

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

MODELIZACIÓN 3D DE LA DISPERSIÓN DE RESIDUOS GENERADOS EN PISCIFACTORÍAS MARINAS

Tesis presentada por

Wilson Chaperón Cordero

Para la obtención del grado de Doctor

Director:

Dr. Joan Pau Sierra Pedrico
Universitat Politècnica de Catalunya

Co-director:

Dr. Marc Mestres Ridge
Universitat Politècnica de Catalunya

Barcelona, enero 2015

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	vi
DEDICATORIA	vii
RESUMEN	viii
RESUM.....	xi
ABSTRACT.....	xiv

1 INTRODUCCIÓN

1.1 MOTIVACIÓN	1
1.2 OBJETIVOS	8
1.3 ESTRUCTURA.....	10
1.4 REFERENCIAS	12

2 ACUICULTURA Y MEDIO AMBIENTE. INTERACCIONES E IMPACTOS

2.1 DEFINICIÓN DE ACUICULTURA	13
2.2 SISTEMAS Y TÉCNICAS DE CULTIVO	14
2.2.1 Clasificación según el nivel tecnológico y la densidad del cultivo	14
2.2.2 Clasificación según el medio y la ubicación del cultivo	15
2.3 CALIDAD DEL AGUA PARA ACUICULTURA	17
2.3.1 Temperatura	17
2.3.2 Oxígeno disuelto (OD).....	18
2.3.3 Amoniaco, nitritos y nitratos	19
2.3.4 PH, alcalinidad y dureza	19
2.4 DESARROLLO Y PRODUCCIÓN DE LA ACUICULTURA	20
2.4.1 Producción acuícola mundial	21
2.4.2 Perspectivas de desarrollo.....	23
2.5 INTERACCIONES CON EL MEDIO AMBIENTE.....	25
2.6 ACUICULTURA EN JAULAS	28
2.6.1 Impactos de la piscicultura marina en jaulas sobre el medio acuático	31
2.6.2 Materia orgánica y nutrientes	32

2.6.3	Agentes patógenos	37
2.6.4	Productos terapéuticos.....	38
2.6.5	Productos antifouling.....	40
2.7	NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN.....	41
2.8	REFERENCIAS	44

3 MODELIZACIÓN DE LOS ASPECTOS AMBIENTALES DE LA PISCICULTURA MARINA

3.1	INTRODUCCIÓN	53
3.2	EL SISTEMA	54
3.3	LA ESCALA	56
3.4	CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS MODELOS	57
3.5	REVISIÓN CRONOLÓGICA DE LOS MODELOS USADOS EN PISCICULTURA MARINA....	59
3.5.1	Modelo de Gowen & Bradbury (1987)	59
3.5.2	Modelo de Gowen et al. (1989).....	60
3.5.3	Modelo de Gowen et al. (1994).....	63
3.5.4	Modelo de Ervik et al. (1997).....	64
3.5.5	Modelo de Panchang et al. (1997).....	66
3.5.6	Modelo de Dudley et al. (2000).....	71
3.5.7	Modelo de Cromey et al. (2002).....	72
3.5.8	Modelo de González et al. (2002).....	75
3.5.9	Modelo de Doglioli et al. (2004)	77
3.5.10	Modelo de Corner <i>et al.</i> (2006)	81
3.5.11	Modelo de Skogen et al. (2009).....	83
3.5.12	Modelo de Symonds (2011).....	87
3.5.13	Modelo de Moreno et al. (2011)	89
3.5.14	Otros modelos	91
3.6	RESUMEN.....	93
3.7	REFERENCIAS	95

4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1	INTRODUCCIÓN	97
4.2	PISCIFACTORÍAS DE JAULAS FLOTANTES	98
4.2.1	Antecedentes generales	98
4.2.2	Descripción de las jaulas.....	99

4.2.3	Agrupamiento y fondeo de jaulas.....	101
4.2.4	Sistemas de alimentación	104
4.2.5	Residuos.....	109
4.3	DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	110
4.3.1	Entorno físico	110
4.3.2	Instalaciones	120
4.3.3	El cultivo de la dorada (<i>Sparus Aurata</i>).....	121
4.3.4	Cuantificación de los residuos en las piscifactorías estudiadas.....	127
4.3.4.1	Contenido de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico en materia fecal, excreciones y alimento no comido	130
4.3.4.2	Cantidad de cobre vertido a partir de los productos antifouling	135
4.3.5	Velocidad de caída de los pellets de alimento y de las partículas fecales.....	138
4.4	DESCRIPCIÓN DE LOS MODELOS UTILIZADOS	139
4.4.1	Descripción y funcionamiento de ROMS	139
4.4.1.1	Introducción.....	139
4.4.1.2	Ecuaciones de movimiento.....	142
4.4.1.3	Condiciones de borde verticales.....	145
4.4.1.4	Condiciones de borde horizontales	146
4.4.1.5	Discretización vertical: coordenadas σ	148
4.4.1.6	Discretización horizontal: coordenadas curvilíneas horizontales	152
4.4.1.7	Funcionamiento.....	154
4.4.2	Descripción y funcionamiento de LIMMIX.....	160
4.4.2.1	Introducción.....	160
4.4.2.2	Ecuación de Fokker-Planck	163
4.4.2.3	Cálculo de velocidades	165
4.4.2.4	Condiciones de borde	168
4.4.2.5	Funcionamiento.....	169
4.5	REFERENCIAS	171

5 SIMULACIONES Y RESULTADOS

5.1	INTRODUCCIÓN	177
5.2	BALANCE DE MASA.....	178
5.3	VALIDACIÓN DE LOS MODELOS	180
5.4	DISPERSIÓN DE MATERIA PARTICULADA	184
5.4.1	Configuración de Roms	184
5.4.2	Configuración de Limmix	188

5.4.3	Resultados y análisis	193
5.4.3.1	Dispersión y deposición de las partículas que representan el alimento no comido y las fecas	196
5.4.3.2	Concentración de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo (alimento no comido + fecas)	204
5.5	DISPERSIÓN DE NUTRIENTES DISUELTOS	216
5.5.1	Configuración de Roms	216
5.5.2	Configuración del módulo floats.....	217
5.5.3	Resultados y análisis	220
5.5.3.1	Dispersión de nitrógeno y fósforo disuelto proveniente de las excreciones	222
5.5.3.2	Concentración de nitrógeno y fósforo disueltos.....	228
5.6	DISPERSIÓN DE COBRE DISUELTO	231
5.6.1	Resultados y análisis	235
5.6.1.1	Dispersión de cobre disuelto vertido a tasa exponencial.....	236
5.6.1.2	Dispersión del cobre disuelto vertido a tasa constante	240
5.6.1.3	Concentración del cobre disuelto vertido a tasa exponencial y a tasa constante.....	244
5.7	REFERENCIAS	247

6 CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO

6.1	CONCLUSIONES	248
6.2	FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO	252

ANEXOS

A1	Patrón de dispersión de las partículas que representan el alimento no comido. Resultados mensuales independientes	257
A2	Patrón de dispersión de las partículas que representan las fecas. Resultados mensuales independientes	259
B1	Concentración de Carbono utilizando una escala fija. Resultados mensuales acumulados	261
B2	Concentración de Carbono utilizando autoescala. Resultados mensuales acumulados	266
C1	Patrón de dispersión de N y P disueltos para los 17 meses de cultivo	271
D1	Concentración de nitrógeno disuelto para los 17 meses de cultivo	274
D2	Concentración de fósforo disuelto para los 17 meses de cultivo	277

E1	Patrón de dispersión de Cu disuelto vertido a tasa exponencial para los 17 meses de cultivo	280
F1	Patrón de dispersión de Cu disuelto vertido a tasa constante para los 17 meses de cultivo	283

AGRADECIMIENTOS

*“... Agradezco la participación de todos
los que colaboraron con esta melodía.
Se debe subrayar la importante tarea
de los perseguidores de cualquier nacimiento.*

*Si alguien que me escucha se viera retratado,
sébase que se hace con este destino.
Cualquier reclamación, que sea sin membrete.
Buenas noches amigos y enemigos.”*

Silvio Rodríguez

Agradezco a la Universidad de Los Lagos por haberme dado la oportunidad y el apoyo para realizar mis estudios de doctorado, y al Ministerio de Educación de Chile que, a través de su programa de Mejoramiento de la Calidad y la Equidad en la Educación Superior (MECESUP), aportó el financiamiento para dichos estudios.

Agradezco también a la Universidad Politécnica de Cataluña por la amable acogida que me brindó desde que llegué a Barcelona y por las excelentes condiciones humanas y materiales que puso a mi disposición durante todo el tiempo que he sido estudiante de doctorado.

Finalmente, y en forma especial, agradezco a mis directores de tesis, Dr. Joan Pau Sierra y Dr. Marc Mestres, por su invaluable guía y ayuda para realizar esta investigación, y por su infinita paciencia para soportarme durante el largo tiempo que me llevó concluirla.

DEDICATORIA

A

Sandra

y

Gabriel

RESUMEN

La piscicultura intensiva en jaulas flotantes es una de las actividades acuícolas que más ha crecido en los últimos años, debido principalmente a factores económicos y a la necesidad de aumentar la productividad por unidad de superficie en aquellas zonas disponibles para el cultivo de peces. Esta actividad sin embargo, como cualquier otra actividad económica, produce impactos que, en este caso, pueden ir desde alteraciones en el medio ambiente natural en el cual se desarrolla, hasta cambios sociales y culturales a escala local.

Desde el punto de vista ecológico, los impactos negativos de mayor importancia producidos por la piscicultura marina sobre el medio acuático son la eutrofización, el agotamiento de oxígeno y la alteración de la biodiversidad local, los cuales se derivan del vertido permanente de residuos de materia orgánica y nutrientes contenidos en el alimento no comido, las fecas y las excreciones de los peces en cultivo. Sin embargo, también se deben considerar los efectos contaminantes e impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos que, a mediano y largo plazo, pueden llegar a producir las diversas sustancias químicas y productos terapéuticos utilizados normalmente en las prácticas acuícolas.

Como una manera de investigar y evaluar los impactos de la piscicultura sobre el medio acuático, es que desde los años 90 en adelante se han venido desarrollando varios modelos que, junto con mediciones de campo, son utilizados por productores y agencias reguladoras como una herramienta de manejo productivo. Sin embargo, la mayoría de estos modelos utiliza planteamientos y análisis muy simplificados de la realidad, sobre todo en los aspectos físicos de la situación, como son la batimetría y la hidrodinámica de la zona de estudio. Además, la mayoría de estos modelos se ha utilizado para determinar los impactos sobre el bentos debido al material particulado que se deposita en el fondo marino, en la región cercana a las jaulas o directamente debajo de ellas, sin considerar los impactos ambientales que genera

el vertido de nutrientes disueltos y otras sustancias provenientes de las piscifactorías sobre el medio acuático en general.

En el presente trabajo se han adaptado y aplicado dos modelos avanzados de uso general, como son el modelo hidrodinámico tridimensional Roms y el modelo lagrangiano Limmix, para modelar los patrones de dispersión y la concentración de materia orgánica (carbono), de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y de cobre proveniente de los productos *antifouling* con que se impregnan las redes, desde las jaulas flotantes de dos piscifactorías ubicadas en la zona costera de la Comunidad Valenciana, dedicadas al cultivo intensivo de dorada (*Sparus aurata*). Para la modelación se ha utilizado un ciclo completo de crecimiento de los peces (17 meses), considerando la variación en la demanda de alimento y los cambios en la biomasa, a lo largo de todo el ciclo. Específicamente, se ha modelado la dispersión y concentración sobre el fondo marino de carbono orgánico (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), en forma de partículas, debajo y en las cercanías de las piscifactorías, y la dispersión y concentración de nitrógeno (N), fósforo (P) y cobre (Cu) disueltos en la columna de agua, en zonas cercanas y lejanas, debido al efecto acumulativo de los vertidos provenientes de ambas piscifactorías.

Al analizar los resultados obtenidos en la modelización de la dispersión de materia particulada (C, N y P) proveniente del alimento no comido y las fecas, se puede concluir que el modelo (Limmix-Roms) ha simulado adecuadamente el patrón de deposición de las partículas en el fondo marino, puesto que al comparar cualitativamente las imágenes de la “mancha” generada por el modelo con los resultados de los trabajos de los diferentes autores analizados, se puede ver que existe una gran concordancia en la forma y en el rango de la extensión que ocupa esta mancha en el fondo del mar.

Por otra parte, los resultados de la modelización de las sustancias disueltas (N, P y Cu), muestran que la gran mayoría de las partículas que representan dichas sustancias escapan del dominio a medida que transcurre la simulación, quedando menos de un 10 % del total vertido al cabo de los 17 meses. Además, se observa que, en promedio, el 50 % de las

partículas que representan N y P disueltos y el 34 % de las que representan el Cu disuelto, se encuentran en los primeros 10 m de profundidad a lo largo de toda la simulación, en tanto que el resto de las partículas se distribuyen aleatoriamente a mayores profundidades. Esto permite concluir que, para la situación estudiada, la mayor parte de la materia disuelta permanece en la capa superficial de la columna de agua, independientemente de la tasa de vertido. Se concluye además que la materia disuelta vertida desde las jaulas de ambas piscifactorías se mueve permanentemente por toda la zona de estudio, afectando lugares que se encuentran a decenas de kilómetros de los puntos de vertidos, incluyendo aquellos lugares en que se encuentran las propias piscifactorías.

En general, se puede concluir que la aplicación conjunta de Roms y Limmix es una herramienta muy poderosa y perfectamente aplicable a la modelización de la dispersión de materia particulada y disuelta vertida desde piscifactorías marinas, especialmente si se quiere avanzar en el conocimiento de las interacciones entre acuicultura y medio ambiente desde un punto de vista ecosistémico, realizando modelaciones de largo plazo y a gran escala que permitan conocer los impactos locales y globales de las sustancias vertidas.

RESUM

La piscicultura intensiva en gàbies flotants és una de les activitats aquícoles que més ha crescut en els darrers anys, degut sobretot a factors econòmics i a la necessitat d'augmentar la productivitat per unitat de superfície en aquelles zones disponibles per al cultiu de peixos. No obstant, aquesta activitat, com qualsevol altra activitat econòmica, produeix impactes que, en aquest cas, poden anar des d'alteracions del medi ambient natural en el qual es desenvolupa fins a canvis socials i culturals a escala local.

Des del punt de vista ecològic, els impactes negatius més importants associats a la piscicultura marina sobre el medi aquàtic són l'eutrofització, l'esgotament de l'oxigen i l'alteració de la biodiversitat local, que es deriven de la introducció permanent de residus de matèria orgànica i nutrients continguts en l'aliment no consumit, les partícules fecals, i les excrecions dels organismes cultivats. També cal tenir en compte els efectes contaminants i els impactes negatius sobre els ecosistemes aquàtics que poden tenir, a llarg i mitjà termini, les diverses substàncies químiques i productes terapèutics utilitzats normalment en les pràctiques aquícoles.

Des dels anys 90 fins a l'actualitat s'han estat desenvolupant diferents models numèrics com a instruments per a investigar i avaluar els impactes de la piscicultura sobre el medi aquàtic. En combinació amb mesures de camp, aquests models són utilitzats per productors i agències reguladores com una eina de gestió de la producció. Tanmateix, la majoria dels models fan servir plantejaments i anàlisis molt simplificats de la realitat, sobretot en els aspectes físics del problema, com poden ser la batimetria i la hidrodinàmica de la zona d'estudi. A més, generalment s'han utilitzat per a determinar els impactes sobre el bentos degut al material particulat que es diposita en el fons marí a prop (o directament a sota) de les gàbies, sense considerar els impactes ambientals que generen el vessament de nutrients dissolts i d'altres substàncies procedents de les piscifactories sobre el medi aquàtic en general.

En el present treball s'han adaptat i aplicat dos models avançats d'ús general, com són el model hidrodinàmic tridimensional Roms i el model lagrangià de dispersió Limmix, per tal de modelar els patrons de dispersió i la concentració de matèria orgànica (carboni), de nutrients (nitrogen i fòsfor) i de coure procedent dels productes *antifouling* que recobreixen les xarxes, des de les gàbies flotants de dues piscifactories situades en la zona costanera de la Comunitat Valenciana, i dedicades al cultiu intensiu de la orada (*Sparus aurata*). Per al modelat s'ha fet servir un cicle complet de creixement dels peixos (17 mesos), considerant la variació en la demanda d'aliment i els canvis en la biomassa al llarg de tot el cicle. Específicament, s'ha modelat la dispersió i concentració sobre el fons marí de carboni orgànic (C), nitrogen (N) i fòsfor (P) en forma particulada, a sota i en les proximitats de les piscifactories, i la dispersió i concentració de nitrogen (N), fòsfor (P) i coure (Cu) dissolts en la columna d'aigua, en zones properes i llunyanes, degut a l'efecte acumulatiu d'ambdues piscifactories.

Al analitzar els resultats obtinguts en la modelització de la dispersió de matèria particulada (C, N i P) procedent de l'aliment no consumit i de les partícules fecals, es pot concloure que la combinació de models Roms-Limmix ha simulat adequadament el patró de deposició de les partícules en el fons marí, donat que la comparació qualitativa de les "taques" generades pel model amb els resultats dels treballs dels diferents autors analitzats revela una gran concordança en la forma i l'extensió de la zona del fons afectada.

Per altra part, els resultats del modelat de les substàncies dissoltes (N, P i Cu) mostren que la gran majoria de les partícules que representen aquestes substàncies surten del domini computacional a mida que transcorre la simulació; al cap dels 17 mesos, menys d'un 10% de les partícules vessades romanen a la zona d'estudi. Addicionalment, s'observa que, de mitjana, el 50% de les partícules que corresponen al N i P dissolts, i el 34% de les que representen al Cu dissolt, romanen en els primers 10 m de profunditat al llarg de tota la simulació, en tant que la resta de partícules es distribueixen de forma més o menys aleatòria a profunditats més grans. Això permet concloure que, per a la situació analitzada, la major part de matèria dissolta

queda a la capa més superficial de la columna d'aigua, independentment de la taxa de vessament. També es conclou que la matèria dissolta procedent de les gàbies d'ambdues piscifactories és transportada permanentment per tota la zona d'estudi, afectant a zones que es troben a desenes de quilòmetres dels punts de vessament.

En general, es pot concloure que l'aplicació conjunta de Roms i Limmix és una eina molt poderosa i perfectament aplicable al modelat de la dispersió de matèria particulada i dissolta procedent de piscifactories marines, especialment si es vol avançar en les interaccions entre aqüicultura i medi ambient des d'un punt de vista ecosistèmic, realitzant simulacions de llarga durada i a gran escala que permetin conèixer els impactes locals i globals de les substàncies vessades.

ABSTRACT

Intensive fish farming in floating cages is one of the fastest-growing aquaculture activities in recent years, due mainly to economic factors and to the need to increase the productivity per unit surface in those areas available for fish cultivation. However, this activity, like any other economic activity, produces impacts that, in this case, can range from alterations of the natural environment in which it takes place, to social and cultural changes at local scales.

From an ecological standpoint, the most important negative effects on the environment associated to fish farming are eutrophication, oxygen depletion and the disruption of local biodiversity, resulting from the constant introduction of waste organic matter and nutrients contained in the uneaten feed, faecal pellets and excretions of the reared organisms. It is also important to consider the medium- and long-term polluting effects and negative impacts on the aquatic ecosystems related to different chemicals and therapeutic products commonly used in aquaculture practices.

In the last 25 years, several numerical models have been developed to investigate and assess the impacts of fish farming on the marine environment. Combined with field measurements, these models are used by producers and regulation agencies as a tool for production management. However, most of these models follow a very simplified analysis and approach to the real problem, particularly in its physical aspects such as the bathymetry and the hydrodynamics of the studied area. In addition, they have generally been used to evaluate the impact on the benthos due to the deposition of particulate matter near (or directly below) the cages, neglecting the environmental impacts on the general marine system associated to the release of dissolved nutrients and other substances from fish farms.

In the present work, two advanced numerical models (the three-dimensional hydrodynamic Roms code and the three-dimensional lagrangian dispersion model Limmix) have been adapted and applied to simulate the dispersion and concentration patterns of organic matter (carbon), nutrients (nitrogen and phosphorus) and copper (from the antifouling products coating the fish pen nets) from two fish farms located in the coastal zone of the Comunitat Valenciana, devoted to intensive cultivation of sea bream (*Sparus aurata*). The simulations have extended over a complete rearing cycle (17 months), taking into account the variations in the feed demand and changes in the biomass throughout the whole cycle. More specifically, the simulations have reproduced the dispersion and concentration on the sea bed, near and under the farms, of particulate organic carbon (C), particulate nitrogen (N) and particulate phosphorus (P), and the dispersion and concentration within the watercolumn of dissolved nitrogen (N), phosphorus (P) and copper (Cu), due to the accumulative effect of both farms.

The analysis of the results obtained from the simulation of particulate matter (C, N, and P) from the uneaten feed and faecal pellets indicates that the combination of both models (Roms – Limmix) has adequately reproduced the deposition pattern of particles on the sea bed, since a qualitative comparison of the resulting distributions shows significant similarities with the results obtained by other researchers, specifically in the shape and extent of the affected benthic area.

On the other hand, the simulations related to the dissolved substances (N, P and Cu) show that most of the numerical particles describing these substances exit the computational domain during the simulation; at the end of the 17-month modelled period, less than 10% of the released particles remain within the study zone. Moreover, it can also be seen that, on average, about 50% of the particles describing the nutrients and about 34% of those describing the dissolved copper remain in the uppermost 10 m of the water column during the whole simulation, whereas the rest of the particles are distributed at greater depths. This indicates that most of the dissolved pollutants considered are confined to the surface layer, regardless

of the specific discharge rate. The results also show that the dissolved matter from both fish farms is permanently advected through the study zone, affecting areas tens of kilometres away from the source points.

Generally speaking, the combined use of Roms and Limmix has proved to be a very powerful tool that is perfectly applicable to the simulation of particulate and dissolved matter generated by fish farming facilities, overcoming some of the limitations presented by previous modelling suites. This is particularly useful for the analysis of the interactions between aquaculture and the environment from an ecosystemic point of view, based on the performance of long-term and large-scale simulations that allow assessing the local and regional impacts of the released substances.

Capítulo 1

1 INTRODUCCIÓN

1.1 MOTIVACIÓN

La acuicultura, al igual que otras actividades económicas, afecta el medio ambiente en el cual se desarrolla, pues utiliza recursos y provoca cambios. En general, se debe reconocer que, hasta el momento, la mayoría de las prácticas acuícolas han tenido poco efecto negativo en los ecosistemas. Sin embargo, se han dado algunos casos de degradación del medio ambiente en zonas costeras debidos, por ejemplo, a operaciones de cultivo intensivo en jaulas en el norte de Europa y a las prácticas de cultivo de camarones en el Sudeste Asiático y en América Latina. Básicamente, los impactos sobre el medio ambiente surgen de tres procesos: el consumo de recursos, el proceso de transformación y la producción y asimilación de residuos, lo cual no sólo produce un costo a la sociedad, sino que además tiene implicaciones para la sostenibilidad de la propia acuicultura. A partir de estos tres procesos, los impactos ambientales de la acuicultura se presentan en una gran variedad de formas que incluyen conflictos de uso, alteración de regímenes hidrológicos, introducción de especies exóticas y contaminación de recursos acuáticos, entre otros (figura 1.1).

Uno de los sistemas de producción acuícola que más ha crecido en los últimos 20 años es el de la acuicultura en jaulas. Esto se ha debido a una combinación de factores, incluyendo la creciente competencia a la que se enfrenta el sector por los recursos disponibles, la necesidad de economías de escala y la presión para una mayor productividad por unidad de área. Particularmente, la necesidad de contar con espacios adecuados ha llevado al sector a acceder

y extenderse hacia nuevas áreas de cultivo en zonas sin explotar, como lagos, embalses, ríos, aguas costeras salobres y aguas en mar abierto.

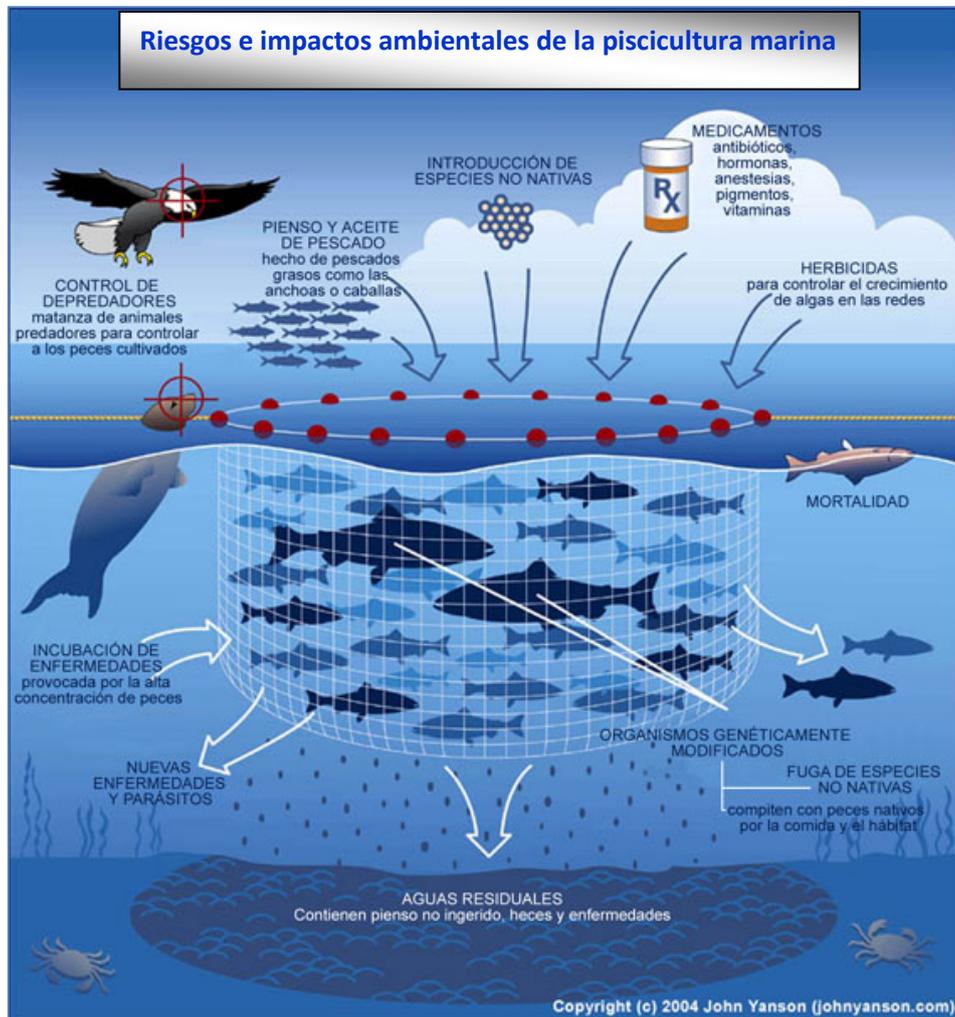


Figura 1.1
Riesgos e impactos ambientales de la piscicultura marina. (Adaptado de: Wolowicz, 2005).

Desde el punto de vista ecológico, los impactos negativos más significativos producidos por la piscicultura marina sobre el medio acuático son aquellos relacionados con el vertido de residuos formados por materia orgánica y nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, derivados del alimento no comido, las fecas y las excreciones de los peces en cultivo. Sin embargo, existe una gran variedad de sustancias químicas utilizadas en las distintas prácticas

de la acuicultura, que dependiendo del tipo y condiciones del cultivo, así como de las cantidades de sustancias utilizadas, también pueden llegar a producir, a mediano y largo plazo, impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos. Cabe señalar que, aunque todas las piscifactorías marinas provocan invariablemente el vertido de materia orgánica y nutrientes sobre el medio acuático en el cual se desarrollan, los posibles problemas ecológicos dentro o fuera de la unidad de cultivo se dan principalmente en cultivos intensivos de peces carnívoros. La gran cantidad de materia orgánica y nutrientes vertida desde las instalaciones acuícolas puede llegar a producir severos impactos tanto en la columna de agua como en el bentos, siendo los más importantes la eutrofización, el agotamiento de oxígeno y la alteración de la biodiversidad local. Por otra parte, las diversas sustancias químicas utilizadas normalmente en las prácticas acuícolas, como son los *antifouling* y los diferentes productos terapéuticos (antibióticos, vacunas, pesticidas, desinfectantes y anestésicos), también pueden llegar a producir efectos contaminantes en el ecosistema y, eventualmente, podrían afectar al ser humano si pasan a formar parte de la cadena alimentaria. De cualquier manera, la magnitud del impacto ecológico dependerá de las condiciones físicas y oceanográficas del lugar, temperatura del agua y capacidad de asimilación del ecosistema, gestión de la granja de cultivo, tamaño de la misma, densidad de cultivo, duración de las operaciones de cultivo, digestibilidad de la comida, estado de salud de los peces, etc.

Los cambios más obvios causados por la piscicultura intensiva en jaulas son los que ocurren en el medio ambiente local. Estos impactos, principalmente sobre el bentos, pueden permanecer durante muchos años después que la actividad de cultivo ha cesado, o desaparecer rápidamente, dependiendo de las condiciones hidrodinámicas de la zona. Por ello, muchas de las actividades de investigación sobre los impactos se han concentrado en el medio ambiente local inmediato (zona cercana) y con escalas de tiempo relativamente pequeñas. Sin embargo, es probable que con la continua expansión de la actividad en muchas partes del mundo, el

foco de interés de las investigaciones pasen a ser las interacciones sistémicas de largo plazo y en zonas lejanas (Pearson & Black, 2001).

En muchos países, el elemento central de los planes de manejo de la piscicultura es minimizar los impactos sobre el bentos. Generalmente, esto se realiza monitoreando algunos indicadores de la salud del bentos en la vecindad de las pisciculturas a intervalos regulares o en momentos específicos durante el ciclo de producción y los datos obtenidos son usados para determinar la escala y la extensión de los impactos. Sin embargo, este procedimiento tiene la desventaja que las mediciones puntuales (espaciales y temporales) no pueden entregar una imagen global de la situación y el inconveniente es que, en la mayoría de los casos, las mediciones de campo tienen un costo relativamente alto y consumen una gran cantidad de tiempo. En tales condiciones, los modelos computacionales, junto con algunas medidas de campo, representan una poderosa herramienta para investigar, evaluar y manejar los impactos de la piscicultura sobre el medio acuático. Es por ello que la modelización numérica de la deposición y de los impactos bénticos de los residuos provenientes de piscifactorías está siendo reconocida cada vez más como una de las componentes importantes en los procesos de manejo de la acuicultura (Ervik et al., 1997; Henderson et al., 2001; Cromey et al., 2002; Pérez et al., 2002; SEPA, 2003).

En este sentido, y a fin de poder comprender, predecir y regular los impactos ambientales de la piscicultura marina, se plantea la necesidad de desarrollar y aplicar modelos de circulación general capaces de resolver los efectos combinados del viento y la marea y que puedan reflejar topografías complejas y zonas intermareales (Hargrave, 2003). Estos modelos, junto con medidas de campo, permitirán conocer, cualitativa y cuantitativamente, cómo el medio ambiente marino es afectado por la actividad, tanto en el presente como en el futuro.

En los últimos veinte años se ha desarrollado una gran cantidad de modelos destinados al estudio de los procesos e impactos de la piscicultura marina sobre el medio acuático, especialmente aquéllos relacionados con la materia orgánica y nutrientes vertidos desde las

jaulas, los cuales inevitablemente tienen como destino final la columna de agua y el fondo marino. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos realizados por generar modelos adecuados y fiables, la gran mayoría de ellos utiliza planteamientos y análisis muy simplificados de la realidad, sobre todo en los aspectos físicos de la situación (batimetría, hidrodinámica, etc.). Es así como en los primeros modelos, simplemente se utilizaban algunas ecuaciones cinemáticas que, junto con mediciones puntuales de corrientes, permitían estimar la posición final en el fondo marino de los residuos sólidos provenientes de las jaulas flotantes. Sólo desde finales de los años 90 se comenzaron a utilizar modelos de dispersión y deposición que contenían un módulo hidrodinámico para simular los campos de corrientes y, como se ve detalladamente en el capítulo 3, en muy pocos de ellos se utiliza un esquema 3D para determinar la hidrodinámica de la zona de estudio.

Por otra parte, la gran mayoría de los modelos se ha utilizado principalmente para determinar los efectos del vertido de materia orgánica y nutriente sobre el bentos, a través de la deposición del material particulado en el fondo del mar, en la región cercana a las jaulas, o directamente debajo de ellas. Esta situación probablemente se deba al hecho de que la inmensa mayoría de los trabajos de investigación y desarrollo de la acuicultura, se han realizado desde el punto de vista de la propia acuicultura, con la intención de mejorar y optimizar los procesos de cultivo y producción de las diferentes especies, y por lo tanto, desde esa óptica, son los efectos locales producidos por la deposición del material particulado en las cercanías de la piscifactoría los que revisten mayor importancia para el desarrollo y cultivo de la especie. Solamente en los últimos años se ha comenzado a desarrollar un interés y preocupación por los impactos ambientales que el vertido de nutrientes disueltos y otras sustancias provenientes de las piscifactorías tiene sobre el ecosistema acuático en general. Es decir, se han comenzado a estudiar los impactos ambientales producidos fuera de la región en la cual se encuentra el centro de cultivo, los cuales pueden extenderse a varios kilómetros de distancia, y en escalas de tiempo que no necesariamente coinciden con las del cultivo de la

especie en la piscifactoría. Particularmente complejas son aquellas situaciones en que varias piscifactorías se encuentran distribuidas en regiones semicerradas de decenas o cientos de km², en las cuales es necesario analizar los impactos acumulativos de todas ellas en un lugar determinado, y los efectos sinérgicos u hostiles con otros usos u otras fuentes de nutrientes (UICN, 2009). En este sentido, la *acuicultura integrada* es un concepto que en los últimos años ha ido adquiriendo gran importancia, pues plantea la posibilidad de que, en una zona determinada, el cultivo de varias especies de diferentes niveles tróficos pueda contribuir a la disminución de la contaminación y de los impactos producidos por el vertido de materia orgánica y nutrientes en la columna de agua, al ser éstos absorbidos por alguna de las especies cultivadas. Un ejemplo claro de esta posibilidad es el cultivo de macroalgas en las zonas cercanas a las piscifactorías, para que la gran cantidad de nutrientes disueltos provenientes de las jaulas sean en parte absorbidos por las algas, mejorando con esto su desarrollo y disminuyendo la contaminación de las aguas. Sin embargo, para que un planteamiento como este se pueda desarrollar eficientemente, se requiere conocer con mucha precisión no solo los valores puntuales de las concentraciones, que pueden ser obtenidos con mediciones *in situ*, sino también los flujos de nutrientes en las zonas de cultivo.

Desde el punto de vista ambiental, los impactos de la piscicultura sobre el medio acuático son múltiples, variados y complejos, y se podría decir que los modelos aplicados hasta ahora sólo han cubierto una parte del problema, a saber, la dispersión del material particulado y los efectos en las cercanías de la piscifactoría, por la deposición de éste en el fondo marino. Para ampliar y perfeccionar el análisis se deben aplicar modelos que puedan incluir en detalle aspectos relevantes de la situación, como son la batimetría, la topografía y los forzamientos, que permitan determinar la hidrodinámica y los flujos de partículas y nutrientes disueltos en zonas y escalas de tiempo mucho más amplias. En este sentido, Andréfoüet et al. (2006) proponen una serie de modelos hidrodinámicos tridimensionales avanzados, que acoplados a

módulos químicos y biológicos, permitirían mejorar el nivel del análisis y la modelización de los impactos de la acuicultura sobre el medio ambiente acuático (tabla 1.1).

Tabla 1.1

Características principales de modelos 3D disponibles, aplicables a la acuicultura. (Fuente: Andréfoüet et al., 2006).

Main characteristics for existing 3D models					
	Vertical discretisation	Horizontal discretisation	High-order turbulence closures	Drying/flooding	Public domain
MOM-4	z	CU	N	N	Y
POM	s	CU	Y	N	Y
ROMS	s	CU	Y	N	Y
POL3DB	s	CA	Y	N	Y
GHER-M	$2-\sigma$	CA	Y	N	Y
COHERENS	σ	CA	Y	N	Y
TRIM-3D	z	CA	N	Y	N
MIKE-3	z	CA	Y	N	N
TELEMAC-3D	σ	FE	Y	Y	N
ECOM	s	CU	Y	Y	Y
MOHID	s	CA	Y	Y	Y
GETM	s	CU	Y	Y	Y
MARS3D	σ	CA, CU	Y	Y	Y
SHOC	s	OCU, CA	Y	Y	N

Extended from http://www.bolding-burchard.com/html/GETM/history_and_outlook.htm which also provides links to other oceanic models. Abbreviations used: z = z -level, s = general vertical coordinates, σ = sigma coordinates, CU = curvilinear, CA = cartesian, FE = finite element, OCU orthogonal curvilinear.

Estos modelos han sido desarrollados en diferentes universidades y centros de investigación a lo largo de varios años para diversas aplicaciones, aunque ninguna de ellas ha sido específicamente la acuicultura. Muchos de estos modelos requieren una gran capacidad de cálculo computacional, que hasta hace algunos años solo se encontraba disponible en centros de cálculo especializados. Sin embargo, con el gran desarrollo que ha tenido la computación en los últimos tiempos, hoy en día es posible implementar cualquiera de estos modelos en ordenadores de sobremesa y portátiles, pudiendo realizarse simulaciones, que dependiendo del grado de refinamiento de la discretización utilizada, pueden cubrir períodos de tiempo de varios días o semanas o incluso meses. La gran dificultad, sin embargo, para la implementación de estos modelos avanzados de uso general en los problemas relacionados con la piscicultura, es que se deben adaptar a las condiciones particulares de esta área, lo cual no es una tarea trivial, que requiere de mucho tiempo y dedicación, y debe ser desarrollada por personas con un cierto grado de conocimiento en las áreas de matemáticas, física y computación. Quizás ésta sea una de las razones por las cuales, a pesar que varios de estos modelos se encuentran disponibles gratuitamente, hasta el día de hoy su uso y aplicación en el área de la acuicultura

haya sido mínimo. Por el contrario, aquellos modelos más básicos que son relativamente fáciles de implementar y simples de utilizar, que normalmente disponen de un entorno gráfico “amigable” y de un “manual de usuario”, son ampliamente utilizados por administraciones públicas y personas encargadas de evaluar proyectos acuícolas.

El hecho de adaptar y utilizar alguno de los modelos señalados en la tabla 1.1 para el estudio de la contaminación marina producida por la piscicultura en jaulas, podría considerarse como un avance en la línea sugerida por diferentes autores de utilizar modelos numéricos computacionales de alto nivel, que permitan ampliar y profundizar el conocimiento de los fenómenos de interacción entre acuicultura y medio ambiente, considerando además que en toda la literatura consultada en este trabajo de tesis solamente se ha encontrado un trabajo de investigación en que uno de estos modelos ha sido utilizado en su modo 3D para estudiar fenómenos de contaminación acuícola.

1.2 OBJETIVOS

Los principales objetivos de este trabajo son:

- a) Adaptar y aplicar dos modelos avanzados de uso general, como son el Roms (Regional Ocean Modeling System), un modelo hidrodinámico tridimensional de uso público (Penven et al., 2001; Wilkin et al., 2005), señalado en la tabla 1.1, y el Limmix, un modelo lagrangiano desarrollado en el Laboratorio de Ingeniería Marítima de la Universidad Politécnica de Cataluña (Mestres, 2002), al estudio de los impactos ambientales sobre el ecosistema acuático producidos por la piscicultura marina.
- b) Determinar, para un caso de estudio ubicado en la zona costera de la Comunidad Valenciana, y a través de la modelización, los patrones de dispersión de la materia

orgánica (C) y nutrientes (N y P), en forma disuelta y particulada, así como del cobre disuelto (Cu), provenientes de las jaulas flotantes para el cultivo de peces.

- c) Desarrollar una metodología específica para utilizar Roms y Limmix en la modelización de la contaminación acuática producida por la piscicultura, susceptible de ser empleada tanto en la investigación como en el control de los impactos ambientales de la actividad.

Específicamente, los objetivos son evaluar y modelizar el vertido de materia orgánica (carbono), de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y de cobre proveniente de los productos *antifouling* con que se impregnan las redes, desde las jaulas flotantes de dos piscifactorías ubicadas en la zona costera de la Comunidad Valenciana, y determinar para distintos períodos de simulación:

- a) La dispersión y concentración sobre el fondo marino de carbono orgánico (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), en forma de partículas, debajo y en las cercanías de las piscifactorías.
- b) La dispersión y concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P) disueltos en la columna de agua, en zonas cercanas y lejanas, debido al efecto acumulativo de los vertidos provenientes de ambas piscifactorías.
- c) La dispersión y concentración de cobre (Cu) disuelto en la columna de agua, en zonas cercanas y lejanas, debido al efecto acumulativo de los vertidos provenientes de ambas piscifactorías.

Entre los períodos de simulación se incluirá el modelado de un ciclo completo de crecimiento de los peces (17 meses), para poder evaluar el impacto total en el medio acuático de uno de estos ciclos.

Cabe señalar que el presente trabajo aporta algunos aspectos novedosos en el modelado de la dispersión de los contaminantes generados por las piscifactorías marinas, que son:

- El uso de un modelo hidrodinámico sofisticado y tridimensional para simular las corrientes generadas por la mayoría de los factores impulsores existentes en zonas litorales.
- La simulación de un ciclo completo de crecimiento de los peces.
- El uso de series temporales reales de viento para la simulación de la hidrodinámica en los dominios de estudio.
- El modelado de vertidos discretos y variables en el tiempo (fecas, restos de alimento y excreciones) debido a los distintos ritmos de alimentación y crecimiento de los peces durante las diferentes épocas del año en un ciclo de cultivo.
- La simulación de la dispersión del cobre disuelto proveniente de los productos antifouling, poco o nada estudiada hasta la fecha.
- La simulación de una situación compleja como es la dispersión de sustancias disueltas vertidas desde dos piscifactorías separadas por decenas de kilómetros, que permite conocer la interacción y los efectos acumulativos de ambos vertidos.

1.3 ESTRUCTURA

La estructura de la tesis es la siguiente:

En el capítulo 1 se efectúa una introducción al tema, se exponen las motivaciones para la realización de la tesis y se plantean los objetivos de la misma.

En el capítulo 2 se comienza planteando la definición de acuicultura y describiendo las principales técnicas y sistemas de cultivo, junto con las clasificaciones de la actividad según diferentes criterios. A continuación se exponen detalladamente las principales interacciones entre las actividades acuícolas y el medio ambiente, describiendo especialmente los impactos derivados de la piscicultura marina en jaulas. Finalmente, se presentan algunas necesidades de investigación planteadas por varios autores en relación al conocimiento y modelización de los impactos ambientales producidos por la piscicultura marina.

En el capítulo 3 se comienza señalando los principales usos que la modelización puede tener en el contexto de la acuicultura marina y analizando cómo deben ser entendidos los conceptos de sistema y escala en este contexto. Después se presenta brevemente una clasificación general de modelos para acuicultura, diferenciándolos en relación a su nivel de complejidad. El resto del capítulo está dedicado íntegramente a la realización de una extensa revisión bibliográfica, presentada en orden cronológico, de los modelos destinados a diagnosticar, predecir y cuantificar los distintos tipos de impactos ambientales producidos por la piscicultura marina en jaulas flotantes. El capítulo concluye con un breve resumen y análisis de los modelos revisados.

En el capítulo 4 se presentan los antecedentes y se desarrolla la metodología necesaria para poder simular posteriormente la dispersión de la materia vertida desde las piscifactorías estudiadas. Se describen los aspectos relevantes del sistema de cultivo de peces en jaulas flotantes, especialmente aquellos relacionados con los sistemas de alimentación y con la generación de residuos. A continuación se hace una descripción de la zona de estudio y de las instalaciones de cultivo, y se realiza una cuantificación de los residuos generados en dichas instalaciones. Finalmente se presenta una descripción de los modelos Roms y Limmix, mostrando sus principales características, tanto desde el punto de vista físico como matemático.

En el capítulo 5 se describen las diferentes simulaciones realizadas para determinar los patrones de dispersión y deposición de la materia disuelta y particulada vertida desde las jaulas de las piscifactorías estudiadas, y se analizan los correspondientes resultados obtenidos.

En el capítulo 6 se presentan las conclusiones finales y los futuros trabajos que se podrían derivar a partir de lo realizado.

1.4 REFERENCIAS

Andréfoüet S., Ouillon S., Brinkman R., Falter J., Douillet P., Wolk F., Smith R., Garen P., Martinez E., Laurent V., Lo C., Remoissenet G., Scourzic B., Gilbert A., Deleersnijder E., Steinberg C., Choukroun S. & Buestel D., 2006. Review of solutions for 3D hydrodynamic modeling applied to aquaculture in South Pacific atoll lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1138–1155.

Cromey C.J., Nickell T.D. & Black K.D., 2002. DEPOMOD. Modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214, 211-239.

Ervik A., Hansen P.K., Aure J., Stigebrandt A., Johannessen P. & Jahnsen T., 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. I. The concept of the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring). *Aquaculture*, 158, 85-94.

Hargrave B.T., 2003. Far-field environmental effects of marine finfish aquaculture. In: A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Canadian Technical Reports on Fisheries and Aquatic Science, Vol. 1. Ottawa: Fisheries and Oceans Canada.

Henderson A., Gamito S., Karkassis I., Pederson P. & Smaal A., 2001. Use of hydrodynamic and benthic models for managing the environmental impacts of marine aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 17, 163-172.

Mestres M., 2002. Three-Dimensional Simulation of Pollutant Dispersion in Coastal Waters. Ph.D. Tesis, Universitat Politècnica de Catalunya.

Pearson T.H. & Black K.D., 2001. The environmental impacts of marine fish cage culture. In: *Environmental Impacts of Aquaculture* (Ed. by K.D. Black). Sheffield Academia Press, Sheffield, pp. 1-30.

Penven P., Roy J.R.E.; Lutjeharms A., Colin de Verdiere A., Johnson F., Shillington P. & Brundrit G, 2001. A regional hydrodynamic model of the Southern Benguela. *South African Journal of Science*, 11, 472-476.

Pérez O.M., Telfer T.C., Beveridge M.C.M. & Ross L.G., 2002. Geographical Information Systems (GIS) as a simple tool to aid modelling of particulate waste distribution at marine fish cage sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54, 761-768.

SEPA (Scottish Environmental Protection Agency), 2003. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland: a procedures manual. SEPA, Stirling, Scotland. www.sepa.org.uk/aquaculture.

UICN, 2009. Guía para el Desarrollo Sostenible de la Acuicultura Mediterránea 2. Acuicultura: Selección y Gestión de Emplazamientos. Gland, Suiza y Málaga, España: UICN. VIII+332 páginas.

Wilkin J. L., Arango H. G., Haidvogel D. B., Lichtenwalner C. S., Durski S. M. & Hedstrom K. S., 2005. A regional Ocean Modeling System for the Long-term Ecosystem Observatory. *Journal of Geophysical Research*, 110, C06S91, doi: 10.1029/2003JC002218.

Wolowicz K., 2005. The fishprint of aquaculture. Can the blue revolution be sustainable? Redefining Progress 2005. Franklin Street, Suite 600, Oakland, California, USA.

Capítulo 2

2 ACUICULTURA Y MEDIO AMBIENTE. INTERACCIONES E IMPACTOS

2.1 DEFINICIÓN DE ACUICULTURA

Desde un punto de vista científico-técnico, la acuicultura se define como *“el conjunto de actividades que tienen por objeto la producción, crecimiento (desarrollo) y comercialización de organismos acuáticos, animales o vegetales, de aguas dulces, salobres o saladas”* (Barnabe, 1991). En esta definición, *agua dulce* es el agua con una salinidad baja, *agua salobre* es el agua en la cual se puede alcanzar niveles de salinidad altos, pero no de forma constante y se caracteriza usualmente por una fluctuación regular diaria o estacional, influenciada por el influjo de agua dulce y marina, y *agua salada* ó *agua marina* es el agua en la cual la salinidad se mantiene en niveles altos y no está sujeta a variación diaria o estacional. Los cuerpos de agua cerrados, costeros e interiores, donde la salinidad es constante pero excede la del agua dulce y es menor que la del agua marina, también se clasifican como de agua salobre. Por otra parte, y desde un punto de vista más amplio, la acuicultura también se define como *“el cultivo de organismos acuáticos, incluyendo peces, moluscos, crustáceos y plantas acuáticas, lo cual implica la intervención del hombre en el proceso de cría para aumentar la producción, en operaciones como la siembra, la alimentación y la protección de depredadores, etc. Estos serán, a lo largo de toda la fase de cría o de cultivo y hasta el momento de su recogida*

inclusive, propiedad de una persona física o jurídica. Es decir, esta producción implica la propiedad individual o corporativa del organismo cultivado” (APROMAR, 2009).

Algas, moluscos, crustáceos y peces son los cuatro grandes grupos objeto de la acuicultura y normalmente se utilizan términos específicos para describir el cultivo de alguna especie en particular. Así por ejemplo, conchicultura se refiere al cultivo de moluscos, mitilicultura se aplica al cultivo de mejillones y ostricultura al de ostras. Por lo que se refiere a los crustáceos, se conoce como astacicultura la cría y cultivo del cangrejo de río. La piscicultura o cría de peces, toma el nombre de salmonicultura cuando se trata de truchas o salmones y de carpicultura cuando se trata del cultivo de carpas.

2.2 SISTEMAS Y TÉCNICAS DE CULTIVO

Existe una gran variedad de sistemas de producción acuícola alrededor del mundo, incluyendo lagunas, tanques y jaulas; igualmente, para cada uno de estos sistemas, se pueden encontrar muchas variaciones en cuanto a la técnica utilizada. Además, se pueden hacer diversas clasificaciones de la acuicultura dependiendo del punto de vista con que se analice el tema (socioeconómico, territorial, tecnológico, etc.). Sin embargo, desde la perspectiva ambiental, hay dos clasificaciones que resultan muy importantes a la hora de analizar los potenciales efectos que las actividades acuícolas pueden tener en el medio natural, que son según el nivel tecnológico y la densidad del cultivo, y según el medio y la ubicación del cultivo.

2.2.1 Clasificación según el nivel tecnológico y la densidad del cultivo

En esta clasificación, normalmente se suelen distinguir tres sistemas acuícolas de cultivo: extensivos, semiintensivos e intensivos.

En los sistemas extensivos, los organismos cultivados se mantienen a bajas densidades en relación con el área de cultivo y su alimentación se produce en forma natural, aunque en ocasiones pueden recibir alimento adicional mediante fertilización. Normalmente, las instalaciones son recintos naturales o con escasas modificaciones, que requieren bajos niveles tecnológicos y de inversión. Suelen exigir grandes extensiones de terreno y se caracterizan por la falta de uniformidad en las producciones y en la calidad de las mismas.

