R.J. (1991). Aquaculture and the environment. En: Aquaculture and the environment, De Pauw, N. & Joyce, J. (Eds). European aquaqulture society special publication N° 16, Gent, Belgium.

- Gray, John S., Aschan, M., Carr, M.R., Clarke, K.R., Green, R.H., Pearson, T.H., Rosemberg, R., Warwick, R.M. (1988). Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46: 151-165.
- Gray, John S., Clarke, K.R., Warwick, R.M. & Hobbs, G. (1990). Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser., 66: 285-299.
- Gray, John S. & Mirza Farrukh B. (1979). A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Marine* pollution Bulletin., 10: 142-146.
- Gray, J.S. & Pearson, T.H. (1982). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. Mar. Ecol. Prog. Ser., 9: 111-119.
- Hall, P.O.J., Holby, O., Kollberg, S. & Samuelsson, M.O. (1990). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Marine Ecology Progress Series*. 61: 61-73.
- Hall, Per O.J., Holby Ola, Kollberg Sven & Samuelsson Matts-Ola (1992).
   Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen.
   Mar. Ecol. Prog. Ser., 89: 81-91.
- Hargrave, B.T., Duplisea, D.E., Pfeiffer, E. & Wildish, D.J. (1993). Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 96: 249-257.
- Hayward, P.J. & Ryland J,S. (1996). Hanbook of the Marine Fauna of North-West Europe. Oxford University Press.

- Henderson, A.R. & Ross, D.J. (1995). Use of macrobenthic infaunal communities in the monitoring and control of the impact of marine cage fish farming. *Aquaculture research*., 26: 659-678.
- Heilskov, A.C. & Holmer, M. (2001). Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance.
   ICES Journal of Marine Science., 58: 427-434.
- Hily, C. (1983). Macrozoobenthic recolonization after dredging in a sandy mud area of the Bay of Brest enriched by organic matter. *Oceanologica Acta*. N° SP, pp.113-120.
- Holby, O. & Hall, P.O.J. (1991). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 70: 263-272.
- Holmer M. & Kristensen E. (1992). Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. , 80: 191-201.
- Iwama, G. K. (1991). Interactions between aquaculture end the environment. Critical reviews in environmental control., 21(2): 177-216.
- Johannessen, P.J., Botnen, H.B. & Tvedten, O.F. (1994). Macrobenthos: before, during and after a fish farm. *Aquaqulture and Fisheries Management*., 25: 55-66.
- Johnsen, R.I., Grahl-Nielsen, O., & Lunestad, B.T. (1993). Environmental distribution of organic waste from a marine fish farm. *Aquaculture*., 118: 229-244.

- Jonson, L.J. & Frid, C.L.J. (1995). The recovery of benthic communities along the county durham coast after cessation of colliery spoil dumping. *Marine Pollution Bulletin.*, 30 (3): 215-220.
- Karakassis, I. (2001). Ecological effects of fish farming in the Mediterranean. En "Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms"., 55: 15-22.
- Karakassis, I., Hatziyanni, E., Tsapakis, M. & Plaiti, W. (1999). Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 184: 205-218.
- Karakassis, I. & Eleftheriou, A. (1997). The continental shelf of Crete: structure of macrobenthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 160: 185-196.
- Karakassis, I., Tsapakis, M. & Hatziyanni, E. (1998). Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. Mar. Ecol. Prog. Ser., 162: 243-252.
- Karakassis, I., Tsapakis, M., Hatziyanni, E., Papadopoulou, K.N. & Plaiti, W. (2000). Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES *Journal of Marine Science*., 57: 1462-1471.
- Klaoudatos, S.D. (2001). Environmental impact of acuaculture in Greece. Practical experiences. En "Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms"., 55: 109-127.
- Klink et al., (1994). Canarias, economía ecología y medio ambiente. Ed. Francisco Lemus. 361 pp.

- Kraufvelin, P., Sinisalo, B., Leppakoski, E., Mattila, J. & Bonsdorff, E. (2001). Changes in zoobenthic community structure after pollution abatement from fish farms in the Archipelago Sea (N. Baltic Sea). Marine Environmental Research., 51: 229-245.
- López-Jamar, E., Francesch, O., Dorrío, A.V. & Parra, S. (1995). Long-term variation of the infaunal benthos of La Coruña Bay (NW Spain): results from a 12-year study (1982-1993). Sci. Mar., 59 (1): 49-61.
- López-Jamar, E. & Mejuto, J. (1988). Infaunal benthic recolonization after dredging operations in La Coruña Bay, NW Spain. Cah. Biol. Mar., 29: 37-49.
- Memoria anual (1996, 1997, 1998) de los resultados del plan de seguimiento de los posibles impactos ambientales causados por el proyecto "Planta experimental de jaulas flotantes para el engorde de peces marinos en la Bahía de Melenara". Plan Nacional de cultivos marinos (JACUMAR 1994-1997).
- Molina Domínguez, L. (2000). Impacto ambiental de un cultivo de jaulas en la Bahía de Melenara. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. España.
- Moore, D.C. & Rodger, G.K. (1991). Recovery of a sewage sludge dumping ground. II. Macrobenthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 75: 301-308.
- Morrisey, D.J., Gibbs, M.M., Pickmere, S.E. & Cole, R.G. (2000). Predicting impacts and recovery of marine-farm sites in Steward Island, New Zeland, from the Findlay-Watling model. *Aquaculture*., 185: 257-271.
- Mortimer, C.H. (1971). Chemical exchanges between sediments and water in the great lakes-speculations on probable regulatory mechanisms. *Limnology and* oceanography., 16: 387-404.

