

**UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA**

**DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA**



**TESIS DOCTORAL**

**IMPACTO AMBIENTAL DE UN CULTIVO DE JAULAS  
EN LA BAHÍA DE MELENARA**

**LUCÍA MOLINA DOMÍNGUEZ**

Las Palmas de Gran Canaria, Diciembre de 2000

33/2000-01

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA  
UNIDAD DE TERCER CICLO Y POSTGRADO

Reunido el día de la fecha, el Tribunal nombrado por el Excmo. Sr. Rector Magfco. de esta Universidad, el/a aspirante expuso esta TESIS DOCTORAL.

Terminada la lectura y contestadas por el/a Doctorando/a las objeciones formuladas por los señores miembros del Tribunal, éste calificó dicho trabajo con la nota de Sobresaliente "Cum Laude"  
P. U.

Las Palmas de Gran Canaria, a 10 de marzo de 2001.

El/a Presidente/a ~~Dr. D. Eladio Santaella Álvarez,~~

El/a Secretario/a: Dra. Dña. Carmen María Hernández Cruz,

El/a Vocal: ~~Dr. D. Luis Felipe López Jurado,~~

El/a Vocal: ~~Dr. D. Francisco Javier Moyano López,~~

El/a Vocal: ~~Dña. Lidia Robaina Robaina,~~

El Doctorando: D<sup>a</sup>. Lucia Molina Domínguez,

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

TESIS DOCTORAL



**IMPACTO AMBIENTAL DE UN CULTIVO DE  
JAULAS EN LA BAHÍA DE MELENARA**

**U.L.P.G.C.**  
Ciencias Básicas  
Biblioteca

Nº D.

Nº C. 651.091

*Memoria que presenta la Licenciada LUCÍA MOLINA DOMÍNGUEZ  
para la colación del Grado de Doctora en Biología por la Universidad de  
Las Palmas de Gran Canaria.*

*Las Palmas de Gran Canaria, Diciembre 2000.*



DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA  
UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

**José Manuel Vergara Martín**, Doctor en Ciencias del Mar y  
Profesor Titular del Departamento de Biología de la Universidad de Las  
Palmas de Gran Canaria,

hace constar que la memoria “Impacto ambiental de un cultivo de  
jaulas en la Bahía de Melenara” de la que es autora la licenciada en  
Biología **Dña. Lucía Molina Domínguez** ha sido realizada bajo su  
dirección, siendo así mismo revisada y aceptada para la colación del Grado  
de Doctora en Biología en esta Universidad.

Las Palmas de Gran Canaria, a 5 de diciembre de 2000.



MAR

Metáfora de poetas,  
mirada de atardeceres...  
de pasiones secretas de lunas.

MAR

Génesis del mundo,  
espejo del cielo  
a veces sucio y roto.

Tesoro oculto de vida,  
riqueza anhelada  
por los piratas de la codicia.

MAR

Reserva de la humanidad,  
fábula de sirenas extinguidas,  
lágrimas desde las olas,....

El faro de la ciencia vigila  
alumbrando nuevas estelas:  
doradas sendas del saber.

MAR

Millares de peces,  
paraíso de colores:  
hermoso jardín para cultivar...

*Jesús Angel Arcos Sánchez*

*A mis padres*

---

---

**AGRADECIMIENTOS** ..... VI

**RESUMEN** ..... IX

**INTRODUCCIÓN**

1.- Orígenes, presente y perspectivas de futuro de la acuicultura ..... 1

2.- Conciencia medioambiental en la sociedad moderna ..... 5

3.- La acuicultura y el medio ambiente ..... 8

    3.1.- Impacto sobre el paisaje ..... 9

    3.2.- Calidad del agua ..... 10

    3.3.- Naturaleza de los sedimentos ..... 13

    3.4.- Contaminación por productos químicos ..... 15

    3.5.- Poblaciones naturales presentes en el ecosistema ..... 17

    3.6.- Competencia con otras actividades ..... 21

4.- Tipos y sistemas de acuicultura: efectos sobre el medio ..... 22

    4.1.- Emplazamiento de las instalaciones ..... 22

    4.2.- Especies cultivadas ..... 24

    4.3.- Métodos de cultivo ..... 28

5.- Fuentes de impacto ..... 31

    5.1.- Alimento suministrado ..... 31

    5.2.- Excreciones de los animales cultivados ..... 33

    5.3.- Mortalidad de organismos cultivados ..... 35

5.4.- Productos químicos utilizados .....	36
5.5.- Interacción entre organismos silvestres y cultivados .....	36
6.- Metodología de los estudios de impacto .....	37
6.1.- Desde el punto de vista químico .....	38
6.2.- Desde el punto de vista ecológico .....	41
6.3.- Desde el punto de vista nutricional .....	45
7.- Modelización .....	46
8.- Objetivos .....	54

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

1.- Características de las costas canarias .....	56
2.- Localización de la zona de estudio: la Bahía de Melenara .....	57
3.- Trámites legales .....	61
4.- Descripción de las instalaciones .....	62
5.- Especies cultivadas .....	64
6.- Muestreos de sedimentos .....	65
6.1.- Instrumentos utilizados: cores, cámaras de exclusión, trampas de sedimentación .....	65
6.2.- Recogida de muestras .....	70
6.3.- Análisis de los sedimentos .....	73
7.- Muestras biológicas .....	76
7.1.- Recogida de muestras biológicas .....	76
7.2.- Análisis de las muestras biológicas .....	79
7.3.- Retención de nutrientes .....	81
7.4.- Coeficientes de digestibilidad .....	81

7.5.- Cálculo de los nutrientes excretados de forma particulada .....	82
7.6.- Cálculo de los nutrientes excretados de forma soluble .....	82
8.- Tratamientos estadísticos .....	83

## **CÁLCULO DE LOS COEFICIENTES DE DIGESTIBILIDAD APARENTE**

1.- Justificación y objetivos .....	84
2.- Selección de los métodos más adecuados .....	90
3.- Condiciones experimentales .....	92
4.- Resultados .....	94
4.1.- Experiencia nº1: Determinación del momento idóneo para la toma de muestras .....	94
4.2.- Experiencia nº2: Delimitación del tramo del intestino para la toma de muestras .....	95
4.3.- Experiencia nº 3: Comparación de los resultados obtenidos por decantación y disección .....	98
5.- Discusión .....	102
5.1.- Experiencia nº1: Determinación del momento idóneo para la toma de muestras .....	102
5.2.- Experiencia nº2: Delimitación del tramo del intestino para la toma de muestras .....	104
5.3.- Experiencia nº 3: Comparación de los resultados obtenidos por decantación y disección .....	106
6.- Conclusiones .....	110

## **CÁLCULO DEL CICLO DE NUTRIENTES (NITRÓGENO Y FÓSFORO)**

1.- Justificación y objetivos .....	114
2.- Condiciones experimentales .....	119
3.- Resultados .....	120
4.- Discusión .....	128
4.1.- Crecimiento .....	128
4.2.- Índice de conversión .....	129
4.3.- Mortalidad .....	131
4.4.- Composición proximal de los peces .....	132
4.5.- Composición proximal de las heces .....	133
4.6.- Contenido de nutrientes en las dietas .....	134
4.7.- Retención de nutrientes .....	139
4.8.- Digestibilidad aparente de nitrógeno y fósforo .....	140
4.9.- Descarga total de nutrientes al medio .....	142
5.-Conclusiones .....	149

## **ESTUDIOS DE LOS SEDIMENTOS CERCANOS A LAS JAULAS DE CULTIVO**

1.- Justificación y objetivos .....	151
2.- Condiciones experimentales .....	155
3.- Resultados .....	156
4.- Discusión .....	168
5.- Conclusiones .....	180

**CONCLUSIONES GENERALES** ..... 183

**REFERENCIAS CITADAS** ..... 186



## **AGRADECIMIENTOS**

Quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a mi familia, en especial a mis padres, por la comprensión que me han demostrado desde el comienzo de este trabajo, que significó marcharme lejos del hogar en unos momentos especialmente difíciles. Su cariño, apoyo y dedicación han sido indispensables para que esta tesis haya llegado a completarse.

Mi amor y agradecimiento a Jesús, primero como amigo y después como novio y marido, por su inagotable paciencia y comprensión. Tengo que disculparme por el tiempo que estuvimos separados por causa de este trabajo, por el tiempo libre que no hemos tenido, por las vacaciones de las que no hemos disfrutado,..... Tú lo has soportado todo con calma, y me has brindado siempre tu confianza, ayuda y consejo. Gracias por todo.

Mi agradecimiento al Dr. D. José Manuel Vergara Martín, Profesor titular del Departamento de Biología de la Universidad de las Palmas de Gran Canaria y Director de esta Tesis Doctoral, por la autonomía con la que me ha permitido llevar a cabo este trabajo, respetando el hecho de que mi tarea docente me restara mucho tiempo para dedicar a la labor investigadora.

Al Dr. D. Octavio Llinás, Director del Instituto Canario de Ciencias Marinas, por la oportunidad que ha representado para mi formación científica la realización de este trabajo en el centro de su dirección.

A D. Hipólito Fernández-Palacios Barber, Técnico Superior y jefe de la Sección de Cultivos Marinos del Instituto Canario de Ciencias Marinas, por hacer este trabajo más fácil.

A todo el personal del Instituto Canario de Ciencias Marinas, cuya relación sería interminable, por la colaboración prestada a lo largo de todos estos años.

A la Dras. Marisol Izquierdo López y M<sup>a</sup> del Carmen Hernández Cruz, Catedrática y Profesora Titular, del Departamento de Biología de la Universidad de las Palmas de Gran Canaria, por el apoyo y confianza que me han demostrado.

A la Dra. Lidia E. Robaina Robaina y al Dr. Daniel Montero Vitores, por compartir sus conocimientos y estar siempre dispuestos a ayudar, pero sobre todo por ser unos amigos excelentes.

A los buceadores Pablo Cámara, Borja Garbizu y Jesús López que desinteresadamente recogieron las muestras de sedimentos, porque sin su colaboración este trabajo no habría podido llevarse a cabo.

A todos los miembros del Grupo de Investigación en Acuicultura, por su apoyo y amistad durante todo este tiempo. Todos ellos saben mejor que nadie cuántas horas se echan en el laboratorio y en la nave de cultivos y lo importante que resultar compartir y ser solidarios.

A todos los investigadores que han estado en el Instituto, a los que se han marchado y a los que están todavía, procedentes de lugares tan diversos, porque de todos he aprendido algo nuevo y su amistad ha sido importante para mí.

A la empresa Alevines y Doradas S.A., en la que se ha realizado este estudio. Sin su colaboración no hubiera sido posible llevar a término esta investigación.

Quisiera tener un recuerdo muy especial para D<sup>a</sup> Guillermina López Calero, ya que empezamos al tiempo nuestra labor como investigadoras animándonos mutuamente, y aunque ella no haya podido continuarla, su amistad significa para mí tanto como el primer día.

A todos los compañeros de trabajo y alumnos con los que he compartido aula, especialmente a los del Ciclo Formativo de Operaciones Acuícolas, gracias a ellos he conseguido una visión global de la acuicultura y he podido valorar más y mejor la importancia de la investigación para su progreso.

A las buenas amistades que tengo en Canarias, porque habéis convertido el poco tiempo libre del que he dispuesto en aire fresco tan necesario para que el trabajo se convirtiera en algo más agradable. Con vosotros mi estancia aquí se ha enriquecido, me habéis hecho amar la isla y desear quedarme a vivir aquí.

Por último, gracias a todos los que a lo largo de este tiempo han hecho compatible mi tarea docente e investigadora.

## **RESUMEN**

En las últimas décadas del siglo XX la acuicultura ha experimentado un notable desarrollo dando respuesta al imparable aumento en la demanda de productos acuáticos, frente al estancamiento en las capturas pesqueras, tanto por problemas de escasez como por desacuerdos entre los países implicados.

Esta expansión ha ido aparejada a una creciente preocupación por el medio ambiente propia de la época en la que se ha producido, pero que surge también de la propia naturaleza de la actividad. El éxito de la producción acuícola va estrechamente ligado a la calidad del medio ambiente en el que se desarrolla. El deterioro de esta calidad afectaría en primer lugar a las especies cultivadas.

En el caso de las jaulas, los desechos producidos se vierten directamente al medio, donde pueden dar lugar a distinto tipo de efectos. Además, si el cultivo es intensivo, el alimento suministrado es básicamente el origen de todos los vertidos, desde el que se administra y no es ingerido hasta las excreciones de los organismos cultivados, tanto en forma sólida como de productos solubles.

El estudio del impacto ambiental es requisito imprescindible tanto para la Administración competente como para los promotores de empresas acuícolas, porque permite un ordenamiento de la actividad y el éxito de la misma. Dichos estudios deben ser

realizados con un enfoque científico y pueden llevarse a cabo desde distintos puntos de vista, lo que implica diversas metodologías de trabajo.

El presente trabajo aborda el estudio de impacto desde una doble perspectiva: nutricional, basada en la cuantificación de los desechos en función del alimento ingerido, y química, centrada en el estudio de los sedimentos cercanos a la instalación.

Los resultados obtenidos desde el punto de vista nutricional informan que por tonelada de dorada producida en la granja estudiada se vierten al medio 93 kg de nitrógeno y 13.4 kg de fósforo y por tonelada de lubina, 140 kg y 19 kg, respectivamente.

Se deduce del seguimiento de los sedimentos que en general se han visto poco afectados por la presencia del cultivo. No varían ni la granulometría ni el contenido en fósforo, aunque si aparece un leve aumento en las concentraciones de materia orgánica y nitrógeno en la zona situada directamente bajo las jaulas. La explicación de esta leve afectación se puede encontrar en el régimen de corrientes al que está sometida la zona, que permite la dispersión de los vertidos.

La minimización del impacto producido por jaulas de cultivo de peces está estrechamente ligada a la elección del emplazamiento idóneo, a una gestión adecuada de la alimentación y a la utilización generalizada de piensos cuyas formulaciones y procesos de fabricación vayan orientados a la preservación del medio ambiente.

## **INTRODUCCIÓN**

### **1.- Orígenes, presente y perspectivas de futuro de la acuicultura**

Los grupos humanos más antiguos vivían de la recolección, la caza y la pesca. Debían trasladarse de un lugar a otro del territorio para hallar comida. En el intervalo comprendido entre los años 9000 y 6750 a.C. comenzó un proceso de desarrollo que supuso la domesticación de animales y plantas. Este hecho se ha denominado la "Revolución Neolítica" y supone la superación de una fase de recogida para pasar a una de producción de alimentos, lo que permitió la sedentarización y una creciente complejidad social. La cría de animales acuáticos no es ajena a esta evolución: los primeros datos sobre esta actividad los encontramos en China en el año 2500 a.C. Es curioso constatar como su progreso ha sido muy lento en comparación con la agricultura o la ganadería; en estos casos, la producción de alimentos ha superado completamente a la recolección y la caza. Sin embargo, actualmente la pesca sigue proporcionando la mayor parte de los productos acuáticos.

La acuicultura se define como el cultivo de organismos acuáticos de interés comercial, como peces, crustáceos, moluscos y algas; en este concepto se engloban una amplia variedad de técnicas referidas a distintos sistemas, desde el cultivo intensivo de salmones en jaulas hasta el extensivo de bivalvos. Si la finalidad última de la acuicultura es clara, la producción de organismos acuáticos; sus objetivos específicos pueden ser muy distintos, dependiendo de los condicionantes socioeconómicos y medioambientales de las zonas de cultivo. Se destacan la producción de

alimentos para autoabastecimiento o para la exportación, la repoblación de stocks naturales sobreexplotados y el mantenimiento de actividades recreativas como la acuariofilia o la pesca deportiva.

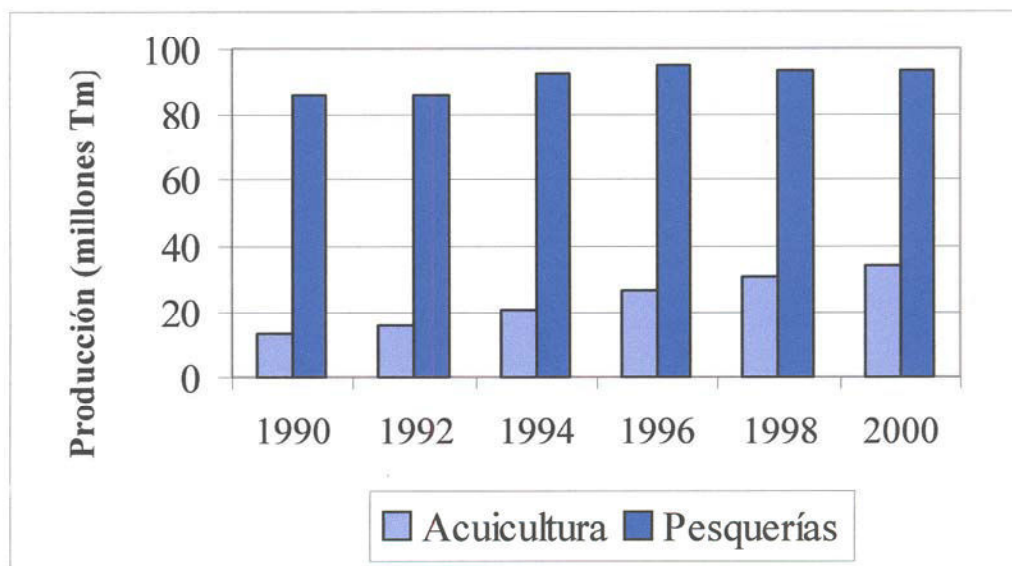
El hecho de cultivar implica una intervención en el medio ambiente para aumentar su producción natural (Ackefors y Enell, 1990). Los sistemas de cultivo acuícola son altamente productivos al compararlos con el rendimiento de la agricultura o la ganadería terrestre. Por ejemplo, frente a índices de conversión (alimento ingerido/aumento de peso) en torno a 1 para salmónidos, se obtiene 2.2 para pollos, 3 para cerdos y 7 para ovejas y vacas (New, 1986).

La producción acuícola mundial según la Organización Mundial para la Agricultura y la Alimentación (FAO) representa un total de 29.34 millones de Tm en 1999, lo que significa un 24.19 % comparado con las pesquerías.

Durante los años 60 y 70 las pesquerías sufrieron un notable desarrollo debido, no sólo a la creencia en la práctica inagotabilidad de los recursos pesqueros, sino también, a la incorporación de nuevas tecnologías a las tradicionales artes de pesca y a la ampliación de los caladeros. En los últimos años, la evidente crisis de los recursos pesqueros ha cambiado el panorama, la pesca ha frenado notablemente su desarrollo, en los años 80 se situó en torno a los 80 millones de Toneladas y en los 90 sólo ha alcanzado los 90 millones e incluso se prevé que pueda reducirse en un futuro cercano. Hoy ya se sabe que el aumento de la presión pesquera sobre los caladeros produciría cambios irreversibles sobre los ecosistemas acuáticos. En la última década



década la acuicultura ha seguido aumentando su producción de manera progresiva, experimentando un crecimiento del 253 % (Fig. 1).

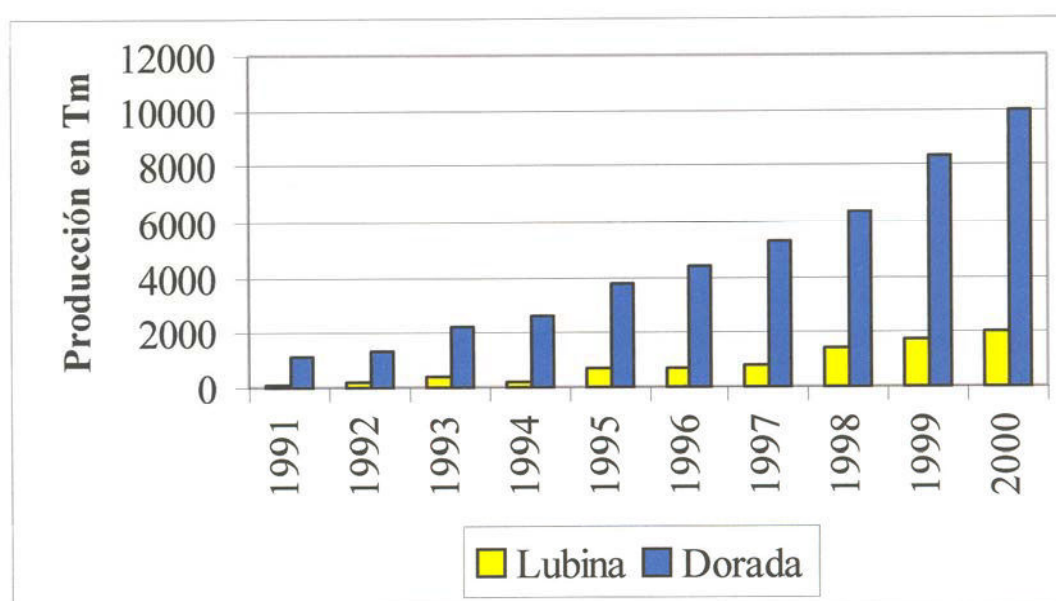


**Figura 1.-** Evolución de las producciones de acuicultura y pesquerías en la última década.

Este aumento de producción se ha reflejado de forma especial en el cultivo de peces marinos, principalmente dorada (*Sparus aurata*) y lubina (*Dicentrarchus labrax*), que son las especies predominantes en nuestra área geográfica. Concretamente en España (segundo productor a nivel europeo) la producción de estas dos especies ha pasado de unas 1.000 Tm en el año 91 a unas 12.000 previstas para el año 2000 (Fig. 2), de las cuales unas 1.000 Tm se producirán en el Archipiélago Canario.

El imparable aumento de la demanda de productos acuáticos y el incremento de la población hace previsible que la acuicultura continúe su proceso de expansión. Con estas

perspectivas la acuicultura parece ser la única vía para conseguir dar una respuesta a esta creciente demanda (Ackefors, 1999). La FAO y la Organización Mundial de la Salud (OMS) pretenden que el consumo aumente en un 30 %, alcanzando unos 25 Kg por persona y año (la media mundial actual es de unos 19 Kg). Aún suponiendo que esto no llegara a suceder, el solo aumento de la población mundial generaría una demanda de 168 millones de toneladas para el año 2025 (Cardenete, 1997).



**Figura 2.-** Evolución de la producción de dorada y lubina en España en los últimos años.

Estas circunstancias suponen un gran reto para la acuicultura que sólo se podría abordar con éxito si se mejoran los actuales sistemas de producción y se extienden hacia nuevas áreas. A pesar de que la acuicultura continua su avance y aunque parezca lógica la superación de la pesca y el marisqueo para pasar al cultivo de organismos acuáticos, se necesita aún tal avance tecnológico que hay que reconocer que al menos en un futuro próximo, la acuicultura no

alcanzará niveles comparables a la agricultura o la ganadería.

Para continuar esta progresión será fundamental resolver cuestiones básicas: el mantenimiento de la calidad del medio ambiente; un esfuerzo sostenido de la investigación biológica (tanto de las especies hoy cultivadas como para otras nuevas); el desarrollo de una tecnología adecuada y la aplicación de los estudios de mercado a este sector. De manera que este incremento de la producción pueda realizarse de forma sostenible, especialmente en áreas (como el Mediterráneo o las islas Canarias), en las que otros sectores económicos más fuertes, principalmente el turismo pueden suponer un freno a este crecimiento.

## **2.- CONCIENCIA MEDIOAMBIENTAL EN LA SOCIEDAD MODERNA**

Desde la aparición de la humanidad en el planeta hace casi dos millones de años la acción sobre el medio es una constante. En una primera etapa los efectos de la población sobre el medio eran mínimos, tanto por su distribución escasa y dispersa como por las actividades de subsistencia que realizaban, la caza y la recolección; su efecto sobre el medio poco se diferenciaba de la ejercida por otras especies de primates.

En un segundo momento el desarrollo de la agricultura y de la ganadería significó un condicionante decisivo para la sedentarización de la humanidad, lo que significó un progresivo aumento de la población y un mayor efecto sobre los ecosistemas. Hasta este instante se daba una interacción local con los ecosistemas naturales que mantenía reguladas las poblaciones y estable

el medio ambiente (Margalef, 1982).

Este panorama ha cambiado progresivamente a partir del siglo XIX con el desarrollo de la Revolución Industrial, que junto con otros factores como la evolución de la medicina, provocó un espectacular aumento de la población mundial y su concentración en torno a grandes urbes. Como consecuencia de este desarrollo comienzan a producirse graves alteraciones del medio, que afectan a toda la biosfera con repercusiones imprevisibles para el futuro.

Estas transformaciones ambientales en su mayoría provocadas por la actividad humana, comienzan a ser percibidas por la sociedad, como negativas para la salud de las personas y en general, para la pervivencia del planeta.

Hasta finales de los años sesenta y primera mitad de los setenta impera el desarrollismo, se creía en un crecimiento industrial y económico ilimitado y en la inagotabilidad de los recursos del medio natural. Frente a este principio, va surgiendo la conciencia ecológica que contrapone la conservación del medio ambiente y la calidad de vida al desarrollismo industrial a cualquier precio. A partir de la publicación de los llamados informes del "Club de Roma" (1972, 1974 y 1976) se comienza a percibir tres aspectos fundamentales:

- no es posible un desarrollo económico basado en la destrucción del medio ambiente
- se había producido ya un fuerte crecimiento a expensas de un capital ecológico insustituible
- era necesario tomar medidas correctoras de manera inmediata.

La celebración de la 1ª Conferencia Mundial sobre el Medio Ambiente (Estocolmo, 1972) supuso la universalización de la toma de conciencia del problema ambiental a escala internacional.

En los últimos años los estudios medioambientales se han ido incrementando alcanzándose un nivel de conciencia ecológica elevado en relación a épocas precedentes. Este fenómeno cristaliza en la 2ª Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente (Río de Janeiro, 1992) con la firma de varios convenios y la adopción un programa marco, la llamada Agenda 21, aunque no se hayan establecido metas ni plazos concretos de actuación.

El medio acuático se ha visto tan afectado o más que el terrestre y el atmosférico; y no solamente por la explotación directa de la que es objeto, sino también porque actúa en la mayoría de los casos como receptor de desechos de otras actividades. Estas circunstancias pueden afectar a los organismos que habitan en la hidrosfera y a todas las actividades que de un modo u otro dependen del agua, incluidas la pesca y la acuicultura.

La acuicultura moderna ha experimentado su principal desarrollo en la segunda mitad de este siglo, por este motivo los aspectos medioambientales ocupan una atención especial en la progresión de este sector, a diferencia de otras actividades mucho más antiguas y potencialmente tan contaminantes, como la ganadería o la agricultura. Es más, los argumentos medioambientales son frecuentemente empleados como arma para frenar el desarrollo de la acuicultura, lo que no es común para las actividades agropecuarias. De aquí la importancia de contar con estudios científicos que aporten información objetiva sobre estos aspectos, que permitan a la

Administración la toma de decisiones sobre la implantación de nuevas instalaciones o la gestión de las ya existentes, a los promotores una concepción realista sobre las explotaciones y a los ciudadanos crear una opinión fundamentada sobre los efectos de la acuicultura en el medio ambiente.

### **3.- LA ACUICULTURA Y EL MEDIO AMBIENTE**

Los lagos, ríos y océanos han sido utilizados tradicionalmente por la humanidad como fuentes de alimento y vías de transporte. Históricamente en sus riberas se establecieron los asentamientos humanos que han utilizado estos recursos para actividades tan diversas como la agricultura, la industria, la pesca e incluso la acuicultura. Desde épocas remotas se ha explotado el medio acuático desde el punto de vista pesquero, así como para riego, suministro urbano, etc... utilizándose además las aguas como recepción de los residuos y desechos de todas estas actividades. Indudablemente estas acciones producen efectos en las condiciones medioambientales, que pueden tener además repercusiones de interés social.

Es importante reconocer que la acuicultura, como cualquier acción humana, es capaz de producir alteraciones en el medio; pero al mismo tiempo, la modificación del hábitat como consecuencia de otras actividades afecta al uso de los recursos y limita el desarrollo y el éxito de la acuicultura.

En general, hay que reconocer que la mayoría de las interacciones entre acuicultura y

ambiente han resultado beneficiosas. La expansión de la acuicultura ha producido unos beneficios económicos sustanciales, incrementando los ingresos y el empleo, equilibrando la balanza exterior y aumentando la provisión de alimentos y contribuyendo a la mejora de la nutrición y de la salud (Pullin, 1989). Como resultados positivos del cultivo acuícola se pueden citar: la cría de moluscos y algas, en algunos casos puede contrarrestar los procesos de enriquecimiento orgánico en aguas eutróficas. Además, esta actividad puede compensar el bajo índice de crecimiento de las capturas pesqueras e incluso aumentarlas por la repoblación de los stocks naturales con semillas o alevines de cultivo.

Hasta el momento actual la mayoría de las prácticas acuícolas han tenido pocos efectos negativos sobre los ecosistemas (Barg, 1994). Sin embargo, se han dado algunos casos de degradación del medio, provocados accidentalmente o por una inadecuada aplicación de las técnicas de cultivo. En los dos últimos decenios se ha prestado por parte de los expertos una atención creciente a los posibles riesgos medioambientales.

La acuicultura puede tener efectos potenciales sobre un buen número de aspectos. A continuación se destacan los más importantes:

### **3.1.- Impacto sobre el paisaje**

La presencia de instalaciones de cultivo modifica la estética de un paisaje, como cualquier otra actividad humana: la industria, la agricultura y el desarrollo urbano. La importancia de este



efecto depende de factores que van desde la localización y tamaño de las instalaciones, hasta la topografía de la zona, el ángulo de visión y por supuesto, la actitud de los observadores. Se ha constatado que las mayores objeciones de este tipo se presentan en áreas en las que la industria turística es importante (Iwama, 1991).

La producción de ruidos originados por sistemas de bombeo, barcos o compresores, puede alterar la calma, especialmente en tranquilas áreas rurales. De forma ocasional o intermitente pueden originarse malos olores, especialmente si el almacenamiento del alimento no es correcto y las operaciones de limpieza no se realizan de modo adecuado. El impacto de estos factores dependerá del tiempo atmosférico y de la distancia a la que se encuentren las instalaciones.

### **3.2.- Calidad de agua**

Es difícil delimitar con certeza la escala de los efectos producidos por la acuicultura en la columna de agua, pueden verse afectados los parámetros siguientes:

**Turbidez.-** La claridad del agua puede disminuir en función de la cantidad y frecuencia de los vertidos (sólidos en suspensión) liberados según la tasa de sedimentación de los mismos y relacionado a su vez, con la intensidad de las corrientes. Esta situación afecta a la penetración de la luz y altera en consecuencia la productividad planctónica y bentónica.

**Cambios en el pH.-** Pueden derivarse de los productos alcalinos de la respiración de los peces. Están limitados casi exclusivamente a los cultivos en agua dulce, por la gran capacidad de efecto tampón del agua marina. Sin embargo, son fáciles de prevenir con un adecuado equilibrio de la calidad de agua (Bauer, 1985).

**Hipernutricación y eutrofización.-** Se denomina hipernutricación al aumento de la concentración de nutrientes disueltos en el agua; como resultado de este proceso puede darse un aumento en la producción primaria del ecosistema, que se denomina, eutrofización. La hipernutricación no conduce necesariamente a la eutrofización, se han descrito situaciones de alta hipernutricación sin que llegue a producirse la eutrofización (Gowen et al, 1985). El hecho de que se haya producido implica que la masa de agua ha sufrido alteraciones, no sólo la referida al aumento de nutrientes, sino también cambios en las poblaciones naturales (productores primarios, zooplancton, fauna béntica y peces), aumento del consumo de oxígeno y de la turbidez, entre otros (Persson, 1991). Como regla general, las aguas con poca tasa de renovación (en especial, el agua dulce) son más susceptibles a la eutrofización que las zonas costeras.

Los efluentes de instalaciones acuícolas suelen presentar altos niveles de nutrientes que proceden de la excreción de los organismos cultivados y del alimento no ingerido. La descarga de estos efluentes pueden modificar la concentración natural de los nutrientes en el agua y afectar al crecimiento algal y a la productividad primaria (ver apartado correspondiente). Estos efectos son similares a los producidos por vertido de nutrientes de distintos orígenes, como emisarios urbanos (Persson, 1991). Los nutrientes que más pueden afectar son el Nitrógeno y el Fósforo,

ya que suelen ser los compuestos limitantes para el crecimiento de la productividad primaria en los ecosistemas.

**Variaciones en los niveles de oxígeno.-** El consumo de oxígeno por los organismos cultivados es la primera causa de su disminución; a esto cabría añadir la descomposición microbiológica del contenido orgánico del vertido. La tasa de renovación de agua en la zona es el elemento básico que nos permite delimitar la importancia de este efecto; también influyen otros factores ambientales como la temperatura y las mareas. En zonas de flujo restringido, la disminución de oxígeno puede tener consecuencias tanto sobre los organismos salvajes como sobre los cultivados.

**Crecimiento bacteriano.-** El contenido orgánico de los vertidos y el aporte de bacterias procedentes del tracto digestivo de los organismos cultivados puede aumentar la cantidad de bacterias presentes. Distintos autores han encontrado pocas diferencias en las poblaciones bacterianas de las instalaciones estudiadas (Austin, 1985; Enger, 1989; Bergheim y Selmer-Olsen, 1978, Bergheim et al., 1982). Por el contrario, en cultivos cerrados o semicerrados sí se han encontrado diferencias, cualitativas y cuantitativas, apreciables (Moriarty, 1986; Sich, 1992). En este punto habría que remarcar las existentes entre sistemas cerrados o semicerrados, con aguas más estancadas y mayores posibilidades de aumento de la población bacteriana y sistemas abiertos, en los que las corrientes pueden dispersar los efluentes y minimizar el efecto. Los pocos estudios existentes sobre coliformes fecales resultan contradictorios (Beveridge et al., 1991).

**Toxicidad.-** Puede producirse por aumento de las concentraciones de amonio, lo que provoca cambios fisiológicos e histológicos que reducen el crecimiento e incrementan la incidencia de enfermedades (Bergheim et al., 1991). También puede ser causada por la disolución en el agua de antiincrustantes u otros productos químicos empleados en las operaciones de cultivo.

### **3.3.- Naturaleza de los sedimentos**

La influencia de las actividades acuícolas en el sedimento se relaciona básicamente con la deposición de restos orgánicos procedentes de los cultivos, que pueden provocar cambios físicos, químicos y biológicos en el sustrato. Los factores susceptibles son los siguientes:

**Variación en la granulometría.-** El cultivo acuícola puede modificar las características físicas y geoquímicas de los sedimentos, además de las biológicas (Guiral, 1986). Se manifiesta esencialmente en una eliminación de las fracciones sedimentarias más finas, que lleva aparejada una acumulación de partículas más gruesas, debido a la disminución de la velocidad de la corriente por la presencia física de las instalaciones o por la acumulación de partículas más densas procedentes del cultivo.

**Incremento en materia orgánica y nutrientes.-** Diversos autores han determinado la existencia de contenidos elevados de materia orgánica y distintos nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) en sedimentos relacionados con instalaciones de cultivo (Hall y Holby, 1986; Kupka- Hansen et al. 1991,...). Además, el flujo de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua se incrementa (Enell y Löf, 1983; Blackburn et al., 1988; Hall y Holby, 1986; Kupka-

Hansen et al. 1991,...) produciéndose una redisolución de los materiales depositados o una deposición de los que se encontraban en forma soluble.

**Aumento en la demanda biológica de oxígeno.-** Se denomina demanda biológica de oxígeno a la cantidad de este elemento que es consumido por las bacterias al descomponer los restos orgánicos. Por este proceso el consumo de oxígeno puede incrementarse entre 3 y 15 veces (Enell y Löf, 1983; Hall y Holby, 1986). Como consecuencia puede producirse un déficit de oxígeno en el sedimento, lo que provoca cambios en sus condiciones químicas.

**Disminución de los potenciales redox.-** La menor penetración del oxígeno y la acumulación de restos orgánicos acerca la zona anóxica a la superficie del sedimento y disminuye los potenciales redox en el entorno de las instalaciones de cultivo (Iwama, 1991; Gowen et al., 1988; Earll et al, 1984,...).

**Liberación de burbujas de gas.-** El aumento de la actividad sulfato-reductora y la presencia de bacterias metanogénicas en los sedimentos procedentes de una granja puede dar lugar a la liberación de burbujas de gas, sobretodo metano, pero también dióxido de carbono y sulfhídrico (Samuelsen et al. ,1988; Earll et al., 1984; Kupka-Hansen et al., 1991). Estas burbujas de gas pueden producir en los peces cultivados pérdida de apetito, daños en las branquias e incremento de la mortalidad (Braaten et al., 1983).

**Crecimiento bacteriano.-** Los cultivos podrían favorecer la presencia de poblaciones

bacterianas específicas o disminuir su actividad o número si se usan agentes antibacterianos. En sedimentos marinos de granjas no se han apreciado diferencias en este sentido (Enger, 1992), no se han encontrado datos sobre este efecto en granjas de agua dulce.

Todos estos cambios que se pueden producir en el sedimento están interrelacionados, y el hecho de que se produzcan unos promueve que se produzcan otros, actuando como un efecto en cascada.

### **3.4.- Contaminación por productos químicos**

En acuicultura se utiliza gran variedad de productos químicos con objetivos diversos:

- tratamiento de agua y sedimentos
- aumento de la productividad natural del medio
- transporte de organismos vivos, huevos y semillas
- ingredientes del alimento
- manipulación de la reproducción
- aumento del crecimiento
- mejora de la resistencia a las enfermedades y al estrés
- incremento del valor final del producto

La utilización de estas sustancias está dirigida básicamente y generalmente a la mejora y

aumento de la producción. Las sustancias de uso más común son: productos terapéuticos, desinfectantes, anestésicos, fertilizantes, aditivos, hormonas, antiincrustantes, etc.... En algunos casos, están restringidas a un tipo de sistema en concreto o bien a una especie, mientras que en otros su uso es muy generalizado.

El efecto de estos productos químicos no sólo depende de su propia naturaleza, sino también de otros factores, como las condiciones del medio, la persistencia de estos productos en el tejido animal, en el agua y en los sedimentos e incluso su efecto sobre otros organismos, entre ellos las poblaciones bacterianas. Los residuos solubles, por su capacidad de dilución y fotodegradación, presentan normalmente una tendencia a ejercer efectos menores, mientras que los depositados en sedimentos (especialmente en capas anóxicas) presentan una mayor persistencia y por tanto, mayor probabilidad de ejercer efectos significativos.

El empleo de estas sustancias puede afectar a la salud humana, al medio ambiente y al desarrollo sostenible del propio sector. Por todo ello, es fundamental que estos productos se usen sólo cuando sean necesarios y en las dosis adecuadas. No todos los países ejercen un control efectivo, pero incluso en aquellos en los que se realiza, faltan datos sobre cuáles son los que se utilizan y en qué cantidades. En este momento de desarrollo de la acuicultura es prioritario el desarrollo de este tipo de controles a nivel mundial, o en su defecto, europeo.

En los últimos años ha aumentado la información disponible respecto a los efectos de estos productos químicos usados en acuicultura sobre el medio ambiente (Rosenthal et al., 1988;



Alderman y Michel, 1991; Alderman et al., 1994...), aunque faltan datos sobre sus consecuencias a largo plazo en el ecosistema.

### **3.5.- Poblaciones naturales presentes en el ecosistema**

**Crecimiento algal y productividad primaria.-** Los efluentes procedentes de la acuicultura liberan nutrientes al medio provocando hipernutricación, esto puede aumentar el crecimiento del fitoplancton hasta el grado de eutrofización del medio si se dan las condiciones adecuadas (Gowen y Bradbury, 1987). El incremento en biomasa de algas, tanto micro como macroscópicas, puede alcanzar dimensiones significativas, en casos de extrema hipernutricación, llegándose a producir "blooms" de algas, que a su vez incrementan la turbidez del agua. Se han asociado cambios en la biomasa de fitoplancton con la existencia de actividades de cultivo tanto en agua dulce como en agua salada; aunque hay que puntualizar que hay pocas evidencias de blooms provocados por este tipo de instalaciones (Gowen et al., 1990). El grado de crecimiento dependerá de los nutrientes limitantes en cada caso y de los proporcionados por los desechos. Hay que distinguir que este efecto ha sido observado en efluentes de cultivos de agua dulce (Persson, 1991), sin embargo, en el medio marino la productividad primaria parece poco afectada (Gowen y Bradbury, 1987); esta diferencia puede deberse a su eliminación por parte del zooplancton, a las elevadas tasas de renovación del agua y al aumento de la turbidez causada por el incremento de partículas en suspensión.

Por otro lado, la modificación del equilibrio de nutrientes en el agua afecta de manera

diferente a las distintas especies que forman parte del fitoplancton, alterándose la composición de especies y la estructura de la comunidad (Takanashi y Furazawa, 1982). Por ejemplo, Turner et al. (1987) demostraron que la biotina (vitamina B<sub>6</sub>) aumenta el crecimiento del dinoflagelado *Gymnodinium aureolum*, mientras que la cobalamida (vitamina B<sub>12</sub>) aumenta el del flagelado *Prymnesium parvum*.

En cuanto a las macroalgas, su crecimiento puede verse favorecido no sólo por la existencia de mayores concentraciones de nutrientes sino por la presencia de nuevos sustratos para su asentamiento (Rosenthal et al., 1988).

**Otras poblaciones naturales.-** Todos los cambios mencionados pueden tener un efecto en la estructura y funcionamiento de las poblaciones naturales presentes en un ecosistema no alterado. Desde un punto de vista ecológico en un sentido estricto, la presencia de un cultivo en un área determinada lleva aparejada como mínimo, una variación en la estructura y dinámica del ecosistema, ya que va orientada al incremento selectivo de la especie o especies objeto del cultivo. En líneas generales, la acuicultura puede modificar la biodiversidad natural que aparece en un medio estable (Beveridge et al, 1994). Inicialmente un enriquecimiento orgánico puede significar un aumento de la productividad; cuando la materia orgánica sobrepasa el nivel que puede ser absorbido principalmente por organismos filtradores y excavadores; estas especies comienzan a ser desplazadas. El descenso del nivel de oxígeno y/o las altas concentraciones de sulfhídrico condicionan la emigración o muerte de las especies características y la aparición de las especies oportunistas, que alteran la estructura de la comunidad.

Como normalmente hay pocas especies capaces de sobrevivir en un medio en estas condiciones, tiene lugar una disminución de la diversidad de las especies de macrofauna. Este efecto en las cercanías de instalaciones de cultivo ha sido descrito por distintos autores como Brown et al. (1987) y Weston (1990). A su vez puede ir acompañado de un aumento de la biomasa total, como consecuencia de las altas densidades alcanzadas por especies oportunistas, como los poliquetos. Entre éstos las más citadas son las especies de *Capitella capitata*, descritas como típicas de los sedimentos cercanos a instalaciones de cultivo en Europa, América y Asia, con densidades entre 1.000 y 10.000 individuos /m<sup>2</sup>, aunque estas densidades pueden variar ampliamente según el tiempo y la localización geográfica. En contraste con esta abundancia de poliquetos, el grupo que primero desaparece de los sedimentos enriquecidos son los equinodermos (Gowen et al., 1991) o los moluscos (Tsutsumi, 1995). También se ha descrito la aparición de distintas especies en las cercanías de instalaciones de cultivo atraídas por el propio cultivo, así como por la presencia de zonas de refugio y la disponibilidad creciente de alimento en abundancia (Carss, 1990). Con respecto a la biomasa total, los datos resultan controvertidos, ya que algunos autores informan sobre un aumento de la biomasa total, como consecuencia de las altas densidades alcanzadas por especies oportunistas, como los poliquetos (Gowen, 1991) atraídas por la presencia de alimento (Carss, 1990), mientras que otros afirman que se produce una disminución de la biomasa (Weston, 1990, Tenore et al., 1985), o que resulta poco afectada (Kaspar et al., 1985).

Este fenómeno sobre las comunidades suele estar muy localizado y quedar circunscrito a distancias de 15 a 50 m para granjas de tamaño pequeño o medio (Aure et al., 1988; Weston

y Gowen, 1988). Brown et al. (1987) afirman la existencia de condiciones normales a una distancia de 120 m y Weston a 150 m para una granja de salmón con una producción de 620 T anuales.

Este proceso de modificación de las poblaciones naturales requiere un cierto tiempo que depende de distintos factores físicos (corrientes, batimetría) y biológicos (escala de ciclos de reclutamiento); lo mismo puede decirse del proceso de recuperación, aunque no existen muchos datos de investigaciones en este sentido. Como regla general, puede afirmarse que el bentos se altera en meses y tarda años en recuperarse.

Los animales cultivados pueden escapar de las instalaciones y alterar los recursos genéticos del ecosistema por cruzamiento con animales salvajes, así como por predación y competencia. Igualmente se podría decir en el caso de suelta intencionada para repoblación o con las actividades de pastoreo o "sea-ranching". Para que este efecto sea significativo, los escapes o sueltas deben realizarse a gran escala y producirse un cruzamiento efectivo con poblaciones salvajes. Las consecuencias son difíciles de predecir y siempre serán más graves cuando se trate de especies extrañas al ecosistema.

La rápida expansión de la acuicultura en las últimas décadas también ha favorecido la introducción de especies en zonas geográficas distintas de su hábitat natural. En una revisión, Baltz (1991) cita 120 especies de peces marinos y eurihalinos introducidos en todo el mundo. Los posibles problemas derivados de estas prácticas son difíciles de pronosticar y dependen de

numerosos factores. También pueden verse afectadas otras poblaciones de aves o mamíferos, por alteración del hábitat por la presencia de las instalaciones de cultivo.

La introducción de especies para su cultivo en otras zonas diferentes de la de su procedencia, ha producido la dispersión generalizada de algunas enfermedades o parásitos (Munday et al., 1992). Incluso es posible la transmisión de estas enfermedades a las poblaciones naturales o al contrario, que las especies cultivadas se vean afectadas por patógenos ya presentes en el medio. En cualquier caso, existen tan pocos datos que no pueden establecerse conclusiones definitivas.