En la acuicultura semiintensiva, los organismos cultivados se mantienen a densidades más altas que en los sistemas extensivos. Generalmente, el alimento natural es favorecido añadiendo nutriente o fertilizantes al medio de cultivo o es complementado con un aporte de alimento artificial (pienso o materia vegetal) de bajo costo. Es un tipo de cultivo muy extendido en zonas rurales, y principalmente dirigido a especies herbívoras.

En la acuicultura intensiva, los organismos cultivados se mantienen a altas densidades y la alimentación es exógena y regular, normalmente en forma de piensos especialmente preparados y manufacturados. Se mantienen un control y regulación permanentes, tanto del ciclo biológico de la especie a cultivar, como de los parámetros ambientales. Las instalaciones son de menor superficie, requiriéndose grandes modificaciones del medio para la construcción de estanques, sistemas de bombeo y tratamiento de aguas, mecanismos para el aporte de alimentos, etc. Requiere de tecnologías muy avanzadas y de elevadas inversiones, tanto en infraestructura como en la explotación.

2.2.2 Clasificación según el medio y la ubicación del cultivo

Según el medio en el que se desarrolla la actividad, se puede hablar de acuicultura de aguas continentales y acuicultura de aguas marinas, en tanto que en relación a la ubicación de las instalaciones de cultivo, se pueden distinguir tres sistemas: en tierra, intermareales y en agua.

En los sistemas de cultivo en tierra, las instalaciones de cría y/o engorde están situadas completamente en tierra firme. Comúnmente, tanto el criadero como los tanques o balsas de engorde necesitan instalar sistemas de bombeo de agua proveniente de ríos, lagos, aguas subterráneas o del mar. Las instalaciones en tierra permiten la producción de todas las especies susceptibles de ser cultivadas, sean peces, crustáceos o moluscos.

En los cultivos intermareales, las instalaciones se encuentran en la zona litoral intermareal, o sumergidas a poca profundidad en zonas protegidas, casi exclusivamente limitadas a la producción de algas o bien de moluscos bivalvos filtradores como almejas, ostras, etc. y peces y crustáceos en corrales. En estas instalaciones, son el oleaje y los movimientos mareales los que se encargan de la renovación del agua y del aporte de alimento.

En los cultivos en agua, las instalaciones se encuentran flotando o parcialmente sumergidas, ubicadas en zonas litorales, mar abierto o cuerpos lacustres. Las principales instalaciones de este tipo son:

- Bateas: estructuras flotantes que se utilizan para el cultivo de mejillones en cuerda o bien pectínidos y ostras en cestas. Estas se instalan en lugares donde la profundidad es lo suficientemente grande como para que las cuerdas nunca toquen el fondo.
- Long-lines: está formado por un soporte lineal longitudinal mantenido sobre o en el seno del agua por medio de flotadores. A este soporte se amarran las estructuras de cultivo, tales como cuerdas, cestas, captadores, etc.
- Jaulas: son estructuras total o parcialmente sumergidas a través de las cuales pasa el agua y en cuyo interior se encuentran encerrados los peces. Suelen ser de fibras sintéticas o metálicas, presentando una estructura de flotación en la superficie del agua y un sistema de anclaje en el fondo. Normalmente tienen forma rectangular, hexagonal o circular y se ubican a cierta distancia de la costa agrupadas en “polígonos”. Se utilizan preferentemente para la producción de peces tales como salmónidos, lubina o dorada.

2.3 CALIDAD DEL AGUA PARA ACUICULTURA

Cada especie que se pretende cultivar tiene un perfil idóneo de parámetros de calidad de agua que le son necesarios para su desarrollo, de tal forma que cuando los niveles de dichos parámetros están fuera del rango tolerable los individuos sufren estrés y normalmente son incapaces de sobrevivir. Así, resulta evidente que en gran medida, la calidad del agua determinará el éxito o el fracaso de una operación de cultivo acuícola y, por esta razón, el principal objetivo en cualquier sistema productivo es la creación y/o mantenimiento de condiciones que aseguren una calidad del agua dentro de los límites de tolerancia de la especie que se va a cultivar.

Aunque las necesidades específicas de calidad del agua son diferentes para cada especie, existen varios parámetros que, en mayor ó menor grado, son relevantes para todas ellas, los cuales se describen a continuación.

2.3.1 Temperatura

Uno de los aspectos más importante que se debe tener presente en acuicultura es que los animales acuáticos cultivados son poiquilotermos, es decir, que su temperatura corporal es igual a la del medio acuático que los rodea y, por lo tanto, todos los procesos biológicos que se produzcan estarán fuertemente influenciados por este factor.

Dentro del rango óptimo de temperaturas existentes para las diversas especies acuáticas (sean de aguas cálidas o frías), normalmente ocurrirá que a mayor temperatura del agua se producirá una mayor actividad metabólica y, por lo tanto, un mayor consumo de alimento. En consecuencia, existirá un mayor crecimiento y una mejor conversión de los alimentos ingeridos. Este crecimiento se verá reducido durante la estación invernal, disminuyendo la ingesta de alimentos, hasta prácticamente suspenderse el ofrecimiento durante los períodos más fríos del año, ya que a menor temperatura el metabolismo disminuye. Por ejemplo,

especies como el pacú, el camarón malayo, la tilapia y otros organismos de aguas cálidas, disminuirán el crecimiento aproximadamente por debajo de los 24°C. Las temperaturas óptimas de crecimiento estarán situadas por encima de los 24°C, con un óptimo en general, entre los 26°C y 32°C (dependiendo de la especie). Para el caso de especies de aguas templadas como el bagre o de aguas frías como la trucha, existirán igualmente temperaturas óptimas en el agua de cultivo que permitirán obtener los mejores crecimientos durante los períodos de primavera, verano y otoño. Así por ejemplo, la trucha presenta su mejor crecimiento a temperaturas constantes comprendidas entre los 15°C y 17°C, aunque en la práctica este rango puede ser más amplio.

2.3.2 Oxígeno disuelto (OD)

Junto a la temperatura, el oxígeno es uno de los factores más importantes para el desarrollo de la vida de los organismos en cultivo. Este gas se encuentra disuelto en el agua y su concentración normalmente es medida en partes por millón (ppm) o en miligramos por litro (mg/l). Oxígeno disuelto y temperatura son dos factores íntimamente relacionados entre sí, de tal forma que la solubilidad del oxígeno en el agua disminuye a medida que aumenta la temperatura. Por ejemplo, al 100% de saturación al nivel del mar, el agua dulce a 20°C contiene 8,84 mg/l de OD, mientras que a 30°C contendrá 7,53 mg/l.

El oxígeno presente en el agua de cultivo proviene de tres fuentes: del intercambio difusivo con la atmósfera en la superficie del agua, del proceso de fotosíntesis realizado por los vegetales (especialmente las algas microscópicas) y de la aireación mecánica (natural o artificial). La concentración de oxígeno requerida por cada especie en cultivo dependerá de la fase de su ciclo de vida, de su actividad de reproducción, de su crecimiento y de su metabolismo general. Sin embargo, tomando pautas generales, aquellas especies de aguas frías como truchas y salmones requieren mayor cantidad de este gas que las especies de aguas

templadas o cálidas, que son más resistentes. Los salmónidos, por ejemplo, requieren un mínimo de 5 mg/l de OD, situándose el óptimo en 9 mg/l, mientras los peces y crustáceos de agua templada y cálida requerirán un óptimo de 5-6 mg/l. En condiciones extremas, estos últimos pueden resistir por cortos periodos concentraciones menores de hasta 2 y 1 mg/l, siempre que la calidad del agua se mantenga favorable en los otros aspectos.

2.3.3 Amoniac, nitritos y nitratos

Los peces y otros organismos acuáticos excretan productos altamente nitrogenados. El amoniac es el principal producto de los residuos o desechos excretados, aunque también se puede formar por la descomposición de materia orgánica. Estos productos del metabolismo son desechados también a través de las branquias en los animales totalmente acuáticos, mientras que los productos sólidos se excretan a través del intestino, posteriormente a su procesamiento interno.

Existen dos formas en que se puede encontrar el amoniac en los sistemas de acuicultura: la forma ionizada (NH_4^+) y la forma no ionizada (NH_3). La forma no ionizada del amoniac es extremadamente tóxica, en tanto que la forma ionizada no.

En cuerpos de agua naturales, tales como los lagos, puede que el amoniac nunca alcance niveles tóxicos debido a las bajas densidades de peces. En cambio, en sistemas de cultivo intensivo, donde las densidades son muy altas pueden, aparecer altos niveles de concentración de amoniac, generándose un ambiente tóxico para la propia especie cultivada.

2.3.4 PH, alcalinidad y dureza

La cantidad de iones hidrógeno (H^+) presentes en el agua determinan su condición de ácida o básica. La escala para medir el grado de acidez se llama pH y toma valores de 1 a 14. Un rango de pH normalmente aceptable para la acuicultura es el comprendido entre 6,5 y 9,0.

La alcalinidad es una medida de la concentración total en el agua de los iones carbonato (CO_3^{-2}) y bicarbonato (HCO_3^-), y representa la capacidad tamponante, es decir, la capacidad para resistir al cambio de pH. Normalmente, en el cultivo de peces de agua dulce se consideran como niveles deseables alrededor de los 100 mg/l de carbonato cálcico, aunque en la práctica también se admiten valores por encima o por debajo de éste.

La dureza es la medida de la concentración de iones metálicos divalentes y está relacionada normalmente con la alcalinidad, ya que los cationes divalentes metálicos de la dureza y los aniones de la alcalinidad derivan predominantemente de los de los carbonatos minerales (en particular de calcio y de magnesio). La dureza es importante, ya que tiende a afectar la toxicidad de ciertos metales pesados y, por regla general, cualquier metal presente es más tóxico en aguas blandas. El calcio también es esencial para los crustáceos y la mayoría de ellos se desarrolla bien en aguas duras. Como referencia se puede indicar que la cría de peces de agua dulce requiere normalmente una dureza de 20 mg/l de carbonato cálcico o más.

2.4 DESARROLLO Y PRODUCCIÓN DE LA ACUICULTURA

Según las estadísticas de la FAO ([FAO, 2012](#)), en el año 2011 la producción mundial de la pesca de captura y la acuicultura proporcionó unos 131 millones de toneladas de pescado para el consumo humano, lo que equivale a un suministro per cápita teórico de 18,8 kg (equivalente en peso vivo), una cifra que se encuentra entre las más elevadas registradas hasta el momento, y donde un 41 % de esta cantidad correspondió a la acuicultura (Tabla 2.1). Sin embargo, aunque el consumo anual per cápita de productos pesqueros ha aumentado de forma continuada en las regiones en desarrollo y en los países de bajos ingresos y con déficit de alimentos, este sigue siendo considerablemente inferior al de las regiones más desarrolladas.

Tabla 2.1

Producción mundial de la pesca y la acuicultura y su utilización (sin contabilizar las plantas acuáticas). (Fuente: FAO, 2012)

	2006	2007	2008	2009	2010	2011
	<i>(millones de toneladas)</i>					
PRODUCCIÓN						
Pesca de captura						
Continental	9,8	10,0	10,2	10,4	11,2	11,5
Marítima	80,2	80,4	79,5	79,2	77,4	78,9
Pesca de captura total	90,0	90,3	89,7	89,6	88,6	90,4
Aquaculture						
Continental	31,3	33,4	36,0	38,1	41,7	44,3
Marítima	16,0	16,6	16,9	17,6	18,1	19,3
Acuicultura total	47,3	49,9	52,9	55,7	59,9	63,6
Producción pesquera mundial total	137,3	140,2	142,6	145,3	148,5	154,0
UTILIZACIÓN						
Consumo humano	114,3	117,3	119,7	123,6	128,3	130,8
Usos no alimentarios	23,0	23,0	22,9	21,8	20,2	23,2
Población (<i>miles de millones</i>)	6,6	6,7	6,7	6,8	6,9	7,0
Suministro de peces comestibles per cápita (<i>kg</i>)	17,4	17,6	17,8	18,1	18,6	18,8

2.4.1 Producción acuícola mundial

La acuicultura mundial se ha incrementado drásticamente en los últimos 50 años. Desde una producción de menos de un millón de toneladas a comienzos de la década de 1950, en 2006 se registró una producción de 51,7 millones de toneladas con un valor de 78.800 millones de USD. Esto significa que la acuicultura sigue creciendo a un ritmo mayor que otros sectores de productos de origen animal. Mientras la producción de la pesca de captura cesó de crecer a mediados de la década de 1980, el sector acuícola ha mantenido una tasa de crecimiento medio anual del 8,7 % en todo el mundo (excluyendo a China, con un 6,5 %) desde 1970. Las tasas de crecimiento anual de la producción acuícola mundial entre 2004 y 2006 fueron del 6,1 % en volumen y del 11,0 % en valor.

Al hacer el análisis de la producción acuícola por regiones del mundo en el período comprendido entre los años 1970-2006, se encuentra que el crecimiento no ha sido uniforme. La región de América Latina y el Caribe presenta la mayor tasa de crecimiento medio anual (22,0 %), seguida por la zona del Cercano Oriente (20,0 %) y África (12,7 %). La producción acuícola de China, en tanto, aumentó a una tasa media anual del 11,2 % en el mismo período. No obstante, recientemente la tasa de crecimiento de China ha disminuido al 5,8% desde el 17,3 % en la década de 1980 y del 14,3 % en la década de 1990. De igual manera, el crecimiento de la producción en Europa y en América del Norte se ha frenado de forma sustancial en un 1 % anual desde el año 2000.

La mayor parte de la producción acuícola de pescado, crustáceos y moluscos continúa proviniendo de aguas continentales (61 %). Una distribución de la producción acuícola por ambientes acuáticos muestra que el medio ambiente de agua dulce contribuye en un 58 %, en tanto que la acuicultura en medio ambiente marino contribuye en un 34 % a la producción total.

El crecimiento de la producción de los principales grupos de especies continúa, aunque los aumentos vistos en el último decenio han sido más reducidos que los presenciados en las décadas de 1980 y 1990. En el período 2000-2006 se experimentó un fuerte crecimiento, en particular en la producción de crustáceos, así como en el pescado de origen marino. El incremento de la producción de otros grupos de especies ha comenzado a ralentizarse, y la tasa total de crecimiento, aunque sigue siendo elevada, no alcanza el valor de los últimos dos decenios.

La acuicultura representa en la actualidad el 76 % de la producción mundial de peces de aleta de agua dulce y el 65 % de la producción de moluscos y peces diádromos. Su contribución al suministro mundial de crustáceos ha crecido rápidamente en el último decenio, y ha alcanzado el 42 % de la producción mundial en 2006 y, en ese mismo año, proporcionó el 70 % de los camarones y gambas producidos en todo el mundo. La mayor parte de las especies marinas

cultivadas poseen un valor comercial relativamente elevado, lo que en ocasiones es debido a que las poblaciones naturales son reducidas o están disminuyendo.

Por otra parte, en los últimos años, se ha incrementado la acuicultura multitrófica integrada, que consiste en la incorporación de especies de diferentes niveles tróficos o nutricionales en el mismo sistema. Esta clase de acuicultura promueve la sostenibilidad económica y medioambiental mediante la conversión de nutrientes sólidos y solubles obtenidos a partir de organismos alimentados y sus alimentos en cultivos y organismos extractores, lo que reduce las posibilidades de eutrofización, dado que los residuos de una especie se convierten en el alimento de otra. No obstante, considerando que es una práctica nueva, es necesario realizar investigaciones en esta área para garantizar que las especies cultivadas de esta manera no sean perjudiciales para el consumo humano.

La acuicultura orgánica también ha llamado la atención de los consumidores, los defensores del medio ambiente y los empresarios innovadores. Hay quienes argumentan que este tipo de prácticas de cultivo reduce la exposición general a productos químicos derivados de los plaguicidas, que se pueden acumular en el suelo, el aire, el agua y en el suministro alimentario, lo que reduce los riesgos para la salud de los consumidores. Algunos de sus méritos adicionales son la disminución de la erosión de la tierra vegetal, la mejora de la fertilidad del suelo, la protección de las aguas subterráneas y el ahorro de energía. Además, las normas sobre los alimentos orgánicos prohíben el uso de la ingeniería genética en la producción, hecho que tranquiliza a muchos consumidores.

2.4.2 Perspectivas de desarrollo

A largo plazo, las innovaciones técnicas y científicas son esenciales para el crecimiento continuado del sector de la acuicultura. Las prácticas de gestión se irán perfeccionando de forma gradual por los propios acuicultores, puesto que normalmente muchos de ellos

experimentan cuidadosamente en sus unidades de producción. Sin embargo, los avances fundamentales en campos como la reproducción artificial, la lucha contra las enfermedades y el uso de una mejor alimentación se obtendrán fuera de las granjas acuícolas, en laboratorios del sector privado, universidades o centros de investigación y desarrollo estatales. La comprensión de la acuicultura con una base científica es particularmente importante en regiones en las que el sector es pequeño o está a punto de desarrollarse. Los científicos radicados en estas regiones deben recibir los avances técnicos, adaptarlos a las condiciones locales y participar en la difusión de los resultados a los acuicultores y empresarios locales. Los gobiernos que consideran importante la acuicultura, probablemente harán hincapié de manera creciente en la ayuda prestada para neutralizar las limitaciones causadas por las deficiencias en la gestión de las granjas acuícolas y por la falta de competencia y conocimientos técnicos en las cuestiones pertinentes en el sector.

Desde un punto de vista social, las actividades acuícolas afectan la vida de personas que no están directamente relacionadas con el sector, y se producen externalidades negativas. Los efectos más conocidos son la contaminación y las alteraciones del ecosistema originadas por las unidades de producción acuícola. En algunas economías desarrolladas por ejemplo, la sociedad en general se ha mostrado reacia a aceptar el cultivo en jaulas no sólo por los riesgos de contaminación, sino también porque se ha considerado que las jaulas deterioraban el paisaje. En situaciones como éstas, normalmente los gobiernos han intervenido prestando atención a estas preocupaciones y otras similares, y han reglamentado los períodos de tiempo, los lugares y el modo en los que pueden llevarse a cabo las actividades. Es probable que las directrices sean más exigentes en los países industriales desarrollados, en los que la mayor parte de las actividades económicas están reglamentadas con objeto de reducir la contaminación y otras externalidades negativas, que en aquellos en vías de desarrollo en los que la acuicultura es importante para el suministro alimentario y para el crecimiento de la economía local.

2.5 INTERACCIONES CON EL MEDIO AMBIENTE

La acuicultura, al igual que otras actividades económicas, produce influencias en el medio ambiente en el cual se desarrolla, pues utiliza recursos y provoca cambios. La mayoría de estas influencias tienen efectos beneficiosos, tales como la rehabilitación de zonas rurales a través de la reutilización de terrenos degradados, el aumento de los ingresos y el empleo, la obtención de intercambios exteriores y la mejora de la nutrición en muchas zonas geográficas donde se practica. En general, se debe reconocer que, hasta el momento, la mayoría de las prácticas acuícolas han tenido poco efecto negativo en los ecosistemas. Sin embargo, se han dado algunos casos de degradación del medio ambiente en zonas costeras, debidos por ejemplo a operaciones intensivas de cultivo en jaulas en el norte de Europa y a las prácticas de cultivo de camarones en el Sudeste Asiático y en América Latina.

La acuicultura usa y transforma los recursos en productos que la sociedad valora, en este caso las especies cultivadas, y al hacerlo produce residuos, que a su vez requieren de otros servicios ambientales para ser asimilados. Por ello, los impactos sobre el medio ambiente surgen de tres procesos: el consumo de recursos, el proceso de transformación, y la producción y asimilación de residuos, lo cual no solo produce un costo a la sociedad, sino que además tiene implicaciones para la sostenibilidad de la propia acuicultura (Beveridge *et al.*, 1994, 1997a, b; Naylor *et al.*, 1998, 2000; Costa-Pierce, 2002). A partir de estos tres procesos, los impactos ambientales de la acuicultura se presentan en una variedad de formas que incluyen conflictos de uso, alteración de regímenes hidrológicos, introducción de especies exóticas y contaminación de recursos acuáticos (Midlen & Redding, 1998) (figura 2.1).

Agua y espacio son imprescindibles para el desarrollo de las prácticas de la acuicultura. Desde un punto de vista cualitativo y cuantitativo, la utilización del agua es una de las preocupaciones constantes de la acuicultura, ya que condiciona a la vez la elección de los enclaves de cultivo y de las especies explotadas (Barnabé, 1991). El agua se usa como soporte para el cultivo de las especies acuáticas, dependiendo del tipo de organismos en cultivo (autótrofos o heterótrofos),

como proveedora de oxígeno y otros nutrientes, y como reservorio para los elementos de desecho, lo que puede tener diversos efectos sobre el medio ambiente. El espacio para las instalaciones en tierra y agua es otro insumo que esta actividad requiere y esto muchas veces desencadena tensiones sociales provocadas por la percepción de las comunidades humanas asentadas en las cercanías, que no vislumbran los beneficios de esta actividad, o porque la ubicación de sus instalaciones genera competencias con otras actividades productivas (Buschmann, 2001).

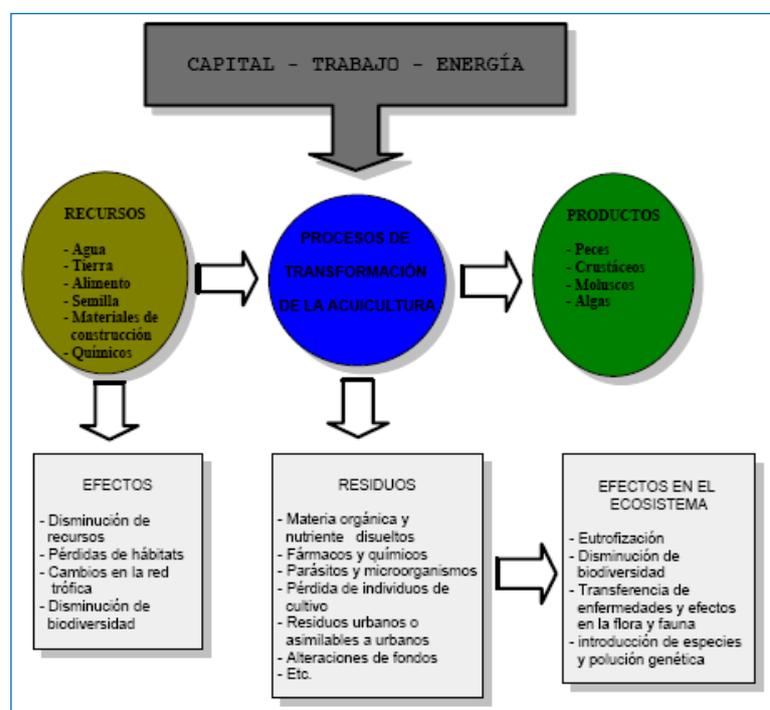


Figura 2.1

Esquema de las relaciones entre los tres procesos de la acuicultura: consumo de recursos, procesos de transformación y generación de productos. Se muestran además los vínculos con la generación de residuos y sus efectos. (Adaptado de Buschmann, 2001 y Beveridge, 2004).

Diversas sustancias químicas son demandadas por parte de las actividades de producción acuícola para la prevención y el tratamiento de enfermedades. El uso de pinturas anticorrosivas y de otras que eviten la proliferación de organismos incrustantes (*biofouling*), son también requeridas para mejorar los rendimientos productivos. Muchos de estos compuestos tienen diferentes componentes que, de un modo u otro, generan efectos

ambientales (Buschmann, 2001). Un tipo de producto muy relevante por las cantidades utilizadas, especialmente en el cultivo de peces, son los diferentes fármacos requeridos para combatir enfermedades. Estos fármacos comprenden una gran variedad de productos tales como antibióticos, fungicidas y compuestos antiparasitarios. En términos generales, los fármacos son requeridos más en el cultivo de especies marinas que en organismos cultivados en aguas continentales (Beveridge, 1996).

La acuicultura requiere de una fuente de semilla para comenzar sus actividades. En algunos casos éstas se obtienen directamente de la naturaleza, dado que su producción en sistemas de cultivo es compleja o porque no es económicamente viable (Beveridge, 1996). Sin embargo, desde un punto de vista productivo, la captura de semillas de la naturaleza no es deseable ya que los costos para su obtención y transporte, así como la mortalidad y la incapacidad de seleccionar a los individuos de mejor calidad, no permiten mejorar la productividad. Además, es posible pensar que una captura de semillas puede tener efectos negativos sobre las tasas de reclutamiento de las poblaciones naturales (Buschmann, 2001).

El alimento es uno de los principales insumos requeridos por la acuicultura animal, especialmente de peces y crustáceos (organismos de alto nivel trófico o carnívoros), e históricamente los principales ingredientes para las dietas de peces cultivados han sido la harina y el aceite de pescado, obtenidos de peces silvestres capturados en todo el mundo. En el año 2002, la industria de piensos para organismos acuáticos consumió el 46 % de la producción mundial de harina y el 81 % de la producción de aceite de pescado. Pike (2005), estimó que en el año 2012 estos porcentajes serían de un 50 % para la harina y de un 88 % para el aceite. Un caso especialmente importante es el del salmón Atlántico, para el cual se estima que se requieren 1,6 t de peces para producir 1 t de salmón. Considerando que en el año 2000 la producción mundial de salmón fue de aproximadamente 1.000.000 t, significa que se utilizaron 1.600.000 t de peces para producir el alimento requerido. Esta cantidad representa cerca del 10 % de la producción total de la pesca de captura (Beveridge, 2004).

Esta situación ha permitido estimar que la acuicultura de organismos carnívoros está basada en una alta presión sobre las pesquerías, con la consecuente modificación de los hábitats donde se sustenta la actividad pesquera (Naylor *et al.*, 1998, 2000).

Los residuos generados en el proceso de producción acuícola van desde diversos tipos de plásticos y estructuras metálicas, hasta alimento no comido, productos de excreción, materias fecales, sustancias químicas microorganismos, parásitos y animales asilvestrados (Beveridge, 1996). De ellos, los más impactantes sobre el medio acuático son los derivados de la alimentación (alimento no comido, materia fecal y excreciones), los cuales en gran medida, de una u otra forma, permanecen en el medio. Se estima que los grandes problemas de contaminación debidos a este tipo de residuos están relacionados principalmente con los sistemas intensivos de acuicultura, típicamente sistemas de monocultivo basados en la alimentación artificial (Bergheim & Åsgard, 1996). El cultivo de organismos filtradores tales como ostiones y mejillones, aunque no implica un suministro externo de alimento, también tiene diferentes efectos ambientales y concentra elementos de desecho en las inmediaciones a los centros donde son cultivados (Dahlbäck & Gunnarson, 1981; Rosenberg & Loo, 1983; Kautsky & Evans, 1987; Rodhouse & Roden, 1987). Sin embargo, es necesario indicar que sus efectos son al menos 15 veces menores que el de organismos que requieren un aporte exógeno de alimento como, por ejemplo, los salmones (Folke & Kautsky, 1989).

2.6 ACUICULTURA EN JAULAS

El sector de la acuicultura en jaulas ha crecido rápidamente durante los últimos 20 años y experimenta en la actualidad veloces cambios como respuesta a las presiones de la globalización y a la creciente demanda de productos acuáticos tanto en los países en vías de desarrollo como en los desarrollados. Se prevé que el consumo de pescado en los países en desarrollo se incremente un 57 por ciento, de 62,7 millones de toneladas en 1997 a unos 98,6

millones en 2020. En comparación, el consumo de pescado en los países desarrollados se incrementará tan sólo el 4 por ciento en el mismo período, de 28,1 millones de toneladas a 29,2 millones en 2020 (FAO, 2008).

Al igual que en la agricultura terrestre, la tendencia hacia el desarrollo y el uso de sistemas intensivos en la cría en jaulas se debió a una combinación de factores, incluyendo la creciente competencia a la que se enfrenta el sector por los recursos disponibles, la necesidad de economías de escala y la presión para una mayor productividad por unidad de área. Particularmente, la necesidad de contar con espacios adecuados ha llevado al sector a acceder y extenderse hacia nuevas áreas sin explotar de cultivo en aguas abiertas, como lagos, embalses, ríos, aguas costeras salobres y aguas en mar abierto.

Hasta la fecha, la acuicultura comercial en jaulas se ha limitado principalmente a la cría de especies de peces de alto valor (en términos comerciales) alimentados con piensos compuestos, entre las que se incluyen el salmón (salmón del Atlántico, coho y salmón rey), la mayor parte de las principales especies de peces carnívoros marinos y de agua dulce (incluyendo el medregal del Japón, besugo, corvina japonesa, lubina, dorada, cobia, trucha arcoiris criada en el mar, tollo mandarín, cabeza de serpiente), junto a una proporción creciente de especies de peces omnívoros de agua dulce (incluyendo a la carpa china, tilapia, colossoma y bagre) (FAO, 2008).

A pesar del evidente éxito a nivel económico y técnico de la cría de salmón en jaulas, el sector se enfrenta a numerosos desafíos y cuestiones durante su desarrollo. En general, estos desafíos y cuestiones están relacionados con el uso de un sistema de cultivo en jaulas de redes abiertas y los consecuentes impactos reales o percibidos de estos sistemas de cultivo sobre el medio ambiente acuático y el ecosistema que les rodea. Entre ellos se incluyen:

- Mayor pérdida de nutrientes por el alimento no consumido, desechos fecales y excrementos de los peces criados en jaulas, y los posibles impactos sobre la calidad del

agua y la salud del medio ambiente acuático y el ecosistema (León, 2006; Mente *et al.*, 2006).

- Mayor riesgo de aparición de enfermedades en los peces criados en jaulas (Merican, 2006; Tan *et al.*, 2006) y el riesgo potencial de transmisión de enfermedades a (y desde) las poblaciones naturales de peces (Ferguson *et al.*, 2007).
- Mayor dependencia de las especies de peces carnívoras criadas en jaulas de los recursos pesqueros usados como piensos, incluyendo la harina de pescado, el aceite de pescado, y especies de morralla de bajo valor (Asche & Tveteras, 2004; Edwards *et al.*, 2004; Kristofersson & Anderson, 2006; Tacon *et al.*, 2006).
- Mayor riesgo de que los peces escapen de las jaulas y sus consiguientes impactos potenciales (negativos y positivos) en las poblaciones de peces silvestres, incluyendo impactos potenciales a nivel genético, ecológico y social (Soto *et al.*, 2001; Naylor *et al.*, 2005; FAO, 2006; Hindar *et al.*, 2006; Ferguson *et al.*, 2007).
- Incremento de los impactos potenciales de la cría en jaulas (negativos y positivos) en otras especies animales, incluyendo las aves y mamíferos depredadores atraídos por los peces en las jaulas (Nash *et al.*, 2000; Beveridge, 2004).
- Mayor preocupación comunitaria en algunos países sobre el uso compartido de las aguas interiores y costeras para la cría de peces en jaulas, debido al posible desplazamiento de pescadores y otros usuarios, y la contaminación visual percibida con la consiguiente necesidad de incrementar las consultas con todas las partes interesadas (FAO, 2006).
- Mayor interés público, en algunos países y en los mercados de los países en desarrollo, en la sostenibilidad medioambiental y ecológica a largo plazo de los sistemas de cultivos intensivos (Goodland, 1997) y, en particular, en lo que concierne a la sostenibilidad ecológica a largo plazo de la cría de especies de peces carnívoros dentro de sistemas de cultivo en jaulas basados en el uso de recursos pesqueros como insumos alimentarios (Costa-Pierce, 2003; Tacon *et al.*, 2006).

2.6.1 Impactos de la piscicultura marina en jaulas sobre el medio acuático

Desde el punto de vista ecológico, los impactos negativos más significativos producidos por la piscicultura marina sobre el medio acuático son aquellos relacionados con el vertido de residuos formados por materia orgánica (C) y nutrientes, principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), derivados del alimento no comido, las fecas y las excreciones de los peces en cultivo. Sin embargo, existe una gran variedad de sustancias químicas utilizadas en las distintas prácticas de la acuicultura, que dependiendo del tipo y condiciones del cultivo, así como de las cantidades de sustancias utilizadas, también pueden llegar a producir, a mediano y largo plazo, impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos. Cabe señalar que, aunque todas las piscifactoría marinas provocan invariablemente el vertido de materia orgánica y nutrientes sobre el medio acuático en el cual se desarrollan, los posibles problemas ecológicos dentro o fuera de la unidad de cultivo se dan normalmente en cultivos semiintensivos, y en especial intensivos, de peces carnívoros en que se requiere suministro de piensos (Mok, 1982).

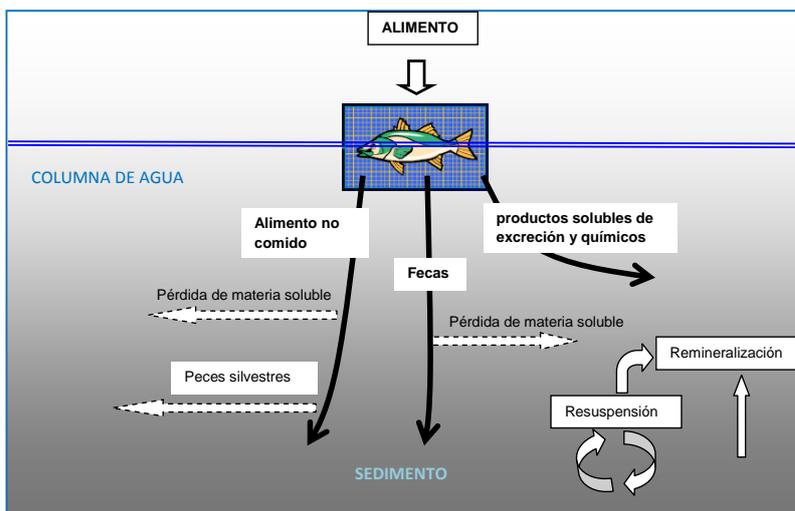


Figura 2.2

Origen y destino de los residuos derivados de la alimentación en una piscifactoría de cultivo intensivo. (Adaptado de Gowen et al., 1990).

En la figura 2.2 se describe esquemáticamente el origen y destino de los principales residuos generados en una piscifactoría de cultivo intensivo.

2.6.2 Materia orgánica y nutrientes

Si la gran cantidad de materia orgánica y nutrientes vertida desde las instalaciones acuícolas hacia el medio ambiente acuático, a través del alimento no consumido, las fecas y las excreciones metabólicas, supera la capacidad de asimilación del ecosistema, se pueden llegar a producir severos impactos tanto en la columna de agua como en el bentos (eutrofización, agotamiento de oxígeno y alteración de la biodiversidad local). La mayoría del carbono liberado al medio se excreta en forma de CO_2 , el cual puede llegar a afectar el pH del agua marina. El carbono orgánico, otra de las formas en las que es liberado al medio, se origina a partir de pérdida de alimento, heces, excreciones mucosas, escamas, compuestos orgánicos disueltos y peces muertos. En cuanto al nitrógeno liberado, la forma predominante es el amonio, mientras que una pequeña parte se libera en forma de compuestos de N orgánicos disueltos y particulados. Los niveles de nitritos y nitratos son generalmente muy bajos en las proximidades de los viveros, a no ser que exista una fuerte actividad nitrificante cercana. El fósforo es excretado por los peces como ortofosfato disuelto o como compuestos orgánicos de P, observándose a menudo un pico de fósforo sedimentario alrededor de las granjas de peces, relacionado parcialmente con la abundancia de P en las harinas de pescado y en los huesos de los peces (UICN, 2007).

Existe una preocupación creciente en muchos países, tanto a nivel público como científico, respecto a la sostenibilidad de esta industria en expansión, tal y como se muestra en una edición especial del Manual de Química Medioambiental dedicado por completo a los efectos medioambientales asociados a la acuicultura de peces marinos (Hargrave, 2005). La magnitud del impacto ecológico dependerá de las condiciones físicas y oceanográficas del lugar,

temperatura del agua y capacidad de asimilación del ecosistema, gestión de la granja, tamaño de la misma, densidad de cultivo, duración de las operaciones de cultivo, digestibilidad de la comida, etc.

Desde una perspectiva muy amplia, se podría decir que existen dos tipos de residuos generados en el proceso productivo de una piscifactoría marina, con contenidos de materia orgánica y nutrientes:

- Materia particulada, incluyendo sólidos en suspensión y sedimentados que pueden incluir heces, alimento no ingerido, y compuestos que contengan nitrógeno y fósforo.
- Materia soluble, incluyendo compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos, principalmente nitrógeno y fósforo, derivada del metabolismo de peces y moluscos (como el amonio, orina) y la descomposición de residuos sólidos (materia sólida).

Las descargas de residuos sólidos desde los viveros afectan a la composición y abundancia de las bacterias endémicas y de las poblaciones de fauna y flora. Debido a la alteración física del fondo marino bajo los viveros (cambios en la distribución del tamaño de grano, de la porosidad, etc.), así como la alteración química (hipoxia, anoxia, pH, sulfitos, niveles de nutrientes en el agua intersticial) y de la composición biológica de los sedimentos, la estructura de las comunidades bentónicas existentes a menudo se ve modificada ([Costa-Pierce, 1996](#); [Burd, 1997](#); [Boesch et al., 2001](#); [Vezzulli et al., 2002](#)). Elevadas concentraciones de sólidos en suspensión pueden reducir la penetración de la luz solar en la columna de agua, alterando la actividad fotosintética y afectando a los macrófitos y fanerógamas. La extensión de las áreas afectadas de fondo marino varía considerablemente en función de la hidrografía, batimetría, profundidad, así como otros factores adicionales, pero en general, la mayoría de estudios muestran un claro impacto en la zona comprendida entre 50-150 m ([Angel et al., 1995](#), [Beveridge, 1996](#); [Pearson & Black, 2001](#); [Chelossi et al., 2003](#); [Sarà et al., 2004](#); [Porrello et al., 2005](#)).

Los centros de cultivo con biomásas elevadas, a menudo situados cerca de la línea de costa y en aguas poco profundas, pueden ocasionar alteraciones en la calidad del agua y en los sedimentos subyacentes, localizados tanto en la región adyacente a la granja acuícola como hasta a cierta distancia de ella. El alcance de los efectos causados por las granjas marinas está limitado generalmente en el espacio (Pearson & Black, 2001), aunque el efecto de la hidrodinámica local (fuerzas dispersantes) también se debe tener en cuenta (Sarà *et al.*, 2004, 2006). En áreas con baja circulación de agua pueden ocurrir efectos ambientales de forma extensa tales como el agotamiento del oxígeno y el enriquecimiento de nutrientes (derivados de la pérdida de alimento, heces y productos de excreción). Por otra parte, en las zonas donde existe poca circulación se puede producir también una acumulación en el bentos de materia orgánica particulada, seguida de una situación de anoxia y acumulación de sulfuro de hidrógeno en los sedimentos. Este fenómeno ha sido ampliamente estudiado en las aguas frías del Norte y Sur (Noruega, Chile, Irlanda, Canadá, Escocia, Estados Unidos, Australia y Nueva Zelanda), relacionándolo con el cultivo de salmónidos que se desarrolla principalmente en aguas de gran productividad. Los estudios realizados sobre la acuicultura en aguas templadas son más recientes, como es el caso de las aguas oligotróficas del Mar Mediterráneo y el Mar Rojo (Angel *et al.*, 1995, Karakassis *et al.*, 2000; Kovac *et al.*, 2004), y a pesar de las diferencias entre el medio ambiente y las especies cultivadas, muchos de los efectos y procesos medioambientales son bastante similares.

Una de las principales dificultades del estudio de los impactos derivados de las descargas de N y P procedentes de la acuicultura es que los nutrientes también pueden proceder de otras fuentes (efluentes procedentes de ríos y aguas residuales). En aguas donde los nutrientes son limitados, pequeñas descargas adicionales pueden aumentar la productividad y biodiversidad de la zona, y puede derivar en eutrofización si la circulación del agua, y por lo tanto la dispersión de nutrientes, no es alta.

Varios estudios y proyectos a gran escala muestran que los efectos de la acuicultura sobre el bentos están limitados a distancias cortas desde los centros de cultivo, no excediendo los 30-50 m como norma general, aunque existen evidencias de que las comunidades de peces pelágicos, invertebrados y fanerógamas marinas pueden verse afectados a distancias mayores (Dimech *et al.*, 2000; Pergent-Martini *et al.*, 2006). Es ampliamente conocido que el cultivo de peces libera una cantidad considerable de nutrientes al medio ambiente marino, y por lo tanto, es razonable esperar efectos en una escala de tiempo más amplia, concretamente cuando se establece un grupo de granjas en una bahía costera. Datos procedentes de proyectos a gran escala (incluyendo MARAQUA, BIOFAQs, AQUCESS, ECASA) indican que estos cambios también pueden afectar a las comunidades bentónicas y piscícolas que habitan en los alrededores de las áreas donde se desarrolla la acuicultura, y concretamente en los ambientes oligotróficos como el Mar Mediterráneo, donde la escasez de nutrientes limita la productividad.

El tiempo estimado para que el bentos recupere la abundancia de especies, riqueza y biomasa después de que las actividades de producción acuícola cesan, oscila desde unos pocos meses hasta cinco años, dependiendo de la escala y duración de la actividad de cultivo y de la geografía del área (Burd, 1997; Angel *et al.*, 1998; Mazzola *et al.*, 2000; McGhie *et al.*, 2000; Pohle *et al.*, 2001; Pergent-Martini *et al.*, 2006). El gran aporte de materia orgánica bajo y cerca de los viveros resulta en un ligero descenso de la biomasa de la meiofauna béntica y en un empobrecimiento de la diversidad de especies. La abundancia de los principales grupos de meiofauna (Nemátodos, Harpaticoideos, Poliquetos, Turbelarios y Bivalvos) aumenta gradualmente desde las granjas de peces en dirección a las áreas no afectadas. La diversidad aumenta desde un nivel bajo encontrado debajo de los viveros, hasta un nivel más alto encontrado hasta 200 m de las mismas (considerado como zona de control) (UICN, 2007).

Además de las descargas de residuos sólidos, otra fuente importante de N y P en las aguas que rodean las instalaciones son el efluente de nutrientes inorgánicos disueltos a las aguas de las

capas menos profundas seguido de la descomposición de materia orgánica. Un exceso de nitrógeno y fósforo puede derivar en eutrofización, expresándose como un aumento en la producción primaria, cambios en la composición de algas, “blooms” de algas (que pueden ser tóxicos) y, cuando las algas se descomponen, pueden darse situaciones de hipoxia y anoxia (GESAMP, 1990; Gismervik *et al.*, 1997; McClelland & Valiella 1998; Worm *et al.*, 1999; Worm & Lotze, 2000; Worm *et al.*, 2000). Estudios realizados en instalaciones de crustáceos muestran que la extensión de los efectos causados por nutrientes (descomposición de biodepositos) está relacionada con los parámetros oceanográficos y biológicos de la zona. Estos estudios mostraron diferentes efectos sobre el bentos, que van desde ningún efecto apreciable (Hostin, 2003), un efecto leve (Buschmann *et al.*, 1996; Crawford *et al.*, 2003; Miron *et al.*, 2005; Da Costa & Nalesso, 2006) hasta efectos importantes (Mirto *et al.*, 2000; Chamberlain *et al.*, 2001; Christensen *et al.*, 2003; Smith & Shackley, 2004). En la Bahía de Fundy, por ejemplo, se detectó un aumento en la concentración de zinc en sedimentos intermareales localizados a más de 1 Km de la granja acuícola de salmónidos más cercana, lo que indica que la fracción disuelta pudo desplazarse hasta esas distancias.

Se han propuesto diversas medidas con objeto de mitigar el enriquecimiento de materia orgánica e inorgánica cerca o bajo los viveros, las cuales se pueden clasificar en dos tipos principales:

- **Biofiltros**

Angel & Spanier (2002), propusieron la instalación de arrecifes plásticos artificiales cerca de los viveros, promoviendo el crecimiento de organismos filtradores incrustantes (principalmente tunicados y briozoos) para la retención y filtración de materia particulada (y disuelta) procedente de los viveros. Para reducir el flujo de nutrientes disueltos que emanan de las instalaciones acuícolas a las aguas circundantes, se pueden utilizar algas y otros organismos biofiltrantes para capturar amonio y fósforo, así como para oxigenar estanques de cultivo

(Krom *et al.*, 1995; Troell *et al.*, 1997; Chopin *et al.*, 1999; Soto & Mena, 1999; Jones *et al.*, 2001; Marinho-Soriano *et al.*, 2002; Neori *et al.*, 2004).

- **Acuicultura integrada**

Estudios recientes demuestran el potencial que poseen las técnicas de acuicultura integrada (policultivo) para capturar y aprovechar el flujo de nutrientes particulados y disueltos que provienen tanto de sistemas de cultivo basados en tierra como en viveros marinos (Chopin *et al.*, 2001; Hussenot, 2003; Neori *et al.*, 2003; Troell *et al.*, 2003; Angel, 2004; Viera *et al.*, 2006). Este enfoque se está probando en varios países: Canadá, Escocia, Israel, Sudáfrica, Australia, España y Chile. Diferentes estrategias basadas en este enfoque se han utilizado durante muchos años en Asia, incluyendo China y Vietnam, donde el policultivo es una práctica tradicional (Alongi *et al.*, 2000).

2.6.3 Agentes patógenos

Los agentes patógenos, como parte del ecosistema natural, no causan brotes patológicos si no se producen cambios ambientales de importancia (Winton, 2001). A pesar de ello, condiciones subóptimas e inadecuadas prácticas de gestión en las instalaciones acuícolas (elevadas densidades, sobrealimentación o desequilibrio nutricional), pueden inducir al estrés de los organismos cultivados, y con ello hacer que sean más susceptibles a los brotes patológicos. Una de las limitaciones más importantes en la producción de peces y crustáceos es la aparición de enfermedades (Verschuere *et al.*, 2000; Winton, 2001; Weber, 2003; Schulze *et al.*, 2006), lo que conlleva pérdidas económicas, y por lo tanto la insostenibilidad del sector acuícola. Al mismo tiempo, las enfermedades importadas pueden afectar a las poblaciones silvestres causando alteraciones en el equilibrio del ecosistema.

Las enfermedades de los organismos acuáticos generalmente se transmiten a los sistemas de producción desde el medio ambiente, donde estos patógenos se encuentran en concentraciones sub-letales, afectando a los stocks de peces que puedan estar bajo condiciones estresantes.

En el caso del Mediterráneo, no existen evidencias documentadas de transferencia de patógenos por parte de las especies cultivadas a las silvestres. Se ha determinado la baja incidencia y escaso riesgo de transferencia de patologías potenciales desde los organismos cultivados a las poblaciones silvestres ([Waknitz et al., 2002](#); [Gardner et al., 2004](#)), aunque un caso muy diferente es la introducción de especies exóticas, las cuales han demostrado ser la causa de propagación de varias patologías en todo el mundo.

Los sistemas acuícolas abiertos están más expuestos a los patógenos del medio ambiente natural que los sistemas cerrados y el control de este riesgo es complicado. Sin embargo, medidas proactivas como la ubicación adecuada de la instalación acuícola, elección de las especies a cultivar, sistemas de cultivo adecuados, planes de contingencia y sistemas de monitorización, pueden reducir este riesgo ([McVicar, 1997](#); [Myrick, 2002](#)).

2.6.4 Productos terapéuticos

Los medicamentos de uso veterinario y los productos terapéuticos son herramientas para el manejo de la salud animal. Son importantes para el bienestar de los animales y también tienen que ser considerados desde el punto de vista de la seguridad alimentaria humana. Cuando los medicamentos de uso veterinario son correctamente utilizados, en su mayoría, no presentan efectos adversos notables sobre el medio ambiente. Sin embargo, una dosificación excesiva y una inadecuada neutralización o dilución previa a la descarga hacia el medio ambiente, puede provocar que su utilización sea insegura y dañina para la vida silvestre próxima a las instalaciones acuícolas.

Los productos terapéuticos usados en acuicultura incluyen un amplio rango de antibióticos, vacunas, pesticidas, desinfectantes y anestésicos. Estos se utilizan para controlar las infecciones microbianas, infecciones internas y externas por parásitos y para facilitar el manejo de los organismos cultivados. Debido a que la obtención de licencias de productos farmacéuticos es costosa, así como que presentan un reducido mercado en la acuicultura en comparación con las necesidades humanas o del ganado, tan solo un pequeño número de medicamentos y productos químicos ha sido aprobado para su uso en acuicultura.

Los temas de preocupación con respecto a los impactos negativos de estos productos sobre el medio ambiente incluyen los residuos químicos en la fauna y en el fondo, los efectos tóxicos sobre especies a los que no van dirigidos, y las cepas bacterianas resistentes que pueden amenazar las actividades acuícolas, y que potencialmente pueden ser transferidas a la cadena alimenticia humana (Smith *et al.*, 1994; Schmidt *et al.*, 2001).

Los pesticidas normalmente son utilizados como herramienta para eliminar parásitos, pero sus residuos son a menudo tóxicos y persistentes en el agua y en el sedimento, causando la muerte de especies y afectando al ecosistema natural, especialmente a los crustáceos. Por otra parte, en acuicultura se ha utilizado un amplio rango de anestésicos para sedar o calmar a los animales durante diversas prácticas como la vacunación, manejo, muestreos o transporte.

El uso de fármacos se puede reducir mediante prácticas de gestión y medidas de prevención sanitarias adecuadas, como puede ser el uso de vacunas e inmunoestimulantes. La Organización Mundial de la Salud recomienda un enfoque preventivo (profiláctico) para la gestión sanitaria, para evitar los elevados costes de los tratamientos post-efecto y sus efectos medioambientales, tales como el aumento de patógenos resistentes, la acumulación en el subsuelo y sus efectos en los organismos.

Actualmente, la investigación veterinaria en acuicultura se centra en la producción de vacunas para cada una de las patologías conocidas y en el uso de productos químicos inocuos para el ambiente. El desarrollo de probióticos e inmunoestimulantes es una de las áreas de

investigación más novedosas y con éxito, debido a la capacidad que tienen de estimular el sistema inmune de los organismos cultivados (Dugenci, 2003; Rodríguez *et al.*, 2003; Torrecillas *et al.*, 2007). A su vez, el uso de nuevos anestésicos también está siendo estudiado con el objetivo de reducir los efectos perjudiciales sobre los organismos cultivados y el medio ambiente.

2.6.5 Productos antifouling

El fouling biológico marino, denominado generalmente como biofouling marino, se define como la acumulación no deseada de microorganismos, plantas o animales en la superficie de las estructuras sumergidas en aguas marinas. Es un problema complejo y que se repite, afectando a las estructuras acuícolas sumergidas como pueden ser viveros marinos, redes y pontones; equipos y estructuras tales como tuberías, bombas, filtros y tanques de contención; e incluso especies cultivadas como mejillones, vieiras u ostras. Tales organismos agregan un peso extra a las estructuras flotantes y reducen el flujo de agua, incrementando por lo tanto los costes de producción debido a las pérdidas en la productividad y a la subida de los costes de mantenimiento. El principal efecto perjudicial que causa el biofouling a los sistemas acuícolas es la reducción de la disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua debido a la obstrucción de redes y tuberías, el aumento de la concentración de dióxido de carbono en las aguas de cultivo, y un empeoramiento en la dispersión de amonio, alimento no ingerido y heces. Al mismo tiempo, el biofouling agrega peso a las estructuras reduciendo la resistencia física a las fuerzas marinas, tales como tormentas y corrientes. Otra consecuencia importante del biofouling es que las estructuras acuícolas pueden actuar como depósitos para organismos patógenos, los cuales pueden afectar a los organismos cultivados (Tan *et al.*, 2002). Pero la gravedad de los problemas asociados al biofouling depende de su intensidad, y esta intensidad

es específica del lugar, dependiendo de la situación geográfica, las condiciones ambientales y la estación del año.