- Nilsson, Hans C. & Rosemberg Rutger (1994). Hypoxic response of two marine benthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115: 209-217.
- Palacio, J., Mora, J., Lastra, M. & Planas M. (1993). Estructura trófica de la macrofauna intermareal: evolución en un área afectada por vertidos orgánicos.
   Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr., 11: 415-423.
- Parada, J.M., Lastra, M., Sánchez, A. & Mora J. (1993). Ecología descriptiva de la macrofauna bentónica de un área afectada por dragados periódicos próxima al puerto de Santander (N de España). Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr., 11: 391-397.
- Pearson, T.H., Gray, John S. & Johannessen, P.J. (1983). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities.
   2. Data analyses. Mar. Ecol. Prog. Ser., 12: 237-255.
- Pearson, T.H. & Rosemberg Rutger (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 16: 229-311.
- Raffaelli, D.G. & Mason, C.F. (1981). Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Mar. Pollut. Bull.* 12: 158-163.
- Ritz, D.A., Lewis, M.E. & Shen Ma (1989). Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid seacages. *Marine Biology*., 103: 211-214.
- Ros, J., Cardell, M.J., Alva, V., Palacin, C. & Llobet, I. (1990). Comunidades sobre fondos blandos afectados por un aporte masivo de lodos y aguas residuales (Litoral frente a Barcelona, Mediterráneo occidental): resultados preliminares. En "Bentos VI", ed. Bilbilis, pp. 407-423.

- Sánchez Mata, A., Lastra, M., Curras, A. & Mora, J. (1993). Estructura trófica del macrozoobentos submareal de la ría de Ares-Betanzos. II: Ordenación y clasificación de categorías tróficas en relación a los factores medioambientales. Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr., 11: 41-47.
- Sánchez Mata, A., Mora, J., Garmendia, J.M. & Lastra, M. (1993). Estructura trófica del macrozoobentos submareal de la ría de Ares-Betanzos. I : Composición y distribución. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 11: 33-37.
- Sanders, H.L. (1968). Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.* 102: 243-282.
- Somerfield, P.J. & Clarke, K.R. (1995). Taxonomic levels, in marine community studies, revisited. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 127: 113-119.
- Sundbäck, K. & Snoeijs, P. (1991). Effects of nutrient enrichment on microalgal community composition in a coastal shallow-water sediment system: an experimental study. *Botanica Marina*. 34: 341-358
- Talbot, M.M.B. & Bate, G.C. (1987). The spatial dynamics of surf diatom patches in a Medium Energy, Cuspate beach. *Botanica Marina*. 30: 459-465.
- Telfer, T.C & Beveridge, M.C.M. (2001). Monitoring environmental effects of marine fish aquaculture. En "Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms"., 55: 75-83.
- Tena, J., Capaccioni-Azzati, R., Torres-Gavila, F.J. & Porras, R. (1993).
  Anélidos poliquetos del antepuerto de Valencia: distribución y categorías tróficas. Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr., 11: 15-19.

- Terrados, J. & Ros, J.D. (1993). Limitación por nutrientes del crecimiento de Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson en sedimentos carbonatados en el Mar Menor, Murcia, SE de España. Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr., 11: 9-13.
- Torrent Bravo, F. & Sánchez Montañés, A. (2001). Aquaculture and environment from the perspective of a Spanish fish farm. En "Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms"., 55: 101-107.
- Vergara, J.M., González, N., Haroun, R., Molina, L. y García, M.I (2000). Preliminary studies on environmental impact of cage aquaculture in Canary Island. En: *Environmental Coastal Regions III*. Proceedings of the Third International Conference on Environmental Problems in Coastal Regions. G.R. Rodríguez, C.A. Brevvia, E. Pérez-Martell (Eds.) Witpress Southampton, pp:85-91.
- Vergara, J.M., et al. Informe técnico. Proyecto "Evaluación de impacto medioambiental de acuicultura en jaulas en Canarias" (FEDER 1999-2001).
- Warwick, R.M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*., 92: 557-562.
- Warwick, R.M. (1988). The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin.*, 19 (6): 259-268.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R. (1991). A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 71: 225-244.
- Warwick, R.M. (1993). Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*., 18: 63-80.

- Warwick, R.M., Pearson, T.H., & Ruswahyuni (1987). Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology*., 95: 193-200.
- Weston, D. P. (1990). Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 61: 233-244.
- Word, J.Q. (1979). The infaunal trophic index. Sth Calif. Coast. Wat. Res. Proj. Annu. Rep., El Segundo, 19-39.
- Yokoyama Hisashi, Abo Katsuyuki, Toyokawa Masaya, Toda Satoru & Yamamoto Shigeya (1997). Impact of mariculture on the spatial and temporal patterns of the macrobenthos in Gokasho bay. Bull. Natl. Res. Inst. Aquacult., 3: 7-16.
- Zobell, Claude E. (1946). Studies on redox potencial of marine sediments. Bull. Am. Assoc. Petrol. Geol., 30: 477-513.