Todos los efectos citados conciernen en primer lugar a los organismos cultivados. El deterioro de la calidad del agua y de los sedimentos perjudica en primer lugar al cultivo, son los más cercanos y no tienen posibilidad de escapar. También, el uso de sustancias químicas supone un riesgo potencial (Ackefors et al., 1990) y puede provocar la contaminación del producto, reduciendo su calidad y la aceptación por parte del consumidor. El desarrollo de patógenos resistentes influirá negativamente sobre la producción y disminuirá los índices de supervivencia. Los depredadores presentes en la zona pueden atacar a los organismos cultivados o al suministro de alimento, transmitirles enfermedades y facilitar su fuga al dañar las instalaciones de cultivo.

**3.6.- Competencia con otras actividades.-** Hay que considerar que la acuicultura puede interferir con otros posibles usos del agua como el suministro urbano, la agricultura o la industria. Puede competir por el espacio (terrestre y marítimo) con otro tipo de actividades recreativas o

comerciales como la navegación, el turismo o la pesca. En líneas generales, puede decirse que el efecto puede compararse al de una granja o una instalación de tipo industrial (Anon., 1991).

#### **4.- TIPOS Y SISTEMAS DE ACUICULTURA: EFECTOS SOBRE EL MEDIO**

La interacción de la acuicultura con el medio ambiente es innegable ya que esta actividad, como otras formas de producción, utiliza recursos como tierra, agua, materiales de construcción, etc... y a su vez puede causar cambios medioambientales. Aunque algunos de los resultados de las prácticas acuícolas pueden ser considerados generales, la mayoría de los que hemos reseñado anteriormente dependen en gran medida de otros factores directamente relacionados con el tipo de explotación; entre ellos la localización geográfica, el tipo de sistema utilizado y las especies objeto de cultivo.

##### **4.1.- Emplazamiento de las instalaciones**

Las instalaciones destinadas a la acuicultura ejercen en el medio ambiente una influencia que depende básicamente de las cualidades físicas, químicas y biológicas de la masa de agua afectada, así como de las características ecológicas específicas de la zona en que se encuentren ubicadas. Estos factores determinan las posibilidades de expansión e intensificación de las propias prácticas acuícolas.

Las aguas dulces muestran una especial sensibilidad al aumento de las concentraciones de

fósforo, que suele ser el nutriente limitante para el crecimiento del fitoplancton. Este nutriente ha sido relacionado con la eutrofización producida por residuos industriales que lo contenían (Schindler, 1979). En aguas salobres también el fósforo parece ser el factor limitante (Taft y Taylor, 1976). La mayor parte del fósforo efluente de una granja, puede terminar en el sedimento, enriqueciéndolo, con todas las consecuencias que puede conllevar (Makinen, 1989). Los ríos presentan una mayor sensibilidad ante la descarga de nutrientes disueltos, siendo el caudal y la temperatura del agua los factores más decisivos, junto con la cantidad de desechos producidos por la granja. En lagos, el efecto predominante será la sedimentación de la materia orgánica; la hipernutricación dependerá de la tasa de renovación de agua.

Las aguas marinas presentan una mayor sensibilidad al nitrógeno que al fósforo, siendo en este caso el nitrógeno el nutriente limitante para el crecimiento del fitoplancton (Rosenthal, 1985; Gowen et al., 1990), aunque en algunos casos el fósforo también puede tener un importante papel (Makinen, 1991). En aguas costeras marinas, las posibilidades de hipernutricación de la masa de agua son menores por la dilución de los nutrientes, siempre en función de la topografía, la batimetría y las corrientes existentes en la zona.

Desde el punto de vista biológico, tanto en agua dulce como en salada, las primeras consecuencias de la hipernutricación son cambios en la ecología del fitoplancton. Se produce un crecimiento de la población y cambios en su estructura. También se han descrito cambios en poblaciones bacterianas (Gowen et al., 1990).

Las características ecológicas de un área están directamente relacionadas con los efectos que las prácticas acuícolas podrían provocar en el ecosistema circundante. Es decir, que el grado y el alcance de los efectos medioambientales producidos pueden variar de un emplazamiento a otro. En el caso de instalaciones en tierra, es notable la dificultad de conseguir emplazamientos adecuados (cercaños al agua con las condiciones idóneas de calidad y de una altura similar, bien comunicados, etc...) por competencia en el uso del terreno y del agua, con lo que rivalizarían con otro tipo de actividades que usen los mismos recursos.

Un ordenamiento integral del territorio en el que se identificaran zonas de especial interés biológico y en general, ecosistemas frágiles, es premisa básica para una selección adecuada de la ubicación de instalaciones acuícolas, al igual que las dedicadas a otro tipo de actividades

#### **4.2.- Especies cultivadas**

Las especies de cultivo se diferencian de manera significativa en sus características biológicas y ecofisiológicas, por lo que existen diferencias entre los efectos producidos en el medio, determinando también la magnitud y tipo de implicaciones ecológicas. A continuación se enumeran distintas especies y se mencionan los efectos potenciales más comunes de dichos cultivos.

**Algas.-** El cultivo de algas puede provocar un aumento de la productividad primaria y un cambio en las comunidades presentes en el ecosistema (Phillips, 1990). El traslado de especies



de unas zonas geográficas a otras puede ocasionar problemas, como ha sido el caso de la colonización de *Sargassum muticum*, que se ha introducido desde Japón a Europa, donde se ha extendido hasta el punto de causar problemas para la navegación en algunas zonas (Rueness, 1989).

**Moluscos.-** El cultivo de bivalvos se realiza a expensas del fitoplancton presente en el agua, por lo que al realizarse en grandes densidades, puede provocar una disminución de la productividad primaria en zonas costeras (Hickmann, 1989). Los moluscos cultivados competirán con otros organismos planctónicos herbívoros por el fitoplancton disponible (Gowen et al., 1990) o incluso pueden aumentar la presencia de depredadores y cambiar hábitos de depredación (Freire et al., 1991).

La presencia de estructuras flotantes puede modificar la velocidad y dirección de las corrientes y modificar las pautas de erosión y sedimentación de las partículas. Además de estos efectos físicos, los bivalvos producen heces y pseudoheces (desechos ricos en materia orgánica) que se depositan entorno a las instalaciones (Weston, 1991), y que constituyen el tipo de desecho más característico de este tipo de cultivo. Esta acumulación de residuos orgánicos podría modificar las condiciones fisicoquímicas y biológicas del sedimento, provocaría una mayor actividad microbiana con la consiguiente desoxigenación del sustrato y el aumento en la producción de sulfhídrico y metano. También se ha señalado que esta situación podría dar lugar a la regeneración de nutrientes, lo que aumentaría a su vez la productividad primaria. Algunos de estos efectos resultan contradictorios, y no todos son apreciables en el mismo lugar (Gowen et

al. 1989).

En las cercanías de instalaciones de cultivos se reduce la biodiversidad de la macrofauna y comienzan a predominar las especies oportunistas. Aunque se ha apuntado que las instalaciones proporcionan alimento y abrigo a epifauna, con lo que aumentaría la biomasa en la zona. La introducción de bivalvos para su cultivo en zonas donde no existían puede significar también la propagación de enfermedades infecciosas y parásitos (Bower y Figueras, 1989).

**Crustáceos.-** El cultivo de langostinos se realiza sobretodo en estanques (Tookwinas, 1990) construídos en zonas costeras, provocando la eliminación de extensas zonas de manglar; es importante reconocer que los manglares se han desbrozado para realizar otro tipo de actividades como silvicultura, agricultura y también, piscicultura. Esto podría afectar a la configuración de la línea de costa, al ciclo de nutrientes en las zonas costeras y a los hábitats de muchas especies. Del mismo modo, la construcción de canales para el suministro, drenaje y bombeo de aguas salobres puede producir la salinización del terreno y cambios hidrológicos que afectan a la calidad del agua freática (Yap, 1990).

El uso de fertilizantes y /o alimentación suplementaria puede alterar la calidad del agua y del sedimento de los estanques. La utilización de productos químicos para desinfectar los estanques o eliminar especies superfluas es habitual, aunque no se han estudiado sus efectos ecológicos o incluso sobre la salud humana. El abuso de antibióticos puede generar patógenos resistentes a los fármacos (Brown, 1989). Parece claro que el transporte comercial de camarones

ha propagado algunas enfermedades, como el virus de la necrosis.

**Peces.-** El cultivo de peces puede provocar un enriquecimiento en nutrientes y materia orgánica alterando la calidad del agua y de los sedimentos. Estos desechos, disueltos o en forma de partículas, pueden aumentar la cantidad de sólidos en suspensión y la demanda de oxígeno.

Este efecto está potenciado en cultivos intensivos que requieren suministro de piensos (Mok, 1982). Sin embargo, encontramos una gran variabilidad entre las concentraciones de estos elementos aportadas por distintos autores, esto se debe a que estos datos dependen de una gran cantidad de factores (especies, tamaño, método de cultivo, tratamiento, modo de vertido, etc.). El cultivo de peces carnívoros podría influir indirectamente en las poblaciones naturales de peces que son capturados para responder a la creciente demanda de piensos que son fabricados básicamente a partir de harina de pescado.

Algunos investigadores han descrito una disminución de macrobentos alrededor de las instalaciones, junto con el aumento de especies oportunistas. Otros hablan de un aumento de la biomasa y diversidad por la disponibilidad creciente de alimento y abrigo para peces silvestres. El escape de los animales podría afectar a las poblaciones naturales por hibridación, competencia o depredación, además de la posible transmisión de patógenos, especialmente grave cuando se trata de especies foráneas introducidas para su cultivo.

En los cultivos piscícolas se usan una gran variedad de productos terapéuticos y

desinfectantes según las especies, la intensidad del cultivo y la situación, que podrían tener efectos ecológicos, aunque actualmente no hay datos concluyentes.

#### **4.3.- Métodos de cultivo**

La elección del método de cultivo depende en cierta medida de las especies y del emplazamiento elegido (Barg, 1994). La idoneidad de un método en un emplazamiento concreto está relacionado de la disponibilidad y del coste de los recursos necesarios (tierra, agua, energía, tecnología,...). A su vez, los efectos medioambientales se producen en razón al método elegido.

En los sistemas extensivos el cultivo se realiza en el hábitat natural de los organismos y no se utiliza ninguna fuente externa de alimentación, sino la que el propio medio proporciona. Su desarrollo se lleva a cabo en ambientes naturales poco modificados, suelen estar bastante integrados en los ecosistemas circundantes y presentan un grado mínimo de intervención humana. Estos sistemas son considerados como los de menor impacto en el medio, puesto que la propia filosofía de operación de estos sistemas se basa en el equilibrio del ambiente (Papoutsoglou, 1991), que no es considerado solamente como un "espacio" donde se cultivan los organismos, sino como el suministro del alimento necesario. Aunque en estos casos el impacto es considerado menor, entre sus efectos potenciales sobre el medio se destaca la posibilidad de alteración en la cadena trófica y el empobrecimiento del ecosistema. Además, el uso de productos químicos es mínimo, a menudo limitado a un fertilizante y quizás a algún desinfectante; e incluso en algunos casos no se utilizan nunca.

En los sistemas intensivos el cultivo se lleva a cabo en estructuras artificiales, los organismos son alimentados por el aporte externo de dietas de distintas clases y el grado de control sobre el sistema y la densidad de los organismos cultivados son mayores. El medio se utiliza casi exclusivamente para el suministro del agua en la que van a vivir los organismos; este agua es evaluada previamente para controlar si cumple las condiciones de calidad necesarias. Este hecho junto con el aporte de alimento exógeno y las elevadas densidades de cultivo, son los factores principales que los caracterizan. Su filosofía básica es conseguir el mayor rendimiento por unidad de volumen en el tiempo adecuado y con los menores costes de producción. Pueden producir alteraciones en la calidad del agua y de los sedimentos, especialmente los relacionados con hipernutricación y eutrofización, así como el aumento de la demanda biológica de oxígeno y alteraciones de la población bacteriana (Gowen et al., 1990). Por otro lado, estos sistemas son dependientes del uso de productos químicos para aumentar el crecimiento y la tasa de supervivencia, controlar la presencia de patógenos y las enfermedades y disminuir el estrés en el transporte.

Aún tratándose de cultivos intensivos, debemos diferenciar el posible impacto según se trate de instalaciones basadas en tierra o de las ubicadas en el agua, como los corrales y especialmente las jaulas. Los efluentes de los sistemas basados en tierra pueden ser tratados en las propias instalaciones, la cuestión es usar las tecnologías adecuadas y por supuesto, aceptar los costes. Aquí también deberíamos de distinguir entre sistemas cerrados y abiertos. En el primer caso, el tratamiento del agua y de los residuos es una necesidad básica del sistema, puesto que el agua recircula en tasas cercanas al 90 %. En el caso de sistemas abiertos, por los que el agua

circula sólo una vez, el tratamiento de los efluentes constituye el factor clave que determinará su efecto sobre el medio. En los basados en tierra los escapes de animales cultivados son infrecuentes y afectan a un número escaso de ejemplares.

La presencia de instalaciones de jaulas puede afectar al flujo de agua en la zona y a las actividades que se relacionen con este espacio: navegación, usos recreativos, etc,... El desarrollo de nuevas tecnologías de jaulas permite su localización en zonas más expuestas y más alejadas de la costa. La inmersión de estos sistemas en la masa de agua hace que el alimento no consumido y los productos de excreción de los animales se viertan directamente al medio. Su efecto en el medio está muy estrechamente relacionado con las características del emplazamiento (batimetría, régimen de corrientes, tipo de fondo,...). Los escapes de organismos son más frecuentes si los comparamos con los sistemas en tierra, por lo que pueden interactuar con las poblaciones naturales como ya se indicó anteriormente.

Entre los sistemas extensivos e intensivos, se encuentran una amplia gama de situaciones, en los que el grado de intervención o control sobre el medio se va incrementando progresivamente desde una fertilización del medio a un aporte suplementario de alimento que se consume al tiempo que el suministrado de forma natural por la productividad del ambiente. Son los denominados cultivos semiextensivos o semiintensivos.

En cada uno de estos casos la interacción entre la acuicultura y el medio, tendrá unos efectos distintos en estrecha relación con el grado de intervención humana.

## **5.- FUENTES DE IMPACTO**

El análisis de los efectos potenciales de la acuicultura sobre el ambiente quedaría incompleto si no se tuvieran en cuenta las fuentes principales productoras de los residuos que las prácticas acuícolas aportan al medio. Estas fuentes se detallan a continuación:

### **5.1.- Alimento suministrado**

Este impacto es exclusivo, por supuesto, de aquellos tipos de cultivo que suministran alimento a las especies cultivadas, es decir, los semiintensivos y los intensivos. En los primeros, que son los más frecuentes en las zonas tropicales, se suelen añadir fertilizantes orgánicos, inorgánicos o subproductos para complementar el alimento presente de forma natural en el medio. Los sistemas intensivos, especialmente los de peces carnívoros u omnívoros, son altamente dependientes del alimento añadido. Aunque en algunos todavía se utiliza como alimento pescado troceado o piensos húmedos, actualmente es más habitual el uso de dietas secas (Beveridge et al., 1991).

Una proporción variable del alimento suministrado a los organismos cultivados no es ingerida, bien porque se sobrealimenta, bien por una gestión inadecuada de la dieta o de su administración, y que por lo tanto, es vertido al medio directamente. Sus efectos dependerán por un lado de la cantidad total de alimento vertida (en relación al tamaño de la instalación) y por otro, del tipo de alimento de que se trate (piensos secos, húmedos o semihúmedos). La

proporción no ingerida es muy variable, según la bibliografía entre el 1 y el 31 % (Munday et al., 1992) y depende del tipo de alimento y del modo de administración. Esta gran variabilidad entre los datos puede deberse a la dificultad para cuantificarlas y a la distinta metodología utilizada (Beveridge et al, 1991). Las mayores aportaciones al medio ocurren cuando se trata de piensos húmedos (su mayor contenido en agua disminuye su estabilidad) y cuando la administración se realiza mediante alimentadores automáticos. La eliminación al medio es normalmente mayor en jaulas que en instalaciones basadas en tierra, esto se confirma cuando se comparan los índices de conversión en las jaulas con los obtenidos en tanques (Beveridge, 1984). En cualquier caso, esta pérdida de alimento no sólo puede producir efectos en el ecosistema sino que tiene importantes efectos económicos para la producción. Por este motivo, se han desarrollado una serie de métodos para detectar la cantidad de alimento no ingerido por los peces cultivados en jaulas (Juell, 1991).

En la porción del alimento no ingerido también habría que considerar la fracción de polvo presente en las dietas secas, que puede alcanzar en algunos casos, cantidades tan apreciables como el 3,7 % (Clark et al., 1985).

Además, los piensos húmedos pueden funcionar como transmisores de patógenos que afecten tanto a los organismos cultivados como a las especies silvestres. En el caso de piensos secos, éstos pueden ser también el vehículo de una serie de productos desde antibióticos y vitaminas a hormonas, que pueden también tener su efecto sobre el medio ambiente.



Estos desechos, por su densidad, tienden a sedimentarse en las cercanías del emplazamiento y en la dirección de la corriente dominante, según la topografía de la zona y la orientación de las instalaciones (Gowen et al., 1989).

## **5.2.- Excreciones de los animales cultivados**

La fracción no digerida del alimento es eliminada en forma de heces (así como, pseudoheces en el caso de bivalvos), mientras que los nutrientes absorbidos en exceso son excretados junto con los productos finales del catabolismo de las proteínas en forma de amonio, dióxido de carbono y urea, a través de las branquias. Esta cantidad eliminada en forma de heces varía entre el 20 y el 55 % de lo ingerido para los bivalvos (Munday et al., 1992) y entre el 25 y el 30 % para salmónidos (Iwama, 1991).

En líneas generales, y para los peces, alrededor de la cuarta parte de los nutrientes aportados por el alimento son incorporados a la carne, mientras que las tres cuartas partes acabarán en el medio, bien en forma soluble o bien en forma particulada.

Los componentes nitrogenados excretados por las heces consisten en Nitrógeno no digerido del alimento y lo que se denomina excreción endógena, compuesta por residuos de jugos digestivos y bilis, células epiteliales y restos de bacterias (Kaushik, 1990). El principal producto de excreción soluble es el amonio, que representa aproximadamente un 70 % del nitrógeno excretado (Kaushik y Cowey, 1991); el resto se elimina como urea y otros compuestos

nitrogenados (ácido úrico, aminoácidos,...).

La excreción de estos nutrientes por los peces presenta notables diferencias, la excreción del fósforo es mayoritariamente en forma particulada, en torno al 66 % de lo ingerido; mientras que en el caso del Nitrógeno, principalmente es excretado de forma soluble, en torno al 62 %.

Esto supone que la mayoría del fósforo eliminado al medio acabaría en los sedimentos; sin embargo, distintas observaciones muestran que entre el 1 y el 64 % del fósforo sedimentado puede ser incorporado a la columna de agua por procesos químicos y biológicos (Munday et al, 1992). La mayor parte del nitrógeno excretado se incorporaría a la columna de agua, no obstante una parte pueda precipitar y pasar a los sedimentos. El nitrógeno excretado por las heces puede pasar a amonio y disolverse en el agua en una tercera parte durante una semana (Persson, 1988). Como consecuencia de estos hechos, una mayor proporción de la cantidad total de nitrógeno y fósforo estaría de forma soluble en el agua, aunque también habría que tener en cuenta la disponibilidad de estos nutrientes para los productores primarios, en torno a un 60 % para el nitrógeno (Hakanson et al., 1988; Persson, 1988) y un 40 % para el fósforo (Persson, 1988).

Las cantidades de nitrógeno y fósforo eliminadas al medio están función tanto de la cantidad total de alimento administrado como de las concentraciones de estos nutrientes en el alimento y de la forma química en la que se hallen en él. Según los estudios de Watanabe et al. (1983) en trucha arcoiris, la excreción urinaria y branquial del nitrógeno está influida por la calidad de la proteína presente en la dieta, la cantidad de alimento ingerido y la temperatura del

agua; sin embargo, según Cowey (1994), la excreción de amoníaco depende poco de la dieta, por la escasa capacidad metabólica de los peces en regular la actividad enzimática.

La capacidad de retención del fósforo de la dieta por los peces varía en relación a su contenido total en el alimento y a su disponibilidad, según los ingredientes de los que procedan. Determinadas formas químicas del fósforo no pueden ser metabolizadas por los peces y terminan excretándose en mayor proporción.

Las consecuencias del vertido de estos nutrientes al medio varía si se trata de agua salada o dulce, así como de otras características específicas del ecosistema considerado.

Por otro lado, algunos antibióticos añadidos al pienso son poco digeridos y excretados en la misma forma química por la orina y las heces (Cravedi et al., 1987; Samuelson et al., 1992).

### **5.3.- Mortalidad de organismos cultivados**

En las instalaciones en tierra, los organismos que mueren durante el cultivo son eliminados con facilidad; en las flotantes esto no es tan simple. En los casos en que no pueden ser fácilmente recogidos, la descomposición del organismo puede contribuir a la calidad del agua y de los sedimentos.

De todas maneras esta fuente de impacto de la acuicultura es mínima si la comparamos con otras, dada la pequeña tasa de mortalidad que suelen presentar en condiciones normales los organismos cultivados.

#### **5.4.- Productos químicos utilizados en las operaciones de cultivo**

El uso de productos químicos varía notablemente con el sistema, las especies y con la intensidad del cultivo. Las sustancias más usadas como desinfectantes son el formol y el verde de malaquita; como antibióticos, la oxitetraciclina, el ácido oxolínico y la furazolidona (ICES, 1989). La cal y el hipoclorito sódico son las sustancias más comúnmente empleadas para la desinfección de tanques, lo mismo ocurre con los estanques de cultivo. Aunque todos estos productos se usan de forma muy diluida, pueden terminar disueltos en el agua y acumulados en los sedimentos y afectar a su calidad y naturaleza. Su vía de llegada al medio y la forma química en la que llegan depende de cómo son usados o administrados (Beveridge et al., 1991). La tasa de degradación y sedimentación de estos productos es actualmente objeto de investigación, parece ser que su vida media es corta (Munday et al., 1992), pero condicionada por la temperatura del agua, la luz y otros factores.

#### **5.5.- Interacción entre organismos silvestres y cultivados**

El escape de los organismos cultivados influye sobre las poblaciones silvestres al poder producirse entre ellos interacciones de diverso tipo: cruzamiento o hibridación, depredación,

competencia, destrucción del hábitat e incluso transmisión de enfermedades. Son más peligrosos cuando se trata de especies foráneas al ecosistema. Este efecto es mayor en instalaciones flotantes, en las que los escapes son más frecuentes.

Estas situaciones también se producen, si se vierten puestas al medio, aunque los organismos no lleguen a escaparse.

## **6.- METODOLOGÍA DE LOS ESTUDIOS DE IMPACTO**

Queda ya claro que la acuicultura puede generar distintas alteraciones en el medio ambiente donde se localizan las instalaciones. Éstas son muy variables porque hay que tener en cuenta una gran diversidad de factores, como ya se ha mencionado previamente.

Ante tal complejidad, se impone la necesidad de establecer unos procesos racionales de control o monitorización que nos permitan evaluar los cambios ambientales producidos como consecuencia de las operaciones de cultivo. Estos procedimientos son fundamentales para los promotores de empresas de cultivo y para la Administración competente en la regulación u ordenamiento de esta actividad. Dichos procedimientos deben plantearse desde un enfoque científico, con objetividad, de manera que permita tomar decisiones encaminadas a la planificación de un desarrollo integral. Sin embargo, la metodología utilizada a la hora de abordar estos estudios es también variable dependiendo de diversos puntos de vista. Con esta base podemos identificar tres formas de entender los estudios de impacto ambiental.

### **6.1.- Desde el punto de vista químico**

Estos estudios se basan en el control de una serie de parámetros físico- químicos del agua y de los sedimentos, realizando muestreos periódicos en relación a los objetivos de dichos controles, que permitirán delimitar estaciones o puntos de toma de muestras y la frecuencia del muestreo. Del mismo modo la selección de los parámetros no sólo debe tener en cuenta los objetivos de dichos controles, sino también el tipo de sistema y de las especies objeto del cultivo.

Los parámetros mayoritariamente empleados son (ICES, 1989):

- En referencia a la calidad de agua: temperatura, salinidad, turbidez, contenido en clorofila a, concentración de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (BOD), contenido en nutrientes orgánicos e inorgánicos, existencia de sulfhídrico (disuelto y gaseoso), presencia de coliformes y tasa de renovación.
  
- En relación a la naturaleza de los sedimentos: extensión de los sedimentos acumulados y características observables de los mismos, tasa de sedimentación, contenidos en agua, concentración de nutrientes orgánicos e inorgánicos, presencia de sulfhídrico, potenciales redox y granulometría.

Con la finalidad de que estas medidas proporcionen información deben partir de las condiciones iniciales de la zona, antes del comienzo de la explotación acuícola. En cuanto a las

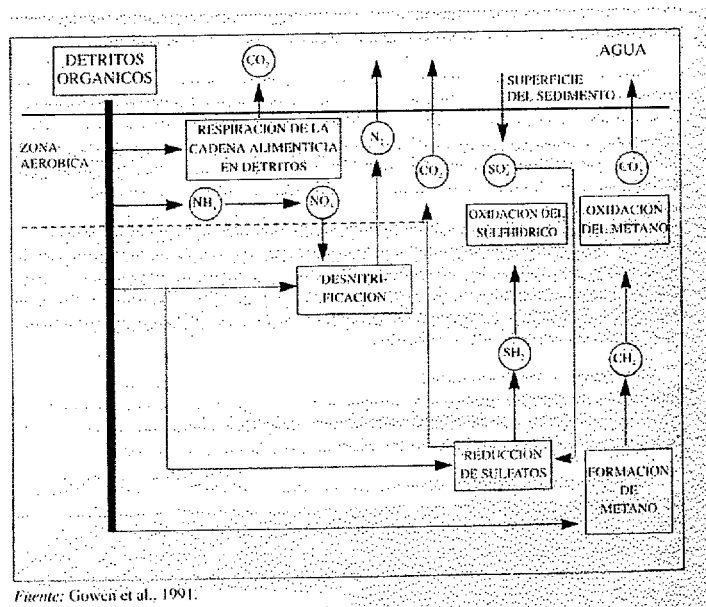
técnicas empleadas para la toma de muestras y el análisis de las mismas, se reconoce la necesidad de estandarización (ICES, 1989), de manera que los datos sean comparables.

A pesar del amplio rango existente en la legislación medioambiental según los países de que se trate (Ariño, 1997); a nivel mundial, la mayoría de las Administraciones responsables de la regulación de los desechos producidos por granjas de acuicultura basan la evaluación del impacto en controles de los efluentes (Cho et al., 1991). Sucede lo mismo de investigaciones realizadas en granjas de cultivo (Bergheim et al., 1984; Krom y Neori, 1989). Sin embargo, estos modelos basados en la medida de concentración de ciertas sustancias por unidad de volumen de agua pueden muchas veces conducir a conclusiones erróneas, cuando no se corrigen las diferencias entre granjas que emplean diferentes volúmenes de agua para producir igual biomasa, puesto que al emplear mayores volúmenes de agua para eliminar la cantidad de desechos producidos, su concentración es menor. Incluso estas concentraciones pueden variar según el momento de la toma de muestras, requiriéndose además una elevada frecuencia de muestreos con los consiguientes costes asociados (Vergara y Molina, 1997).

La aparición de alteraciones en los sedimentos depende tanto de la dinámica del fondo como del intercambio de agua en la zona, que a su vez refleja la acción de las olas y de las corrientes predominantes. De acuerdo con estos criterios, Hakanson et al. (1988) clasifican los tipos de fondo en: zonas de erosión, transporte y acumulación. La acción de la contaminación en cada uno de estos tipos de fondo será diferente.

Hay que reconocer que algunos restos pueden no incorporarse a ellos al ser consumidos por las poblaciones silvestres o bien quedar en suspensión por su pequeño tamaño. Por otro lado, las medidas de las tasas de sedimentación estiman el flujo de los materiales, no la cantidad total de desechos producidos por el sistema (Gowen et al., 1991).

Sobre la base de los parámetros fisicoquímicos medidos, se han descrito procesos químicos complejos combinados con actividades metabólicas aeróbicas y anaeróbicas en los sedimentos. En la Fig. 3 se observa un esquema de estos procesos. Se ha podido establecer que sedimentos más activos, son aquellos con una mayor deposición de materia orgánica (Barg, 1994).



**Figura 3.-** Diagrama que muestra los procesos que tienen lugar en el sedimento como consecuencia de la acumulación de materia orgánica.



#### **4.1.- Desde el punto de vista ecológico**

Estos estudios ponen el acento en las alteraciones de la composición y estructura de las poblaciones como consecuencia de la presencia de instalaciones de cultivo. Se considera que la acumulación de vertidos de distinta naturaleza procedentes de granjas influye de forma determinante en las especies presentes en el ecosistema no alterado, de manera que lo modificarían de la siguiente manera (Weston, 1990):

- disminución de la diversidad de especies presentes
- incremento en el número total de individuos como resultado de las altas densidades de algunas especies oportunistas
- reducción general de la biomasa, aunque también puede resultar un aumento por la circunstancia antes indicada
- disminución en el tamaño medio del cuerpo de los organismos más frecuentes
- tendencia de la infauna a concentrarse en la parte más superficial del sedimento

Los efectos relativos a la distribución vertical se han observado cualitativamente pero no han sido cuantificados. Los efectos relacionados con la disminución de la diversidad y dominancia de especies oportunistas están, por el contrario, muy bien documentados. Según estos criterios, Brown et al. (1987) consideran cuatro zonas en el área relacionada con instalaciones de cultivo:

- zona azoica, en la que la macrofauna tendería a desaparecer
- zona alterada, en la que predominan las especies oportunistas
- zona de transición, en la que la diversidad es mayor e incluso la biomasa puede aumentar como

consecuencia del incremento en la materia orgánica

- zona no alterada, en la que las condiciones pueden ser consideradas normales.

Para la aplicación de estos análisis es necesario un detallado conocimiento de la estructura del ecosistema previamente a la instalación de los sistemas de cultivo; y también que el estudio tenga una duración suficiente para constatar las posibles alteraciones. Algunos autores (Weston y Gowen, 1988; Gowen et al., 1991) afirman que estos estudios proporcionan mayor información sobre las alteraciones del ecosistema, puesto que en algunos casos, el análisis único de determinados parámetros químicos no muestra alteraciones, mientras que la fauna evidencia cambios importantes, ante la presencia de instalaciones de cultivo.

Debido a que las especies bentónicas suelen formar comunidades estables, se puede utilizar este tipo de fauna como indicadora de la contaminación en acuicultura, en concreto a aquellas que muestran reacciones específicas a la contaminación orgánica, a las que se denomina especies indicadoras. Son de carácter oportunista y por su gran adaptabilidad (comportamiento, fisiología y reproducción) desplazan rápidamente a las especies preexistentes. La especie más citada como indicador biológico es el poliqueto *C. capitata*.

Según Stewart (1997), estos estudios deberían realizarse considerando tres escalas espaciales, a saber:

- Impacto interno, referido a los organismos cultivados.
- Impacto local, referido a las cercanías más inmediatas a las instalaciones.

- Impacto regional, referido a una zona más amplia, una bahía, ensenada o una cuenca.

La metodología de estos trabajos es diversa, y a continuación se describen brevemente las más utilizadas. Se puede cuantificar el grado de alteración de la comunidad comparando la abundancia y la biomasa de la especie (Warwick, 1986). Al representarse vemos dos curvas basadas en cada uno de estos parámetros, la posición relativa de ambas indica el grado de alteración de la comunidad, a mayor alteración mayor superposición de las curvas (Fig. 4).

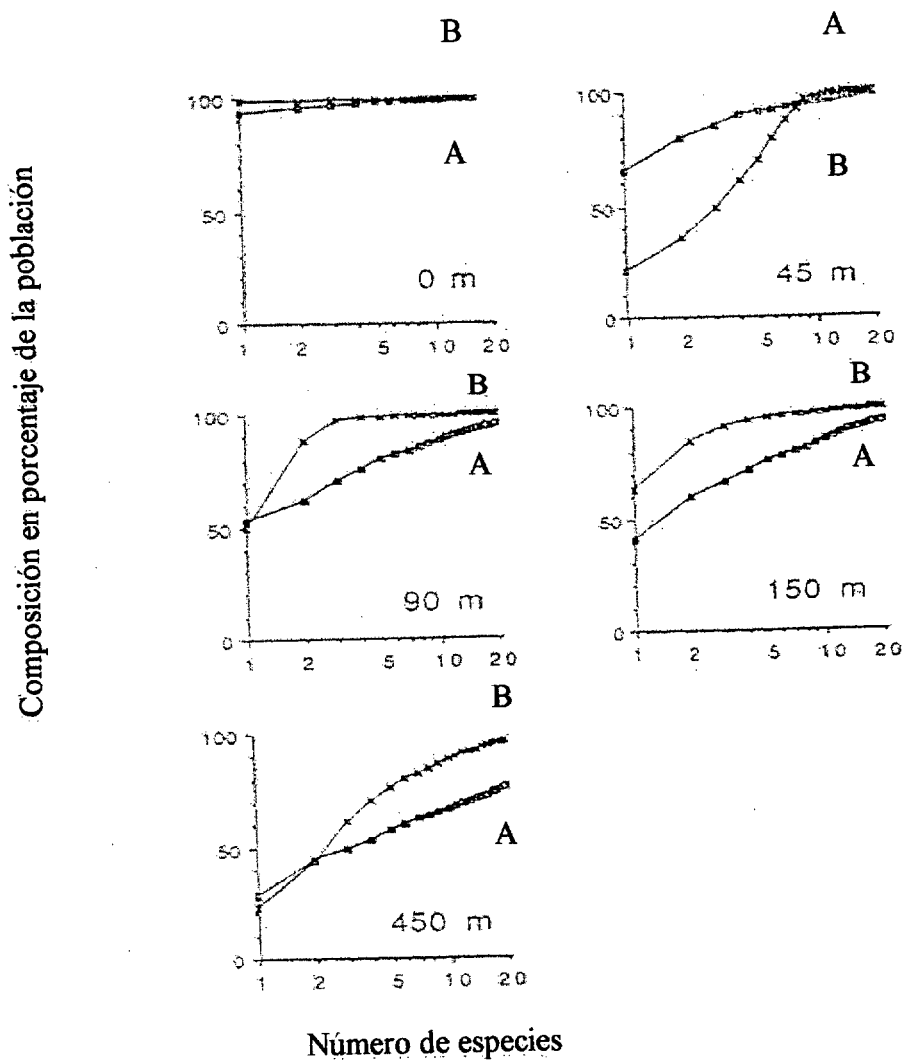
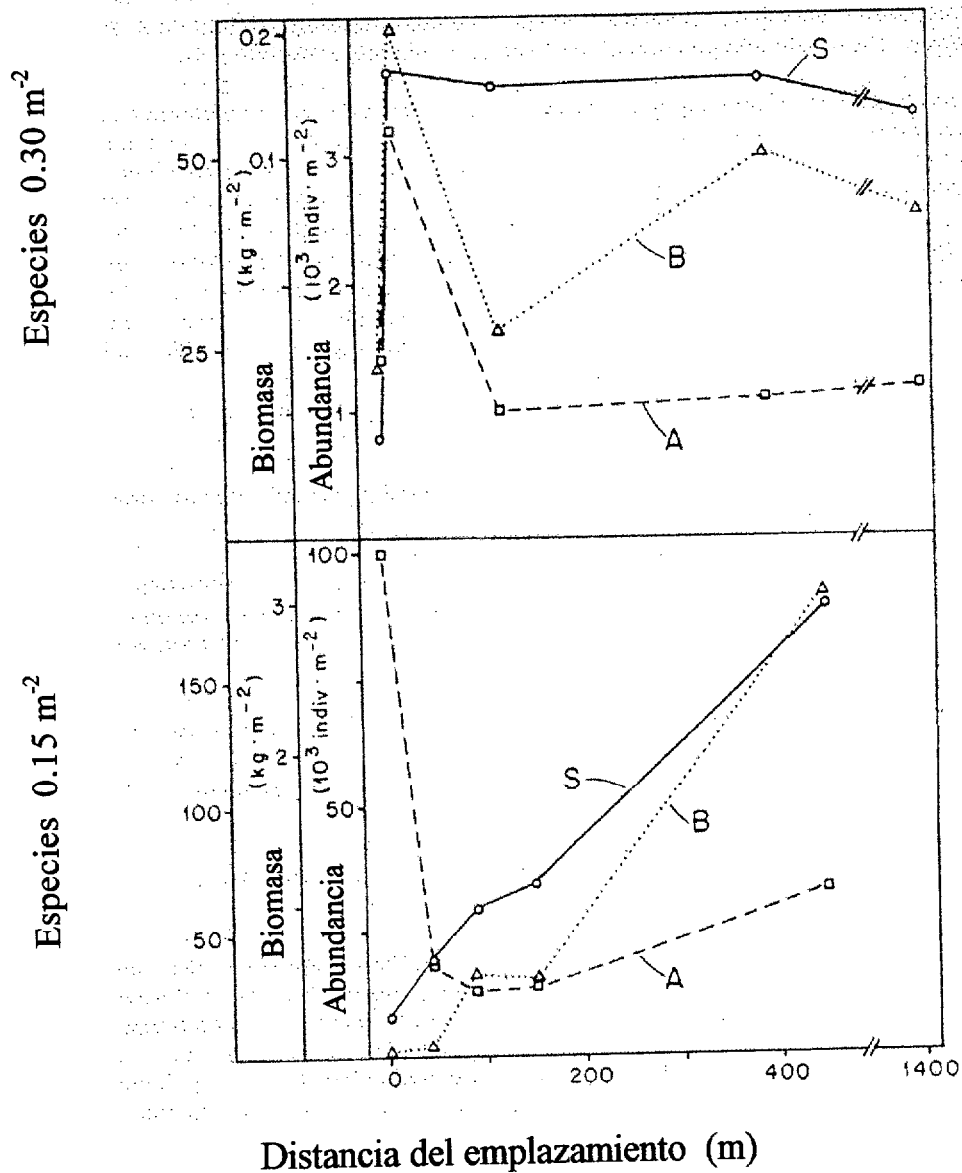


Figura 4.- Curvas de comparación entre abundancia (A) y biomasa (B) (adaptada de Weston, 1990).

Asimismo, se utilizan frecuentemente las curvas SAB (Weston, 1991) que muestran los cambios en número, abundancia y biomasa de las especies a lo largo de un gradiente de contaminación orgánica (Fig. 5).



**Figura 5.-** Comparaciones entre riqueza de especies por zonas (S), biomasa (B) y abundancia (A) con la distancia en dos granjas para cultivo de salmón (adaptado de Brown et al., 1987 y Weston, 1991)

También pueden realizarse planos de emplazamientos de individuos según su abundancia, o mediante el método de comparación de biomasa, u otros índices diversos (Gray et al., 1992; Weston, 1991; Brown et al. 1987;...). Otro sistema utilizado es el Índice de Integridad Biótica o IBI (Karr et al., 1986; Oberdorff y Porcher, 1994) que se basa en el hecho de que las comunidades de peces presentes en una zona dependen de la calidad del agua. Para el cálculo del IBI se tienen en cuenta la diversidad de las especies de peces, su abundancia y composición relativa, su alimentación y la biomasa total. Oberdorff y Porcher (1994) relacionaron cambios significativos en el IBI en ríos de la zona de la Bretaña francesa con la producción de las granjas que vertían sus efluentes a dichos ríos, sin embargo no estaban correlacionados con el tamaño de la cuenca.

Este tipo de estudios son complejos y las evidencias que presentan están abiertas a interpretaciones alternativas (Gowen y Bradbury, 1987). Resulta difícil en algunos casos la estimación cuantitativa de los cambios en las poblaciones. Además, los cambios observados no siempre se deben al enriquecimiento orgánico (Barg, 1994).

### **6.3.- Desde el punto de vista nutricional**

Estos estudios se basan en el análisis cuantitativo y cualitativo del alimento suministrado y en la biomasa de organismos producidos, teniendo en cuenta su mortalidad así como el alimento no ingerido. Por su propia naturaleza, esta aproximación se circunscribe a los cultivos intensivos de peces, en los que el pienso suministrado es la única fuente de cualquier tipo de desechos

generados. Este método es particularmente válido cuando el alimento administrado consiste en piensos secos (Persson, 1991).

Para la cuantificación del impacto es necesario el cálculo de los coeficientes de digestibilidad aparentes (ADC), retención de los nutrientes en el cuerpo de los peces producidos y la cantidad de alimento no ingerido. Se calcularían según las siguientes fórmulas:

$$\text{Total desechos sólidos} = (\text{Alimento consumido} \times (1 - \text{ADC})) + \text{Alimento no ingerido}$$

$$\text{Total desechos solubles} = (\text{Alimento consumido} \times \text{ADC}) - \text{Peces producidos}$$

En la práctica estos cálculos se refieren a aquellos nutrientes cuya eliminación al medio provoque mayores efectos, el nitrógeno y el fósforo y resultarían precisos en cuanto a los análisis realizados en el laboratorio, aunque en trabajos de campo la mayor fuente de error puede provenir de la estimación de la pérdida de alimento e incluso de la mortalidad. (Cho et al., 1991). Este método ha mostrado correlación positiva con las estimaciones químicas de calidad de agua, resultando una alternativa eficaz a este tipo de estudios (Vergara y Molina, 1997).

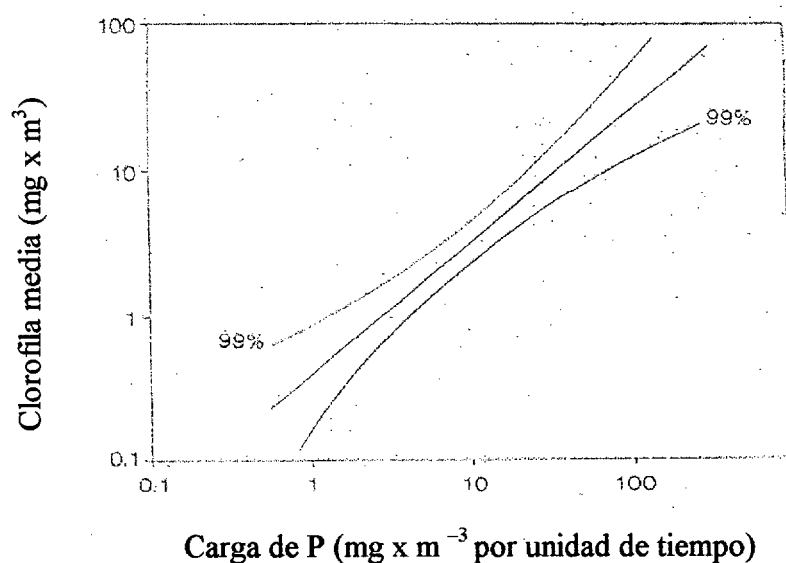
## **7.- MODELIZACIÓN**

La necesidad de modelos para predecir las interacciones entre la acuicultura y el medio ambiente, es reconocida por investigadores, productores y administraciones competentes.

Resultarían una herramienta útil que ayudaría a predecir los cambios medioambientales que una instalación de acuicultura podría provocar, aunque con limitaciones (Munday et al., 1992).

Existen diversos modelos matemáticos que tratan de predecir los efectos de una instalación de cultivo. Los más importantes se refieren a continuación.

El más clásico de estos modelos es el conocido diagrama de Vollenweider (1968, 1976) (Fig. 6) y sus modificaciones, como la realizada por Dillon y Rigler (1974, 1975), que relacionan la concentración de Fósforo con el crecimiento de fitoplancton (medido en concentración de clorofila).



**Figura 6.-** Relación entre clorofila (correspondiente a la biomasa de fitoplancton) y descarga de fósforo (P) (Adaptada de Vollenweider, 1976).

Estos modelos han sido ampliamente utilizados para predecir la eutrofización de lagos según la descarga de fósforo que se vertía en sus aguas. Más recientemente han sido aplicados

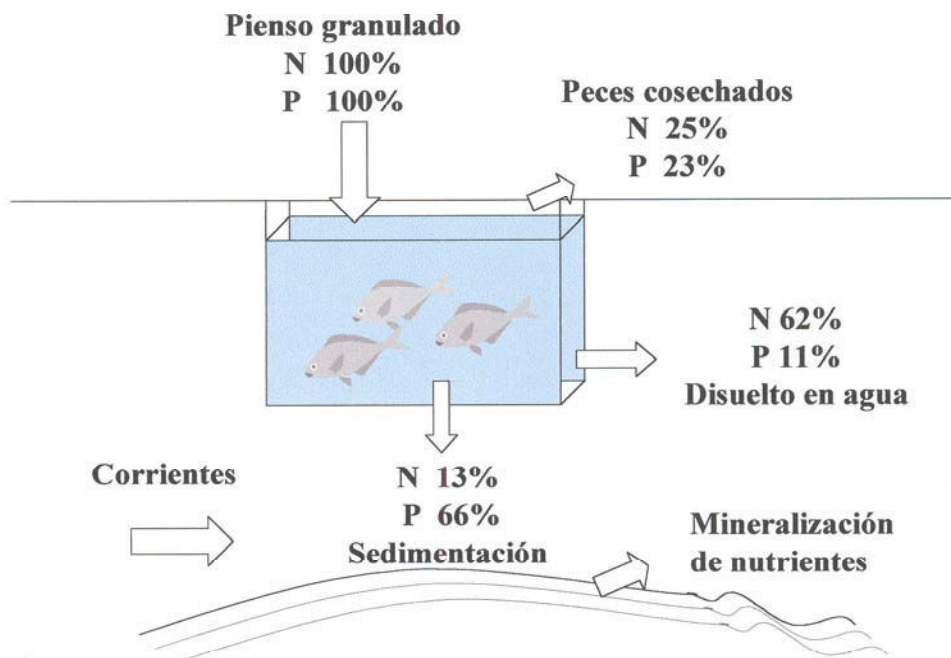
a lagos en los que existían instalaciones de cultivo (Gowen et al., 1990). Su aplicación demuestra que los resultados predicen variaciones en la calidad de agua, sólo en pequeños lagos donde la única fuente de descargas de fósforo son las granjas. En lagos mayores, en los que existen además otras fuentes de fósforo y el papel de este nutriente es más importante, su utilización no ha dado resultados apropiados (Kelly, 1995). Estos modelos presentan limitaciones derivadas de distintos factores: características físicas, químicas y ecológicas específicas de la masa de agua del lago, el fósforo puede no ser el factor limitante para el crecimiento del fitoplancton, su dispersión puede resultar incompleta, diferencias estacionales, aportación de este elemento por otras actividades, entre otras. Todos ellos limitan su aplicación, por lo que resulta necesario el desarrollo de nuevos modelos que tengan en cuenta estas variables con la finalidad de evaluar de manera más adecuada los efectos en los lagos de las emisiones procedentes de granjas de cultivo (Johansson et al., 1998).