La forma más común para combatir el biofouling en las estructuras sumergidas es recubrirlas con pinturas anti-incrustantes, similares a las utilizadas en la industria naval, o con otros productos químicos antifouling. En el pasado, los productos antifouling utilizados estaban basados en metales pesados tales como cromo y estaño. Hoy en día, el cobre es la principal sustancia activa utilizada, aunque varios estudios demuestran los efectos perjudiciales que tiene el cobre sobre los microorganismos y moluscos marinos (Manley, 1983; Viarengo, 1989; Elfwing & Tedengren, 2002). De cualquier manera, la utilización del cobre en los productos químicos antifouling está regulado por la legislación de la Unión Europea de Sustancias Peligrosas, y su liberación en el medio natural puede ser controlada mediante límites de descarga e investigación adicional (Henderson & Davies, 2000).

2.7 NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

Debido muchas veces a una urgente necesidad de acción en relación con los aspectos ambientales de la acuicultura, se han buscado soluciones temporales basadas en la aplicación de conocimiento obtenido en investigaciones de “casos análogos”. Sin embargo, este procedimiento es aplicable solamente cuando existe similitud entre la gran variedad de condiciones climáticas, hidrográficas, biológicas, tecnológicas y socioeconómicas en las cuales se desarrollan las actividades acuícolas. Incluso en aquellos casos favorables que permiten el tratamiento análogo, las conclusiones o decisiones obtenidas deben ser revisadas y, si es necesario, modificadas cuando se dispone de información local específica (Pillay, 2004).

Como se verá en el próximo capítulo, en las últimas dos décadas se han desarrollado una gran cantidad de modelos exclusivamente creados para evaluar los impactos de la acuicultura sobre el medio acuático. La gran mayoría de estos modelos han sido aplicados para describir y

cuantificar los impactos béticos en zonas cercanas a las jaulas, en tanto que los impactos en zonas lejanas (hipernutricación y eutrofización) han sido los menos estudiados a través de la modelización (Gowen & Bradbury, 1987; Gowen *et al.*, 1989, 1994; Hevia *et al.*, 1996; Silvert & Sowles, 1996; Gillibrand & Turrell, 1997; Panchang *et al.*, 1997; Cromey *et al.*, 1998, 2002; Dudley *et al.*, 2000; González *et al.*, 2002; Doglioli *et al.*, 2004; Cromey & Black, 2005; Stucchi *et al.*, 2005).

A continuación se presentan algunas necesidades de investigación planteadas por diferentes autores, relacionadas con el conocimiento y/o la modelización de los impactos producidos por la piscicultura marina.

La Scottish Association for Marine Science and Napier University (SAMSNU) (2002) señala que se deben continuar desarrollando modelos simples y robustos que permitan predecir “alteraciones indeseables en el balance de los organismos y la calidad del agua”, como resultado del vertido de materia orgánica y nutrientes desde las piscifactorías.

Hargrave (2003) señala que se deben desarrollar y perfeccionar modelos de circulación general para resolver los efectos combinados del viento y la marea, y para poder reflejar topografías complejas y zonas intermareales. Además, para que los procesos de intercambio y mezcla sean adecuadamente descritos, los modelos deben incluir también los efectos de las posibles descargas de agua dulce en la zona de estudio. Indica además que se requieren nuevos métodos para cuantificar la resuspensión, puesto que ésta puede redistribuir en una gran superficie el material fino producido localmente por una piscifactoría. Y en relación a las floraciones de algas, indica que se requieren estudios para determinar si la frecuencia y ubicación de floraciones de algas nocivas (FANs) o floraciones de plankton están relacionadas con la expansión de la piscicultura.

Wildish *et al.* (2004) señalan la necesidad de implementar modelos, tales como los modelos Lagrangianos de partículas, modelos de transporte de sedimentos y modelos biogeoquímicos, a través de esfuerzos colaborativos entre modeladores y biólogos de campo.

Buschmann (2005), especialmente en relación a las floraciones de algas nocivas (FANs), señala que urge la necesidad de estudiar, minuciosa y concienzudamente, los actuales procesos de eutrofización de los canales y fiordos del sur de Chile y precisar los potenciales efectos debido a la aparición de FANs en esa zona geográfica. Plantea además la hipótesis que señala que la acuicultura, junto a otras actividades humanas, pueden tener un efecto directo sobre la eutrofización de las zonas costeras e, indirectamente, un efecto sobre la formación de FANs en el Sur de Chile, debido a las altas concentraciones de nitrógeno que estas generan. Reconoce además que actualmente se dispone de un limitado conocimiento respecto a las corrientes y a los patrones de circulación de los mares interiores de la zona, con lo cual la literatura científica existente sobre esta materia es esencialmente descriptiva.

2.8 REFERENCIAS

- Alongi D.M., Johnston D.J. & Xuan T.T., 2000. Carbon and nitrogen budgets in shrimp ponds of extensive mixed shrimp– mangrove forestry farms in the Mekong Delta, Vietnam. *Aquaculture Research*, 31, 387-399.
- Angel D.L., 2004. Integrated aquaculture - variations on the theme of biofiltration. *Bulletin of Aquaculture Association of Canada*, 104, 20-25.
- Angel D.L. & Spanier E., 2002. An application of artificial reefs to reduce organic enrichment caused by net-cage fish farming: preliminary results. *ICES Journal of Marine Science*, 59, 324-329.
- Angel D.L., Krost P. & Gordin H., 1995. Benthic implications of net cage aquaculture in the oligotrophic Gulf of Aqaba. *European Aquaculture Society*, 25, 129-173.
- Angel D.L., Krost P. & Silvert W., 1998. Describing benthic impacts of fish farming with fuzzy sets: Theoretical background and analytic methods. *Journal of Applied Ichthyology*, 14, 1-8.
- APROMAR, 2009. *Acuicultura: La Revolución Azul*. Publicaciones científicas y tecnológicas de la Fundación Observatorio Español de Acuicultura. Madrid, España.
- Asche F. & Tveteras S., 2004. On the relationship between aquaculture and reduction fisheries. *Journal of Agricultural Economics*, 55(2), 245-265.
- Barnabé G., 1991. *Acuicultura, volúmenes I y II*. Segunda edición, Ediciones Omega. S.A., Barcelona, España, 478 pp.
- Bergheim A. & Åsgård T., 1996. Waste Production from Aquaculture. In: *Aquaculture and water resource management* (Ed. by D. J. Baird, M.C.M. Beveridge, L. A. Kelly and J.F. Muir).
- Beveridge M.C.M., 1996. *Cage Aquaculture*. Second Edition, Blackwell Science, Oxford, UK, 346 pp.
- Beveridge M. C. M., 2004. *Cage Aquaculture*. Third Edition, Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK, 368 pp.
- Beveridge M.C.M., Phillips M.J. & Macintosh D.C., 1997a. Aquaculture and the environment: the supply and demand for environmental goods and services by Asian aquaculture and the implications for sustainability. *Aquaculture Research*, 28, 101-111.
- Beveridge M.C.M., Ross L.G. & Nelly L.A., 1994. Aquaculture and biodiversity. *Ambio*, 23, 497-502.
- Beveridge M.C.M., Ross L.G. & Stewart J.A., 1997b. The development of mariculture and its implications for biodiversity. In: *Marine Biodiversity: Patterns and processes* (Ed. by R.F.G. Ormond, J. Cage & M. Angel), Cambridge University Press, Cambridge, UK., pp. 372-393.
- Boesch D.F., Burroughs R.H., Baker J.E., Mason R.P., Rowe C.L. & Siefert R.L., 2001. *Marine Pollution in the United States: Significant Accomplishments, Future Challenges*. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia.
- Burd B., 1997. *Salmon Aquaculture Review interim draft report*. Key issue C: Waste discharges. B.C. Environmental Assessment Office, B.C. Department of Fisheries and Aquaculture, Victoria, B.C. 157 pp.

- Buschmann A.H., 2001. Impacto Ambiental de la Acuicultura. El estado de la investigación en Chile y el mundo. www.terram.cl.
- Buschmann A.H., 2005. Marea Roja y Salmonicultura en el Sur de Chile. www.oceana.org.
- Buschmann A.H., Lopez, D.A. & Medina, A., 1996. A review of environmental effects and alternative production strategies of marine aquaculture in Chile. *Aquaculture Engineering*, 15, 397-421.
- Chamberlain J., Fernandes T.F., Read P., Nickell T.D. & Davies I.M., 2001. Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES Journal of Marine Science*, 58, 411-416.
- Chelossi E., Vezzulli L., Milano A., Branzoni M., Fabiano M., Riccardi G. & Banat I.M., 2003. Antibiotic resistance of benthic bacteria in fish farm and control sediments of the western Mediterranean. *Aquaculture*, 219, 83-97.
- Chopin T., Yarish C., Wilkes R., Belyea E., Lu S. & Mathieson. A., 1999. Developing Porphyra/salmon integrated aquaculture for bioremediation and diversification of the aquaculture industry. *Journal of Applied Phycology*, 11, 463-472.
- Chopin T., Buschmann A.H., Halling C., Troell M., Kautsky N., Neori A., Kraemer G.E., Zertuche-González J.A., Yarish C. & Neefus C., 2001. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key towards sustainability. *Journal of Phycology*, 37, 975-986.
- Christensen, P.B., Glud, R.N., Dalsgaard, T. & Gillespie, P., 2003. Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture*, 218, 567-588.
- Costa-Pierce B.A., 1996. Environmental Impacts of nutrients from aquaculture: Towards the evolution of sustainable aquaculture. In: *Aquaculture and Water Resource Management*, D.J. Baird, M.C.M. Beveridge, L.A. Kelly and J.F. Muir (eds.). Blackwell Science, U.K., pp. 81-113.
- Costa-Pierce B.A., 2002. Sustainability of cage aquaculture ecosystems for large scale resettlement from hydropower dams: an Indonesian case study. In: *Ecological Aquaculture* (Ed. by B.A. Costa-Pierce), Blackwell, Oxford, pp. 286-313.
- Costa-Pierce B.A., 2003. Ecology as the Paradigm for the Future of Aquaculture. In B.A. Costa-Pierce. *Ecological Aquaculture*, pp. 339–372. Oxford, UK, Blackwell Publishing Ltd. 328 pp.
- Crawford, C.M., Macleod, C.K.A. & Mitchell, I.M. 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture*, 224, 117-140.
- Cromeý C.J., Black K.D., Edwards A. & Jack I.A., 1998. Modelling the deposition and biological effects of organic carbon from marine sewage discharges. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47, 295-308.
- Cromeý C.J., Nickell T.D. & Black K.D., 2002. DEPOMOD. Modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214, 211-239.
- Cromeý C.J. & Black K.D., 2005. Modelling the impacts of finfish aquaculture. Chapter 7 in: *The Handbook of Environmental Chemistry. Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Volume 5: Water Pollution*. Springer, Berlin, Germany.

- Da Costa K.G. & Nalesso R.C., 2006. Effects of mussel farming on macrobenthic community structure in Southeastern Brazil. *Aquaculture*, 258, 655-663.
- Dahlbäck B. & Gunnarsson L.A., 1981. Sedimentation and sulfate reduction under mussel culture. *Marine Biology*, 63, 269-275.
- Dimech M., Borg J.A. & Schembri P.J., 2000. Structural changes in a *Posidonia oceanica* meadow exposed to a pollution gradient from a marine fish-farm in Malta (Central Mediterranean). *Biologia Marina Mediterranea*, 7(2), 361-364.
- Doglioli A.M., Magaldi M.G., Vezzulli L. & Tucci, S., 2004. Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture*, 231, 215-235.
- Dudley R.W., Panchang V.G. & Newell C.R., 2000. Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture*, 187, 319-349.
- Dugenci S.K., 2003. Some Medical Plants as Immunostimulant for Fish. *Journal of Ethnopharmacology*, 88, 99-106.
- Edwards P., Tuan L.A. & Allan G.L., 2004. A Survey of marine trash fish and fishmeal as aquaculture feed ingredients in Vietnam. Australian Centre for International Agricultural Research. ACIAR Working Paper 57. Canberra, Elect Printing, 56 pp.
- Elfwing T. & Tedengren M., 2002. Effects of copper on the metabolism of three species of tropical oysters, *Saccostrea cucullata*, *Crassostrea lugubris* and *C. belcheri*. *Aquaculture*, 204, 157-166.
- FAO, 2006. Estado mundial de la acuicultura 2006. FAO Technical Paper Nº 500. Rome, FAO. 134 pp.
- FAO, 2008. Acuicultura en jaulas. Estudios regionales y panorama mundial. FAO Documento Técnico de Pesca. Nº. 498. Roma, FAO. 2008. 255 pp.
- FAO, 2012. El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura 2012. Departamento de pesca de la FAO. Roma, Italia.
- Ferguson A., Fleming I.A., Hindar K., Skaala Ø., McGinnity P., Cross T. & Prodöhl P., 2007. Farm escapes. In E. Verspoor, L. Stradmeyer & J. Nielsen (Eds.), *Atlantic Salmon: Genetics, conservation and management*, Oxford, Blackwell Publishing Ltd. pp. 367-409.
- Folke C. & Kautsky N., 1989. The role of ecosystems for a sustainable development of aquaculture. *Ambio*, 18, 234-243.
- Gardner J., Peterson D., Wood A. & Maloney V., 2004. Making sense of the debate about hatchery impacts, interactions between enhanced and wild salmon on Canada's Pacific coast. Pacific Fisheries Resource Conservation Council. Vancouver, British Columbia, 159 pp.
- GESAMP (IMO, FAO, UNESCO-IOC, WMO, WHO, IAEA, UN, UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution), 1990. The state of the marine environment. Rep. Stud. GESAMP (39), 111 pp.
- Gillibrand P. & Turrell W., 1997. The use of simple models in the regulation of the impact of fish farms on water quality in Scottish sea lochs. *Aquaculture*, 159, 33-46.

- Gismervik I., Andersen T. & Vadstein O., 1997 Pelagic food webs and eutrophication of coastal waters: impact of grazers on algal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 33, 22-35.
- González M., Gyssels P., Mader J., Borja A., Galparsoro I. y Uriarte A., 2002. La modelización numérica de la dispersión de productos de desecho vertidos desde explotaciones de acuicultura: una herramienta para la adecuada gestión medioambiental del sector. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 18, 59-65.
- Goodland R., 1997. Environmental sustainability in agriculture: diet matters. *Ecological Economics*, 23, 189-200.
- Gowen R.J. & Bradbury N.B., 1987. The ecological impact of salmon farming in coastal waters: A review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 25, 563-575.
- Gowen R.J., Bradbury N.B. & Brown J.R., 1989. The use of simple models in assessing two interactions between fish farming and the marine environment. In: *Aquaculture: A Biotechnology in Progress* (ed. E.J. & N.W.N. de Pau), Bredene, Belgium. European Aquaculture Society, pp. 1071-1080.
- Gowen R.J., Rosenthal R., Makinen T. & Ezzi I., 1990. The environmental impact of aquaculture activities. *European Aquaculture Society, Spec. Publ.*, 12, 257-283.
- Gowen R.J., Smyth D. & Silvert W., 1994. Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed. In: *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. (ed. by B.T. Hargrave). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatics Sciences, 1949, pp. 19-30.
- Hargrave B.T., 2003. Far-field environmental effects of marine finfish aquaculture. In: *A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems*, Volume 1. Fisheries and Oceans Canada. 2003. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatics Sciences, 2450, 131 pp.
- Hargrave B., 2005. Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 5, Part M. Springer, Berlin.
- Henderson A.R., & Davies, I.M. 2000. Review of aquaculture, its regulation and monitoring in Scotland. *Journal of Applied Ichthyology*, 16, 200-208.
- Hevia M., Rosenthal H. & Gowen R.J., 1996. Modelling benthic deposition under fish cages. *Journal of Applied Ichthyology*, 12, 71-74.
- Hindar K., Fleming I.A., McGinnity P. & Diserud A., 2006. Genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: modelling from experimental results. *ICES Journal of Marine Science*, 63 (7), 1234-1247.
- Hostin L.M., 2003. Influência de cultivos de ostras (*Crassostrea Sacco, 1897*) nas comunidades macrobênticas de um canal de maré da Baía de Guaratuba, Paraná. Dissertation. Biology Department, Universidade Federal do Paraná, 76 pp.
- Hussenot J.M.E., 2003. Emerging effluent management strategies in marine fish-culture farms located in European coastal wetlands. *Aquaculture*, 226, 113-128.
- Jones A.B., Dennison W.C. & Preston N.P., 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture*, 193, 155-178.

- Karakassis I., Tsapakis M., Hatziyanni E., Papadopoulou K.N. & Plaiti W., 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 1462-1471.
- Kautsky N. & Evans S., 1987. Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 38, 201-212.
- Kovac N., Cermelj B., Vrišer B. & Lojen S., 2004. The Influence of Fish Farming on Coastal Marine Sediment in Slovenia (Piran Bay, northern Adriatic) – Summary. In: UNEP/MAP/MED POL: Mariculture in the Mediterranean. MAP Technical Reports Series No. 140, UNEP/MAP, Athens.
- Kristofersson D. & Anderson J.L., 2006. Is there a relationship between fisheries and farming? Interdependence of fisheries, animal production and aquaculture. *Marine Policy*, 30, 721-725.
- Krom M.D., Ellner S., Van-Rijn J. & Neori A., 1995. Nitrogen and phosphorus cycling and transformations in a prototype “non-polluting” integrated mariculture system, Eliat, Israel. *Marine Ecology Progress Series*, 118, 25-36.
- León J.N., 2006. Synopsis of salmon farming impacts and environmental management in Chile. Consultancy Technical Report. Valdivia, Chile, WWF Chile. 46 pp.
- Manley A.R., 1983. The effects of copper on the behaviour, respiration, filtration and ventilation activity of *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 63, 205-222.
- Marinho-Soriano E., Morales C. & Moreira W.S.C., 2002. Cultivation of *Gracilaria* (Rhodophyta) in shrimp pond effluents in Brazil. *Aquaculture Research*, 33, 1081-1086.
- Mazzola A., Mirto S., La Rosa T., Danovaro R. & Fabiano M., 2000. Fish farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of the meiofaunal resilience. *ICES Journal of Marine Sciences*, 57: 1454–1461.
- McClelland J.W. & Valiella I., 1998. Changes in food web structure under the influence of increased anthropogenic nitrogen inputs to estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 168, 259-271.
- McGhie, T.K., Crawford, C.M., Mitchell, I.M. & O’Brian, D. 2000. The degradation of fish-waste in sediments during fallowing. *Aquaculture*. 187(3-4), 351-366.
- McVicar A.H., 1997. Disease and parasite implications of the coexistence of wild and cultured Atlantic salmon populations. *ICES Journal of Marine Sciences*, 54, 1093-1103.
- Mente E., Pierce G.J., Santos M.B. & Neofitou C., 2006. Effect of feed and feeding in culture of salmonids on the marine aquatic environment: a synthesis for European aquaculture. *Aquaculture International*, 14, 499-522.
- Merican Z., 2006. Marine finfish cage culture: some of the strengths, weaknesses, opportunities and threats facing this expanding yet fragmented industry in China and Southeast Asia. *Aqua Culture Asia Pacific Magazine*, 2(2), 22-24.
- Midlen A. & Redding T., 1998. *Environmental Management for Aquaculture*. Chapman & Hall, London, UK, 223 pp.

- Miron G., Landry T., Archambault P. & Frenette B., 2005. Effects of mussel culture husbandry practices on various benthic characteristics. *Aquaculture*, 250, 138-154.
- Mirto S., La Rosa T., Danovaro R. & Mazzola A., 2000. Microbial and meiofaunal response to intensive mussel farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 244-252.
- Mok T.K., 1982. The environmental impact of cage culture operations. In Report of the training course on small-scale pen and cage culture for finfish. UNDP/FAO South China Sea Fisheries Development and Coordinating Programme. SCS/GEN/82/34, pp. 129-131.
- Myrick C.A., 2002. Ecological impacts of escaped organisms. In: *Aquaculture and the Environment in the United States*. U.S., J. Tomasso, (ed.). Aquaculture Society, A Chapter of the World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA., pp. 225-245.
- Nash C.E., Iwamoto R.N. & Mahnken C.V.W., 2000. Aquaculture risk management and marine mammal interactions in the Pacific Northwest. *Aquaculture*, 183, 307-323.
- Naylor R.L., Goldberg R.J., Mooney H., Beveridge M.C.M., Clay J., Folke C., Kautsky N., Lubchenko J., Primavera J. & Williams M., 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science*, 282, 883-884.
- Naylor R.L., Goldberg R.J., Primavera J., Kautsky N., Beveridge M.C.M., Clay J., Folke C., Lubchenko J., Mooney H. & Toell M., 2000. Effects of aquaculture on World fish supplies. *Nature*, 405, 1017-1024.
- Naylor R., Hindar K., Fleming I.A., Goldberg R., Williams S., Volpe J., Whoriskey F., Eagle J., Kelso D. & Mangel M., 2005. Fugitive salmon: assessing the risks of escaped fish from net-pen aquaculture. *BioScience*, 55, 427-437.
- Neori A, Msuya F.E., Shauli L., Schuenhoff A., Kopel F. & Shpigel M., 2003. A novel three-stage seaweed (*Ulva lactuca*) biofilter design for integrated mariculture. *Journal of Applied Phycology*, 15, 543-553.
- Neori A., Chopin T., Troell M., Buschmann A.H., Kraemer G.P., Halling C., Shpigel M. & Yarish C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231, 361-391.
- Panchang V., Cheng G. & Newell C., 1997. Modeling Hydrodynamics and Aquaculture Waste Transport in Coastal Maine. *Estuaries* 20, 14-41.
- Pearson T.H. & Black K.D., 2001. The environmental impacts of marine fish cage culture. In: *Environmental Impacts of Aquaculture* (Ed. by K.D. Black). Sheffield Academia Press, Sheffield, pp. 1-30
- Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., Pasqualini V. & Pergent G., 2006. Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Marine Ecology*, 27, 310-319.
- Pike I.H., 2005. Eco-efficiency in aquaculture: global catch of wild fish used in aquaculture. *International Aquafeed*, 8(1), 38-40.
- Pillay T.V.R., 2004. *Aquaculture and the Environment*. Second edition, Fishing News Books. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK, 196 pp.

- Pohle G., Frost B. & Findlay R., 2001. Assessment of regional benthic impact of salmon mariculture within the Letang Inlet, Bay of Fundy. *ICES Journal of Marine Sciences*, 58, 417-426.
- Porrello S., Tomassetti T., Manzueto L., Finioia M.G., Persia E., Mercatali I. & Stipa P., 2005. The influence of marine cages on the sediment chemistry in the Western Mediterranean Sea. *Aquaculture*, 249, 145-158.
- Rodhouse P.G. & Roden C.M., 1987. Carbon budget for a coastal inlet in relation to intensive cultivation of suspension feeding bivalve molluscs. *Marine Ecology Progress Series*, 36, 225-236.
- Rodríguez A., Cuesta A., Ortuno J., Esteban M.A. & Meseguer J., 2003. Immunostimulant properties of cell wall-modified whole *Saccharomyces cerevisiae* strain administered by diet to seabream (*Sparus aurata* L.). *Veterinary Immunology and Immunopathology*, 96, 183-192.
- Rosenberg R. & Loo L.O. 1983. Energy-flow in a *Mytilus edulis* culture in western Sweden. *Aquaculture*, 35, 151-161.
- SAMSNU (Scottish Association for Marine Science and Napier University), 2002. Review and Synthesis of the Environmental Impacts of Aquaculture. <http://www.scotland.gov.uk/cru/kd01>
- Sarà G., Scilipoti D., Mazzola A. & Modica A., 2004. Effects of fish farming waste on sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). *Aquaculture*, 234, 199-213.
- Sarà G., Scilipoti D., Milazzo M. & Modica A., 2006. Use of stable isotopes to investigate dispersal of waste from fish farms as a function of hydrodynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 313, 261-270.
- Schmidt A.S., Bruun M.S., Dalsgaard I. & Larsen J.L., 2001. Incidence, distribution, and spread of tetracycline determinants and integron-associated antibiotic resistance genes among motile aeromonads from a fish farming environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 67, 5675-5682.
- Schulze A.D., Alabi A.O., Tattersall-Sheldrake A.R. & Miller K.M., 2006. Bacterial diversity in a marine hatchery: Balance between pathogenic and potentially probiotic bacterial strains. *Aquaculture*, 256, 50-73.
- Silvert W. & Sowles J.W., 1996. Modelling environmental impacts of marine finfish aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 12, 75-81.
- Smith J. & Shackley S.E., 2004. Effects of a commercial mussel *Mytilus edulis* lay on a sublittoral, soft sediment benthic community. *Marine Ecology Progress Series*, 282, 185-191.
- Smith P., Hiney M.P. & Samuelson O.B., 1994. Bacterial resistance to antimicrobial agents used in fish farming: a critical evaluation of method and meaning. *Annual Review of Fish Diseases*, 4, 273-313.
- Soto D. & Mena G., 1999. Filter feeding by the freshwater mussel, *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. *Aquaculture*, 171, 65-81.
- Soto D., Jara F. & Moreno, C., 2001. Escaped salmon in the Chiloe and Aysen inner seas, southern Chile: facing ecological and social conflicts. *Ecological Applications*, 11(6), 1750-1762.

- Stucchi D.J., Sutherland T.F., Levings C.D. & Higgs D., 2005. Near-field depositional model for salmon aquaculture waste. Chapter 8 In: *The Handbook of Environmental Chemistry. Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Volume 5: Water Pollution*. Springer, Berlin, Germany.
- Tacon A.G.J., Hasan M.R. & Subasinghe R.P., 2006. Use of fishery resources as feed inputs to aquaculture development: trends and policy implications. *FAO Fisheries Circular No. 1018*, Rome, FAO, 99 pp.
- Tan C.K.F., Nowak B.F. & Hodson S.L., 2002. Biofouling as a reservoir of *Neoparamoeba pemaquidensis* (Page 1970), the causative agent of AGD in Atlantic salmon. *Aquaculture*, 210, 49-58.
- Tan Z., Komar C. & Enright W.J., 2006. Health management practices for cage aquaculture in Asia: A key component for sustainability. In *Book of Abstracts, 2nd International Symposium on Cage Aquaculture in Asia (CAA2)*, 3-8 July 2006, Hangzhou, China, pp. 5-7.
- Torrecillas S., Makol A., Caballero M.J., Montero D., Robaina L., Real F., Sweetman J., Tort L. & Izquierdo M.S., 2007. Immune stimulation and improved infection resistance in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) fed mannan oligosaccharides. *Fish & Shellfish Immunology*, 23, 969-981.
- Troell M., Halling C., Nilsson A., Buschmann A.H., Kautsky N. & Kautsky L., 1997. Integrated marine cultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta) and salmon cages for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture*, 156, 45-61.
- Troell M., Halling C., Neori A., Chopin T., Buschmann A.H., Kautsky N. & Yarish C., 2003. Integrated aquaculture: asking the right questions. *Aquaculture*, 226, 69-90.
- UICN, 2007. *Guía para el Desarrollo Sostenible de la Acuicultura Mediterránea 1. Interacciones entre la Acuicultura y el Medio Ambiente*. UICN, Gland, Suiza y Málaga, España, 114 pp.
- Verschuere L., Rombaut G., Sorgeloos P. & Verstraete W., 2000. Probiotic bacteria as biological control agents in aquaculture. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 64, 655-671.
- Vezzulli L., Chelossi E., Riccardi G. & Fabiano M., 2002. Bacterial community structure and activity in fish farm sediment of the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture International*, 10 (2), 123-141.
- Viarengo A., 1989. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. *Reviews in Aquatic Sciences*, 1, 295-317.
- Viera M.P., Gómez Pinchetti J.L., Courtois de Vico G., Bilbao A., Suárez S. Haroun R.J. & Izquierdo M.S., 2006. Suitability of three red macroalgae as a feed for the abalone *Haliotis tuberculata coccinea* Reeve. *Aquaculture*, 248, 75-82.
- Waknitz F.W., Tynan T.J., Nash C.E., Iwamoto R.N. & Rutter L.G., 2002. Review of potential impacts of Atlantic salmon culture on Puget Sound Chinook salmon and Hood Canal summer-run chum salmon evolutionarily significant units. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS- NWFSC-53. 83 pp.
- Weber M., 2003. What price farmed fish: A review of the environmental & social costs of farming carnivorous fish. *SeaWeb Aquaculture Clearinghouse*. Providence, Rhode Island. 52 pp.

Wildish D.J., Dowd M., Sutherland T.F. & Levings C.D., 2004. Near-field organic enrichment from marine finfish aquaculture. In: A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems, Volume III. Fisheries and Oceans Canada. 2004. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatics Sciences 2450, 117 pp.

Winton J.R., 2001. Fish health management, In: Fish Hatchery Management, Wedemeyer, G. (Ed.). 2nd ed. American Fisheries Society, Bethesda, MD, pp. 559-639.

Worm B. & Lotze H.K., 2000. Nutrient pollution, low-trophic level harvesting and cumulative impacts on coastal ecosystems. In: Proceedings of the symposium "Rockweed: management in the face of scientific uncertainty", (ed by. R.W. Rangeley), St. Andrews, New Brunswick, Canada.

Worm B., Lotze H.K., Boström C., Engkvist R., Labanauskas V., & Sommer U., 1999. Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and dormant propagules. *Marine Ecology Progress Series* 185, 309-314.

Worm B., Lotze H.K. & Sommer U., 2000. Coastal food web structure, carbon storage, and nitrogen retention regulated by consumer pressure and nutrient loading. *Limnology and Oceanography*, 45(2), 339-349.

Capítulo 3

3 MODELIZACIÓN DE LOS ASPECTOS AMBIENTALES DE LA PISCICULTURA MARINA

3.1 INTRODUCCIÓN

La modelización juega un rol esencial para poder determinar los límites aceptables de los impactos producidos por la acuicultura. Los modelos pueden ser complejos, tener limitaciones y posibilidades de error, pero una de sus grandes virtudes es que poseen la capacidad de poder predecir los potenciales impactos producidos sobre el medio ambiente. Sin modelos predictivos la única manera de evaluar si los impactos son o no aceptables es hasta después que ellos ocurran y sean observados, lo cual en la mayoría de los casos a lo más permite impedir que un eventual daño ambiental ya producido no aumente. Esto es especialmente significativo para los impactos ecológicos, donde el daño producido normalmente es difícil o imposible de revertir.

La modelización matemática puede ser una herramienta para la planificación, regulación y control de los aspectos relacionados con el manejo sostenible de la acuicultura, y es por ello que algunos países han desarrollado políticas y procedimientos que incluyen la modelización como una herramienta de gestión.

En el contexto de la acuicultura, los principales usos y objetivos de la modelización pueden ser resumidos en los siguientes puntos ([Henderson et al., 2001](#); [Silvert & Cromey, 2001](#)):

- Como herramienta para generar información sobre temas ambientales, que las agencias reguladoras pueden utilizar en la planificación y manejo de las zonas costeras.
- Como herramienta multisectorial para lograr mejorar las prácticas en el proceso de desarrollo y regulación de la acuicultura.
- Como herramienta para generar indicadores o señales de alerta que pueden usarse para adaptar estrategias de control.
- Como una herramienta para comprender mejor los procesos propios de la acuicultura, tal como la deposición de materia orgánica en los alrededores de las balsas jaula.
- Como una manera de mejorar y optimizar la productividad a través de información que puede ser utilizada en la selección de los sitios y en las prácticas de manejo.
- Como una alternativa efectiva frente a los costosos y extensos estudios de campo, usados para diferenciar entre los impactos antropogénicos y aquellos que ocurren en forma natural.
- Como medio para generar rápidamente pronósticos sobre potenciales impactos en diferentes escenarios de la acuicultura.
- Como una contribución al movimiento de cambio desde una administración reactiva a una administración proactiva.

3.2 EL SISTEMA

El término “sistema” está íntimamente relacionado con la modelización, sin embargo esta relación puede llegar a crear cierta confusión. Cuando se habla de la modelización de un sistema y se hace la pregunta “¿cuál es el sistema?”, muchas veces se responde “todo lo que se está modelando”. Esta definición circular, evidentemente sin sentido, no deja sin embargo de tener algo de verdad.

En el tema de la acuicultura, se podría definir un sistema en términos tan amplios que no solo comprendiera la granja de cultivo de interés, sino que también incluyera el contexto sociopolítico, la industria de alimento, competidores externos, cambio global, etc. Esto, evidentemente, es imposible de manejar. Los sistemas deben ser definidos en una escala en la que puedan ser manejados, lo cual básicamente significa en una escala en la que puedan ser modelados.

En el contexto general de la acuicultura, hay un número importante de subsistemas o de niveles jerárquicos del sistema global que pueden ser fácilmente identificados y modelados; un ejemplo de esto son las granjas marinas y el ambiente acuático en el que se encuentran, que normalmente son el objeto de la modelización. En otra dirección, un pez, sus órganos internos y los factores de enfermedad también son objeto de modelización. Esta variedad de subsistemas que son el objeto de estudio de bioquímicos, microbiólogos, parasitólogos, ingenieros y ecologistas, refleja claramente los diferentes intereses que cada especialidad tiene en el tema, lo cual no quiere decir necesariamente que cada uno de ellos sea tratado en forma aislada. Sin embargo, la naturaleza jerárquica del sistema, hace por ejemplo que para diseñar un sistema de recirculación, el ingeniero solo necesite conocer un reducido rango de detalles acerca de los microbios (tamaño, resistencia a la temperatura, etc.), mientras que al microbiólogo probablemente no le preocupen los tipos de tubos y el concreto que se vayan a utilizar.

Estas consideraciones tienen importantes implicaciones para la modelización. Cada especialista tiene su propio juego de modelos, y rara vez trabaja combinando diferentes sistemas jerárquicos en un único modelo. El resultado de un proyecto de modelización para estudiar los impactos de alguna actividad acuícola rara vez consistirá de un único gran modelo, sino de varios modelos diferentes que manejarán los distintos aspectos del tema, diferenciados por la escala y por la posición jerárquica que ocupen en relación al sistema. Esto es cierto casi para todos los sistemas complejos y afortunadamente, éstos pueden ser

descompuestos en subsistemas débilmente acoplados que pueden ser modelados casi independientemente.

3.3 LA ESCALA

Uno de los puntos críticos para comprender los impactos de la acuicultura es identificar la escala en la que aparecen. Algunos impactos se dan únicamente en las cercanías de la operación acuícola, mientras que otros se distribuyen de manera más amplia y aunque estos puedan parecer menores, la gran superficie que afectan los hace importantes. Para los impactos producidos por las pisciculturas se pueden identificar tres importantes escalas de espacio y tiempo ([Silvert & Cromey, 2001](#)):

- *Alrededores cercanos*. Esta es una escala de tiempo y espacio muy pequeña, que se caracteriza por el agotamiento de oxígeno en y cerca de las jaulas.
- *Efectos locales*, tal como la deposición de carbono y otros residuos en el fondo marino y en la vecindad del centro de cultivo.
- *Impactos regionales*, normalmente debido a la liberación en la columna de agua de nutrientes solubles y organismos patógenos.

En los sistemas marinos comúnmente hay una correlación entre las escalas de espacio y tiempo, pero esto no siempre es cierto para los impactos producidos por las granjas de peces. Aunque algunos impactos como el agotamiento de oxígeno actúan en pequeñas escalas de espacio y tiempo, o hay un grado de correlación entre la distancia de dispersión de los efluentes y el tiempo que les toma cubrir el área afectada, existe una importante excepción para esta deposición bentónica que comúnmente solo es importante en las cercanías de la granja, y es que pueden transcurrir meses o años después que la granja ha dejado de funcionar para que el fondo marino recupere su nivel de estado estable ([Silvert, 1994a](#)).

Es evidente que los impactos a diferentes escalas pueden interactuar puesto que no son independientes entre ellos. Parte del trabajo de los teóricos en este campo es determinar cómo los diferentes subsistemas interactúan entre sí y traducir esto en conexiones entre los modelos.

3.4 CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS MODELOS

Las características de los modelos varían ampliamente dependiendo de su propósito. Por ejemplo, los administradores o gestores de zonas costeras generalmente se interesan en modelos que son relativamente simples, fáciles de comprender y de transmitir al público y que además puedan ser ejecutados oportunamente con un mínimo de recursos. Por otra parte, los científicos preocupados de responder complejas preguntas sobre temas ecológicos están interesados en modelos que puedan manejar en forma detallada variables físicas, químicas y biológicas. Los acuicultores, por otro lado, pueden estar interesados en los resultados de las modelizaciones hechas por científicos y gestores de zonas costeras, como también ejecutar sus propios modelos sobre análisis de costos y beneficios para diversas técnicas de manejo.

Existe el reconocimiento de que la complejidad no es necesariamente una virtud para la modelización. Por ejemplo, modelos meticulosos y de alta precisión generalmente requieren una gran cantidad de datos y un soporte computacional difícilmente disponible para gestores costeros y acuicultores. Sin embargo, a medida que avanza la comprensión de la dinámica de los ecosistemas costeros, la modelización de las complejas redes y procesos que en ellos ocurren requerirá de modelos más avanzados que utilicen grandes bases de datos y extensos cálculos computacionales.

Existen varias categorías generales de modelos para la acuicultura que pueden ser útiles en el manejo de los ecosistemas en los cuales se desarrolla la actividad. Estas son:

- Modelos físicos (hidrodinámica, energía de olas y trayectoria de contaminantes).
- Modelos químicos (sedimentos, diagénesis y transformaciones químicas).
- Modelos biológicos (fisiológico, crecimiento, red trófica, bioturbación y energía).
- Modelos económicos.
- Modelos ecológicos
- Modelos integrados o acoplados (integración de varios o de todos los anteriores, generalmente fisicoquímicos y biológicos).

En relación a la simplicidad (o complejidad) de algunos modelos utilizados en la acuicultura, se pueden diferenciar los siguientes tipos:

- **Modelo simple de una caja.**

Estos modelos son aplicados utilizando datos de fácil recolección tales como áreas y volúmenes, obtenidos a partir de mapas, cartas náuticas u otras publicaciones. Los modelos de balance de masa son un tipo de modelo de caja que da cuenta de todas las entradas y salidas de propiedades tales como oxígeno disuelto, macronutrientes (nitrógeno y fósforo) y carbono. Estos modelos simples y baratos producen resultados en forma rápida, los cuales normalmente son utilizados en la gestión costera.

- **Modelos de múltiples cajas.**

Los modelos de múltiples cajas son una iteración entre modelos de una caja y complejos modelos hidrodinámicos.

- **Modelos de impacto bentónico.**

Son una clase avanzada de modelos que predicen la acumulación de sólidos sobre el fondo marino y los efectos sobre el bentos. Los más desarrollados pueden incluir una componente de resuspensión para estimar la redistribución del material béntico debido a las corrientes.

- **Modelos hidrodinámicos 2D o 3D, acoplados con un modelo biológico.**

Estos son modelos conceptuales y computacionales complejos que tienen la capacidad para ayudar a los científicos a comprender los procesos ecológicos y pueden ser útiles en regiones geográficas amplias, con características de batimetría e hidrografía complejas.

- **Modelos hidrodinámicos 3D simples con GIS.**

Estos modelos, cada vez más utilizados, especialmente en el sector público, son de una complejidad moderada y normalmente utilizan una interfaz gráfica con el usuario que puede operar en computadoras personales. La simulación hidrodinámica está simplificada para permitir su fácil aplicación por parte de administradores, gerentes y usuarios no especialistas.

3.5 REVISIÓN CRONOLÓGICA DE LOS MODELOS USADOS EN PISCICULTURA MARINA

En las últimas dos décadas se han desarrollado una gran cantidad de modelos destinados a diagnosticar, predecir y cuantificar los distintos tipos de impactos ambientales producidos por la piscicultura marina en jaulas flotantes. Estos modelos han sido aplicados en múltiples estudios en distintas partes del mundo, tanto con fines de investigación científica, como para el manejo de los impactos ambientales de la piscicultura, por parte de administraciones y agencias reguladoras.

3.5.1 Modelo de Gowen & Bradbury (1987)

Este es uno de los primeros y más simples modelos utilizados en acuicultura. Básicamente consiste en aplicar la relación:

$$D = \frac{ZV}{u} \quad [3.1]$$

para calcular la distancia horizontal que recorren las partículas de alimento no comido y de residuos fecales provenientes de las jaulas flotantes, hasta tocar el fondo. En esta ecuación:

D : distancia horizontal recorrida por la partícula hasta tocar el fondo.

Z : profundidad promedio del agua.

u : velocidad de caída de las partículas (alimento no comido ó fecas).

V : velocidad horizontal promedio de la corriente, en toda la columna de agua.

Aplicando directamente la ecuación 3.1 se puede obtener un valor de la dispersión que sufrirán los residuos provenientes de la jaula. Es decir, se puede estimar aproximadamente la superficie del fondo que será afectada por la deposición de los residuos fecales y del alimento no comido.

3.5.2 Modelo de Gowen *et al.* (1989)

En este estudio se continúa con el enfoque del apartado anterior y se plantea que la dispersión y finalmente la deposición de los residuos orgánicos en el sedimento dependerá de la cantidad de residuos que se genere, de la profundidad del agua, de la velocidad de la corriente y de la velocidad de caída de las partículas (fecas y alimento no consumido). La relación entre estos factores es esencialmente la misma que en el caso anterior y está dada por:

$$D = \frac{ZV}{(u_1, u_2)} \quad [3.2]$$

donde las variables Z , V y D son las mismas definidas anteriormente, en tanto que (u_1, u_2) representan la velocidad de caída de las partículas de alimento no comido o de las fecas, según sea el caso, como se ve esquemáticamente en la figura 3.1.

Para los efectos de la modelización realizada en este estudio, se usaron valores de magnitud y dirección de la velocidad de la corriente promediados cada hora, a partir de mediciones hechas con correntímetros. La superficie ocupada por las balsas se “transformó” en una región

cuadrículada horizontal con celdas de 1 m x 1 m, y se asumió un vertido uniforme de alimento no consumido y fecas desde cada celda.

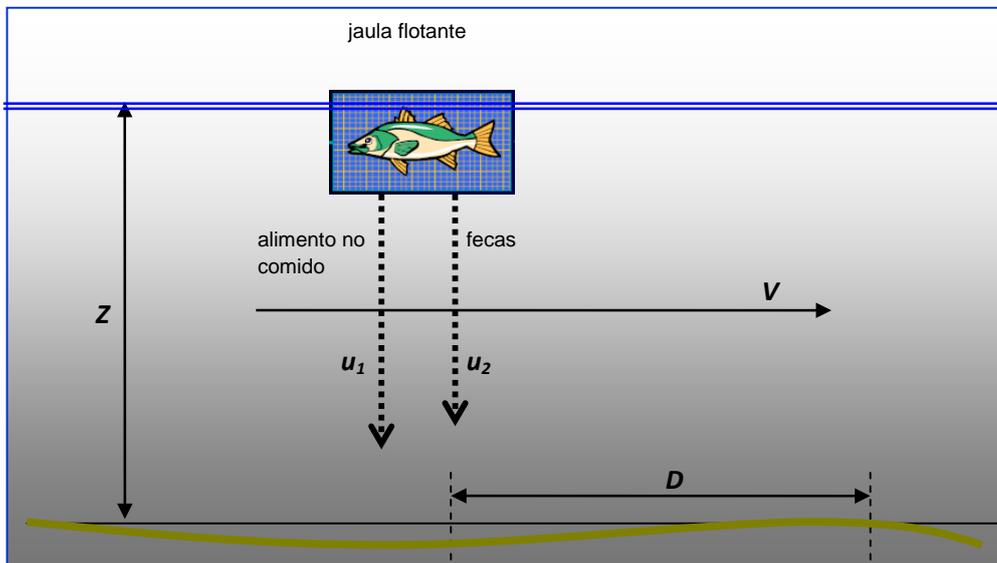


Fig. 3.1
Representación esquemática del desplazamiento horizontal del material particulado proveniente de las jaulas flotantes. Adaptado de Gowen et al. (1989).

Para las partículas de residuo se utilizaron dos valores de velocidad de caída, $u_1 = 0,12$ m/s para el alimento no comido y $u_2 = 0,04$ m/s para las fecas. Los valores de velocidad y dirección de la corriente de cada hora se utilizaron para calcular el desplazamiento horizontal de las partículas de alimento no comido y fecas provenientes de cada cuadro, utilizando las siguientes ecuaciones:

$$X = I + \frac{ZV\cos\theta}{u} \quad [3.3]$$

$$Y = J + \frac{ZV\sen\theta}{u} \quad [3.4]$$

Donde I y J son las coordenadas rectangulares de las partículas de residuo en el interior de la región cuadrículada (en la jaula) al principio de cada hora, y $V\cos\theta$ y $V\sen\theta$ son las componentes horizontales de la velocidad de la corriente. De esta forma, X e Y representan las coordenadas de cada partícula en el fondo del mar, al final de cada hora.

En las figuras 3.2 y 3.3 se muestran los resultados de la modelización, con las predicciones de la dispersión y deposición de los residuos de carbón orgánico en el bentos para dos centros de cultivo en Escocia. En el centro A la máxima velocidad de la corriente fue de 0,16 m/s, en tanto que en el centro B la máxima velocidad fue de 0,42 m/s. En ambos casos, el patrón de deposición de los residuos mostró una alineación con la dirección dominante de la corriente, que en los dos fue la dirección sur-oeste.

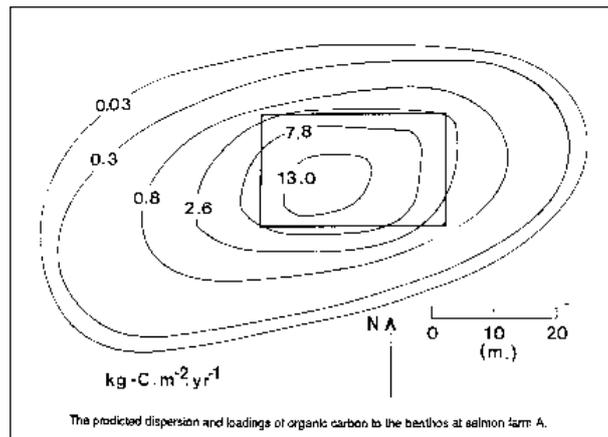


Fig. 3.2
 Predicción de la dispersión y deposición de carbón orgánico en el bentos, para la piscifactoría A. Fuente: Gowen *et al.* (1989).

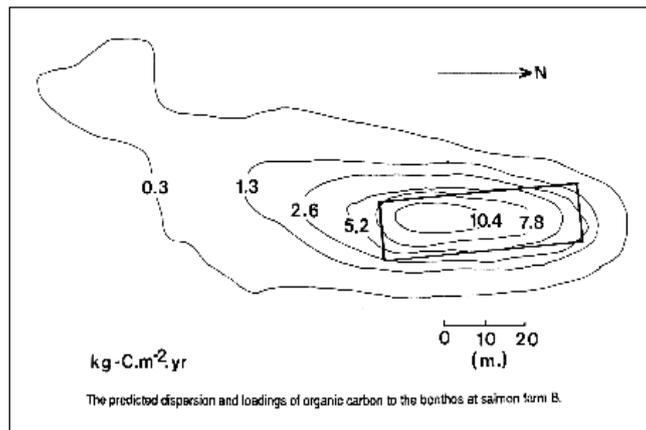


Fig. 3.3
 Predicción de la dispersión y deposición de carbón orgánico en el bentos, para la piscifactoría B. Fuente: Gowen *et al.* (1989).

3.5.3 Modelo de Gowen *et al.* (1994)

En este estudio se plantea una metodología para incorporar algunos cambios que vienen a mejorar el modelo propuesto por Gowen *et al.* (1989). Los cambios consisten básicamente en considerar una velocidad de corriente variable con la profundidad y una batimetría también variable.

La mayor dificultad de considerar variables la topografía del fondo y la velocidad de la corriente, es la complejidad que involucra calcular en qué lugar toca el fondo cada partícula proveniente de la jaula flotante. Esta dificultad se supera “trabajando hacia atrás”, encontrando el punto de origen de cada partícula que ha llegado a un determinado punto en el fondo. Los pasos a seguir en el desarrollo del algoritmo son los siguientes:

- i) Al igual que para la región superficial donde se encuentra la jaula flotante, el fondo del mar se representa gráficamente por una región cuadrículada, a la cual se le asocia una matriz. Los elementos de esta matriz representan la carga de carbón orgánico en esa posición.
- ii) Para cada uno de los cuadros de la malla del fondo se calcula el punto de partida de las partículas que han caído en esa posición.
- iii) Si el punto de partida cae dentro de la malla que representa la jaula, el correspondiente elemento de la matriz del fondo es incrementado.
- iv) Al final de la simulación, el valor total de cada elemento de la matriz representa la deposición total en el correspondiente punto del fondo.
- v) Se usan varios conjuntos de valores de velocidad, repitiendo los pasos anteriores para cada uno de ellos.

Por otro lado, al considerar una velocidad de corriente variable con la profundidad z , la ecuación 3.2 se puede reescribir como:

$$X_s - X_b = - \int_0^Z \frac{V(z)}{u} dz \quad [3.5]$$

donde X_s representa la posición horizontal de la partícula en la superficie y X_b la posición horizontal del punto donde la partícula toca el fondo.

Como ejemplo, se aplica una relación funcional para la velocidad de la corriente dada por:

$$V_{(z)} = V_{(s)} \left(\frac{z}{Z} \right)^m \quad [3.6]$$

la cual se considera una buena aproximación para un perfil de corriente generado por el flujo de marea, donde V_s es la velocidad de corriente en la superficie, z es la profundidad de un punto cualquiera sobre el fondo, Z es la profundidad total y m es un exponente cuyos valores típicos están entre 0,15 y 0,2. De esta forma, reemplazando la ecuación 3.6 en la ecuación 3.5, se obtiene la expresión:

$$X_s = X_b - \frac{V_s Z}{(m+1)u} \quad [3.7]$$

La cual es muy similar a la ecuación 3.2, excepto porque en ésta el desplazamiento horizontal de cada partícula está reducido por el factor $(m+1)^{-1}$ y además porque en este caso la profundidad del agua, Z , es variable.

3.5.4 Modelo de *Ervik et al. (1997)*

En este estudio se presenta un modelo o sistema de manejo denominado MOM (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring), el cual puede ser usado para ajustar el impacto ambiental local de piscifactorías marinas a la capacidad de carga del lugar. El sistema se basa en la integración de elementos de evaluación de impacto ambiental, monitoreo de impactos y estándares de calidad ambiental. Los principales objetivos del modelo son dos: (1) simular los impactos ambientales de una piscifactoría en un determinado lugar y (2) determinar los procedimientos de operación para prevenir dichos impactos. Probablemente, el uso más importante del modelo está en determinar las diferencias relativas entre diferentes ubicaciones o entre varias disposiciones de las jaulas en la piscifactoría.