Se ha pretendido aplicar estos modelos en zonas costeras, pero, en general se puede afirmar que están menos conseguidos para aguas costeras que para aguas continentales (Barg, 1994). En áreas marinas las limitaciones que presentan los modelos son aún mayores: la dificultad de cuantificar la tasa de renovación en zonas costeras y el hecho de que en agua marina es el Nitrógeno el principal nutriente limitante (Rossenberg et al., 1990). El hecho de que entre áreas costeras haya grandes diferencias: salinidad, irradiación solar, desembocadura de ríos y mareas, hace que tampoco sean aplicables de unas zonas a otras (Wallin, 1991). Estos modelos se han empleado en zonas de estuarios y las predicciones obtenidas son razonables, a pesar la influencia de las mareas y la estratificación del agua debido a la salinidad. Su aplicación a las granjas situadas



estuarios de fiordos no ha dado resultados adecuados (Gowen et al., 1990) por las circunstancias que ya se han referido.

Otros modelos, los llamados “balances de masa” evalúan el impacto en función de la cantidad de determinados nutrientes procedentes de la instalación. Su aplicación permite calcular de manera aproximada la producción de desechos en una piscifactoría en función del alimento consumido y de la producción. Entre ellos están los de Ackefors y Enell (1990) (Fig. 7) e Iwama (1991). En ellos se hacen una serie de estimaciones y se aplican los cálculos de digestibilidad realizados en laboratorio y también sobre los valores de alimento no ingerido. Calcularlos directamente resulta difícil ya que se confunden el alimento y los componentes fecales de los sólidos recogidos.

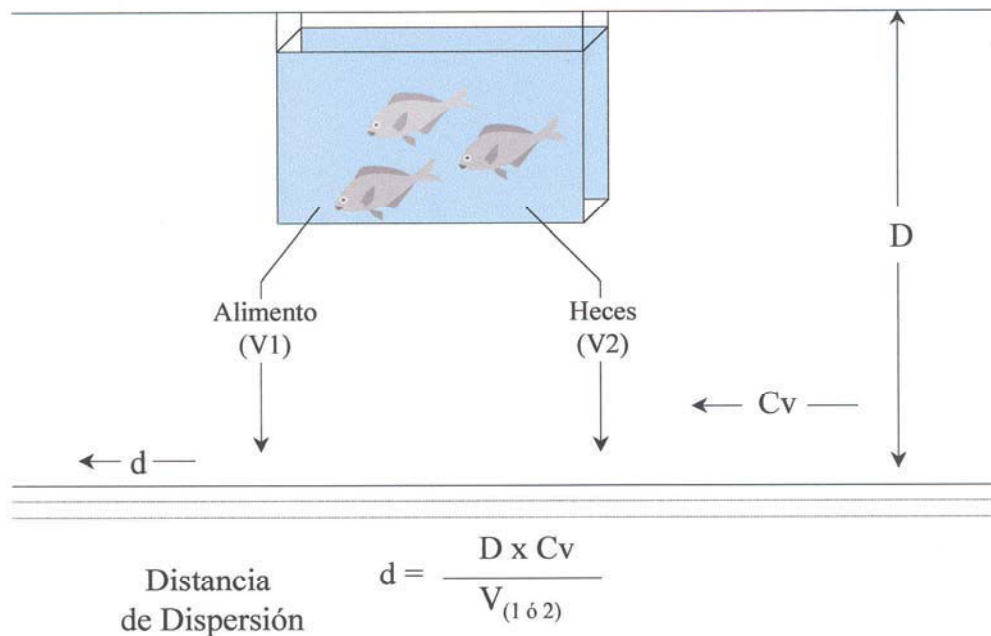


**Figura 7.-** Diagrama que muestra el flujo de Nitrógeno (N) y Fósforo (P) en una instalación de acuicultura (Adaptado de Folke y Kautsky, 1992).

Por otro lado, se han desarrollado modelos que se ocupan de calcular la capacidad de dispersión de los desechos procedentes de las piscifactorias, como los de Hagino (1977) y Gowen et al. (1989) (Fig. 8). En estos análisis se tienen en cuenta además de la cantidad de desechos producidos, la superficie de la instalación, la profundidad del agua, la velocidad de la corriente y la velocidad de sedimentación. Sin embargo, presentan limitaciones como la diversidad de tamaño y densidad que presentan las partículas y que se traducirían en distintas velocidades de sedimentación, el consumo de las partículas por peces silvestres, los efectos de las características del fondo, la resuspensión del material depositado, la actividad de los organismos bentónicos, y otros procesos químicos y microbiológicos (Holmer, 1991; Holmer y Kristensen, 1992).

Un ejemplo de modelo predictivo son los análisis ecométricos, como el diseñado por Hakanson y Wallin (1991 a y b), que relaciona la sensibilidad de la zona con las dosis de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) eliminadas por el cultivo y capaces de producir determinados efectos ecológicos (Fig. 9). En estos análisis se tienen en cuenta además de la cantidad de desechos producidos y los efectos observados, otros datos como la superficie de la instalación, la profundidad del agua, la dinámica del fondo marino y las velocidades de la corriente y de sedimentación.

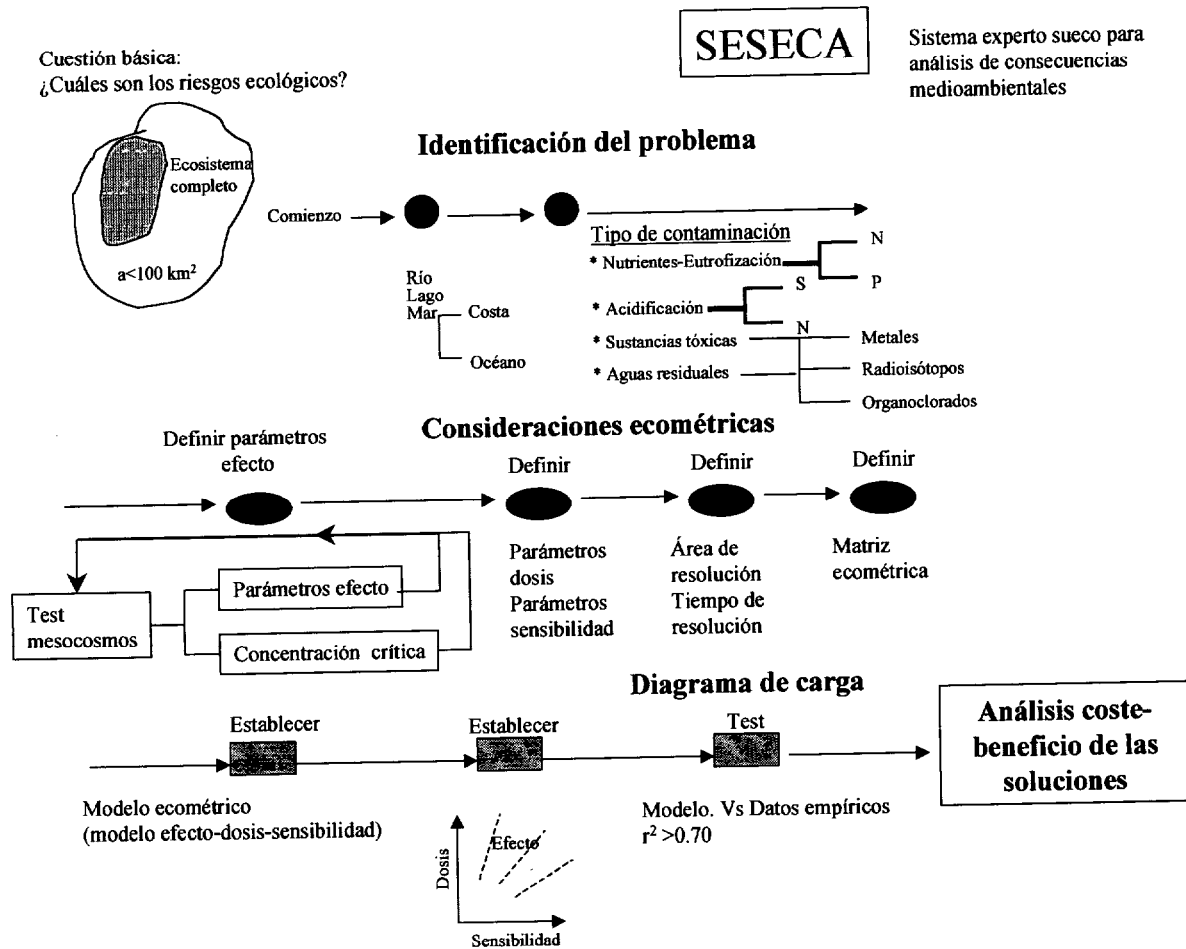
Se establecen correlaciones entre todos estos parámetros y se aplica regresiones múltiples tras controlar estadísticamente la fiabilidad de los datos empíricos. Con la aplicación de este modelo a la hipernutrición se pueden obtener diagramas que muestran qué dosis de nutrientes pueden provocar en un área determinada un efecto concreto.



**Figura 8.-** Representación esquemática del desplazamiento de desechos que muestra la relación entre profundidad del agua, velocidad de la corriente y de las partículas (adaptado de Gowen et al., 1989)

Otro método de modelización es la estimación de la capacidad de carga. Este concepto se refiere a la máxima producción posible de una especie en relación a los recursos alimenticios disponibles de manera natural (Rosenthal et al., 1988). Se refieren a los cultivos de algas o de bivalvos que dependen de la cadena trófica natural. Una siembra que supere la capacidad de carga de la masa de agua, provoca una reducción de la producción al no estar disponible el alimento suficiente. Existen dos tipos de modelos que se utilizan para estimar la capacidad de carga. Unos se basan en la evaluación de la especie cultivada: biomasa, registros históricos de producción y tasa de crecimiento. Otros tienen en cuenta la variabilidad que se produce en el

medio. Estos modelos utilizan la disponibilidad de biomasa de fitoplancton, los flujos de carbono y de nitrógeno, el consumo, la respiración y la asimilación, para predecir la producción de bivalvos en la zona (Héral, 1991).



**Figura 9.-** Representación esquemática de un programa para realizar análisis ecométricos (Adaptado de Hakanson y Wallin, 1991a)

Silvert (1992) desarrolla unos modelos que predicen la capacidad de asimilación del medio. Se basan en que todo tipo de impacto (disminución de los niveles de oxígeno, hipernutricación y enriquecimiento bentónico) afecta a la capacidad del medio para asimilar los

desechos de la acuicultura. Con una serie de estimaciones teóricas se calcula la variación en los niveles de oxígeno y de nutrientes producidos en relación con la producción de la granja y características específicas del área y las instalaciones (profundidad, forma,...). Otro modelo similar es el descrito por Ervik et al. (1992), que basándose en las condiciones hidrodinámicas y topográficas de la zona, predice el impacto en función del tamaño y producción de la granja, de acuerdo con lo que denominan “standards de calidad ambiental”, y que están referidos a la capacidad máxima de asimilación de la zona.

Como consecuencia de las complejas relaciones entre los procesos físicos, químicos y biológicos de las zonas costeras, estos modelos predictivos son poco aplicables y resultan en la práctica, específicos de cada zona. En cuanto a la eutrofización, en la actualidad es imposible predecirla, dadas las complejas interrelaciones entre producción primaria y fitoplancton y los muchos factores de los que dependen.

La aplicación de cualquiera de ellos puede suscitar problemas como consecuencia de la escasa base de datos existente, así como del uso de distintos tipos y técnicas de control de los parámetros. Habría que tener en cuenta el desconocimiento sobre otros elementos como los efectos hidrodinámicos de las instalaciones de cultivo, la actividad del bentos y otros procesos biológicos sobre los materiales depositados y la resuspensión de estos materiales a causa de las corrientes o de las tormentas.

Todavía se necesita continuar con la investigación en estos aspectos sobre distintos tipos

de instalaciones acuícolas que permita cuantificar los desechos producidos y relacionarlos con los efectos originados sobre el medio (Munday et al., 1992). Sólo así los modelos resultarían herramientas verdaderamente útiles para seleccionar emplazamientos adecuados para nuevas instalaciones y asesorar a las ya existentes, de modo que al optimizar su gestión pueda disminuirse el impacto medioambiental negativo.

## **8.- OBJETIVOS**

Ante la complejidad que supone abordar estudios de impacto ambiental y la variedad de metodologías que se pueden usar, se decidió realizar este estudio seleccionando el punto de vista nutricional, por disponer para este estudio de una instalación para engorde de peces y ser por lo tanto, el alimento suministrado la única fuente exógena de desechos. Sin embargo, no se quiso obviar el punto de vista químico, con la idea de establecer relaciones entre ambos. Al tratarse de una instalación de jaulas situada en una bahía no demasiado abrigada, sometida a unas corrientes bastantes fuertes, se decidió seleccionar el análisis sedimentológico como base del estudio de impacto desde un punto de vista químico. No podemos obviar que los sedimentos marinos actúan como sumideros donde se acumulan los contaminantes, actuando como indicadores de polución (Mudroch y McKnight, 1994) y que constituyen un elemento de importancia trascendental en los estudios de impacto de ecosistemas acuáticos (Chapman, 1989; Luoma, 1989; Luoma y Ho, 1992).

Los objetivos del presente trabajo se pueden resumir en los siguientes:

- 1.- Determinación de las cantidades de nitrógeno y fósforo suministradas a los peces con el alimento.
- 2.- Determinación de las cantidades de nitrógeno y fósforo retenidos por los peces y de la eliminada al medio.
- 3.- Diferenciación de la excreción soluble de la particulada en estos nutrientes.
- 4.- Determinación de las características físicas y químicas de los sedimentos situados en la cercanías de la instalación y su variación durante el período de realización del estudio.
- 5.- Valoración de los resultados y comparación de los datos obtenidos mediante ambas perspectivas.
- 6.- Establecimiento de conclusiones que pudieran ser útiles a los propios granjeros, así como para colaborar en la planificación del litoral por parte de la Administración y promover, en definitiva, un desarrollo sostenible del sector en las Islas.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### 1.- Características de las costas canarias.

El Archipiélago Canario está formado por islas de tipo oceánico (Carracedo, 1984) y de origen volcánico con escasa plataforma costera (aunque variable según las islas entre el 4.1 % y el 30.8 %), separadas entre sí por grandes profundidades. Se encuentra próximo a las costas atlánticas sureuropeas y norteafricanas, sometido a un régimen eólico dominado por los Alisios y en el paso descendente del sistema de la Corriente del Golfo conocida como "Corriente de Canarias" o "Corriente Fría de Canarias", ambos de componente Noreste. Dicha corriente provoca que las islas afortunadas presenten temperaturas generales inferiores a las que le corresponderían por su latitud, aunque las aguas presentan gran estabilidad térmica (17 a 24° C) a lo largo del año debido a condiciones ambientales particulares. A este esquema general habría que añadir un gradiente térmico de temperatura de unos dos grados entre Islas Orientales y Occidentales, con un ambiente marino más templado en las primeras y en las segundas características casi subtropicales; esta diferencia de temperatura se debe a los procesos de afloramiento de aguas frías en las costas africanas. La diversidad costera interinsular está relacionada con el tipo de fondos, más sómeros y llanos en las Islas Orientales, frente a los más abruptos y rocosos en las islas Occidentales. Otra fuente de variabilidad en cada isla la constituye la orientación que da lugar a condiciones distintas de hidrodinamismo, tipo de sustrato y pendiente. Por ejemplo, en las costas orientadas a sotavento las aguas se mezclan menos con la masa general por el menor batido, debido al efecto del choque de la corriente dominante con los litorales norte y nordeste, fenómeno



conocido como "efecto masa de isla", creándose unas condiciones más cálidas.

Las aguas que rodean las islas Canarias han sido descritas como oligotróficas por varios autores (De León y Braun, 1973; Braun, 1980; Braun et al., 1976, 1985, 1986,...), presentando escasas cantidades de nutrientes en la zona eufótica y una baja producción primaria (excepto durante el bloom a finales del invierno). El fitoplancton es escaso en cantidad y prevalecen los organismos de pequeño tamaño con crecimiento limitado por las bajas concentraciones de los nutrientes (Aristegui et al., 1989).

De todo lo anterior se deduce que en el Archipiélago nos encontramos ante un amplio espectro de condiciones ambientales, aunque dentro de los parámetros básicos antes reseñados.

## **2.- Localización de la zona de estudio: la Bahía de Melenara.**

El estudio se ha realizado en el litoral este de la isla de Gran Canaria, concretamente en la Bahía de Melenara; catalogada como aguas interiores y que no se encuentra incluida dentro de ningún espacio natural según la LENAC (Ley de Espacios Naturales de Canarias). Presenta un fondo arenoso de fina arena fonolítica y calcárea que descansa sobre la rasa rocosa hasta la cota -20 m con una profundidad que oscila entre 18 y 22 m. Dista 300 m de la bocana del muelle de Taliarte y 400 m. del espigón norte de la playa de Melenara

El muelle de Taliarte tiene una pequeña dársena en la que anclan barcos deportivos, de

pesca de bajura y el Buque Oceanográfico "Taliarte", del Instituto Canario de Ciencias Marinas. La zona se caracteriza por una fuerte antropización; está densamente poblada y muestra un uso recreativo (pescadores de caña y embarcaciones) y deportivo (baño, natación surf, wind-surf,...); aunque estas actividades se realizan preferentemente en otros lugares de la bahía distintos al elegido para la ubicación de las jaulas. Las especies representativas de la zona son las propias del litoral canario, aunque la zona intermareal se encuentra empobrecida por el uso de los bañistas y un marisqueo anárquico.

El área donde se sitúa la granja tiene unos 10.000 m de superficie con una profundidad que oscila entre los 12 y 18 m, siendo su perímetro un cuadrado de 100 m de lado. Las coordenadas geográficas de los cuatro puntos que definen su situación son (Fig. 10):

	LONGITUD	LATITUD
A	15°22'0.5" W	27°59'1.3" N
B	15°22'1.1"	27°59'1.6"
C	15°22'1.4"	27°59'1.1"
D	15°22'0.9"	27°59'0.9"

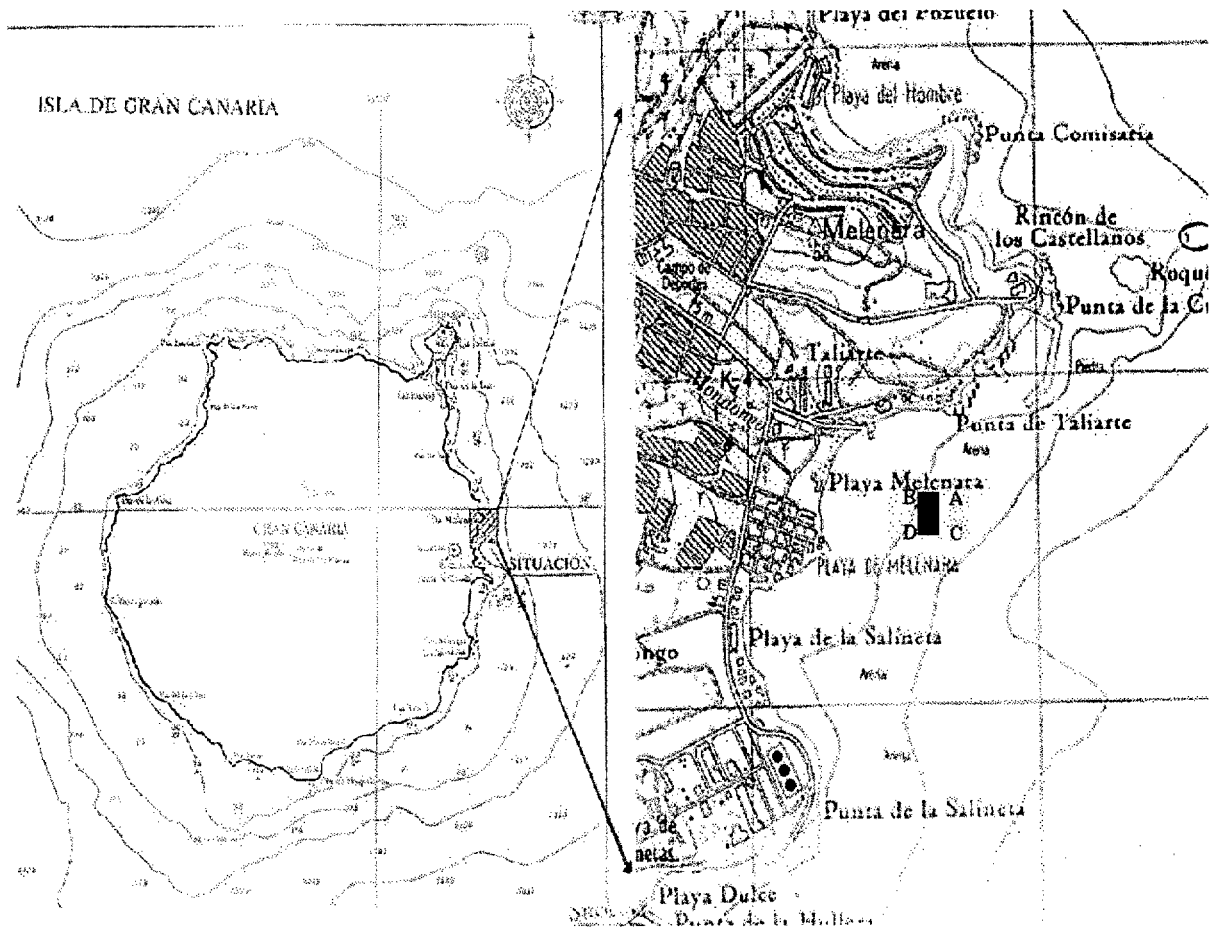


Figura 10.- Situación geográfica de la granja estudiada.

El correntímetro (Aanderaa instruments, Mod. RCM-7, Noruega) instalado en la zona ha permitido efectuar mediciones de la velocidad y dirección de la corriente, temperatura y salinidad.

El régimen de corrientes en la Bahía de Melnara 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. En líneas generales, se puede deducir que está sometida a un régimen

constante coincidente con los períodos de mareas. Así la variación de las direcciones de las corrientes a lo largo de un día suele coincidir con los períodos de marea del mismo día; esto se conoce como un régimen típico de "corrientes de marea". Los momentos esporádicos en los que este régimen se interrumpe, generalmente coincidiendo con incrementos de velocidad, se debe a la acción de vientos que pueden originar temporales de diversa intensidad, que suelen ocurrir de forma estacional. Durante estos temporales las velocidades medias de las corrientes se incrementan hasta alcanzar los 25-30 cm/sg.

Los resultados demuestran que normalmente la velocidad de corriente en la zona alcanza una media anual entre 15 y 20 cm/sg y dirección predominante NE y SW, siendo estas últimas las de mayor intensidad.

La temperatura, oscila entre 17.3° y 24.8° C siguiendo un perfil con escasas variaciones. La salinidad permanece casi inalterable en torno a 36.5 ppm. Los valores de oxígeno disuelto en superficie se mantienen asimismo bastante constantes, alrededor de 7 mg/l.; los valores de fosfatos presentan unos valores medios de 0.45  $\mu$  M, los valores de nitratos + nitritos y los de amonio, 3.52 y 6.96  $\mu$  M, respectivamente (García, 1999). Para las aguas canarias en condiciones normales, estos valores son los esperados, no pudiendo hablarse de condiciones anormales en las aguas donde se sitúa la granja.

Las adecuadas características hidrológicas, incluyendo cálculos de altura máxima de ola prevista para la zona, junto a la cercanía del Instituto Canario de Ciencias Marinas fueron razones

de peso para su elección como área piloto para la instalación de un sistema de jaulas flotantes en el Archipiélago Canario (Fig. 11).



**Figura 11.-** Vista aérea de la granja donde se realizó el estudio.

### 3.- Trámites legales.

Para la obtención de esta concesión se solicitó a la Consejería de Pesca y Transportes aportando toda la documentación requerida, incluido un estudio básico del impacto que dichas instalaciones podrían suponer en el medio ambiente.

Dicha concesión se consiguió por anuncio público en el Boletín Oficial de Canarias (24

de Septiembre del 93), al no ser recusada en el plazo legal indicado al respecto. Previamente se había obtenido la información positiva del proyecto por parte de la Consejería de Pesca y Transportes.

Posteriormente, se firmó un convenio específico entre la empresa Alevines y Doradas S.A., el Cabildo Insular de Gran Canaria (del que dependía en aquel momento el Instituto Canario de Ciencias Marinas) y la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria con el fin de realizar conjuntamente un proyecto de investigación sobre la puesta a punto de las técnicas para el cultivo de peces marinos en jaulas off- shore en las Islas Canarias, así como la investigación sobre cuestiones específicas.

La presente tesis doctoral es fruto de este convenio y ha permitido el seguimiento continuado del impacto de estas instalaciones desde el comienzo de su explotación.

#### **4.- Descripción de las instalaciones.**

En enero de 1994 comenzó a realizarse la instalación de la granja en la zona antes descrita. En aquel momento disponía de seis jaulas flotantes de mar abierto, modelo ATLANTICOR, fabricadas por la empresa CORELSA, que ocupaban una superficie de 1.945 m<sup>2</sup> y un volumen de 5.430 m<sup>3</sup>. La superficie marina para la instalación descrita es de 1945 m<sup>2</sup> (36 x 54m) y la superficie del fondo marino ocupado por el sistema de fondeo, de 27.800 m<sup>2</sup> (176 x 158m).

Cada jaula consta de un bastidor flexible circular de 12 m. de diámetro interno y 13.2 m. de diámetro externo y de una bolsa de red sin nudos de forma cilíndrica y 8 m. de profundidad, compuesta de material sintético (100% poliamida). Las redes llevan pesos atados al fondo para mantener la forma cilíndrica.

El bastidor de cada jaula se compone de dos tramos de tubos de polietileno "Saenger" (Serie Hersalen) de 20 cm de diámetro, semirrígidos y rellenos de poliestireno (para aumentar su flotabilidad), así como de un tramo de tubo de 11 cm, que hace las veces de barandilla. Los tres quedan engarzados con 16 soportes de polietileno reforzado.

Las seis jaulas quedan unidas mediante un sistema de fondeo compuesto por ocho cabos de 24 mm por jaula, sujetos mediante grilletes náuticos rectos de 1 1/8" y sus correspondientes guardacabos, a anillas de acero galvanizado de 35 cm de diámetro. Cada anilla cuenta con una boya de 650 l.

El perímetro de cada jaula está delimitado por un cuadrado de 18 m de lado formado por cable de acero galvanizado de 20 mm, sumergido a 1.5 m de profundidad, al igual que las anillas que sirven de puntos de unión. El perímetro total de las seis jaulas es un rectángulo de cable de acero galvanizado de 36 x 54 m. Durante el período de explotación de las jaulas, el cable fue sustituido por cabo que daba mejores resultados de duración y resistencia.

Todo el sistema está sujeto por catorce muertos de hormigón de 14 Tm cada uno, además

de un ancla de seguridad de 100 Kg. Los muertos van unidos mediante un tramo de 5 m de cadena de 28 mm a un total de 14 estachas de 36 mm que se anclan en las anillas exteriores. Para el balizamiento se emplea una boya tipo Bouee-es-1700 en cada esquina, provista de linterna de flash naranja reglamentaria, panel solar y "Cruz de San Andrés". En Septiembre de 1995, la instalación fue modificada añadiéndose seis jaulas más, también suministradas por la empresa CORELSA, similares a las antes descritas, pero de 16 m de diámetro externo cada una.

### 5.- Las especies cultivadas.

Los peces cultivados en este sistema de jaulas flotantes son doradas (*Sparus aurata L.*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax L.*) con una densidad media de 18 kg/m<sup>3</sup>. Estas especies se sembraron con un rango de peso variable, entre 3 y 400 g para ser engordadas hasta alcanzar la talla comercial, en dos tamaños: 450 g y 1 Kg por individuo.



**Figura 12.-** Vista de una de las jaulas de cultivo con doradas.



Para los experimentos se utilizaron doradas (*S. aurata*) y lubinas (*D. labrax*) procedentes de las jaulas de la Bahía de Melenara y explotadas según convenio por la citada empresa Alevines y Doradas S.A.

Los peces se seleccionaron al azar en las jaulas correspondientes y se trasladaron a la nave de cultivos del Instituto Canario de Ciencias Marinas, de la Dirección General de Universidades e Investigación, de la Consejería de Educación, Cultura y Deportes del Gobierno de la Comunidad Autónoma de Canarias; en donde se adaptaron y mantuvieron el tiempo necesario para la realización los distintos experimentos.

## **6.- Muestreos de sedimentos.**

### **6.1.- Instrumentos utilizados: cores, cámaras de exclusión y trampas de sedimentación.**

La recogida de muestras fue realizada por buceadores que usaron cores cilíndricos de PVC (longitud, 25 cm; diámetro externo, 10 cm y diámetro interno, 8 cm, Fig. 13 ) con tapas de rosca en los extremos que eran introducidos verticalmente en el sedimento. Para la construcción de los cores se escogió material plástico por su durabilidad y resistencia a la corrosión al utilizarse en agua marina, en contraposición a los metales, además de prevenir la contaminación por los componentes metálicos. En la literatura no hay datos sobre contaminación de muestras en cores plásticos (Mudroch and MacKnight, 1994). La escasa compactación del sedimento a muestrear

apoyó la selección de cores de tipo manual (Mudroch and MacKnight, 1994), además de su bajo coste y fácil manejo. Las dimensiones de los cores fueron determinadas en función de la cantidad de muestra necesaria para realizar todos los análisis y del interés de recoger, al menos los 15 cm superiores, que son los que proporcionan información sobre la acumulación de contaminantes en los sedimentos (Mudroch and MacKnight, 1994). Por otro lado, la eficacia de los muestreos realizados por buceadores frente a otras técnicas, ha sido constatado en varios trabajos (McIntyre, 1971; Martin y Miller, 1982).



**Figura 13.-** Cámaras de exclusión y cores de PVC usados para el muestreo de sedimentos.

La presencia en la zona donde se iba a realizar la recogida de sedimentos de anguila jardinera (*Heteroconger longissimus*) y el hábito de este animal de remover el sedimento superficial para enterrarse parcialmente, nos planteó la necesidad de diseñar algún instrumento

que impidiera la actuación de estos animales en los puntos de muestreo, ya que podrían modificar puntualmente las características del sedimento recogido. Estos instrumentos son las cámaras de exclusión, tienen forma de paralelepípedo con una base cuadrada de 50 cm de lado y una altura de 25 cm; fueron construidas con viguilla de hierro soldado y recubiertas con malla metálica de una luz lo suficientemente grande para no interferir en el depósito normal del sedimento e impedir el paso de estos animales (Fig. 13). Estos instrumentos fueron anclados al fondo marino utilizando pequeños muertos de cemento a los que iban atados con cabos lo suficientemente largos como para permitir su fácil levantamiento por parte de los buceadores para acceder al sedimento depositado dentro de ellos.

Para comprobar si el hecho de utilizar las cámaras producía artefacto, es decir, si alteraba los resultados obtenidos, se efectuó la prueba siguiente: se recogieron muestras de sedimentos bajo las cámaras y fuera de ellas, analizándose por triplicado los parámetros objeto del estudio (ver epígrafe correspondiente) y comparando los datos obtenidos. La variabilidad de estos datos fue analizada mediante un análisis de varianza simple (ANOVA one-way) utilizando la T de Student para comparar las medias y el test de la F de Fisher para las desviaciones típicas de los datos obtenidos fuera y dentro de las cámaras (ver epígrafe 8).

Los resultados de este ensayo aparecen reflejados en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Resultados de la comparación de las medias (T de Student ) y de las desviaciones típicas (F de Fisher) para los valores de los distintos parámetros obtenidos con y sin la utilización de cámaras de exclusión, para un intervalo de confianza del 95 % ,  $p < 0.05$  (n.s.: no existen diferencias significativas).

	Medias	Desviación típica	Correlación
<b>Materia orgánica</b>	0.21916	0.176259	n.s.
<b>Nitrógeno</b>	0.383655	0.892935	n.s.
<b>Fósforo</b>	0.321637	0.541179	n.s.
<b>Granulometría</b>			
< 105 $\mu$	0.9285571	0.18593	n.s.
105-250 $\mu$	0.954545	0.453361	n.s.
250-500 $\mu$	0.933257	0.13348	n.s.
500-1000 $\mu$	0.77332	0.095454	n.s.
1000-2000 $\mu$	0.5	1.0	ns.
> 2000 $\mu$	0.907035	0.142857	n.s.

A la vista de estos resultados, se observó que el hecho de tomar muestras bajo las cámaras no producía variabilidad en los datos, por lo que se decidió muestrear de este modo. Además la utilización de las cámaras de exclusión permitía una fácil y rápida localización de las estaciones de muestreo, lo que facilitaba la recogida de muestras.

Con la finalidad de estimar las tasas de sedimentación de los distintos elementos se construyeron trampas de sedimentación. Estas trampas constan de un aspa de chapa marina de 90 cm de longitud, en las que se incluyen tubos de PVC con extremos a rosca, de modo que pueden separarse de la estructura y permiten a los buceadores recoger fácilmente el material depositado (Fig.14).



**Figura 14.-** Trampas utilizadas para calcular las tasas de sedimentación de los elementos procedentes de las jaulas.

El diseño de las trampas se realizó siguiendo las indicaciones de Reynolds (1979) y Merican y Phillips (1985). La utilización de PVC para los tubos de las trampas está indicada por su bajo coste y adecuada duración, así como por el hecho de que las muestras no se contaminan (Mudroch and MacKnight, 1994).

Una de estas trampas se situó directamente bajo una de las jaulas en posición central y a unos 3 m de profundidad del fondo del copo, manteniendo una distancia que evitase que se enredase con la red. Con la final de mantenerlas en esta posición llevaban por encima una boya de 10 l que la hacían flotar, al tiempo que se ataron a unos pequeños muertos de cemento que la fijaban al fondo. Para poder estabilizar la trampa, cada aspa se ató al muerto con cabos.

A causa de un temporal las trampas desaparecieron arrastradas por las olas, por lo que los datos obtenidos por estos muestreos no fueron los esperados.

## **6.2.- Recogida de muestras.**

Las muestras de las trampas de sedimentación eran recogidas por los buceadores tras la sedimentación del material entre 24 y 48 horas después de ser colocados los tubos; se desenroscaba la parte final del tubo y se tapaban con tapas a rosca. Las muestras se trasladaban seguidamente al laboratorio donde llegaban en menos de una hora. Estaba previsto que estos muestreos se realizasen dos veces al año durante todo el periodo de estudio, sin embargo, los problemas antes indicados impidieron que se realizasen en su totalidad.

La toma de sedimentos de fondo se realizó también por los buceadores, con los cores antes descritos: eran clavados verticalmente en el sedimento bajo las cámaras de exclusión y al extraerse se tapaban; si el core no aparecía lleno en sus tres cuartas partes no era utilizado.

La primera recogida del sedimento (Junio del 94) se realizó previamente a la siembra de las jaulas para conocer las condiciones iniciales de la zona antes de la explotación y a partir de este momento, en periodos bimensuales durante el tiempo del estudio (hasta Abril de 1998).

La elección de las zonas de muestreo se realizó teniendo en cuenta el tipo de fondo de la zona (Hakanson, 1977) y las referencias en la bibliografía sobre la amplitud de las zonas afectadas por la presencia de jaulas de cultivo.

En el caso del presente estudio, el fondo puede clasificarse como de transporte (Persson Hakanson, 1991), es decir, que se trata de un área en donde tiene lugar la deposición de partículas alternando con periodos de resuspensión y transporte. En estos fondos los desechos tienden a dispersarse en un área mayor, aunque el efecto producido suele ser menor que en otro tipo de fondos (Lauren - Määttä et al., 1991).

En general, el impacto de este tipo de instalaciones sobre los sedimentos es un fenómeno altamente localizado, que no suele hacerse evidente en radios mayores de los comprendidos entre 20 y 50 m (Beveridge, 1996). Sin embargo, se han descrito influencias en los sedimentos relacionados con granjas marinas a distancias variables entre 15 m (Brown et al., 1987), 25 m (Kupka-Hansen et al., 1991) y 90 m (Weston, 1990) de las instalaciones. Johannessen et al. (1994) informan sobre la ausencia de influencia a 250 m de la instalación. La extensión de la zona afectada es función de la profundidad y de la velocidad de la corriente (Gowen y Bradbury, 1987) y muy especialmente por el tipo de fondo (Lauren - Määttä et al., 1991).



Atendiendo a esto las muestras se tomaron en puntos preestablecidos situados en distintas zonas en torno a las jaulas (Fig.15 ), consideradas según su alejamiento del sistema:

- zona 1: en la vertical bajo las jaulas. En esta zona se sitúan dos puntos de muestreo.
- zona 2: rodeando a la anterior con un radio de unos 60 m, correspondiente a la zona donde se encuentran los muertos de anclaje del sistema. En esta zona se consideraron cuatro puntos de muestreo.
- zona 3: rodeando a la anterior con un radio de unos 200 m; ésta es la zona que se considerada de referencia. En ella también se muestrearon cuatro puntos.

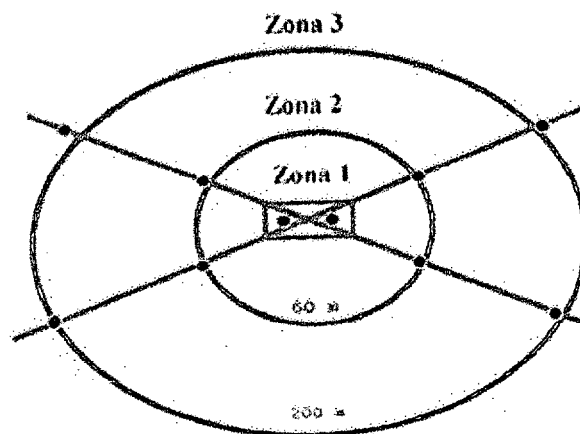


Figura 15.- Diagrama en el que se muestra la situación de las zonas y puntos de muestreo.

Para minimizar los efectos de la pseudoreplicación (Hurlbert, 1984) los puntos de muestreo en la zona de referencia se situaron más separados que los de las otras dos zonas (Karakassis et al., 1998).



Cada una de las trampas de sedimentación se colocó en una de las zonas descritas. La correspondiente a la zona 1 se colocó bajo una de las jaulas, como ya se indicó y las otras dos se situaron en las zonas 2 y 3 siguiendo la dirección de la corriente predominante.

Cuando la granja amplió el número de jaulas, se volvieron a situar las zonas de muestreo, pero manteniendo las características de las zonas y puntos antes señaladas.

### **6. 3.- Análisis de los sedimentos.**

Todos los análisis realizados para este trabajo se llevaron a cabo en el laboratorio de la Planta Experimental de Cultivos Marinos del Instituto Canario de Ciencias Marinas. Las muestras llegaban al laboratorio en menos de una hora y allí se procedía al secado en estufa a 105° C durante al menos 48 horas (hasta peso constante) como paso previo a la realización de los análisis. Se eliminaron aquellos cores que no se habían llenado hasta al menos las tres cuartas partes de su volumen. Cada muestra proporcionada por un core se dividió en dos submuestras y cada una se analizó de forma independiente; al comparar los resultados obtenidos no se observaron diferencias significativas. Este método se utilizó como control de calidad de la exactitud y precisión de los análisis realizados.

Previamente a la realización de los análisis (con excepción de la granulometría), la muestra se homogeneizó de forma manual durante unos 20 minutos. Los análisis se llevaron a cabo por triplicado. Los métodos utilizados para el análisis de las características físico-químicas de los

sedimentos se describen a continuación:

**Granulometría.-** Tras un tamizado de 15 minutos en un tamizador (CISA, Mod. 211, España) y el pesaje de las fracciones obtenidas, los sedimentos se han caracterizado en función del tamaño de sus partículas en siete clases:

< 105  $\mu$

105-250  $\mu$

250-500  $\mu$

500-1000  $\mu$

1000-2000  $\mu$

> 2000  $\mu$

**Materia orgánica.-** El porcentaje de materia orgánica se determinó quemando las muestras de sedimento en un horno mufla a 650<sup>0</sup>C durante 12 horas (AOAC, 1995).

**Nitrógeno.-** El contenido de nitrógeno total se obtuvo mediante la técnica Kjeldhal (AOAC, 1995). Este método consiste en la digestión de las muestras a 420° C con ácido sulfúrico concentrado en presencia de catalizador de mercurio durante una hora. Posteriormente se realiza una destilación con Na OH al 40 % actuando el ácido bórico como sustancia receptora. Para ello se usa la unidad destiladora Tecator (Kjeltec System 1003, Hóganas, Suecia). Por último se valora la muestra con ClH 0.1 N. Las muestras recogidas desde el mes de diciembre de 1997 hasta Abril

de 1998, se destilaron y valoraron de forma automática con Vapodest -5 (nº 6550, España) por avería de la unidad destiladora usada hasta el momento. En ambos casos, se obtiene la concentración en mg de nitrógeno, según la fórmula siguiente:

$$\text{Nitrógeno (mg/100g)} = \frac{\text{Valoración en ml} - \text{Valoración media del patrón en ml}}{\text{Peso de la muestra en mg}} \times 0.1 \times 14.007 \times 100$$

**Fósforo.**- El contenido en fósforo (P) se midió por espectrofotometría, analíticamente el ión que se determina es el ortofosfórico. El P orgánico se transforma por oxidación química en ortofosfatos; el P inorgánico suele aparecer en forma de ortofosfatos y polifosfatos, éstos se transforman en ortofosfatos por hidrólisis ácida. Tras una digestión con ácidos nítrico y perclórico (Burton y Riley, 1956) y en presencia de molibdato amónico, los ortofosfatos forman un complejo fosfomolibdico, que reducido por el ácido ascórbico desarrolla una coloración azul susceptible de una determinación fotométrica (Strickland y Parsons, 1972).

El cálculo se realizó aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{P (mg/100g muestra)} = \frac{(\text{Muestra- Blanco}) \times 0.2 \times 25 \times 50}{\text{Standard recuperación} \times \text{Peso muestra mg}} \times 100$$

## **7.- Muestras biológicas.**

### **7.1.- Recogida de muestras biológicas.**

Se recabaron datos sobre las cantidades de pienso suministradas a los peces durante todo el período de estudio y se recogieron muestras para realizar análisis de su composición. En todos los casos se trataba de dietas de diferentes marcas comerciales.

Para el muestreo de peces, se seleccionaron dos jaulas, una de lubina y otra de dorada, realizándose el seguimiento de las mismas desde el momento de su siembra hasta alcanzar el tamaño comercial.

Cada tres meses se sacrificaban dieciocho peces de las jaulas elegidas a fin de analizar la retención de nitrógeno y fósforo.

De las mismas jaulas se seleccionaron al azar un número suficiente de peces entre 20 y 45, que se trasladaron a la planta de cultivos donde tras la recuperación del transporte y la aclimatación a los tanques, se alimentaron con el mismo pienso que en ese momento estaban ingiriendo. Tras un período prudencial de alimentación rutinaria (entre tres y seis días), se sometieron a un día de ayuno con la finalidad de que el intestino no presentase contenido residual de comidas anteriores (Kabir et al., 1998) y se sacrificaron por inmersión en hielo para la

extracción de heces.

Las heces fueron extraídas por disección de la zona del recto, tras la realización de una serie de experiencias que se describirán en el capítulo correspondiente. El número variable de peces que eran sacrificados con esta finalidad, dependía del tamaño, puesto que había que conseguir una cantidad de heces suficiente para la realización de los análisis. Se formaba un "pool" con las heces extraídas de la misma zona de distintos peces hasta completar la cantidad de muestra necesaria.

La recogida de heces por decantación (véase experimento correspondiente) se realizó en tanques provistos de columnas de decantación (Fig.16) diseñados a partir del sistema Guelph propuesto por Cho, et al. (1987, 1982) con una serie de modificaciones encaminadas a disminuir la rotura de las heces por manipulación y por lo tanto, el lavado de los componentes fecales (Robaina et al.,1995).

El proceso de recogida de heces en estos tanques se realizó siguiendo los pasos siguientes (Robaina, 1998):

1º.- Alimentación habitual de los peces a lo largo del día, procurando evitar la pérdida de alimento.

2º.- Cierre de las entradas de aire, después de la última toma de alimento, durante unos 10 o 15 minutos para facilitar la deposición de restos de comida y heces en el fondo de los

tanques.

3°.- Limpieza de los tanques mediante vaciado de las dos terceras partes del agua a través de las columnas de decantación.

4°.- Reposición rápida de los niveles habituales de agua y apertura de las llaves de aire.

5°.- Colocación de los tubos para recogida de heces que se retiraban a la mañana siguiente.



**Figura 16.-** Detalle de las columnas de decantación en los tanques para la recogida de heces.

Este proceso se debe realizar cada día aproximadamente a la misma hora, de manera que la muestra recogida sea representativa de las heces excretadas durante 24 horas. Se formó un

“pool” con las heces excretadas por los peces de cada uno de los tanques en días sucesivos.

El suministro de agua a los tanques de cultivo se realizó de forma continua con agua de mar natural procedente de un tanque de sedimentación de 27 m<sup>3</sup> situado en el exterior de la planta de cultivo.

### **7.2.- Análisis de las muestras biológicas.**

Los piensos se molieron manteniéndose refrigerados hasta la realización de los análisis que se llevaron a cabo por triplicado.

Los peces se liofilizaron (Heto, CD8, Birkerod, Dinamarca), se molieron teniendo especial cuidado en la completa homogeneización de la muestra y se mantuvieron en refrigeración hasta la realización de los análisis que se realizaron por triplicado.

Las heces recogidas por decantación fueron centrifugadas durante 20 minutos a 10.000 rpm (Sigma, 3K20, Milwaukee, USA), se desechó el sobrenadante, se pesaron y se liofilizaron (Heto, CD8, Birkerod, Dinamarca). Las heces recogidas por disección según la metodología que se describe en el experimento correspondiente, únicamente se liofilizaron (Heto, Birkerod, Dinamarca, CD8). En ambos casos, se homogeneizaron manualmente y se conservaron a -80° C hasta la realización de los análisis que se llevaron a cabo por triplicado. Previamente a la realización de los análisis, las heces se tamizaron para eliminar las posibles escamas.

Los análisis químicos que se realizaron con estas muestras fueron los siguientes:

**Nitrógeno.-** El contenido de N total fue determinado mediante la técnica Kjeldhal (AOAC, 1995) de igual manera a la descrita para las muestras de sedimentos. Sin embargo para estas muestras la destilación y posterior valoración, se realizó automáticamente con la unidad Kjeltec Auto Sampler System (Modelo 1035/38, Suecia). En estos casos, se obtiene la concentración de Nitrógeno según la fórmula siguiente:

$$\text{Nitrógeno (\%)} = \frac{\text{Valoración en ml} - \text{Valoración media del patrón en ml} \times 0.1 \times 14.007 \times 100}{\text{Peso de la muestra en g}}$$

**Fósforo.-** El contenido en fósforo (P) se midió con la técnica descrita para las muestras de sedimentos. Para su cálculo se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{P (\%)} = \frac{(\text{Muestra} - \text{Blanco}) \times 0.2 \times 25 \times 50}{\text{Standard recuperación} \times \text{peso muestra g} \times 100}$$

**Lípidos totales.-** El contenido en lípidos fue determinado mediante el método Soxhlet (AOAC, 1995) de extracción en caliente de grasas usando éter de petróleo (40- 60 ° C).

**Materia orgánica.-** El contenido de materia orgánica de las heces y el pienso se



determinó mediante la incineración de la muestra en horno Mufla a 450° C hasta peso constante según el método descrito por AOAC (1995).

### **7. 3.- Retención de los nutrientes por los peces.**

Para el cálculo de la retención de nitrógeno (N) se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Retención de N} = (\text{N inicial} - \text{N final} / \text{N ingerido}) \times 100$$

Para el cálculo de la retención del fósforo (P) se utilizó la siguiente:

$$\text{Retención de P} = (\text{P inicial} - \text{P final} / \text{P ingerido}) \times 100$$

### **7.4.- Coeficientes de digestibilidad.**

Los Coeficientes de Digestibilidad Aparente (CDA) se obtuvieron por la fórmula siguiente:

$$\text{CDA (\%)} = 100 - 100 \times \frac{\% \text{ Marcador en dieta} \times \% \text{ Nutriente en heces}}{\% \text{ Marcador en heces} \times \% \text{ Nutriente en dieta}}$$

Se utilizó como indicador, un marcador interno, las Cenizas Insolubles en Ácido (CIA), la selección de este marcador se explica en la sección correspondiente.

### **7.5.- Cálculo de los nutrientes excretados de forma particulada.**

Para el cálculo de la cantidad de nitrógeno (N) excretada en forma particulada a través de las heces, se utilizó la fórmula:

$$N \text{ particulado} = 100 - CDA_N$$

Para el cálculo de la cantidad de fósforo (P) excretada en forma particulada a través de las heces, se utilizó la fórmula:

$$P \text{ particulado} = 100 - CDA_P$$

### **7.6.- Cálculo de los nutrientes excretados de forma soluble.**

Para el cálculo de la cantidad de nitrógeno (N) excretada en forma soluble a través de las branquias y la orina, se utilizó la fórmula:

$$N \text{ soluble} = N \text{ ingerido} - N \text{ retenido} - N \text{ particulado}$$

Para el cálculo de la cantidad de fósforo (P) excretada en forma soluble a través de las branquias y la orina, se utilizó la fórmula:

$$P \text{ soluble} = P \text{ ingerido} - P \text{ retenido} - P \text{ particulado}$$

## **8.- Tratamientos estadísticos.**

Para corroborar que el uso de cámaras de exclusión no provocaba variabilidad en los análisis de sedimentos recogidos, se compararon las medias de los datos obtenidos fuera y dentro de las cámaras con el test de la T de Student y las desviaciones típicas de los mismos con el test de la F de Fisher Snedokor en un intervalo de confianza del 95 % ( $p < 0.05$ ).

Los datos obtenidos de los resultados de los experimentos realizados fueron sometidos a análisis de varianza simple (ANOVA one-way ), con la finalidad de comparar las diferencias entre las medias se utilizó el test de Tukey (HSD, diferencia más francamente significativa) con un intervalo de confianza del 95 % ( $p < 0.05$ ).

Para contrastar la homogeneidad de las varianzas se utilizó el test de Bartlett; en los casos en los que se obtuvo un valor de  $p < 0.05$ , los datos se sometieron al test no paramétrico de Kruskal - Wallis, versión no paramétrica del test de la F de Fisher que compara poblaciones normales con varianza común (Pérez, 1998).

El lote total de datos obtenidos de los muestreos de sedimentos se sometió a análisis multifactorial de la varianza (Multifactor ANOVA) para comprobar la interacción de los factores, zona y fecha de muestreo, sobre los parámetros estudiados.

## **CÁLCULO DE LOS COEFICIENTES DE DIGESTIBILIDAD APARENTE**

### **1.- Justificación y objetivos**

La aproximación nutricional al estudio del impacto producido por un cultivo de peces implica el conocimiento de la digestibilidad de los nutrientes que podrían tener un mayor efecto sobre el medio (nitrógeno y fósforo). Se trata de averiguar en qué cantidad estos nutrientes se eliminan al ambiente en cada una de las dos fracciones: la particulada excretada en las heces y la soluble, que se calcula por diferencia entre la cantidad total eliminada y la excretada en forma particulada.

Durante el paso por el tubo digestivo, el alimento sólo es digerido y absorbido parcialmente, mientras que la porción que no se digiere se expulsa en forma de heces. También se excreta por las heces otra fracción, que no se corresponde con los nutrientes ingeridos en el alimento; es la llamada excreción endógena. Ésta incluye residuos de bilis y otros jugos digestivos, células epiteliales desprendidas del tracto digestivo y productos bacterianos. Su existencia se ha comprobado por la presencia de componentes nitrogenados en las heces de peces alimentados con dietas carentes de nitrógeno; en peces teleósteos presenta valores de entre 100 y 200 mgN/kg/h (Kaushick, 1990).

La porción del alimento que ha sido absorbida por el digestivo del pez puede determinarse por diferencia entre la cantidad de nutrientes ingerida y la excretada. Esto es lo que se denomina "Coeficiente de Digestibilidad Apparente" (CDA), para distinguirla de la digestibilidad

“real o verdadera” que también considera la excreción endógena del animal. Normalmente los valores de CDA se expresan como porcentaje de la cantidad ingerida, según la siguiente fórmula:

$$\text{CDA (\%)} = \frac{\text{Nutriente ingerido} - \text{Nutriente excretado}}{\text{Nutriente ingerido}} \times 100$$

Los valores de CDA se suelen calcular para cada uno de los nutrientes de la dieta, aunque también se pueden determinar para el conjunto del alimento en base a la materia seca del mismo.

Estos coeficientes pueden obtenerse mediante métodos directos o indirectos. Los directos presentan grandes inconvenientes puesto que conllevan la determinación de la cantidad total de alimento ingerido y la recogida de la totalidad de las heces (Smith y Lovell, 1971; Windell et al., 1978). La gran ventaja de los métodos indirectos es que no necesitan conocer la cantidad total de alimento ingerido ni de heces, sino que basta con una muestra de cada fracción para determinar el contenido de los elementos que interesan. Por este motivo, estos últimos son los métodos que más se han utilizado para los peces. Consisten en calcular las proporciones relativas en el alimento y en las heces de los nutrientes considerados, así como de una sustancia denominada marcador, lo que permite el cálculo de la digestibilidad aparente de un determinado nutriente mediante la fórmula:

$$\text{CDA (\%)} = 100 - 100 \times \frac{\% \text{ Nutriente en heces} \times \% \text{ Marcador en dieta}}{\% \text{ Nutriente en dieta} \times \% \text{ Marcador en heces}}$$



Para que una determinada sustancia pueda ser usada como marcador debe cumplir una serie de condiciones:

- Tener una velocidad de paso por el tracto intestinal similar a la de la ingesta (Maynard y Loosli, 1969).
- Ser atóxico (De Silva, 1989).
- Poseer una determinación analítica precisa en la dieta y en las heces (Owens y Hanson, 1992).
- No ser digerida ni metabolizada (Kabir et al., 1998).
- No debe alterar la flora intestinal (Kabir et al., 1998).
- No modificar la palatabilidad del alimento (Kabir et al., 1998).
- No tiene que interferir en la absorción ni digestión de los nutrientes presentes en la dieta (Kabir et al., 1998).

El uso de los marcadores ha jugado un importante papel en el progreso de los estudios sobre digestibilidad (Owens y Hanson, 1992). Los empleados generalmente pueden ser de dos tipos: externos o internos; y a continuación se explican las diferencias entre ambos y se enumeran los más usados en este tipo de estudios.

Los marcadores externos son elementos indigeribles que se añaden a las dietas con esta finalidad (Kabir et al., 1998). Entre los más utilizados en los estudios de digestibilidad se encuentran:

- Óxido crómico (Edin, 1918).
- Dióxido de titanio (Njaa, 1961).
- Fosfomolibdato amónico con P<sup>32</sup> (Hirao et al., 1960; Yamada et al., 1962).
- Sílice (Hickling, 1966).
- Ceniza resistente a la hidrólisis (De Silva y Perera, 1983; Buddington, 1980).
- Materia orgánica resistente a la hidrólisis, especialmente celulosa y quitina (De Silva y Perera, 1983).
- Polvo de hierro (Talbot y Higgins, 1983).
- Polietileno (Tacon y Rodrigues, 1984).
- Microtrazador de Hierro- Níquel (Kabir et al., 1998).
- Óxido de itrio (Sugiura et al., 1998).

El óxido crómico es actualmente el más usado en estudios de digestibilidad tanto para especies acuáticas como para animales terrestres (Cho et al., 1985; Kabir et al., 1998), debido a la simplicidad de los análisis (Furukawa y Tsukahara, 1966) y la reproductibilidad de los resultados obtenidos. A pesar de ello, se han suscitado algunas dudas sobre su conveniencia, por diversos motivos:

- Su velocidad de paso por el tracto intestinal difiere de la del alimento (Bowen, 1978).
- Se considera un cofactor de la insulina y está relacionado con el factor de tolerancia a la glucosa (Anderson, 1981).

- Presenta propiedades carcinogénicas (Peddie et al., 1982).
- Su capacidad de oxidación sobre los ácidos grasos insaturados (Steele y Clapperton, 1982).
- Reduce el crecimiento y adherencia de la flora intestinal (Ringo, 1993).
- Incrementa la utilización de la glucosa en tilapia (Shiau y Chen, 1993).
- Resulta absorbido por el pez en pequeñas proporciones (Sugiura et al., 1998).

Los marcadores internos son componentes presentes en el alimento, que por sus características específicas se pueden usar con esta finalidad. Se han utilizado distintas sustancias como marcadores internos en estudios de digestibilidad para peces:

- Celulosa (Buddington, 1979).
- Cenizas insolubles en ácido (Bowen, 1981; De Silva y Perera, 1983; Atkinson et al., 1984).
- Materia orgánica resistente a la hidrólisis (Buddington, 1979; De Silva et al., 1984).
- Fibra bruta (De Silva y Perera, 1983; Tacon y Rodrigues, 1984).
- Ceniza (De Silva et al., 1984).

También se han planteado dudas sobre la eficacia de la utilización de alguno de estos marcadores, bien porque han mostrado ser digeridos o absorbidos por los peces (Atkinson et al., 1984), o bien porque a menudo los resultados obtenidos por diferentes autores han llegado a ser contradictorios (Owens y Hanson, 1992).



En el estudio que nos ocupa, además del uso de un marcador determinado, era necesario la recogida de las heces para el cálculo de los coeficientes de digestibilidad aparente, lo que unido a la circunstancia del cultivo de los peces en jaulas, suponía un problema técnico que había que resolver.

Las dificultades inherentes a la recogida de heces en el medio acuático han impulsado el desarrollo de una serie de técnicas diferentes:

- Presión abdominal (Nose, 1960; Austreng, 1978; Windell et al., 1978, Vens-Cappell, 1985; Spyridakis et al., 1989).
- Cámaras metabólicas (Smith, 1971).
- Disección (Smith y Lovell, 1971; Austreng, 1978; Windell et al., 1978; Henkel et al., 1985, Spyridakis et al., 1989, Hajen, 1993).
- Succión anal (Lovell, 1977; Windell et al., 1978; Brown et al., 1985; Spyridakis et al., 1989).
- Pipeteado del fondo de los tanques (Alliot et al., 1979; Spyridakis et al., 1989; Fernández et al., 1996).
- Filtración continua (Choubert et al., 1979).
- Columnas de decantación, también conocido como Sistema Guelph, por la Universidad canadiense donde el método se desarrolló (Cho et al., 1975, 1982).

El empleo de distintos métodos de recolección fecal ha supuesto un importante problema

en cuanto a la reproductibilidad y comparabilidad de los resultados obtenidos para la misma especie. Cho et al. (1982) compararon diferentes técnicas de recolección de heces en trucha y documentaron grandes variaciones en los resultados de digestibilidad de las proteínas según el método utilizado.

Los procedimientos basados en la evacuación forzada (presión abdominal, disección y succión anal) pueden dar lugar a una subestimación de las digestibilidades de los nutrientes (Kabir et al., 1998), ya que suelen dar lugar a la extracción adicional de fluido intestinal, orina, epitelio e incluso productos sexuales (Vens-Cappell, 1985), pudiendo además incluirse partículas alimenticias parcialmente digeridas.

Por el contrario, aquellos métodos que suponen un contacto de las heces con el agua (pipeteado, cámaras metabólicas, filtración continua y decantación) pueden provocar la disolución parcial de los nutrientes presentes en las heces, lo que supondría una sobreestimación de sus digestibilidades (Windell et al., 1978; Smith et al., 1980; Hopher, 1988; Watanabe et al., 1996), especialmente si el agua donde permanecen las heces está en movimiento (Cho et al., 1985); este efecto resulta más significativo conforme se incrementa la temperatura del agua.

## **2.- Selección de los métodos más adecuados**

En este trabajo, el hecho de tratarse de una explotación comercial en la que ingentes cantidades de pienso eran utilizadas hacía francamente difícil el uso de un marcador externo para

el cálculo de los valores de CDA:, ya que implicaría añadirlo al pienso, homogeneizar la mezcla y volver a granular. Por esta razón se seleccionó un marcador interno, y de entre los posibles, se decidió el uso de las cenizas insolubles en ácido (CIA) por su empleo en estudios similares (Fernández et al., 1996; Kabir et al., 1998), por su simplicidad en relación a otras técnicas (Wetherbee y Gruber, 1993) y la reproductibilidad de los resultados (Halver et al., 1993).

En cuanto a la selección de una técnica de recogida de heces, frente a los condicionantes que presentan los distintos tipos, se trataba de elegir la más adecuada al objetivo del estudio y a las condiciones experimentales y comprobar que diera resultados fiables.

La carencia de instalaciones adecuadas para su desarrollo nos indujo a rechazar algunos métodos (cámaras metabólicas, pipeteado, filtración continua). Además se da la circunstancia que las cámaras metabólicas suponen confinamiento y estrés, por lo que no son adecuadas para peces pequeños (Halver et al., 1993). La presión abdominal no parecía la idónea debido a la anatomía del intestino y porque debía utilizarse la técnica con resultados efectivos y reproducibles para peces de muy variado tamaño. En estas especies el intestino se encuentra plegado sobre sí mismo, lo que hace que la presión abdominal sea poco efectiva para la obtención de heces; especialmente cuando se trata de peces muy pequeños, porque se obtiene muy poca cantidad de muestra resultando dudoso el origen exacto del contenido intestinal extraído. El método de decantación, ampliamente utilizado para la recogida de heces, no era posible en esta situación experimental porque las instalaciones de tanques para dicho sistema no podrían albergar peces del tamaño necesario que se tenía que muestrear a lo largo del desarrollo de los experimentos.

Finalmente se decidió el uso de la técnica de disección por la reproductibilidad de los resultados (Halver et al., 1993) y por no necesitar instalaciones especiales.

Una vez seleccionada esta técnica de recogida de heces se realizó una serie preliminar de tres experiencias; con el fin de estandarizar la metodología a seguir y comprobar la reproductibilidad de los resultados obtenidos, así como verificar la similitud de los mismos en comparación a los obtenidos mediante otra técnica ampliamente usada en estudios de digestibilidad: la recogida de heces mediante columnas de decantación.

El objetivo de la primera experiencia era seleccionar el tramo de intestino más adecuado para la toma de muestras. La elección de la zona era importante con el objeto de evitar en lo posible la extracción de alimento parcialmente digerido, ya que si esto ocurriera se infravalorarían los coeficientes de digestibilidad aparente de los nutrientes. La finalidad de la segunda experiencia consistía en averiguar el momento adecuado para la disección, según avanza la digestión tras la ingesta del alimento. Por último, en el tercer experimento se pretendía comparar los resultados de los valores de CDA en heces obtenidas por decantación frente a los obtenidos por disección.

### **3.- Condiciones experimentales**

Todos estos experimentos se llevaron a cabo en la Planta de Cultivos Marinos del Instituto Canario de Ciencias Marinas, perteneciente a la Dirección General de Universidades e

Investigación de la Consejería de Educación, Cultura y Deportes del Gobierno de Canarias, sita en Telde (Gran Canaria, Islas Canarias).

Las experiencias se realizaron con lubinas y doradas de un peso medio inicial comprendido entre 40 y 50 g, procedentes de la empresa Alevines y Doradas S.A. donde se preseleccionaron. Una vez en la nave se colocaron en tanques cilíndricos de fibra de vidrio con 2.000 l de capacidad cada uno, a los que se suministraba agua de mar natural a una temperatura que varió entre 18.4 y 19.2 ° C, durante el periodo de realización de los experimentos.

Tras un período de aclimatación de una semana, se alimentaron con pienso comercial (48% proteína cruda, 12 % lípidos, 17.5% ceniza) suministrado manualmente hasta saciación aparente en tres tomas diarias (9.00, 13.00 y 17.00 horas) durante seis días a la semana. En la tercera experiencia, los peces se aclimataron durante una semana a los tanques tronco-cónicos provistos de columnas de decantación (Fig. 16), antes de comenzar la recogida de heces.

En los casos en que se empleó la técnica de disección, los peces se sacrificaban por shock térmico (inmersión en una mezcla de agua e hielo a 4° C). A continuación se diseccionaban extrayendo completamente el tubo digestivo. Se evitó el sacrificio mediante sobredosis de anestésico porque este método facilita la evacuación espontánea (Storebakken et al., 1998) y acelera el tránsito intestinal (Spirydakís et al., 1989).

#### **4.- Resultados**

##### **4.1.- Experiencia nº 1: Determinación del momento idóneo para la toma de muestras**

Tras un día de ayuno el tubo digestivo fue extraído para observar su llenado en diferentes momentos a partir de la hora de ingestión de la primera toma de alimento matutina.

La extracción del tubo digestivo se fue realizando en diferentes peces en periodos de media hora a partir de los treinta minutos tras la ingesta de alimento, hasta las seis horas después de la comida; es decir, a la media hora, a la hora, a la hora y media, a las dos horas,... y así hasta las ocho horas.

En las doradas se observó que hasta pasadas una hora u hora y media, el estómago apareció muy lleno, pero el intestino se encontró vacío hasta que a las dos horas comenzó a aparecer en él algún contenido; tras cuatro horas y cuatro horas y media de la ingestión el intestino apareció lo suficientemente lleno en toda su extensión como para sugerir que el proceso de digestión y absorción estaba bastante avanzado. Entre las cinco y las seis horas después de la ingesta, el intestino se vació progresivamente, sugiriendo que una parte de la porción no digerida del alimento ya había sido expulsada en forma de heces.

En las lubinas, el llenado del intestino en toda la extensión no se observó hasta aproximadamente seis horas después de la ingestión del alimento; para desde ese momento, comenzar a disminuir su volumen de llenado.

A partir de las observaciones empíricas realizadas en este experimento, se decidió realizar la disección para la extracción del contenido intestinal a las cuatro horas y media tras la ingestión, en las doradas y a las seis horas, en las lubinas, porque se estimó que en este momento comenzaba la expulsión del alimento no digerido en forma de heces.

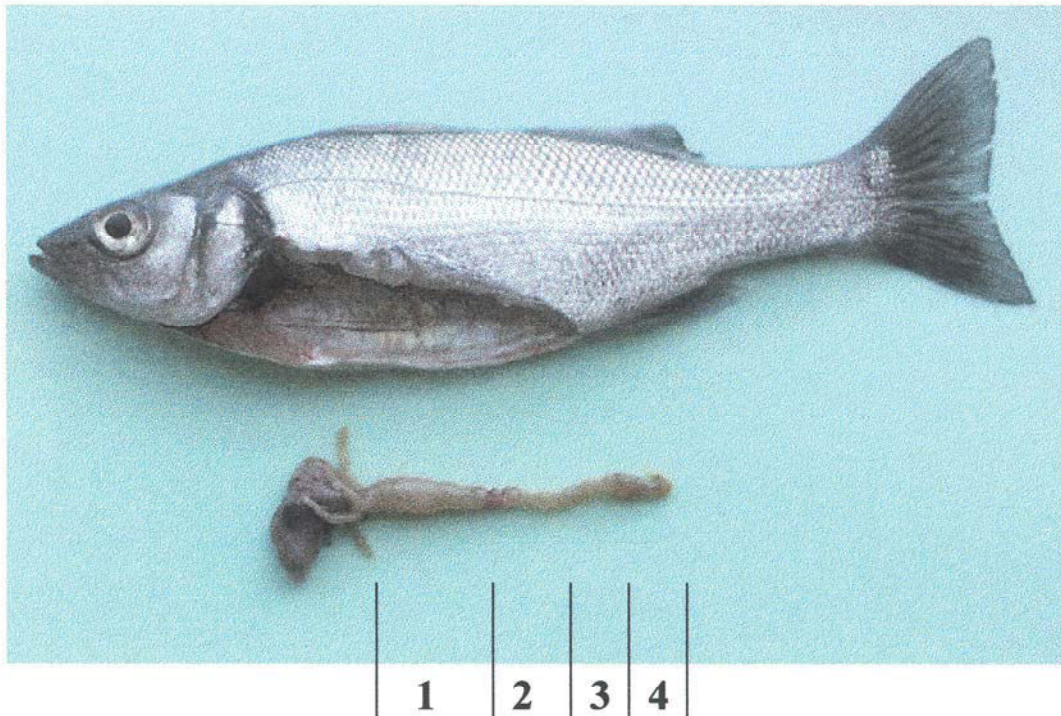
#### **4.2.-Experiencia nº 2: Delimitación del tramo del intestino para la toma de muestras**

En este experimento, los peces se sacrificaron con el mismo procedimiento y a las horas indicadas en la sección anterior, extrayendo completamente el tubo digestivo y dividiendo el intestino en cuatro partes:

- Zona 1, correspondiente al intestino anterior, situada tras el estómago y la válvula pilórica;
- Zona 2, correspondiente al intestino medio, situada entre las zonas 1 y 3;
- Zona 3, correspondiente al intestino posterior, situada por delante de la válvula íleo-rectal;
- Zona 4, que correspondiente al recto, tras la válvula íleo-rectal.

Estas zonas se pueden visualizar en la Fig. 17.

Se extrajo el contenido intestinal de cada uno de estos tramos, con sumo cuidado para que no se mezclara el de una zona con el de otra; para evitarlo se aisló cada trozo anudándolo con hilo de sutura. Posteriormente se retiró el contenido intestinal de cada una de las porciones intestinales antes descritas, y fueron analizados separadamente con el fin de calcular los valores de los coeficientes de digestibilidad aparente del nitrógeno y el fósforo en los contenidos extraídos de cada zona.



**Figura 17.-** Tubo digestivo de lubina completamente extraído en el que se marcan las cuatro zonas de extracción de contenido intestinal.

Los resultados se muestran por separado para las dos especies objeto de estudio en la siguiente tabla:



**Tabla 2.-** Coeficientes de digestibilidad aparente (CDA) calculados para nitrógeno (N) y fósforo (F) en los contenidos intestinales de cada una de las zonas, tanto en lubina como en dorada. Cada valor corresponde a la media de los datos  $\pm$  la desviación típica.

<b>Dorada</b> <i>(S. aurata)</i>	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4
<b>CDA<sub>N</sub></b>	58.9 $\pm$ 3.54 a	67.5 $\pm$ 3.22 b	78.26 $\pm$ 2.34 c	79.82 $\pm$ 2.22 c
<b>CDA<sub>P</sub></b>	26.89 $\pm$ 4.37 a	21.89 $\pm$ 3.40 b	22.31 $\pm$ 1.57 b	23.34 $\pm$ 0.29 b

En la misma fila los valores consignados con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).

<b>Lubina</b> <i>(D. labrax)</i>	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4
<b>CDA<sub>N</sub></b>	55.5 $\pm$ 3.44 a	62.5 $\pm$ 2.32 b	76.44 $\pm$ 1.43 c	78.52 $\pm$ 2.52 c
<b>CDA<sub>P</sub></b>	21.3 $\pm$ 2.23 a	25.89 $\pm$ 3.40 c	22.72 $\pm$ 1.52 b	23.75 $\pm$ 0.39 b

En la misma fila los valores consignados con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).

Se observó que los valores de CDA van aumentando conforme progresa el alimento por el tubo digestivo, lo que se interpreta como una progresiva absorción de los nutrientes en su avance a lo largo de todo el intestino, con excepción de la zona 2 de lubina para el fósforo que mostró un valor superior.

De acuerdo con los resultados, parece ser que la absorción de los nutrientes ya había terminado en el recto (zona 4), e incluso en el intestino posterior (zona 3). Para mayor seguridad, se decidió tomar las muestras de heces exclusivamente de la última porción del intestino (zona 4), después de la válvula ileo-rectal; con lo que se evitaría una posible contaminación con material de otras zonas.

Por otro lado, resultaba más conveniente elegir una zona fácilmente reconocible por la reproductibilidad de los resultados, antes que una porción de un tamaño determinado (Windell et al, 1978; Spyridakis et al., 1989), que estaría en relación directa con la talla de los peces muestreados y sería difícil de reproducir al mostrar peces de distintas tallas.

#### **4.3.-Experiencia nº 3: Comparación de los resultados obtenidos por decantación y disección**

Este experimento con una duración de un mes fue realizado en seis tanques tronco-cónicos, ya descritos en el capítulo anterior.

Se distribuyeron al azar quince peces por tanque con un peso medio de 43.8 g por individuo. En tres tanques se dispusieron lubinas y en los otros tres, doradas; como en las experiencias previas, estos animales procedían de la empresa Alevines y Doradas S.A.

Su alimentación se realizó de manera similar a la anteriormente descrita: tres tomas diarias (9.00, 13.00 y 17.00 horas) administradas manualmente hasta saciación aparente durante seis días a la semana.

Tras la aclimatación a los tanques se recolectaron diariamente heces en las columnas de decantación, hasta que se obtuvo la cantidad de muestra suficiente para los análisis. Una vez finalizada la recogida por este método, se continuó con la alimentación de igual manera hasta el momento en que se sacrificaron los peces, pasadas las horas correspondientes tras la primera toma matutina, según los resultados de la primera experiencia.

La disección se realizó por el mismo procedimiento que en los dos experimentos anteriores: se extrajo completamente el tubo digestivo, recogándose seguidamente el contenido intestinal del recto (zona 4), de acuerdo a la metodología descrita y los resultados obtenidos en la segunda experiencia.

La cantidad de heces obtenidas por decantación estuvo dentro del rango de los valores descritos por Cho et al. (1982) como normales: 1.76 g heces (peso húmedo)/ día / kg pez. Asimismo, la cantidad de heces recogidas por disección fue la suficiente para llevar a cabo los análisis anteriormente indicados.

Teniendo en cuenta los objetivos que se pretenden alcanzar en este trabajo, los coeficientes de digestibilidad aparente que más nos interesan son los de nitrógeno y fósforo. Sin embargo, en esta experiencia se estudiaron también los valores de CDA de otros elementos como lípidos y ceniza, para poder obtener unos resultados globales sobre la aplicabilidad de la técnica de disección para evaluar la digestibilidad de distintos nutrientes de la dieta y compararlos con los obtenidos por decantación.

Los resultados obtenidos en los análisis de los coeficientes de digestibilidad aparente de nitrógeno, lípidos, materia orgánica y fósforo para las heces recogidas por los métodos de decantación y disección, en cada una de las dos especies estudiadas, se adjuntan por separado en la Tabla 3.

En general, los datos obtenidos para los valores de CDA a partir de las heces conseguidas en los tanques de recolección fecal resultaron mayores que los correspondientes a heces procedentes de disección, aunque éstos sólo fueron significativamente mayores en el caso del nitrógeno y del fósforo.

**Tabla 3.-** Coeficientes de digestibilidad aparente (CDA) del nitrógeno (N), los lípidos (L), la materia orgánica (M.O.) y el fósforo (P) obtenidos en base a las heces recogidas por decantación y disección en dorada y en lubina. Cada valor corresponde a la media de los datos  $\pm$  la desviación típica.

<b>Dorada</b> <i>(S. aurata)</i>	<b>CDA<sub>N</sub></b>	<b>CDA<sub>L</sub></b>	<b>CDA<sub>MO</sub></b>	<b>CDA<sub>P</sub></b>
<b>Decantación</b>	87.14 $\pm$ 1.95 a	85.31 $\pm$ 0.45 a	78.43 $\pm$ 0.60 a	30.28 $\pm$ 1.63 a
<b>Disección</b>	77.72 $\pm$ 0.11 b	85.01 $\pm$ 0.34 a	78.62 $\pm$ 0.41 a	21.93 $\pm$ 2.02 b

En la misma columna los valores consignados con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).

<b>Lubina</b> <i>(D. labrax)</i>	<b>CDA<sub>N</sub></b>	<b>CDA<sub>L</sub></b>	<b>CDA<sub>MO</sub></b>	<b>CDA<sub>P</sub></b>
<b>Decantación</b>	84.16 $\pm$ 3.92 a	87.82 $\pm$ 0.25 a	76.32 $\pm$ 1.60 a	29.32 $\pm$ 1.06 a
<b>Disección</b>	78.05 $\pm$ 3.14 b	86.86 $\pm$ 0.32 a	75.83 $\pm$ 1.20 a	22.75 $\pm$ 1.46 b

En la misma columna los valores consignados con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).

## **5.- Discusión.**

### **5.1.-Experiencia nº 1.- Determinación del momento idóneo para la toma de muestras.**

No hay muchas referencias en la literatura sobre el momento idóneo para la recogida de heces, incluso en trabajos que utilizan la disección (Spyridakis et al., 1989; Fernández et al., 1996, 1998; Storebakken et al., 1998). En el presente estudio se ha calculado un tiempo de cuatro horas y media para doradas y seis para lubinas, como el más conveniente para la toma de muestras. A continuación se realiza una breve revisión de algunos autores que aportan datos en este sentido, comparándolos con los obtenidos en esta experiencia.

Andrade et al. (1996) describieron un tiempo total de digestión de nueve horas para la dorada, en un experimento realizado en un sistema semi-intensivo usando como alimento, simultáneamente, pienso comercial y presas vivas (poliquetos). En lubina se ha documentado una diferencia en el ritmo de emisión de heces cuando se usa alimento natural frente a dietas artificiales (Pérez et al., 1987). El uso conjunto de las dos dietas en los experimentos de Andrade et al. (1996) puede explicar las diferencias en la duración de la digestión en comparación a los resultados obtenidos en el presente trabajo; toda vez que se reconoce el mayor tiempo de digestión requerido para las presas vivas (doce horas), especialmente por tratarse de poliquetos, cuya cubierta quitinosa probablemente retrasa el proceso digestivo (Western, 1971; McDonald et

al., 1982).

Otro factor que podría explicar la disparidad entre los resultados, es que el tiempo total de digestión se calculó en base a la evacuación gástrica, mientras que el presente trabajo se centra en el llenado del intestino; el estómago tardará más tiempo en vaciarse completamente.

Además, Andrade et al. (1996) realizaron el experimento a una temperatura más alta (23.2° C); este factor ha sido descrito para otras especies como regulador del vaciamiento gástrico (Persson, 1979; Jobling, 1980).

Los resultados obtenidos en el presente experimento coinciden con los aportados por Langar (1997) para lubina. Este investigador mediante el uso de radioisótopos concluyó que la evacuación intestinal comenzaba a las seis horas de la ingestión del alimento. Asimismo, coinciden con los descritos por Lee et al. (2000) para el pez roca coreano (*Sebastes shlegeli*). Estos investigadores indican un máximo llenado del estómago y del intestino a las cuatro horas de ingestión de un pienso seco; cuando se alimentó con dieta semi-húmeda, el llenado del intestino se realizó más lentamente que con la dieta seca, aunque el máximo llenado del estómago también tuvo lugar a las cuatro horas.

Se pueden añadir a los ya mencionados otros factores que afectan a la duración de la digestión, como la frecuencia alimentaria (Lee et al., 2000), el tamaño de los peces estudiados (Jobling, 1986) y el contenido energético de la dieta (Jobling, 1987).

## **5.2.-Experiencia nº 2.- Delimitación del tramo del intestino para la toma de muestras**

Los valores de CDA para el nitrógeno y el fósforo calculados a partir de los contenidos intestinales de las cuatro zonas muestreadas aumentaron conforme el alimento avanzó por el tubo digestivo, lo que implica una progresiva absorción de los nutrientes. Estos resultados concuerdan con los de Austreng (1978), Lied et al. (1982), Ayala et al., (1992) y Fernández et al. (1996, 1998); aunque se contraponen con los resultados de Hernández et al. (1994), que observaron valores decrecientes del CDA del almidón a lo largo del tubo digestivo de la carpa común, cuando las muestras se tomaban tras un tiempo predeterminado de la ingesta. Sin embargo, también calcularon un incremento progresivo del valor de CDA en el tiempo, cuando las muestras se recogían de una región determinada del intestino. Estas discrepancias pueden deberse a la metodología, porque estos experimentos se realizaron tras un ayuno de dos días y el intestino fue extraído tras la congelación y descongelación posterior del pez entero. El ayuno prolongado pudo provocar errores, ya que el contenido que alcanza en primer lugar una región determinada del intestino puede no ser representativo de la ingesta (Fernández et al., 1998). Además, la tardanza en la disección de los peces, pudo alterar los valores de CDA por la difusión pasiva de algunas moléculas a través de la pared del intestino después de la muerte celular.

En este experimento, tanto para la dorada como para la lubina, se han obtenido altos valores de CDA para el nitrógeno en el intestino anterior, superiores al 55 %. Esto sugiere que la mayor parte de la absorción tendría lugar en el estómago y/o en el intestino anterior. Si se comparan estos resultados con los de otras especies, parece ser (al menos para las proteínas) que



éste es el modelo general para los peces: una absorción mayoritaria en la zona anterior del intestino (Austreng, 1978; Dabrowski, 1983) y una reabsorción de agua y compactación de las heces en la zona posterior (Smith and Lovell, 1973; Stroband, 1977). Si bien, Gauthier y Landis (1972) y Georgopoulou et al., (1985) confirman la capacidad de los enterocitos del intestino posterior de absorber proteínas por pinocitosis.

En el caso del fósforo, se observó incluso un valor más alto de CDA en el intestino anterior que para el nitrógeno (por encima del 21 % en lubina y en dorada), lo que parece indicar que la mayor parte de este nutriente se absorbería en porciones anteriores del tubo digestivo. Esto podría suceder debido a que las condiciones de pH del estómago y la ceca pilórica fuesen más adecuadas para la asimilación de los fosfatos que otras zonas del intestino (Fernández et al., 1998). Los valores de CDA tanto para el fósforo como para el nitrógeno, aumentaron progresivamente a lo largo del intestino, pero las diferencias obtenidas en la digestibilidad del fósforo fueron menores que las obtenidas para el nitrógeno.

Estos datos contrastan con los obtenidos por Fernández et al., (1996, 1998) para dorada, en los que los valores de CDA se mantuvieron constantes a lo largo del intestino para algunas dietas, mientras que en otras se incrementaron ligeramente de forma no significativa e incluso presentaron fluctuaciones aleatorias. En la lubina si se observó una fluctuación, siendo los valores de la digestibilidad en el intestino medio mayores que en el intestino posterior.

Los resultados para la digestibilidad del nitrógeno y del fósforo se encuentran dentro del rango de los obtenidos por otros autores, aunque se han citado valores más altos. Hay que tener

en cuenta que los valores de CDA varían en gran medida dependiendo de los ingredientes de los que proceden los nutrientes evaluados (Robaina et al., 1995; Gaylor y Gatlin, 1996). Las digestibilidades de algunos componentes dietarios pueden verse afectadas también por el contenido en cenizas del alimento (Gulley, 1980; Hajen et al., 1993), que en el presente trabajo alcanzó valores relativamente altos (17.5 %). La baja digestibilidad del fósforo pudo deberse posiblemente a la baja solubilidad del fosfato tricálcico, que es la forma en la que aparece este elemento en la harina de pescado, más difícil de asimilar que el fosfato monocálcico (Kim y Kim, 1995). Este efecto es más claro en peces sin estómago, como la carpa, que en aquellos que lo poseen: lubina, dorada o salmónidos (Ogino et al., 1979; Watanabe et al., 1980). Otro factor que podría influir sería la presencia de un exceso de fósforo en la dieta, porque existen evidencias de mecanismos reguladores que ajustan la absorción intestinal de este nutriente según los requerimientos de la especie (Phillips, 1962).

### **5.3.-Experiencia nº 3.- Comparación de los resultados obtenidos por decantación y disección**

Al comparar los valores de CDA de los nutrientes en heces recogidos por ambos métodos, se observa que suelen ser mayores los calculados en base a las muestras de heces recogidas por decantación que los de las recogidas por disección. Sólo difieren significativamente para el nitrógeno y el fósforo, pero no para los lípidos ni la materia orgánica, tanto en lubinas como en doradas.

Las diferencias en la digestibilidad de las proteínas según el método de recogida de heces,

---

han sido también descritas por otros autores, como Spyridakis et al., (1989) en lubina, Morales (1993) en trucha (en este caso, comparando con las recogidas por presión abdominal) y Storebakken et al. (1998) en salmón. Windell et al. (1978) en la trucha arco-iris obtuvieron resultados similares en los valores de CDA de proteínas en heces recogidas por disección sin contacto con el agua, y luego sumergidas durante un cierto tiempo.

En líneas generales, los valores de digestibilidad de proteínas suelen ser menores cuando las heces se recogen directamente desde el intestino que cuando éstas han permanecido en agua durante un tiempo determinado (Spyridakis et al., 1989).

Esto podría deberse a que el proceso de absorción no hubiera terminado en la porción final del intestino, con lo que los valores de CDA serían subestimados. Algunos autores (Gauthier y Landis, 1972; Georgopoulou et al., 1985) afirman la capacidad de los enterocitos de absorber proteínas por pinocitosis, aunque según Storebakken et al. (1998) este proceso es mínimo y no afecta a los resultados.

También pueden explicarse estas diferencias por el fenómeno de solubilización de los nutrientes o “leaching” que ocurre al permanecer las heces durante un cierto tiempo sumergidas en agua tras haber sido expulsadas, y que supondría una sobreestimación de los valores de CDA. La mayor parte de esta solubilización sucede en la primera hora después de la defecación (Storebakken et al., 1998), aunque el proceso continua tras cuatro horas (Windell et al., 1978). Además la solubilización de este elemento depende de la temperatura y el pH.

En la trucha arcoiris, se han calculado sobreestimaciones para el valor de CDA del nitrógeno que oscilan entre el 5% (Windell et al., 1978) y el 9 (Austreng, 1978) o 10 % (Smith et al, 1980). Anderson et al. (1995) analizando heces con bajos contenidos de materia seca obtuvieron sobreestimaciones del 9 % para los coeficientes de digestibilidad para aquellas que se recogieron por decantación frente a las otras recogidas por presión abdominal. Estos autores comprobaron que la solubilización era mayor cuando peor era la calidad de los ingredientes porque los peces producían defecaciones menos consistentes.

En el presente trabajo, las diferencias entre los valores para el CDA del nitrógeno calculados por ambos métodos son mayores, si bien se encuentran en el rango de los descritos para otras especies (entre 7.26 % en la lubina y 10.81 % en la dorada). Este superior porcentaje de sobreestimación podría explicarse por la mayor solubilización del nitrógeno cuando la temperatura es más alta (Kibria et al., 1997). Fernández et al. (1998) afirman que los datos obtenidos mediante este método de recogida de heces deben ser tomados con precaución y recomiendan el uso de disección o presión abdominal para calcular los valores de CDA.

La similitud de los valores de CDA de lípidos entre ambos métodos coincide con los resultados obtenidos por Windell et al. (1978) para trucha arcoiris, Spirirydakis et al. (1989) para lubina y Storebakken et al. (1998) para salmón. Esta semejanza podría ser explicada por la ausencia de absorción de lípidos en la parte final del intestino, con lo que no cabría el extraer por disección contenido intestinal con lípidos no completamente absorbidos. Esta afirmación se apoyaría en los trabajos de distintos autores que han descrito la absorción de los lípidos en la parte anterior y medial del intestino (Noaillac - Depeyre y Gas, 1974; Gas y Noaillac - Depeyre, 1981).

Además, los lípidos no son un componente mayoritario de la excreción endógena a diferencia de los compuestos nitrogenados. Otro factor podría ser la menor solubilidad de los lípidos en agua, con lo que la posibilidad de sobreestimar los valores de CDA de lípidos parece más improbable a diferencia de otros más solubles como las proteínas (Storebakken et al., 1998).

Los valores de CDA de la materia orgánica resultaron similares en las heces recogidas por ambos métodos, tanto en lubina como en dorada. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Windell et al. (1978) con trucha arcoiris, aunque difieren de los obtenidos por Storebakken et al. (1998) con salmón. Estos últimos autores obtuvieron valores de CDA significativamente menores para la materia orgánica, cuando se usaba la disección como método de recogida de heces. Las dietas que usaron presentaron diferencias en los valores de CDA de la materia orgánica dependiendo del tipo de harina usada, y además las dietas presentaban un contenido bajo en cenizas (menor del 8.5 %). Por el contrario, la dieta usada en el presente experimento tenía un alto contenido en cenizas (17.5 %), lo que junto a la escasa solubilidad de la materia inorgánica en el agua podría explicar los resultados obtenidos.

Los valores de CDA obtenidos para el fósforo también fueron significativamente mayores para las heces recogidas por decantación, coincidiendo estos resultados con los obtenidos por Brown (1993). Las causas de estas diferencias serían las mismas que apuntábamos en el caso del nitrógeno. Sin embargo, las diferencias entre los valores de CDA son superiores en el fósforo que en el nitrógeno (un 22.4 % para lubina y un 27.57 % para dorada). La mayoría del fósforo contenido en heces se encuentra en forma lábil (Kibria et al., 1997) por lo que solubilizaría con mayor facilidad, aunque el contenido total en las heces depende del contenido del alimento y de

la forma química en que se encuentre (Pettersen, 1988). Varios autores han reportado que la solubilización del fósforo soluble en agua procedente de las heces es prácticamente inmediato (Pettersen, 1988; Kibria et al., 1997), aunque depende del pH y la temperatura (Kibria et al., 1997). La solubilización de los compuestos nitrogenados presentes en las heces ocurre más lentamente que los de los fosforados (Kibria et al., 1997), lo que serviría para explicar estas diferencias.

## **6.- Conclusiones**

Es evidente que existen diferencias en el uso de ambos métodos de recolección fecal, especialmente en los valores de CDA de nitrógeno y fósforo, que son precisamente el objetivo de otro de los experimentos y la justificación de éste.

Estas variaciones han sido observadas por numerosos investigadores ya citados; existiendo también un amplio consenso en que todos los métodos de recolección fecal tienen ventajas e inconvenientes, y cada uno puede producir errores inherentes a su utilización.

El uso de la disección puede conllevar una serie de inconvenientes:

- El manejo previo a su obtención puede producir la defecación (Storebakken et al., 1998) o acelerar el tránsito intestinal (Spirydakís et al., 1989), especialmente si se ha utilizado anestésico.

- La reproductibilidad de los resultados puede estar influida por la definición empírica de las zonas del intestino por parte del investigador (Spirydakís et al., 1989).
- La falta de uniformidad en la absorción de los nutrientes puede inducir a error (Hajen et al., 1993).
- Las variaciones nictamerales (Possompes, 1973; Furukawa, 1976) o diarias observadas en la digestibilidad (De Silva y Perera, 1984).
- La absorción parece continuar en el extremo posterior del intestino hasta casi la eliminación al exterior (Gauthier y Landis, 1972; Georgopoulou et al., 1985), aunque Storebakken et al. (1998) opinan que este proceso es mínimo.

Se ha pretendido solventar los dos primeros inconvenientes con un sacrificio rápido de los peces realizado por inmersión en hielo, evitando el uso de sobredosis de anestésico y con la elección del recto como zona a muestrear; aunque, su pequeña longitud y escaso contenido obliga a sacrificar a un número variable de peces, según su tamaño, para obtener la cantidad de muestra suficiente para realizar los análisis. Por otro lado, el uso habitual de la disección para la obtención de heces, plantea el problema económico de pérdida de un buen número de ejemplares.