A continuación se describen brevemente los tres principales submodelos que componen el MOM.

- El *submodelo pez*, que simula el vertido de material particulado desde una piscifactoría dada la tasa de alimentación y la composición del alimento. Las cantidades retenidas y excretadas son calculadas en relación a la temperatura y tamaño del pez. El resultado de este submodelo proporciona las condiciones iniciales para el submodelo de dispersión.
- El *submodelo de dispersión*, que simula las tasas de dispersión y sedimentación de los *pellets* de alimento no comido y materia fecal proveniente de una jaula. La suma de los aportes individuales de cada jaula entrega finalmente el aporte de toda la piscifactoría.
- El *submodelo sedimento*, que simula la máxima deposición orgánica sobre el sedimento que permite una infauna bentónica viable.

La combinación de estos submodelos permite calcular la máxima producción de peces que un determinado lugar puede sostener sin que la infauna bentónica desaparezca debido a un déficit de oxígeno. En la figura 3.4 se muestra esquemáticamente la estructura para la aplicación del MOM.

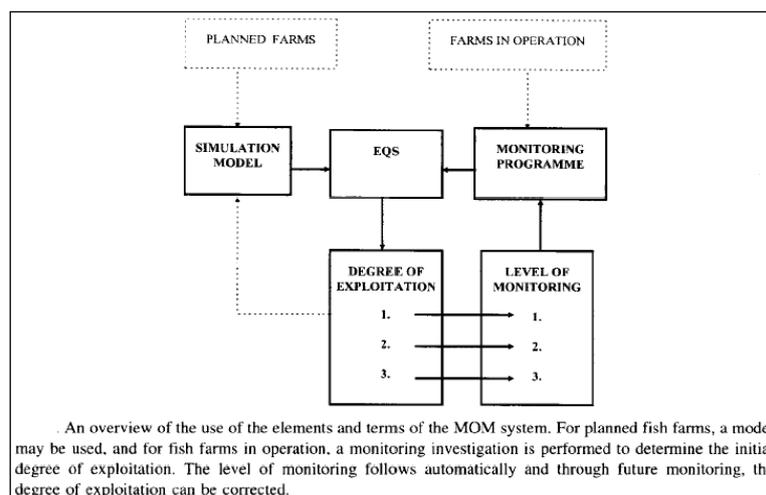


Fig. 3.4

Esquema de la estructura y el uso de los términos y elementos del sistema MOM, tanto para una piscifactoría en operación, como para una que se esté planificando. Fuente: Ervik et al. (1997).

3.5.5 Modelo de Panchang *et al.* (1997)

En este estudio, la modelización de la dispersión de los residuos provenientes de las balsas jaulas se basa en el uso de dos modelos: uno para simular las corrientes producidas por la marea, el viento y las olas, y otro para simular la dispersión de las partículas.

El estudio consistió específicamente en modelizar la dispersión de los residuos fecales y alimento no consumido proveniente de dos piscifactorías ubicadas en el Golfo de Maine, una en la Bahía Toothacher y la otra en la Bahía Cobscook.

Aunque anteriormente ya se habían aplicado modelos 3-D para simular la hidrodinámica del Golfo, en este caso sólo se utilizó un modelo 2-D por considerar que una simulación de este tipo era lo suficientemente práctica y confiable para los objetivos que se pretendían lograr. El modelo utilizado fue el modelo en diferencias finitas denominado DUCHESS desarrollado en 1989 por la Technical University de Delft (Holanda). Este modelo permitió obtener las componentes horizontales de la velocidad de la corriente en la zona de estudio, las cuales se usaron posteriormente para alimentar un modelo simple de dispersión de partículas, el cual finalmente entregó la concentración de los residuos en el fondo marino.

Para la simulación en la Bahía Cobscook, inicialmente se dispuso de un archivo con la batimetría de la zona en una malla de 70x60 celdas, con un tamaño de celda de 225 m x 225 m. Sin embargo, esta resolución se consideró muy baja para los propósitos del estudio y se interpoló a celdas de 75 m x 75 m, obteniéndose finalmente una malla con 37.024 celdas, que cubrió una región de aproximadamente 15,5 km x 13,7 km.

Se modelizó la dispersión de residuos provenientes de tres centros de cultivo (Broad Cove, Deep Cove, y Comstock Point), en cada uno de los cuales había grupos de 20 jaulas flotantes (de 15 m x 15 m cada jaula), ordenadas en dos filas de 10 jaulas cada una y cada grupo separado una distancia de aproximadamente 15 m. Los peces eran alimentados dos veces al día, entre las 07:00 h y las 15:00 h, en una cantidad que correspondía a un porcentaje de la

biomasa existente y que también dependía de la temperatura del agua. Se consideró que entre un 1% y un 30% del alimento introducido en la jaula se perdería al no ser comido, en tanto que la producción de pellets fecales era de 1,7 g a 2,1 g por cada kilogramo de peces, cada día. Estos *pellets* fecales entran al agua aproximadamente 4 h después que el alimento es comido por los peces. En base a esta información se utilizaron los siguientes valores para realizar una simulación correspondiente a una situación típica en la época de verano:

- Peso de cada pez : 675 g
- Número de peces en cada jaula : 5000
- Temperatura del agua : 10 °C
- Cantidad de alimento diario : 2,35 % del peso del pez
- Cantidad de alimento no comido : 5 % del alimento introducido en la jaula
- Humedad del alimento : 36 %
- Producción de *pellets* fecales : 1,9 g/(kg x día)

De esta forma, se producía una cantidad de residuos de 2,6 kg /(jaula x día) de alimento no comido (seco) y 6,4 kg/(jaula x día) de materia fecal. Para los propósitos de la modelización, cada jaula se trató como una fuente puntual y se consideró que la tasa de descarga de ambos tipos de residuos era uniforme a lo largo de un período de 8 horas cada día. Estas descargas se introdujeron en el modelo a intervalos de media hora. Otros parámetros del modelo fueron la velocidad de caída de 10 cm/s para los *pellets* de alimento no comido y de 4 cm/s para las partículas de materia fecal. El resultado de la simulación se muestra en la figura 3.5.

Para representar el fenómeno de la resuspensión, se decidió considerar una velocidad umbral de las corrientes en el fondo, a partir de la cual todas las partículas de residuos son resuspendidas y arrastradas por la corriente. En este caso se consideraron cuatro valores diferentes de velocidades umbral, desde 0 m/s a 0,3 m/s. Los resultados se muestran en las figuras 3.6, 3.7 y 3.8.

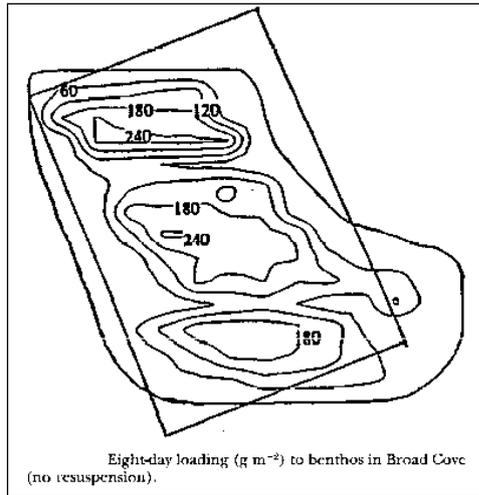


Fig. 3.5 Predicción de la dispersión y deposición (g/m^2) de material particulado en el bentos de Broad Cove al cabo de 8 días. Sin resuspensión. Fuente: Panchang et al. (1997).

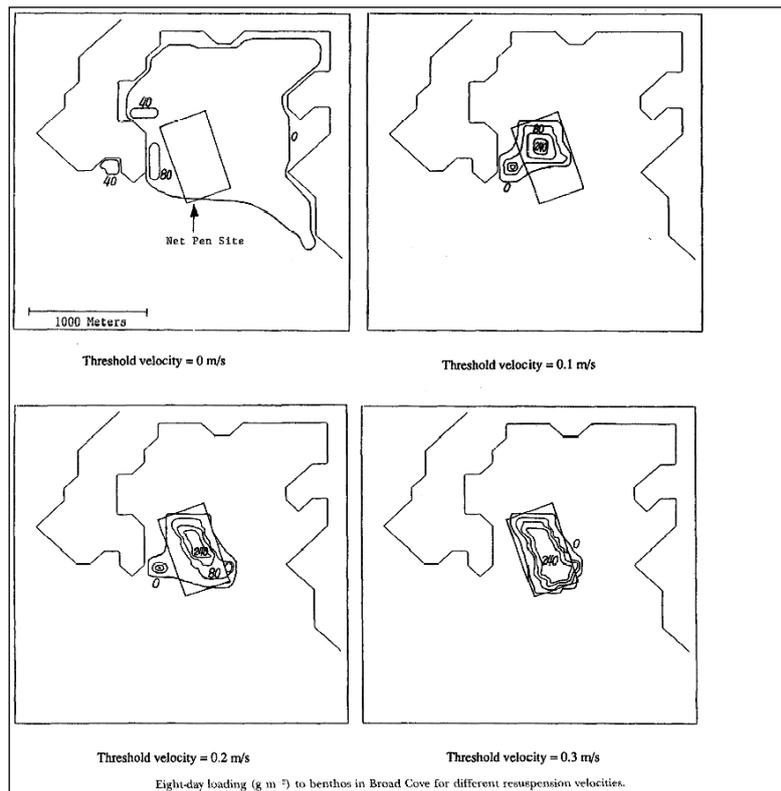


Fig. 3.6 Predicción de la dispersión y deposición (g/m^2) de material particulado en el bentos de Broad Cove al cabo de 8 días. Con resuspensión para diferentes velocidades umbral. Fuente: Panchang et al. (1997).

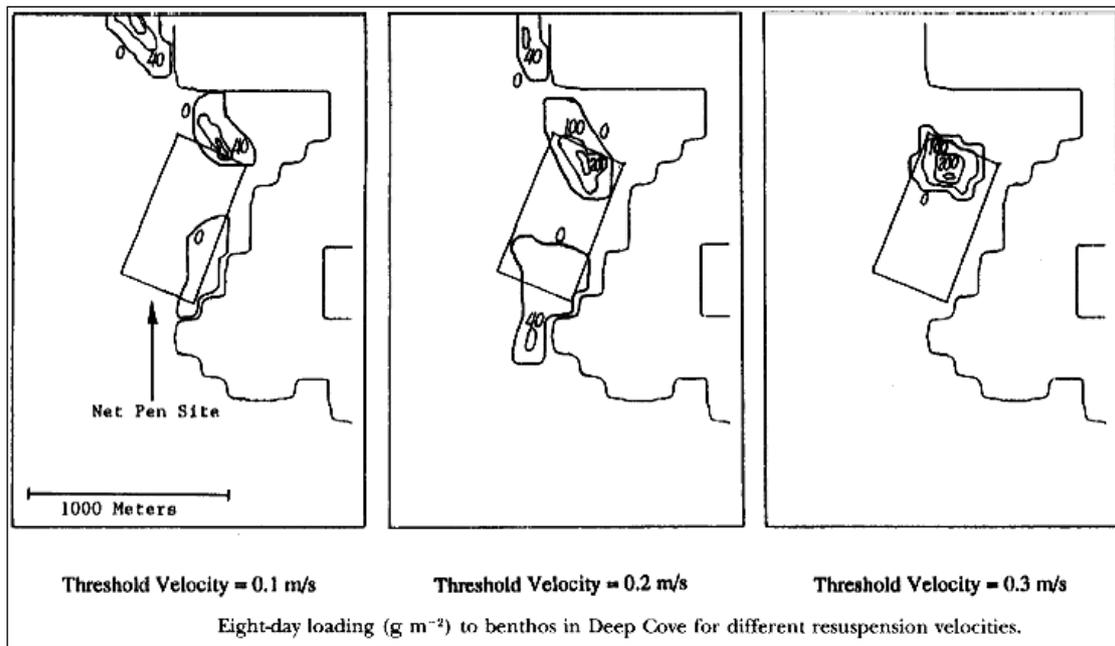


Fig. 3.7
 Predicción de la dispersión y deposición (g/m^2) de material particulado en el bentos de Deep Cove al cabo de 8 días. Con resuspensión para diferentes velocidades umbral. Fuente: Panchang et al. (1997).

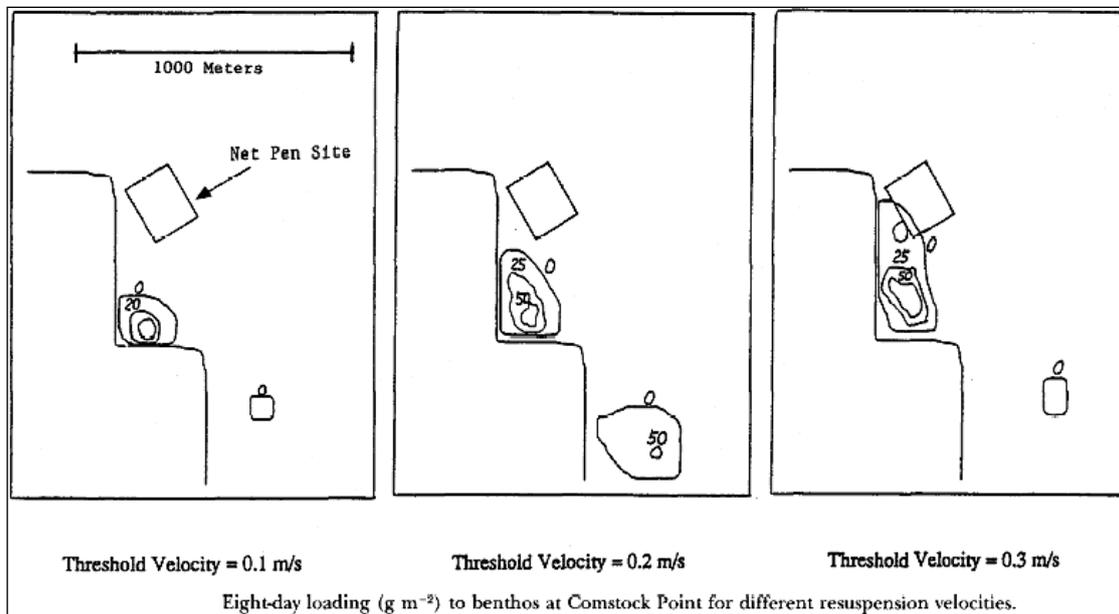


Fig. 3.8
 Predicción de la dispersión y deposición (g/m^2) de material particulado en el bentos de Comstock al cabo de 8 días. Con resuspensión para diferentes velocidades umbral. Fuente: Panchang et al. (1997).

Para la simulación en la Bahía Toothacher, se construyó una malla a partir de los datos batimétricos de la zona con 26 x 23 celdas, con un tamaño de celda de 100 m x 100 m. La única piscifactoría ubicada en la Bahía estaba compuesta de 18 jaulas circulares distribuidas en dos filas de 9 jaulas cada una. Cada jaula tenía 15,25 m de diámetro y 7,3 m de profundidad. Haciendo las mismas suposiciones que en el caso de la Bahía Cobscook, se realizó la simulación de la dispersión de los residuos sin considerar la resuspensión, debido a que las máximas velocidades de corriente causadas por el viento y la marea (modeladas y medidas) eran menores que la velocidad crítica de erosión (estimada aproximadamente en 20 cm/s).

En la figura 3.9a se puede ver el resultado de la simulación para una jaula, al considerar solamente la corriente de marea. Debido a que estas corrientes son muy pequeñas (menores que 4 cm/s), los residuos se mantienen en una región alejada no más de 10 m del borde de la jaula y, como se puede observar, las concentraciones son bastante altas directamente debajo de la jaula. Bajo la influencia de la marea y el viento, las corrientes aumentan y el área de dispersión de los residuos también se amplía, como se puede ver en la figura 3.9b.

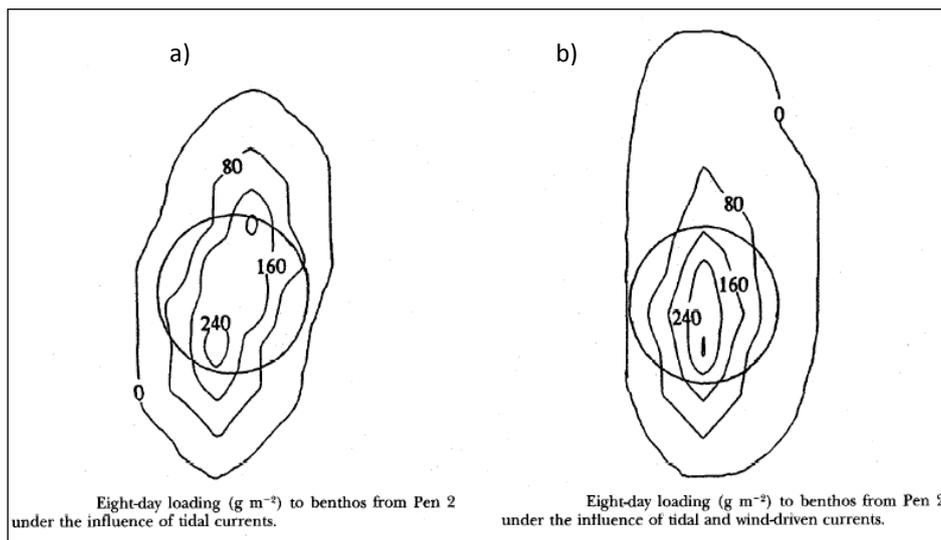


Fig. 3.9

a) Predicción de la dispersión y deposición (g/m^2), debido a las corrientes de marea. b) Predicción de la dispersión y deposición (g/m^2), debido a las corrientes producidas por el viento y la marea. Fuente: Panchang et al. (1997).

3.5.6 Modelo de *Dudley et al. (2000)*

En este trabajo se presenta el desarrollo de un "paquete" de modelización llamado AWATS (Aquaculture Waste Transport Simulator) para determinar la dispersión de los residuos provenientes de piscifactorías. Básicamente este paquete de modelización era el mismo que fue desarrollado por *Panchang et al. (1997)*, mejorado y estructurado con una interfaz gráfica para facilitar la aplicación e interpretación de resultados por parte de las agencias reguladoras. Una de las limitaciones del modelo hidrodinámico DUCHESS utilizado originalmente por *Panchang et al. (1997)*, era que carecía de una interfaz gráfica adecuada que permitiera al usuario acelerar el proceso de modelización y le ayudara a analizar e interpretar los resultados. Por esta razón se acopló al modelo DUCHESS una interfaz compuesta por un paquete de programas llamado Surface-water Modelling Sistem (SMS), desarrollado por la Brigham Young University Computer Graphics Laboratory (ECGL) en cooperación con el Army Corps of Engineers, el cual entregaba al usuario diferentes herramientas y menús para facilitar la digitalización de mapas topográficos, la construcción de mallas computacionales y el despliegue y animación del conjunto de datos de las soluciones, con vectores y contornos de colores.

Para simular la dispersión propiamente dicha, la University of Maine desarrolló un modelo de transporte de partículas denominado TRANS, el cual fue incluido en AWATS para modelar los mecanismos de advección, sedimentación y resuspensión de los residuos provenientes de piscifactorías. Para realizar esto, TRANS requería información espacial y temporal del campo de corrientes, datos de la topografía del fondo y propiedades de los residuos tales como la velocidad de caída, velocidad umbral para la resuspensión y la ubicación y frecuencia de la introducción de los residuos en el agua. Los parámetros ingresados por el usuario para describir la piscifactoría son las coordenadas y el tamaño de cada jaula, la densidad de peces y la cantidad de alimentación diaria. Otros parámetros especificados por el usuario son: duración de la simulación, instantes inicial y final de la introducción diaria de alimento y

materia fecal en el agua, cantidad de alimento no comido como un porcentaje de la cantidad de alimento introducido diariamente en la jaula, producción diaria de *pellets* fecales en g/(kg de pez), porcentaje de carbón orgánico contenido en los residuos dependiendo del alimento utilizado, y coeficiente estimado de decaimiento de primer orden para el alimento y la materia fecal.

En la figura 3.10 se muestra uno de los resultados gráficos entregados por AWATS para una simulación de la dispersión de los residuos de una piscifactoría ubicada en la Bahía Machias.

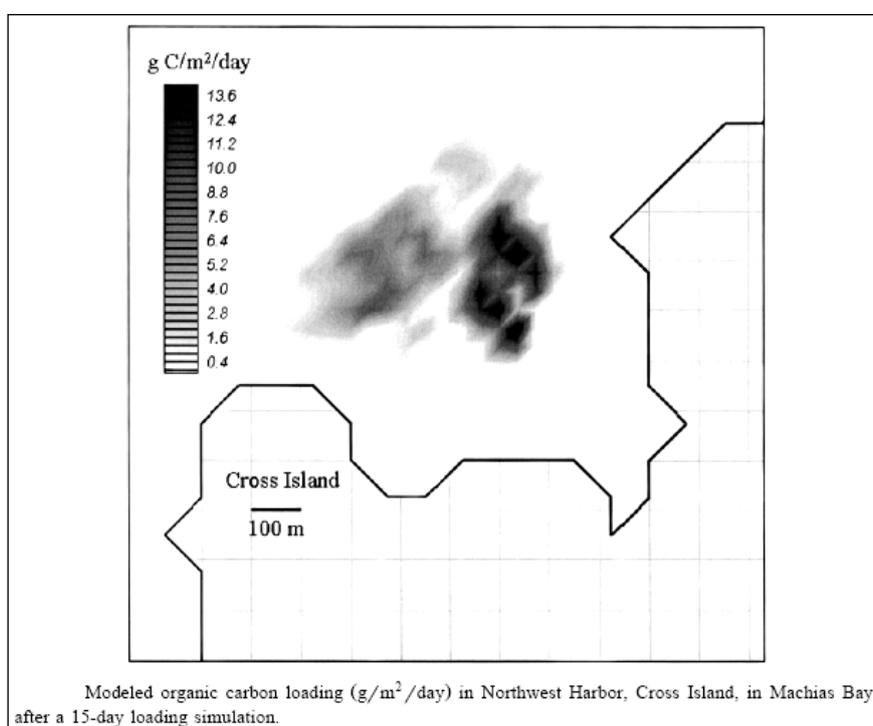


Fig. 3.10 Predicción de la dispersión y deposición de carbono orgánico (g/(m²día)) en la Bahía Machias, para una simulación de 15 días. Fuente: Dudley et al. (2000).

3.5.7 Modelo de **Cromey et al. (2002)**

En este trabajo se presenta un modelo llamado DEPOMOD, capaz de reproducir los procesos que conducen a la deposición sobre el fondo marino de los residuos provenientes de jaulas flotantes para cultivo de peces, y de predecir los efectos y consecuencias biológicas de la

misma. Específicamente, DEPOMOD predice la deposición sobre el fondo marino de los residuos sólidos provenientes de la jaula flotante y los cambios asociados en la comunidad bentónica.

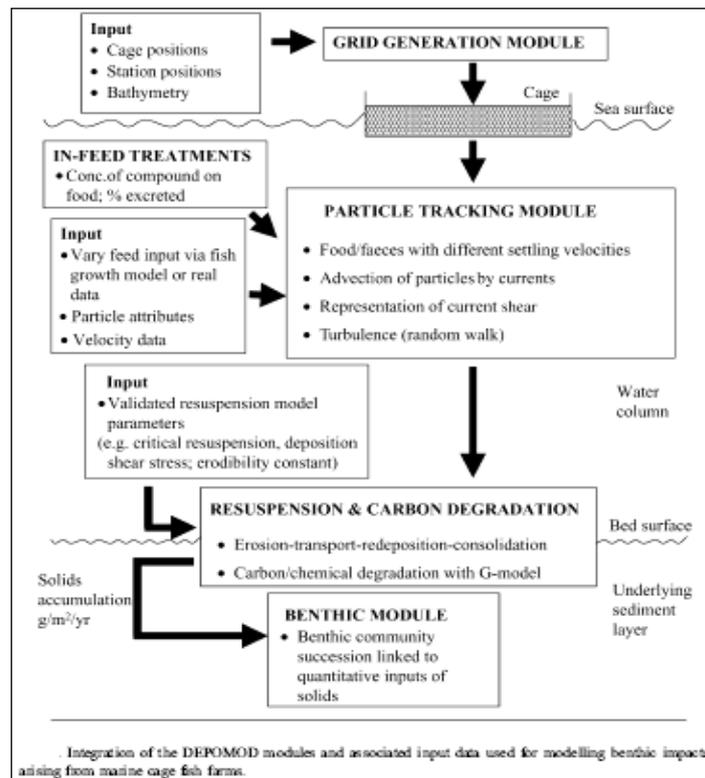


Fig. 3.11 Esquema de la estructura de DEPOMOD, mostrando el acoplamiento de los distintos módulos y los datos requeridos. Fuente: Cromey et al. (2002).

El modelo está compuesto por una serie de módulos que, trabajando en forma acoplada, integran el proceso de modelización, como se ve en la figura 3.11.

Usando las características y propiedades de los residuos, junto con la información hidrográfica de la zona y la cantidad de residuos (partículas fecales y partículas de alimento no comido), el modelo genera mapas de la acumulación o tasa de sedimentación (flujo) de residuos sobre la malla del modelo.

El módulo de generación de malla da, como resultado, un conjunto de datos que es usado por los otros módulos, conteniendo la batimetría, y la posición de la jaula y de la estación de

muestreo. Cuando los límites esperados de la deposición están a menos de 100 m de las jaulas y las estaciones de muestreo están cerca, se puede utilizar una malla fina con una resolución de 10 m. Para deposiciones más alejadas de las jaulas, es más apropiada una resolución de malla de 25 m.

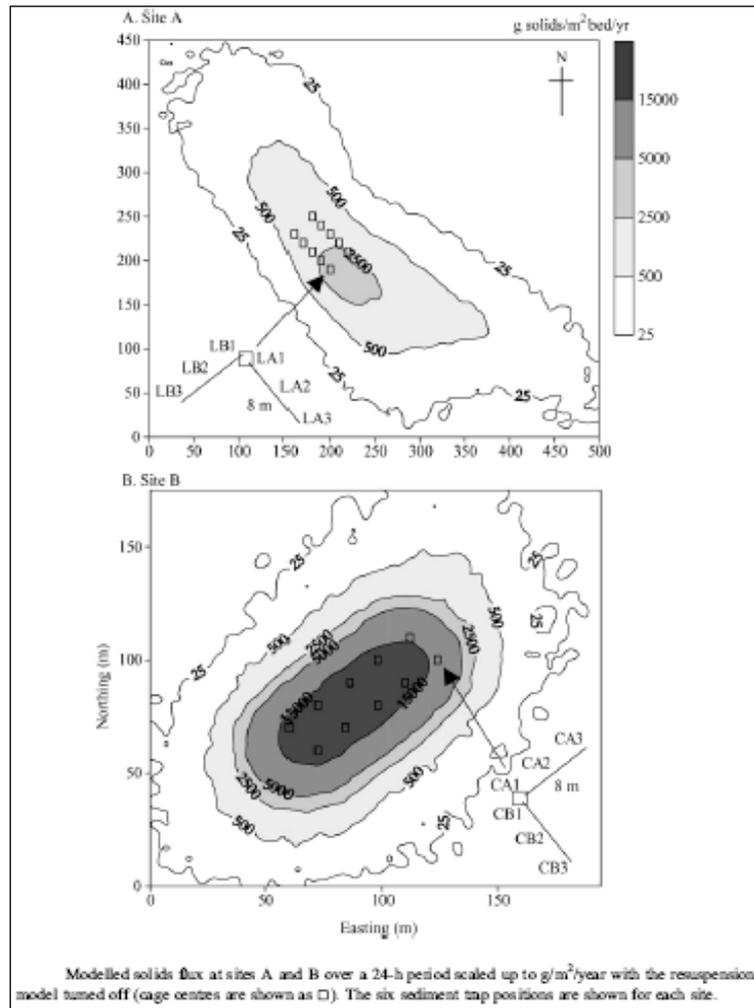


Fig. 3.12 Resultados gráficos de las predicciones hechas por DEPOMOD para el flujo de sólidos provenientes de dos piscifactorías designadas como A y B, en un período de 24 horas. Fuente: Crome et al. (2002).

El módulo que describe el transporte de las partículas de residuos desde la superficie hasta el fondo del mar, utiliza un modelo Lagrangiano con un gran número de partículas para representar los residuos vertidos desde la jaula, aunque más allá de cierto límite, un aumento en el número de partículas produce un cambio insignificante en la distribución de los residuos

en el fondo. El modelo necesita, además, información que caracterice a las partículas, tal como la velocidad de caída, la masa y el porcentaje de carbono. Inicialmente, las posiciones de las partículas son definidas aleatoriamente en el interior de las jaulas y después son dispersadas en dos dimensiones por la aplicación de los datos hidrodinámicos (corrientes) de la zona. Estos datos son frecuentemente implementados en el modelo como un número de capas, donde cada conjunto de datos representa una capa con diferente amplitud y dirección de la corriente. Además, las partículas son sometidas a un recorrido aleatorio en la dirección horizontal y vertical, como una manera de incluir el fenómeno de la turbulencia.

El módulo de resuspensión considera los aspectos de erosión, transporte, deposición y consolidación de los sedimentos. El modelo utiliza una velocidad de corriente cercana al fondo ($z = 2 \text{ m}$) para determinar la velocidad y la tensión de corte en el fondo, para cada paso de tiempo. Los sucesos de erosión o depósito son determinados por la magnitud de la tensión de corte por encima o por debajo de un umbral crítico; además, las tasas de erosión están influenciadas por una constante de "erosionabilidad". El transporte de las partículas resuspendidas ocurre a la velocidad ambiente y la consolidación de las partículas de fondo ocurre después de un período de tiempo dado.

En la figura 3.12 se muestran los resultados gráficos de dos simulaciones realizadas con el modelo, para determinar la dispersión de residuos sólidos provenientes de dos piscifactorías.

3.5.8 Modelo de [González et al. \(2002\)](#)

En este trabajo se presentan algunos de los resultados obtenidos por AZTI (Instituto Tecnológico y Pesquero del País Vasco) en la aplicación de códigos en elementos finitos para el estudio numérico de las plumas producidas por los vertidos de desechos de jaulas de acuicultura.

AZTI en colaboración con el Laboratorio de Ingeniería Marítima de la Universidad Politécnica de Cataluña, desarrolló el paquete de programas llamado TRIMODENA, que permite el estudio de la hidrodinámica marina y la dispersión de sustancias en el mar. TRIMODENA permite afrontar la resolución de las ecuaciones de aguas someras tridimensionales mediante una aproximación en elementos finitos. Para ello tiene en cuenta la mayor parte de los términos generadores de corrientes en el mar: el viento, el equilibrio geostrófico entre la rotación terrestre y los gradientes de salinidad y temperatura, la rotura del oleaje y la marea astronómica.

TRIMODENA consta de tres códigos o módulos; los dos primeros resuelven el problema hidrodinámico y el último calcula la evolución de una sustancia vertida al medio. La simulación de las corrientes y variaciones de la altura de la superficie libre se efectúa mediante los códigos ECADIS (que calcula las corrientes y variaciones del nivel medio del mar producidas por el viento) y MAREAS (que propaga la marea astronómica y evalúa las corrientes y los niveles del mar). Numéricamente, ECADIS y MAREAS son dos códigos de elementos finitos para la resolución numérica de las ecuaciones de aguas someras. El modelo ECADIS resuelve la parte estacionaria de las ecuaciones de aguas someras, por medio de una función de penalización que permite desacoplar las ecuaciones del momentum y de continuidad. Por otro lado, MAREAS resuelve las ecuaciones de aguas someras transitorias mediante la técnica de descomposición armónica, que aprovecha el hecho de conocer a priori las frecuencias de oscilación de la marea astronómica para poder transformar, utilizando esta propiedad, un problema transitorio complejo en una serie de problemas estacionarios, para los cuales los algoritmos de resolución son más eficientes y rápidos. Ambos modelos emplean una aproximación cuasi-3D para representar la variabilidad vertical de datos e incógnitas.

En las figuras 3.13 y 3.14 se presentan los resultados gráficos de las simulaciones realizadas en dos piscifactorías.

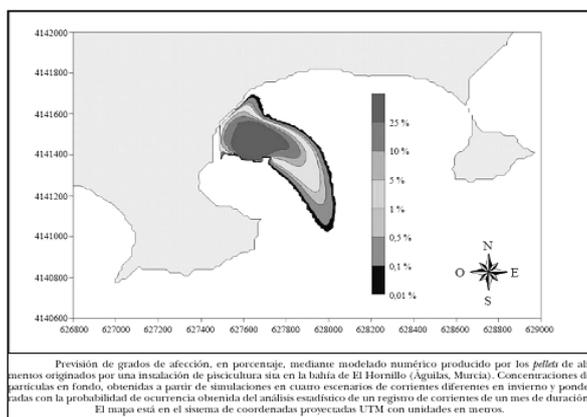


Fig. 3.13
Previsión de grados de afección, en porcentaje, producido por los pellets de alimento provenientes de una piscifactoría ubicada en la bahía de El Hornillo (Águilas, Murcia). Fuente: González et al. (2002).

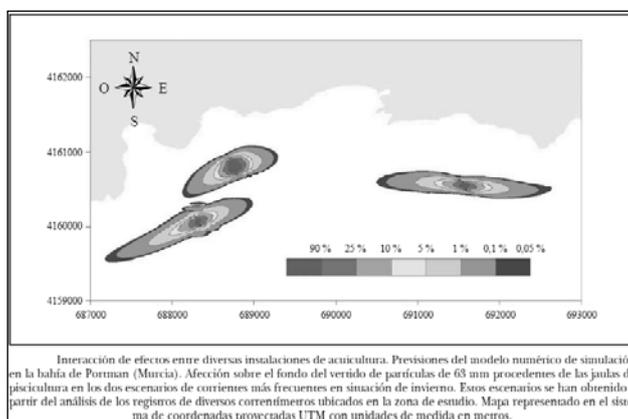


Fig. 3.14
Interacción de efectos entre diversas instalaciones de acuicultura. Predicciones de la dispersión y deposición en la bahía de Portman (Murcia). Fuente: González et al. (2002).

3.5.9 Modelo de [Doglioli et al. \(2004\)](#)

En este trabajo se presenta el desarrollo de un modelo numérico 3D, utilizado para simular la dispersión de residuos provenientes de una piscifactoría ubicada en el Mar de Liguria (Mediterráneo Oeste, Italia). El modelo está compuesto por dos submodelos: por el modelo Lagrangiano tridimensional LAMP3D (Lagrangian Assessment for Marine Pollution 3 Dimensional model), y por el modelo hidrodinámico POM (Princeton Ocean Model). La

aplicación acoplada de ambos submodelos, permite describir los fenómenos de dispersión tridimensional de los diferentes tipos de contaminantes provenientes de una piscifactoría, como son los nutrientes disueltos, los *pellets* fecales y el alimento no comido, bajo diferentes condiciones de vertido (continua ó periódica).

El modelo fue aplicado en una piscifactoría costera para el cultivo de Lubina y Dorada, ubicada al Este de Lavagna. Las jaulas flotantes se encontraban a 1,5 km de la costa y cubrían una superficie de 0,2 km². La piscifactoría estaba compuesta por 8 jaulas de 2000 m³ cada una, con una biomasa de 20 kg/m³ para una producción de aproximadamente 200 t/año. La profundidad del agua en la zona estaba entre los 38 y 41 m.

En las simulaciones realizadas se evaluó el comportamiento del nitrógeno, el fósforo y el carbono orgánico vertido al agua desde la piscifactoría a través del alimento no comido, la materia fecal y los productos de excreción de los peces. Como el nitrógeno y el fósforo se encuentran presentes tanto en forma soluble como particulada, antes de realizar las simulaciones fue necesario determinar ambas fracciones. Específicamente se hicieron tres tipos de simulaciones en los escenarios que a continuación se indican:

- i) Vertido continuo, para evaluar el impacto de los nutrientes disueltos.
- ii) Vertido continuo con velocidades de caída de las partículas entre 0,02 m/s y 0,04 m/s, para evaluar el impacto de la materia fecal.
- iii) Vertido una vez al día con velocidades de caída de las partículas entre 0,06 m/s y 0,12 m/s para evaluar el impacto del alimento no consumido.

Para los efectos de la modelización, las partículas fueron vertidas homogéneamente desde la malla correspondiente al dominio de la piscifactoría, desde una profundidad de 10 m, asignándoles ciertas propiedades específicas tales como conservación, decaimiento y velocidad de caída. Al final de cada intervalo de tiempo, el campo de concentraciones $\hat{C}_{i,j,k}$ era determinado por un simple conteo del número de partículas encontradas en cada celda de la malla.

Aunque el POM es un modelo hidrodinámico tridimensional, en este estudio solamente se utilizó el esquema bidimensional, llamado POM2D.

A continuación se presenta una breve descripción de los componentes del modelo.

- LAMP3D es un modelo Lagrangiano de una partícula, en el cual para cada paso de tiempo $\Delta t = t_2 - t_1$, una partícula se mueve desde su posición inicial $r = (x, y, z)$ con una velocidad $v(r(t), t)$, hasta una posición final $r(t_1 + \Delta t)$ dada por:

$$r(t_1 + \Delta t) = r(t_1) + \int_{t_1}^{t_1 + \Delta t} v(r(t), t) dt \quad [3.8]$$

Con:

$$v = U + v'$$

donde U representa la principal componente de la velocidad del fluido y v' representa las fluctuaciones de la velocidad debido a la turbulencia.

- POM es un modelo tridimensional en diferencias finitas que permite el cálculo bidimensional de la elevación de la superficie libre y de la velocidad de transporte en una aproximación barotrópica, separadamente del cálculo tridimensional de la velocidad. En este estudio solamente se utilizó el esquema 2D del modelo, llamado POM2D.

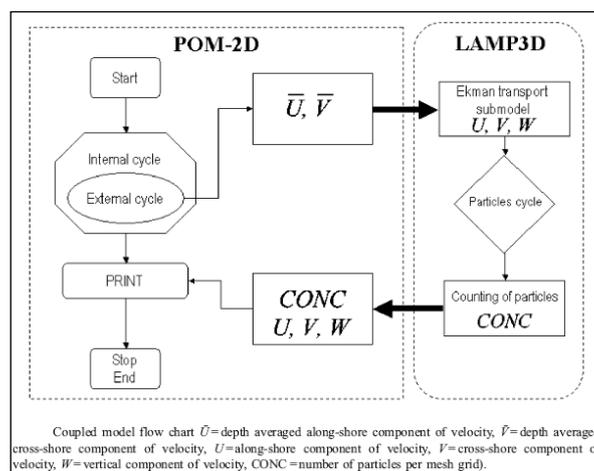


Fig. 3.15 Esquema de la interacción y acoplamiento entre el modelo hidrodinámico POM2D y el modelo de dispersión (advección-difusión) LAMP3D. Fuente: Doglioli et al. (2004).

En la figura 3.15 se muestra la interacción entre el modelo hidrodinámico POM2D y el modelo de dispersión (advección-difusión) LAMP3D. En las figuras 3.16 y 3.17 se muestran algunos de los resultados gráficos de las simulaciones realizadas, tanto para materia disuelta como particulada.

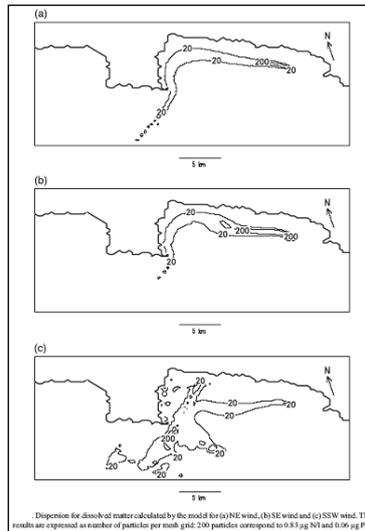


Fig. 3.16
 Simulación de la dispersión de materia disuelta para (a) viento NE, (b) viento SE y (c) viento SSW. Los resultados están expresados como número de partículas por celda: 200 partículas corresponden a 0,83 $\mu\text{gN/l}$ y 0,06 $\mu\text{gP/l}$. Fuente: Doglioli et al. (2004).

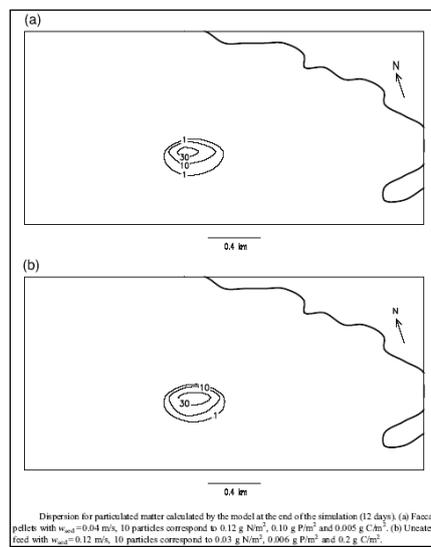


Fig. 3.17
 Dispersión y deposición de materia particulada al final de una simulación de 12 días. (a) Pellets fecales con una velocidad de caída de 0,04 m/s; 10 partículas corresponden a 0,12 gN/m^2 , 0,10 gP/m^2 y 0,005 gC/m^2 . (b) Alimento no comido con una velocidad de caída de 0,12 m/s; 10 partículas corresponden a 0,03 gN/m^2 , 0,006 gP/m^2 y 0,2 gC/m^2 . Fuente: Doglioli et al. (2004).

3.5.10 Modelo de [Corner et al. \(2006\)](#)

Este trabajo presenta un modelo aplicado en una granja marina ubicada en la costa oeste de Escocia, el cual es una ampliación de otro modelo desarrollado anteriormente por [Pérez et al. \(2002\)](#), que básicamente consistía en la combinación de una hoja de cálculo y un Sistema de Información Geográfica (SIG), que permitía estimar la distribución sobre el fondo marino del carbono contenido en los residuos particulados provenientes de una granja marina de salmones en jaulas flotantes. La metodología utilizada en ese caso para determinar la dispersión horizontal del material particulado proveniente de la jaula flotante, fue la aplicación de las ecuaciones presentadas por [Gowen et al. \(1989\)](#), con valores de velocidad de corriente registrados en la zona de estudio. En el presente trabajo, en tanto, se acopló al SIG un módulo de dispersión especialmente diseñado para el estudio en el ambiente IDRISI32 GIS (Clark Labs., Massachussets, USA), el cual fue desarrollado utilizando el código DELPHI (Borland Software, California). La estructura general del proceso de modelización junto con las conexiones entre las diferentes partes del modelo, se muestran en la figura 3.18.

La cantidad de carbono vertido a la columna de agua en el alimento no consumido y las fecas se obtuvo a partir de un balance de masa, utilizando valores de estudios anteriores ([Pérez et al., 2002](#), [Cromey et al., 2002](#)), y como se puede ver en la figura 3.18, fueron tratados independientemente en el proceso de modelización.

Los datos hidrográficos se obtuvieron mediante la instalación de dos correntímetros instalados en la zona de estudio, los cuales midieron la velocidad y dirección de la corriente cada 20 min, por un período de 15 días. Estos datos fueron almacenados en un archivo ASCII que posteriormente fue usado en la modelización.

Una innovación del estudio en relación a otros anteriores, es que midió e incorporó en el proceso de la modelización el movimiento horizontal que experimentan las jaulas, encontrando que al incluir esta variable el área afectada por la deposición bajo la jaula aumenta, en tanto que los valores máximos de deposición disminuyen.

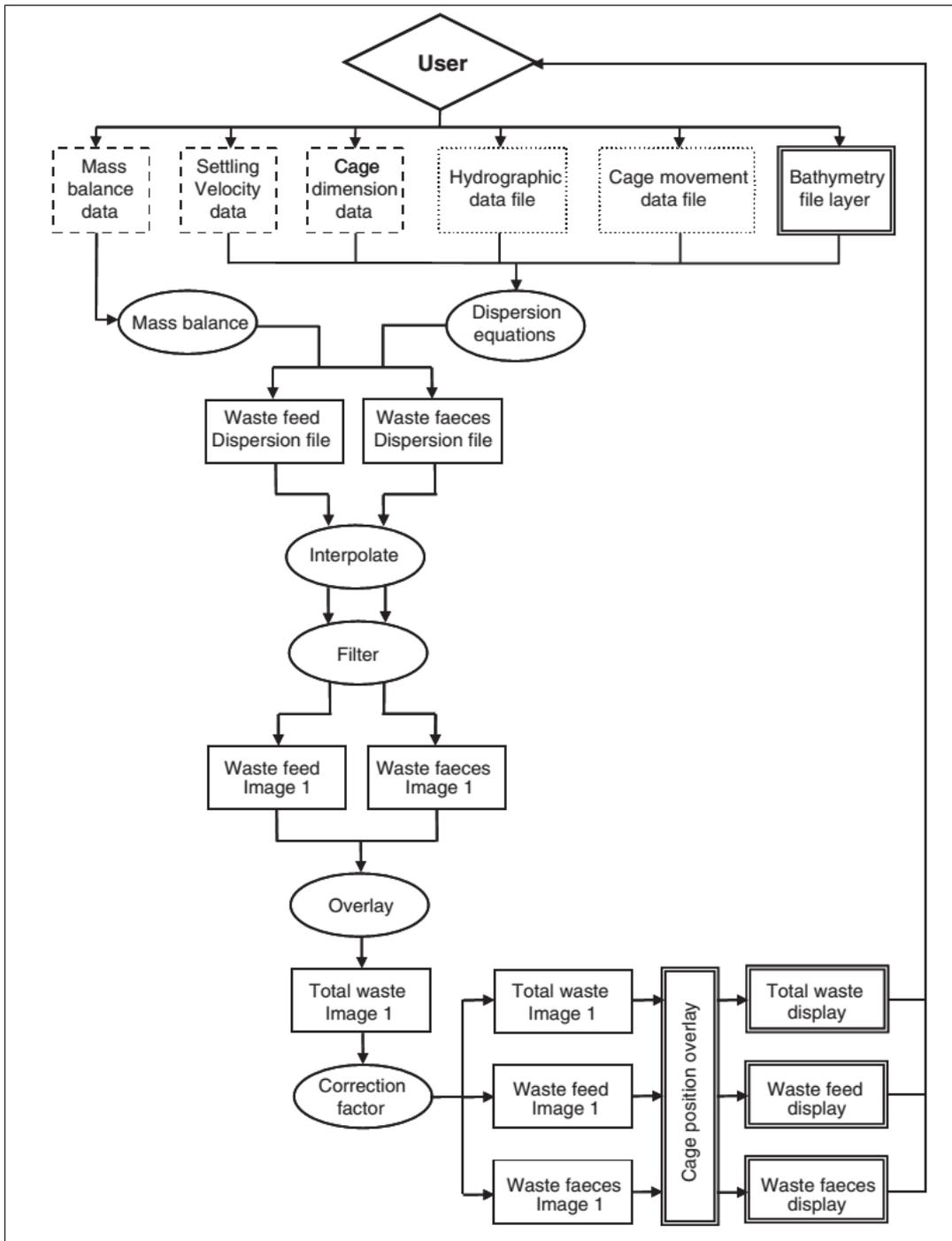


Fig. 3.18
Estructura general y secuencia lógica del proceso de modelización. Fuente: Corner et al. (2006).

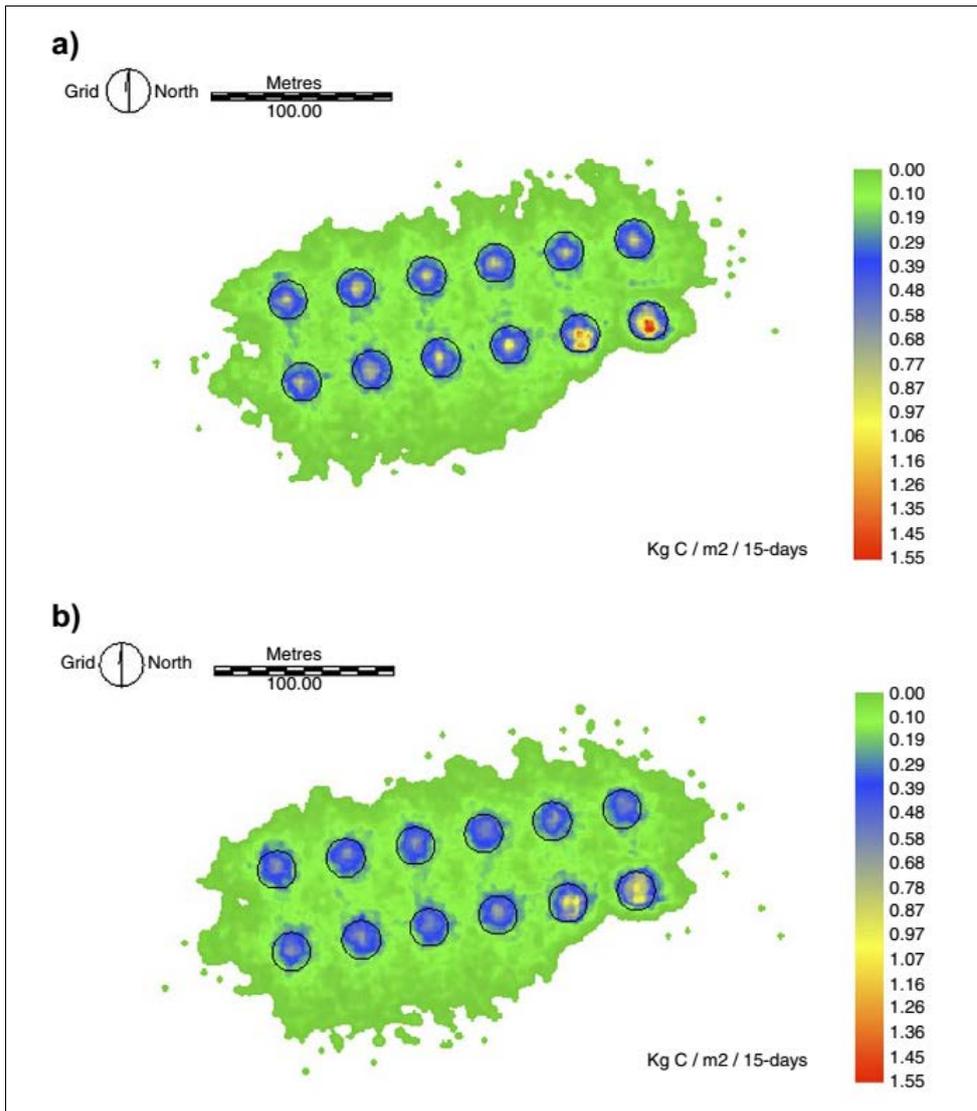


Fig. 3.19

Resultados entregados por el modelo considerando las jaulas sin movimiento y con movimiento. Fuente: Corner et al. (2006).

En la figura 3.19 se muestran algunos de los resultados gráficos que entrega el modelo, con las dos situaciones analizadas: jaulas estáticas y jaulas en movimiento.