En cuanto al resto de los inconvenientes, son difícilmente superables y podrían suponer una subestimación de los valores de CDA de los nutrientes investigados.

El uso de la decantación tiene su mayor inconveniente en la solubilización de los nutrientes por la permanencia de las heces en agua durante un número determinado de horas, lo que resulta

difícilmente superable. Esto supondría una sobreestimación de los coeficientes de digestibilidad aparente de estos elementos estudiados (Austreng, 1978; Windell et al., 1973), especialmente si la solubilidad de los nutrientes supera a la del marcador (Storebakken et al., 1998).

De los datos obtenidos en este trabajo cabría pensar que los menores valores de CDA del nitrógeno y del fósforo en las heces recogidas por decantación se deberían al fenómeno de la solubilización de estos elementos en el agua. Este razonamiento se apoya en la idea de que lípidos y materia orgánica (calculada a partir de las cenizas), menos solubles en agua, no presenten diferencias significativas entre los dos métodos. Aunque podría pensarse que se solapan la solubilización y la extracción de contenido intestinal parcialmente digerido; de esta manera se explicarían las variaciones relativamente altas entre los valores de CDA obtenidos mediante los dos métodos de recogida de heces.

Las diferencias observadas entre los valores de CDA varían entre 7.26 % y 10.81 % para el nitrógeno y entre 22.4 % y 27.57 % para el fósforo, en lubina y dorada, respectivamente. Hemos obtenido mayores diferencias para lubinas entre los valores de CDA de estos nutrientes en heces recogidas por decantación frente a las recogidas por disección. Empíricamente observamos que las heces de las lubinas se mostraban más consistentes que las de las doradas, lo que podría facilitar la solubilización de los nutrientes en contacto con el agua. También la calidad de los ingredientes del pienso puede ser un factor que influya en la mayor o menor consistencia de las heces.



En resumen, se puede afirmar que a pesar de las diferencias observadas entre ambos métodos, tanto en este trabajo como en otros ya citados, la disección resulta un método adecuado para calcular los valores de CDA teniendo en cuenta el objetivo de la experiencia y las condiciones experimentales.

Sería importante que en futuros estudios encaminados a evaluar composición de heces o digestibilidad de distintos elementos, ingredientes o dietas; se intentara minimizar el error inherente a la metodología de colección de heces usando distintas técnicas; o bien, calcular la disolución de los nutrientes de las heces mediante experimentos paralelos que permitan aplicar un determinado factor de corrección.

## **CÁLCULO DEL CICLO DE NUTRIENTES (NITRÓGENO Y FÓSFORO)**

### **1.- Justificación y objetivos**

Los organismos y administraciones responsables de la regulación de la acuicultura realizan la evaluación y el seguimiento del impacto ambiental fundamentalmente desde un punto de vista químico. Estos estudios se basan en los análisis de los niveles de ciertas sustancias (principalmente nitrógeno y fósforo) presentes en los efluentes, si se trata de instalaciones en tierra; o bien, en la columna de agua y en los sedimentos cercanos a la instalación, cuando son jaulas de cultivo.

No obstante, diversos factores dificultan la validez general de estos modelos: variabilidad diaria y estacional de los vertidos (Cho et al., 1991), uso de distintas técnicas y frecuencias de muestreo y análisis, así como la existencia de características propias relacionadas con el emplazamiento y la gestión de la granja (Vergara y Molina, 1997). Todos ellos suponen la necesidad de un mayor número de muestreos y análisis (con los correspondientes costes asociados), pero al mismo tiempo una menor precisión en los resultados (Cho et al., 1991). Además, en el caso de jaulas, los análisis químicos realizados en la columna de agua y en los sedimentos cercanos a la instalación informan sobre los niveles de nutrientes que existen, independientemente de su origen, es decir, que pueden provenir de otras fuentes ajenas a la actividad acuícola (Phillips, 1985).

Por estos motivos, algunos autores han desarrollado modelos nutricionales (Gowen et al., 1988; Cho et al, 1991) específicamente diseñados para instalaciones intensivas de cultivo de peces y basados en el hecho de que la única fuente externa de los nutrientes que se vierten finalmente al medio, es el alimento suministrado. Este método resulta particularmente válido cuando la dieta consiste exclusivamente en piensos secos (Persson, 1991).

La selección del nitrógeno y fósforo como los nutrientes a investigar está basada en el hecho de que estos elementos son los que podrían causar hipernutricación y/o eutrofización en el ambiente, en especial habida cuenta de la naturaleza oligotrófica de las aguas que circundan las islas Canarias (De León y Braun, 1973; Braun, 1980; Braun y Real, 1986; Braun et al., 1976, 1985, 1986). En agua dulce el factor fundamental resulta ser el fósforo, al contrario de lo que sucede en agua marina, en la que el nitrógeno es el nutriente limitante (Gundersen, 1981), aunque el papel del fósforo es más importante de lo que en un principio se creía (Holby y Hall, 1990).

En los cultivos intensivos de peces, estos nutrientes proceden en último extremo del alimento suministrado; por lo tanto, de las características del pienso y de la capacidad de los peces de digerirlo dependerá el aporte total de estos elementos al medio ambiente.

Trabajos realizados por diferentes autores avalan la afirmación de que tanto el fósforo como el nitrógeno son elementos esenciales en la dieta de los peces (Ketola, 1975; Ogino et al. 1979; Watanabe et al., 1980; Cowey, 1994) y en consecuencia, deben aparecer en el pienso en unas dosis suficientes de acuerdo a los requerimientos que presente la especie. Por esto es básico

conocer la cantidad de estos nutrientes que están presentes en el pienso para calcular la cantidad retenida por los peces en su periodo de crecimiento. La proporción de estos nutrientes contenidos en el alimento que no son retenidos por los peces se eliminará al medio mediante diferentes compuestos orgánicos, ya sea en forma de productos solubles o de heces sólidas (Wallin y Hakanson, 1991).

La cantidad de nitrógeno y fósforo retenida ha sido calculada por distintos investigadores para varias especies (Tabla 4), entre ellas para la dorada y la lubina que son objeto de la presente experiencia, estimando por diferencia la cantidad de estos nutrientes que se eliminaba al medio, a partir del alimento suministrado.

Los datos aportados por Molina et al. (1997) para dorada se refieren a la misma granja que es objeto del presente estudio, pero en estos resultados ya publicados no se diferenció la aportación sólida de la soluble, sino que sólo se calculó la cantidad de estos nutrientes retenida por los peces.

Los porcentajes de retención y eliminación publicados por distintos autores varían bastante, aún tratándose de la misma especie. Por esta razón, se hace difícil la generalización y son necesarias las medidas "*in situ*" de la proporción de nutrientes que ha sido retenida por los peces, con la finalidad de estimar por diferencia la que se ha liberado al medio. También, resulta interesante distinguir las cantidades relativas que se eliminan de forma sólida, mediante las heces, de los que se eliminan como productos solubles (Merican y Phillips, 1985), puesto que la

estructura química en la que se presenten puede provocar efectos distintos en el entorno (Folke y Kautshy, 1992) .

Asimismo es importante conocer la producción total de ambas especies y la mortalidad registrada en el periodo de estudio, pues estos datos son importantes a la hora de determinar las cantidades totales de nutrientes que se vierten.

También, tiene su interés el conocer los índices de conversión durante todo el ciclo de producción (kilogramos de alimento utilizado por kilogramos de peces producidos, en peso húmedo), puesto que estos índices significan que se utilizan cantidades distintas de alimento para alcanzar igual producción. Por lo tanto, una mejora de los mismos implica una menor cantidad de pienso utilizado y una disminución de la descarga total de nutrientes (Ackefors, 1999).

El objetivo del presente experimento es establecer las cantidades totales de nitrógeno y fósforo que se suministran con el alimento, las que son retenidas por ambas especies y las que se eliminan de forma sólida mediante las heces; por diferencia se calcularán las cantidades eliminadas como productos solubles. De este modo, en función de la producción total (teniendo en cuenta la mortalidad) y del alimento consumido se estimarían las cantidades totales de nitrógeno y fósforo que se han vertido al medio, tanto en forma soluble como particulada durante todo el periodo de estudio.

**Tabla 4.-** Contenido de nitrógeno (N) y fósforo (P) del alimento, retención y eliminación al medio de estos nutrientes para distintas especies según distintos autores (modificada de Molina et al., 1997).

Especie	Contenido en el alimento	Retención	Eliminación	Referencia
Pez gato (Tanques) <i>Ictalurus punctatus</i>	5% N 1 % P	28 % N 29 % P	72 % N 71 % P	Schwartz y Boyd, 1994a b
Trucha (Jaulas) <i>Oncorhynchus mykiss</i>	6-9 % N 1.1-1.2 % P	27-28 % N 17-19 % P	68-71 % N 78-82 % P	Hall et al., 1990b Holby y Hall, 1991
(Jaulas)	-- --	26 % N 18 % P	74 % N 87 % P	Enell, 1987
(Jaulas)	-- --	27-28 % N 17-19 % P	68-71 % N 78-82 % P	Ackefors y Enell, 1990
Salmón (Jaulas) <i>Salmo salar</i>	-- --	25 % N 23 % P	75 % N 77 % P	Folke y Kautsky, 1989
Dorada (Tanques) <i>Sparus aurata</i>	6 % N 1.2 % P	26 % N 21 % P	74 % N 79 % P	Neori y Krom, 1991
(Jaulas)	7.5 % N 1 % P	22.2 % N 27.8 % P	77.8 % N 72.2 % P	Ewos, S. A., 1996
(Jaulas)	7.9 % N 1.08 % P	18.8 % N 31.4 % P	81.2 % N 68.6 % P	Molina et al., 1997
Lubina (Tanques) <i>Dicentrarchus labrax</i>	7.8 % N 2 % P	21-24 % N 17-20 % P	76-79 % N 80-83 % P	Ballestrazzi et al., 1998
(Tanques)	7.64 % N 1.02 % P	19.0 % N 32.6 % P	81.0 % N 67.4 % P	Lanari et al., 1999

## **2.- Condiciones experimentales**

Se seleccionaron dos jaulas de cultivo (una de dorada y otra de lubina) de la instalación gestionada por la empresa A.D.S.A. en la Bahía de Melenara. Durante todo el ciclo de crecimiento, desde la siembra en las jaulas hasta la talla comercial (en este caso SG - Selecta, entre 400 y 599 g por individuo) se realizaron muestreos de un número significativo de individuos de las dos especies, aproximadamente un 1 % de la población de cada jaula, para averiguar su crecimiento. Se recabaron datos de la empresa sobre la mortalidad y las cantidades de alimento consumido por los peces, así como de los índices de conversión para todo el periodo estudiado. Igualmente la empresa proporcionó muestras de los piensos comerciales utilizados durante todo el ciclo, a fin de que se realizaran análisis de contenido en nitrógeno, fósforo y marcador interno (cenizas insolubles en ácido, CIA), para calcular los coeficientes de digestibilidad de estos nutrientes presentes en la dieta. Los piensos usados eran tanto extruidos como peletizados, aunque el uso de los primeros resultaba más común.

Cada tres meses, veinticuatro peces de cada especie eran sacrificados para la realización de análisis bioquímicos del cuerpo entero para averiguar la retención de nitrógeno y fósforo. En el caso de la jaula de lubina, la mayor duración del periodo de engorde hasta talla comercial se correspondió con cinco muestreos, mientras que en la de dorada con una duración menor del ciclo, se realizaron sólo cuatro.

De forma también trimestral, un número variable de individuos (en función del tamaño),

se trasladó desde la granja hasta la nave de cultivo donde fueron aclimatados a los tanques y alimentados de forma similar a la utilizada en las jaulas.

Tras el periodo de aclimatación, eran sacrificados mediante inmersión en hielo, el digestivo extraído completamente y las heces recogidas del recto según los resultados obtenidos en los experimentos descritos en el capítulo anterior.

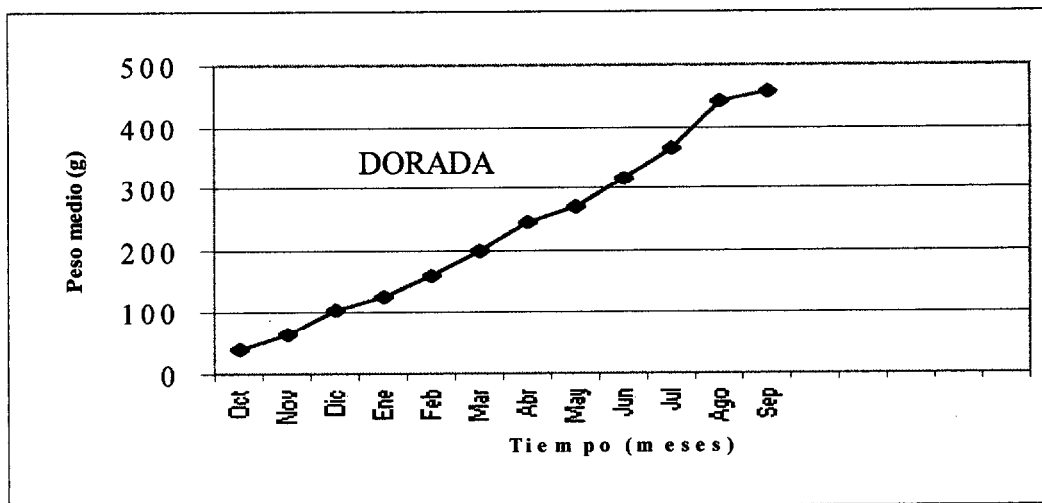
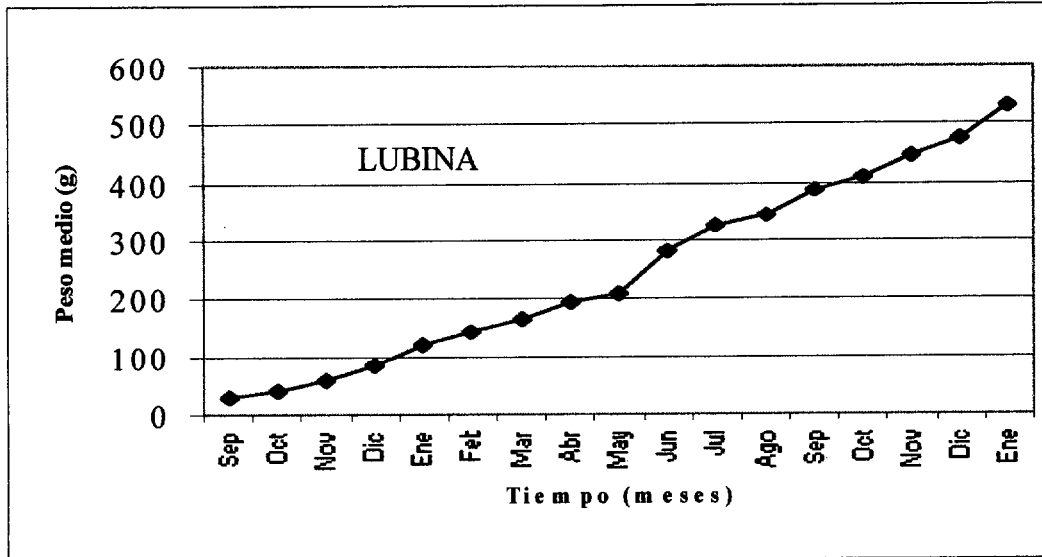
Las heces se analizaron para obtener los contenidos de nitrógeno, fósforo y marcador interno (CIA), siguiendo las técnicas que ya se han detallado anteriormente.

Los datos de retención y eliminación al medio de nitrógeno y fósforo calculados para estas jaulas de lubina y dorada, han sido extrapolados al total de la producción de estas especies por la granja durante el periodo de realización del estudio, de tal manera que se estimaron las cantidades totales de estos nutrientes vertidos al entorno, tanto en forma soluble como particulada.

### **3.- Resultados**

Ambas especies presentan una curva de crecimiento prácticamente continua (Fig. 18), en el periodo de engorde, desde la siembra hasta alcanzar la talla comercial, durando el ciclo completo aproximadamente dieciséis meses para la lubina y doce para la dorada.





**Figura 18.-** Curvas de crecimiento para dorada y lubina cultivadas en las jaulas de la Bahía de Melenara.

El índice de conversión para la lubina fue de 2.84 desde la siembra hasta el despesque, mientras que para la dorada alcanzó un valor menor, 1.92.

Los valores de mortalidad para la lubina fueron relativamente altos tras la siembra y menores para todo el resto del período, obteniéndose una media de 3.08 % durante todo el ciclo de producción. La mortalidad media para la dorada llegó a un 6.2 %, aunque en este caso se distribuyó de manera uniforme durante todo el ciclo de crecimiento.

Los resultados obtenidos de los muestreos de ambas especies se resumen en la Tablas 5 (lubina) y 6 (dorada).

El contenido de nitrógeno en el cuerpo osciló entre valores de 5.5 % y 6.05 % en las lubinas y 5.45 % y 5.83 % en las doradas (expresados en peso seco), con una tendencia hacia un incremento progresivo conforme aumentaba el tamaño de los peces muestreados. Sin embargo, el contenido en fósforo presentó en las dos especies unos valores similares, entre 1.11 % y 1.28 % (peso seco) durante todo el ciclo de crecimiento.

Las concentraciones de nitrógeno encontradas en las heces de lubinas (entre 5.5 % y 6.05 %) fueron superiores a las calculadas en heces de doradas (entre 2.68 % y 2.97 %); por el contrario, los contenidos de fósforo en las heces presentaron valores semejantes en las dos especies (entre 2.19 % y 2.43 %).

En las dietas comerciales se obtuvieron niveles entre 6.1 % y 7.3 % para el nitrógeno y en torno al 1 % para el fósforo; estos valores están dentro de los límites esperables, según las tendencias actuales en la formulación y fabricación de piensos.

**Tabla 5.-** Datos relativos a los muestreos realizados durante el seguimiento de la jaula de lubina.

<b>Lubina</b>	<b>Muestreo I</b>	<b>Muestreo II</b>	<b>Muestreo III</b>	<b>Muestreo IV</b>	<b>Muestreo V</b>
Peso medio (gr)	29.44	123.33	167.84	327.2	423.75
N en el pez (%)	5.50	5.65	5.63	5.78	6.05
P en el pez (%)	1.2	1.12	1.14	1.18	1.20
N en heces (%)	4.25	4.93	4.98	5.89	6.80
P en heces (%)	2.67	2.33	2.43	2.38	2.36
N en dieta (%)	7.3	6.10	6.51	6.48	6.46
P en dieta (%)	1.1	1.07	1.12	1.08	1.05
Retención de N (%)	-	16.39	18.48	23.28	19.05
Retención de P (%)	-	29.84	32.93	33.83	33.85
CDA <sub>N</sub>	86.34	70.17	76.25	75.43	69.10
CDA <sub>P</sub>	29.30	30.21	28.93	27.32	24.38

CDA<sub>N</sub> y CDA<sub>P</sub> : Coeficientes de digestibilidad aparente del nitrógeno y el fósforo

**Tabla 6.-** Datos relativos a los muestreos realizados durante el seguimiento de la jaula de dorada.

<b>Dorada</b>	<b>Muestreo I</b>	<b>Muestreo II</b>	<b>Muestreo III</b>	<b>Muestreo IV</b>
Peso medio (gr)	41	64	198.8	365
N en el pez (%)	5.45	5.65	5.83	5.78
P en el pez (%)	1.22	1.11	1.02	1.28
N en heces (%)	2.68	2.97	2.45	2.89
P en heces (%)	2.28	2.34	2.19	2.44
N en dieta (%)	7.23	6.30	6.51	6.48
P en dieta (%)	1.10	1.07	1.11	1.08
Retención de N (%)	-	21.63	19.67	20.38
Retención de P (%)	-	28.93	29.68	30.80
CDA <sub>N</sub>	85.12	82.14	81.02	79.04
CDA <sub>P</sub>	31.40	33.61	32.03	33.84

CDA<sub>N</sub> y CDA<sub>P</sub> : Coeficientes de digestibilidad aparente del nitrógeno y el fósforo

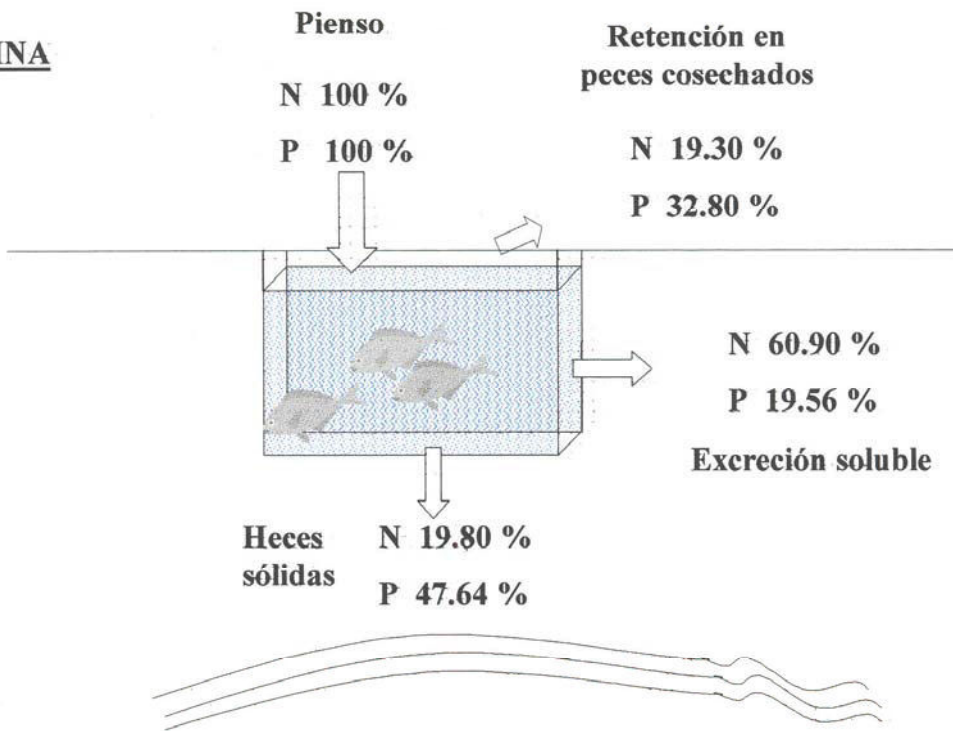
En los últimos años, las empresas productoras han intentado disminuir los niveles totales de nutrientes vertidos al medio, usando la estrategia de menguar sus cantidades totales en los piensos, y principalmente utilizando ingredientes más fácilmente digeribles por los peces, con lo que también se disminuye el índice de conversión (López Alvarado, 1997).

Durante todo el periodo de engorde se calculó para las lubinas una retención media de 19.3 % y 32.8 % para nitrógeno y fósforo, respectivamente. Los valores obtenidos para doradas no difirieron demasiado de los anteriores, siendo de 20.56 % para el nitrógeno y 29.80 % para el fósforo.

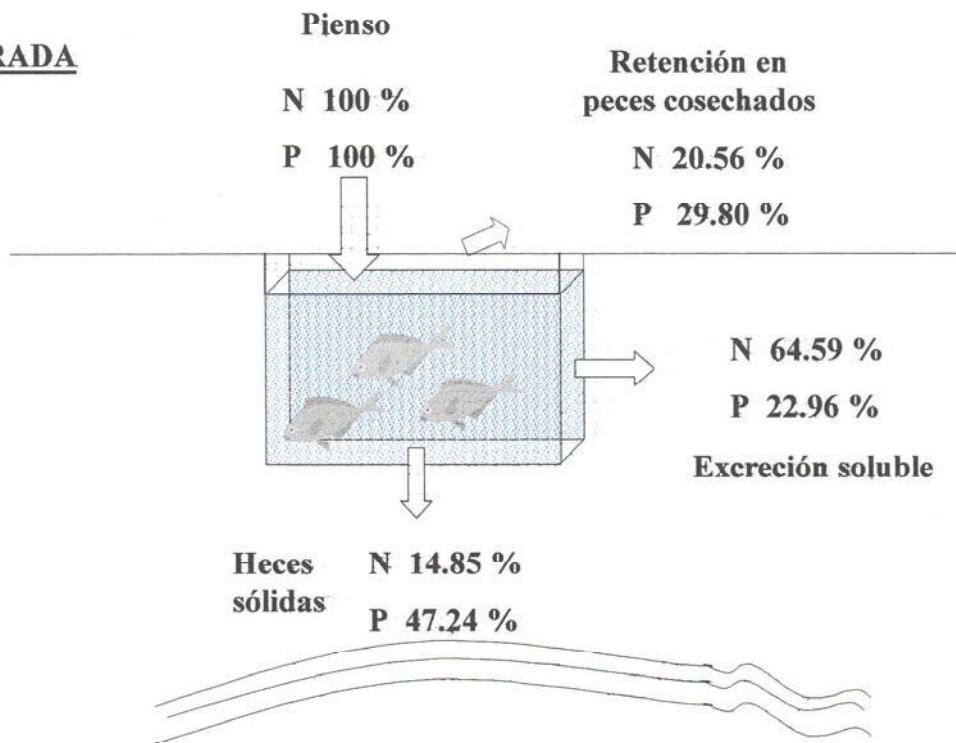
Los coeficientes de digestibilidad aparente calculados en las lubinas presentaron una media de 75.46 % para el nitrógeno y para el fósforo de 28.03 %; mientras que en las doradas, los valores de CDA calculados para el nitrógeno representaron un 81.83 %, y para el fósforo un 32.71 %, ligeramente mayores que los obtenidos para ambos nutrientes en lubina.

Esquemáticamente, los resultados obtenidos para la retención y descarga de nitrógeno y fósforo se pueden resumir de la siguiente manera:

**LUBINA**



**DORADA**



**Figura 19.-** Retención y descarga de nitrógeno (N) y fósforo (P) en forma de heces sólidas y excreción soluble en las dos especies estudiadas.

En la Tabla 7 se consignan datos respecto a la alimentación durante todo el estudio.

**Tabla 7.-** Datos relevantes respecto al alimento y a la alimentación.

---

Cantidad total de pienso suministrado	857.748 kg
Cantidad total de Nitrógeno en el pienso	52.398,1 kg
Cantidad total de Fósforo en el pienso	8.522,6 kg
Tasa de alimentación (% biomasa/día)	1.95 %
Índice de conversión (FCR)	2.36

---

Estos datos se extrapolaron a la producción total de la granja para calcular las cantidades totales de nitrógeno y fósforo vertidas al medio, tanto en forma disuelta como particulada. Los resultados de estos cálculos se presentan en la Tabla 8.

**Tabla 8.-** Cantidades totales en kg de nitrógeno (N) y fósforo (P) vertidos al medio durante el periodo de estudio.

---

Cantidad total de N eliminado	41.955,19
Disuelto	32.877,19
En heces	9.078
Cantidad total de P eliminado	5.856,10
Disuelto	1.810,10
En heces	4.046

---

#### **4.- Discusión**

Para el establecimiento de este tipo de modelo, como ya se explicó en el primer capítulo (pág. 46), es necesario conocer la mortalidad, cuantificar y analizar los piensos suministrados, calcular los índices de conversión, los coeficientes de digestibilidad de los nutrientes, y la retención de dichos elementos por los peces, para así poder estimar la cantidad total de desechos sólidos y solubles que como consecuencia del cultivo se vierten al medio marino.

##### **4.1.-Crecimiento**

El crecimiento de ambas especies tuvo una pauta casi continua durante todo el ciclo de producción, lo que se corresponde a una temperatura del agua sin demasiadas variaciones anuales (17-24 ° C, Molina et al., en prensa) en relación con otras latitudes. Sin embargo, se pudo observar un ligero incremento del crecimiento entre los meses de Junio a Octubre, debido a las temperaturas más elevadas durante estos meses (22-24 ° C) en comparación a la época invernal (17-18 ° C). Este efecto es similar para ambas especies y el hecho de que se observe más claramente en la lubina se debe a que los meses con temperatura más cálida en el agua aparecen en la mitad del ciclo de crecimiento, mientras que en la dorada aparecen al final, cuando las operaciones de despesque para la comercialización ya habían comenzado en esta jaula.

La curva de crecimiento observada fue bastante distinta de la que muestran estas especies



cuando se cultivan en el Mar Mediterráneo, en la que se puede distinguir dos tramos bien diferenciados que se corresponden con un mínimo (e incluso nulo) crecimiento en invierno y un crecimiento rápido durante el verano. Estas variaciones se deben a las grandes variaciones en la temperatura a lo largo del año en el Mediterráneo, entre 12 y 30 ° C (Bourgeois y Aquilina, 1995), lo que influye enormemente en el proceso de producción de estas especies. La temperatura del agua afecta al consumo de alimento por parte de los peces, y por tanto, al índice de conversión y al tiempo necesario para alcanzar una talla comercial determinada (Gasca-Leiva, 2000).

Las condiciones de temperatura del agua en el archipiélago permiten acortar el ciclo de producción, de modo que la talla comercial SG- Selecta (entre 400 y 599 g por individuo) se consigue a los dieciséis meses para la lubina y a los doce para la dorada en Canarias frente a una media de veinte y dieciséis (para lubina y dorada, respectivamente) que son necesarios en el Mediterráneo (De la Pomelie, 1995). En Turquía, donde la temperatura del agua oscila entre 14 y 26 ° C, la duración del ciclo es de unos doce meses para la dorada (Sahin, 1995). Estas condiciones de temperatura también permiten producir de manera rentable peces de mayor talla (en torno a un kg), en un tiempo récord (27 y 21 meses para lubina y dorada, respectivamente) y sin competencia en el área mediterránea (Vergara et al., 2000).

#### **4.2.- Índice de Conversión**

El índice de conversión (FCR) observado para la dorada durante todo el ciclo de cultivo

(1.92) es similar al reportado por Gasca-Leiva (2000) para un peso final de 400 g (1.88), la pequeña variación observada puede explicarse por la diferencia en el peso final considerado. Los valores para este índice reportados para el área mediterránea varían entre 1.87 y 2.3 (Abouhala, 1995; Josupeit, 1995), aunque en algunos casos se realiza la cosecha a un peso de 350 g, menor que la talla a la que se viene realizando en Canarias, lo que supondría una pequeña diferencia. Por todo ello, se podría afirmar que esta especie no sólo alcanza más rápidamente la talla comercial en las islas, sino que comparativamente los resultados de los índices de conversión resultan mejores.

No se citan en la literatura demasiados datos sobre los FCR de lubina y en varios casos se publican valores medios referidos a la producción conjunta de ambas especies. El factor de conversión observado para la lubina en este trabajo fue de 2.84, notablemente mayor que para dorada. Rizzo y Spagnolo (1996) también han descrito valores mayores de este índice para lubina que para dorada, explicando esta variación por la diferencia en el consumo de piensos entre ambas especies, entre otras diferencias también publicadas, sobre el comportamiento alimentario de las lubinas con respecto a las doradas (Ajuzie, 1998). Aquí habría que hacer hincapié que aunque los piensos se utilizan indistintamente para ambas especies, la experiencia de los productores en el cultivo de lubina ha convertido una práctica cotidiana el manejo diferencial de la alimentación para esta especie con respecto a la dorada, en cuanto a proporción relativa de las raciones, cambio del tamaño de grano, etc... Todo apunta a la necesidad de una mejora en la producción de los piensos para lubina y en una gestión adecuada de la alimentación que permita rebajar progresivamente los índices de conversión de esta especie.

Un régimen de alimentación adecuado que se correspondiera con el apetito de los peces, con la iluminación y en general, con las características del medio, podría permitir una reducción de la cantidad de alimento requerido para lograr un determinado crecimiento en los peces mejorando el índice de conversión (Ackefors y Enell, 1990).

### **4.3.- Mortalidad**

La mortalidad es uno de los factores con mayor repercusión en la producción (Gasca-Leiva, 2000), y éste a su vez, resulta afectado por la temperatura (Barnabé, 1991).

Las tasas de mortalidad más elevadas se suelen apreciar en la semana siguiente a la siembra, esencialmente por la manipulación propia del transporte y los tratamientos previos que han podido realizarse para prevenir patologías, siendo menores a lo largo del ciclo de cultivo (Gasca-Leiva, 2000). La mortalidad media obtenida en este trabajo durante todo el ciclo de producción fue de 3.08 % para lubina y 6.2 % para dorada, datos que resultaron similares a los descritos por Gasca-Leiva (2000) para Canarias.

En contraposición a estos valores, las mortalidades descritas para el Mediterráneo son generalmente más elevadas, alcanzando proporciones que van desde el 8 al 20 % (Abouhala, 1995; De la Pomelie, 1995; Sahin, 1995; Stephanis, 1995; Blackstad et al., 1996; Ginés, 1997). Aquí el factor diferencial reside básicamente en las elevadas temperaturas del agua en el verano que favorecen la aparición de patologías infecciosas, así como en la incidencia de la llamada

“enfermedad de invierno” (Bovo et al., 1995; Domenech et al., 1997), desconocida en Canarias por las cálidas temperaturas invernales.

#### **4.4.- Composición proximal de los peces**

La composición proximal del cuerpo entero de los peces depende tanto de la dieta como de las condiciones ambientales (Shearer, 1994). El contenido en nitrógeno y cenizas depende más del ciclo de vida y del tamaño del animal que del tipo de dieta, mientras que la talla y la ingesta influyen más en la concentración de lípidos corporales (Lanari et al., 1999).

En el presente experimento, los datos obtenidos de contenido en nitrógeno en ambas especies mostraron un aumento progresivo a lo largo del ciclo de vida conforme se incrementaba la talla.

El contenido en fósforo en el cuerpo entero de los peces ha sido descrito como prácticamente constante independientemente del tamaño del pez (Munday et al., 1992); aunque Persson (1986) describe una correlación positiva entre el contenido de fósforo y la talla en trucha arco-iris, como consecuencia del aumento en peso seco en relación al tamaño. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la composición de la materia seca cambia con el crecimiento, hallándose mayor contenido en lípidos y menor en cenizas en peces adultos que en alevines (Lall, 1991). Cualquier cambio en el contenido en cenizas de las vértebras reflejará una variación del contenido total de fósforo en el pez. No se puede olvidar que entre el 86 y el 88 % del total de fósforo

contenido en el pez se encuentra en los huesos, el resto aparece en las células y en los fluidos extracelulares, en forma de fosfolípidos, fosfoproteínas, esteres del ácido fosfórico e iones fosfato (Lall, 1991).

En este trabajo, durante todo el ciclo de crecimiento ambas especies presentaron un contenido en fósforo prácticamente constante e independiente de la talla, coincidiendo así con los datos reportados por otros autores (Munday et al., 1992).

#### **4.5.- Composición de las heces**

Las concentraciones de nitrógeno en las heces de lubina en el presente estudio fueron similares a las obtenidas por Molina et al. (en prensa) en heces recogidas por disección del recto de esta especie. Estas altas concentraciones se pueden explicar por las bajas digestibilidades de este elemento en las dietas utilizadas si se comparan con los datos reportados por otros autores (Spyridakis et al., 1989; Gomes da Silva y Oliva-Teles, 1998; Robaina et al., 1999). El contenido en las heces de dorada fue similar al obtenido por Robaina (1998) en dietas que presentaban digestibilidades similares. Al comparar las cantidades de nitrógeno eliminadas por las heces en las dos especies, se constata que resulta mayor en lubina que en dorada, lo que responde también a las diferencias que se observan entre las digestibilidades de estos nutrientes entre ambas especies.

La cantidad de fósforo contenida en las heces de dorada presenta valores en el mismo rango de los observados por Molina et al. (en prensa). En lubina las cantidades obtenidas están

en un rango similar aunque son algo mayores. Si comparamos ambas especies se puede observar que la cantidad de fósforo contenida en las heces, también es mayor en lubina que en dorada, aunque en este caso, las diferencias son menores que para el nitrógeno, al igual de lo que sucede con las digestibilidades medias de estos nutrientes en las dos especies.

#### **4.6.- Contenido de nutrientes en las dietas**

Como ya se apuntó, tanto el nitrógeno como el fósforo son nutrientes esenciales en la dieta de los peces (Ketola, 1975; Lovell, 1978; Ogino y Takeda, 1978; Ogino et al., 1979; Watanabe et al., 1980; Sakamoto y Yone, 1980) y deben aparecer en los piensos en cantidades suficientes como para satisfacer sus requerimientos, que son distintos según las especies (Wilson et al., 1982; Cho et al., 1985).

Las necesidades de proteínas y aminoácidos para los peces han sido revisadas por diversos autores (Halver y Tiews, 1979; Tacon y Cowey, 1985). Los peces necesitan un alto contenido en proteínas en su dieta, entre el 35 y el 55 % (Tacon y Cowey, 1985), aunque variable según la especie y la fase de desarrollo (Dabrowski, 1977).

Como regla general, se puede afirmar que los peces carnívoros necesitan una mayor cantidad de proteínas en su dieta que los herbívoros, y dentro de la misma especie, los más pequeños necesitan una mayor cantidad que sus congéneres mayores. Una dieta deficiente en proteínas produciría una disminución del crecimiento e incluso una pérdida de peso (Wilson y

Halver, 1986).

Los piensos comerciales analizados en este trabajo contenían suficiente nitrógeno para producir un crecimiento adecuado, como era esperable de alimentos formulados y fabricados como específicos para estos animales. Las dietas utilizadas para los peces más pequeños presentaron un contenido mayor en nitrógeno que las de los mayores, dando así respuesta a sus necesidades proteicas más altas.

Parece claro que la casi totalidad del fósforo usado por los peces para el crecimiento y el metabolismo procede del alimento (Lall, 1991); aunque está bien documentado que los peces pueden tomarlo del agua (Tomiyama et al., 1956; Lall, 1979). Los requerimientos de fósforo han sido estudiados en pocas especies, resultando variables entre 0.29 y 1.09 % de la dieta (Nose y Arai, 1979; Ogino y Takeda, 1976; Watanabe et al., 1980; Cho et al., 1985). Su deficiencia produce disminución del crecimiento, merma de la eficiencia del alimento ingerido y falta de mineralización en los huesos (Lall, 1991).

En las dietas no sólo hay que cuidar la presencia de una cantidad suficiente de fósforo, sino su disponibilidad, que varía en función de los ingredientes de los que procede. Su disponibilidad depende de una serie de factores entre los que se encuentran la forma química en la que se presenta, la digestibilidad de la dieta, el tamaño de la partícula, la interacción con otros nutrientes (Gatling y Phillips, 1989; Hossain y Jauncey, 1991), el procesado del pienso y las características químicas del agua (Lall, 1991).

El fósforo inorgánico es más disponible para los peces que el de procedencia animal, y a su vez éste resulta más disponible que el de origen vegetal (New, 1986). La disponibilidad del fósforo inorgánico dependerá de la sal de la que proceda: el que proviene de fosfato tricalcico lo será menos que el originado a partir de sales más solubles como fosfatos mono y dicálcico (Ogino et al., 1979; Sakamoto y Yone, 1978, 1979). El fósforo contenido en la harina de pescado se encuentra en su mayor parte en forma de fosfato tricálcico procedente de tejidos duros como huesos y escamas, siendo su disponibilidad muy variable según las distintas especies y asociada a los diferentes niveles de secreción de jugos gástricos (Yone y Toshima, 1979; Ogino et al., 1979). La pobre disponibilidad de este elemento procedente de fuentes vegetales se debe a que entre un 60 y un 80 % del fósforo total que éstas contienen se encuentran en forma de sales cálcicas o magnésicas del ácido fitico (también denominadas fitinas). Estas sales no son utilizables generalmente para los peces porque éstos carecen de las enzimas específicas para hidrolizarlas: las fitasas (Ogino et al., 1979; Lall, 1979). Una suplementación de los piensos para peces con fitasas procedentes de animales terrestres (Cromwell, 1991; Campbell y Bedford, 1992) o de bacterias (Lall, 1991), podría mejorar la disponibilidad del fósforo de las harinas vegetales (Simons et al., 1990).

El contenido de fósforo en los piensos comerciales analizados estuvo en torno al 1 %; por lo tanto, se encuentra en un nivel adecuado a los requerimientos, aunque el desconocimiento sobre los ingredientes de los que procede, convierte en una incógnita su disponibilidad. No obstante, el crecimiento y el índice de conversión obtenido en ambas especies no parecía indicar una deficiencia. Sin embargo, Lall (1991) afirma que estos datos no proporcionan una idea precisa



sobre la disponibilidad del fósforo de la dieta.

La composición del alimento es un factor de gran importancia en las cantidades de desecho generadas por la acuicultura (Ackefors y Enell, 1994; Talbot y Hole, 1994; Ackefors, 1999). Obviamente, las cantidades totales de estos nutrientes que son eliminadas al medio están en relación con los contenidos presentes en las dietas. Cualquier estrategia cuya finalidad sea la disminución de estas descargas debe pasar por la formulación de piensos con las cantidades necesarias (y disponibles) de estos nutrientes para producir un crecimiento adecuado, además de una gestión idónea de la alimentación por los granjeros.

Una disminución del nitrógeno eliminado puede conseguirse aumentando la proporción de lípidos y/o disminuyendo el contenido en proteínas de la dieta, lo que actualmente es una tendencia generalizada en la formulación de los piensos comerciales para peces. La disminución de la descarga de fósforo puede lograrse utilizando harinas de bajo contenido en fósforo soluble (Alsted, 1991) en los piensos. Todo esto implica un adecuado conocimiento tanto de los requerimientos de las especies destinatarias de los piensos como de las características de los ingredientes (perfil de nutrientes, digestibilidad de los mismos, palatabilidad,...) y el empleo de los procedimientos de fabricación idóneos.

El desarrollo de nuevas formulaciones y la mejora de los procesos de fabricación de los piensos a partir de la década de los 80, permitió a las empresas productoras la disminución del índice de conversión y los contenidos medios de nitrógeno y fósforo presentes en la dieta.

Igualmente, se aumentó el contenido energético total (Johnsen y Wandswik, 1991; Ackefors, 1999), con lo que se ha conseguido rebajar progresivamente los vertidos al medio de estos nutrientes, dando respuesta a las preocupaciones sobre el efecto medioambiental de la acuicultura. De este modo, el incremento en el uso de piensos extruidos ha mejorado el índice de conversión del alimento (Seymour y Johnson, 1990), lo que también es un factor que disminuye la descarga de nutrientes al medio. Las principales ventajas de los piensos extrusionados son: una mejor digestibilidad de los hidratos de carbono, una mejor utilización de las proteínas vegetales y una mayor flotabilidad y estabilidad de los gránulos (lo que permite al pez mayor posibilidad para atraparlos), así como una digestión más lenta (Proacqua Nutrición S.A.).

La mejora en los factores de conversión, además de minimizar el efecto de la acuicultura en el medio ambiente, ha permitido una menor utilización de pienso y unos ciclos de producción más cortos gracias a unos crecimientos más rápidos, lo que ha incidido en un aumento de la rentabilidad de las empresas (Proacqua Nutrición S.A.)

La investigación y la producción de piensos para dorada y lubina han seguido la estela de las experiencias en la cría de salmónidos, lo cual ha resultado una guía eficaz. A pesar de todo, los conocimientos sobre nutrición y comportamiento de estas especies son aún insuficientes y deben estar sometidos a continua actualización (Thomas, 1996). En este sentido la continuación de la investigación en el campo de la nutrición es fundamental para disminuir los índices de conversión y para la formulación de piensos que sean cada vez más respetuosos con el medio ambiente.

#### **4.7.- Retención de nutrientes.**

Los valores de retención de nitrógeno y fósforo en los peces que han sido publicados por distintos investigadores difieren notablemente, incluso para la misma especie (Tabla 4). Las razones de estas variaciones pueden deberse a diversos factores como diferencias en la calidad de los ingredientes de la dieta, estimaciones erróneas de la cantidad de alimento ingerido e incluso de la mortalidad.

Al comparar la retención de nitrógeno encontrada en este trabajo para lubina y dorada, con las de otras especies, como salmón, trucha y pez gato; se observa que estas últimas presentan valores mayores, entre el 25 % y el 28 %; mientras que en las especies objeto de este trabajo oscilaron entre el 18.8 % y el 26 %. Por el contrario, la retención de fósforo presentaba valores mayores para dorada y lubina, llegando hasta el 32.6 %, mientras que para las demás especies los valores publicados son menores, entre 17 % y 29 %. Aunque se pueden apreciar pequeñas variaciones para estos nutrientes obtenidos en el presente experimento, los valores de retención para dorada y lubina resultaron dentro del rango descrito para dichas especies por otros autores citados.

Las retenciones de nitrógeno y fósforo obtenidas en este trabajo para la lubina (19.3 % y 32.8 % , respectivamente) prácticamente coinciden con los indicados por Lanari et al., 1999 (19.0 % y 32.6%) para esta misma especie. Los valores de retención de estos nutrientes calculados en este trabajo para dorada son muy similares a los publicados por Molina et al.,

(1997) para esta especie en un experimento realizado en otra jaula de esta misma instalación. Estos datos se asemejan más a los reportados por la empresa productora de piensos Ewos, S.A., que a los descritos por Neori y Krom (1991). Hay que hacer constar que los resultados aportados por esta empresa han sido estimados a partir de los contenidos medios de estos elementos en los peces, alimento y heces; mientras que en este experimento han sido calculados en base a análisis bioquímicos llevados a cabo en un número significativo de peces durante todo el ciclo de producción.

Estas diferencias pueden hacer variar las aportaciones reales de estos nutrientes al medio de las estimadas, que no tienen en cuenta diversos factores propios de la gestión de las operaciones de cultivo, en especial, de la alimentación, y específicos de las instalaciones investigadas.

#### **4.8.- Digestibilidad aparente de nitrógeno y fósforo**

Los coeficientes de digestibilidad aparente calculados en este trabajo para el nitrógeno (75.46 %) en lubinas, se pueden considerar bajos, si se comparan con los obtenidos en dietas experimentales para esta especie por Spyridakis et al. (1989), Gomes da Silva y Oliva-Teles (1998) y Robaina et al. (1999).