3.5.11 Modelo de Skogen et al. (2009)

En este trabajo se utilizó un modelo oceánico 3D, consistente en un módulo físico, uno químico y otro biológico, acoplados entre sí, para estudiar los efectos ambientales del cultivo

de salmones en el Fiordo de Hardanger en la costa occidental de Noruega, con especial atención en los procesos de eutrofización del ecosistema acuático. El modelo utilizado es el Norwegian Ecological Model System (NORWECOM) (Aksnes et al., 1995; Skogen et al., 1995; Skogen & Sjøiland, 1998), el cual ha sido aplicado y validado en estudios anteriores en otras zonas de la costa de Noruega.

En el presente estudio se utilizó una versión anidada del modelo, con una cuadrícula gruesa de 20×20 km en una zona del Mar del Norte, una malla más fina de 4×4 km en el estrecho de Skagerrak y el área de la costa oeste de Noruega, y una cuadrícula aún más fina de $800 \text{ m} \times 800 \text{ m}$ en el área del fiordo, como se muestra en la figura 3.20. En las dos cuadrículas gruesas, el modelo físico se basa en las ecuaciones primitivas del Princeton Ocean Model (POM) (Blumberg & Mellor, 1987), mientras que en la malla más fina se utilizó el Bergen Ocean Model (BOM) (Berntsen et al., 1996), que ha demostrado funcionar bastante bien en fiordos.

Los modelos con mallas de 20 km y 4 km fueron corridos para el período comprendido entre el 1 de enero y el 31 de agosto del 2003, permitiendo que trabajen 1 mes antes de que el modelo con malla de 800 m fuera iniciado el 1 de febrero.

Los valores iniciales para las velocidades, la elevación del agua, la temperatura y la salinidad en el modelo de malla gruesa, fueron tomados de datos climatológicos mensuales. El modelo con tamaño de malla de 4×4 km fue inicializado desde el modelo de malla gruesa usando datos interpolados, mientras la cuadrícula más fina fue inicializada sin velocidades de agua, sin elevación de la superficie y con campos de salinidad y temperatura horizontalmente homogénea, típicas para una situación primaveral.

Para resolver mejor la topografía complicada con montañas pronunciadas alrededor del fiordo, se utilizó para la malla más fina un campo del viento de alta resolución (3 km) generado por el modelo de mesoescala no hidrostático MM5, del Nacional Center for Atmospheric Research (NCAR), durante la estación principal de crecimiento (abril 27 a junio 20). La radiación

incidente se modeló usando una formulación basada en Skartveit & Olseth (1986, 1987), con datos superficiales de radiación solar tomados desde el ECMWF como datos de entrada.

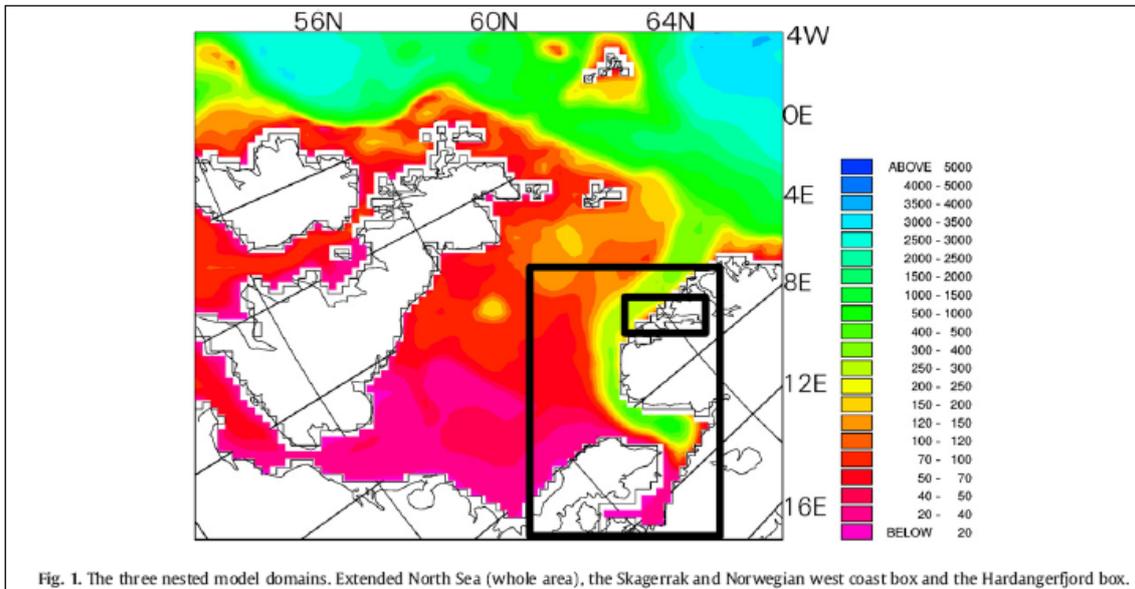


Fig. 3.20
Representación de las tres mallas del dominio que se anidaron para correr el modelo. Fuente: Skogen et al. (2009).

El modelo biológico fue corrido solamente para la malla de 800 m, y se inicializó usando valores típicos de nutrientes de invierno de un fiordo noruego, junto con una cantidad inicial pequeña de algas.

En el montaje experimental se incluyeron 47 centros de cultivo. Se realizaron seis simulaciones diferentes en las cuales se varió tanto la producción de peces como la posición de los centros de cultivo. En el primer experimento (de referencia), el modelo fue corrido sin descargas de nutrientes. Luego, el modelo fue corrido usando la producción real (de 2003) y en las dos siguientes simulaciones la producción de los centros fue duplicada y aumentada 10 veces, respectivamente. Finalmente se realizaron dos experimentos más para estudiar los efectos de una reubicación de los centros. En la primera parte todas las granjas se ubicaron en el área

central del fiordo (Varaldsoy), y en la segunda las granjas se ubicaron en la parte exterior del fiordo (Halsnoy), como se indica en la figura 3.21.

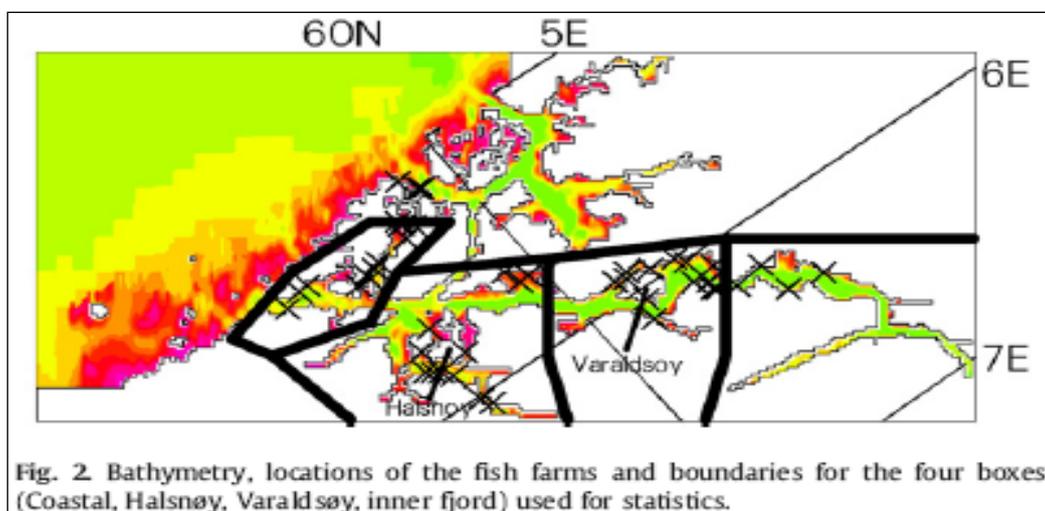


Fig. 3.21
Batimetría y ubicación de los centros de cultivo. Fuente: Skogen et al. (2009).

En ambas simulaciones se asumió que la producción era 10 veces la del año 2003. En todas las simulaciones se asumió que las jaulas estaban a 10 m de profundidad, y los nutrientes fueron liberados desde el fondo de ellas.

En la figura 3.22 se puede ver uno de los resultados gráficos del modelo para los niveles de producción primaria.

Estos experimentos mostraron que el aumento de la producción de peces en los centros de cultivo produce un incremento más bien pequeño en la producción primaria, y no tiene impacto en el nivel de oxígeno, en tanto que las posiciones de las granjas resultaron de mayor importancia. Se encontró que el efecto en la producción primaria fue más grande si los centros de cultivo estaban ubicados más hacia el interior del fiordo, y que la mejor localización de las granjas está junto a la entrada del fiordo, donde el intercambio de agua con la costa es más grande.

El objetivo del trabajo fue el de comparar los resultados del modelo Delft 3D, con los resultados entregados por el modelo AutoDEPOMOD (Cromey et al., 2002), utilizado como herramienta de gestión por la agencia de regulación ambiental de Escocia, Scottish Environment Protection Agency (SEPA). Este modelo, que podría clasificarse como de “campo cercano”, permite analizar los efectos de las fecas y pellets no comidos, provenientes de las jaulas flotantes, en una superficie de aproximadamente 1 km x 1 km, considerando además un campo de corrientes constante, obtenido de mediciones puntuales de la corriente en los alrededores de la piscifactoría. El Delft 3D en tanto, considera un dominio mucho más grande (10 km x 10 km aproximadamente) que incluye a todas las piscifactorías, e incorpora un campo de corrientes variable espacial y temporalmente, generado por la marea de la zona.

Los resultados del modelo de campo lejano muestran la que la dispersión de las partículas de alimento no comido y fecas provenientes de las jaulas flotantes, se extiende más allá de la zona de 1 km x 1 km estudiada por el modelo de campo cercano, llegando fácilmente hasta 2 km de las jaulas y en algunos casos hasta los 10 km. Además se encontró que el modelo de campo cercano sobreestima la cantidad de partículas que quedan definitivamente fuera de su dominio, puesto que una vez que sobrepasan el límite las elimina del proceso de cálculo, cuando en realidad, algunas de ellas regresan a la zona arrastradas por las corrientes oscilantes generadas por las mareas, lo cual si es considerado por el modelo de campo lejano. Esta situación, en definitiva, muestra que el modelo de campo cercano utilizado por la SEPA, tiende a subestimar los impactos bentónicos producidos por las piscifactorías.

En la figura 3.24 se pueden observar los resultados de concentraciones entregados por el modelo de campo lejano y la extensión de la zona de impacto, para un período de vertido de 15 días.

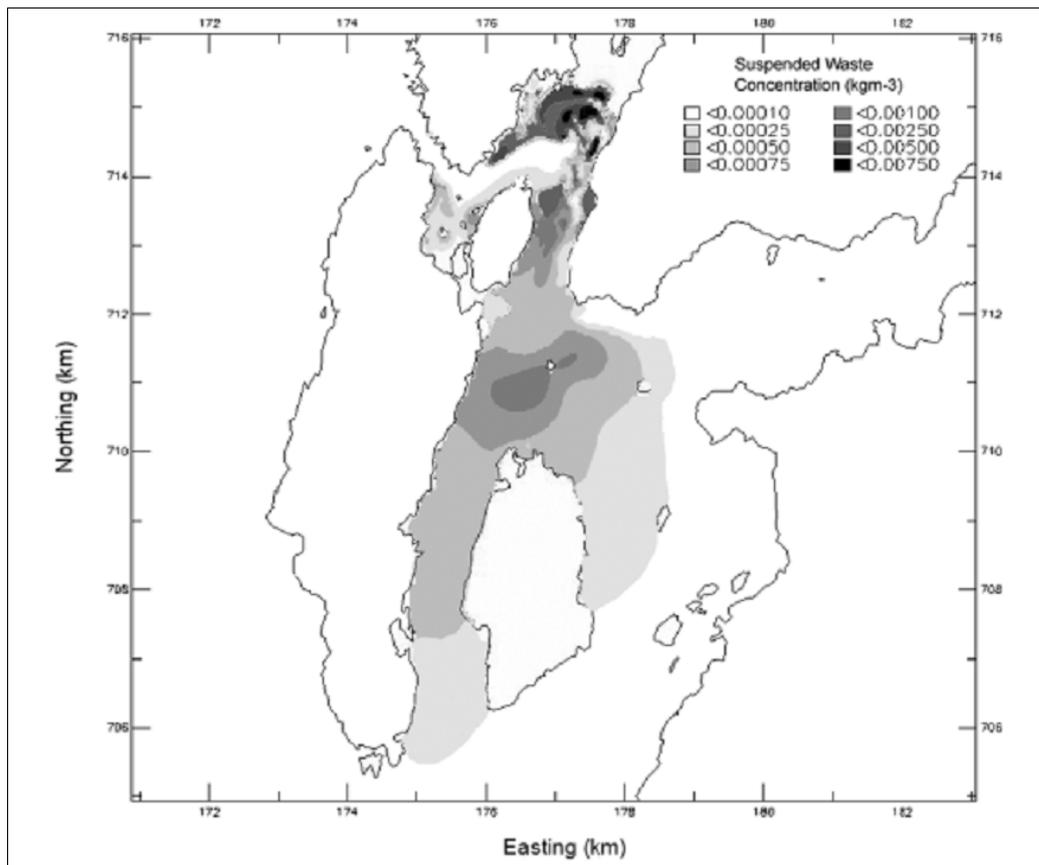


Fig. 3.24
 Concentración de partículas al cabo de 15 días de vertido, generada por el modelo de campo lejano. Fuente: Symonds (2009).

3.5.13 Modelo de [Moreno et al. \(2011\)](#)

En este trabajo se utilizó el modelo hidrodinámico 3D MOHID desarrollado por MARETEC (Marine and Environmental Technology Research Centre) y el Instituto Superior Técnico de la Universidad Técnica de Lisboa, acoplado a un modelo de seguimiento de partículas, para estudiar los efectos de la velocidad media de corriente, los períodos de aguas quietas y los flujos de agua en Mulroy Bay, en la costa norte de Irlanda (figura 3.25), una zona de mucha importancia para la industria acuícola. Se utilizó un método Lagrangiano para simular el vertido instantáneo de partículas, emulando los residuos vertidos desde jaulas de peces, para determinar el comportamiento de éstos al ser arrastrados por las corrientes simuladas por el

módulo hidrodinámico. El modelo se hizo correr para simular un período de 15 días, forzado con marea y datos reales de viento, utilizando coordenadas sigma y 5 capas verticales.

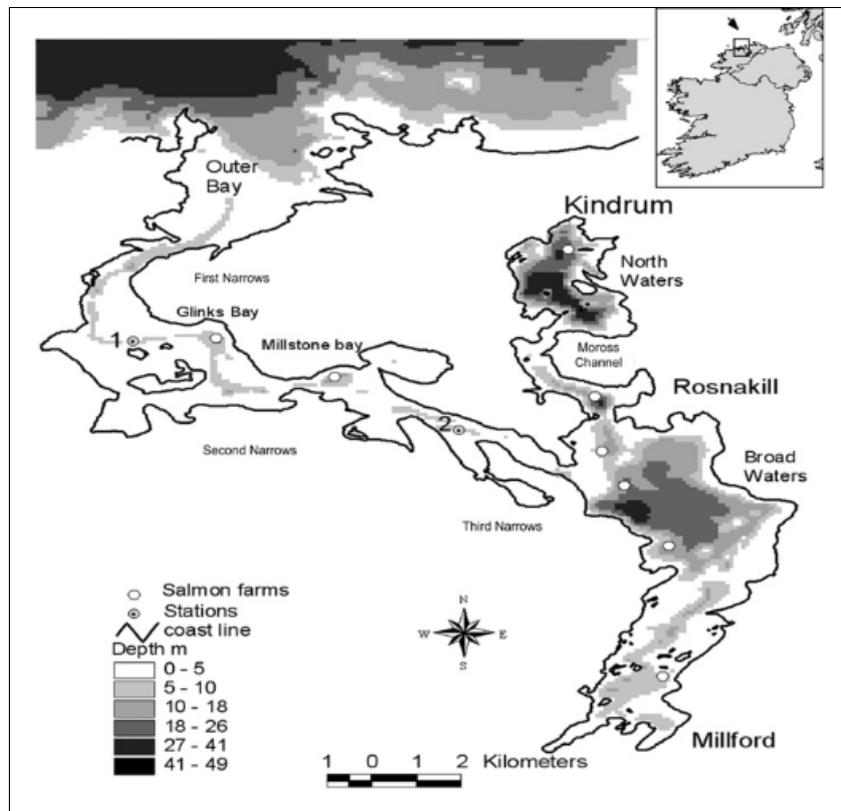


Fig. 3.25 Ubicación y batimetría del área de estudio, Mulroy Bay, donde la posición de las jaulas se muestra con círculos blancos. Fuente: Moreno et al. (2011).

Para ilustrar la mezcla de los vertidos provenientes de las jaulas flotantes, las partículas vertidas fueron pintadas de diferentes colores y luego vertidas y arrastradas por las corrientes simuladas por el modelo. El resultado de esta situación se puede observar en la figura 3.26, donde a partir de una posición inicial las partículas se mueven por la zona, llegando al cabo de un tiempo a mezclarse casi completamente.

En resumen, en este trabajo se plantea que el uso de un modelo hidrodinámico 3D acoplado a un modelo de seguimiento de partículas puede proporcionar información explícita de las condiciones hidrodinámicas que rigen el transporte y destino de contaminantes en el medio marino, tanto en el campo lejano como cercano de las piscifactorías.

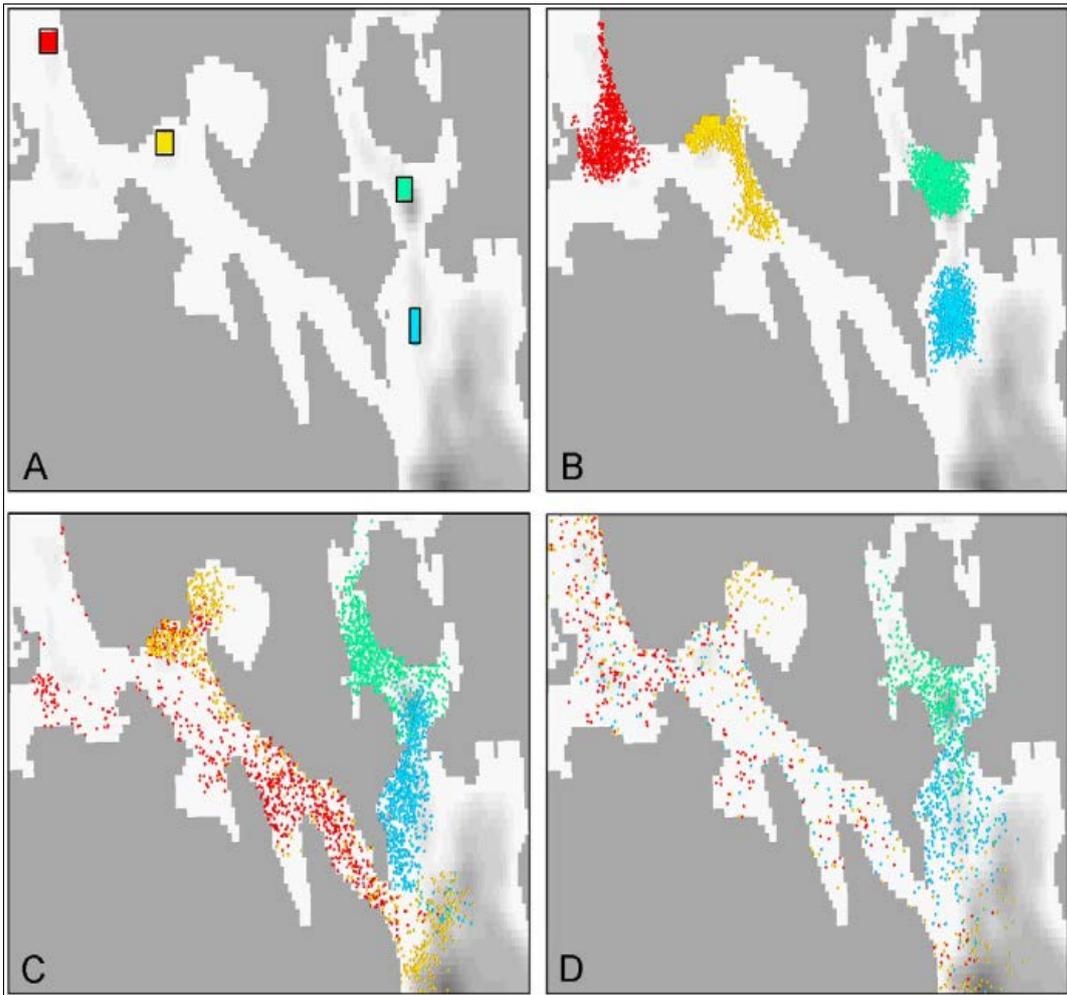


Fig. 3.26
Ejemplo de mezcla de vertidos provenientes de cuatro jaulas de peces. Fuente: Moreno et al. (2011).

3.5.14 Otros modelos

Además de los modelos descritos, en la última década se han desarrollado muchos otros que no necesariamente han sido motivo de publicaciones en revistas especializadas, pero que si se han aplicado en situaciones particulares de diferentes tipos de cultivos acuícolas, con el objeto de describir y evaluar los impactos de la actividad en el medio ambiente acuático, así como también para modelizar aspectos relacionados con los procesos de alimentación y crecimiento de las especies cultivadas. A continuación, en la tabla 2.1 se presentan varios de estos modelos, con una muy breve descripción de sus principales características (UICN, 2009).

Tabla 3.1
Otros modelos utilizados en acuicultura.

NOMBRE DEL MODELO	ESCALA	BREVE DESCRIPCIÓN
MERAMOD AutoDEPOMOD	A	Modelos de seguimiento de partículas utilizado para predecir el impacto del material de desecho en forma de partículas (y de componentes especiales como medicinas) de las granjas de peces y el impacto sobre la comunidad béntica de ese flujo. MERAMOD se desarrolló para lubinas y besugos en las granjas del Mediterráneo, y AutoDEPOMOD para las granjas de salmones del Atlántico Norte.
Modelo CSTT	B	CSTT es un modelo de caja única que predice el máximo de clorofila del fitoplancton que puede provenir del enriquecimiento de nutrientes. CSTT se refiere al equipo de trabajo de estudios integrales del Reino Unido (<i>Comprehensive Studies Task Team</i>). El modelo también existe en una versión dinámica (dCSTT) que utiliza el mismo modelo físico que el LESV.
LESV	B	Modelo vector del estado de los ecosistemas de fiordos [<i>Loch (fjord) ecosystem state vector</i>], un desarrollo del modelo CSTT que incluye oxígeno y tipo de fitoplancton y es capaz de simular el cambio estacional, consta de un modelo físico de tres capas (ACExR) derivado del FjordEnv
ShellSIM	lb	Modelo dinámico para la alimentación, la biodeposición, el metabolismo, la excreción y el crecimiento de moluscos bivalvos en función de la temperatura, la salinidad, y de la disponibilidad y composición de seston. Entre los bivalvos se incluyen mejillones (<i>Mytilus edulis</i> , <i>M. galloprovincialis</i> , <i>Perna canaliculus</i>), ostras (<i>Crassostrea gigas</i> , <i>Ostrea plicatula</i>), peregrinas (<i>Chlamys farreri</i>) y almejas (<i>Tapes philippinarum</i> , <i>Tegillarca granosa</i> , <i>Sinonvacula constricta</i>).
EcoWin	B, C	Un sistema de programación orientada a objetos para la implementación de modelos de ecosistemas acuáticos, que utiliza una amplia gama espacial de cajas (1D, 2D o 3D), dentro de cada una de las cuales se pueden resolver la biogeoquímica correspondiente y la dinámica de la población.
FARM	A	Un modelo basado en red para la modelización de granjas de mariscos en aguas costeras y de estuarios, que incluye el transporte de residuos, el crecimiento individual de los mariscos para varias especies de mariscos, la dinámica de población y el equilibrio del oxígeno disuelto. FARM utiliza el procedimiento ASSETS para evaluar el impacto ambiental.
Long Lines	B	Modelo combinado ecofisiológico y de cajas para simular el crecimiento de mejillones criados en palangres.
DEB	lb	Modelo de presupuesto de energía dinámico (<i>Dynamic Energy Budget</i>) que puede simular el índice de crecimiento y la reproducción de un organismo individual en función de densidades de alimento y temperatura del agua variables.
DDP	lb	Modelo para evaluar las variaciones temporales en la estructura demográfica de la biomasa total de ostras y mejillones en función de la tasa de mortalidad y de la tasa de crecimiento (representada mediante una función empírica de la temperatura del agua y de la concentración de alimentos) en el lago Thau.
Hydro	3-H: B, C	Resuelve las ecuaciones tridimensionales de Navier-Stokes promediadas por Reynolds con una aproximación hidrostática y la condición de una frontera de superficie libre. Se permite la evolución de la densidad y se relaciona con la temperatura y la salinidad mediante una función de estado. El dominio computacional horizontal es una cuadrícula regular.
EDMA	1-S	Utiliza el BNRS (Simulador de redes de reacciones biogeoquímicas, <i>Biogeochemical Reaction Network Simulator</i> , para la descomposición orgánica y los procesos de

		oxidación en el sedimento): un entorno de programación general y de uso gratuito realizado por el departamento de Geoquímica de la Universidad de Utrecht.
BREAMOD	Ib	Modelos bioenergéticos basados en individuos que describen el crecimiento de:
Tapes-IBM		Dorada <i>Sparus aurata</i>
MG-IBM		Almeja <i>Tapes philippinarum</i>
		Mejillón <i>Mytilus galloprovincialis</i>
		(peso somático y peso seco de las gónadas)
KK3D	B	Modelo de rastreo de partículas utilizado para predecir los vertidos en forma de partículas provenientes de granjas de peces, incluyendo la hipoxia del fondo. El modelo se ha parametrizado para los peces de aleta.
FjordEnv	B	Modelo de tres capas para el intercambio en los fiordos, que parametriza numerosos procesos físicos y que incluye una biología pelágica simple y la penetración de la luz.

Las escalas A, B, C se refieren a escalas espaciales: A es local con respecto a la jaula, B es local con respecto a la masa de agua, y C es regional. Ib es un modelo basado en individuos, y 1-S y 3-H se refieren al sedimento unidimensional (vertical) y a modelos hidrodinámicos tridimensionales, cuya escala se establece en cierta medida por la aplicación.

3.6 RESUMEN

Como se puede ver, en las últimas décadas se han desarrollado una gran cantidad de modelos destinados al estudio de los procesos e impactos de la piscicultura marina sobre el medio acuático, especialmente aquellos relacionados con la materia orgánica y nutrientes vertidos desde las jaulas, los cuales inevitablemente tienen como destino final la columna de agua y el fondo marino, generando de esta forma dos tipos de impactos sobre el ecosistema acuático: eutrofización y alteraciones en el bentos. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos realizados por generar modelos adecuados y fiables, la gran mayoría de ellos utiliza planteamientos y análisis muy simplificados de la realidad, sobre todo en los aspectos físicos de la situación (batimetría, hidrodinámica, etc.). Es así como en los primeros modelos analizados, son simplemente las ecuaciones 3.3 y 3.4 que, junto con mediciones puntuales de corrientes, permiten determinar la posición final en el fondo marino de los residuos sólidos provenientes de la jaula.

De todos los modelos de dispersión y deposición analizados, solamente en siete de ellos se han utilizado modelos hidrodinámicos para simular los campos de corrientes: estos modelos son: DUCHESS (Panchang et al., 1997; Dudley et al., 2000), ECADIS-MAREAS (González et al., 2002), POM (Doglioli et al. 2004), NORWECOM (Skogen et al. 2009), DELFT3D (Symonds 2011) y 3D MOHID (Moreno et al. 2011). Además, solamente en los últimos tres se ha utilizado un esquema 3D, mientras que en los otros se han utilizado esquemas 2D o cuasi-3D.

En la gran mayoría de los trabajos analizados, los modelos se han utilizado principalmente para determinar los efectos del vertido de materia orgánica y nutriente sobre el bentos, a través de la deposición del material particulado en el fondo del mar, en la región cercana a la jaula, o directamente debajo de ella. Solo en los trabajos de Doglioli et al. (2004), Skogen et al. (2009) y Moreno et al. (2011) se ha simulado además la dispersión de materia disuelta.

3.7 REFERENCIAS

Aksnes D., Ulvestad K., Baliño B., Berntsen J., Egge J. & Svendsen E., 1995. Ecological modelling in coastal waters: towards predictive physical–chemical biological simulation models. *Ophelia* 41, 5-36.

Berntsen J., Skogen M., Espelid T., Berntsen J., Skogen M. & Espelid T., 1996. Description of a σ -coordinate ocean model. Tech. Rep. Fisker og Havet, 12, Havforskningsinstituttet, Pb.1870, N-5024. Norway, Bergen.

Blumberg A. & Mellor G., 1987. A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. In: Heaps, N. (Ed.), *Three-Dimensional Coastal Ocean Models*, vol.4. American Geophysical Union, DC, USA, pp. 1–16.

Corner R. A., Brooker A. J., Telfer T. C. & Ross L. G., 2006. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. *Aquaculture* 258, 299–311.

Cromey C.J., Nickell T.D. & Black K.D., 2002. DEPOMOD. Modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214, 211-239.

Doglioli A.M., Magaldi M.G., Vezzulli L. & Tucci S., 2004. Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture* 231, 215-235.

Dudley R.W., Panchang V.G. & Newell C.R., 2000. Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture*, 187, 319-349.

Ervik A., Hansen P.K., Aure J., Stigebrandt A., Johannessen P. & Jahnsen T., 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. I. The concept of the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring). *Aquaculture*, 158, 85-94.

González M., Gysels P., Mader J., Borja A., Galparsoro I. y Uriarte A., 2002. La modelización numérica de la dispersión de productos de desecho vertidos desde explotaciones de acuicultura: una herramienta para la adecuada gestión medioambiental del sector. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 18, 59-65.

Gowen R.J. & Bradbury N.B., 1987. The ecological impact of salmon farming in coastal waters: A review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 25, 563-575.

Gowen R.J., Bradbury N.B. & Brown J.R., 1989. The use of simple models in assessing two interactions between fish farming and the marine environment. In: *Aquaculture: A Biotechnology in Progress* (ed. E.J. & N.W.N. de Pau), Bredene, Belgium. European Aquaculture Society, pp. 1071-1080.

Gowen R.J., Smyth D. & Silvert W., 1994. Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed, p. 19-30. In: *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. (Ed. by B.T. Hargrave). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 1949.

Henderson A., Gamito S., Karkassis I., Pederson P. & Smaal A., 2001. Use of hydrodynamic and benthic models for managing the environmental impacts of marine aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 17, 163-172.

- Moreno J., Telfer T. & Ross L., 2011. Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture. *Continental*, 31, 675-684.
- Panchang V., Cheng G. & Newell C., 1997. Modeling Hydrodynamics and Aquaculture Waste Transport in Coastal Maine. *Estuaries*, 20 (1), 14-41.
- Pérez O. M., Telfer T. C., Beveridge M. C. M. & Ross L.G., 2002. Geographical Information Systems as a simple tool to aid modelling of particulate waste distribution at marine fish cage sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54, 761–768.
- Silvert W., 1994a. Modelling Benthic Deposition and Impacts of Organic Matter Loading. p. 1-18. In *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 1949.
- Silvert W. & Cromey C.J., 2001. Modelling impacts. In: Black, K.D. (Ed.), *Environmental Impacts of Aquaculture*. Sheffield Academic Press, Sheffield, UK, pp. 154–181.
- Skartveit A. & Olseth J.A., 1986. Modelling slope irradiance at high latitudes. *Solar Energy* 36 (4), 333-344.
- Skartveit A. & Olseth, J.A., 1987. A model for the diffuse fraction of hourly global radiation. *Solar Energy* 37, 271–274.
- Skogen M. & Sjøiland H., 1998. A user's guide to NORWECOM v2.0. The NORwegian ECOlogical Model system. Tech. Rep. *Fisken og Havet 18/98*, Institute of Marine Research, Pb.1870, NO-5024 Bergen, 42 pp.
- Skogen M., Svendsen E., Berntsen J., Aksnes D. & Ulvestad, K., 1995. Modelling the primary production in the North Sea using a coupled 3 dimensional physical chemical biological ocean model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41, 545-565.
- Skogen M., Eknes M., Asplin L. & Sandvik A., 2009. Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. *Aquaculture* 298, 70-75.
- Symonds A., 2011. A comparison between far-field and near-field dispersion modeling of fish farm particulate wastes. *Aquaculture Research*, 42, 73-85.
- UICN, 2009. *Guía para el Desarrollo Sostenible de la Acuicultura Mediterránea 2. Acuicultura: Selección y Gestión de Emplazamientos*. Gland, Suiza y Málaga, España: UICN. VIII + 332 páginas.

Capítulo 4

4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 INTRODUCCIÓN

Como se plantea en el capítulo 2 y se puede observar en la figura 2.2, la materia vertida desde las jaulas flotantes de una piscifactoría se puede agrupar en dos grandes tipos: materia disuelta o soluble (que proviene principalmente de las excreciones debidas al metabolismo de los peces) y materia particulada (que proviene principalmente del alimento no ingerido y las fecas). Desde el punto de vista de la modelización numérica que se pretende realizar, estos dos tipos de vertidos tienen diferencias significativas que obligan a utilizar esquemas diferentes para su tratamiento. La principal de ellas es que, como lo demuestran los numerosos estudios citados en el capítulo 2, los efectos debido a la sedimentación de la materia particulada son eminentemente locales, encontrándose normalmente zonas de afección del orden de decenas o cientos de metros en torno a la piscifactoría. En cambio, los efectos de la materia disuelta se pueden extender decenas o cientos de kilómetros dependiendo de la hidrodinámica de la zona de estudio. Por esta razón, en el presente trabajo se ha decidido utilizar una estrategia de simulación que consiste en tratar separada e independientemente la dispersión de la materia disuelta y de la materia particulada, como se mostrará más adelante. Previo a ello se realizará una descripción tanto de la zona como del objeto de este estudio, además de aquellos aspectos necesarios e imprescindibles para realizar la modelización.

4.2 PISCIFACTORÍAS DE JAULAS FLOTANTES

4.2.1 Antecedentes generales

Las jaulas fueron, probablemente, las primeras estructuras usadas por los pescadores para mantener vivos a los peces capturados durante la jornada de trabajo hasta su venta en el mercado. En Asia Oriental se han utilizado desde hace mucho tiempo empalizadas de bambú para albergar los peces en movimiento, pudiendo ser alimentados hasta su venta. En Camboya, por ejemplo, las jaulas flotantes han estado utilizándose desde fines del siglo XIX para mantener peces gato y góbidos que luego se comercializaban en Phnom Penh. Las jaulas se construían como un artefacto flotante o se incorporaban a la estructura de un barco (figura 4.1 A, B, C).

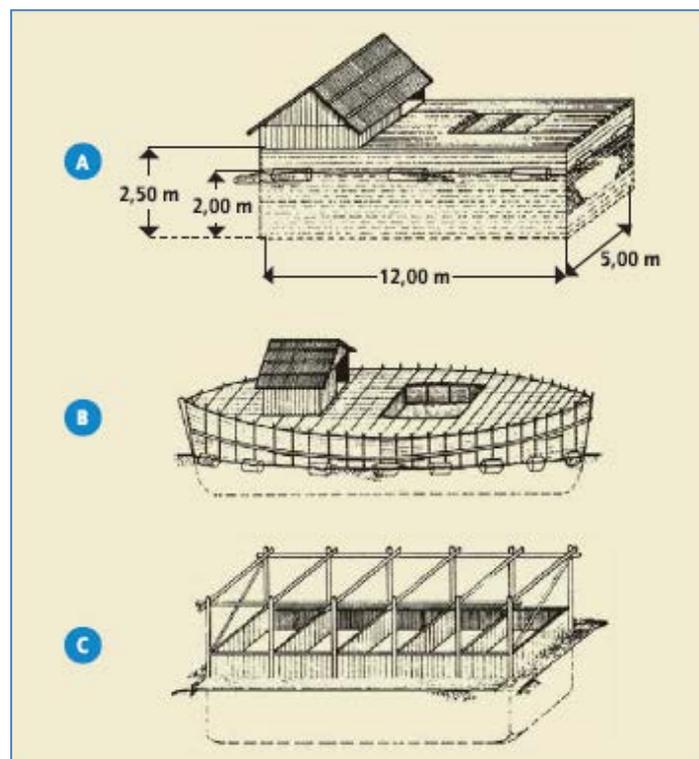


Fig. 4.1
Antecedente de cultivo en jaulas. (Fuente: Beveridge, 2004).

En Indonesia, las jaulas flotantes de bambú se han utilizado desde la década de los años 20 y evolucionaron hasta 1940, siendo utilizadas para el cultivo de peces de agua dulce. En Bangkok, pequeñas jaulas de madera y de bambú se anclaban al fondo de los ríos y canales, con carpas que se alimentaban de los residuos e invertebrados que eran arrastrados por la corriente.

Como se puede ver, no es fácil situar los orígenes exactos de las jaulas modernas para el cultivo de peces, aunque probablemente las primeras se utilizaron en Japón en la década de los 50. En esa época, el profesor Hamada, director del Laboratorio de Pesca de la Universidad de Kinki, construyó en 1954, con carácter experimental, la primera jaula y estableció el cultivo comercial de seriola tres años más tarde. Posteriormente, en Noruega, las jaulas se comenzaron a utilizar para el cultivo del salmón atlántico desde principios de la década de los 60, y en Escocia se hicieron los primeros intentos de cultivar salmón en jaulas en el año 1965. Sin embargo, el gran crecimiento del cultivo moderno en jaulas se produjo en las décadas de los 70 y 80, paralelamente al gran desarrollo de la acuicultura marina y continental en esa misma época.

4.2.2 Descripción de las jaulas

Cada jaula flotante moderna consiste básicamente de un bastidor circular formado por tuberías de polietileno de alta densidad que hacen de flotadores, y una red que cuelga de estas tuberías para mantener encerrados a los peces, como se puede ver en las figuras 4.2, 4.3 y 4.4. Además, cada jaula contiene un bastidor circular superior, también a base de tubería de polietileno, que sirve de barandilla. Este va unido al bastidor flotante por unos soportes de polietileno reforzado dispuestos de forma equidistante, cuya misión es unir los tubos de flotación y soportar la barandilla. Las redes están construidas con material sintético, 100% de poliamida, de malla cuadrada y sin nudos, para evitar dañar a los peces.



Fig. 4.2
Jaulas flotantes mostrando el detalle de la barandilla y el bastidor.



Fig. 4.3
Jaulas flotantes mostrando la profundidad de la red.



Fig. 4.4
Doradas en el interior de una jaula flotante.

4.2.3 Agrupamiento y fondeo de jaulas

Aunque algunas jaulas son ancladas individualmente, la práctica común es agruparlas, no sólo porque simplifica y minimiza los costes de fondeo, sino también por razones de manejo y mantenimiento. El número y la disposición de jaulas en grupos dependen de varios factores, tales como: el tamaño de la piscifactoría, el tamaño y naturaleza del emplazamiento, la forma y el diseño de las jaulas, las dificultades del fondeo y consideraciones ambientales.

Para grandes instalaciones, el cultivador puede desear organizar su producción en varios grupos. El tamaño, forma, profundidad y características físicas del emplazamiento pueden restringir la situación de las jaulas e imponer el número de cada uno de los grupos.

Mientras que las jaulas cuadradas y rectangulares se pueden montar en una gran variedad de configuraciones, los diseños hexagonales, octogonales o circulares tienen más limitaciones de agrupamiento.

Otro aspecto importante a considerar en el agrupamiento de jaulas, es el hecho que el caudal de agua a través del grupo de jaulas disminuye considerablemente aguas abajo, con lo cual

pueden producirse notables diferencias en la calidad del agua entre unas jaulas y otras. Por esta razón no es recomendable agrupar más de 8 a 10 jaulas en longitud y más de 2 ó 3 en anchura.

El agrupamiento de jaulas reduce considerablemente las fuerzas que actúan sobre las jaulas individuales y modifica su comportamiento, suavizando sus movimientos lineales y rotacionales. Las uniones entre jaulas se deben diseñar para que el movimiento de cabeceo se amortigüe moderadamente, mientras que el balanceo y la subida de la ola se mantengan en un mínimo. Las razones para esto son que no sólo es difícil y caro construir uniones que permitan el movimiento universal para facilitar el movimiento libre de las jaulas, sino que tampoco es deseable tanto del punto de vista de los peces cultivados como del operativo. Por otra parte, si las uniones son muy rígidas, habrá una gran concentración de esfuerzos en esos puntos, con el consiguiente riesgo de que se produzca una rotura.

El sistema de fondeo es fundamental para mantener la ubicación de la instalación y para amortiguar los movimientos bruscos del mar, evitando que las fuerzas generadas se transmitan a la estructura flotante y a las redes. Aunque cada sistema de fondeo debe diseñarse específicamente de acuerdo a las características particulares de cada emplazamiento, como son el viento, las corrientes, el oleaje, la profundidad, las mareas, etc., casi todos ellos cuentan con una serie de elementos comunes que a continuación se detallan, comenzando desde el fondo: anclas especiales o “muertos”, cadena, cabo de fibras sintéticas, trozo de cadena o peso de compensación en el centro de la línea de fondeo, boya de amortiguamiento antes de la boya principal, pieza de distribución de esfuerzos con la boya principal y cadena o cabo o una combinación de ambos hasta la jaula (figura 4.5).

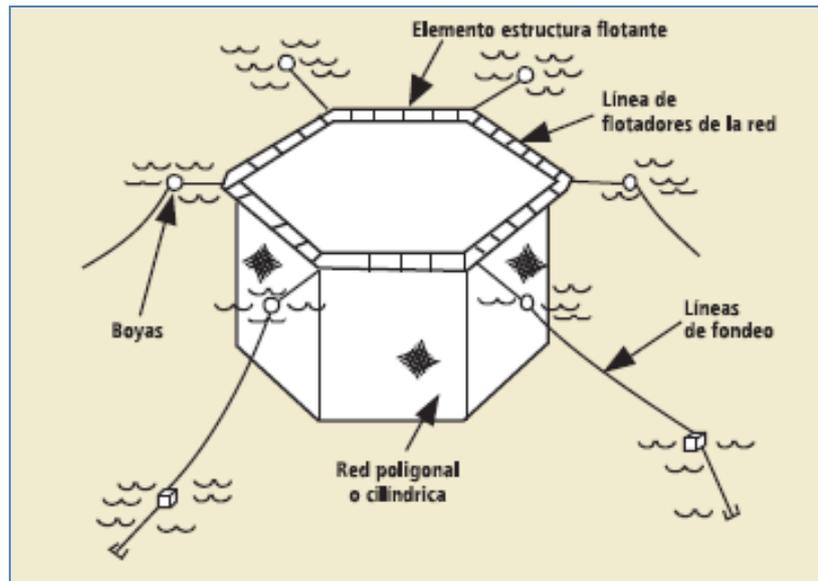


Fig. 4.5
Esquema típico de fondeo para una jaula flotante circular o poligonal. (Fuente: Beveridge, 2004).

Las líneas de anclaje deben cumplir dos funciones: resistir y transmitir las fuerzas. Las cargas impuestas a un sistema de anclaje son principalmente dinámicas y por lo tanto es importante que tengan una alta resistencia a la rotura y puedan absorber la mayor parte de la energía cinética de las fuerzas que cambian rápidamente, tales como los esfuerzos provocados por las olas y los esfuerzos repentinos de las ráfagas de viento; todas estas fuerzas serán transmitidas directamente a las anclas o a los muertos que necesitan una gran capacidad de absorción y retención.

Existen dos tipos o sistemas de anclaje: único y múltiple. El segundo proporciona más seguridad, en tanto que el primero permite el movimiento circular de las jaulas. El anclaje único es más común con jaulas cuadradas o rectangulares. Utilizan menos cable y cadena y adoptan una posición de menor resistencia respecto a los vientos predominantes, olas y corrientes. Además, las jaulas ancladas con sistema único distribuyen los residuos particulados vertidos desde las jaulas en una zona considerablemente más amplia que con el sistema múltiple.

La elección de la orientación de las jaulas con anclaje múltiple depende de la naturaleza del emplazamiento y de la configuración del grupo de jaulas. Si el lugar está expuesto a las inclemencias del tiempo y las corrientes son fuertes, entonces es mejor elegir una situación de menor resistencia para evitar o prevenir las fuerzas del viento o la corriente. Por otra parte, si la zona es tranquila y la circulación del agua no muy intensa, entonces es mejor agrupar y ubicar las jaulas buscando maximizar el intercambio de agua. En la figura 4.6 se pueden observar varias formas de fondeo único y múltiple.

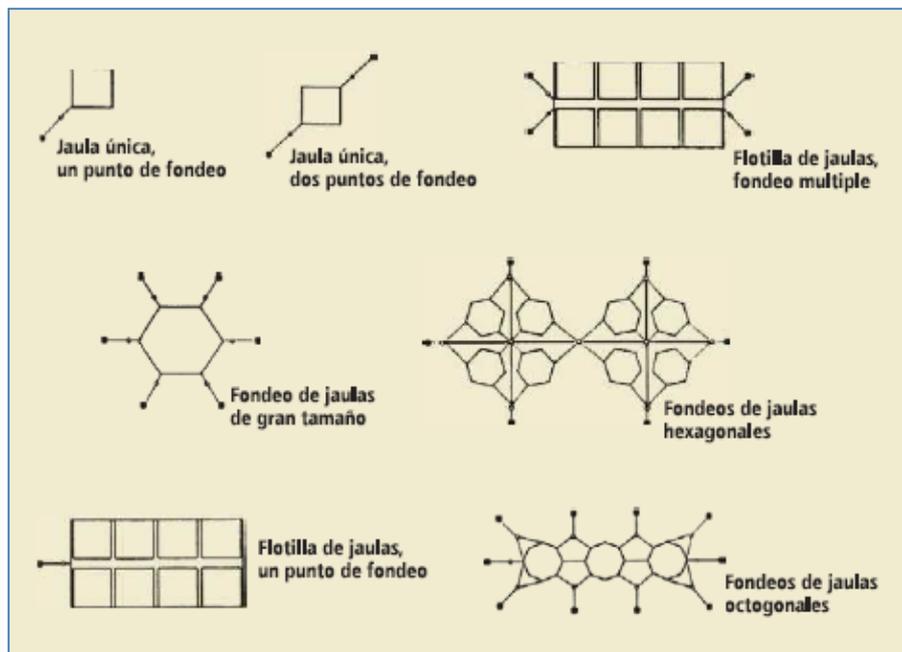


Fig. 4.6
Sistemas de fondeo. (Fuente: Beveridge, 2004).

4.2.4 Sistemas de alimentación

La alimentación durante el período de engorde constituye uno de los factores clave en el éxito o fracaso de una granja dedicada al cultivo de peces. El alimento es hoy por hoy el factor

económico de mayor incidencia en los costes de producción de las empresas, no sólo por el coste que representa el propio pienso sino también por el generado por los sistemas empleados en su distribución. Además, la optimización de las tasas de crecimiento, la reducción del impacto medioambiental de la acuicultura y el bienestar animal son en buena medida dependientes del tipo de alimento empleado y de cómo éste se suministre a los peces (Sanz, 2009).

El modo en que el alimento se suministre a los peces constituye un factor de gran importancia en el rendimiento de una explotación ya que afecta al crecimiento de los peces, al desperdicio de alimento y sobre todo al coste de mano de obra empleada en el proceso. Para tratar de optimizar los sistemas de alimentación a emplear para una determinada especie en una instalación concreta, se ha de poder analizar con la mayor precisión posible la cantidad real de comida ingerida, y para ello es fundamental conocer cuánto alimento se ha suministrado y cuánto se ha desperdiciado.

Un principio que se debe tener en cuenta cuando se habla de alimentación de los peces es el hecho de que muchas especies no regulan su ingesta de alimento sobre una base diaria, sino que utilizan periodos mucho más amplios para su regulación. Ello supone que, en determinados días, su apetito es reducido e ingieren raciones por debajo de lo esperado, mientras que otros días son capaces de ingerir cantidades superiores a las previstas. Esta amplia variación diaria, a menudo, es impredecible aún teniendo en cuenta las condiciones ambientales, por lo que los sistemas de alimentación dotados de una cierta flexibilidad son preferibles a los sistemas programados rígidamente (Madrid et al., 2001). A continuación se describen brevemente los principales sistemas de alimentación utilizados actualmente en la piscicultura.

- **Administración de raciones fijas predeterminadas.**

Se administran raciones a partir de tablas proporcionadas por los fabricantes de alimento u obtenidas por la misma empresa acuícola, o a partir de modelos matemáticos que calculan los

requerimientos diarios. El suministro de la dieta puede hacerse manualmente o mediante dispositivos automáticos que liberan raciones fijas a intervalos previamente establecidos. Sin embargo, es difícil predecir exactamente la ingesta que van a realizar los peces, debido a variaciones relacionadas con factores ambientales, salud, tamaño y estado de desarrollo. Esto supone un factor negativo ya que las posibles variaciones a corto plazo de la ingesta de alimento no son tenidas en cuenta en la gestión diaria de la alimentación (Alanara et al. 2001).

- **Alimentación basada en la saciación (control *a posteriori*).**

Se trata de sistemas que programan la liberación de alimento a intervalos regulares y que determinan la cantidad de alimento dispensado en función de señales de retroalimentación proporcionadas por los peces. Según el tipo de retroalimentación se puede encontrar:

- **Retroalimentación mediante control visual.**

Es el caso de la alimentación manual *ad libitum* (a saciedad). Es uno de los procedimientos más ampliamente utilizados en la mayoría de las instalaciones (figura 4.7). La ración se reparte en diferentes tomas y se controla el tamaño de la toma atendiendo a las señales de apetito proporcionadas por los propios peces. Aunque se trata de un buen sistema de alimentación, tiene algunas limitaciones, como por ejemplo la dificultad que implica la observación del comportamiento de los peces desde la superficie, la gran cantidad de tiempo que precisa y la falta de control del alimento no consumido.

- **Retroalimentación automática a partir de la detección del alimento no consumido.**

Su funcionamiento se basa en la distribución de pequeñas comidas de prueba a intervalos regulares y la determinación simultánea, mediante sensores sumergidos en el fondo de la jaula, del alimento no consumido (figura 4.8). En el caso de que una distribución fuera ingerida totalmente por los peces, el sistema continúa alimentando hasta el momento en que se rebase un umbral de alimento desperdiciado, en cuyo caso cesa la alimentación. Estos sistemas funcionan bastante bien con temperaturas bajas,

pero no son tan fiables en el Mediterráneo, ya que obligan a la limpieza frecuente de los sensores infrarrojos como consecuencia del crecimiento de organismos sobre los mismos.



Fig. 4.7
Sistema de alimentación manual. (Sanz, 2009).

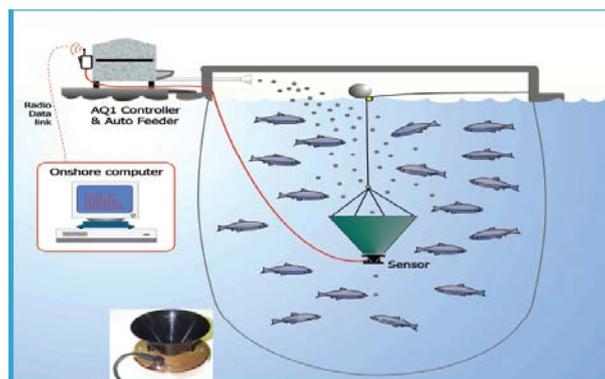


Fig. 4.8
Sistema de alimentación automático, con sistema de retroalimentación a partir de la detección del alimento consumido. (Fuente: Blyth et al., 1999).

- **Alimentación basada en la posición de los peces en la jaula.**

Se basa en la colocación de una sonda hidroacústica montada en el fondo de la jaula. La señal es procesada por un ordenador que integra el eco generado a diferentes profundidades de la jaula. Cuando la comida comienza, la densidad en la superficie aumenta significativamente y permanece a un nivel elevado mientras que el apetito permanezca alto. Cuando la intensidad

del eco en la capa superior de la jaula disminuye por debajo de un cierto umbral, los comederos dejan de suministrar alimento.

- **Alimentación basada en el control acústico de la ingestión de alimento.**

Este sistema se basa en la detección de los sonidos generados por la ingestión del alimento. Cuando los peces dejan de alimentarse, el sistema detiene el suministro de alimento.

- **Alimentación basada en la motivación (control a *priori*).**

Se basan en el desarrollo de un condicionamiento instrumental mediante el cual el pez aprende a activar un sensor con el fin de obtener una recompensa en forma de alimento. Los componentes principales del sistema son: un sensor que ha de ser fácilmente activado por una actuación voluntaria del pez, pero que ha de evitar activaciones involuntarias o como consecuencia del movimiento del agua; un distribuidor de alimento que reparte una cierta cantidad de dieta en respuesta a la activación del sensor; y un controlador que registra el número de demandas y que determina en función de una programación previa si habrá o no recompensa. En muchos casos este controlador es un ordenador, aunque en las versiones más sencillas el sensor está acoplado directamente con el distribuidor sin necesidad de controlador.

Como se puede ver, existe un amplio abanico de posibilidades para implementar un sistema de alimentación, de acuerdo a las características particulares de la granja de cultivo. En el caso de jaulas flotantes en mar abierto, las difíciles condiciones ambientales son un factor determinante a la hora de elegir el sistema de alimentación más adecuado. Aparentemente, el empleo de sistemas centralizados de impulsión de alimento de forma automática programada, que tengan en cuenta los patrones estacionales de alimentación de la especie y la utilización de tablas de racionamiento, sería el procedimiento más adecuado en estas condiciones, que apoyados por sensores o videocámaras para el control del alimento no consumido proporcionarían a estos sistemas la retroalimentación necesaria para su optimización.

4.2.5 Residuos

Existen dos métodos que se pueden utilizar para estimar la cantidad de alimento no comido, fecas y excreciones que se generan en una piscifactoría de jaulas flotantes: el primero, consiste en obtenerla directamente a través de muestreo y análisis *in situ* de la columna de agua y del fondo marino, y el segundo consiste en hacerlo indirectamente utilizando un balance de masa. El primer método es difícil y únicamente es útil para estimar la cantidad de alimento no comido y materia fecal en forma de partículas. Esto usualmente se hace a través de la instalación de trampas de suspensión debajo de las jaulas (Beveridge, 2004), aunque también se han utilizado técnicas hidroacústicas y de video para determinar la cantidad de alimento no consumido (Juell, 1991; Blyth et al., 1993; Mayer & Mclean, 1995). De esta manera se han reportado pérdidas de alimento no comido en forma de pellets en un rango de 1 % a 30 % del total de alimento vertido al interior de la jaula, aunque actualmente este rango se estima de 3 % a 5 % (Gowen & Bradbury, 1987; Beveridge et al., 1991; Findlay & Watling, 1994; Brooks et al., 2002).

El segundo método, el balance de masa, es particularmente útil cuando se usa junto con datos de campo y laboratorio. El alimento no comido, las fecas y las excreciones vertidas al medio pueden ser estimadas utilizando datos sobre cantidades y calidad del alimento, tasas de conversión de alimento (razón entre la cantidad de alimento utilizada y la ganancia de peso obtenida), digestibilidades y composición de la materia fecal. A partir de esto, se pueden derivar ecuaciones de balance de masa para varios tipos de residuos, tales como carbono (C), nitrógeno (N) o fósforo (P) (Beveridge, 2004). Por ejemplo, para un cultivo intensivo de tilapia (*Sarotherodon niloticus*) se tiene que el contenido de nitrógeno en el alimento es del 8 % en tanto que en el pez es de aproximadamente el 3 % de su peso (Meske & Manthey, 1983). Así, para una producción de 1 t, con una tasa de conversión de alimento (FCR) de 1,6:1 y un 20 % de alimento no comido, se tiene que los peces ingieren un total de 102,4 kg de nitrógeno, de

los cuales 30 kg permanecen en su cuerpo. Considerando además que por cada kg de alimento comido se producen 360 g de fecas con un contenido de nitrógeno del 4 % (Beveridge et al., 1991), se tiene una cantidad de 18,4 kg de nitrógeno contenido en la materia fecal producida. Los 54 kg restantes del nitrógeno ingerido son excretados a través de la orina. La figura 4.9 muestra esquemáticamente los resultados del balance de masa para este ejemplo.

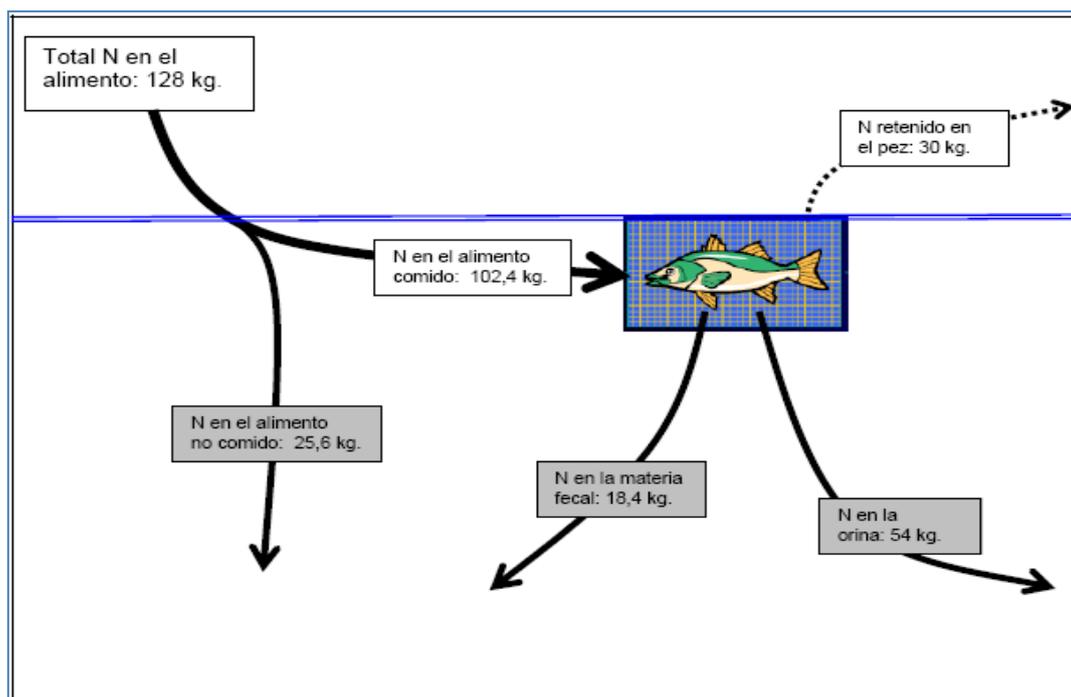


Fig. 4.9 Balance de masa del nitrógeno para 1t de producción en un cultivo intensivo de tilapia. (Adaptado de Beveridge & Phillips, 1993).

4.3 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

4.3.1 Entorno físico

La zona de estudio del presente trabajo es aquella parte del Mar Mediterráneo comprendida entre las coordenadas geográficas $-0,6^{\circ}$ y $0,7^{\circ}$ de longitud, y $37,8^{\circ}$ y $40,4^{\circ}$ de latitud, la cual incluye la franja costera desde Alicante hasta unos 50 km al norte de Castellón de la Plana,

como se puede ver en la figura 4.10. La zona tiene unas dimensiones aproximadas de 113 km x 280 km y en ella se encuentran las dos piscifactorías objeto de este estudio, denominadas Gramasa y Cultipeix, cuya descripción y características se presentarán más adelante.

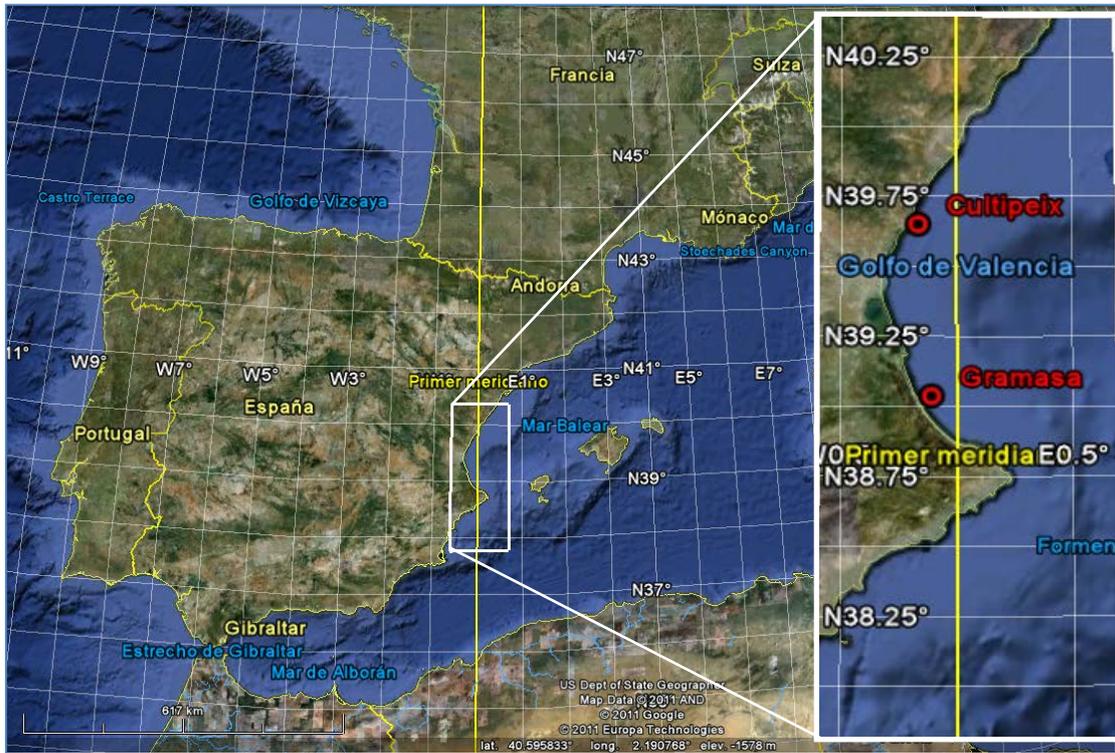


Fig. 4.10
Zona de estudio, incluyendo las piscifactorías Gramasa y Cultipeix.

La región del Mediterráneo en la cual se encuentra ubicada la zona de estudio es conocida como mar Balear o mar Ibérico y se extiende desde el cabo de San Antonio, en la provincia de Alicante, hasta el cabo de San Sebastián en la provincia de Girona, y desde la isla de Formentera hasta el extremo nordeste de Menorca, en las islas Baleares. Incluye las costas de Valencia, del Azahar, la costa Dorada y parte de la costa Brava. La parte que corresponde a la costa valenciana y a la del Azahar se conoce como golfo de Valencia.

El mar Mediterráneo, como se puede ver en la figura 4.11, es un mar semicerrado, que por su lado occidental se comunica con el Océano Atlántico a través del Estrecho de Gibraltar, y por

su lado oriental se comunica con el Mar de Mármara a través del Estrecho de los Dardanelos. Además, está comunicado con el Mar Negro a través del Bósforo y también tiene un acceso a la región del Golfo Pérsico a través del Canal de Suez.

Con aproximadamente 2,5 millones de km² y 3860 km de longitud, es el mar interior más grande del mundo. Tiene una longitud de Este a Oeste de 3860 km y una anchura máxima de 1600 km, con una profundidad promedio de 1500 m. Una barrera submarina desde Túnez a Sicilia (aproximadamente a 15° E), divide el Mediterráneo en dos grandes cuencas: la oriental y la occidental. Dichas cuencas se componen a su vez de varias sub-cuencas, definidas por diferentes características oceanográficas (topografía, masas de agua y forzamientos atmosféricos, entre otras) y separadas por estrechos y canales (Astraldi et al., 1999), a saber: en el lado occidental las cuencas de Alborán, Balear y Argelina, y en lado oriental las cuencas Jónica y Levantina (figura 4.11).

Entre España y Marruecos existe otra barrera submarina, con sólo 320 m de profundidad, que restringe la circulación a través del angosto Estrecho de Gibraltar y reduce las diferencias de nivel de las mareas lo que, junto con el alto nivel de evaporación, hace que el Mediterráneo sea mucho más salino que el Océano Atlántico (Liste, 2009).



Fig. 4.11
Mapa del Mar Mediterráneo, mostrando sus principales cuencas y estrechos.

La visión general de la circulación en el Mediterráneo es compleja y está compuesta por diferentes escalas temporales que interactúan entre sí, incluyendo la gran escala, la escala subcuena y las estructuras de mesoescala (Robinson & Golnaraghi, 1994). A continuación se describe de una manera esquemática, la circulación general en la cuenca oeste del Mediterráneo, extraída de Liste (2009), que corresponde a la región donde se encuentra la zona de estudio.

En las capas superficiales el agua atlántica (AW) entra en el Mar Mediterráneo a través del Estrecho de Gibraltar. Se asume entonces que el agua atlántica es modificada y pasa a llamarse MAW. Su trayectoria es generalmente ciclónica siguiendo el talud de todo el Mediterráneo a una profundidad de 100-200 m (figura 4.12). En el Mar de Alborán, la circulación está dominada por uno o dos giros anticiclónicos de escala subcuena (Viudez et al., 1998).

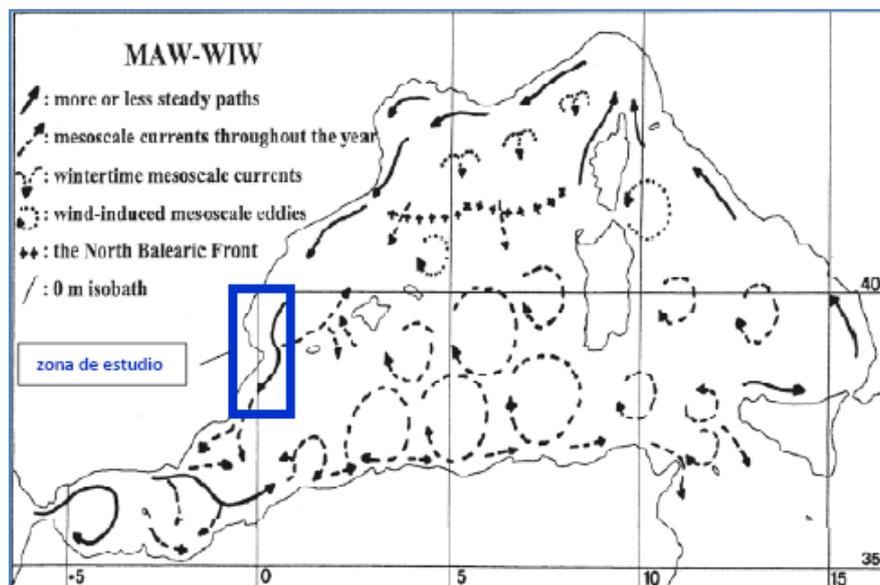


Fig. 4.12
Esquema de la circulación superficial en la cuenca oeste del Mar Mediterráneo, mostrando la zona de estudio. (Fuente: Millot, 1999).

Entonces, el MAW sigue a lo largo de la costa Africana y es llamada corriente de Argelia. Esta corriente costera es muy inestable y se produce la formación de una gran cantidad de remolinos a lo largo de esta costa. Por esta razón la cuenca de Argelia está caracterizada por

una gran actividad de mesoscala. Algunos de estos remolinos crecen de tamaño y se separan de la costa alcanzando en algunos casos la parte meridional del Mar Balear (Ruiz et al., 2002). Cuando la corriente de Argelia alcanza el Estrecho de Sicilia, se bifurca en dos ramas. Una rama entra en el Mediterráneo Este, mientras que la otra permanece en la cuenca Oeste siguiendo las costas de Francia e Italia, llamándose corriente del Norte (Millot, 1999). Esta corriente es también alimentada por el flujo hacia el Norte del MAW, a lo largo del Este de Córcega. La corriente del Norte fluye por lo menos hasta el Canal de Ibiza. Durante la trayectoria del MAW desde Gibraltar hacia el Este, pierde gradualmente sus características originales siendo más salada (debido a la evaporación) y más densa. Cuando la corriente del Norte alcanza la cuenca Balear, las propiedades del MAW son muy diferentes de las que tiene el AW entrando por el Estrecho de Gibraltar en el Sur. Estas diferencias provocan que aparezca un frente de densidad que separa esas aguas. Este frente es llamado frente Balear.

En el Oeste del Mediterráneo se produce la formación de masas de aguas intermedias y profundas. En el Golfo de León, los fuertes eventos de viento (Mistral) en invierno, producen convección y hundimiento, formando la *Western Mediterranean Deep Water* (WMDW). Durante inviernos suaves, ocurre el fenómeno de convección pero el hundimiento de las aguas no es suficiente para generar aguas profundas, formándose por tanto aguas a profundidades intermedias llamada *Western Intermediate Waters* (WIW) (Font et al., 1988).

En resumen, se puede plantear un cuadro general de la circulación del Mediterráneo compuesto por varios giros de escala sub-cueca y corrientes, conectados por fuertes chorros y corrientes costeras, todo ello mezclado con la variabilidad temporal de las principales corrientes y giros a diferentes escalas de tiempo, desde la escala estacional a la interanual y con fuertes actividades de mesoscala en diferentes regiones (Pinardi & Masetti, 2000; Larnicol et al., 2002). Por lo tanto, la circulación del Mar Mediterráneo se puede mirar como un sistema oceánico en el cual interactúan diversas escalas temporales y espaciales formando, de este modo, una circulación general altamente variable.

- **Batimetría y topografía de la zona**

La topografía del fondo marino en la zona del mar Balear es relativamente compleja. Con una estrecha plataforma continental en el norte de la región y cerca de las Islas Baleares y una zona relativamente amplia de la misma en el sur cerca del Delta del Ebro, ambas están penetradas por una serie de cañones submarinos, tales como los del Foix, Blanes, Palamos, Creus y Lacaze. Las profundidades máximas son aproximadamente de 2800 m, según se puede observar en la figura 4.13. Los cañones submarinos tienen un papel muy importante en la dinámica de la zona en mesoescala, participando en la formación y transformación de vórtices. Otro fenómeno importante asociado con los cañones es el transporte de sedimentos y de desechos urbanos hacia la plataforma abisal. Dicho material se acumula en la parte adyacente del cañón y con el tiempo, bajo la acción de su propio peso, se transporta hacia las profundidades del lecho del cañón.

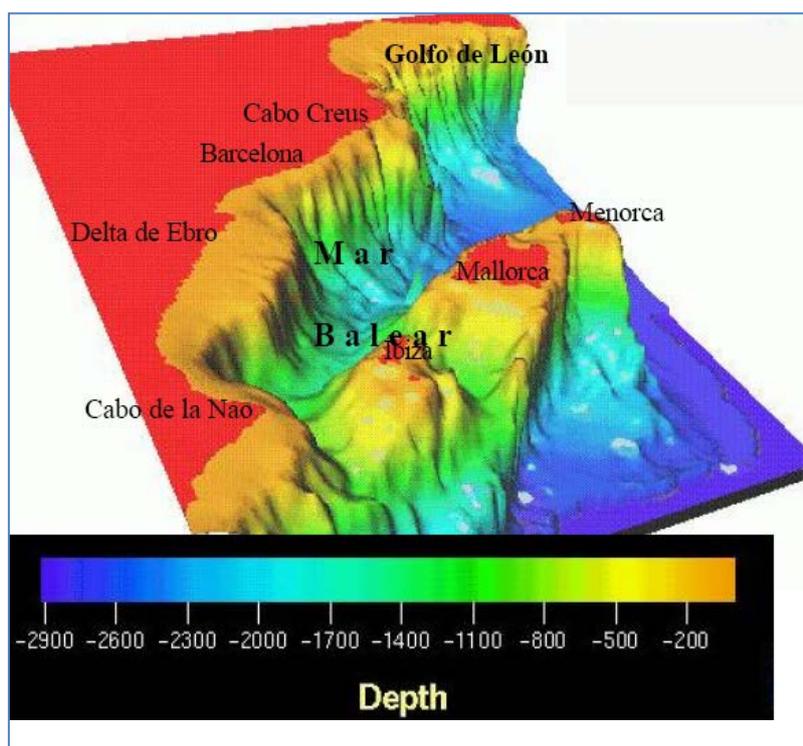


Fig. 4.13
Batimetría 3D de la zona del mar Balear. (Fuente: Platonov, 2002).

- **Climatología general de la zona**

Todo el Mediterráneo Occidental queda durante el verano al Este del anticiclón atlántico de las Azores. En invierno, debido a la situación mucho más meridional de las altas presiones atlánticas, la actividad ciclónica afecta de pleno el clima del Mediterráneo, llevando lluvias y frentes. El clima de la región es templado, con inviernos moderados y lluviosos y con veranos calurosos y secos. Habitualmente los frentes, la mayoría de origen atlántico, pasan el área estudiada en dirección noroeste - sudeste (NW - SE), mientras que las depresiones o ciclones tienen origen y dirección muy variable. La temperatura del aire en el litoral normalmente alcanza el máximo en el mes de agosto (23 °C – 24 °C) y el mínimo en enero (9 °C – 10 °C). La evolución mensual de la temperatura superficial del agua tiene un carácter similar con un máximo en agosto de 22,7 °C, y con un mínimo invernal en febrero de 12,4 °C (Platonov, 2002). En invierno, los vientos del Este se observan con mayor frecuencia que los vientos del Oeste, ocurriendo lo contrario en verano (García et al., 1993). Las direcciones más frecuentes del viento en el litoral son de NE-E y SW-W, dependiendo de la temporada, con velocidades medias inferiores a 4 m/s (García et al., 1993).

- **Hidrodinámica general de la zona**

En la circulación superficial de las aguas, predomina el flujo ciclónico formado por la Corriente *Liguro-Provenzal* que se propaga a lo largo de las costas del Mar Balear y de Valencia y sus ramas, que a la latitud de Cabo de la Nao, viran hacia las Islas Baleares (Germán, 1996) (Figura 4.14). También existen las corrientes locales de menor escala, que determinan la dinámica superficial de la zona litoral. La mayor parte de las corrientes superficiales del Mediterráneo normalmente no alcanzan velocidades mayores de 1-2 nudos (0,5 - 1.0 m/s) (Instituto Hidrográfico de la Marina, 1991).

Una de las propiedades hidrodinámicas interesantes de la región es la presencia de dos frentes marinos estacionarios (Frentes Catalán y Balear) en la frontera entre la plataforma continental y el talud continental caracterizados en primer lugar por considerables diferencias de salinidad

de las aguas (Font et al., 1988). Como ejemplo, las aguas superficiales son menos saladas en la plataforma (37,3 - 37,5) y más saladas en el mar abierto, con unos valores de salinidad de hasta 38,0, aproximadamente (Germán, 1996).

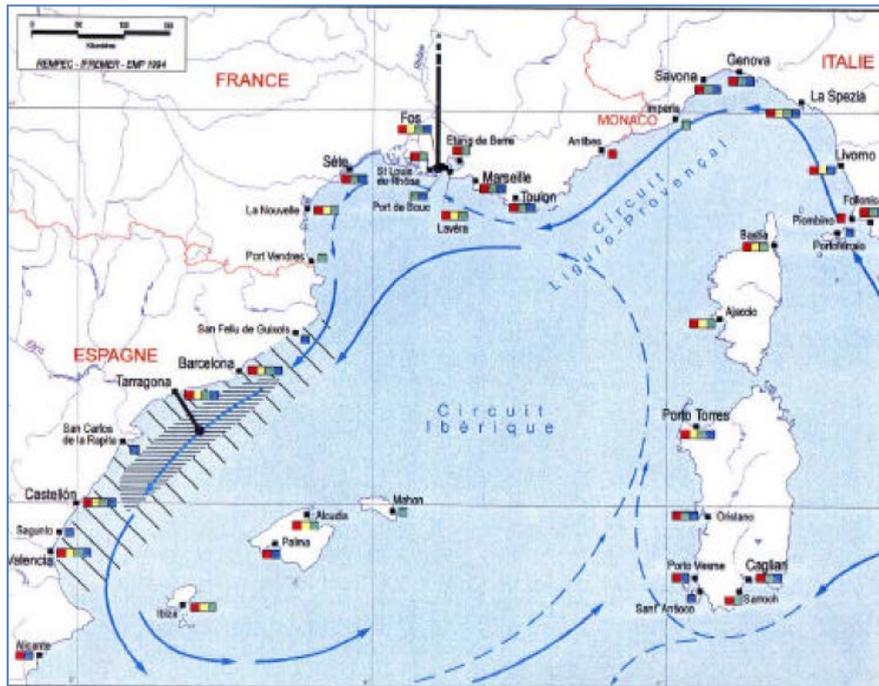


Fig. 4.14
Principales corrientes marinas en la zona de estudio del mar Balear. (Fuente: Platonov, 2002).

Como se puede entender, los valores climatológicos e hidrodinámicos dados anteriormente corresponden a promedios sobre un gran número de medidas y, por lo tanto, solamente tienen un valor orientativo. Afortunadamente, en los últimos años se ha implementado a lo largo del litoral Mediterráneo español una red de medición de variables oceanográficas y meteorológicas, que permite disponer de datos muy precisos para zonas y períodos de tiempo determinados. Particularmente, en la posición $39,46^\circ$ de latitud y $-0,26^\circ$ de longitud, a 4 km de la costa, frente a la ciudad de Valencia (entre Gramasa y Cultipeix) se encuentra ubicada una boya profunda (figura 4.15) perteneciente a Puertos del Estado, de la cual se han obtenido los datos de velocidad de viento, velocidad de corriente, salinidad y temperatura que se muestran en las figuras 4.16 a 4.18.



Fig. 4.15
Ubicación de la boya de medición perteneciente a Puertos del Estado.

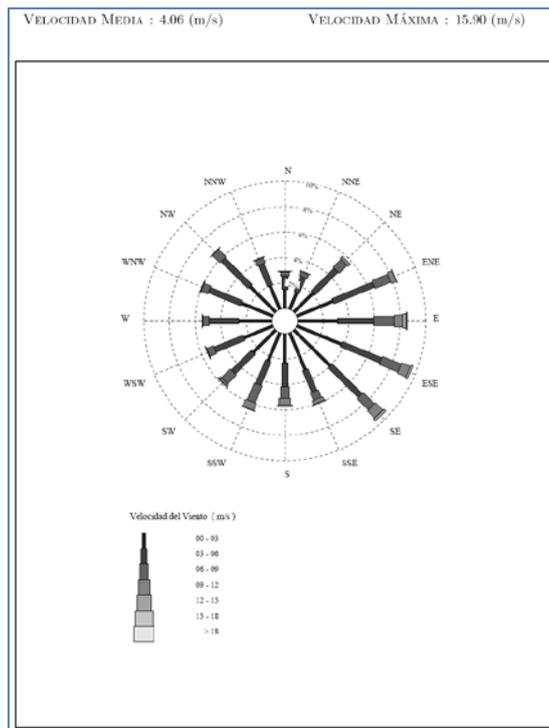


Fig. 4.16
Rosa de vientos. Período Dic. 2004 – Nov. 2005. (Fuente: Puertos del Estado).

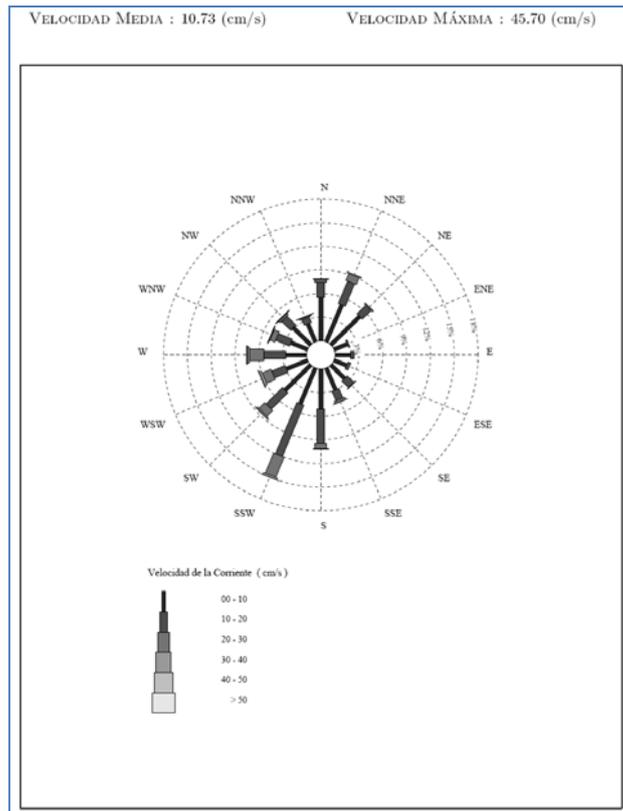


Fig. 4.17
Rosa de corrientes. Período Dic. 2004 – Nov. 2005. (Fuente: Puertos del Estado).

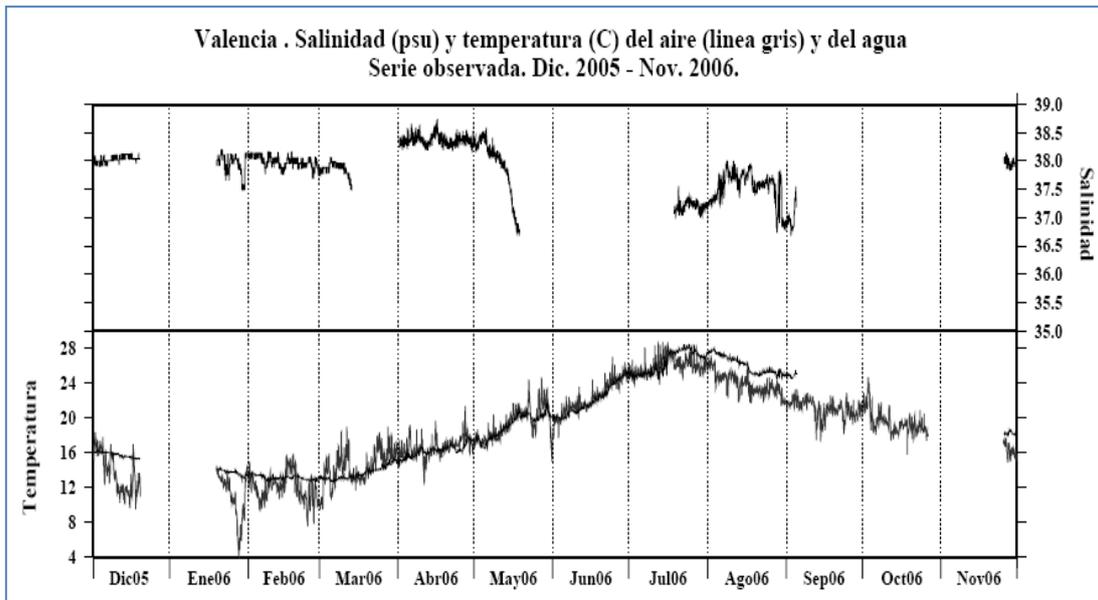


Fig. 4.18
Salinidad y temperaturas del aire y del agua. Período Dic. 2005 – Nov. 2006. (Fuente: Puertos del Estado).

Como se puede apreciar en la figura 4.17, la dirección predominante de la corriente medida por la boya corresponde a la NNE-SSW, la cual es muy similar a las direcciones de corriente mostradas en las figuras 4.12 y 4.14. Además, como se puede observar, dicha dirección es aproximadamente la dirección de la línea de costa de la zona. Es decir, la principal circulación en las cercanías de la costa ocurre en una dirección paralela a la línea de orilla.

Por otra parte, en la figura 4.18 se observa como la temperatura del agua alcanza sus valores extremos de 13 °C y 28 °C en los meses de febrero y julio, respectivamente. Por su parte, la salinidad presenta cierto grado de variación a lo largo del año, aunque podría considerarse relativamente estable en torno a 38.

4.3.2 Instalaciones

Las dos piscifactorías estudiadas en el presente trabajo se han denominado Gramasa y Cultipeix por el nombre de sus empresas propietarias. Gramasa proviene del nombre de la empresa Granja Marina Safor S.L. en tanto que Cultipeix proviene del nombre de la empresa Cultipeix S.L. Como se ve en la figura 4.10, ambas piscifactorías se encuentran ubicadas frente a la Costa Valenciana, separadas por una distancia de 68,3 km. Gramasa está ubicada frente a la ciudad de Gandía, a 6,2 km de la costa, en tanto que Cultipeix se encuentra frente a la ciudad de Sagunto, a 4,1 km de la costa. La profundidad media en las zonas donde se encuentran las granjas es de aproximadamente 40 m.

Ambas granjas marinas están dedicadas al cultivo de la dorada en jaulas flotantes, con una producción anual promedio de 500 t cada una. Cada granja está compuesta de 42 jaulas distribuidas en una superficie aproximada de 0,5 km², como se muestra de manera esquemática en la figura 4.19, donde la posición geográfica que se observa corresponde a la ubicación de las jaulas de Gramasa. Las jaulas utilizadas son del tipo circular con un diámetro de 16 m y una profundidad de 10 m.

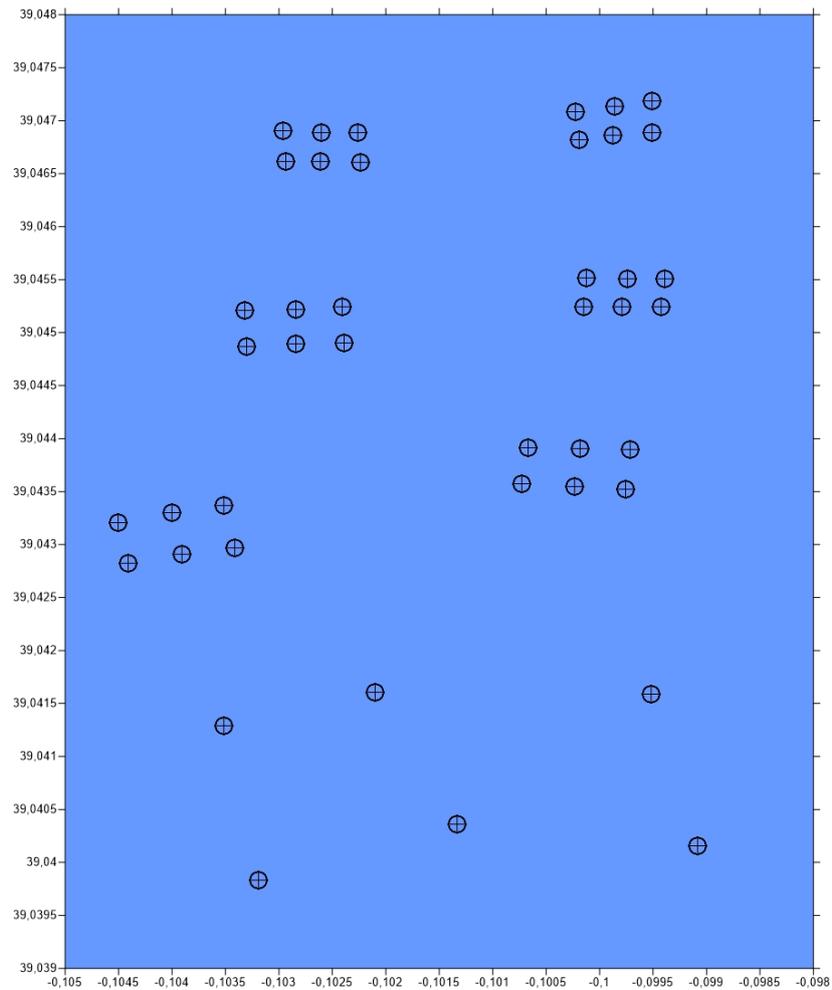


Fig. 4.19
Esquema de la distribución de jaulas de cada piscifactoría. La ubicación geográfica corresponde a las jaulas de Gramasa.

4.3.3 El cultivo de la dorada (*Sparus Aurata*)

La dorada es un perciforme que pertenece a la familia de los espáridos y en la actualidad es el pez de agua de mar más cultivado en el Mediterráneo. Es un pez con cuerpo ovalado, alto y comprimido lateralmente, con el perfil cefálico convexo y bien armado de dientes. Es fácil distinguirlo por una banda amarilla característica que presentan en la frente, entre los ojos, y que es más patente en los individuos adultos, y sobre la que aparece otra banda de color negro. La coloración es gris plateada, más oscura en el dorso y bastante clara en la zona

ventral. La aleta dorsal es de color gris azulada, y presenta una línea media negra, y la aleta caudal es grisácea con los bordes negros, como se puede observar en la figura 4.20.



Fig. 4.20
Dorada (*Sparus Aurata*).

Común en todo el Mediterráneo, se distribuye también por las costas del Atlántico Oriental desde Guinea y Senegal hasta el Cantábrico y el Sur de las Islas Británicas, y está también presente en las Islas Canarias.

Es una especie marina muy habitual en fondos rocosos y de algas, aunque es frecuente encontrarlos sobre fondos arenosos o fangosos. Los individuos jóvenes tienen hábitos más litorales, viviendo en fondos de menos de 30 metros, aunque los adultos pueden llegar a encontrarse a 100-150 metros de profundidad. A pesar de ser una especie gregaria, suele vivir en solitario o formando grupos poco numerosos. No obstante, en las migraciones reproductivas pueden llegar a formar grupos de miles de individuos.

Es un pez euritermo y eurihalino bastante sensible a las bajas temperaturas, dejando de alimentarse si la temperatura baja de 12-13 °C, aunque puede soportar temperaturas menores, siendo su mínimo letal del orden de 5-7 °C. Por el contrario, resiste temperaturas

bastante elevadas, creciendo muy rápido a temperaturas entre 23-25 °C y soportando temperaturas de hasta 32-33 °C. En cuanto a su carácter eurihalino, su tolerancia es aún mayor: la dorada es una especie que se ha demostrado capaz de vivir en condiciones de salinidad variables entre 3 y 70, penetrando en estuarios y lagunas costeras con un amplio rango de salinidades.

En condiciones de libertad, los alevines de dorada presentan migraciones tróficas hacia las lagunas y zonas litorales; estas migraciones se realizan durante la primavera, permaneciendo los juveniles en estas áreas hasta mediados de otoño, cuando comienzan a migrar a zonas de mayor profundidad, buscando lugares con condiciones menos extremas que las que se dan en las lagunas costeras, en las cuales la temperatura disminuye más que en mar abierto. Esta migración también está relacionada con la reproducción, en busca de condiciones más óptimas para la misma (temperaturas entre 14 y 18 °C y salinidades de 37-38).

La alimentación de la dorada es eminentemente carnívora, prefiriendo moluscos bivalvos y pequeños peces o cefalópodos.

Las primeras experiencias de cultivo de dorada en España se realizaron durante la década de los setenta en la Planta de Cultivos Marinos del Instituto Español de Oceanografía en Lo Pagán, con salinidades que oscilaban entre 44 y 53. Durante la década de los 80 comenzaron a obtenerse larvas y alevines de modo continuado, siendo la década de los 90 la que marca el punto de inflexión a partir del cual los criaderos comienzan a producir un número importante de alevines capaz de cubrir la creciente demanda existente. El preengorde y engorde se realizaba fundamentalmente en esteros de un modo extensivo y semiextensivo. Paulatinamente, comenzaron a intensificarse estos cultivos y empiezan a aparecer algunas instalaciones de cultivo intensivo en tierra y las primeras jaulas flotantes que se ubican en sitios relativamente protegidos. No es hasta el desarrollo de las jaulas en mar abierto, que comienza a finales de la década de los 90, que el cultivo de dorada no termina de despegar.

El proceso de engorde de la dorada suele dividirse normalmente en 2 fases claramente diferenciadas: un primer preengorde desde 1-2 hasta los 15-20 g en los cuales se ejerce un mayor control sobre los alevines, y el engorde propiamente dicho que va desde los 15-20 g hasta la talla comercial de 350-400 g.

- **Preengorde**

Dura entre 45 y 120 días, dependiendo de cuál sea la temperatura del agua. A una temperatura óptima de 25-26 °C, el crecimiento es bastante rápido, y las doradas alcanzan los 20 gramos en menos de 2 meses, ya que son capaces de duplicar su tamaño en unos 10 días.

Para el preengorde se utilizan normalmente tanques de plástico u hormigón alargados tipo “raceway” o bien tanques redondos de plástico o poliéster. Las dimensiones son muy variadas: los alargados suelen ser de unos 5-10 m de largo por 1-2 m de ancho y los redondos suelen ser de 3-6 m de diámetro, con una profundidad de 1-1,5 m.

Hasta hace pocos años, no había instalaciones de preengorde propiamente dichas, y simplemente se habilitaba un lugar especial en las instalaciones de engorde. Pero el actual desarrollo de jaulas en mar abierto ha creado una necesidad de instalaciones de preengorde específicas. Los cultivadores en jaulas prefieren introducir peces de 20 o incluso más gramos, ya que son más resistentes y soportan mejor el fuerte oleaje de los temporales. Los cambios de redes son menos frecuentes, ya que la luz de malla es mayor, y además se introducen lotes más homogéneos, con lo que prácticamente se olvidan de clasificar. Esto es importante, ya que los trabajos en jaulas en mar abierto son más complejos de realizar. Es así como en el litoral español se han ubicado varias instalaciones especializadas en preengorde que compran los alevines a los criaderos con 0,5-2 g y que los engordan hasta el peso de 20 g demandado por las diferentes instalaciones de engorde.

- **Engorde**

El engorde de doradas en jaulas flotantes es la principal actividad de la piscicultura marina existente en España, con cerca de 80 instalaciones dedicadas a ello. Cabe señalar, sin embargo,

que varias de estas instalaciones simultanean o pueden simultanear el cultivo de la dorada con el de la lubina, atún o corvina.

El tiempo que tardan las doradas en alcanzar la talla comercial oscila entre los 13-16 meses, dependiendo de la época de inicio del engorde, aunque en zonas más frías puede alcanzar los 18 meses. Por el contrario, en zonas cálidas, como las Islas Canarias, el engorde tarda unos 11-12 meses o cerca de 14 meses o más, si se quiere aumentar el crecimiento hasta los 450-500 g, como se puede ver en la figura 4.21.

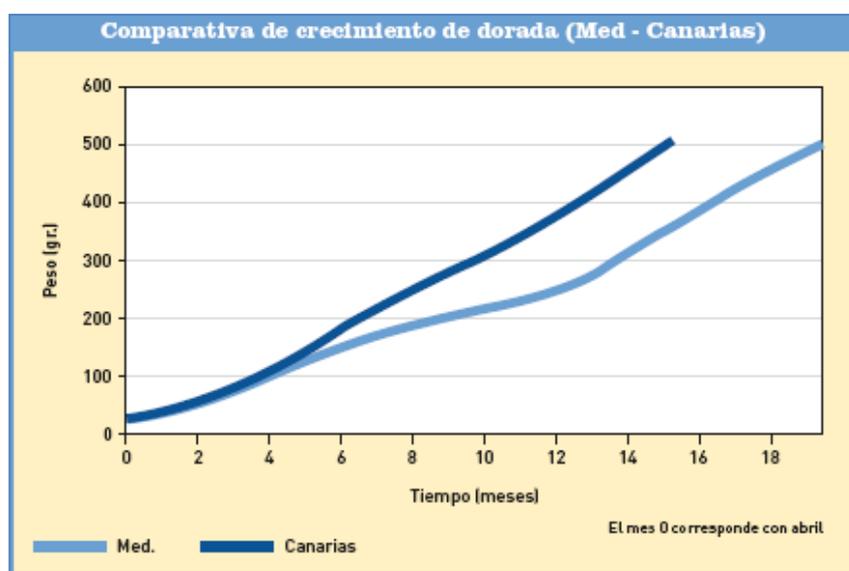


Fig. 4.21
Gráfico comparativo del crecimiento de la dorada en el Mediterráneo y las Islas Canarias. (Fuente: Ortega, 2008).

Como se ha dicho, las doradas tienen una buena tolerancia a temperaturas comprendidas entre los 12 y los 33 °C, aunque el óptimo se sitúa entre los 23 °C y los 25 °C, y por debajo de 12-13 °C dejan prácticamente de alimentarse y el crecimiento puede llegar a detenerse. Así, en el Mediterráneo español, se observa un crecimiento lento durante los meses de diciembre a abril, coincidiendo con los meses en que el agua se encuentra a temperaturas inferiores a 15 °C, como se observa en la figura 4.22.

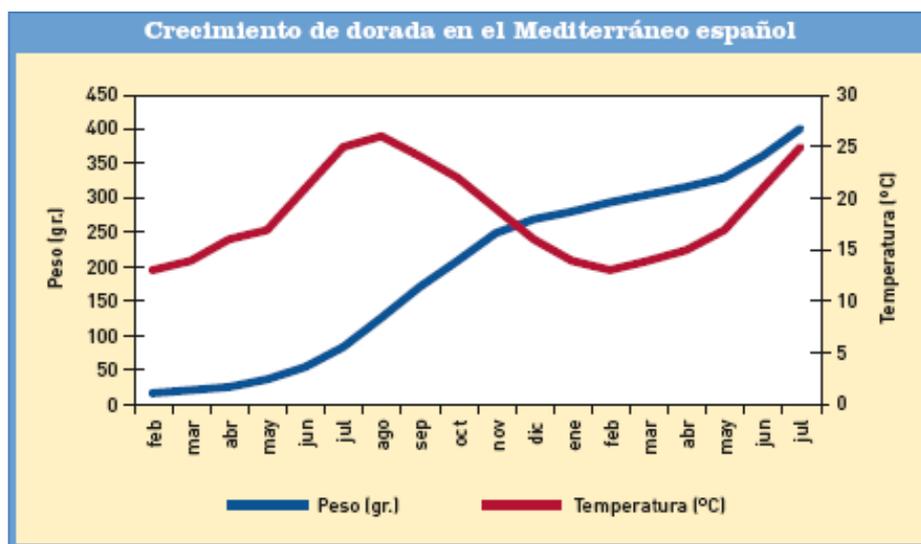


Fig. 4.22
Gráfico del patrón de crecimiento de la dorada y la temperatura del agua en el Mediterráneo español, durante el período de engorde. (Fuente: Ortega, 2008).

El tipo de alimentación en la fase de engorde es exclusivamente en base a pienso seco comercial. La ración diaria varía entre el 0,5 y el 3,5 % de la biomasa, en función del tamaño de los peces y de la temperatura. Antiguamente, los índices de conversión obtenidos fluctuaban entre 2 y 3, pero en la actualidad, con el empleo de piensos extruidos de elevado contenido energético, se ha conseguido mejorar estos índices, que pueden oscilar entre 1,5 y 2, es decir, se requieren entre 1,5 y 2 kg de alimento para producir un aumento de 1 kg en la biomasa. En cuanto al número de veces que se da de comer, depende de las instalaciones, del tamaño de los peces y de la temperatura del agua. En general, a menor tamaño y a mayor temperatura (hasta 24-25 °C), mayor número de dosis, que suelen oscilar entre 1 y 2-3 veces al día. La mayoría de las instalaciones ajustan el consumo de piensos a tablas de alimentación o programas informáticos que ofrecen las empresas suministradoras de alimento, aunque la mejor alimentación sería la que pidiesen los peces, es decir, la suministrada a sociedad. En la figura 4.23 se muestra una tabla de alimentación proporcionada por una de estas empresas.

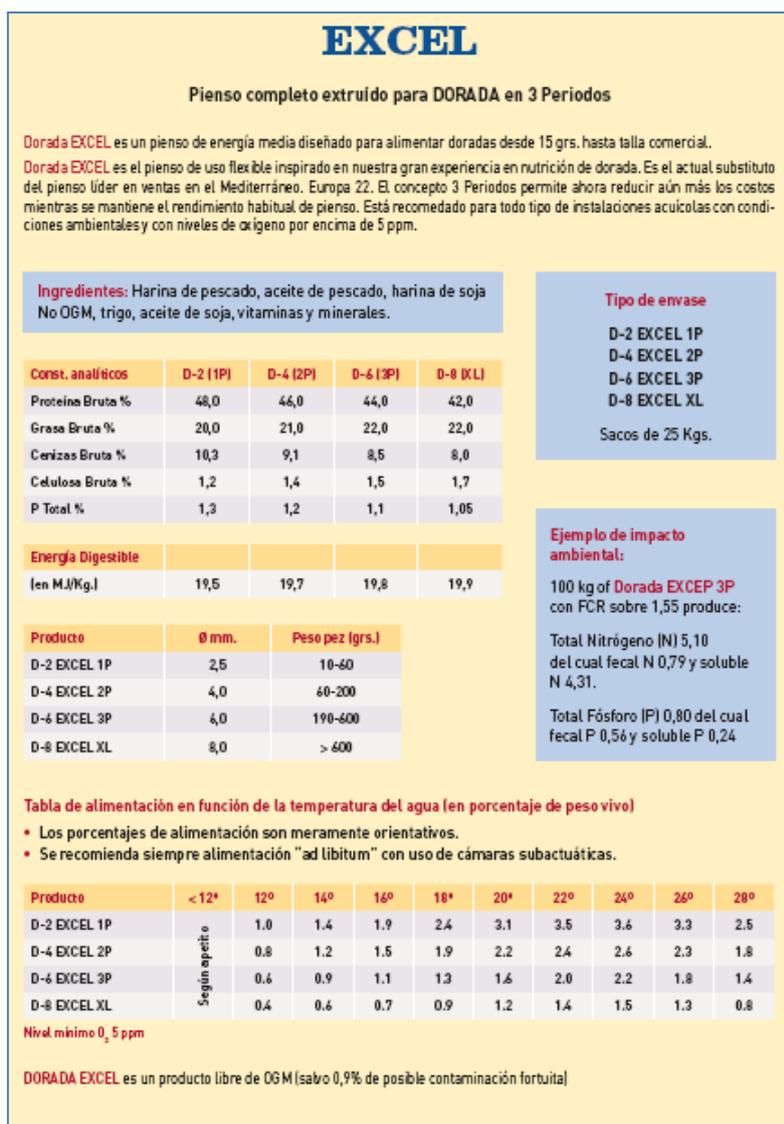


Fig. 4.23

Tabla de alimentación para el cultivo de dorada, proporcionada por una empresa suministradora de alimento. (Fuente: Ortega, 2008).

4.3.4 Cuantificación de los residuos en las piscifactorías estudiadas

El método del balance de masa ha sido utilizado en numerosos estudios de diferentes especies de peces para determinar la cantidad de residuos generados en su cultivo; sin embargo, cabe hacer notar que dicho método contiene una importante fuente de error que, dependiendo del objetivo del estudio, puede ser muy significativa, y que consiste en el hecho de considerar que la tasa de conversión de alimento, FCR, es constante.