Las dietas usadas por estos investigadores estaban basadas en harina de pescado exclusivamente, o bien en dicha harina parcialmente sustituida por un pequeño porcentaje de

harina de origen vegetal (trigo o maíz). Hay que mencionar que la harina de pescado es la materia prima que presenta un valor nutritivo superior al de cualquier otro tipo, no sólo por su excelente equilibrio en la composición de aminoácidos, su adecuado perfil de ácidos grasos, su contenido en vitaminas del grupo B y la elevada concentración de ácido fosfórico (Robaina, 1998). La harina de trigo ha sido descrita como de una alta digestibilidad para otras especies de peces (Pfeffer et al., 1995; Davies et al., 1997) o de crustáceos (Akiyama et al., 1989). En cuanto a la harina de maíz, parece que puede ser un sustitutivo parcial aceptable en dietas para peces como la trucha arco-iris (Alliot et al., 1979; Moyano, 1990).

Si bien no se conocen los ingredientes de las dietas comerciales que se han utilizado en este experimento, no es esperable que se basen únicamente en harina de pescado, debido a su elevado coste en relación a otras materias primas, así como a los problemas de disponibilidad de la misma por la inestabilidad del mercado (Coll, 1986).

Los valores de CDA obtenidos para el fósforo (28.03 %) en lubinas también pueden considerarse bajos si se comparan con los datos obtenidos para esta misma especie por Da Silva y Oliva-Teles (1998). La explicación de la baja digestibilidad de este elemento hay que buscarla en los ingredientes de los que procede.

En doradas, los valores de CDA calculados representaron un 81.83 % para el nitrógeno; resultando ligeramente más bajos que los publicados para dietas experimentales de esta especie (Robaina et al., 1995; Fernández et al., 1996, 1998; Robaina, 1998). Estas divergencias, lo mismo

que en el caso anterior, se pueden explicar porque los autores reseñados utilizaron dietas basadas fundamentalmente en harinas de pescado, ingrediente de la máxima calidad en piensos para peces. También los valores de CDA del fósforo (32.71 %) fueron ligeramente más bajos que los obtenidos por Fernández et al. (1996, 1998) en dorada. Posiblemente el fósforo procedía de ingredientes distintos, lo que dio lugar a diferentes niveles de disponibilidad de este elemento para los peces.

Sin embargo, los valores de CDA para ambos nutrientes eran más similares en doradas que en lubinas, comparados con los datos reportados por autores que usaron dietas experimentales de alta calidad. Las diferencias entre los resultados de digestibilidad en las dos especies estudiadas y dado que los piensos se utilizan indistintamente para ambas, parecen indicar que globalmente resultan más adecuados para doradas que para lubinas.

#### **4.9.- Descarga total de nutrientes al medio**

La estimación de las cantidades de nutrientes eliminadas al medio tiende a variar dependiendo de diversos factores: tipo de alimento utilizado, tamaño de los organismos cultivados, digestibilidad de los distintos componentes de la dieta, sistemas de cultivo utilizados y técnicas de alimentación (Munday et al., 1992).

En el cultivo intensivo de salmónidos en jaulas, la eliminación de nitrógeno y fósforo al entorno parece altamente dependiente del índice de conversión (Ackefors y Enell, 1990) y de los

contenidos totales de estos nutrientes presentes en el alimento (Stigebrandt, 1986). La relación es directamente proporcional, de manera que al disminuir unos y otros, la descarga final al medio también lo hace.

Sin embargo, a estos factores habría que añadir otros de importancia, como el tipo de alimento utilizado y la gestión de la alimentación. No podemos olvidar que el uso creciente de piensos secos ha disminuido en salmónidos las proporciones eliminadas al medio por tonelada de peces (Warrer-Hansen, 1982). El control de la alimentación también resulta básico a la hora de la producción de residuos, puesto que por ejemplo, la sobrealimentación como consecuencia de una incorrecta estimación de la biomasa existente, podría suponer un sustancial aumento del alimento no ingerido, con las consecuencias correspondientes para el medio ambiente (Munday et al., 1992). Por otro lado, también habría que tener en cuenta las diferencias entre alimentación automática y manual, Thorpe et al. (1990) estimaron en jaulas de cultivo para salmónidos que el porcentaje de ingesta era del 67 % cuando el alimento se distribuía manualmente frente a sólo un 33 % cuando se realizaba de manera automática.

En este trabajo se ha calculado una descarga al medio de 120 kg de nitrógeno y 16.8 kg de fósforo por tonelada de peces producidos con un índice de conversión medio de 2.36. Si comparamos estos resultados con los obtenidos por otros investigadores (Tabla 9) podemos observar que las descargas al medio son menores para salmónidos que para las especies estudiadas en el presente experimento.

**Tabla 9.-** Índices de conversión (FCR) y cantidades totales en kg de nitrógeno (N) y fósforo (P) vertidos al medio por tonelada de peces producidos, para diferentes especies publicados por diversos autores.

<b>Especie</b>	<b>FCR</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>Referencia</b>
<b>Sálmonidos</b> <i>O. mykiss</i> y <i>S. salar</i>	1.5	63-93	6.5-12.5	Ackefors y Enell, 1990
<b>Salmónidos</b> <i>O. mykiss</i> y <i>S. salar</i>	0.9-1.8	35-100	7-18	Gebauer, 1990
<b>Salmón</b> <i>S. salar</i>	1.3	53	9.5	Ackefors, 1999
<b>Tilapia</b> <i>Oreochromis niloticus</i>	1.6	98	--	Beveridge y Phillips, 1993
<b>Dorada</b> <i>S. aurata</i>	1.92	93	13.4	Presente estudio
<b>Lubina</b> <i>D. labrax</i>	2.84	140	19	Presente estudio

En salmónidos, para un índice de conversión de 1.5, la cantidad de fósforo eliminado al medio estaría entre 6.5 y 12.5 kg y para el nitrógeno entre 63 y 93 kg por tonelada de peces producida (Ackefors y Enell, 1990). Con índices de conversión entre 0.9 y 1.8, Gebauer (1990) afirma que en granjas de salmónidos en Noruega, se aportan al medio entre 7 y 18 kg de fósforo y 35 y 100 kg de nitrógeno, por tonelada de peces producidos. Ackefors (1999) describe para un índice de conversión de 1.3, un aporte de 9.5 y 53 kg de fósforo y nitrógeno, respectivamente.



Para tilapias se ha calculado una descarga al medio de 98 kg de nitrógeno por tonelada de peces producidos, con un índice de conversión de 1.6.

En los países nórdicos, las descargas de estos nutrientes (procedentes principalmente de las granjas de salmónidos) han ido disminuyendo paulatinamente en los últimos años hasta alcanzar prácticamente el 50 % de la que se producía por tonelada al principio de esta década (Ackefors y Enell, 1994; Talbot y Hole, 1994; Ackefors, 1999). Esta drástica disminución ha sido causada fundamentalmente por la mejora en la formulación y fabricación de los piensos, un mayor conocimiento sobre la conducta alimentaria de los peces y por una creciente preocupación por los factores ambientales (Ackefors, 1999).

De todas maneras, el impacto generado por la acuicultura en cuanto a descarga de nutrientes al medio debe considerarse en un contexto más amplio. Si se comparan las descargas de nitrógeno y fósforo originadas por la acuicultura con respecto a las provocadas por otras actividades humanas (agricultura, industria, emisarios urbanos,...), se puede comprobar que su aportación es pequeña. Por ejemplo, los países nórdicos con una producción de doscientas mil toneladas anuales de salmón, de las cantidades de estos nutrientes eliminadas al Mar Báltico como residuos, los vertidos procedentes de la acuicultura correspondieron a un 0.2 % y un 0.6 % del total, de nitrógeno y de fósforo, respectivamente (Ackefors y Olburs, 1995).

La razón de la mayor descarga al medio para las especies estudiadas en este trabajo hay que buscarlas básicamente en las diferencias en los índices de conversión que para dorada y

especialmente para lubina, se encuentran muy por encima de la media obtenida para salmónidos o tilapias. Este efecto también podría ser favorecido, aunque en pequeña medida, por los menores contenidos de nitrógeno y fósforo presentes en alimento para salmónidos, 6.6 % y 0.7 % para nitrógeno y fósforo, respectivamente (Ackefors, 1999), en comparación con las dietas para las especies estudiadas.

Es interesante hacer constar que la mayoría de los datos reportados por distintos autores en cuanto a las descargas totales vertidas al medio, se basan en estimaciones de los contenidos de nitrógeno y fósforo en el alimento, en las heces y en la retención de estos nutrientes por los peces, mientras que en este trabajo estos datos han sido calculados tomando como base los análisis bioquímicos realizados durante todo el ciclo de cultivo a los peces producidos, los alimentos utilizados y las heces producidas.

La única fuente de error posible en el balance de masa realizado en este trabajo, sería el alimento no ingerido o los peces escapados, ya que la mortalidad ha sido tenida en cuenta. No se han observado escapes importantes durante el periodo de realización de este trabajo. No obstante, la cantidad de alimento no ingerido si puede suponer una fuente de error. Las más cuidadosas prácticas para la distribución del alimento no pueden eliminar completamente la pérdida de alimento, aunque sí minimizarla (Cho et al., 1991).

Las cantidades de alimento perdidas que han sido publicadas por distintos investigadores resultan muy variables, en las dietas secas oscilan entre el 1 % y el 27 % (Munday et al, 1992).

Los valores menores han sido reportados para tanques, en los que resulta más fácil controlar si se está produciendo un exceso de alimentación. En jaulas para salmónidos, Braaten et al. (1983) y Earll et al. (1984) estimaron pérdidas del 20 % de alimento. El aumento en el uso de piensos extruidos con una mayor flotabilidad ha reducido la pérdida de alimento (Ackefors, 1999), además de mejorar el índice de conversión (Seymour y Johnson, 1990).

Las pérdidas de alimento no sólo tienen consecuencias para el medio, sino que resultan antieconómicas. Por este motivo, en la última década se han ido desarrollando una gran variedad de tecnologías con el objetivo de disminuir estas pérdidas. Aunque algunos son aparatos sencillos como una especie de aspiradoras que son usadas por los buceadores bajo las jaulas (Ackefors, 1999), la mayoría son sistemas complejos, totalmente automatizados y controlados por ordenador, y por regla general, de elevado coste.

Entre estos artefactos se pueden destacar los que usan una cámara de video o un sonar para detectar la presencia de gránulos de alimento no ingerido y mandan una señal de forma automática para detener el aporte de pienso suministrado por el alimentador (Juell, 1991; Bergheim et al., 1991; Summerfelt et al., 1995); y aquellos que se utilizan para recoger el alimento no ingerido y otros desechos (Enell et al., 1984; Johnsen, 1996). Estos últimos aparatos bombean el agua desde el fondo de una lona de PVC colocada bajo la jaula y separan mediante un tamiz los gránulos de pienso, que tras su secado pueden volver a ser utilizados. Las heces y otros desechos van a un tanque especial, donde tras un tratamiento se pueden convertir en abono agrícola. El uso de este tipo de artilugios disminuye los efectos negativos que las granjas pueden

producir en el medio; son capaces de recoger prácticamente el 100 % de los granos, con lo que disminuirían el índice de conversión, así como la necesidad de productos terapéuticos y la mortalidad de los peces (al eliminar prácticamente de inmediato los muertos, rebajando el riesgo de infección), lo que compensaría sus elevados precios (Ackefors, 1999).

El alto coste de estos artilugios, junto con su especializado manejo, hace que en la práctica no se utilicen ni en el área mediterránea ni en Canarias, aunque en los países nórdicos con un sector acuícola más maduro y una mayor presión por la conservación del medio ambiente, comienzan a verse en distintos tipos de instalaciones.

En la granja estudiada, la distribución del alimento se hacía combinando el reparto manual con el uso de alimentadores automáticos de dispersión. Si bien la gestión de la alimentación era cuidadosa, podemos suponer que se producía una cierta pérdida del alimento, lo que desde luego es habitual en instalaciones de acuicultura. Algunos datos avalan esta afirmación, por ejemplo el aumento de especies oportunistas (como el poliqueto *Diopatra neopolitana*) y de las especies bentónicas de peces observadas en las cercanías de las jaulas (Vergara et al., 2000), consecuencias típicas del aumento de materia orgánica en la zona (Weston, 1990); así como la presencia de gránulos de pienso en las trampas de sedimentación y sobre el fondo marino, bajo las jaulas. No podemos cuantificar el alimento perdido, puesto que no se disponía de ningún sistema con esta finalidad. Sin embargo, algunas notas aportan que la pérdida no era muy grande, las inmersiones de los buceadores eran utilizadas para controlar la alimentación, los gránulos no siempre se veían en el fondo y cuando eran evidentes, no solían ser numerosos.

## **5.- Conclusiones**

Las retenciones de nitrógeno por los peces cultivados fueron relativamente bajas (20.56 % para dorada y un 19.3 % para lubina) en comparación a los datos obtenidos por otros investigadores. Por el contrario, las retenciones de fósforo resultaron superiores (29.8 % en dorada y 32.8 % para lubina).

Los coeficientes de digestibilidad aparentes de ambos nutrientes resultaron menores que los obtenidos por otros investigadores en condiciones experimentales para las mismas especies, pero similares a los publicados por empresas productoras de piensos para estas especies cultivadas en jaulas. En dorada alcanzaron mayores valores (81.83 % y 32.71 % para nitrógeno y fósforo, respectivamente) que en lubina (75.45 % y 28.03 %, para nitrógeno y fósforo, respectivamente).

Tras casi cuatro años de estudio, la granja ha producido un total de 349.317 kg de peces, vertiendo al medio 41.995, 19 kg de nitrógeno (del cual el 78.36 % fue en forma soluble) y 5.856,1 kg de fósforo (del cual el 69.1 % fue de forma particulada).

Por tonelada de peces producidos, se eliminaron al medio 120 kg de nitrógeno y 16.8 kg de fósforo, con un índice de conversión medio de 2.36. Estos vertidos resultan comparativamente mayores a los producidos por salmónidos, debido básicamente a los menores índices de conversión que se han alcanzado para estas especies.

La progresión en la investigación en nutrición de peces y el uso creciente de dietas de alta energía con formulaciones más respetuosas con el medio ambiente, no sólo rebajarán los actuales índices de conversión, sino que disminuirá los desechos generados por el cultivo intensivo de peces.

En el cálculo de estos vertidos se ha considerado la mortalidad de los peces, pero no así la pérdida de alimento; se considera que la pérdida fue pequeña habida cuenta del manejo de la alimentación en la granja estudiada, si bien sería interesante cuantificarla para afinar los cálculos.

## **ESTUDIO DE LOS SEDIMENTOS CERCANOS A LAS JAULAS DE CULTIVO**

### **1.- Justificación y objetivos**

Los sedimentos depositados en los suelos marinos son partículas de diverso tamaño, forma y composición química procedentes del medio terrestre y que transportados por el aire y el agua desde su lugar de origen hasta el mar se depositan sobre el fondo. Estos sedimentos contienen además otros materiales precipitados por la acción de diversos procesos químicos y biológicos que tienen lugar en el océano.

Los procesos naturales responsables de su formación pueden verse condicionados por la actividad humana: construcción de puertos, edificación de ciudades, instalación de industrias, etc..., e incluso las prácticas acuícolas.

Multitud de materiales sólidos, líquidos o gaseosos originados por estas prácticas penetran en el medio acuático por deposición atmosférica, drenaje de las cuencas terrestres e incluso por descarga directa (emisarios urbanos y vertidos industriales) al agua. Estos compuestos pueden asociarse a la materia particulada y tras ser transportados, se acumularían en el fondo. De este modo, los sedimentos actuarían como sumidero de estos productos, convirtiéndose en fuente potencial de contaminación del medio. En determinadas condiciones estos contaminantes se redisuelven en el agua o se acumulan en las cadenas tróficas.

Hace años que se estudian la naturaleza y propiedades de los sedimentos por diferentes motivos, entre los que destaca su papel como indicadores de contaminación y así preveer su efecto en el ecosistema (Mudroch y McKnight, 1994). Algunos investigadores consideran los sedimentos, desde un punto de vista ecológico, como un elemento de importancia trascendental en los estudios de impacto en los ecosistemas acuáticos (Chapman, 1989; Luoma, 1989; Luoma y Ho, 1992).

En las jaulas situadas en zonas costeras, el estudio de las características físico - químicas de los sedimentos situados bajo ellas y en zonas adyacentes, es el recurso más utilizado para detectar los cambios medioambientales producidos por la operación de estas granjas (Karakassis et al., 1998).

Las generalizaciones sobre el efecto de las jaulas en los sedimentos cercanos son difíciles de realizar; tanto por las diferencias inherentes al emplazamiento (las corrientes, la profundidad y topografía del fondo marino), como por las derivadas de la propia granja (especies cultivadas, modelo de gestión, densidades de cultivo, los tipos y cantidades de alimento utilizado, así como las técnicas de distribución del alimento). Todos estas características producen resultados distintos en el medio (Barg, 1994).

Sin embargo, la influencia del cultivo de peces en jaulas en los sedimentos cercanos a la instalación se relaciona básicamente con la deposición de restos orgánicos, a causa de la sedimentación de las heces y las partículas de alimento no ingerido, así como a la precipitación



de productos de excreción disueltos. Esta deposición orgánica es susceptible de provocar cambios físicos, químicos y biológicos en el sustrato.

De los efectos relacionados con la presencia de instalaciones de cultivo en los sedimentos depositados sobre el fondo marino situado en el entorno de las jaulas, este experimento se centra en el estudio de la granulometría, los contenidos de nitrógeno y fósforo y la materia orgánica depositada en los sedimentos, así como las tasas de sedimentación de estos materiales. La selección de estos parámetros se fundamenta en tres hechos primordiales:

1.- Distintos trabajos avalan que éstos son los parámetros susceptibles de modificarse debido a la presencia de jaulas de cultivo (Merican y Phillips, 1985; Guiral, 1986; Kupka-Hansen et al., 1991; Holby y Hall, 1991, 1994; Hall et al., 1990 a y b; Kelly, 1993; Angel et al., 1995; Karakassis et al., 1998). Además, en el presente estudio se ha realizado el seguimiento de la granja desde el inicio de su explotación y suelen ser éstos los primeros parámetros afectados por un cultivo de peces (Munday et al., 1994).

2.- Los nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, capaces de provocar hipernutrición y/o eutrofización en el medio, provienen al tratarse de un cultivo de este tipo, del alimento suministrado. Estos nutrientes son esenciales en la dieta de los peces (Ketola, 1975; Ogino et al. 1979; Watanabe et al., 1980) y tienen que aparecer en el pienso en dosis suficientes de acuerdo a los requerimientos de la especie. La presencia en el pienso de dosis mayores a los requerimientos provoca que el exceso no sea digerido y así, la fracción excretada será mayor y

se eliminará al medio tanto en forma de materiales particulados como productos solubles (Wallin y Hakanson, 1991). Las tasas de sedimentación de estos elementos nos informan sobre su velocidad de incorporación a los sedimentos. Un aumento de la materia orgánica en el fondo puede producirse como consecuencia de la acumulación de materiales particulados como restos de peces muertos, alimento no ingerido y heces (Gowen et al. 1991); e incluso la excreción soluble puede llegar a sedimentarse, por precipitación o por distintas reacciones químicas (Salomons et al., 1987, citado por Del Valls, 1994).

Las cantidades totales de nitrógeno y fósforo procedentes del alimento que han sido vertidas por la excreción de los peces, tanto soluble como particulada han sido calculadas en la experiencia anterior.

3.- En las áreas costeras el nitrógeno es el factor limitante en la producción primaria (Gundersen, 1981), aunque el papel del fósforo también es importante, más de lo que en un principio se creía (Holby y Hall, 1991). La naturaleza oligotrófica de las aguas costeras de las islas Canarias (De León y Braun, 1973; Braun, 1980; Braun y Real, 1986; Braun et al., 1976, 1985, 1986) con escasas cantidades de nutrientes y una baja producción primaria, hace pensar que uno de los posibles cambios que una actividad de este tipo podría llevar aparejada sería la hipernutricación, del agua y de los sedimentos cercanos a la instalación; siendo el primer escalón de otros efectos posteriores.

El objetivo del presente experimento es dilucidar en qué medida estos nutrientes vertidos al entorno como consecuencia del cultivo se acumulan en el sedimento, en qué zonas lo hacen y

cuáles son sus tasas de sedimentación. De este modo el análisis de los sedimentos se utiliza como una herramienta para comprobar la magnitud del efecto de la granja en el área geográfica en la que está situada.

## **2.- Condiciones experimentales**

Como ya se indicó en el capítulo correspondiente, las muestras de sedimentos se recogían bimensualmente por medio de los buceadores y de forma manual, utilizando los cores diseñados con tal fin. En la concesión donde está situada la granja, se señalaron los puntos de muestreo sobre el fondo marino para que pudieran ser localizarlos con facilidad por los buceadores (Fig. 15, pág. 72).

Estos muestreos de sedimentos se realizaron con la periodicidad indicada 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) y durante los ciclos de producción de dorada y lubina, que se describieron en el experimento anterior (Abril de 1998), con un periodo entre ambos de unos seis meses.

Las trampas de sedimentación se fondearon en las zonas ya indicadas, el objetivo era muestrearlas al menos dos veces por año; sin embargo, por un problema de anclaje por dos veces fueron arrastradas por el oleaje y no se pudieron obtener resultados fiables.

Tras su recogida las muestras se trasladaron al laboratorio del Instituto Canario de Ciencias Marinas, al que llegaban en menos de una hora y donde se realizaron todos los análisis que ya se han descrito.

### 3.- Resultados

Durante la investigación los sedimentos del fondo marino procedentes de puntos que estaban situados en la misma zona no presentaron diferencias significativas en cuanto a sus parámetros físico- químicos, por lo que los resultados presentados en las tablas siguientes están expresados como las medias de todos los puntos muestreados en cada una de estas zonas.

En cuanto a la granulometría no se apreciaron grandes diferencias entre las distintas zonas, las variaciones observadas en los distintos intervalos de tamaño de grano en cada una de ellas son pequeñas (Tabla 10). En las zonas 1 y 2 disminuyó el grano más fino ( $< 105 \mu$ ) y aumentó el grano algo más grueso (250-500  $\mu$ ), en el resto prácticamente no aparecen variaciones (Fig. 20).

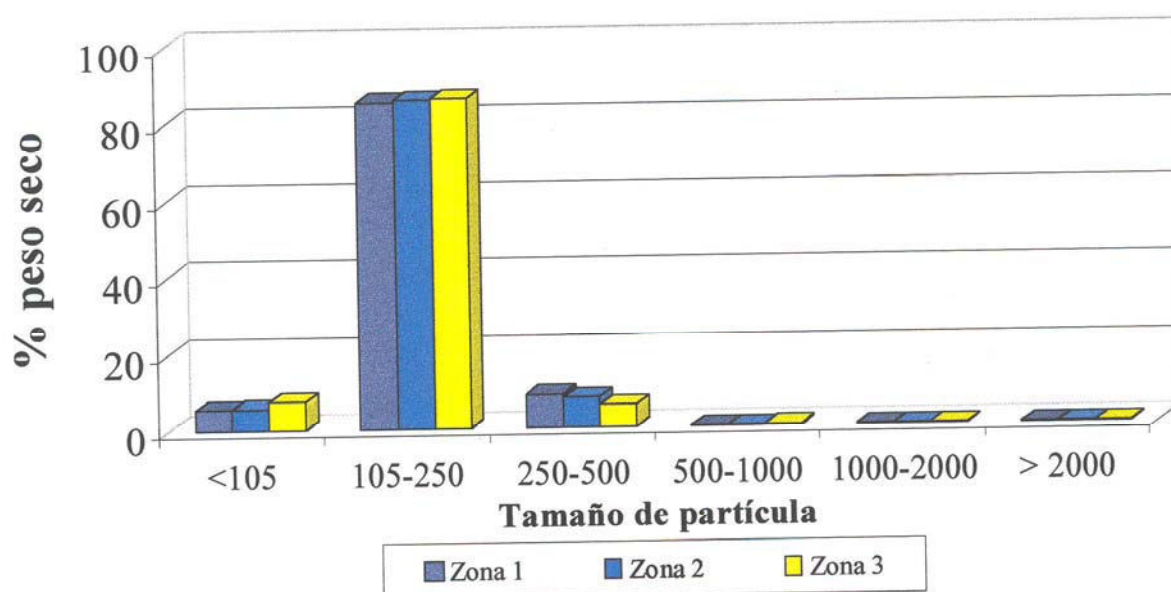


Figura 20.- Distribución del tamaño de partículas en las tres zonas de estudio.

**Tabla 10.** Porcentajes en peso seco de cada tamaño de grano en las tres áreas muestreadas. Se indican las medias de los valores durante todo el período de estudio  $\pm$  desviación típica.

Tamaño de partícula	Zona 1	Zona 2	Zona 3 (referencia)
< 105 $\mu$	5.61 $\pm$ 1.46 a	5.71 $\pm$ 2.41 a	7.56 $\pm$ 2.55 b
105-250 $\mu$	85.14 $\pm$ 2.76 a	85.74 $\pm$ 3.07 a	85.96 $\pm$ 2.64 a
250-500 $\mu$	8.77 $\pm$ 3.22 a	7.93 $\pm$ 1.50 b	5.83 $\pm$ 1.37 c
500-1000 $\mu$	0.22 $\pm$ 0.11 a	0.22 $\pm$ 0.21 a	0.27 $\pm$ 0.27 a
1000-2000 $\mu$	0.17 $\pm$ 0.12 a	0.10 $\pm$ 0.16 b	0.13 $\pm$ 1.46 ab
> 2000 $\mu$	0.08 $\pm$ 0.07 a	0.13 $\pm$ 0.21 a	0.13 $\pm$ 0.26 a

Los valores de la misma fila con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).

La variación estacional en la granulometría de las partículas es mínima. En la zona más alejada de la instalación de cultivo (zona 3), no existen prácticamente diferencias; en la zona 1 y 2 se producen pequeños cambios, especialmente en los granos más finos (excluyendo el intervalo 105-250  $\mu$ , que es constante durante todo el periodo) que se distribuyen irregularmente a lo largo de todo el año y que parecen relacionados con el estado del mar en el momento concreto de muestreo.

En la Tabla 11, aparecen las medias del contenido de materia orgánica en las tres zonas estudiadas.

**Tabla 11.-** Contenidos medios en materia orgánica MO (%)  $\pm$  la desviación típica, durante el periodo de estudio (en base a peso seco).

<b>MATERIA ORGÁNICA</b>			
	<b>Zona 1</b>	<b>Zona 2</b>	<b>Zona 3 (referencia)</b>
Junio 94	3.50 $\pm$ 0.08 a	3.43 $\pm$ 0.26 a	3.35 $\pm$ 0.18 a
Agosto 94	8.03 $\pm$ 0.68 a	8.71 $\pm$ 0.87 a	8.11 $\pm$ 1.14 a
Octubre 94	6.88 $\pm$ 0.15 a	7.76 $\pm$ 0.35 ab	5.66 $\pm$ 2.49 b
Diciembre 94	6.04 $\pm$ 0.46 a	5.61 $\pm$ 0.56 a	3.86 $\pm$ 2.26 a
Febrero 95	6.31 $\pm$ 0.07 a	6.34 $\pm$ 0.12 a	3.73 $\pm$ 2.22 b
Abril 95	5.92 $\pm$ 0.44 a	4.58 $\pm$ 1.11 a	4.89 $\pm$ 2.28 a
Junio 95	5.73 $\pm$ 0.41 a	6.66 $\pm$ 1.43 a	5.63 $\pm$ 0.44 a
Agosto 95	8.55 $\pm$ 0.21 a	8.40 $\pm$ 0.16 a	8.27 $\pm$ 0.53 a
Octubre 95	6.88 $\pm$ 0.14 a	6.72 $\pm$ 0.16 a	6.20 $\pm$ 0.12 a
Diciembre 95	6.55 $\pm$ 0.05 a	6.41 $\pm$ 0.05 a	5.24 $\pm$ 0.06 b
Febrero 96	6.60 $\pm$ 0.03 a	6.45 $\pm$ 0.10 a	5.53 $\pm$ 0.11 b
Abril 96	6.84 $\pm$ 0.04 a	7.23 $\pm$ 0.10 a	6.03 $\pm$ 0.14 b
Junio 96	6.81 $\pm$ 0.01 a	7.29 $\pm$ 0.13 a	6.10 $\pm$ 0.16 b
Agosto 96	9.84 $\pm$ 0.96 a	8.11 $\pm$ 0.71 ab	7.88 $\pm$ 0.24 b
Octubre 96	7.34 $\pm$ 0.01 a	7.30 $\pm$ 0.22 a	6.68 $\pm$ 0.44 a
Diciembre 96	6.26 $\pm$ 0.23 a	6.41 $\pm$ 0.44 a	5.76 $\pm$ 0.24 a
Febrero 97	6.71 $\pm$ 0.14 a	6.77 $\pm$ 0.05 a	5.71 $\pm$ 0.15 b
Abril 97	7.22 $\pm$ 0.11a	7.04 $\pm$ 0.05 a	6.23 $\pm$ 0.06 b
Junio 97	7.31 $\pm$ 0.10 a	7.06 $\pm$ 0.12 a	6.49 $\pm$ 0.27 b
Agosto 97	8.03 $\pm$ 0.06 a	7.70 $\pm$ 0.71 a	7.87 $\pm$ 0.25 a
Octubre 97	7.09 $\pm$ 0.18 a	6.76 $\pm$ 0.47 a	6.51 $\pm$ 0.04 a
Diciembre 97	6.95 $\pm$ 0.03 a	5.92 $\pm$ 0.10 b	5.61 $\pm$ 0.22 b
Febrero 98	7.02 $\pm$ 0.50 a	6.48 $\pm$ 0.14 ab	5.35 $\pm$ 0.19 b
Abril 98	7.64 $\pm$ 0.14 a	6.64 $\pm$ 0.11 b	6.17 $\pm$ 0.17 c

En la misma fila los valores con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).

A lo largo del experimento se advirtió una variación estacional para la materia orgánica en todas las zonas (Fig. 21), obteniéndose los máximos valores en verano (Junio y Agosto) y los mínimos en invierno (Diciembre y Febrero). En la zona 1, estos cambios parecen tamponados oscilando menos valores máximos y mínimos. Progresivamente se observó en la misma un efecto acumulativo; el contenido en materia orgánica no presentó diferencias significativas con las otras zonas durante el primer año (Molina et al., en prensa), pero a partir de aquí presenta un ligero aumento a lo largo de todo el período.

Si se comparan unas zonas con otras se puede apreciar que los valores difieren significativamente en todos los meses de Febrero y Abril (excepto para Abril del 95), Junio (del 96 y 97) y Diciembre (del 95 y del 97). Las variaciones estacionales se observan claramente en las zonas 2 y 3, mientras que aunque también son apreciables en la zona 1, parece que aquí ocurrieran más lentamente que en las otras zonas más alejadas, posiblemente por el aporte orgánico generado por el cultivo.

El mes de Octubre de cada año parece ser el punto de inflexión de las diferencias entre las tres zonas, alcanzándose valores similares en todas ellas. Esto sugiere que en otoño tendría lugar un proceso de recuperación de las condiciones originales del sedimento situado bajo las jaulas.

A continuación (Tabla 12) se presentan los valores medios del contenido de nitrógeno en las tres zonas durante todo el período de duración del estudio.

**Tabla 12.-** Contenidos medios en Nitrógeno (mg /100g)  $\pm$  la desviación típica, durante el periodo de estudio (en base a peso seco).

<b>NITRÓGENO</b>			
	<b>Zona 1</b>	<b>Zona 2</b>	<b>Zona 3 (referencia)</b>
Junio 94	11.23 $\pm$ 2.05 a	11.09 $\pm$ 2.14 a	11.62 $\pm$ 2.03 a
Agosto 94	15.63 $\pm$ 3.03 a	16.08 $\pm$ 2.95 a	14.17 $\pm$ 4.14 a
Octubre 94	11.03 $\pm$ 0.85 a	9.32 $\pm$ 1.80 a	7.19 $\pm$ 2.12 a
Diciembre 94	14.67 $\pm$ 1.31 a	5.98 $\pm$ 0.23 b	6.17 $\pm$ 0.66 b
Febrero 95	16.73 $\pm$ 4.25 a	9.85 $\pm$ 2.67 ab	9.67 $\pm$ 0.23 b
Abril 95	16.38 $\pm$ 1.14 a	12.37 $\pm$ 0.61 b	7.41 $\pm$ 0.32 c
Junio 95	14.94 $\pm$ 1.77 a	9.50 $\pm$ 1.29 b	9.46 $\pm$ 1.49 b
Agosto 95	16.43 $\pm$ 0.11 a	16.37 $\pm$ 0.12 a	14.06 $\pm$ 0.56 a
Octubre 95	11.79 $\pm$ 0.10 a	9.94 $\pm$ 0.06 ab	7.07 $\pm$ 0.12 b
Diciembre 95	14.72 $\pm$ 0.21 a	7.55 $\pm$ 0.05 b	7.17 $\pm$ 0.05 c
Febrero 96	16.79 $\pm$ 0.07 a	9.78 $\pm$ 0.07	9.84 $\pm$ 0.16 b
Abril 96	16.97 $\pm$ 0.05 a	12.98 $\pm$ 0.12 b	7.85 $\pm$ 0.07 c
Junio 96	15.61 $\pm$ 0.27 a	9.77 $\pm$ 0.72 b	9.69 $\pm$ 0.14 b
Agosto 96	17.49 $\pm$ 0.18 a	17.07 $\pm$ 0.12 a	15.40 $\pm$ 0.09 b
Octubre 96	12.24 $\pm$ 0.05 a	10.31 $\pm$ 0.08 b	8.31 $\pm$ 0.08 c
Diciembre 96	14.81 $\pm$ 0.09 a	7.85 $\pm$ 0.06 b	8.00 $\pm$ 0.10 b
Febrero 97	16.43 $\pm$ 0.09 a	9.92 $\pm$ 0.05 b	10.21 $\pm$ 0.11 b
Abril 97	16.56 $\pm$ 0.17 a	14.24 $\pm$ 0.05 b	8.28 $\pm$ 0.07 c
Junio 97	15.24 $\pm$ 0.22 a	10.53 $\pm$ 0.32 b	9.36 $\pm$ 0.12 c
Agosto 97	18.70 $\pm$ 0.36 a	18.63 $\pm$ 0.30 a	15.73 $\pm$ 0.30 a
Octubre 97	13.29 $\pm$ 0.59 a	11.55 $\pm$ 0.31 a	10.03 $\pm$ 0.14 a
Diciembre 97	14.76 $\pm$ 0.07 a	9.59 $\pm$ 0.33 b	9.00 $\pm$ 0.01 b
Febrero 98	15.44 $\pm$ 0.66 a	10.99 $\pm$ 0.12 b	10.97 $\pm$ 0.04 b
Abril 98	15.91 $\pm$ 0.06 a	10.58 $\pm$ 0.26 b	9.81 $\pm$ 0.04 b

En la misma fila los valores con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).



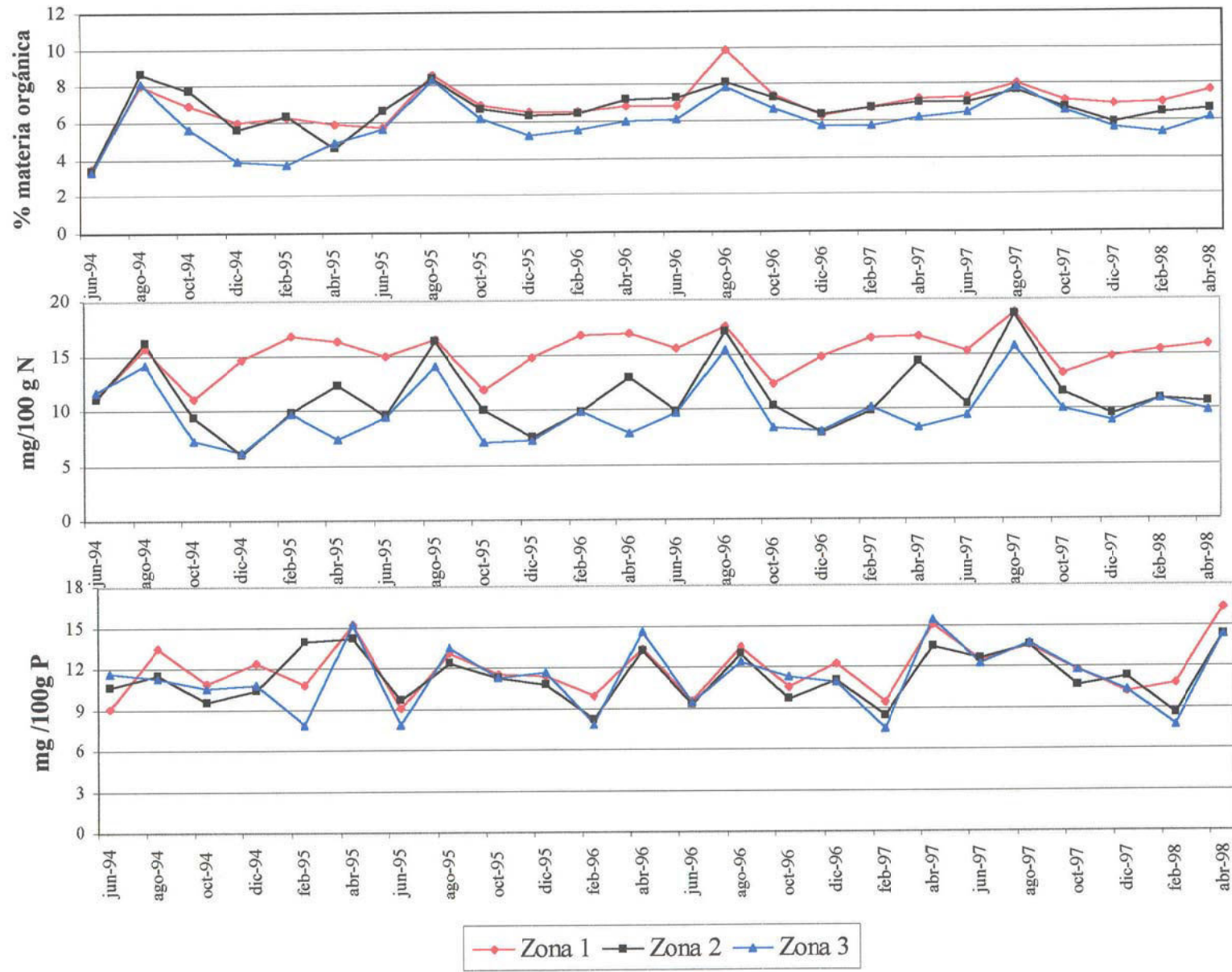


Figura 21.- Variaciones en los contenidos de materia orgánica (%), nitrógeno (mg/100g N) y fósforo (mg/100g P) en los sedimentos de las tres zonas.

Igualmente se constató una variación estacional del contenido de Nitrógeno (Fig. 21). Los máximos valores se obtienen en verano (Agosto) y los mínimos en invierno (Diciembre), lo mismo que sucedía con la materia orgánica; aunque en el caso del Nitrógeno aparece un segundo pico de valores altos en Abril, pero menores que en Agosto.

Sin embargo, esta estacionalidad desaparece prácticamente durante el primer año en la zona 1 (en la vertical bajo las jaulas); las variaciones en esta zona son mínimas, los valores permanecen casi constantes, pero los máximos siguen apareciendo en Agosto y Abril.

Si se compararan las zonas entre sí, se observa que hasta Diciembre del 94 las concentraciones son similares en las tres; si bien, desde esta fecha, el contenido en nitrógeno de la zona 1 difiere significativamente de la zona 3 (la más alejada), prácticamente en todos los meses, con la excepción de valores de Agosto del 95 y 97 (valores máximos); en Agosto del 96, los valores son cercanos, siendo significativamente mayor el de la zona 1.

Desde Diciembre del 94 hasta el mismo mes del 95, la zona 2 presenta unos valores intermedios entre las zonas 1 y 3, aunque, más parecidos a los de la zona 1; sin embargo, a partir de esta fecha, los resultados obtenidos para esta zona son más similares a los de la 3, con excepción de Agosto del 96.

En la Tabla 13, se presentan los valores medios del contenido de fósforo en cada una de las tres zonas.

**Tabla 13.-** Contenidos medios en Fósforo (mg /100g)  $\pm$  la desviación típica, durante el periodo de estudio (en base a peso seco).

<b>FÓSFORO</b>			
	<b>Zona 1</b>	<b>Zona 2</b>	<b>Zona 3 (referencia)</b>
Junio 94	9.09 $\pm$ 1.84 a	10.69 $\pm$ 2.10 a	11.68 $\pm$ 0.54 a
Agosto 94	13.41 $\pm$ 2.30 a	11.46 $\pm$ 0.88 a	11.28 $\pm$ 1.39 a
Octubre 94	10.91 $\pm$ 1.22 a	9.49 $\pm$ 0.14 a	10.51 $\pm$ 1.15 a
Diciembre 94	12.39 $\pm$ 0.38 a	10.39 $\pm$ 1.05 a	10.82 $\pm$ 0.97 a
Febrero 95	10.83 $\pm$ 0.83 ab	13.98 $\pm$ 3.78 a	7.78 $\pm$ 2.05 b
Abril 95	15.18 $\pm$ 1.96 a	14.16 $\pm$ 2.41 a	15.14 $\pm$ 3.29 a
Junio 95	9.09 $\pm$ 0.75 a	9.65 $\pm$ 0.31 a	7.82 $\pm$ 1.77 a
Agosto 95	13.07 $\pm$ 0.25 a	12.33 $\pm$ 1.11 a	13.50 $\pm$ 0.65 a
Octubre 95	11.53 $\pm$ 0.71 a	11.27 $\pm$ 0.72 a	11.27 $\pm$ 0.15 a
Diciembre 95	11.36 $\pm$ 0.64 a	10.83 $\pm$ 0.45 a	11.63 $\pm$ 0.66 a
Febrero 96	9.90 $\pm$ 2.23 a	8.15 $\pm$ 0.10 a	7.85 $\pm$ 0.16 a
Abril 96	13.33 $\pm$ 0.55 a	13.26 $\pm$ 0.32 a	14.53 $\pm$ 0.61 a
Junio 96	9.57 $\pm$ 0.22 a	9.31 $\pm$ 0.58 a	9.41 $\pm$ 0.46 a
Agosto 96	13.46 $\pm$ 0.71 a	13.02 $\pm$ 0.53 a	12.34 $\pm$ 0.45 a
Octubre 96	10.57 $\pm$ 0.49 a	9.64 $\pm$ 0.16 a	11.23 $\pm$ 1.02 a
Diciembre 96	12.27 $\pm$ 1.01 a	11.01 $\pm$ 0.81 a	10.90 $\pm$ 0.10 a
Febrero 97	9.37 $\pm$ 0.11 a	8.44 $\pm$ 0.59 a	7.49 $\pm$ 0.11 a
Abril 97	15.07 $\pm$ 0.25 a	13.43 $\pm$ 0.71 a	5.43 $\pm$ 0.45 a
Junio 97	12.50 $\pm$ 0.26 a	12.66 $\pm$ 0.68 a	12.27 $\pm$ 0.15 a
Agosto 97	13.57 $\pm$ 0.47 a	13.65 $\pm$ 0.23 a	13.73 $\pm$ 0.47 a
Octubre 97	11.74 $\pm$ 0.45 a	10.63 $\pm$ 0.17 a	11.73 $\pm$ 0.40 a
Diciembre 97	10.19 $\pm$ 0.27 a	11.32 $\pm$ 0.60 a	10.33 $\pm$ 0.95 a
Febrero 98	10.82 $\pm$ 0.65 a	8.58 $\pm$ 0.59 b	7.70 $\pm$ 0.11 b
Abril 98	16.27 $\pm$ 3.12 a	14.30 $\pm$ 0.26 a	14.33 $\pm$ 1.84 a

En la misma fila, los valores con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).

El contenido de fósforo varía estacionalmente en todas las zonas sin excepción (Fig. 21), siendo los cambios estacionales ligeramente distintos de los otros dos parámetros. Las máximas concentraciones de fósforo se midieron en primavera (Abril) apareciendo un segundo pico, menor que en verano (Agosto); los mínimos se encontraron en invierno (Diciembre y Febrero, según los años).

También se dan dos picos de valores altos para el nitrógeno, uno mayor en verano y otro algo inferior en primavera (Abril); manteniéndose estables durante el resto del año, resultando distintos solamente los meses en los que se dan los valores máximos y mínimos.

Durante todo el periodo de estudio las tres zonas mostraron valores similares; sólo se aprecian diferencias significativas en los meses de Febrero del 95 y del 98, al presentar la zona bajo las jaulas concentraciones mayores que las de las otras más alejadas. Durante estos cuatro años no se aprecia en el fósforo ningún efecto acumulativo.

El lote de datos completos se sometió a un análisis de varianza múltiple (zona y fecha de muestreo), en el que se muestra que ambos factores tienen efecto en el contenido de materia orgánica y de nitrógeno; pero no para el fósforo, donde solamente el factor fecha presenta un efecto significativo (Tabla 14). En lo que se refiere a la granulometría, ninguno de estos factores la alteró significativamente.

**Tabla 14.-** Resultados del análisis multifactorial para todos los parámetros estudiados en los sedimentos (n.s.: no significativo).

Variable	Fuente de variabilidad	p
Granulometría	Zona de muestreo	n.s.
	Fecha de muestro	n.s.
Materia orgánica	Zona de muestreo	0.0001
	Fecha de muestro	0.0002
Nitrógeno	Zona de muestreo	0.0006
	Fecha de muestro	0.0001
Fósforo	Zona de muestreo	n.s
	Fecha de muestro	0.0001

Si observamos los datos medios para todos los parámetros estudiados durante todo el experimento (Tabla 15), podemos observar que existen variaciones significativas en el contenido de materia orgánica de la zona 1, con respecto a la zona más alejada de las jaulas. En cuanto al contenido en nitrógeno, éste resultó significativamente diferente en todas las zonas, alcanzando un valor mayor en la 1. No se dan estas diferencias en el contenido en fósforo en las zonas muestreadas. En todas las zonas se apreciaron variaciones estacionales, aunque en los sedimentos situados directamente bajo las jaulas estos cambios fueron menos notorias para el contenido en nitrógeno y en materia orgánica (Fig. 21).