La FCR (*Feed Conversion Ratio*) es una cantidad adimensional que, como se ha dicho anteriormente, corresponde a la razón entre la cantidad de alimento utilizada y la ganancia de peso obtenida, es decir:

$$FCR = \frac{\text{cantidad de alimento utilizado}}{\text{ganancia de peso obtenida}}$$

Esta cantidad no es constante a lo largo del tiempo que dura el ciclo de cultivo, puesto que, como se ha visto, tanto la demanda y consumo de alimento de los peces, como su crecimiento, está influenciado por una multiplicidad de factores que varían permanentemente a lo largo de las distintas épocas del año. Calcular la FCR como el cociente entre la cantidad total de alimento vertido a las jaulas en los 16 o 18 meses que dura un ciclo de cultivo y la ganancia de peso obtenida al final de dicho ciclo es relativamente simple, pero aporta muy poca información de lo que ocurre semanal o mensualmente a lo largo de este período. La forma más precisa de obtener la FCR para un cultivo determinado, sería conocer de manera exacta la cantidad de alimento que se utiliza diariamente para alimentar a los peces y el correspondiente aumento de peso de éstos; sin embargo, obtener la información necesaria para hacerlo es prácticamente imposible, pues las empresas propietarias de las piscifactorías consideran esta información como estratégica desde el punto de vista comercial. Por otro lado, si se utilizan las tablas dadas por los fabricantes de alimentos, como la que se muestra en la figura 4.23, para determinar las raciones diarias, se obtienen valores muy por encima de los máximos normalmente aceptados, como cabría esperar.

En el presente trabajo de investigación se ha seguido un camino alternativo que permite determinar la cantidad de residuos generados diariamente a lo largo de los 17 meses que dura el ciclo de cultivo intensivo de la dorada en las granjas estudiadas, logrando así disponer de la información necesaria para simular la dispersión de los residuos en diferentes épocas del año. Para ello se han utilizado los resultados experimentales obtenidos por [Mingarro \(2004\)](#), quien obtuvo los coeficientes de alimentación (peso de alimento por cada 100 kg de biomasa) para

un cultivo intensivo de dorada en aguas del Mediterráneo, en un estudio que duró aproximadamente 2 años (figura 4.24).

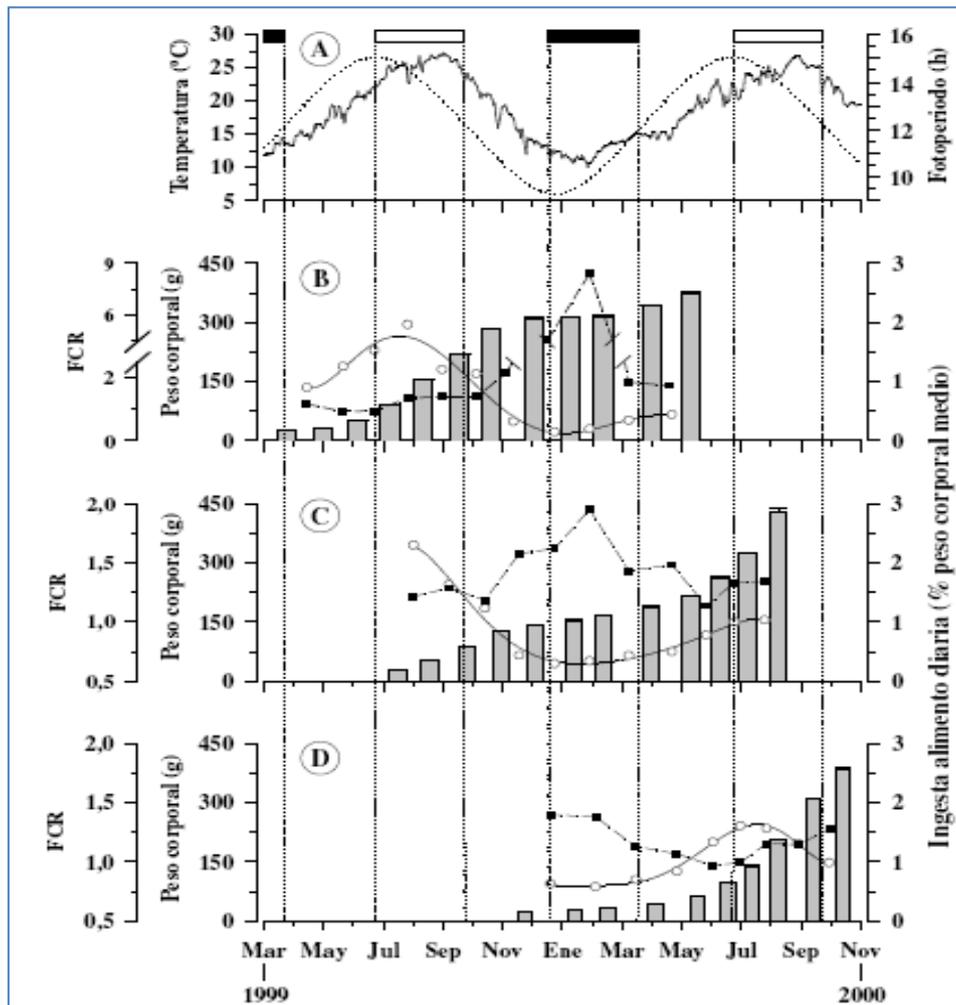


Fig. 4.24 (A) Cambios estacionales de fotoperíodo y temperatura. Peso corporal (barras), ingesta de alimento (o) y tasa de conversión FCR (■) de los peces cultivados durante todo el período experimental. (B) engorde 1. (C) engorde 2. (D) engorde 3. La duración de los períodos estival e invernal está indicada en la parte superior de la figura. (Fuente: Mingarro, 2004).

En dicho estudio se simularon las condiciones ambientales de una granja de cultivo típica, comenzando con individuos de aproximadamente 20 g que se alimentaron *ad libitum* en forma intensiva con piensos comerciales, hasta obtener individuos de aproximadamente 400 g.

En nuestro caso se ha utilizado la información del grupo B de la figura 4.24 para obtener los índices de alimentación en un período de 17 meses. A partir de estos índices se ha podido estimar, a efectos de esta tesis, la cantidad teórica de alimento vertido diariamente en las

jaulas de Gramasa y Cultipeix, desde marzo de 2004 a julio de 2005. Cabe señalar que los índices de alimentación han sido aumentados en un factor de 1/0,95 para incluir el hecho real que aproximadamente el 5 % del alimento vertido a la jaula no es comido por los peces.

Para calcular la cantidad de peces presentes se ha considerado un ciclo de cultivo de 17 meses para obtener una cosecha de 500 t con individuos de 400 g, incluyendo una mortalidad típica de un 10 % distribuida de manera uniforme en los 17 meses. De esta forma se tiene que:

$$\text{Cantidad de peces al final del período} = \frac{500000}{0.4} = 1250000 \text{ peces}$$

$$\text{Cantidad de peces al inicio del período} = \frac{1250000}{0.9} = 1388889 \text{ peces}$$

$$\text{Mortalidad cada mes} = \frac{1388889 - 1250000}{17} = 8170 \text{ peces/mes}$$

4.3.4.1 Cantidad de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico en materia fecal, excreciones y alimento no comido

Para determinar el contenido de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico presentes en la materia fecal y las excreciones de los peces, se debe conocer primero cuál es la cantidad de estos elementos presente en el alimento y cuál es la cantidad presente en el pez, ya que la diferencia de estas cantidades es lo que finalmente es vertido por los peces a la columna de agua.

Normalmente se considera que el contenido de nitrógeno en el alimento comercial está entre un 6 % y un 7 %, en tanto que el contenido de fósforo se encuentra entre un 1,1 % y un 1,5 % (Wallin & Hakanson, 1991; Lupatsch & Kissil, 1998; National Pollutant Inventory, 2001). Por su parte, Doglioli et al. (2004) utilizan un 6,6 % para el nitrógeno y un 1,35 % para el fósforo, a partir de datos entregados por fabricantes de alimentos. En nuestro caso se utilizará 6,5 % para el nitrógeno y 1,3 % para el fósforo. Para la cantidad de carbono orgánico se utilizará el valor propuesto por Findlay & Watling (1994) de 45 %. De esta forma se tiene:

$$\text{Nitrógeno en el alimento: } N_{AL} = 6,5 \%$$

Fósforo en el alimento: $P_{AL} = 1,3 \%$

Carbono orgánico en el alimento: $C_{AL} = 45 \%$

En cuanto a la cantidad de nitrógeno y fósforo que queda retenida en el pez, se utilizarán los valores considerados por [Doglioli et al. \(2004\)](#), basados en varios autores, de 3 % para el nitrógeno y 0,4 % para el fósforo, es decir:

Nitrógeno presente en el pez: $N_{PEZ} = 3 \%$

Fósforo presente en el pez: $P_{PEZ} = 0,4 \%$

- **Nitrógeno y fósforo en las excreciones (materia disuelta)**

Se utilizarán los valores dados por [Lupatsch & Kissil \(1998\)](#), de 78 % y 27 % para el nitrógeno y el fósforo, respectivamente. Es decir:

Nitrógeno en las excreciones: $N_{excr.} = 78 \%$ de $(N_{ALc} - N_{PEZ})$

Fósforo en las excreciones: $P_{excr.} = 27 \%$ de $(P_{ALc} - P_{PEZ})$

donde N_{ALc} y P_{ALc} son las cantidades de nitrógeno y fósforo, respectivamente, consumidas por los peces.

- **Nitrógeno y fósforo en las fecas (materia particulada)**

Se utilizarán los valores dados por [Lupatsch & Kissil \(1998\)](#), de 22 % y 73 % para el nitrógeno y el fósforo, respectivamente. Es decir:

Nitrógeno en las fecas: $N_{fecas} = 22 \%$ de $(N_{ALc} - N_{PEZ})$

Fósforo en las fecas: $P_{fecas} = 73 \%$ de $(P_{ALc} - P_{PEZ})$

- **Nitrógeno y fósforo en el alimento no comido (materia particulada)**

Considerando que el alimento no comido es el 5 % del alimento vertido (A_V) a la jaula, se tiene que:

Nitrógeno en el alimento no comido: $N_{AL\ no\ c} = 0,325 \%$ de A_V

Fósforo en el alimento no comido: $P_{AL\ no\ c} = 0,065\ %\ de\ A_V$

- **Carbono orgánico en materia fecal y alimento no comido (materia particulada)**

Se utilizarán los valores propuestos por [Findlay & Watling \(1994\)](#) de 45 % en el alimento y 28 % en la materia fecal, además del valor de 1,9 g de fecas producidas por cada kilogramo de pez y por cada día, dado por [Dudley et al. \(2000\)](#). De esta forma, designando con B a la biomasa presente, se tiene que:

Carbono orgánico en el alimento no comido: $C_{al.\ no\ comido} = 2,25\ %\ de\ A_V$

Carbono orgánico en las fecas cada día: $C_{fecas} = 0,0532\ %\ de\ B$

La tabla 4.1 muestra un resumen de los valores obtenidos para los porcentajes de residuos vertidos, en tanto que la tabla 4.2 muestra los valores calculados, para cada granja, del alimento vertido y de la biomasa presente para los 17 meses considerados. La tabla 4.3 muestra los valores mensuales de nitrógeno y fósforo que se encuentran presentes tanto en el alimento como en los peces. La tabla 4.4 muestra el contenido de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico vertidas cada mes durante el ciclo de cultivo, las cuales serán utilizadas en las diferentes simulaciones. Por simplicidad, los valores mensuales han sido calculados utilizando 30 días por mes.

A partir de las tablas señaladas se pueden obtener algunos datos globales que dan una idea general preliminar de la situación estudiada. Por ejemplo, a partir de la tabla 4.4, se puede obtener la cantidad total de N, P y C en forma particulada que se ha depositado en el fondo marino a lo largo de los 17 meses que dura el ciclo de cultivo. Estas cantidades son: 13,8 toneladas de nitrógeno, 8,3 toneladas de fósforo y 101,8 toneladas de carbono orgánico. Este material, como se señala al principio del capítulo, ocupará una zona del fondo marino cercana a la granja, cuyo patrón específico de dispersión será determinado en las simulaciones. Otro dato de interés que se puede extraer es la FCR promedio para todo el período, es decir, la cantidad total de alimento utilizado para lograr la ganancia de peso. Sumando los valores de la última columna de la tabla 4.2, se obtiene que la cantidad total de alimento utilizado al cabo

de los 17 meses es de 1.004.700 kg, con lo cual la FCR para todo el período resulta igual a 2,1. Como se puede ver, este valor por sí solo no entrega ninguna información de las variaciones del peso y de las cantidades de alimento utilizado en cada uno de los meses del ciclo de cultivo.

Tabla 4.1

Resumen de los porcentajes de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico presentes en los residuos.

	Materia particulada		Materia disuelta
	Alimento no comido	Fecas	Excreciones
N	0,325% de A_V	22% de $(N_{ALC}-N_{PEZ})$	78% de $(N_{ALC}-N_{PEZ})$
P	0,065% de A_V	73% de $(P_{ALC}-P_{PEZ})$	27% de $(P_{ALC}-P_{PEZ})$
C	2,25% de A_V	0,0532% de B	

Tabla 4.2

Valores calculados para cada granja del alimento vertido diaria y mensualmente, y de la biomasa presente durante los 17 meses considerados. Se ha supuesto que el ciclo de engorde comienza el 1 de marzo con un peso inicial de 20 gramos/pez y los registros de biomasa se realizan el último día de cada mes.

	Cantidad de peces	Peso de cada pez (kg)	Biomasa (B) (kg)	Factor de alimentación (%)	Alimento vertido cada día (kg)	Alimento vertido cada mes (kg)
Marzo	1380719	0,025	34518	0,89	307	9210
Abril	1372549	0,030	41176	1,00	412	12360
Mayo	1364379	0,038	51846	1,11	576	17280
Junio	1356209	0,056	75948	1,55	1177	35310
Julio	1348039	0,094	126716	1,89	2395	71850
Agosto	1339869	0,150	200980	1,89	3799	113970
Septiembre	1331699	0,187	249028	1,61	4010	120300
Octubre	1323529	0,220	291176	1,17	3407	102210
Noviembre	1315359	0,280	368301	0,67	2468	74040
Diciembre	1307189	0,305	398693	0,33	1316	39480
Enero	1299019	0,310	402696	0,22	886	26580
Febrero	1290849	0,315	406617	0,28	1139	34170
Marzo	1282679	0,330	423284	0,44	1862	55860
Abril	1274509	0,345	439706	0,50	2199	65970
Mayo	1266339	0,370	468545	0,56	2624	78720
Junio	1258169	0,385	484395	0,56	2713	81390
Julio	1250000	0,400	500000	0,44	2200	66000

Tabla 4.3

Valores mensuales de las cantidades de nitrógeno y fósforo presentes en el alimento y en los peces.

	Biomasa (B) (kg)	Ganancia de peso mensual (kg)	Alimento vertido cada mes (A _v) (kg)	N _{ALC} (kg)	P _{ALC} (kg)	N _{PEZ} (kg)	P _{PEZ} (kg)	(N _{ALC} - N _{PEZ}) (kg)	(P _{ALC} - P _{PEZ}) (kg)
Marzo	34518	6904	9210	569	114	207	28	362	86
Abril	41176	6658	12360	763	153	200	27	563	126
Mayo	51846	10670	17280	1067	213	320	43	747	171
Junio	75953	24107	35310	2180	436	723	96	1457	340
Julio	126716	50763	71850	4437	887	1523	203	2914	684
Agosto	200980	74264	113970	7038	1408	2228	297	4810	1111
Septiembre	249046	48066	120300	7429	1486	1442	192	5987	1293
Octubre	291176	42130	102210	6312	1262	1264	169	5048	1094
Noviembre	368301	77125	74040	4572	914	2314	309	2258	606
Diciembre	398693	30392	39480	2438	488	912	122	1526	366
Enero	402696	4003	26580	1641	328	120	16	1521	312
Febrero	406617	3921	34170	2110	422	118	16	1992	406
Marzo	423284	16667	55860	3449	690	500	67	2949	623
Abril	439706	16422	65970	4074	815	493	66	3581	749
Mayo	468545	28839	78720	4861	972	865	115	3996	857
Junio	484395	15850	81390	5026	1005	476	63	4550	942
Julio	500000	15605	66000	4076	815	468	62	3607	753

Tabla 4.4

Cantidades de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico vertidas mensualmente desde cada granja de cultivo, incluyendo los valores totales al cabo de los 17 meses.

	Materia particulada						Materia disuelta	
	Alimento no comido			Fecas			Excreciones	
	N (kg)	P (kg)	C (kg)	N (kg)	P (kg)	C (kg)	N (kg)	P (kg)
Marzo	30	6	207	80	63	551	282	23
Abril	40	8	278	124	92	657	440	34
Mayo	56	11	389	164	124	827	583	46
Junio	115	23	795	321	248	1212	1137	92
Julio	234	47	1617	641	500	2022	2273	185
Agosto	370	74	2564	1058	811	3207	3752	300
Septiembre	391	78	2707	1317	944	3975	4670	349
Octubre	332	66	2300	1111	799	4647	3937	295
Noviembre	241	48	1666	497	442	5878	1761	163
Diciembre	128	26	888	336	267	6363	1190	99
Enero	86	17	598	335	228	6427	1187	84
Febrero	111	22	769	438	297	6490	1554	110

Marzo	182	36	1257	649	455	6756	2301	168
Abril	214	43	1484	788	547	7018	2793	202
Mayo	256	51	1771	879	626	7478	3117	231
Junio	265	53	1831	1001	688	7731	3549	254
Julio	215	43	1485	794	550	7980	2814	203
TOTAL	3266	652	22606	10533	7681	79219	37340	2838

4.3.4.2 Cantidad de cobre vertido a partir de los productos antifouling

Como se explica en el capítulo 2, los productos antifouling son necesarios en la acuicultura para prevenir o minimizar la cantidad de especies incrustantes que se depositan en las instalaciones de cultivo (biofouling).

Aunque actualmente el sector acuícola busca alternativas menos contaminantes a los productos de recubrimiento como el cobre, y se decanta hacia procesos más respetuosos con el medio ambiente para enfrentar el problema, hoy en día sigue siendo el cobre el principal ingrediente utilizado en las pinturas antifouling, en su forma de óxido de cobre (Cu_2O).

Existe una gran cantidad de estudios destinados a determinar la concentración de cobre en la columna de agua y el sedimento en zonas cercanas a los centros de cultivo, así como en las especies cultivadas (Manley, 1983; Elfving & Tedengren, 2002; Braithwaite & McEvoy, 2004; Burrige et al., 2010). Sin embargo, no es fácil encontrar estudios en los que se determine la tasa de descarga del vertido de cobre desde las instalaciones de cultivo, y menos aún los patrones de dispersión de dichos vertidos. Los únicos estudios encontrados, en los que se determina la tasa de descarga de cobre desde las redes de las jaulas impregnadas con pintura antifouling, son el de Lovegrove (1979), que da una tasa de vertido constante de 10 a 20 $\mu\text{gCu}/(\text{cm}^2\text{día})$, y el de Brooks (2000), que presenta una tasa de vertido con decaimiento exponencial, f_{Cu} , dada por: $f_{\text{Cu}} = 155,149\exp(-0,031 \cdot t) \mu\text{gCu}/(\text{cm}^2\text{día})$, con el tiempo t medido en días.

En el presente trabajo se ha utilizado la expresión exponencial dada por [Brooks \(2000\)](#) para determinar la cantidad de cobre disuelto vertida durante los 17 meses del ciclo de cultivo y su dispersión. Esta expresión se ha discretizado en períodos de 10 días, en los cuales se considera una tasa de vertido constante correspondiente al valor medio de las tasas de dichos 10 días. Por otra parte, el análisis de la expresión exponencial muestra que, a partir del día 163, la tasa de cobre liberado desde la red desciende por debajo de la unidad, lo cual hace disminuir su eficiencia como elemento antifouling. Esta situación también es descrita en el estudio de [Braithwaite et al. \(2007\)](#), que señala una protección eficiente del antifouling de hasta 150 días. En las prácticas comunes de la piscicultura marina este problema es solucionado cambiando las redes cada 5 o 6 meses. En este trabajo se utilizaran 6 meses como tiempo de recambio de las redes.

Tabla 4.5

Cantidades de cobre disuelto vertido desde cada granja de cultivo a partir de la pintura antifouling de las redes, incluyendo el valor total al cabo de los 17 meses.

	t [días]	fCu [10^{-5} kg/(m ² día)]	Cu [kg]
Marzo	0-10	133,5	394,6
	10-20	97,9	289,35
	20-30	71,8	212,2
Abril	30-40	52,7	155,75
	40-50	38,6	114,1
	50-60	28,3	83,5
Mayo	60-70	20,7	61,2
	70-80	15,2	44,95
	80-90	11,2	33,1
Junio	90-100	8,2	24,25
	100-110	6,0	17,75
	110-120	4,4	13
Julio	120-130	3,2	9,45
	130-140	2,4	7,1
	140-150	1,7	5,05
Agosto	150-160	1,3	3,85
	160-170	0,9	2,65
	170-180	0,7	2,05
Septiembre	180-190	133,5	394,6
	190-200	97,9	289,35
	200-210	71,8	212,2
Octubre	210-220	52,7	155,75
	220-230	38,6	114,1
	230-240	28,3	83,65
Noviembre	240-250	20,7	61,2
	250-260	15,2	44,95
	260-270	11,2	33,1
Diciembre	270-280	8,2	24,25
	280-290	6,0	17,75
	290-300	4,4	13
	300-310	3,2	9,45

Enero	310-320	2,4	7,1
	320-330	1,7	5,05
Febrero	330-340	1,3	3,85
	340-350	0,9	2,65
	350-360	0,7	2,05
Marzo	360-370	133,5	394,6
	370-380	97,9	289,35
	380-390	71,8	212,2
Abril	390-400	52,7	155,75
	400-410	38,6	114,1
	410-420	28,3	83,65
Mayo	420-430	20,7	61,2
	430-440	15,2	44,95
	440-450	11,2	33,1
Junio	450-460	8,2	24,25
	460-470	6,0	17,75
	470-480	4,4	13
Julio	480-490	3,2	9,45
	490-500	2,4	7,1
	500-510	1,7	5,05
TOTAL			4413,6

Cabe señalar que en los estudios realizados por [Lovegrove \(1979\)](#) y [Brooks \(2000\)](#), la superficie de red considerada para el calcular la tasa de vertido se obtuvo simplemente con las dimensiones totales de la red, sin descontar la superficie de los huecos. De esta forma, considerando los datos de la geometría de las jaulas del presente estudio (16 m de diámetro y 10 de profundidad) se obtiene una superficie impregnada con pintura antifouling de 703,7 m², con lo cual se ha calculado la cantidad total de cobre vertida desde cada piscifactoría durante los 17 meses (510 días) de cultivo. Los resultados de estos cálculos se muestran en la tabla 4.5. Por otra parte, el valor medio de fCu para los 510 días estudiados, según la distribución dada en la tabla 4.5, es de $29,3 \times 10^{-5}$ kg/(m² día), con lo cual se puede calcular un valor total de la cantidad de cobre vertido desde cada granja durante el período, resultando ser de 4416 kg. Como se puede observar, este valor es muy similar al obtenido en la tabla 4.5, sin embargo, cabe esperar que su patrón de dispersión y sobre todo su concentración sean diferentes. A fin de comparar estas dos formas de vertido, en el presente trabajo se modelizarán ambas.

4.3.5 Velocidad de caída de los pellets de alimento y de las partículas fecales

La velocidad de caída de las partículas vertidas desde las jaulas flotantes es un factor relevante en el proceso de modelización de su dispersión. Esta velocidad determina aproximadamente el tiempo que las partículas permanecen en la columna de agua antes de tocar el fondo, y durante el cual son arrastradas por las corrientes horizontales que finalmente producen su dispersión en torno a las jaulas.

Existen varios estudios realizados para determinar tanto la velocidad de caída de los pellets de alimento como de las partículas fecales, sobre todo de aquellas especies cultivadas intensivamente desde hace más tiempo, como por ejemplo el salmón. Los valores encontrados en dichos estudios reflejan las variaciones de las características físicas de los pellets de alimento a lo largo de los años. [Gowen et al. \(1989\)](#), por ejemplo, en su modelo de dispersión utilizan un valor de 4 cm/s para las partículas fecales y 12 cm/s para las partículas de alimento, en tanto que [Panchang et al. \(1997\)](#) utilizan 4 cm/s para las fecas y 10 cm/s para el alimento. [Doglioli et al. \(2004\)](#), por su parte, utilizan un rango de velocidades para los dos tipos de partículas en su modelo de dispersión para un cultivo de dorada y lubina en el Mediterráneo. Consideran valores entre 2 cm/s y 4 cm/s para la velocidad de caída de las partículas fecales y entre 6 cm/s y 12 cm/s para el alimento, aunque estos valores provienen de estudios realizados para otras especies y no para dorada y lubina.

Afortunadamente en los últimos años, debido probablemente al gran incremento del cultivo de dorada en el Mediterráneo, se han realizado varios estudios destinados a determinar específicamente la velocidad de caída de las partículas vertidas desde las jaulas de este tipo de cultivo. [Piedecausa et al. \(2009\)](#), por ejemplo, determinaron una velocidad de caída para las partículas de alimento comprendida entre 6,8 cm/s y 13 cm/s para un amplio rango de diámetros y tipos de alimento, la cual coincide con los resultados de varios otros estudios

realizados con anterioridad. Asimismo, para las partículas fecales encontraron velocidades de caída entre 2,2 cm/s y 7,5 cm/s, con una media de 4 cm/s. Por su parte, [Magill et al. \(2006\)](#) determinaron una velocidad de caída para las partículas fecales comprendida entre 0,05 cm/s y 3,94 cm/s, con una media de 0,48 cm/s. Con estos antecedentes, en el presente trabajo se utilizarán unas velocidades de caída de 10 cm/s para las partículas de alimento y de 2 cm/s para las partículas fecales. De esta forma, y considerando que la profundidad de la zona de estudio es de aproximadamente 40 m, se puede deducir que el tiempo que las partículas permanecerán en la columna de agua antes de tocar el fondo estará en torno a los 400 s para los pellets de alimento no comido y 2000 s para las partículas fecales.

4.4 DESCRIPCIÓN DE LOS MODELOS UTILIZADOS

4.4.1 Descripción y funcionamiento de ROMS

4.4.1.1 Introducción

ROMS (*Regional Ocean Model System*) es un modelo oceánico de uso público, ampliamente utilizado por la comunidad científica para un diverso rango de aplicaciones ([Haidvogel et al., 2000](#); [Penven et al., 2001](#); [Di Lorenzo, 2003](#); [Dinniman et al., 2003](#); [Marchesiello et al., 2003](#); [Peliz et al., 2003](#); [Budgell, 2005](#); [Warner et al., 2005a, b](#); [Wilkin et al., 2005](#)). Actualmente su desarrollo y mantenimiento está a cargo de un gran número de investigadores pertenecientes a diversos centros de investigación y universidades en todo el mundo, entre los cuales destacan: *Institute of Marine & Coastal Sciences (Rutgers University)* de Estados Unidos, *Center for Earth System Research (Ucla University)* de Estados Unidos, *Georgia Institute of Technology* de Estados Unidos, *Arctic Region Supercomputing Center* de Estados Unidos (Alaska), *Institut de Recherche pour le Développement* de Francia e *Institut National de Recherche en Informatique et en Automatique* de Francia, entre otros.

Roms incluye una serie de algoritmos matemáticos de gran eficacia y precisión, así como también varios submodelos acoplados que permiten la ejecución de aplicaciones biogeoquímicas, de sedimentos y de hielo en el mar. Además incluye varios esquemas para los procesos de mezcla vertical, múltiples niveles de anidamiento y varias opciones para la composición de mallas.

Para obtener una economía computacional, las ecuaciones primitivas hidrostáticas para el momentum son resueltas usando un esquema denominado *split-explicit time-stepping* que requiere de un acoplamiento entre los modos barotrópico (rápido) y baroclínico (lento). Dentro de cada paso baroclínico se efectúa un número finito de pasos de tiempo barotrópicos, para resolver la superficie libre y las ecuaciones de momentum verticalmente integradas. Para evitar los errores asociados con el “solapamiento” de frecuencias resueltas por los pasos barotrópicos, pero no resueltas por los pasos baroclínicos, los campos barotrópicos son promediados temporalmente antes de que se reemplacen esos valores con los obtenidos con un paso más largo del baroclínico.

En la vertical, las ecuaciones primitivas son discretizadas sobre la topografía variable usando un esquema de coordenadas σ (Song & Haidvogel, 1994), las cuales permiten aumentar la resolución en áreas de interés tales como en la termoclina y en capas del fondo. El esquema numérico utilizado por defecto para la resolución del sistema de ecuaciones diferenciales, es el de diferencias finitas, centrado, de segundo orden, sobre una cuadrícula vertical decalada (staggered grid), aunque opcionalmente el modelo dispone de otros esquemas de orden superior para su resolución. Esta clase de modelos presenta una mayor sensibilidad a la topografía, lo cual da como resultado errores asociados al gradiente de presión (Haney, 1990); sin embargo, el algoritmo numérico en Roms está diseñado para reducir estos errores (Shchepetkin & McWilliams, 2005).

En la horizontal, las ecuaciones primitivas son evaluadas usando coordenadas curvilíneas ortogonales adaptadas a los contornos, sobre una malla C de Arakawa. La formulación general

de coordenadas curvilíneas incluye coordenadas cartesianas (con métrica constante) y coordenadas esféricas (con métrica variable). Las líneas de costa también pueden ser especificadas como una malla discretizada y además se dispone de una opción denominada *land/sea masking*, que permite modificar algunas zonas de la línea de costa. Al igual que en la vertical, el esquema numérico horizontal es de diferencias finitas, centrado, de segundo orden.

La parameterización de la mezcla vertical en Roms puede ser por esquemas de cierre local o no local. Los esquemas de clausura local están basados en el modelo 2.5 de las ecuaciones de energía cinética turbulenta (Mellor & Yamada, 1982) y la parametrización GLS (Umlauf & Burchard, 2003). El esquema de clausura no local está basado en el perfil K de la formulación de la capa límite (Large et al., 1994).

Actualmente, la interacción aire-mar en la capa límite en Roms está basada en la parametrización de masa (Fairall et al., 1996), y fue adaptado del algoritmo COARE (*Coupled Ocean-Atmosphere Response Experiment*) para la computación de flujos superficiales de momentum, calor sensible y calor latente.

El modelo cuenta además con un gran número de programas anexos que pueden ser utilizados en las etapas de pre y postproceso, para la preparación, análisis y visualización de datos. Toda la estructura de entrada y salida de datos del modelo se realiza a través del formato NetCDF (*Network Common Data Format*), lo cual facilita su intercambio entre diferentes computadores y entre la comunidad científica en general. En la figura 4.25 se muestra un esquema de la estructura general del modelo.

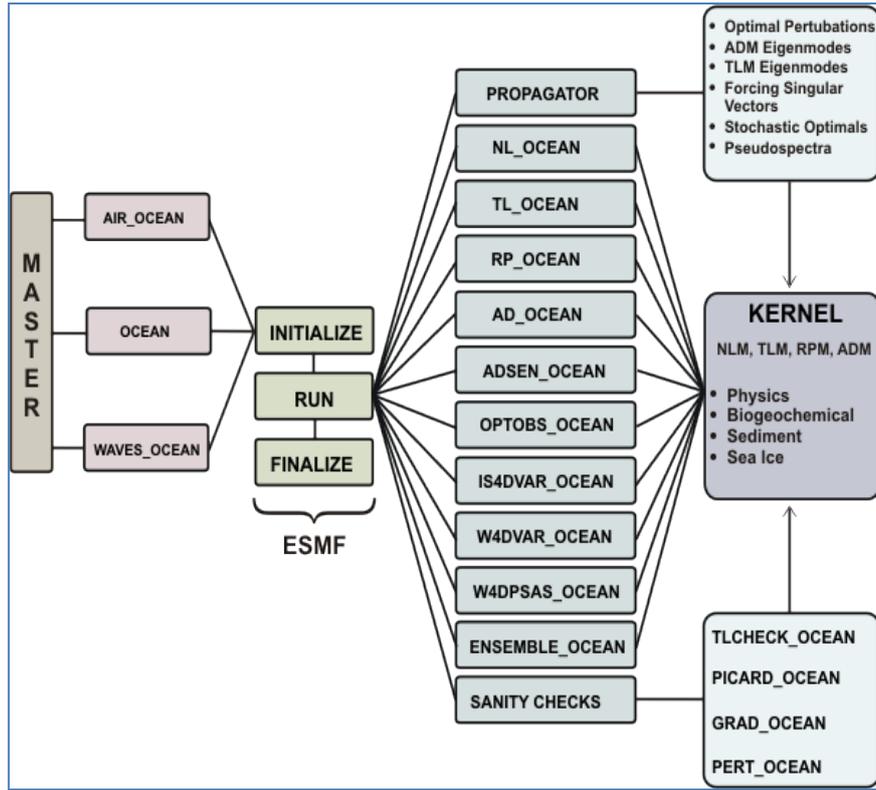


Fig. 4.25
Representación esquemática de la estructura general del Roms.

4.4.1.2 Ecuaciones de movimiento

Roms es un modelo hidrodinámico tridimensional que, desde un punto de vista general, resuelve las ecuaciones de Navier-Stokes, incluyendo la aproximación de Boussinesq y el promedio temporal de Reynolds como enfoque para afrontar el problema de la turbulencia.

Las ecuaciones de gobierno del modelo, en coordenadas cartesianas, se pueden escribir como:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \vec{V} \cdot \nabla u - f v = -\frac{\partial \phi}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial z} \left(\overline{u'w'} - v \frac{\partial u}{\partial z} \right) + F_u + D_u \quad [4.1]$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \vec{V} \cdot \nabla v + f u = -\frac{\partial \phi}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial z} \left(\overline{v'w'} - v \frac{\partial v}{\partial z} \right) + F_v + D_v \quad [4.2]$$

$$\frac{\partial \phi}{\partial z} = \frac{-\rho g}{\rho_o} \quad [4.3]$$

con la ecuación de continuidad:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad [4.4]$$

y una ecuación de transporte escalar dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{V} \cdot \nabla C = -\frac{\partial}{\partial z} \left(\overline{C'w'} - \nu_{\theta} \frac{\partial C}{\partial z} \right) + F_C + D_C \quad [4.5]$$

Además, una ecuación de estado escrita como:

$$\rho = \rho(T, S, P) \quad [4.6]$$

Estas ecuaciones están “cerradas” por la parametrización de las tensiones de Reynolds y trazadores de flujo turbulento como:

$$\overline{u'w'} = -K_M \frac{\partial u}{\partial z}; \quad \overline{v'w'} = -K_M \frac{\partial v}{\partial z}; \quad \overline{C'w'} = -K_C \frac{\partial C}{\partial z} \quad [4.7]$$

donde la barra horizontal sobre las variables representa un promedio temporal y la prima representa una fluctuación respecto al valor medio.

En la tabla 4.6 se presenta una breve descripción de las variables que aparecen en las ecuaciones que describen el modelo.

Tabla 4.6
Variables usadas en la descripción del modelo

Variable	Descripción
$C(x,y,z,t)$	Variable escalar (temperatura, salinidad, concentración de nutrientes, etc.)
D_u, D_v, D_C	Términos opcionales para la difusividad horizontal
F_u, F_v, F_C	Términos fuente/forzante

$f(x,y)$	Parámetro de Coriolis
g	Aceleración de la gravedad
$h(x,y)$	Profundidad del fondo marino bajo el nivel medio del mar
$H_z(x,y,z)$	Espaciamiento vertical de la malla
ν, ν_θ	Viscosidad molecular y difusividad
K_M, K_C	Viscosidad turbulenta vertical y difusividad
ρ_o	Densidad de referencia
P	Presión total $P \approx -\rho_o g z$
$\phi(x,y,z,t)$	Presión dinámica $\phi = (P/\rho_o)$
$\rho_o + \rho(x,y,z,t)$	Densidad total <i>in situ</i>
$S(x,y,z,t)$	Salinidad
t	Tiempo
$T(x,y,z,t)$	Temperatura potencial
u, v, w	Componentes x, y y z , respectivamente, del vector velocidad \vec{V}
x, y	Coordenadas horizontales
z	Coordenada vertical
$\zeta(x,y,t)$	Elevación de la superficie
Q_c	Flujo superficial de calor
c_p	Calor específico
τ_s^x, τ_s^y	Tensiones del viento en superficie
τ_b^x, τ_b^y	Tensiones en el fondo

Las ecuaciones [4.1] y [4.2] expresan el balance de momentum en las direcciones x e y respectivamente. La evolución temporal de todos los campos escalares de concentración, incluyendo $T(x,y,z,t)$ y $S(x,y,z,t)$, es gobernada por la ecuación de advección-difusión [4.5]. En la aproximación de Boussinesq, las variaciones de densidad son despreciadas en las ecuaciones de momentum, excepto en su contribución a la fuerza de flotación en la ecuación de momentum vertical [4.3]. Bajo la aproximación hidrostática se asume además un balance entre el gradiente vertical de presión y la fuerza de flotación (ecuación [4.3]). La ecuación [4.4] corresponde a la ecuación de continuidad para un fluido incompresible. Los efectos de forzamientos y disipación son representados esquemáticamente por los términos F y D , respectivamente.

La resolución del conjunto de ecuaciones anterior requiere especificar el comportamiento del sistema en los contornos del dominio numérico.

4.4.1.3 Condiciones de borde verticales

Las condiciones de borde verticales pueden ser descritas de la siguiente manera:

En la superficie, las condiciones de borde corresponden a los intercambios de momentum por las tensiones tangenciales del viento (ecuación 4.8a,b) y a los flujos de calor existentes entre la superficie libre del mar y la atmósfera (ecuación 4.9), además de una condición cinemática para la velocidad vertical (ecuación 4.10). En el fondo, en tanto, las condiciones de borde corresponden a un intercambio de momentum debido a las tensiones tangenciales en el fondo (ecuación 4.11a,b), una condición de impermeabilidad (ecuación 4.12) y una condición cinemática para reflejar el hecho que la velocidad debe ser tangente a la superficie del fondo (ecuación 4.13).

Matemáticamente, las condiciones de borde verticales son:

En la superficie ($z = \zeta(x, y, t)$):

$$K_M \frac{\partial u}{\partial z} = \tau_s^x(x, y, t) \quad [4.8a]$$

$$K_M \frac{\partial v}{\partial z} = \tau_s^y(x, y, t) \quad [4.8b]$$

$$K_C \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{Q_C}{\rho_o c_p} \quad [4.9]$$

$$w = \frac{\partial \zeta}{\partial t} \quad [4.10]$$

En el fondo ($z = -h(x, y)$):

$$K_M \frac{\partial u}{\partial z} = \tau_b^x(x, y, t) \quad [4.11a]$$

$$K_M \frac{\partial v}{\partial z} = \tau_b^y(x, y, t) \quad [4.11b]$$

$$K_C \frac{\partial C}{\partial z} = 0 \quad [4.12]$$

$$-w + \vec{V} \cdot \nabla h = 0 \quad [4.13]$$

4.4.1.4 Condiciones de borde horizontales

Roms permite implementar una gran variedad de condiciones de borde o frontera horizontales, incluyendo cerradas, abiertas y periódicas. Algunas opciones requieren de los valores en los puntos de la frontera, los cuales pueden ser obtenidos de expresiones analíticas o desde archivos de datos externos.

En la condición de borde cerrada o de pared, se impone un valor cero para la velocidad normal a la frontera. Para las velocidades tangenciales, la pared puede permitir o no el deslizamiento, dependiendo de la opción escogida por el usuario.

Una frontera abierta es aquella que deja salir con la mínima reflexión las ondas generadas dentro del dominio de cálculo. Es una frontera artificial que surge de la limitación del área que se quiere estudiar, que separa el medio marino que es modelizado del que queda fuera de dicha área. En Roms se cuenta, entre otras, con las siguientes opciones para este tipo de frontera:

- **Condición de frontera fija:**

Es muy simple y además muy rígida, pues consiste en dar un valor externo φ^{ext} , constante o no a lo largo del tiempo, a la variable φ en los puntos de la frontera, es decir:

$$\varphi = \varphi^{ext} \quad [4.14]$$

Esta condición es conocida comúnmente como condición de borde de Dirichlet.

- **Condición de gradiente cero:**

Es extremadamente simple y consiste en imponer en los puntos del borde un valor cero al gradiente del campo correspondiente, es decir:

$$\nabla\varphi = 0 \quad [4.15]$$

Esta condición corresponde a un caso particular de la que se conoce como condición de borde de Neumann.

- **Condición de radiación:**

En dominios de situaciones reales, las fronteras abiertas pueden resultar difíciles de manejar. [Orlanski \(1976\)](#) propone un esquema de radiación en el cual una velocidad de fase normal es computada y utilizada para radiar hacia fuera. Esto funciona bien para ondas que se propagan en dirección normal a la frontera, pero tiene problemas cuando las ondas se aproximan con un cierto ángulo. En Roms este esquema ha sido modificado para considerar adecuadamente las dos direcciones horizontales de propagación como:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + c_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} + c_y \frac{\partial \varphi}{\partial y} = 0 \quad [4.16]$$

Donde (x,y) son las direcciones normal y tangencial a la frontera, respectivamente y (c_x, c_y) son las proyecciones de la velocidad de fase que incide oblicuamente sobre la frontera.

- **Condición de submodelo:**

Consiste en la utilización de un dominio de malla gruesa que cubre una gran área, que contiene el dominio más pequeño que interesa estudiar. En este caso, los resultados obtenidos en el dominio grande son utilizados como condiciones de frontera para el dominio pequeño. Este tipo de esquema, que se puede observar de manera simplificada en la figura 4.26, se designa normalmente como mallas anidadas o dominios padre-hijo.

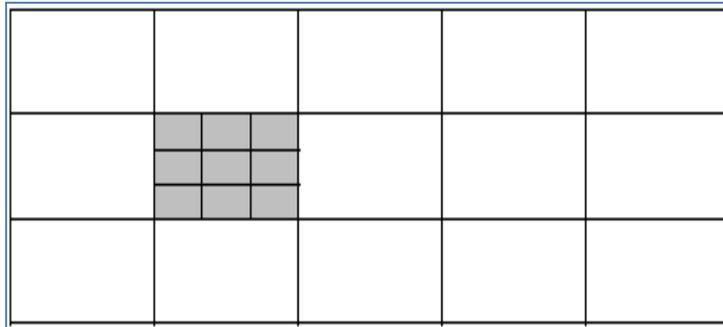


Fig. 4.26 Esquema de mallas anidadas para la condición de frontera tipo submodelo. En este caso el dominio hijo (en gris) tiene una malla tres veces más fina que la del dominio padre (en blanco), tanto en la dirección horizontal como en la vertical.

4.4.1.5 Discretización vertical: coordenadas σ

Como se ha mencionado, el modelo utiliza un sistema de coordenadas σ en la vertical, lo cual brinda una manera eficiente de manejar las fronteras laterales y la batimetría compleja. Estas coordenadas se basan en la profundidad fraccional sobre una escala de 0 a -1. Las coordenadas σ son bastante “horizontales” cerca de la superficie del agua, mientras que imitan bastante bien la batimetría cerca del fondo marino, como se puede ver en la figura 4.27.

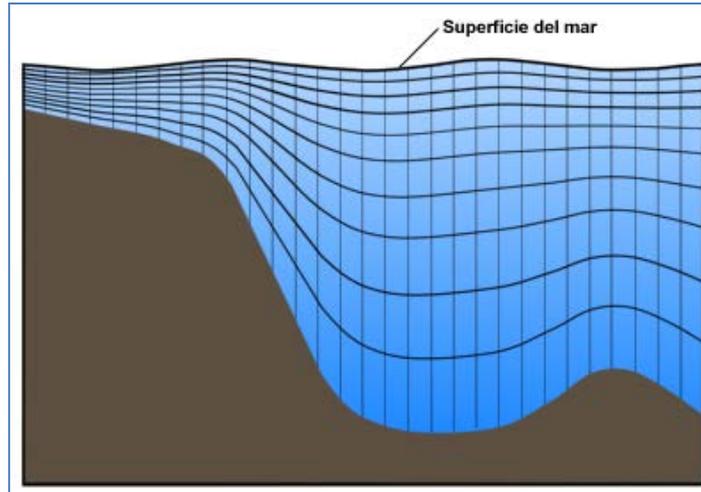


Fig. 4.27
Esquema de la forma en que las coordenadas verticales σ se adaptan a la batimetría.

Matemáticamente, la transformación a este sistema de coordenadas está dada por:

$$\sigma = \frac{z - \zeta}{h + \zeta} \quad [4.17]$$

$$\hat{x} = x$$

$$\hat{y} = y$$

$$\sigma = \sigma(x, y, z)$$

$$z = z(x, y, \sigma)$$

$$\hat{t} = t$$

con las variables y los valores extremos de σ como se muestra esquemáticamente en la figura 4.28.

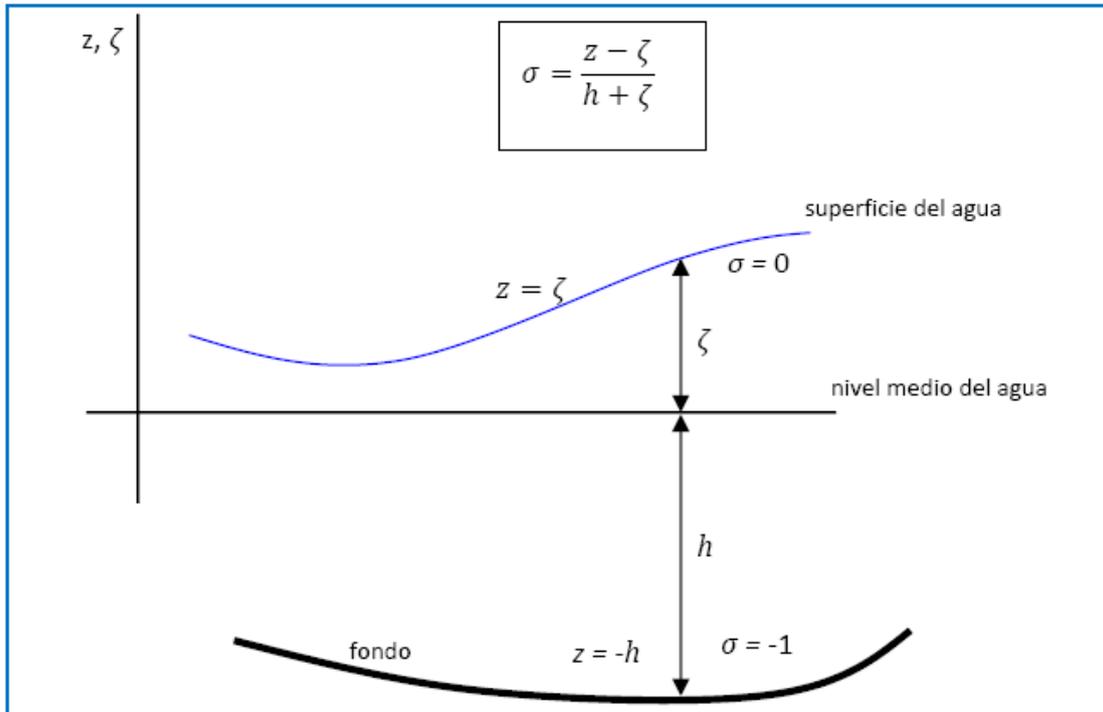


Fig. 4.28
Sistema de coordenadas verticales σ . Variables y valores extremos.

Las reglas de la cadena para estas transformaciones son:

$$\left(\frac{\partial}{\partial x}\right)_z = \left(\frac{\partial}{\partial x}\right)_\sigma - \left(\frac{1}{H_z}\right)\left(\frac{\partial z}{\partial x}\right)_\sigma \frac{\partial}{\partial \sigma} \quad [4.18]$$

$$\left(\frac{\partial}{\partial y}\right)_z = \left(\frac{\partial}{\partial y}\right)_\sigma - \left(\frac{1}{H_z}\right)\left(\frac{\partial z}{\partial y}\right)_\sigma \frac{\partial}{\partial \sigma} \quad [4.19]$$

$$\frac{\partial}{\partial z} = \left(\frac{\partial \sigma}{\partial z}\right) \frac{\partial}{\partial \sigma} = \left(\frac{1}{H_z}\right) \frac{\partial}{\partial \sigma} \quad [4.20]$$

donde

$$H_z \equiv \frac{\partial z}{\partial \sigma} \quad [4.21]$$

De esta forma, las ecuaciones de gobierno se pueden escribir como

$$\frac{\partial u}{\partial t} - fv + \vec{V} \cdot \nabla u = -\frac{\partial \phi}{\partial x} - \left(\frac{g\rho}{\rho_o}\right) \frac{\partial z}{\partial x} - g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{1}{H_z} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_M}{H_z} \frac{\partial u}{\partial \sigma}\right) + F_u + D_u \quad [4.22]$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + fu + \vec{V} \cdot \nabla v = -\frac{\partial \phi}{\partial y} - \left(\frac{g\rho}{\rho_o}\right) \frac{\partial z}{\partial y} - g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{1}{H_z} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_M}{H_z} \frac{\partial v}{\partial \sigma}\right) + F_v + D_v \quad [4.23]$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{V} \cdot \nabla C = \frac{1}{H_z} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_C}{H_z} \frac{\partial C}{\partial \sigma}\right) + F_T + D_T \quad [4.24]$$

$$\rho = \rho(T, S, P) \quad [4.25]$$

$$\frac{\partial \phi}{\partial \sigma} = \left(\frac{-gH_z \rho}{\rho_o}\right) \quad [4.26]$$

$$\frac{\partial H_z}{\partial t} + \frac{\partial(H_z u)}{\partial x} + \frac{\partial(H_z v)}{\partial y} + \frac{\partial(H_z \Omega)}{\partial \sigma} = 0 \quad [4.27]$$

donde

$$\vec{V} = (u, v, \Omega)$$

$$\vec{V} \cdot \nabla = u \frac{\partial}{\partial x} + v \frac{\partial}{\partial y} + \Omega \frac{\partial}{\partial \sigma} \quad [4.28]$$

La velocidad vertical en las coordenadas σ es:

$$\Omega(x, y, \sigma, t) = \frac{1}{H_z} \left[w - \left(\frac{z+h}{\zeta+h}\right) \frac{\partial}{\partial t} - u \frac{\partial z}{\partial x} - v \frac{\partial z}{\partial y} \right] \quad [4.29]$$

$$w = \frac{\partial z}{\partial t} + u \frac{\partial z}{\partial x} + v \frac{\partial z}{\partial y} + \Omega H_z \quad [4.30]$$

En el sistema de coordenadas σ , las condiciones de borde en la vertical están dadas por:

En la parte superior ($\sigma = 0$)

$$\left(\frac{K_M}{H_z}\right) \frac{\partial u}{\partial \sigma} = \tau_s^x(x, y, t) \quad [4.31]$$

$$\left(\frac{K_M}{H_z}\right) \frac{\partial v}{\partial \sigma} = \tau_s^y(x, y, t) \quad [4.32]$$

$$\left(\frac{K_C}{H_z}\right) \frac{\partial C}{\partial \sigma} = \frac{Q_C}{\rho_o c_p} \quad [4.33]$$

$$\Omega = 0 \quad [4.34]$$

y en fondo ($\sigma = -1$)

$$\left(\frac{K_M}{H_z}\right) \frac{\partial u}{\partial \sigma} = \tau_b^x(x, y, t) \quad [4.35]$$

$$\left(\frac{K_M}{H_z}\right) \frac{\partial v}{\partial \sigma} = \tau_b^y(x, y, t) \quad [4.36]$$

$$\left(\frac{K_C}{H_z}\right) \frac{\partial C}{\partial \sigma} = 0 \quad [4.37]$$

$$\Omega = 0 \quad [4.38]$$

4.4.1.6 Discretización horizontal: coordenadas curvilíneas horizontales

En muchas aplicaciones de interés, como por ejemplo el flujo adyacente a un borde costero, el fluido puede estar confinado horizontalmente dentro de una región irregular, en cuyo caso un sistema de coordenadas horizontales adaptable a estas irregularidades es altamente ventajoso. El requisito para disponer de coordenadas con estas características es introducir una adecuada transformación ortogonal de coordenadas en la dirección horizontal. En este caso, sean $\xi(x,y)$ y $\eta(x,y)$ las nuevas coordenadas, con la relación entre la longitud de arco horizontal y la distancia diferencial en las celdas de la malla dada por:

$$(ds)_\xi = \left(\frac{1}{m}\right) d\xi \quad [4.39]$$

$$(ds)_\eta = \left(\frac{1}{n}\right) d\eta \quad [4.40]$$

Donde, $m(\xi,\eta)$ y $n(\xi,\eta)$ son los factores de escala con los cuales se relacionan las distancias diferenciales $\Delta\xi$ y $\Delta\eta$ con las longitudes de arco reales (figura 4.29).