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.

**Tabla 15.** Contenido en materia orgánica (%peso seco), nitrógeno y fósforo (N y P, mg/100g peso seco) en las distintas zonas durante todo el periodo de estudio. Se indican las medias totales de los valores  $\pm$  desviación típica.

	Zona 1	Zona 2	Zona 3 (referencia)
M. O. (%)	6.91 $\pm$ 1.17 a	6.46 $\pm$ 1.19 ab	5.99 $\pm$ 1.38 b
N	15.21 $\pm$ 2.23 a	11.33 $\pm$ 3.20 b	9.85 $\pm$ 2.76 c
P	11.73 $\pm$ 2.47 a	11.41 $\pm$ 2.22 a	11.15 $\pm$ 2.87 a

Los valores de la misma fila con distinta letra difieren significativamente (Tukey,  $p < 0.05$ ).

Los resultados obtenidos para las tasas de sedimentación de la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo pueden verse en la tabla 16.

Estos datos sólo corresponden a los años 95 y 97, y no a la totalidad del periodo de estudio, pues por dos veces falló el anclaje y las trampas fueron arrastradas.

En alguna ocasión, en las muestras recogidas de las trampas se podían apreciar claramente

gránulos de alimento. Se comprueba que la tasa total de sedimentación es superior bajo las jaulas (zona 1) que en la zona de referencia, siendo similar en los dos muestreos; no existiendo aparentemente un efecto acumulativo.

Las tasas de sedimentación del nitrógeno obtenidas para la zona situada directamente bajo las jaulas duplican las obtenidas en las otras dos; sin embargo, las del fósforo resultan análogas en las tres, apoyando los resultados de la escasa acumulación de este nutriente en los sedimentos del fondo. Las tasas de sedimentación de la materia orgánica presenta unos resultados superiores en la zona 1, aunque las diferencias no son tan grandes como con los valores del nitrógeno; el efecto resulta más patente en el año 1997.

**Tabla 16.-** Tasas de sedimentación ( $\text{g/m}^2$  día en peso seco) de nitrógeno (N), fósforo (P) y materia orgánica (M.O.) en las zonas muestreadas (n.m.: no se muestreó).

Año	Total		M.O.		N		P	
	95	97	95	97	95	97	95	97
Zona 1	34	32	17.9	21.6	1.79	1.74	0.03	0.02
Zona 2	n.m.	30.3	n.m.	14.4	n.m.	0.85	n.m.	0.03
Zona 3	28.2	29.4	12.4	12.9	0.53	0.31	0.02	0.01

#### **4.- Discusión**

La tendencia a la disminución del grano más fino y al incremento de las partículas mayores, ha sido también descrito por Guiral (1986) y relacionado con la presencia de estructuras de cultivo en un lago.

La acumulación de un tamaño mayor de partículas en las cercanías de jaulas de cultivo puede relacionarse con una disminución de la velocidad de la corriente por la presencia de las propias instalaciones flotantes. En este trabajo, la acumulación del tamaño de grano 250-500  $\mu$  en las zonas 1 y 2, más cercanas a las jaulas, podría explicarse por este fenómeno.

El transporte de sedimentos en un sistema acuático depende sobre todo de la velocidad de la corriente, aunque influyen otros factores como la profundidad de la zona, la topografía del fondo y la situación de las jaulas (Gibbs, 1977).

La notable velocidad de la corriente en la zona estudiada (con una media entre 15 y 20 cm/sg), junto con una profundidad entre 17 y 20 m y una ligera inclinación hacia el sureste, han podido influir para que la acumulación de partículas gruesas no sea muy notable en torno a las jaulas. El sistema está orientado a favor de las corrientes dominantes, de manera que el flujo de agua no disminuyera tanto al atravesar la instalación, lo que favorecería este efecto.

El ligero aumento del intervalo 250-500  $\mu$  fue paralelo a la disminución del de las



partículas más finas ( $< 105 \mu$ ), lo que mantuvo la distribución normal de la granulometría en los sedimentos muestrados.

Las diferencias no fueron apreciables entre las zonas, más si se considera que los intervalos que varían ( $250-500 \mu$  y  $< 105 \mu$ ) no llegan entre los dos, ni siquiera el 15 % del total de las partículas y que el de  $105-250 \mu$ , que engloba a más del 85 % de las partículas, no presenta diferencias entre las tres zonas muestreadas.

La ausencia de variaciones estacionales, posiblemente se debe al régimen de corrientes de la zona que depende fundamentalmente de las mareas y de la Corriente General de Canarias; por lo que, salvo episodios puntuales, se mantienen bastante constantes en cuanto a su intensidad y dirección.

El mantenimiento del cultivo durante los cuatro años de estudio pudo no haber producido residuos sólidos suficientes como para que se acumulasen de forma apreciable en los sedimentos bajo las jaulas, modificando la granulometría.

La alteración química de los sedimentos que en mayor medida puede influir sobre el medio es la variación de los niveles de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, que afectan tanto al propio cultivo como al ecosistema de la zona. Los productos vertidos al medio por el cultivo proceden en último extremo del alimento, tanto de la cantidad de pienso administrada que no es ingerida, como de la que no es digerida por el pez y se elimina de forma sólida, o como producto soluble.

La técnica de ignición en mufla para evaluar el contenido en materia orgánica de sedimentos es ampliamente utilizada en la descripción de los efectos causados por las instalaciones de cultivo (Kupka-Hansen et al., 1991; Kelly, 1993) por su simplicidad y precisión e incluso recomendado (Kristensen y Andersen, 1987) frente a otros métodos. Karakassis et al. (1998) aducen que sólo da resultados fiables cuando presentan un alto contenido en materia orgánica, sobreestimándose la materia orgánica a causa de la pirolisis de los carbonatos y otros combustibles inorgánicos, si los contenidos fueran bajos.

Los valores obtenidos para la materia orgánica se situaron en torno al 6.91 % en la zona bajo la influencia directa de las jaulas. El rango para los contenidos de materia orgánica bajo instalaciones de cultivo obtenido por otros autores es bastante amplio; aunque en general, los datos del presente trabajo están por debajo de los valores obtenidos por Karakassis et al., 1998 (por encima del 15 %), Kelly, 1993 (entre 13 y 38 %), Kupka-Hansen et al., 1991 (entre 15 y 47 %), Johannessen et al., 1994 (entre 9.1 y 11.2 %) y Angel et al., 1995 (por encima del 10 %).

Los valores de materia orgánica han sufrido un incremento durante los años de operación de la granja. Al finalizar el primer año no se observaron diferencias significativas entre las zonas muestradas para dicho parámetro (Molina et al., en prensa); sin embargo, tras cuatro años de explotación se advierte un ligero incremento bajo las jaulas.

La concentración de nitrógeno en la zona 1, resultó alrededor de 15.21 mg/100g; al igual que para la concentración de materia orgánica, fue, en general, menor que la obtenida por otros

investigadores. Por ejemplo, para jaulas de cultivo de trucha arcoiris, Merican y Phillips (1985) calcularon valores que oscilan entre 2.13 y 5.04 % y Holby y Hall (1991), entre 1.9 y 2.1 % en la vertical bajo las jaulas.

A diferencia de lo sucedido con la materia orgánica, el aumento del contenido en nitrógeno en los sedimentos de la granja estudiada se ha observado desde el primer año de explotación (Molina et al., 1997) manteniéndose en un nivel similar para todo el periodo investigado.

La apreciable disparidad entre los contenidos de nitrógeno en las zonas más cercanas a la instalación (Tabla 15) con relación a los otros puntos muestrados es difícilmente achacable a la excreción, porque los peces eliminan el nitrógeno fundamentalmente en forma de productos solubles. En el presente estudio, un 78.36 % del total de nitrógeno excretado por los peces cultivados lo fue de en forma soluble (principalmente como amonio), lo que durante todo el periodo de estudio supone un total de 32.877,19 kg de nitrógeno.

La porción sólida del nitrógeno eliminada por las heces, aún siendo pequeña en relación a la excreción soluble (concretamente corresponde a un 21.64 %), podría tener un efecto al acumularse en el sedimento. La cantidad total de nitrógeno eliminada en forma sólida durante todo el periodo de estudio resultó 9.078 kg. También habría que analizar las diferencias entre la digestibilidad de este nutriente en los distintos piensos utilizados, porque no todo el contenido de nitrógeno se metaboliza de igual manera, al depender no sólo de la cantidad que incluya la

formulación, sino de los ingredientes de los que procede (Ogino et al., 1979; Sakamoto y Yone, 1979), lo que produce una variación en la cantidad excretada en formas soluble y particulada.

El incremento del contenido en nitrógeno en los sedimentos bajo las jaulas podría también explicarse por la acumulación de restos de pienso no ingerido (con una proporción superior al 6.5 % de nitrógeno) que van a parar al fondo donde se descomponen, provocando también un aumento en la materia orgánica. Esta idea también ha sido apuntada por McGhie et al. (2000) y relacionada con la acumulación del alimento no ingerido en una de las granjas estudiadas.

En los meses de Octubre se observa como un punto de inflexión o recuperación de las concentraciones de nitrógeno en la zona 1, coincidiendo con valores similares en las otras dos. Es precisamente en estos meses cuando se dan unas temperaturas más altas en el agua, lo que corresponde a un mayor consumo de alimento y a una excreción aumentada.

Este efecto se corrobora por los altos valores en las concentraciones de amonio obtenidas en la columna de agua en los puntos situados en el interior del sistema de jaulas durante estos meses que llegan a triplicar los valores medios reportados para la zona (Molina et al., en prensa) y que se corresponderían con una mayor excreción soluble de productos nitrogenados, como consecuencia del incremento en el consumo de alimento.

Sin embargo, las concentraciones de nitritos + nitratos medidos en la columna de agua en puntos interiores de la instalación no resultaron particularmente altas (Molina et al., en prensa), en comparación con la concentración media del litoral de la Bahía de Melenara (García, 1999).

El hecho de que estos valores se mantengan por debajo de la media que se considera normal para la zona, a pesar de las altas concentraciones alcanzadas por el amonio en ciertas épocas del año, sugiere que la capacidad de carga de la bahía es suficiente como para que el amonio excretado por los peces cultivados sea transformado mediante los procesos de nitrificación bacteriana y se mantengan los niveles habituales de nitritos + nitratos.

Esta recuperación en las condiciones observadas en los sedimentos bajo las jaulas, también puede relacionarse con el aumento del metabolismo (y del apetito) de los peces, correspondiente a altas temperaturas en el agua, lo que disminuiría la cantidad total del alimento no ingerido en esta época y por lo tanto, también la cantidad de pienso que se deposita en el fondo. En este trabajo no se ha cuantificado la cantidad de alimento perdida, pero sería interesante, para poder afinar los resultados obtenidos.

La excreción sólida del nitrógeno también aumentaría en esta época del año; sin embargo se midieron valores pequeños de nitrógeno en los sedimentos en la zona bajo la instalación; esto indica que la emisión sólida del nitrógeno no es el factor principal a la hora de explicar las variaciones de este parámetro en los sedimentos.

La acumulación de nitrógeno bajo las jaulas resulta menor en esta granja en comparación con los datos aportados por otros autores (Merican y Phillips, 1985; Holby y Hall, 1991).; lo que corroboraría la idea apuntada en el capítulo anterior de que la pérdida de alimento no era muy grande.

Las inferiores concentraciones de nitrógeno observadas en el presente experimento podrían explicarse por el desarrollo de una serie de procesos que tenderían a disminuir la concentración del nitrógeno presente en los sedimentos. Una pequeña proporción de éste se eliminaría por la epifauna presente, que precisamente resulta atraída por la presencia de alimento (Carss, 1990). Otra posibilidad sería la redisolución del nitrógeno, que pasaría a la masa de agua en forma de amonio (Hall et al., 1992). Este último proceso se ve favorecido cuando existen condiciones anóxicas, lo que no parece ser el caso del área donde se realizó la investigación, puesto que los valores de oxígeno disuelto son similares para todos los puntos muestreados en la columna de agua, tanto cerca de las instalaciones como en las zonas consideradas de referencia (Molina et al., en prensa). También, habría que tener en cuenta la desnitrificación, sin embargo, este proceso tendría un papel mínimo en relación al flujo total de nitrógeno desde el sedimento al agua (Kaspar et al., 1988; Blackburn et al., 1988).

Como regla general, todos los procesos descritos anteriormente tienen un efecto pequeño (Hall et al., 1992), por lo que el principal factor que explicaría la ligera acumulación de nitrógeno en los sedimentos bajo las jaulas, sería que la cantidad vertida en forma sólida resultase menor que en los casos descritos por otros autores, o bien que las corrientes de la zona arrastrasen una porción del nitrógeno vertido.

La concentración de fósforo observada en la zona 1 se sitúa en torno a 11.73 mg/100g. Contenidos mayores han sido reportados por algunos autores, como Karakassis et al. (1998), Barbato et al., (1991), Kelly (1993) y Holby y Hall (1991).

La excreción del fósforo en los peces es mayoritariamente particulada, en este caso se ha calculado en un 69.1 %, lo que corresponde a un total de 4.046 kg durante todo el periodo de estudio; a pesar de ello, no se observa acumulación de este elemento en los sedimentos bajo las jaulas. Las razones de esta falta de acumulación pueden encontrarse en el pequeño porcentaje de inclusión de este nutriente en los piensos utilizados, en torno al 1 %. Esto provoca que el vertido total de fósforo en forma particulada (4.046 kg) resulte menor que en el caso del nitrógeno (9.078 kg), a pesar de que el fósforo se excrete mayoritariamente con esta forma, al revés de lo que sucede con el nitrógeno. Además habría que tener en cuenta las diferencias de la digestibilidad de este nutriente, puesto que, como en el caso del nitrógeno, no todo el contenido de fósforo del pienso se metaboliza de igual manera, sino que depende de los ingredientes (Ogino et al., 1979; Sakamoto y Yone, 1979), dando lugar a efectos distintos en el ecosistema (Folke y Kautsky, 1992).

Los sedimentos reciben una mezcla de diversos componentes de fósforo, que pueden ser simplemente enterrados bajo el sedimento en su forma original, o ser descompuestos y disueltos solubilizándose en el agua (Sundby et al., 1992). El fosfato así regenerado se utilizaría para el crecimiento de fitoplancton o puede adsorberse por otros componentes del sedimento (Krom y Berner, 1981). El bajo contenido de fósforo en los sedimentos bajo las jaulas, podría deberse a una gran capacidad de resolubilización como fosfato soluble. Sin embargo, diversos autores han calculado unos pequeños índices de solubilización para el fósforo en sedimentos marinos con enriquecimiento orgánico (Holby y Hall, 1991), especialmente cuando los niveles de oxígeno del agua son suficientes (Klump y Martens, 1981). Precisamente es lo que sucede en este caso, con niveles entre 6.3 y 11.7 mg/l, similares en los puntos interiores y exteriores de la concesión

(Molina et al., en prensa). Esta explicación se sustenta también por las bajas concentraciones de fósforo reactivo disuelto ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) medidas en la zona, que se encuentran por debajo de los valores medios reportados para la bahía (García, 1999). Además, todos los fenómenos que provocan la solubilización del fósforo, representan aún una proporción menor que para el nitrógeno (Holby y Hall, 1991).

De todas maneras, la suma de todos los procesos de disolución que aportan estos nutrientes desde el sedimento a la columna de agua es mucho menor que el aportado directamente por la excreción soluble de los peces (Hall et al., 1992).

Los contenidos menores descritos para estos parámetros en comparación a otros datos publicados, pueden deberse a que en los casos referenciados las instalaciones de cultivo se sitúan en zonas geográficas donde la renovación de agua es mucho menor: un lago (Merican y Phillips, 1985; Kelly, 1993), un fiordo (Holby y Hall, 1991) o una bahía bastante cerrada (Karakassis et al., 1998); mientras que en la zona estudiada, la renovación es muy alta, por la conformación bastante abierta de la costa y por una corriente con una intensidad media entre 15 y 20 cm /sg, lo que facilitaría la rápida dispersión del material acumulado. Por consiguiente, el factor principal que explicaría los resultados obtenidos en la granja son las corrientes existentes en la bahía de Melenara (Vergara et al., 2000).

Otra fuente de eliminación del aporte orgánico producido por las jaulas puede ser la alimentación de peces silvestres o en general de la epifauna presente en el área (Carss, 1990), aunque algunos autores han considerado este proceso como insignificante (Holby y Hall, 1991).



En cualquier caso, hay acuerdo en que el aporte de fósforo producido por el cultivo de peces es mínimo en comparación con los de otros orígenes (Ackefors y Enell, 1990; Enell y Ackefors, 1990).

Además en los trabajos referenciados, las granjas llevaban en funcionamiento más de diez años y en algunos casos casi veinte; mientras que las jaulas estudiadas el período de explotación es de poco más de tres años, con lo cual el efecto acumulativo sería necesariamente menor.

La mayoría de las instalaciones estudiadas por Kupka-Hansen et al. (1991), usaban no sólo piensos comerciales sino también húmedos y semihúmedos, mientras que en este caso se utilizan exclusivamente los comerciales. Por regla general, los piensos húmedos provocan los mayores efectos sobre el medio, tanto por la menor digestibilidad de sus ingredientes (lo que aumentaría la excreción), como por su mayor contenido en agua que disminuye su estabilidad y hace que los residuos que se acumulan en el fondo sean mayores. El uso habitual de piensos secos en las granjas de cultivo ha disminuído notablemente la cantidad de desechos aportados al medio (Warrer- Hansen, 1982).

La pauta estacional observada con máximos valores en verano y mínimos en invierno coincide con la descrita por Karakassis et al. (1998), aunque los datos reportados por ellos presentan máximos muy superiores. Estas marcadas diferencias con las granjas situadas en el Mediterráneo como las descritas por estos autores, probablemente se deben a que la alimentación es muy variable a lo largo del año por los cambios estacionales de temperatura; mientras que en

la zona estudiada la temperatura del agua oscila entre 17.5° C y 23.9° C; presentando por lo tanto, variaciones sensiblemente inferiores en las cantidades de pienso suministradas a lo largo del año, por ello, su efecto en la generación de residuos es menos notable. Los cambios estacionales en la concentración de estos elementos en la zona bajo las jaulas no es tan importante, aunque sí apreciable.

Gilbert et al. (1997) han descrito una pauta estacional diferente, posiblemente porque la instalación estudiada por estos autores se dedicaba al cultivo de moluscos, y por lo tanto, dependiente de la producción natural de fitoplancton en la zona y no del aporte externo de alimento, como ocurre en los cultivos de peces.

El alimento suministrado a los peces es la única fuente externa de nutrientes, por lo que es evidente que el uso de piensos de alta energía, con formulaciones y procesos de fabricación cada vez más respetuosos con el ambiente, junto con una adecuada gestión de la alimentación son herramientas clave para minimizar el impacto que estas granjas de cultivo pueden producir en el medio.

En resumen, se aprecia una ligera acumulación de materia orgánica y nitrógeno en la vertical bajo las jaulas, lo que confirma los efectos altamente localizados propios de las granjas de cultivo (Beveridge, 1987, 1996). Dichos efectos son los que generalmente se suelen apreciar ligados a este tipo de instalaciones (Munday et al., 1992). Sin embargo, no se observa variación apreciable en la granulometría de los sedimentos ni tampoco acumulación de fósforo, a diferencia

de los resultados citados por otros autores (Holby y Hall, 1991; Kelly, 1993).

Los datos obtenidos en este trabajo referentes a los contenidos de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en sedimentos cercanos a granjas de cultivo, difieren de los reseñados por otros investigadores, en las mayores concentraciones de estos elementos (Holby y Hall, 1991; Hall et al., 1992, Kelly, 1993; Johannessen et al., 1994; Karakassis et al., 1998). Las causas de estas diferencias pueden achacarse fundamentalmente a las menores tasas de renovación de agua, a la presencia de más de una instalación en las zonas estudiadas y al largo tiempo de funcionamiento, además de las derivadas de la gestión de las granjas.

Los resultados de medidas *in situ* de las tasas de sedimentación en instalaciones de cultivo de peces muestran en la bibliografía consultada un rango muy amplio, desde 17 (Enell y Löf, 1983) hasta 200 g/m<sup>2</sup> día (Hall y Holby, 1986). Estas grandes variaciones pueden explicarse tanto por factores que se relacionan con la gestión de la granja: densidad de cultivo, tasa de alimentación (Munday et al., 1992) y el tipo de alimento suministrado (Merican y Phillips, 1985): como por los derivados de las características de la zona: velocidad de la corriente, profundidad, tipo de fondo y orientación la granja (Munday et al., 1992) y además, por la variabilidad en las técnicas de muestreo y análisis utilizadas (Merican y Phillips, 1985). Los valores obtenidos en el presente estudio se encuentran dentro del rango mencionado, cercanos a los observados en 1980 por Kadowaki et al. (entre 20 y 45 g/m<sup>2</sup> día), para cultivos de dorada japonesa.

Las tasas de sedimentación para la materia orgánica son superiores bajo las jaulas que en las otras zonas, sobre todo en el año 1997. La velocidad de sedimentación del nitrógeno estimada

en la zona 1 duplica la de las otras dos, con resultados similares en ambos muestreos, lo que concuerda con la acumulación de nitrógeno observada en la zona situada directamente bajo las jaulas. La presencia de gránulos de alimento en algunas de las muestras recogidas, apoya la idea de que la acumulación de este elemento observada en la zona 1, se debe más bien al alimento no ingerido.

Para el fósforo, las tasas de sedimentación son semejantes en todas las zonas en los dos muestreos, reforzando el hecho de que no aparece acumulación de fósforo en ninguna de ellas. De todos modos, las velocidades de sedimentación no han sido estudiadas a lo largo de todo el periodo por los problemas antes mencionados, quedando estos resultados incompletos.

## **5.- Conclusiones**

El estudio de las características físico-químicas de los sedimentos resulta una herramienta adecuada para conocer los cambios ambientales que se producen en una zona como consecuencia de la presencia de instalaciones acuícolas, aunque es necesario conocer el estado inicial de los mismos. La medida de los niveles de distintos parámetros en los sedimentos nos informa sobre su variación, pero nada dicen acerca del origen de los mismos, lo que implica que estaríamos controlando de forma sumativa el efecto en el entorno de distinto tipo de actividades y no exclusivamente de la presencia de un cultivo, especialmente en áreas altamente antropizadas, como la que es aquí objeto de estudio. Por ello, la evaluación del impacto en los sedimentos debe abordarse desde una perspectiva global.

La elección de una zona idónea y de una orientación adecuada para la instalación de las jaulas de cultivo en las zonas costeras, así como un gestión integrada de aquellas áreas en las que conviven actividades muy diversas, resulta un requisito indispensable para el éxito de la producción acuícola y para la minimización del impacto en el medio ambiente.

Se puede afirmar que tras casi cuatro años de explotación de la granja en relación al tipo de instalación y a las características de la zona, el sedimento depositado bajo las jaulas no se ha visto afectado en cuanto a la granulometría y a los contenidos de fósforo; sin embargo, se aprecia un leve aumento del contenido en materia orgánica y nitrógeno. Las concentraciones alcanzadas por estos últimos elementos en la zona estudiada resultan sensiblemente menores en comparación con los publicados por otros investigadores relativos a su acumulación en las cercanías de granjas de cultivo.

Este hecho junto con las concentraciones relativamente bajas de nitritos + nitratos obtenidas en la zona, que muestran niveles inferiores a los reportados para la bahía de Melenara, implica que los desechos generados como consecuencia de la producción parecen no afectar a la capacidad de carga de la zona, al menos, a corto plazo.

El estudio de las tasas de sedimentación en la bahía de Melenara requiere una adaptación del diseño y anclaje de las trampas utilizadas de manera que resulten adecuados a la velocidad de la corriente, con el fin de obtener resultados continuados y evitar la pérdida del material. Al mismo tiempo, su uso habitual en las granjas resultaría una herramienta útil para estimar la pérdida

de alimento.

Sin embargo, no podemos perder de vista que este proceso es continuo en el tiempo y que está íntimamente ligado a la producción y gestión de la granja, por lo que sólo una continuidad en la investigación permitiría conocer cuáles son los efectos a largo plazo, lo cual resulta especialmente interesante teniendo en cuenta el previsible incremento de la producción en la zona y el potencial desarrollo de este sector productivo tanto en la isla de Gran Canaria como en todo el Archipiélago.

## **CONCLUSIONES GENERALES**

1.- El impacto ambiental de una instalación de jaulas marinas es una cuestión compleja por lo que su estudio debe ser realizado desde una perspectiva global que incluya distintos puntos de vista.

2.- Un estudio sobre el impacto producido por una instalación acuícola debe partir del conocimiento detallado de las condiciones iniciales del área, teniendo en cuenta los aportes orgánicos procedentes de diversas fuentes ajenas a la acuicultura (vertidos industriales, emisarios urbanos, etc...).

3.- Para llevar a cabo un estudio de impacto desde un punto de vista nutricional, el uso de la disección como método de obtención de heces resulta adecuado para calcular la digestibilidad aparente de los nutrientes, siempre que se realice en condiciones controladas.

4.- En la granja estudiada en la bahía de Melenara se ha estimado que por tonelada de dorada producida peces, se vierten al medio marino 93 kg de nitrógeno y 13.4 kg de fósforo; mientras que por tonelada de lubina producida se vierten 140 kg y 19 kg de nitrógeno y fósforo, respectivamente.

5.- Durante el período estudiado se han vertido 41.955,19 kg de nitrógeno y 5.876,10 kg de fósforo. Del total del nitrógeno correspondió un 78.36 % al eliminado como producto soluble y del total de fósforo, un 69.1 % se desechó en forma sólida.

6.- La perspectiva nutricional para abordar el estudio del impacto ambiental de la acuicultura nos proporciona estimaciones exactas sobre la cantidad total de nutrientes vertida, pero no sobre los efectos en el entorno de dicho vertido.

7.- El control de los sedimentos depositados sobre el fondo marino en zonas adyacentes a una granja nos proporciona información valiosa sobre el efecto de los nutrientes vertidos en el medio.

8.- Los sedimentos marinos cercanos a la granja tras más de cuatro años de funcionamiento no se han visto grandemente afectados en relación al tipo de instalación y a las características de la zona, aunque se observó un ligero aumento en las concentraciones de materia orgánica y nitrógeno bajo las jaulas.

9.- Los vertidos de un cultivo intensivo de peces al entorno provienen básicamente del alimento suministrado; una gestión adecuada de la alimentación no sólo disminuye el efecto de la granja en el medio, sino que resulta imprescindible para el éxito económico de la explotación.

10.- Sería conveniente tanto para la conservación del entorno como para el éxito de la producción, el desarrollo y aplicación de todo tipo de metodologías encaminadas a cuantificar y disminuir la cantidad de alimento que no es ingerida por los peces, perdiéndose en el medio.



11.- La progresión en la investigación en nutrición de peces y la mejora en la formulación y fabricación de piensos, rebajarán los actuales índices de conversión para lubina y dorada, al tiempo que disminuirán los desechos generados por su cultivo.

12.- La elección de la localización y orientación adecuadas para una instalación de jaulas en función de la batimetría y de las corrientes de la zona es un requisito imprescindible para la minimización del impacto del cultivo sobre el entorno.

13.- Una vez identificados los parámetros susceptibles de modificación por la presencia del cultivo, sería preciso establecer modelos matemáticos específicos para estas condiciones ambientales que sean capaces de predecir los efectos que una instalación de acuicultura puede provocar en el medio.

14.- Las instalaciones de acuicultura están abocadas a un desarrollo sostenible que asegure la preservación del medio ambiente, elemento fundamental para la calidad de su producción.

**REFERENCIAS**

- Abouhala, A. 1995. L'élevage de la daurade et du loup dans la lagune de Nador (Maroc). Cahiers Options Méditerranéennes Vol. 14. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM) pp.: 91-96.
- Ackefors, H. 1999. Sustainable Aquaculture food for the future?. In: Proceedings of the second International Symposium on sustainable aquaculture. Svennevig, N, Reinertsen, H. & New, M. (eds.). Balkema, Rotterdam pp: 145-169.
- Ackefors, H. y Enell, M. 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio* Vol. 19 N Feb. 1990. pp. 28-35.
- Ackefors, H. y Enell, M. 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *Journal of Applied Ichthyology*, 10 (4 ), pp.: 225-241.
- Ackefors, H. y Olburs, Ch. 1995. Aquaculture: A threat to the environment, or opportunities for a new industry? The Swedish paradox. *Journal of marine biotechnology*, 3, pp.:53-55.
- Ackefors, H., Hilge, V. y Linden, O. 1990. The contaminants in fish and shellfish products. En: *Aquaculture Europa 89 - Business joins science*. De Pauw, N. and Billard, D. (Eds.) Bredene, European Aquaculture Society, Special Publication n° 12, pp.: 304-344.
- Ajuzie, C.C. 1998. Aspects of behaviour in European sea bass juveniles. *Aquaculture Magazine*. March/April 98.

- Akiyama, D.M., Coelho, S.R., Lawrence, A.L. y Robinson, E.H. 1989. Apparent digestibility of feedstuffs by the marine shrimp *Penaeus vannamei* Boone. Nippon Suisan Gakkaishi 55, pp.: 91-98.
- Alderman, D.J. y Michel, C. 1991. Chemotherapy in aquaculture today. In: Problems of Chemotherapy in Aquaculture: from theory to reality. O.I.E. Working papers, Paris (France) pp.: 3-19.
- Alderman, D.J., Rosenthal, H., Smith, P., Steward, J. y Weston, D. 1994. Chemicals used in mariculture. ICES-COOP. RES. REP. 100 pp.
- Alsted, N.S. 1991. Studies of the reduction of discharges from fish farms by modification on the diet. Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW). C.B. Cowey and C.Y. Cho (Editors). pp.: 77-114.
- Alliot, E., Pastoreaud, A., Pelaez, J. y Métailler, R. 1979. Utilisation des farines végétales et des levures cultivées sur alcanes pour l'alimentation du bar (*Dicentrarchus labrax*). En: Halver, J.E., Tiews, K. (Eds.). Proceedings of the World Symposium on Finfish Nutrition and Fishfeed Technology, Vol. II, Heenemann, Berlín, pp.: 229-238.
- Anderson, R.A. 1981. Nutritional role of chromium. Scientific Total Environment, 17 pp.: 13-29.
- Anderson, J.S.Lall, S.p., Anderson, D.M. y McNiven, M.A. 1995. Availability of amino acids from various fish meals fed to Atlantic salmon (*Salmo salar*) Aquaculture, 38, pp.: 291-301.

- Andrade, J.P., Erzini, K. y Palma, J. 1996. Gastric evacuation and feeding in the gilthead seabream reared under semiintensive conditions. *Aquaculture International*, 4, pp.:129-141.
- Angel, D.L., Krost, P. Gordin, H. 1995. Benthic implications of the net cage aquaculture in the oligotrophic Gulf of Aqaba. In: Rosenthal, H., Moav, B. Gordin, H. (Eds.) *Improving the knowledge base in modern aquaculture*. European Aquaculture Society Special Publication 25 pp: 129- 173.
- Anonimus, 1991. Fisheries Symposiums.1.- Fisheries and the Environment 2.- Aquaculture. National Agricultural and Resources Outlook Conference. Canberra (Australia) 50 pp.
- AOAC. 1995. *Official Methods of Analysis of AOAC*, 16th edition, Vol. 1 AOAC International, Arlington, U.S.A. 1018 pp.
- Ariño Moneva, A. 1997. Legislación sobre producción animal acuícola. Capítulo XVIII. En: *Zootecnia bases de producción animal*. Tomo XIII. Ediciones Mundiprensa. Madrid. 376 pp.
- Aristegui, J., Hernández-León, S., Gómez, M., Medina, L., Ojeda, A. y Torres, S. 1989. Influence of the North trade winds on the biomass and production of neritic plankton around Gran Canaria island. *Topics in marine Biology* Ros, J.D. (Ed.). *Scientific Marine*, 53(2-3)223-229.
- Atkinson, J.L., Hilton, J.W. y Slinger, S.J. 1984. Evaluation of acid insoluble ash as an indicator of feed digestibility in rainbow trout. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41, pp.: 1384-1386.

- Aure, J. Ervik, A.S., Johannessen, P.J. y Ordemann, T. 1988. The environmental effects of sea waterfish farms. *Fisken og Havet*, Institute of Marine Research, Bergen, 1 pp:1-93.
- Austin, B. 1985. Antibiotic pollution from fish farms: effects on aquatic microflora. *Microbial Sciences* 2(4), pp.:113-117.
- Austreng, E. 1978. Digestibility determination in fish using chromic oxide marking and analysis of contents from different segments of the gastrointestinal tract. *Aquaculture*, 13, pp.: 265-272.
- Ayala, C.E., Kholer, C.C., y Stickney, R.R. 1992. Protein digestion and aminoacid absorption in largemouth bass. En : *Proceedings of Aquaculture 92, "Growing toward the 21<sup>st</sup> century, 21-25 Mayo 92. Orlando (Florida) U.S.A. p.:33.*
- Baltz, D.M. 1991. Introduced fishes in marine systems and inland seas. *Biological Conservation*, 56 pp.: 151-177.
- Ballestrazzi, R., Lanari, D. y D'Agaro, E. 1998. Performance, nutrient retention efficiency, total ammonia and reactive phosphorus excretion of growing European sea-bass (*Dicentrarchus labrax*, L.) as affected by diet processing and feeding level. *Aquaculture*, 161, pp.: 55-65.
- Barbato, F., Fanari, A. Meloni, F., Savarino, R. 1991. Rearing of seabass (*Dicentrarchus labrax*) and sea bream (*Sparus aurata*) with floating cages in two Sardinian coastal lagoon. In: *Aquaculture an the environment. De Pauw, N. Joyce, J. (Eds.) Special Publication European Aquaculture, nº 14, pp.: 20-21*
- Barg, U.C. 1994. Orientaciones para la promoción de la ordenación medioambiental del desarrollo de la acuicultura costera. *FAO Documento Técnico de Pesca, N 328. Roma, FAO. 1994. 138 pp.*

- Barnabé, G. 1991. *Acuicultura Vol. II*. Editorial Omega. España. 1099 pp.
- Bauer, K. 1985. The problem of high pH values in carp ponds. *Fish. Teichwirt.* Vol. 36 n° 9 pp.: 263-265.
- Bergheim, A. y Selmer-Olsen, A.R. 1978. River pollutions from a large trout farm in Norway. *Aquaculture* Vol. 14, pp: 267-270.
- Bergheim, A., Sivertsen, A. and Selmer-Olsen, A.R., 1982. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. I. Investigations 1978-1979. *Aquaculture*, 28: 347-361.
- Bergheim, A., Hustveit, H., Kittelsen, A. y Selmer-Olsen, A.R. 1984. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. II. Investigations 1980-1981. *Aquaculture*, 36: 157-168.
- Bergheim, A., Aabel, J.P. y Seymour, E.A. 1991. Past and present approaches to aquaculture waste management in Norwegian net pen culture. En: Cowey, C.B. y C.Y. Cho (Eds.). *Proc. 1st Int. Symp. On Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste*, pp. 117-136. University of Guelph, Ontario, Canada.
- Beveridge, M.C.M. 1984. *Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact*. FAO Fisheries Technical Papers n° 55 pp.: 131 pp.
- Beveridge, M.C.M. 1996. *Cage aquaculture*. Fishing News Books Ltd. Blackwell , Oxford (England). 352 pp.
- Beveridge, M.C.M. 1987. *Cage aquaculture*. Fishing News Books Ltd. Farnham. Surrey (England). 352 pp
- Beveridge, M.C.M. y Phillips, M.J. 1993. Environmental impact of tropical inland Aquaculture. En: *Proceedings of the ICLARM Conf. Environment and*

- Aquaculture in developing countries. In R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (Eds.). pp.:213-236.
- Beveridge, M.C.M., Phillips, M.J y Clarke, R.M. 1991. A quantitative and qualitative assesment of wastes from aquatic animal production. Aquaculture and water quality. Advances in world Aquaculture, Volume 3. The World Aquaculture Society. Managing Editor, Paul A. Sandifer. pp. 506-533.
- Beveridge, M.C.M., Ross, L.G. y Kelly,L.A. 1994. Aquaculture and biodiversity. Ambio Vol. 23 N 8 Dec 94. Pp. 497-502.
- Blackburn, T.H., Lund, B.A., Krom, M.D. 1988. C and N mineralization in the sediments of earthen marine fishponds. Marine Ecology Progress Series, 44, pp: 221-227.
- Blakstad, F., Fagerholt, A.F. y Lisac, D. 1996. Cost of bass and bream production: comparisons between land based and cage facilities. En: "Seabass and Seabream culture: problems and prospects". Verona, Italia, October 16-18, pp.: 245-248.
- Bourgeois, O. y Aquilina, R. 1995. Sea bass and sea bream in open sea. Cahiers Options Méditerranéennes Vol. 14.. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM) pp.: 53-55.
- Bovo, G. Borhesan, F., Comuzzi, M., Ceschia, G. y Georgetti, G. 1995. Winter disease in reared sea bream: Preliminary observations. Bolletin de la Societa Italiana de Patologia vol. 7, nº 17, pp.: 2-11.
- Bowen, S.H. 1978. Chomic acid in assimilation studies - a caution. Transamerican Fisheries Society, 107, pp.: 755-756.
- Bowen, S.H. 1981. Digestion and assimilation of periphytic detrital aggregate by *Tilapia mossambica*. Transamerican Fisheries Society, 110, pp.: 239-245.

- Bower, S.B. y Figueras, A.J. 1989. Infectious diseases of mussels, especially pertaining to mussel transplantation. *World Aquaculture*, 20 (4) pp.: 89-93.
- Braaten, B., Aure, J., Ervik, A. y Boge, E. 1983. Pollution problems in Norwegian fish farming. ICES, C.M. 1983 / F. 26, 11 pp.
- Braun, J.G. 1980. Estudios de producción en aguas de las islas Canarias. I. Hidrografía, nutrientes y producción primaria. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 285. pp.: 149-154.
- Braun, J.G. y Real, F. 1986. Distribución vertical de la clorofila en aguas de las Islas Canarias. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 3(2) pp.:97-106.
- Braun, J.G., Escámez, J.E. y De León, A.R. 1976. Observaciones químicas y biológicas en el NW de África, entre cabo Judy y cabo Ghir. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 209 pp.: 1- 11.
- Braun, J.G., Orzáiz, I., De Armas, J.D. y Real, F. 1985. Productividad y biomasa del ultraplacton, nanoplacton y fitoplacton de red en aguas de las Islas Canarias. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 2(1) pp.: 192- 204.
- Braun, J.G., De Armas, J. Real, F., Escámez, J.E., Villamandos, J.E., Santamaría, M.T.G. 1986. Oceanographical conditions in Canary Islands waters. I. Oxygen and nutrients. *International Council Exploration Sea. Hydrography Committee*, C.M. 1986/C:26, pp.:1-8.
- Brown, J.H. 1989. Antibiotics: their use and abuse in aquaculture. *World Aquaculture*, 20 (2) pp.: 34-43.



- Brown, J.R., Gowen, R.J., Mclusky, D.S. 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 109, pp.: 39-51.
- Brown, P.B. 1993. Comparison on fecal collection methods for determining phosphorus absorption in rainbow trout. *Fish nutrition in practice*. Ed. INRA, París 1993 (Les colloques n° 61).
- Brown, B.P., Strange, R.J. y Robins, K.R. 1985. Protein digestibility coefficients for yearling channel catfish fed high protein feedstuffs. *The Progressive Fish Culturist* 47, pp.: 94-97.
- Buddington, R.K. 1979. Digestion of an aquatic macrophyte by *Tilapia zilli* (Gervais). *Journal of Fish Biology*, 15, pp.:449-456.
- Buddington, R.K. 1980. Hydrolysis-resistant organic matter as a reference for measurement of fish digestive efficiency. *Trans-American Fisheries Society*, 109, pp.: 653-656.
- Burton, J.D. y Riley, J.P. 1956. Determination of soluble phosphate, and total phosphorus in sea waters and total in marine muds. *Microchimica Acta* 9, pp.: 1350-1365.
- Campbell, G. L. y Bedford, M.R. 1992. Enzyme applications for monogastric feeds: a review. *Ann. Journal of Animal Sciences*, 72, pp.: 449- 466.
- Cardenete Hernández, G. 1997. Situación actual y perspectivas de la acuicultura. En: *Zootecnia bases de producción animal*. Tomo XIII. Ediciones Mundiprensa. Madrid. 376 pp.
- Carracedo, J.C. 1984. Marco geográfico. *Geografía de Canarias*, Vol. 1. Editorial Interinsular Canaria, Sta. Cruz de Tenerife, pp: 9-16.

- Carss, D.N. 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture*, vol. 90, pp.: 29-40.
- Clark, E.R., Harman, J.P., y Forester, J.R.M. 1985. Production of metabolic and waste products by intensively farmed rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Richardson). *Journal of Fish Biology* 27, pp.: 381-391.
- Coll Morales, J. 1986. *Acuicultura marina Animal*. Ediciones Mundiprensa .Madrid 2ª Edición, 670 pp.
- Cornel, G.E. y Whoriskey, F.G. 1993. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture of the water quality, zooplankton, benthos and sediments of lac du Passage, Quebec. *Aquaculture*, 109, pp.: 107-117.
- Cowey, C.B. 1994. Intermediary metabolism in fish with reference to output of end products of Nitrogen and Phosphorus. En: *Proceedings of II International Symposium on Nutritional Strategies and Management of Aquaculture Waste. (NSMAW)*. C.B.Cowey and C.Y. Cho (Editors). Aalborg, Denmark, pp.: 24-27.
- Cravedi, J.P. Choubert, G. y Delous, G. 1987. Digestibility of chloramphenicol, oxolinic acid and oxytetracycline in rainbow trout and influence of these antibiotics on lipid digestibility. *Aquaculture*, 60, pp.: 133-141.
- Cromwell, G.L. 1991. Feeding phytase to increase the availability of phosphorus in feeds for swine. *Proceedings of the 52nd. Mn. Nutrition Conference*, pp.: 189-200
- Chapman, P.M. 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry*. nº 8 , pp: 589-599.

Cho, C.Y., Bayley, H.S. y Slinger, S.J. 1975. An automated fish respirometer for nutrition studies. Proceedings of the 28<sup>th</sup> Annual Meeting of Canadian Conference for Fish Research, Vancouver, B.C.

Cho, C.Y., Slinger, S.J. y Bayley, H.S. 1982. Bioenergetics of salmonids fishes: energy intake, expenditure and productivity. Comparative Biochemistry and Physiology, 73 b (1), pp.:25-41.

Cho, C.Y., Cowey, C.B y Watanabe, T. 1985. Methodological approaches to research and development. En: Finfish nutrition in Asia: Methodological approaches to research and development. Ottawa, Ontario, IDRC, 1985. 154 pp.

Cho, C.Y., Hynes, J.D., Wood, K.R. y Yoshida, H.K. 1991. Quantification of fish culture wastes by biological (nutritional) and chemical (limnological) methods; the development of high nutrient dense (HND) diets. Nutritional Strategies & Aquaculture waste Bergheim, A., Hustveit, H., Kittelsen, A. y Selmer-Olsen, A.R., 1982. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. II. Investigations 1980-1981. Aquaculture, 36: 157-168

Choubert, G., De la Noüe, J. Y Luquet, P. 1979. Digestibility in fish: improved device for the automatic collection of feces. Aquaculture, 29, pp.: 185-189.

Dabrowsky, K. 1977. Proteins requirements of grass carp fry *Ctenopharyngodon idella* Val. Aquaculture, 12, pp.: 63-73.

Dabrowski, K. 1983. Digestion of protein and amino acid absorption in stomachless fish, common carp (*Cyprinus carpio* L.). Comparative Biochemistry and Physiology, 74 A, pp.: 409-415.

Davies, S.J., Morris, P.C. y Baker, R.T.M. 1997. Partial substitution of fish meal and full-fat soya bean meal with wheat gluten and influence of lysine supplementation in

- diets for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Aquaculture Research*, 28, pp.:317-328.
- De la Pomelie, C. 1995. L'élevage du bar et de la daurade en France: viabilité économique des systèmes de production. *Cahiers Options Méditerranéennes Vol. 14.* Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM) pp.: 79-89.
- De León, A.R. y Braun, J.G. 1973. Ciclo anual de la producción primaria y su relación con los nutrientes en las Islas Canarias. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 167. pp.: 1-24.
- De Silva, S.S. 1989. Digestibility evaluation of natural and artificial diets. In: De Silva, S.S. (Ed.), *Fish nutrition research in Asia. Proceedings of the third Asian Fish Nutrition Network meeting. Asian Fisheries Society Special Publication 4*, Asian Fisheries Society, Manila, Philippines, pp.:36-45
- De Silva, S.S. y Perera, M.K. 1983. Digestibility of an aquatic macrophyte by the ciclid *Etroplus suratensis* with observations on the relative merits of three indigenous components as markers and daily changes in protein digestibility. *Journal of Fish Physiology*, 23, pp.:675-684.
- De Silva, S.S. y Perera, M.K. 1984. Digestibility in *Sarotheradon niloticus* fry: effect of dietary protein level and salinity with further observations on daily variability in digestibility. *Aquaculture*, 38, pp.: 293-306.
- De Silva, S.S., Perera, M.K. y Maitipe, P. 1984. Food, nutritional status and digestibility of *Sarotheradon mossambicus* populations of twelve man-made lakes in Sri Lanka. *Environmental Biology of Fishes*, 11, pp.: 205-219.

- Del Valls Casillas, T.A., 1994. Aplicación de un método integrado para la medida de la calidad ambiental en ecosistemas litorales del Golfo de Cádiz. Tesis doctoral. 389 pp.
- Dillon, P.J. y Rigler, F.H. 1974. A test of a simple nutrient budget model for predicting the phosphorus concentrations in lake water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* nº 31, pp: 1171-1178.
- Dillon, P.J. y Rigler, F.H. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* nº 32, pp: 1519-1531.
- Domenech, A., Fernández-Garyzabal, J.F., Lawson, P., García, J.A., Cutuli, M.T., Blanco, M., Gibells, A. Moreno, M.A., Collins, M.D. y Domínguez, L. 1997. Winter disease outbreak in sea-bream (*Sparus aurata*) associated with *Pseudomonas anguilliseptica* infection. *Aquaculture* Vol. 56 nº 3-4, pp.:321-330.
- Earll, R.C., James, G. Lumb, C.M., Pagget R. 1984. A report on the effects of fish farming on the marine environment of the Western Islands. A report to the Nature Conservancy Council from Marine Biological Consultants Ltd., Ross-on-Wye, Gloucester. Nature Conservancy Council Peterborough, CSD Report nº 524.
- Edin, H. 1918. Orienterande forsök över anvanbarheten ar en pa'ledkroppsprincipen' grundad metod att bestama en foder-blandings smaltbarhed. Centralanstalten for forsöksvasendet pa jordbruksomradet. Stockholm Medd. Nr. 165, pp.: 1-28.
- Enell, M. 1987. Environmental impact of cage fish farming with special refences to phosphorus and nitrogen loadings. ICES-CM- 1987.

- Enell, M. y Löf, J. 1983. Changes in sediment phosphorus-, iron-, and manganese dynamics caused by fish farming impact. *Nordic Symposium Sediments*, 11, pp.: 72-88.
- Enell, M. y Ackerfors, H. 1990. Development of Nordic Salmonid production in Aquaculture and nutrient discharge into adjacent sea areas. *Aquaculture Europe Magazine of the European Aquaculture Society* Vol. 16(4) June 1992. pp.:6-11.
- Enell, M., Löf, J. y Björklund, L. 1984. Fiskkasseodling med rening. Teknisk beskrivning och Reningseffect. Institute of Lymnology, Lund. 354 pp.
- Enger, O. 1992. Microbial ecology of marine fish farm, with special emphasis on the fish pathogenic bacteria *Vibrio salmonicida* and *Aeromonas salmonicida*. Thesis submitted in parcial fulfilment of the requirements for the degree of Doctor scientiarum. Department of Microbiology and Plant Physiology. University of Bergen. Bergen, Norway, 55 pp.
- Enger, O., Husevaag, B., Goksoeyr, J. 1989. Presence of the fish pathogen *Vibrio salmonicida* in fish farm sediment. *Applied Environmental Microbiology*, vol. 55, nº 11, pp.: 2815-2818.
- Ervik, A., Kupka-Hansen, P., Aure, J., Stigebrandt, A., Johannessen, P., Jahsen, T. 1992. Regulating the local environemnt impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system (modelling-ongrowing fish farms-monitoring). *Aquaculture*, Vol. 158, nº 1-2, pp.: 85-94.
- Fernández, F., Miquel, A.G., Cumplido, L.R., Guinea, J, y Ros, E. 1996. Comparisons on faecal collection methods for digestibility determinations in gilthead sea bream. *Journal of Fish Biology*, 49, pp.: 735-738.

- Fernández, F., Miquel, A.G., Guinea, J, y Martínez, R. 1998. Digestion and digestibility in gilthead sea bream (*Sparus aurata*): the effect of diet composition and ration size. *Aquaculture*, 166, pp.: 67-84.
- Folke, C. y Kautsky, N. 1992. Aquaculture with its Environment: Prospects for sustainability. *Ocean & Coastal Management* 17, pp.: 5-24.
- Folke, C. y Kautsky, N. 1989. The role of ecosystems for a sustainable development of Aquaculture. *Ambio*, vol. 18, nº 4, pp.:234-243.
- Freire, J., Fernández, L. y González-Gurrián, E. 1991. Influence of mussel raft culture of the diet of *Liocarcinus alcuatus* in the Ria de Arousa (Galicia, NW Spain). *Journal of Shellfish Research*, 9 (1), pp.: 45-57.
- Furukawa, A. y Tsukahara, H. 1966. On the digestion method for the determination of chromic oxide as an index substance in the study of digestibility of fish feed. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*. 32 (6), pp.:502-506.
- Furukawa, A. 1976. Diet in yellowtail culture. En: K.S. Prince, Jr., W.N. Shaw and K.S. Danberg (Eds.), *Proceedings of the 1<sup>st</sup> International Conference on Aquaculture Nutrition*. Coll. Marine Studies, Univ. Delaware, Newark, DE, pp.: 85-104.
- García Rodríguez, M.I. 1999. Utilización de *Ulva* como biofiltro en acuicultura. Estudio comparativo de la retención de compuestos nitrogenados. Tesis doctoral. Universidad de las Palmas de Gran Canaria. 209 pp.
- Gas, N. y Noaillac-Depeyre, J. 1981. Organisation, ultrastructure et fonction du tube digestif des téléostéens d'eau douce. En: *Nutrition del poissons. Actes du Colloque CNERNA, CNRS, Paris*, pp.: 19-43.

- Gasca-Leiva, E. 2000. Bioeconomía del cultivo de dorada. Informes Técnicos del Instituto Canario de Ciencias Marinas nº 8 (Ed. Octavio Llinás). Telde. 106 pp.
- Gatling, D.M. y Phillips, H.F. 1989 Dietary calcium, phytate and Zinc interactions in channel catfish. *Aquaculture*, 79. pp: 259-266.
- Gauthier G.F. y Landhis S.C. 1972. The relationship of ultrastructural and cytochemical features to absorptive activity in the goldfish intestine. *Anatomical Record* 172, pp. 675-701.
- Gaylor, T.G. y Gatlin, D.M. III. 1996. Determination of digestibility coefficients of various feedstuffs for red drum (*Sciaenops ocellatus*). *Aquaculture*, 112, pp.: 303-314.
- Gebauer, R. 1990. Forurensing fra fiskeoppdrett. Utredningsoppgave i "Videreregaende vannrenseteknikk", NTH, Trondheim, 18 pp.
- Georgopoulou, U., Sire, M.F. y Vernier, J.M. 1985. Macromolecular absorption of proteins by epithelial cells of the posterior intestinal segment and their intracellular digestion in the rainbow trout. Ultrastructural and biochemical study. *Biology cellular*. Vol. 53, nº 3, pp.: 269-282.
- Gibbs, B.M. y Majuri, C.V. 1986. Environmental and legislative considerations (Australian Aquaculture). In: *Freshwater Aquaculture in Australia*. Owen, P. Bowden, J. (Eds.), pp.: 155-160.
- Gilbert, F., Souchy, P., Bianchi, M. y Bonin, P. 1997. Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonium and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, France. *Marine Ecology Progress Series* 151, pp.: 143-153.



- Ginés, R. 1997. Posibilidades de manipulación del fotoperiodo durante el engorde intensivo de dorada (*Sparus aurata*). Memoria de Tesis Doctoral. Facultad de Veterinaria. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 171 pp.
- Gomes da Silva, J. y Oliva-Teles, A. 1998. Apparent digestibility coefficients of feedstuffs in seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquatic Living Resources*, Vol. 11, nº 3, pp.: 187-191.
- Gowen, R.J. 1991. Aquaculture and the natural environment. In: *Aquaculture and the environment. Proc. Aquaculture Europe 91*. De Pauw and J. Joyce (Eds.) European Aquaculture Society, Special publication nº 14, Bredane, Belgium, 328 pp.
- Gowen, R.J., Bradbury, N.B. y Brown, J.R. 1985. An assessment of the impact of the salmon farming in Scottish coastal waters: a preliminar appaisal. *ICES C.M.*1985. F: 35.
- Gowen, R.J. y Bradbury, N.B. 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* Vol. 25, pp.: 563-575.
- Gowen, R.J., Bradbury, N.B. y Brown, J.R. 1989. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. In: *Aquaculture –a biotechnology in progress*. En: De Pauw, N., Jasper, E., Ackefors, H., y Wilkins, N. *Proceedings of the International Conference Aquaculture Europe '87*, Bredene, European Aquaculture Society, Vol. 2 pp.: 1071-1080.
- Gowen, R.J., Brown, J.R., Bradbury, N.B. y Mclusky, D.S. 1988. Investigations into benthic enrichment, hypernitrification and eutrofication associated with mariculture in Scottish coastal waters (1984-1988) Report prepared under contract to Highland and Islands Development Board Nature Conservancy Council,

- Countryside Commission for Scotland and Scottish Salmon Growers Association. 289 pp.
- Gowen, R.J., Rosenthal, H., Makinen, T. y Ezzi, I. 1990. The environmental impact of aquaculture activities. *Aquaculture Europe '89 Business Joins Science*. N. De Pawn and J. Joyce (Eds). European Aquaculture Society Special Publication. Nº 12, Bredene, Belgium.
- Gowen, R.J., Weston, D.P. y Ervik, A. 1991. Aquaculture and the benthic environment: a review. *Nutritional Strategies & Aquaculture waste*. En: *Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW)*. C.B. Cowey and C.Y. Cho (Eds.). pp.: 187-205.
- Gray, J.S., McIntire, A.D. y Stirn, J. 1992. *Manual of methods in aquatic research. Biological assessment of marine pollution.- with particular reference to benthos*. FAO Fisheries Technological Papers Nº 324, 49 pp.
- Guiral, D. 1986. Modifications et transformations des ecosystems sedimentaires par del élevages piscicoles en lagune Ebrie ( Côte d'Ivoire). *Aquaculture* 52, pp.: 287-302.
- Gundersen, K. 1981. The distribution and biological transformation of nitrogen in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 12 ,pp.: 199-205.
- Gulley, D.D. 1980. Effects on mineral ash content on Atlantic menhaden meal (*Brevoortia tyrannus*) digestibility by rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of Colorado - Wyoming Academy of Sciences*, 12, p.17.
- Hagino, S, 1977. Physical properties of the pollutants. En: *Shallow-sea aquaculture and self pollution*. Fisheries Series Koseisha Koseikaku, 21, 134 pp.

- Hajen, W.E., Beames, R.M., Higgs, D.A. y Dosanjh, B.S. 1993. Digestibility of various feedstuffs by post-juvenil chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in sea water: I. Validation of technique. *Aquaculture*, 112, pp.: 321-332.
- Hakanson, L. 1977. The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments in lake Vänern. Swede. *Canadian Journal Earthen Science* 14, pp.: 397-412.
- Hakanson, L. y Wallin, M. 1991a. An outline of econometric analysis to establish load diagrams for nutrients. *Eutrophication. Environmetrics* 2(1), pp.: 49-68.
- Hakanson, L. y Wallin, M. 1991b. Use of econometric analysis to establish load diagrams for nutrients in Coastal areas. *Nordic Council of Ministers. 1991:22. Copenhagen, 1991. 127 pp.*
- Hakanson, L., Ervik, A., Maekinen, T., Moeller B. 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. *Nordic Council of Ministers, Copenhagen 103 pp.*
- Hall, P.O.J. y Holby, O. 1986. Environmental impact of a marine fish cage culture. *ICES-C.M. 1986 / F: 46 14 pp.*
- Hall, P.O.J., Anderson, L.G., Holby, O., Kollberg, S. y Samuelsson, M.O. 1990a. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Marine Ecology Progress Series. Vol. 61, pp. 61-73.*
- Hall, P.O.J., Holby, O., Kollberg, S. y Samuelsson, M.O. 1990b. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Marine Ecology Progress Series 89, pp.:81-91*

- Halver, J.E. y Tiews, K. 1979. Finfish nutrition and finfish technology. Proceedings of a World Symposium. Hamburg 1978. Vol. I and II. 529 pp.
- Halver, J.E., Yiman, A. y Smith, R.R. 1993. Acid insoluble ash as a convenient method for estimating digestible components in diets. En: World Aquaculture 93 From discovery to commercialization. Carrillo, M., Dahle, L., Morales, J. Sorgeloos, P., Svenning, N., Wyban, J (Eds.). Oostende, Special Publication European Aquaculture Society nº 19, p.:230.
- Hepher, B. 1988. Nutrición de peces comerciales en estanques. Editorial Limusa Méjico, 1988. 406 pp.
- Héral, M. 1991. Approches de la capacité trophique des écosystèmes conchylicoles: synthèse bibliographique. En: The ecology and management aspects of extensive mariculture. S.J. Lockwood (Eds.)Copenhagen, International Council for the exploitation of the sea. ICES Mar. Sci. Symp. 192, pp.: 48-62.
- Hernández, M., Takeuchi, T. y Watanabe, T. 1994. Effect of gelatinized corn meal as a carbohydrate source on growth performance, intestinal evacuation, and starch digestion in common carp. Fisheries Sciences, 60, pp.:579-582.
- Hickling, C.F. 1966. On the feeding process in the white amur *Ctenopharyngodon idella*. Journal of Zoology, London, vol., 148, pp.: 404-418.
- Hickmann, R.W. 1989. Farming the green mussel in New Zealand. World Aquaculture 20 (4), pp.:20-28.
- Hirao, S., Yamada, J y Kikuchi, R. 1960. On improving the efficiency of feed for fish culture. I. Transit and digestibility of diet in eel and rainbow trout observed by use of <sup>32</sup>P. Bulletin Tokai Regional Fisheries Research Laboratories 7, pp.: 67-72.

- Holby, O. y Hall, P.O.J. 1991. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm.II.Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series* 70, pp.: 263-272.
- Holby, O. y Hall, P.O.J. 1994. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm.III. Silicon. *Aquaculture*, 120, nº 3-4, pp.:129-145.
- Holmer, M. 1991. Impacts of fish cage farming on surroundings sediments: generation of organic-rich sediments. In: De Pauw N., Joyce, J. (Eds.). *European Aquaculture Society Special Publication Nº16*, pp.: 155-175.
- Holmer, M. y Kristensen, E. 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Marine Ecology Progress Series* 80, pp.: 191-201.
- Hossain, M.A. y Jauncey. 1991. The effect of varying dietary phytic acid, calcium and magnesium leveles on the nutrition of common carp, *Cyprinus carpio*. *Fish nutrition in practice*. Biarritz (France) June 24-27, pp: 705-715. Ed. INRA, París 1993 (Les colloques nº 61).
- Hurlbert, S. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 50, nº 2, pp. :187-211.
- ICES. 1989. Report of the working group of environmental impacts of mariculture. *Marine Environmental Quality Commitee*, C.M. F:11 69 pp.
- Iwama, G.I. 1991. Interactions between aquaculture and the environment. *Critical Reviews in Environmental Control* 21(2), pp.:177-216.
- Jobling, M. 1980. Gastric evacuation in plaice, *Pleuronectes platessa* L.: effects of temperature and fish size. *Journal of Fish Biology*, 17, pp.:547-551.

- Jobling, M. 1986. Mythical models of gastric emptying and implications for food consumption studies. *Environmental Biology of Fishes*, 16, pp.:35-50.
- Jobling, M. 1987. Influence of food particle size and dietary energy content on patterns of gastric evacuation in fish: test of a physiological model of gastric emptying. *Journal of Fish Biology*, 30, pp.:299-314.
- Johannessen, P.J.; Botnen, H.B. y Tvedten, O.F. 1994. Macrobenthos: before, during and after a fish farm. *Aquaculture and Fisheries Management* 25, pp.:55-66.
- Johansson, T., Hakanson, L., Borum, K. y Persson, J. 1998. Direct flows of phosphorus and suspended matter from a fish farm to wild fish in Lake Southern Bullare, Sweden. *Aquaculture Engineering*, vol. 17, nº 2, pp.:111-137.
- Johnsen, G.H. 1996. Uttalelse omkring Lift-up for-og dodfisk oppsamlingsproduksjon. Radgivande Biologer AS, Institute for Miljøforskning. Rapport nr 253 pp.
- Johnsen, F. y Wandsvik, A. 1991. The impact of high energy diets on pollution control in the fish farming industry. *Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW)*. C.B. Cowey and C.Y. Cho (Eds.). pp.: 51-63.
- Josuweit, H. 1995. Aquaculture production and trade world survey. *Cahiers Options Méditerranéennes Vol. 14. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM)* pp.: 9-28.
- Juell, J.E. 1991. Hydroacoustic detection of food waste. A method to estimate maximum food intake of fish populations in sea cages. *Aquacultural Engineering* 10, pp.: 207-217.

- Kabir, N.M.J., Wee, K.L., Maguire, G. 1998. Estimation of apparent digestibility coefficients in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using different markers. *Aquaculture* 167, pp.: 257-272.
- Kadowaki, S., Kasedo, T., Nakazono, T., Yamashita, Y. e Hirata, H. 1980. The relation between flux and fish feeding in coastal culture farms. *Memoirs of the Faculty of Fisheries, Kagoshima University*. Vol. 29. pp.: 217-224.
- Karr, J.R. Fausch, K.D. Angermeier, P.L., Yant P.R. y Schlosser, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Champaigne, Illinois, Special Publication nº 5*, pp.: 43-51.
- Karakassis, I., Tsapakis, M. y Hatziyanni, E. 1998. Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 162, pp.: 243-252.
- Kaspar H.F., Gillespie, P.A., Boyer, I.C. y MacKenzie A.L. 1985. Effects of mussel aquaculture on the Nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand. *Marine Biology*, 85, pp: 127-136.
- Kaspar, H.F., Hall, G.H. y Holland, A.J. 1988. Effects of sea cage salmon farming on sediment nitrification and dissimilatory nitrate reductions. *Aquaculture*, 70, pp.:333-344.
- Kaushik, S.J. 1990. Nutrition et alimentation des poissons et contrôle des déchets piscicoles. *La Pisciculture française*, 101, pp.: 14-23.
- Kaushik, S.J. y Cowey, C.B. 1991. Dietary factors affecting Nitrogen excretion by fish. *Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW)*. C.B.Cowey and C.Y. Cho (Eds), pp.: 3-21.

- Kelly, L.A. 1993. Release rates and biological availability of phosphorus released from sediments receiving aquaculture wastes. *Hydrobiologia* 253, pp.: 367-372.
- Kelly, L.A. 1995. Predicting the effect of cages on nutrient status of Scottish freshwater lochs using mass-balance models. *Aquaculture Research*, 1995. Vol. 26, pp.: 469-477.
- Ketola, H.G., 1975. Mineral nutrition: effect of Phosphorus in trout and salmon feeds on water pollution. *Nutrition and feeding in fish*. Ed. Cowey Bell. Academic Press. London. pp.: 465-473.
- Kibria, G. Dayanthi, N., Firclough, R. y Lam, P. 1997. The nutrient content and the release of nutrients from fish food and faeces. *Hydrobiologia*, 357, pp.: 165-171.
- Kim, J.D. y Kim, K.S. 1995. Effects of dietary monocalcium phosphate on nutrient digestibility of mirror carp (*Cyprinus carpio*). *Korean Journal of Animal Nutrition and Feedstuffs*, 19, pp.:109-115.
- Klump, J.V. y Martens, C.S. 1981. Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin. 2. Nutrient-sediment water exchange processes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45, pp.: 101-121.
- Krom, M.D. y Berner, R.A. 1981. The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment. *Geochemistry and Cosmochemistry Acta* 45, pp.: 207-216.
- Krom, M.D. y Neory, A. 1989. A total nutrient budget for an experimental intensive fishpond with circularly moving seawater. *Aquaculture*, 83, pp.: 345-358,





- Kristensen, E. y Andersen, F.O. 1987. Determination of organic carbon in marine sediments: A comparison of two CHN analyzer methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 109, nº 1, pp.: 15-23.
- Kupka-Hansen, P., Pittman, K. y Ervik, A. 1991. Organic waste from marine fish farms. Effects on the seabed. Nordic Council of Ministers. 1991:22. Copenhagen, 1991. pp.:105-119.
- Lauren-Määttä, C., Granlid, M., Henriksson, S. y Koivisto, V. 1991. Effects of fish farming on the macrobenthos of different bottom types. Nordic Council of Ministers. 1991:22. Copenhagen, 1991. pp.: 57- 83.
- Lall, S.P. 1979. Minerals in finfish nutrition. Proceedings of the World Symposium on Finfish Nutrition and Fishfeed Technology, Hamburg 20-23 Jun, 1978. Vol. I, Berlin, pp.:85-97.
- Lall, S.P. 1991. Digestibility, metabolism and excretion of dietary Phosphorus in fish. Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW).C.B. Cowey and C.Y. Cho (Eds.), pp.: 21-36.
- Lanari, D., Poli, B.M., Ballestrazzi, R., Lupi, P., D'Agaro, E. y Mecatti, M. 1999. The effects of dietary fat and NFE levels on growing European seabass (*Dicentrarchus labrax*). Growth rate, body and fillet composition, carcass traits and nutrient retention efficiency. *Aquaculture*, 179, pp.: 351-364.
- Langar, H. 1997. Relationship between dietary protein quality, feeding pattern and growth in seabass (*Dicentrarchus labrax*) fry. Cahiers Options Méditerranéennes Vol. 22. Feeding tomorrow fish. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM) pp.: 265-274.

- Lee, S.M., Hwang, U.N. Cho, S.H. 2000. Effects on feeding frequency and dietary moisture content on growth, body composition and gastric evacuation of juvenile Korean rockfish (*Sebastes schlegeli*). *Aquaculture*, 187, pp.: 399-409.
- Lied, E. Julsham, K. y Braekkan, O.R. 1982. Determination of protein digestibility in Atlantic cod (*Gadus morhua*) with internal and external indicators. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 39, pp.: 854-861.
- López Alvarado, J. 1997. Aquafeeds and the environment. *Cahiers Options Méditerranéennes Vol. 22. Feeding tomorrow fish. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM)* pp.: 275-289.
- Lovell, R.T. 1977. Digestibility of nutrients in feedstuffs for catfish. In: R.R. Stickney and R.T. Lovell (Eds.). *Nutrition and feeding of channel catfish. Southern Cooperative Series Bulletin*, 218. Auburn, Alabama, pp.:33-37.
- Lovell, R.T. 1978. Dietary Phosphorus requirements of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Trans. American Fishery Society*, 107, pp: 617-621.
- Luoma, S.N. 1989. Can we determine the biological availability of sediment bound traces? *Hidrobiologia*, 176/177, pp.:379-396.
- Luoma, S.N. y Ho, K.T. 1992. The appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. En: *The Handbook of Ecotoxicology*. P. Calow. (Ed.) Cap 11 pp.:193-226.
- Macdonald, J.S. Waiwood, K.G. y Green, R.H. 1982. Rates of digestion of different prey in Atlantic cod (*Gadus morhua*), ocean pout (*Macrzoarces americanus*), winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) and American plaice (*Hiploglossoides platessoides*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 39, pp.:651-659.

- Makinen, T. 1989. Fish culture and environmental impacts in Finland. International Council for the exploration of the sea. C.M. 1989/F:10. Ref. MEQC.
- Margalef, R. 1982. Ecología. Editorial Omega. Barcelona. 951 pp.
- Martin, E.A. y Miller, R.J. 1982. A simple, diver operated coring device for collecting undisturbed shallow cores. *Journal of Sedimentology and Petrology* 52, 641 pp.
- Maynard, L.A. y Loosli, J.K. 1969. Animal nutrition, 6th edn. McGraw-Hill, New York, U.S.A. 613 pp.
- Merican, Z.O. y Phillips, M.J. 1985. Solid waste production from rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, cage culture. *Aquaculture and Fisheries Management* 1, pp.:55-69.
- McGhie, T.K., Crawford, C.M., Mitchell, I.M. y O'Brien, D. 2000. The degradation of fish-cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture*, 167, pp.:351-366.
- McIntyre, A.D. 1971. Deficiency of gravity corers for sampling meiobenthos and sediments. *Nature* pp.: 231-260.
- Molina Domínguez, L. López Calero, G., Vergara Martín, J.M., Robaina Robaina, L. y Fernández- Palacios, H. 1997. Retention and discharge of nutrients from a marine cage farm in the Canary Islands. Preliminary results. *Cahiers Options Méditerranéennes* Vol. 22. Feeding tomorrow fish. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM) pp.: 291-300.
- Moriarty, D.J. W. 1986. Bacterial productivity in ponds used for culture of Penaeid prawns. *Microbial Ecology*, Vol. 13, pp.: 259-269.

- Morales, A.E. 1993. Valoración de la utilización nutritiva de materias primas alternativas a la harina de pescado como componentes de dietas comerciales para la trucha (*Oncorhynchus mykiss*). Tesis doctoral. Universidad de Granada, 1993.
- Mok, T.K. 1982. The environmental impact of cage aquaculture operations. En: Report of the training course on small scale pen and cage culture for finfish. R.D. Guerrero III and V. Soesanto (Eds.) Manila, UNDP/FAO South Sea China fisheries Development and Coordinating Programme. Pp.: 129-131.
- Moyano, F.J. 1990. Utilización nutritiva de fuentes proteicas vegetales por la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*). Tesis doctoral. Universidad de Granada. 236 pp.
- Mudroch, A. y MacKnight, S.D. 1994. Handbook of Techniques for Aquatic sediments sampling. Lewis Publishers. Boca Raton. U.S.A. 236 pp.
- Munday, B., Eleftheriou, A. Kentouri, M. y Divanach, P. 1992. The interactions of Aquaculture and the Environment. A bibliographical review. Commission of the European Communities. Directorate General for Fisheries. 325 pp.
- Munday, B. Eleftheriou, A. Kentouri, M. y Divanach, P. 1994. Quantitative statistical analysis of the literature concerning the interaction of the environment and aquaculture - identification of gap and lacks. Journal of Applied Ichthyology 10, pp.:319-325.
- Njaa, L.R. 1961. Determination of protein digestibility with titanium dioxide as indicator substance. Acta of Agriculture in Scandinavia 11, pp.: 227-241.
- Neori, A. y Krom, M.D. 1991. Nitrogen and Phosphorus budgets in an intensive marine fishpond: the importance of microplankton. Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies

- in management of Aquaculture waste (NSMAW). C.B. Cowey and C.Y. Cho (Eds.), pp.: 223-230.
- New, M.B. 1986. Aquaculture diets of postlarval marine fish of the super-family Percoidae, with special reference to sea bass, sea breams, groupers and yellowtail: a review. Kuwait Bulletin of Marine Science, n° 7 pp.: 75-151.
- Noaillac-Depeyre, J. y Gas, N. 1974. Fat absorption by the enterocytes of the carp (*Ciprinus carpio*). Cellular Tissues Research, 155, pp.: 353-365.
- Nose, T. 1960. On the digestion of food protein by goldfish (*Caracassius auratus*) and rainbow trout (*Salmo gardnieri*). Bulletin of Freshwater Fisheries Research Laboratories Tokyo, 10, pp.:11-22
- Nose, T. y Arai, S. 1979. Recent advances in studies on mineral nutrition of fish in Japan. En Advances in Aquaculture. T.V.R. Pillay y W.A. Dill (Eds.) Farnham, Surrey, Fishing new books, Ltd. pp.:584-589.
- Oberdorff, T. y Porcher, J.P. 1994. An index of biotic integrity to asses biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. Aquaculture, 119, pp.:219-235.
- Ogino, C. y Takeda, H. 1978. Requirements of Rainbow trout for dietary Calcium and Phosphorus. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisherie, 44 (9) pp.:1019-1022.
- Ogino, C. y Takeda, H. 1976. Mineral requirements in Fish III Calcium and Phosphorus requirements in Carp. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries 42 (7) pp.:793-799.

- Ogino, C., Takeuchi, L., Takeda, H. y Watanabe, T. 1979. Availability of dietary Phosphorus in Carp and Rainbow trout. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries, 45 (12), pp.: 1527-1532.
- Owens, F.N. y Hanson, C.F. 1992. Symposium: external and internal markers. External and internal markers for appraising site and extent of digestion in ruminants. Journal of Dairy Science 75, pp.: 2605-2617.
- Papoutsoglou, S.E. 1991. Impact of aquaculture on the aquatic environment in relation to applied production systems. Aquaculture and the environment, 1991. N. De Pawn and J. Joyce (Eds.). European Aquaculture Society Special Publication. Nº 16, Gent, Belgium.
- Peddie, J., Dewar, W.A., Gilbert, A.B. y Waddington, D. 1982. The use of titanium dioxide for determining apparent digestibility in mature domestic fowls (*Gallus domesticus*). Journal of Agricultural Science 99, pp.: 233-236.
- Pérez, César. 1998. Métodos estadísticos con Statgraphics para Windows. Técnicas Básicas. Ed. Rama. Madrid. 705 pp.
- Pérez, J., Ramos, J. y Zanuy, Z. 1987. Efecto del origen de la dieta sobre el ritmo de misión de heces y la digestibilidad de la lubina (*Dicentrarchus labrax* (Linneo, 1776)). Investigación Pesquera, 51 (1), pp.:141-152.
- Persson, G. 1986. Kassodling av regnabage; Narsaltemissioner och milljo vid tre odlingslagen langs Smalldskusten. Statens Naturvadsverk, Stockholm, Pm-series 3215, 42 pp.
- Persson, G. 1988. Environmental impact by nutrient emissions from salmonid fish culture. En: Proc. Of French-Swedish Limnological Symposium (Balvay, G., Ed.), pp: 215-226.

- Persson, G. 1991. Eutrophication resulting for Salmonid fish culture in fresh and salt water: Scandinavian experiences. Nutritional Strategies & Aquaculture waste. Proceedings of the first International Symposium on Nutritional Strategies in management of Aquaculture waste (NSMAW). C.B. Cowey and C.Y. Cho (Eds.), pp.: 163-185.
- Persson, L. 1979. The effects of temperature and different food organism on the rate of gastric evacuation in perch (*Perca fluviialis*). *Freshwater Biology* 9, pp.:99-104.
- Persson, J. y Hakanson, L. 1991. An operative system for coastal water planning. Nordic Council of Ministers.1991:22. Copenhagen, 1991. 127 pp.
- Pettersson, K.1988. The mobility of Phosphorus in fish-foods and fecals. In: Proceedins Congress in New Zealand. Sladececk, V.(Ed.),vol. 23 n° 1, pp.: 200-206.
- Pfeffer, E., Kiginzer, S., y Rodehutsord, M. 1995. Influence of the proportion of poultry slaughter by-products and of untreated or hydrothermically treated legume seeds in diets for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), on apparent digestibilities of their energy and organic compounds. *Aquaculture Nutritional*, 1, pp.: 111-117.
- Phillips, A.M. 1962. Effect on diet and water temperature on the blood phosphorus of brook trout. *The Progressive Fish-Culturist*, 24, pp.:22-25.
- Phillips, M. J. 1985. The environmental impact of cage aquaculture on Scottish freshwater lochs. Institute of Aquaculture, Sterling, 106 pp.
- Phillips, M.J. 1990. Environmental aspects of seaweed culture. En: Regional Workshop on the Cuture and Utilization of Seaweeds, held 27-31 August 1990 in Cebu City, The Philippines. Bangkok, Regional Seafarming Development and Demonstration

- project RAS/90/002 and Network of Aquaculture Centres in Asia (NACA).  
Technical Resource papers: Vol. 2, pp.: 51-62.
- Possompes, P.B. 1973. Influence de la température sur le besoin en protéines, le transit alimentaire et la digestibilité chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*, L.). Thèse de 3ème Cycle, Université de Paris VI, 70 pp.
- Pullin, R.S.V. 1989. Third-world Aquaculture. NAGA Vol. 12, nº 1, pp.: 10-13.
- Reynolds, C.S. 1979. Seston sedimentation: experiments with *Lycopodium* spores in a closed systems. Freshwater biology 9, pp.: 55-76.
- Ringo, E. 1993. Does chromic oxide (Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) affect faecal lipid and intestinal bacterial microflora in Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) Aquaculture and Fisheries Management, 24, pp.: 767-776.
- Rizzo, G. y Spagnolo, M. 1996. A model for optimal management of Sea bass (*Dicentrarchus labrax*) aquaculture. Marine Resource Economics, 11, pp.: 267-286.
- Robaina, L. 1998. Utilizacion nutritiva de fuentes de proteína alternativas a la harina de pescado en dietas de engorde para dorada (*Sparus aurata*). Informes Técnicos del Instituto Canario de Ciencias Marinas nº 4 (Ed. Octavio Llinás). Telde. 195 pp.
- Robaina L., Izquierdo, M.S., Moyano, F.J., Socorro, J., Vergara, J.M., Montero, D. y Fernández-Palacios, H. 1995. Soybean and lupin seed meals as protein sources in diets for gilthead seabream (*Sparus aurata*): nutritional and histological implications. Aquaculture 130, pp. 219-233.
- Robaina, L., Corraze, G., Aguirre P., Blanc, D., Melcion, J.P. y Kaushik, S. 1999. Digestibility, postprandial ammonia excretion and selected plasma metabolites in



- European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) fed pelleted or extruded diets with or without wheat gluten. *Aquaculture*, 179, pp.: 45-56.
- Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persson, G. y Dahlin, H. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio*, 19, pp.: 102-108.
- Rosenthal, H. Weston, D.P., Gowen, R.J. Black, E. 1988 Report of the ad hoc Study Group on environmental impact of mariculture. ICES Coop. Res. Rep. n° 154, 81 pp.
- Rueness, J. 1989. *Sargassum muticum* and othes introduced Japanese macroalgae: biological pollution of European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 154, 83 pp.
- Sahin, 1995. Sea bass and bream in floating cages in Turkey. *Cahiers Options Méditerranéennes* Vol. 14. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM) pp.: 57-63.
- Sakamoto, S. y Yone, Y. 1978. Effect of dietary Phosphorus level on chemical composition on red sea bream. *Bulletin of Japanese Society of Scientific Fisheries*. 44 (3) pp.: 227-229.
- Sakamoto, S. y Yone, Y. 1979. Requirement of red sea bream for dietary Mg. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 45, pp.:57-60.
- Sakamoto, S. y Yone, Y. 1980. A principal source of deposited lipid in phosphorus deficient red sea bream. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 46 pp.:1227-1230.
- Samuelsen, O.B., Ervik, A., y Solheim, E. 1988. A qualitative and quantitative analysis on the sediments gas and diethylether extract on the sediment from salmon farms. *Aquaculture*, vol. 74, n° 3- 4, pp.:277-285.

- Samuelsen, O.B., Lunestad, B.T., Huesvag, B., Holleland, T. y Ervik, A. 1992. Residues of oxolinic acid in wild fauna following medication in fish farm. *Diseases of Aquatic Organisms*, vol. 12, pp.: 11-119.
- Schindler, D.W. 1979. Studies of eutrophication in lakes and their relevance to the estuarine environment. In: *Estuaries and nutrients*. Neilson B.J. and L.E. Cronin (Eds.). Humana Press, Clifton, New Jersey, U.S.A. 643 pp.
- Schwartz, M.F. y Boyd, C.E. 1994 a. Effluent quality during harvest of Channel Catfish from watershed ponds. *The Progressive Fish-Culturist* 56, pp.: 25-32.
- Schwartz, M.F. y Boyd, C.E. 1994 b. Channel Catfish from ponds effluents. *The Progressive Fish-Culturist* 56 pp.: 273-281.
- Seymour, E.A. y Johnsen, F. 1990. Comparison of extruded and pressed pellets feeds for juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in relation to efficiency and feed waste to the environment. *Proceedings of the International Symposium on feeding fish in our water: Nutritional Strategies in Management of Aquaculture waste*. Guelph, Ontario, 5-8 June, 1990.
- Shearer, K.D. 1994. Factors affecting the proximate composition of cultured fishes with emphasis on salmonids. *Aquaculture*, 119, pp.: 63-88.
- Shiau, S.Y. y Chen, M.J. 1993. Carbohydrate utilization of tilapia (*Oreochromis niloticus* x *O. Aureus*) as influenced by different chromium sources. *Journal of Nutrition*, 123, pp.: 1747-1753.
- Sich, H. 1992. Outflow of bacteria and particulate organic matter from a semi closed, intensive, concrete fish culture unit. Rosenthal, H. and Hilge V. (Eds.) *Workshop*

- on fish farm effluents and their control in EC countries, Congress Centre Hamburg, pp.:1-56.
- Silvert, W. 1992. Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, 107, pp.: 67-69.
- Simons, P.C.M., Versteegh, H.A.J., Jongbloed, A.W., Kemme, P.A., Slump, P., Bos, K.D., Wolters, M.G.E., Beudeker, R.F. y Verschoor, G.J. 1990. Improvement of phosphorus availability by microbial phitase in broilers and pigs. *British Journal of Nutrition*, 64, pp.: 525-540.
- Smith, B.W. 1971. A method for meassuring digestibility and metabolizable energy of fish feeds. *The Progressive Fish-culturist*, 33, pp.: 132-134.
- Smith, B.W. y Lovell, R.T. 1971. Digestibility of nutrients in semi-purified rations by channel catfish in staninless stell troughs. *Proceedings of Annual Conference of the Southeas Association Game Fish Commrs.*, 25, pp.: 452-459.
- Smith, B.W. y Lovell, R.T. 1973. Determination of apparent protein digestibility in feeds for channel catfish. *Transamerican Fisheries Society*, 102 (4), pp.: 831-835.
- Smith, R.R., Peterson, M.C. y Allred, A.C. 1980. Effects of leaching on aparent digestion coefficients of feedstuffs for Salmonids. *The progressive Fish-culturist*, Vol. 42 n° 4. October 1990. pp.: 195-199.
- Spyridakis, P., Metailler, R., Gabaudan, J., y Riaza A. 1989. Studies on nutrient digestibility in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) I. Methodological aspects concerning faeces collection. *Aquaculture*, 43, pp.: 61-70.

- Steele, W. y Clapperton, J.L. 1982. The use of chromic oxide as a food marker - a warning. *Journal Scientific of Food Agriculture*, 33, pp.:325-328.
- Stephanis, J. 1995. Economic viability of production systems seabass/seabream in Greece (industrial scale). *Cahiers Options Méditerranéennes Vol. 14. Proceedings of the workshop of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM)* pp.: 65-77.
- Stewart, J.E. 1997. Environmental impact of aquaculture. *World-Aquaculture Vol. 28 n° 1*, pp.: 47-52.
- Stigebrand, A. 1986. Modellberäkningar av en fiskodnings miljöbelastning, NIVA Nr. 1823, 45 pp.
- Storebakken, T., Kvien, I.S., Shearer, K.D., Grisdale-Helland, B., Helland, S.J. y Berge, G.M. 1998. The apparent digestibility of diets containing fish meal, soybean meal or bacterial med fed to Atlantic salmon (*Salmo salar*): evaluation of different faecal collection methods. *Aquaculture*, 169, pp.:195-210.
- Strickland, J. y Parsons, T. 1972. A practical handbook of sea water analysis. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada*, 167, Ottawa, Ontario. 310 pp.
- Stroband, H.W.J. 1977. Growth and diet dependant structural adaptations on the digestive tract in juvenile grasscarp (*Ctenopharyngodon idella*). *Journal of Fish Biology*, 11, pp.:167-174.
- Sugiura, S.H., Dong, F.M. y Hardy R.W. 1998. Effects of dietary supplements on the availability of minerals in fish meal; preliminary observations. *Aquaculture*, 160, pp.: 283-303.

- Summerfelt, S.T., Holland, K.H., Hankins, J.A. y Durant, M.D. 1995. A hydroacoustic waste-feed controller for tank systems. *Water Science and Technology*, 31, pp.: 10.
- Sundby, B., Gobeil, C., Silverberg, N. y Mucci, A. 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanographie*, 37 (6) pp.: 1129-1145.
- Tacon, A.G.J. y Cowey, C.B. 1985. Protein and aminoacid requirement. En: P. Tytler and P. Calow (Eds.), *Fish Energetics: New Perspectives*. Cromm Helm, London, pp.: 155-183.
- Tacon, A.G.J. y Rodrigues, A.M.P. 1984. Comparison of chromic oxide, crude fibre, polyethylene and acid-insoluble ash as dietary markers for the estimation of apparent digestibility coefficients in rainbow trout. *Aquaculture*, 43, pp.: 391-399.
- Taft, J.L. y Taylor, W.R. 1976. Phosphorus dynamics in some coastal plain estuaries. In: *Estuarine processes, Vol. 1. Uses, stresses and adaptation to the estuary*. Wiley, M. (Ed.) Academic Press, London, 541 pp.
- Takahashi, M. y Fukazawa, N. 1982. A mechanism of 'red tide' formation. II. Effect of selective stimulation on the growth of different phytoplankton species in natural waters. *Marine Biology*, 70, pp.: 267-273.
- Talbot, C. y Higgins, P.J. 1983. A radiographic method for feeding studies on fish using metallic iron powder as a marker. *Journal of Fish Biology*, 23, pp.: 211-220.
- Talbot, C. y Hole, R. 1994. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 10 (4), pp.: 258-270.
- Tenore, K.R., Corral, J., González, N. y López-Jamar, E. 1985. Effects of intense mussel culture on food chain patterns and production in coastal Galicia, NW Spain. En:

- Proceedings of the International Symposium on utilization of coastal ecosystems: Planning, pollution and productivity. Vol. 1, pp.: 321-328.
- Thomas, B.M. 1996. "Poissons marins: Les aliments suivent les techniques salmonicoles. Aqua Revue n° 64.
- Thorpe, J.E., Talbot, C., Miles, M.S., Rawlings, C. y Keay, D.S. 1990. Food consumption in 24 hours by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a sea cage. Aquaculture, 90, pp.: 41-47.
- Tomiyama, T., Kobayashi, K. e Ishio, S. 1956. Distribution and excretion of intramuscularly administered  $^{32}$  PO<sub>4</sub> by carp. Research on the effects and influences of the nuclear atom bomb explosion (Tokyo), pp.:1201-1203.
- Tookwinas, S. 1990. Pen culture techniques of marine of marine shrimp in Thailand. Infofish Int. Vol. 2, pp: 38-40.
- Tsutsumi, H. 1995. Impact of Fish net pen culture on the Benthic Environment of a cove in South Japan. Estuaries, Vol. 18, N° 1A, pp.:108-115.
- Turner, M.F., Bullock, A.M., Tett P. y Roberts, R.J. 1987. Toxicity of *Gyrodium aureoum*: some inicial findings. Rapp. V. CIEM, Vol. 187 pp.: 98-102.
- Vens-Cappell, B. 1985. Methodological studies on digestion in trout: 1. Reliability of digestion coefficients in relation to methods for faeces collection. Aquacultural Engineering 4, pp.:33-49.
- Vergara Martín, J.M. y Molina Domínguez, L. 1997. Acuicultura y medio ambiente. En: Zootecnia bases de producción animal. Tomo XIII. Ediciones Mundiprensa. Madrid. 376 pp.

- 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.
- Vollenweider, R.A. 1968. Scientific Fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters., with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as factors of eutrophication. O.E.C.D. Paris.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lakes eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. nº 33. pp.: 53-83.
- Wallin, M. 1991. Ecometric analysis of factors regulating eutrophication effects in coastal waters. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive summaries of Uppsala dissertations from the Faculty of Science. 353. 44 pp.
- Wallin, M. y Hakanson, L. 1991. Nutrient loading models for estimating the environmental effects of marine fish farms. Makinen, T. (Ed.) 1991. Marine aquaculture and environment. NORD 1991.22, 127 pp.
- Warrer- Hansen, I. 1982. Evaluation of matter discharged from trout farming in Denmark. En : Report of the EIFAC workshop on fish farm effluents. Alabaster, J.S. (Eds.) EIFAC Technical paper, 41; FAO, Roma, pp.: 29-55.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology 92, pp.: 557-562.
- Watanabe, T. 1989. Fish nutrition and mariculture. Jica textbook the general aquaculture course. Kanagagua International Fisheries Training Center. Japan International Cooperation Agency. Japan, 1988, 223 pp.

- Watanabe, T., Murakami, A., Takeuchi, L., Nose, T. y Ogino, C. 1980. Requirement of Chum Salmon held in freshwater for dietary Phosphorus. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 46(3), pp. 361-367.
- Watanabe, T., Takeuchi, T., Chang, Y.F., Satoh, S. y Nose, T. 1983. *Proceedings Japanese Society Scientific Fisheries*, p.: 91.
- Watanabe, T. Takeuchi, T., Satoh, S. y Kiron, V. 1996. Digestible energy: methodological influences and a mode of calculation. *Fisheries Science*, 62, pp.: 288-292.
- Western, J.R.H. 1971. Feeding and digestion in two cottid fishes, the freshwater *Cottus gobio* and the marine *Ensophrys bubalis*. *Journal of Fish Biology*, 3, pp.:617-660.
- Weston, D.P. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progres Series*, 61, pp.: 233-244.
- Weston, D.P. y Gowen, R.J. 1988. Assessment and prediction of the effects of salmon net-pen culture on the benthic environment. Seattle, Washington, Dept. of Fisheries. Technical report 414; Ref: M88-2, 62 pp.
- Weston, D.P. 1991. The effects of aquaculture on indigenous biota. En: *Advances in World Aquaculture*. Brune, D.E. and Tomasso J.R. (Eds.) World Aquaculture Society, Baton Rouge Vol. 3 pp.: 534- 567.
- Wetherbee, B.M. y Gruber, S.H. 1993. Use of Acid-Insoluble Ash as a marker in absorption efficiency studies with the Lemon Shark. *The Progressive Fish-Culturist*, 55, pp.: 270-274.
- Wilson, R.P. y Halver, J.E. 1986. Protein and aminoacid requeriments of fishes. *Annual Review of Nutrition*, 6, pp.: 225-244.



- Wilson, R.P., Robinson, E.H., Gatlin III D.M. y Poe, W.E. 1982. Dietary Phosphorus requeriment of channel catfish. *Journal of Nutrition*, 112 n° 6, pp.:1197-1202.
- Windell, J.T., Foltz, J.W. y Sarokon, J.A. 1978. Methods of fecal collection and nutrient leaching in digestibility studies. *The progressive Fish-culturist*, Vol. 40 n° 2 April 1978. pp.: 51-55.
- Yamada, J., Kikuchi, R., Matsushima, M. y Ogami, H. 1962. On improving the efficiency of feed for fish culture. 2. Digestibilities of feedstuffs for rainbow trout and some trials on the improvement. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 28, pp.:905-908.
- Yap, W.G. 1990. Backyard hatcheries take off in Jepara. *Infofish International* Vol. 2, pp.: 42-47.
- Yone, Y. y Toshima, N. 1979. The utilization of phosphorus in fish meal by carp and black sea bream. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45 pp.: 753-756.