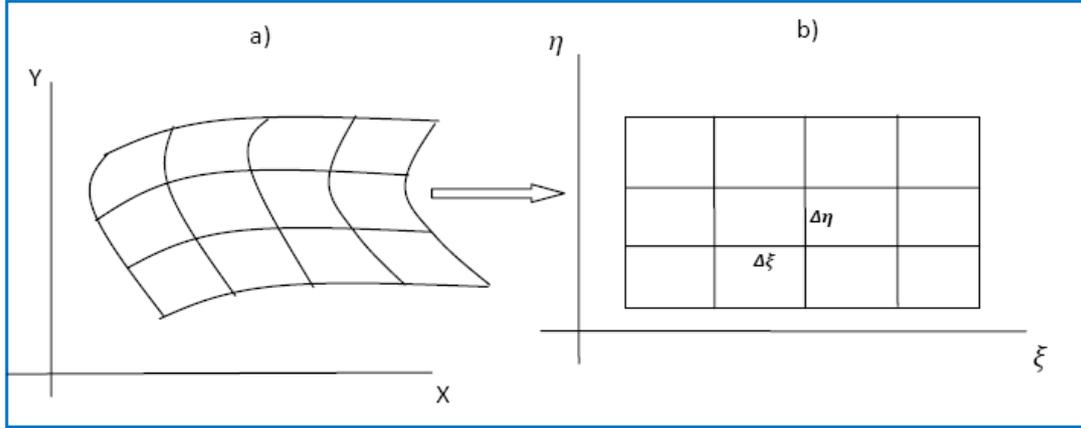


Fig. 4.29 Esquema de la transformación de coordenadas. a) Malla curvilínea en el plano físico. b) Malla transformada en el plano computacional.

Finalmente, denotando las componentes de la velocidad en el nuevo sistema de coordenadas como:

$$\vec{V} \cdot \hat{\xi} = u \quad [4.41]$$

y

$$\vec{V} \cdot \hat{\eta} = v \quad [4.42]$$

las ecuaciones de movimiento [4.8] a [4.13] pueden ser re-escritas como:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} \left(\frac{H_z u}{mn} \right) + \frac{\partial}{\partial \xi} \left(\frac{H_z u^2}{n} \right) + \frac{\partial}{\partial \eta} \left(\frac{H_z uv}{m} \right) + \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{H_z u \Omega}{mn} \right) - \left[\left(\frac{f}{mn} \right) + v \frac{\partial}{\partial \xi} \left(\frac{1}{n} \right) - u \frac{\partial}{\partial \eta} \left(\frac{1}{m} \right) \right] H_z v = \\ - \left(\frac{H_z}{n} \right) \left(\frac{\partial \phi}{\partial \xi} + \frac{g \rho}{\rho_o} \frac{\partial z}{\partial \xi} + g \frac{\partial \zeta}{\partial \xi} \right) + \frac{1}{mn} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{K_M \partial u}{H_z \partial \sigma} \right) + \frac{H_z}{mn} (F_u + D_u) \end{aligned} \quad [4.43]$$

$$\frac{\partial}{\partial t} \left(\frac{H_z v}{mn} \right) + \frac{\partial}{\partial \xi} \left(\frac{H_z uv}{n} \right) + \frac{\partial}{\partial \eta} \left(\frac{H_z v^2}{m} \right) + \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\frac{H_z v \Omega}{mn} \right) - \left[\left(\frac{f}{mn} \right) + v \frac{\partial}{\partial \xi} \left(\frac{1}{n} \right) - u \frac{\partial}{\partial \eta} \left(\frac{1}{m} \right) \right] H_z u =$$

$$-\left(\frac{H_z}{m}\right)\left(\frac{\partial\phi}{\partial\eta} + \frac{g\rho}{\rho_o}\frac{\partial z}{\partial\eta} + g\frac{\partial\zeta}{\partial\eta}\right) + \frac{1}{mn}\frac{\partial}{\partial\sigma}\left(\frac{K_M}{H_z}\frac{\partial v}{\partial\sigma}\right) + \frac{H_z}{mn}(F_v + D_v) \quad [4.44]$$

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\frac{H_z C}{mn}\right) + \frac{\partial}{\partial\xi}\left(\frac{H_z u C}{n}\right) + \frac{\partial}{\partial\eta}\left(\frac{H_z v C}{m}\right) + \frac{\partial}{\partial\sigma}\left(\frac{H_z \Omega C}{mn}\right) = \frac{1}{mn}\frac{\partial}{\partial\sigma}\left(\frac{K_C}{H_z}\frac{\partial C}{\partial\sigma}\right) + \frac{H_z}{mn}(F_C + D_C) \quad [4.45]$$

$$\rho = \rho(T, S, P) \quad [4.46]$$

$$\frac{\partial\phi}{\partial\sigma} = -\left(\frac{gH_z\rho}{\rho_o}\right) \quad [4.47]$$

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\frac{H_z}{mn}\right) + \frac{\partial}{\partial\xi}\left(\frac{H_z u}{n}\right) + \frac{\partial}{\partial\eta}\left(\frac{H_z v}{m}\right) + \frac{\partial}{\partial\sigma}\left(\frac{H_z \Omega}{mn}\right) = 0 \quad [4.48]$$

4.4.1.7 Funcionamiento

Como se mencionó al principio del capítulo, existe un gran número de centros de investigación que participan del desarrollo y mantenimiento del Roms. Particularmente, el *Institut de Recherche pour le Développement* (IRD) ha desarrollado una versión que, manteniendo el código original, incorpora varias herramientas de pre y post proceso, las cuales facilitan considerablemente la aplicación del modelo (Penven et al., 2007). La versión se denomina Roms_Agrif y las herramientas mencionadas se conocen como Roms_tools. De aquí en adelante se usará solamente el término Roms para referirse al *Regional Ocean Model System* en su versión Agrif.

El término AGRIF proviene de *Adaptive Grid Refinement in Fortran*, que corresponde a un conjunto de rutinas escritas en Fortran 95 que pueden ser incorporadas a modelos numéricos en diferencias finitas, para poder refinar zonas de interés creando subdominios de mayor resolución en dichas zonas. La principal ventaja del paquete AGRIF es que permite manejar un número arbitrario de mallas y una cantidad arbitraria de niveles de anidamiento (Blayo & Debreu, 1999; Debreu, 2000; Debreu & Blayo, 2008; Debreu et al., 2008).

Los requisitos mínimos para la instalación y funcionamiento del Roms son: 2 Gb de espacio libre en el disco duro, un compilador Fortran 90/95 (normalmente incluido en las distribuciones Linux), Matlab2006a o superior y las librerías Mexcdf para la correspondiente versión de Matlab, que se pueden obtener en la página web <http://mexcdf.sourceforge.net/>. En cuanto a la distribución Linux a utilizar, cabe señalar que Roms ha sido implementado en varias de ellas, funcionando satisfactoriamente tanto en configuraciones de 32 como de 64 bits. En este caso, se ha utilizado la distribución Linux UBUNTU 10.1 para 32 bits. Para una descripción más detallada del proceso de instalación y del contenido de los directorios se puede consultar a [Penven et al. \(2010\)](#).

Una vez que el modelo se ha instalado, el usuario debe proveer toda la información necesaria para la posterior ejecución. Esta información corresponde a la definición del dominio, creación de la malla, condiciones de forzamiento, y condiciones iniciales y de borde. Además de esto, se debe configurar el modelo con las diferentes opciones necesarias para la situación y análisis particular que se pretenda realizar, tales como el paso de tiempo, la duración de la simulación, la utilización de submodelos, etc. Los datos de la zona de estudio (en formato netcdf) requeridos por el modelo se pueden agrupar de la siguiente forma:

- **Datos de batimetría**

Batimetría.

- **Datos para flujos y forzamientos superficiales.**

Densidad superficial del aire

Flujos de agua (evaporación – precipitación)

Flujos de calor

Humedad específica al nivel del mar

Temperatura superficial del aire

Radiación de onda corta

Salinidad superficial del mar

Temperatura superficial del mar

Tensión de viento

Velocidad del viento a 10 m de altura

- **Datos para condiciones de borde e iniciales.**

Corrientes a nivel del mar

Salinidad del mar

Temperatura del mar

Temperatura del mar (datos mensuales)

- **Datos para forzamiento por mareas.**

Altura de marea

Como se puede observar, Roms requiere de una gran cantidad de datos para poder funcionar, y estos datos, si lo que se pretende tener son mediciones locales de una zona y para un período de tiempo en particular, son muy difíciles de obtener. Afortunadamente, en la actualidad existe una gran cantidad de bases de datos y modelos a nivel global, que permiten contar con toda la información requerida por el modelo. A continuación se mencionan y describen brevemente algunas de estas fuentes.

- ETOPO

Es una base de datos globales de la topografía terrestre y de la batimetría del fondo del mar. La resolución espacial más fina con la que cuenta es de 1', tanto en latitud como en longitud. Se ha realizado a partir de la recopilación de diferentes bases de datos de todo el mundo. En la figura 4.30 se muestra una imagen de la batimetría y topografía global ETOPO2 (de 2' de resolución espacial).

Dirección web: <http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/global/global.html>.

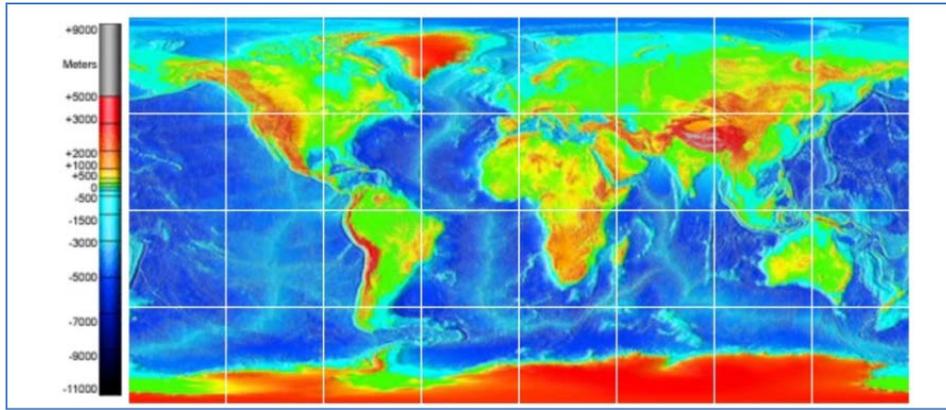


Fig. 4.30
Topografía y batimetría global ETOPO2.

- WOA (*World Ocean Atlas*).

Es una base de datos globales realizada por el *Ocean Climate Laboratory del National Oceanographic Center*, perteneciente a la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), que consiste en campos climatológicos *in situ* de parámetros oceanográficos como pueden ser la salinidad y la temperatura de todos los océanos del mundo. Esta base de datos se realizó por primera vez en 1994, y se presenta en nuevas ediciones aproximadamente cada 4 años. En las figuras 4.31 y 4.32 se muestran imágenes de temperatura y salinidad superficiales extraídas de WOA05.

Dirección web: http://www.nodc.noaa.gov/OC5/WOA05/pr_woa05.html.

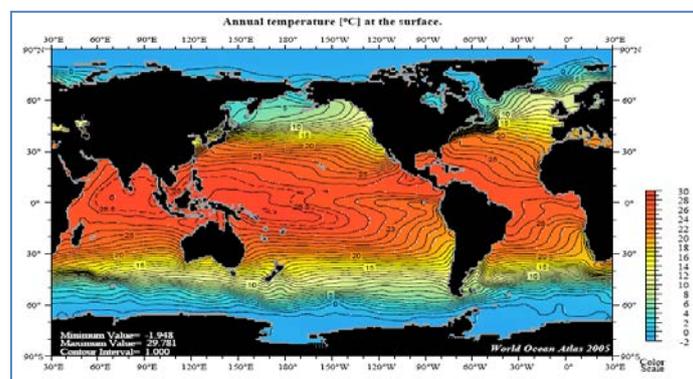


Fig. 4.31
Temperatura superficial anual, extraída de WOA05.

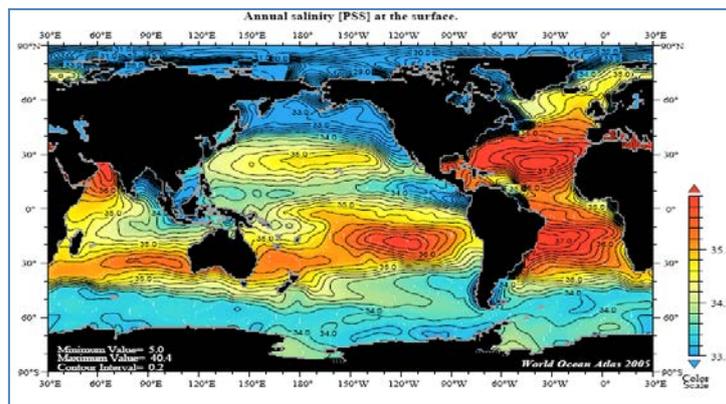


Fig. 4.32
Salinidad superficial anual, extraída de WOA05.

- ICOADS (*International Comprehensive Ocean-Atmosphere Data Set*).

Es una base de datos oceánicas global que contiene una gran variedad de flujos y campos superficiales, tales como velocidad de viento, temperatura del aire, radiación solar, evaporación, etc. Está construida a partir de datos provenientes de diversas fuentes de todo el mundo tales como: observaciones visuales desde barcos, mediciones de boyas fijas y a la deriva, estaciones costeras y otras plataformas marinas.

Dirección web: <http://icoads.noaa.gov/products.html>.

- TPX06

Es un modelo global de mareas a partir del cual se pueden extraer las alturas de marea en cualquier lugar del océano y para cualquier período de tiempo. El modelo fue desarrollado por [Egbert & Erofeeva \(2002\)](#). Es un modelo inverso de mareas que asimila la información de nivel del mar derivada principalmente de las observaciones del satélite radar-altímetro TOPEX/Poseidon. En la figura 4.33 se muestra una imagen de las alturas de marea obtenidas de TPX06.2.

Dirección web: http://www.esr.org/polar_tide_models/Model_TPX062.html.

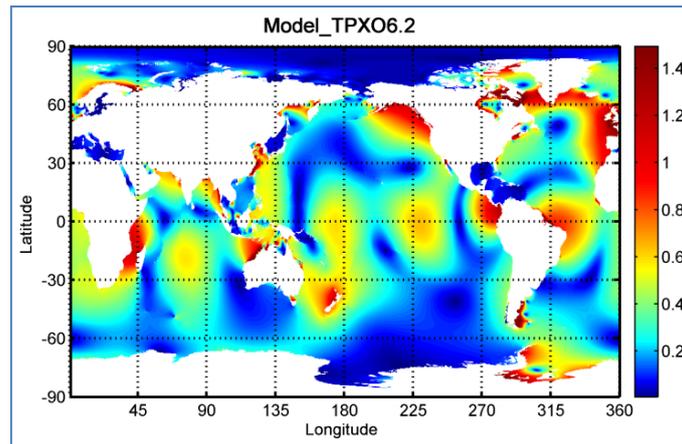


Fig. 4.33
Alturas del nivel del mar (m) para la componente M_2 de la marea entregada por TPX06.2.

- NCEP/NCAR (*National Center for Environmental Prediction/ National Center for Atmospheric Research*).

Es una base de datos globales con una gran variedad de variables atmosféricas a distintas resoluciones espaciales y temporales, y para diferentes niveles atmosféricos. Los datos son obtenidos de un modelo de asimilación, que se apoya en una red a nivel mundial de más de 18.000 puntos de registro para las variables de velocidad de viento, temperatura y presión, entre otras.

Dirección web: <http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/reanalysis/reanalysis.shtml>.

- IRI/LDEO *Climate Data Library*.

Es lo que se podría llamar una “mega” base de datos global que a su vez contiene alrededor de 300 bases de datos de diversas variables atmosféricas, terrestres y oceánicas. Permite seleccionar datos de zonas y períodos de tiempo específicos y analizarlos visualmente, a través de gráficos, imágenes y animaciones, antes de su descarga. Una vez hecha la selección final, los datos pueden ser descargados en diferentes formatos.

Dirección web: <http://iridl.ldeo.columbia.edu/>.

4.4.2 Descripción y funcionamiento de LIMMIX

4.4.2.1 Introducción

Limmix es un modelo lagrangiano tridimensional, que resuelve la ecuación de convección-difusión y permite simular el transporte de contaminantes en cuerpos de agua con flujos no uniformes y estratificados (Sánchez-Arcilla et al., 1998; Mestres & Rodríguez, 2000; Mestres, 2002). El modelo ha sido desarrollado en el Laboratorio de Ingeniería Marítima de la Universidad Politécnica de Cataluña y validado a través de varias aplicaciones en la costa mediterránea española (Mestres et al., 2003, 2006, 2010a, 2010b). El modelo se alimenta inicialmente con los datos hidrodinámicos provenientes de algún otro modelo tridimensional y a continuación resuelve la ecuación de convección-difusión promediada a la escala temporal de Reynolds, dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + FD \quad [4.49]$$

donde x, y, z son las coordenadas cartesianas, t es el tiempo, $C(x, y, z, t)$ es la concentración de la sustancia considerada, u, v, w son las componentes del campo de velocidades y K_x, K_y y K_z son coeficientes de dispersión. El último término de la ecuación, FD , incluye los efectos de diferentes factores que pueden alterar la masa de la sustancia, tales como presencia de fuentes o decaimiento microbiológico.

En el primer término de la ecuación [4.49] se incluyen las variaciones en la concentración debidas al transporte advectivo, por efecto tanto del campo de velocidades como de las diferencias de densidad entre la sustancia y el agua del medio receptor. En el segundo término, en tanto, se representan los cambios de la concentración debido a la difusión, principalmente turbulenta. La flotabilidad por efectos espaciales de densidad es considerada a través de la velocidad vertical, la cual incluye también la velocidad de caída en el caso de sedimentos en suspensión.

El método lagrangiano adoptado considera que la masa de la sustancia contaminante está compuesta de pequeños paquetes de masa o partículas, denominados elementos lagrangianos, cuyo movimiento en el cuerpo de agua está impulsado por los distintos mecanismos físicos implicados en el transporte; adicionalmente estas partículas pueden desaparecer si existe decaimiento bacteriano o si son retenidas en el fondo o en los contornos del dominio. Estas partículas pueden tener una correspondencia uno a uno con partículas reales, o representar elementos de un fluido con similares características. Bajo estas suposiciones, se considera que cada partícula se desplaza una distancia Δs durante un cierto intervalo de tiempo Δt , con una velocidad que es función de los diferentes agentes que intervienen en la dispersión.

Desde un punto de vista general, se puede considerar que Limmix está compuesto por dos grandes módulos. El primero de ellos calcula la dispersión de las partículas, mientras que el segundo transforma la distribución discreta de partículas en una distribución continua de la concentración. En las figuras 4.34 y 4.35 se muestran esquemas de los diagramas de flujo para estos dos módulos.

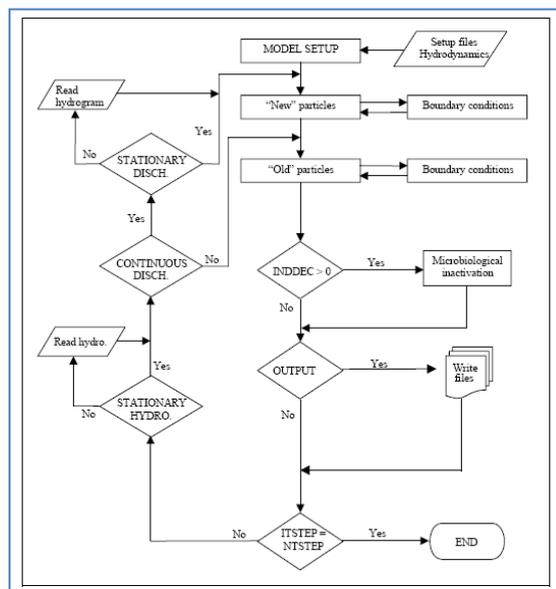


Fig. 4.34
Diagrama de flujo del módulo de dispersión de partículas de Limmix.

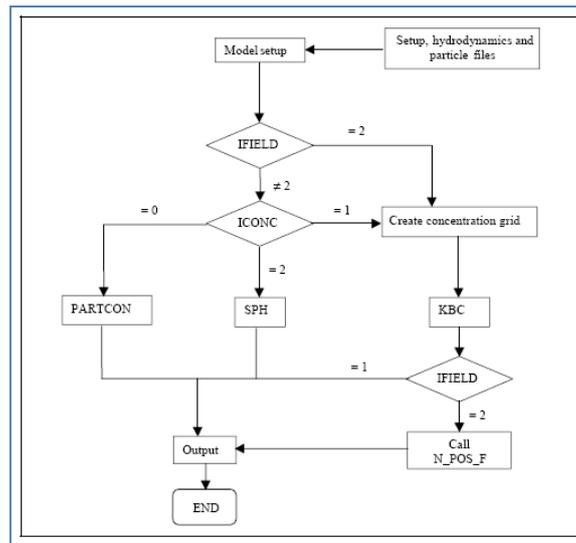


Fig. 4.35
Diagrama de flujo del módulo de mapeo de Limmix utilizado para transformar la distribución discreta en continua.

El módulo de dispersión parte leyendo los archivos que contienen datos tales como la dimensiones de la malla computacional (número y tamaño de las celdas), características de la descarga (orientación, posición, variabilidad temporal, concentración inicial, flujo, densidad, etc.) y parámetros ambientales (densidad del agua, presencia de corrientes o campos de olas, etc.). Además de esto, lee los archivos que contienen la batimetría de la zona y los datos hidrodinámicos relevantes tales como las componentes del campo de velocidades, componentes de la tensión, etc., que normalmente provienen de los resultados de un modelo hidrodinámico 3D. Datos numéricos tales como el instante inicial y final de la simulación, paso de tiempo, número de partículas que será utilizado, etc., también son incluidos en los archivos que lee al principio de la ejecución.

El módulo de transformación o mapeo está hecho de una manera similar al de dispersión. Lee un archivo de datos que contiene parámetros específicos del módulo (tipo de algoritmo usado para la transformación, resolución de la malla de concentración, etc.), otro que contiene batimetría y datos hidrodinámicos y un tercero que contiene la posición de las partículas. Dependiendo del método de transformación escogido, el modelo puede seleccionar diferentes rutinas para calcular la distribución de concentración.

El código de Limmix está escrito en Fortran90 y puede ser implementado tanto en plataformas Unix/Linux como Windows, que cuenten con el compilador adecuado. Los archivos de entrada y salida del modelo están en código ASCII, con lo cual el acceso a los datos resulta muy simple.

4.4.2.2 Ecuación de Fokker-Planck

La ecuación 4.49 se puede considerar como la expresión fundamental para representar el fenómeno del transporte de una sustancia en el interior de un fluido pero, debido a su complejidad, es muy difícil de solucionar de una manera exacta. Por este motivo se han realizado aproximaciones a través del uso de ecuaciones matemáticamente análogas a la ecuación 4.49 que, bajo ciertas condiciones, representen adecuadamente el fenómeno de transporte, y cuya solución sea relativamente fácil de obtener. Una de estas aproximaciones, que es la utilizada en Limmix, es la del “camino aleatorio” de partículas y la expresión matemática análoga a ser considerada es la ecuación de Fokker-Planck. Esta ecuación, que describe la evolución temporal de un proceso Markoviano, está dada por:

$$\frac{\partial f}{\partial t} + \nabla(\mathbf{A}f) - \nabla^2 \left(\frac{1}{2} \mathbf{B}\mathbf{B}^T f \right) = 0 \quad [4.50]$$

donde f es una función de densidad de probabilidad, dada por $f(x, t_0) = \delta(x-X)$ (siendo δ la delta de Dirac), \mathbf{A} es un vector cuyas componentes son fuerzas deterministas actuando sobre cada partícula y \mathbf{B} es una matriz escalada determinista.

Para un período de tiempo lo bastante grande y un número finito de partículas, la ecuación [4.50] puede ser discretizada para obtener la posición de una sola partícula en el instante t_n , dados \mathbf{A} y \mathbf{B} , y su posición en t_{n-1} , como:

$$X^n = X^{n-1} + \mathbf{A}(X^{n-1}, t_{n-1}) + \sqrt{\Delta t} \mathbf{Z}\mathbf{B}(X^{n-1}, t_{n-1}) \quad [4.51]$$

Donde \mathbf{Z} es un vector que contiene tres números aleatorios independientes, con media cero y varianza uno, y $\Delta t = t_n - t_{n-1}$. Esta expresión es una representación discreta de la ecuación general de Langevin, dada por:

$$\frac{dX}{dt} = \mathbf{A}(X, t) + \mathbf{B}(X, t) \cdot \xi(t) \quad [4.52]$$

la cual fue usada originalmente para describir el movimiento Browniano, donde $\xi(t)$ representa la variación temporal de las fuerzas aleatorias.

Si un número finito N de partículas es movido simultáneamente de acuerdo con la ecuación [4.51], la densidad $f(x, t)$ de partículas almacenadas en un pequeño volumen V_g , centrado en x en el tiempo t puede ser estimada por:

$$f(x, t) \approx \frac{N_g}{NV_g} \quad [4.53]$$

y la concentración $C(x, t)$ como:

$$C(x, t) \approx m_p N f(x, t) \quad [4.54]$$

Siendo m_p la masa (constante) de cada partícula y N_g el número de partículas en el volumen V_g . Cuando el número de partículas es muy grande ($N \rightarrow \infty$), la ecuación [4.54] se transforma en una igualdad. La ecuación [4.50], de Fokker-Planck, es equivalente a la ecuación de transporte [4.49] si \mathbf{A} y \mathbf{B} se escogen como:

$$\mathbf{A}_i(X^n, t) = u^i(X^n, t_n) + \frac{\partial(D + K_{ij})}{\partial x_j} \quad [4.55]$$

$$\mathbf{B}_{ik} \mathbf{B}_{jk} = 2(D + K_{ij}) \quad [4.56]$$

donde $D = (D_x, D_y, D_z)$ representa el vector de difusividad molecular, y K_{ij} los elementos de la matriz de difusividades turbulentas.

Considerando todos los factores que contribuyen al transporte global de contaminantes, y reescribiendo la ecuación [4.51] de una manera conveniente, el conjunto de ecuaciones análogas que resuelve Limmix puede ser expresado como (Mestres, 2002):

$$x^n = x^{n-1} + (u_a + u_{Dm} + u_{Dx})\Delta t \quad [4.57]$$

$$y^n = y^{n-1} + (v_a + v_{Dm} + v_{Dy})\Delta t \quad [4.58]$$

$$z^n = z^{n-1} + (w_a + w_{Dm} + w_{Dz} + w_S + w_R + w_B)\Delta t \quad [4.59]$$

donde (u_a, v_a, w_a) son las componentes de la velocidad advectiva, (w_S, w_R, w_B) son las velocidades verticales asociadas a la sedimentación, resuspensión y flotabilidad, respectivamente, y (u_{Dm}, v_{Dm}, w_{Dm}) y (u_{Dx}, v_{Dy}, w_{Dz}) son las componentes de las velocidades aleatorias debido a la difusión molecular y turbulenta, respectivamente.

4.4.2.3 Cálculo de velocidades

a) Advección

La componente advectiva de la velocidad en las ecuaciones [4.57], [4.58] y [4.59] es calculada como la suma de contribuciones debido a las corrientes hidrodinámicas y al transporte de masa inducido por las olas.

La primera contribución a la advección es calculada usando un campo de velocidades dado por un modelo hidrodinámico externo, el cual también define las características computacionales de la malla. La velocidad hidrodinámica que afecta a cada partícula en su posición exacta, es calculada mediante una interpolación bilineal en la dirección horizontal, y una interpolación lineal en la dirección vertical cuando la hidrodinámica es 3D. En la figura 4.36 se muestran esquemáticamente los cuatro nodos computacionales más cercanos que se utilizan para realizar la interpolación en la dirección horizontal, mediante la expresión:

$$F = F_1 + (F_2 - F_1) \frac{y}{\Delta Y} + (F_4 - F_1) \frac{x}{\Delta X} + (F_1 - F_2 + F_3 - F_4) \frac{x}{\Delta X} \frac{y}{\Delta Y} \quad [4.60]$$

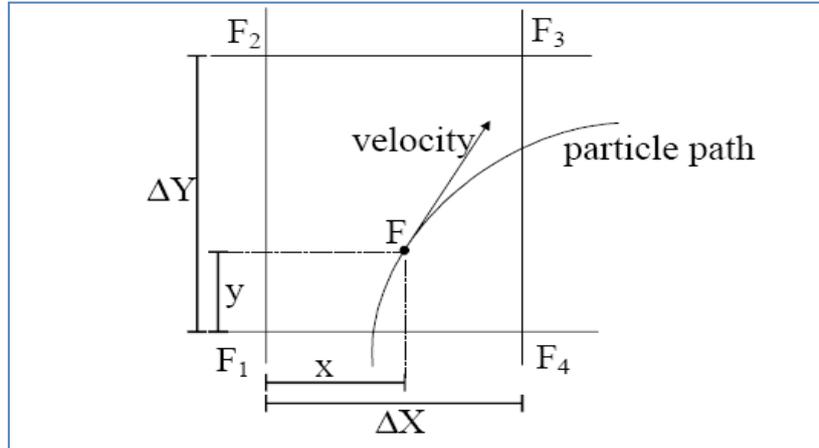


Fig. 4.36
Esquema de la interpolación bilineal usada para estimar los valores de las variables en el interior de las celdas computacionales.

b) Difusión

El modelado de los procesos difusivos en las tres direcciones se consigue mediante un método tipo Monte Carlo o de camino aleatorio (Csanady, 1973). En este método, el desplazamiento de cada partícula debido a la difusión puede ser expresado como:

$$\Delta l = (2R_{01} - 1)\sqrt{6K_t\Delta t} \quad [4.61]$$

donde K_t es el coeficiente de difusión, y R_{01} es un número aleatorio entre 0 y 1. En este modelo, se asume que el transporte difusivo tiene dos grandes contribuciones: una es debido a las propiedades intrínsecas tanto de la sustancia contaminante como del fluido que la transporta (difusión molecular) y otra debido a las propiedades físicas del flujo (difusión turbulenta). La última contribución es descompuesta en las direcciones horizontal y vertical, y cada una de ellas es tratada separadamente. La dispersión horizontal se descompone a su vez

en una componente paralela a las líneas de corriente y en una perpendicular a dichas líneas.

De esta forma, las respectivas difusividades son:

$$K_L = c_L u_* h \quad , \quad K_T = c_T u_* h \quad [4.62]$$

donde u_* es la velocidad de cizalla en el fondo, y c_L y c_T son coeficientes empíricos en la dirección paralela y perpendicular al flujo medio horizontal. Los coeficientes c_L y c_T se parametrizan habitualmente como propiedades del flujo medio, y sus valores varían entre 0,07 y 5,91 si se trata de un flujo cortante tridimensional.

Por otra parte, el coeficiente de difusión turbulenta vertical suele ser estimado como

$$K_L = c_V u_* h \quad [4.63]$$

donde c_V varía entre 0,16 y 0,23.

Finalmente, para la difusión molecular, el coeficiente isotrópico de difusión molecular D usualmente toma valores constantes del orden de $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$.

c) Velocidad de caída de las partículas

El desplazamiento vertical de las partículas, Δz_s , debido a su propia velocidad de caída en el interior del fluido, es calculada como:

$$\Delta z_s = w_s \Delta t \quad [4.64]$$

Donde la velocidad de caída de las partículas, w_s , se obtiene usando la expresión propuesta por [Chang and Liou \(2001\)](#):

$$w_s = \frac{\nu a A^n}{18D(1 + aA^{n-1})} \quad [4.65]$$

Donde ν es la viscosidad cinemática del agua, D es el diámetro de las partículas, $A = \gamma' g D^3 / \nu^2$ es el índice de flotabilidad de Arquímedes, $\gamma' = (\rho_p - \rho) / \rho$ la densidad relativa de las partículas sumergidas, ρ_p la densidad de las partículas, ρ la densidad del agua, $\alpha = 30,22$ y $n = 0,463$.

d) Flotabilidad

Para el tratamiento de vertidos con densidad distinta a la del cuerpo de agua receptor (sea por temperatura y/o por salinidad) deben considerarse los efectos de flotabilidad. Éstos se modelan mediante una expresión que tiene en cuenta la velocidad adquirida, w_B , por un elemento de fluido sometido a una determinada aceleración (gravedad efectiva), g , supuesta constante durante su recorrido vertical en un intervalo de tiempo Δt ; la expresión es:

$$w_B = \frac{\Delta\rho}{\rho} g\Delta t \quad [4.66]$$

Donde ρ es la densidad de fluido receptor y $\Delta\rho$ es la diferencia de densidades entre el fluido receptor y el vertido.

4.4.2.4 Condiciones de borde

Las condiciones de contorno consideradas en el modelo son las siguientes:

- a) En contornos abiertos, es decir, contornos permeables (no sólidos) impuestos por el tamaño del dominio computacional, las partículas son eliminadas y la masa correspondiente no se tiene en cuenta al pasar de la distribución discreta de partículas a la distribución continua de concentraciones.
- b) La superficie del cuerpo de agua se considera impermeable no reflejante. Cuando una partícula cruza esta superficie, se le asigna la coordenada vertical $z = 0$.
- c) En contornos sólidos tales como el fondo del cuerpo de agua, estructuras artificiales o algún otro tipo de zona seca, se define un coeficiente de reflectividad $a(i,j)$ para cada celda computacional, como una medida del comportamiento de las partículas cuando alcanzan esta frontera. Este coeficiente puede tomar valores comprendidos entre 0 (frontera completamente absorbente en la cual todas las partículas quedan atrapadas en la

frontera) y 100 (frontera completamente reflectante en la cual todas las partículas retornan a la columna de agua). El valor de este coeficiente depende de la sustancia transportada y de las características físicas de la frontera. Por ejemplo, para hidrocarburos y playas de arena, suele tomar el valor 60. Todas las partículas que llegan al contorno sólido en la celda (i,j) , quedan marcadas con un “índice de retorno” que determina si la partícula será desplazada o no en el siguiente paso de tiempo.

4.4.2.5 Funcionamiento

Aunque Limmix se ha definido como un modelo de partículas, la aproximación utilizada en la práctica para simular la dispersión de sustancias contaminantes está basada en un mallado de diferencias finitas, en el cual tanto la geometría (batimetría) como la hidrodinámica (corrientes) del área de estudio son discretizadas para su posterior tratamiento computacional. El dominio computacional utilizado está caracterizado por el número (IMAX, JMAX) y el tamaño (DELX, DELY) de las celdas en la malla horizontal, como se puede ver en la figura 4.38, además del número de capas o niveles verticales utilizados (KMAX).

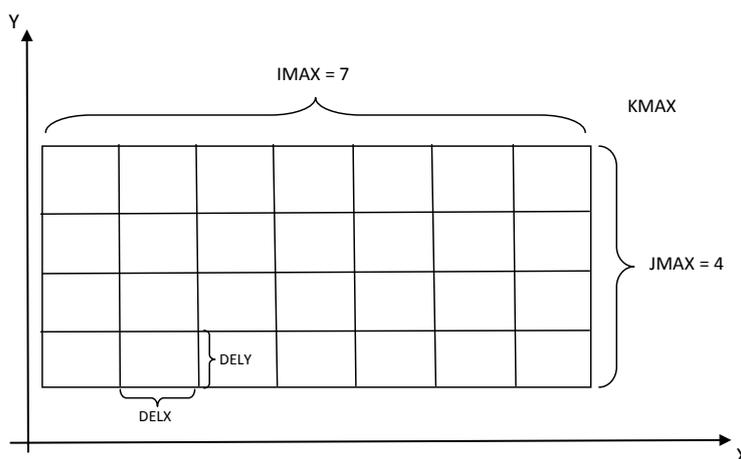


Fig. 4.38 Esquema de la malla computacional y de los números característicos utilizados por Limmix para representar el área de estudio. KMAX representa el número de niveles verticales en una dirección perpendicular al plano de la figura.

El requisito mínimo para la ejecución y funcionamiento de Limmix es contar con un compilador Fortran 90, lo cual permite utilizar el programa tanto en Linux/Unix, como en Windows.

4.5 REFERENCIAS

- Alanara A., Kadri S. & Paspatis M., 2001. Feeding management. In: *Feed Intake in Fish*. Edited by D. Houlihan, T. Boujard and M. Jobling. Blackwell Science, UK., pp. 332-353.
- Astraldi M., Balopoulos S., Candela J., Font J., Gacic M., Gasparini G., Manca B., Theocharis A. & Tintoré J., 1999. The role of straits and channels in understanding the characteristics of Mediterranean circulation. *Progress in Oceanography*, 44, 65-108.
- Beveridge M., 2004. *Cage Aquaculture*. Third Edition, Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK, 368 pp.
- Beveridge M. & Phillips M., 1993. Environmental impact of topical inland aquaculture. In: *Environment and Aquaculture in Developing Countries*. 31 ICLARM Conference Proceedings (Ed. by R.S.V. Pullin, H. Rosenthal & J.L. Maclean), ICLARM, Manila, pp. 213-236.
- Beveridge M., Phillips M. & Clarke R., 1991. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In: *Aquaculture and Water Quality. Advances in World Aquaculture*, Vol. 3 (Ed. by D.E. Brune and J.R. Tomasso), World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp. 506-527.
- Blayo E. & Debreu L., 1999. Adaptive mesh refinement for finite-difference ocean models: First experiments. *Journal of Physical Oceanography*, 29, 1239-1250.
- Blyth P., Kadri S., Valdmirsson S., Mitchell D. & Purser G., 1999. Diurnal and seasonal variation in feeding patterns of Atlantic Salmon, *Salmo salar* L., in sea cages. *Aquaculture Research*, 30, 530-544.
- Blyth P., Purser G. & Russell J., 1993. Detection of feeding rhythms in seacaged Atlantic salmon using new technology. In: *Fish Farming Technology* (Ed. by H. Reinertsen, L.A. Dahle, L. Jørgensen & K. Tvinnereim), A.A. Balkema, Rótterdam, Holland. pp. 209-216.
- Braithwaite R. A. & McEvoy L. A., 2004. Marine Biofouling on Fish Farms and Its Remediation. *Advances in Marine Biology*, 47, 215-252.
- Braithwaite R. A., Cadavid M. C. & McEvoy L. A., 2007. Biofouling of salmon cage netting and the efficacy of a typical copper-based antifoulant. *Aquaculture*, 262, 219-226.
- Brooks, K.M., 2000. Determination of copper loss rates from Flexgard XI™ treated nets in marine environments and evaluation of the resulting environmental risks. Report to the Ministry of Environment for the BC Salmon Farmers Association, 1200 West Pender St. Vancouver BC., 24 pp.
- Brooks K.M., Mahnken C. & Nash C., 2002. Environmental effects associated with marine netpen waste with emphasis on salmon farming in the Pacific Northwest. In: *Responsible Marine Aquaculture* (Ed. by R.R. Stickney and J.P. McVey), CAB International, Cambridge, pp. 149-203.
- Budgell W.P., 2005. Numerical simulation of ice-ocean variability in the Barents Sea region, *Ocean Dynamics*, 55, 370-387.

- Burridge L., Weis J., Cabello F., Pizarro J. & Bostick K, 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture*, 306, 7-23.
- Chang H. & Liou J., 2001. A fall-velocity equation. *Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering*, 127(4), 250-251.
- Csanady G., 1973. *Turbulent Diffusion in the Environment*. Dordrecht, Boston, D. Reidel Pub. Co. [1973], 248 pp.
- Debreu L., 2000. Raffinement adaptatif de maillage et méthodes de zoom – application aux modèles d’océan, 2000, Ph.D. thesis, Université Joseph Fourier, Grenoble.
- Debreu L. & Blayo E., 2008. Special Issue on Multi-Scale Modelling: Nested Grid and Unstructured Mesh Approaches. *Ocean Dynamics*, 58, 415-428.
- Debreu L., Vouland C. & Blayo E., 2008. AGRIF: Adaptive Grid Refinement In Fortran. *Computers & Geosciences*, 34, 8-13.
- Di Lorenzo E., 2003. Seasonal dynamics of the surface circulation in the southern California Current System. *Deep Sea Research, Part II*, 50, 2371-2388.
- Dinniman M. S., Klinck J. M. & Smith W. O., 2003. Cross shelf exchange in a model of the Ross Sea circulation and biogeochemistry. *Deep Sea Research, Part II*, 50, 3103-3120.
- Doglioli A., Magaldi M., Vezzulli L. & Tucci S., 2004. Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture*, 231, 215-235.
- Dudley R., Panchang V. & Newell C., 2000. Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture*, 187, 319– 349.
- Egbert G., Erofeeva S., 2002. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. *J. Atmospheric and Oceanic Technology*, 19(2), 183-204.
- Elfwing, T. & Tedengren, M., 2002. Effects of copper on the metabolism of three species of tropical oysters, *Saccostrea cucullata*, *Crassostrea lugubris* and *C. belcheri*. *Aquaculture*, 204, 157-166.
- Fairall C. W., Bradley E. F., Rogers D. P., Edson J. B. & Young G. S., 1996. Bulk parameterization of air-sea fluxes for tropical ocean-global atmosphere Coupled-Ocean Atmosphere Response Experiment. *Journal of Geophysical Research*, 101, 3747-3764.
- Findlay R. & Watling L., 1994. Towards a process level model to predict the effects of salmon netpen aquaculture on the benthos. In: *Modelling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture* (Ed. by B.T. Hargrave). Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatics Sciences, Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, pp. 47-77.
- Font J., Salat J. & Tintoré J., 1988. Permanent features of the circulation in the Catalan sea. *Oceanol. Special Issue: Oceanographie Pélagique Méditerranéenne*, pp. 51-57.
- García M.A., Sánchez Arcilla A., Sierra J.P., Sospedra J. & Gómez J., 1993. Wind waves off the Ebro Delta, NW Mediterranean. *Journal of Marine Systems*, 4, 235-262.

- Germán B., 1996. Aplicaciones del Radar de Apertura Sintética (SAR) del satélite ERS-1 al estudio de la dinámica superficial de mesoescala en el Mediterráneo Occidental. Ph.D. tesis, Universidad de Barcelona.
- Gowen R. & Bradbury N., 1987. The ecological impact of salmon farming in coastal waters: A review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 25, 563-575.
- Gowen R.J., Bradbury N.B. & Brown J.R., 1989. The use of simple models in assessing two interactions between fish farming and the marine environment. In: *Aquaculture – a biotechnology in progress* (Ed. E.J. & N.W.N. de Pau), Bredene, Belgium. European Aquaculture Society, pp. 1071-1080.
- Haidvogel D. B., Arango H. G., Hedstrom K., Beckmann A., Malanotte-Rizzoli P. & Shchepetkin A., 2000. Model evaluation experiments in the North Atlantic Basin: Simulations in nonlinear terrain-following coordinates. *Dynamics of Atmospheres and Oceans*, 32, 239-281.
- Haney R., 1990. On the Pressure Gradient Force over Steep Topography in Sigma Coordinate Ocean Models. *Journal of Physical Oceanography*, 21, 610-619.
- Instituto Hidrográfico de la Marina, 1991. Derrotero de las costas del Mediterraneo. 3. I. Costas N. y S. del Estrecho de Gibraltar y la costa oriental de España desde Punta Europa hasta la frontera con Francia. Cadiz, España.
- Juell J., 1991. Hydroacoustic detection of food waste – a method to estimate maximum food intake of fish population in sea cages. *Aquacultural Engineering*, 10, 2007-17.
- Large W. G., McWilliams J. C. & Doney S. C., 1994. Oceanic vertical mixing: a review and a model with a nonlocal boundary layer parameterization. *Reviews of Geophysics*, 32, 363-403.
- Larnicol G., Ayoub N. & Le Traon P., 2002. Major changes in Mediterranean Sea level variability from 7 years of TOPEX/Poseidon and ERS-1/2 data. *Journal of Marine Systems*, 33-34, 63-89.
- Liste M., 2009. Patrones de Circulación Oceánica en el Litoral Español. Tesis Doctoral, Universidad de Cantabria.
- Lovegrove, T. 1979. Control of fouling in farm cages. *Fish Farming International*, 6(1), 33-37.
- Lupatsch I. & Kissil G., 1998. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream *Sparus aurata* culture using a nutritional approach. *Aquatic Living Resources*, 11 (4), 265-268.
- Madrid J., Boujard T. & Sánchez-Vázquez F., 2001. Feeding rhythms in Food Intake in Fish, edited by D. Houlihan, T. Boujard and M. Jobling. Blackwell Science, UK. pp 189-215
- Magill S., Thetmeyer H. & Cromey C., 2006. Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) and sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model. *Aquaculture*, 251, 295-305.
- Manley, A.R., 1983. The effects of copper on the behaviour, respiration, filtration and ventilation activity of *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biological Association U.K.*, 63, 205-222.
- Marchesiello P., McWilliams J. C. & Shchepetkin A., 2003. Equilibrium structure and dynamics of the California Current System. *Journal of Physical Oceanography*, 33, 753-783.

- Mayer I. & McLean E., 1995. Bioengineering and biotechnical strategies for reduced waste aquaculture. *Water Science and Technology*, 31, 85-102.
- Mellor G. L. & Yamada T., 1982. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems. *Reviews of Geophysics and Space Physics*, 20, 851-875.
- Meske C. & Manthey M., 1983. *Sarotherodon niloticum* – tropical cichlids as food fish. *International Fischwirt*, 30, 30-34.
- Mestres M., 2002. Three-Dimensional Simulation of Pollutant Dispersion in Coastal Waters. Ph.D. Tesis, Universitat Politècnica de Catalunya.
- Mestres M. & Rodriguez A., 2000. 3D Lagrangian model for pollutant dispersion in coastal waters, in “Turbulent Diffusion in the Environment” (J.M. Redondo and A. Babiano, eds.), pp. 19-28.
- Mestres M., Sánchez-Arcilla A., Sierra J.P., Mösso C., Tagliani, P., Möller O. & Niencheski L., 2006. Coastal bays as a sink for pollutants and sediments. *Journal of Coastal Research*, SI39, 1546-1550.
- Mestres M., Sierra J.P., Mösso C. & Sánchez-Arcilla A., 2010a. Modelling the sensitivity to various factors of shipborne pollutant discharges. *Environmental Modelling and Software*, 25, 333-343.
- Mestres M., Sierra J.P., Mösso C. & Sánchez-Arcilla A., 2010b. Sources of contamination and modelled pollutant trajectories in a Mediterranean harbor (Tarragona, Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 60, 898-907.
- Mestres M., Sierra J.P., Sánchez-Arcilla A., Gonzáles del Río J., Wolf T., Rodriguez A. & Ouillon S., 2003. Modelling of the Ebro River plume. Validation with field observations. *Scientia Marina*, 67(4), 379-391.
- Millot C., 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, 20, 423-442.
- Mingarro M., 2004. Estrategias de alimentación y cultivo de la dorada (*Sparus aurata*). Regulación endocrina y estado inmunopatológico. Ph.D. Tesis, Universitat de Valencia.
- National Pollutant Inventory, 2001. Emission Estimation Technique Manual for Aggregated Emissions From Temperate Water Finfish Aquaculture. Commonwealth of Australia, Canberra, Australia.
- Orlanski I., 1976. A simple boundary condition for unbounded hyperbolic flows. *Journal of Computer Science*, 21(3), 251-269.
- Ortega A., 2008. Cultivo de Dorada (*Sparus aurata*). Publicaciones científicas y tecnológicas de la Fundación Observatorio Español de Acuicultura. Madrid, España.
- Panchang V., Cheng G. & Newell C., 1997. Modeling Hydrodynamics and Aquaculture Waste Transport in Coastal Maine. *Estuaries*, 20 (1), 14-41.
- Peliz A., Dubert J. & Haidvogel D. B., 2003. Subinertial Response of a Density-Driven Eastern Boundary Poleward Current to Wind Forcing. *Journal of Physical Oceanography*, 33, 1633-1650.

- Penven P., Cambon G., Tan T., Marchesiello P. & Debreu L., 2010. Roms_Agrif / Roms_Tools User's Guide. Institut de Recherche Pour le Développement (IRD), France.
- Penven P., Marchesiello P., Debreu L., & Lefevre J., 2007. Software tools for pre- and post-processing of oceanic regional simulations. *Environmental Modelling & Software*, 20, 1-3.
- Penven P., Roy J.R.E.; Lutjeharms A., Colin de Verdiere A., Johnson F., Shillington P. & Brundrit G., 2001. A regional hydrodynamic model of the Southern Benguela. *South African Journal of Science*, 11, 472-476.
- Piedecausa M., Aguado-Giménez F, García-García B., Ballester G. & Telfer T., 2009. Settling velocity and total ammonia nitrogen leaching from commercial feed and faecal pellets of gilthead seabream (*Sparus aurata* L. 1758) and seabass (*Dicentrarchus labrax* L. 1758). *Aquaculture Research*, 40, 1703-1714.
- Pinardi N. & Masetti E., 2000. Variability of the large scale general circulation of the Mediterranean Sea from observations and modelling: a review. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 158, 153-173.
- Platonov A., 2002. Aplicación de imágenes de satélite SAR en los estudios de contaminación marina y de dinámica de las aguas en el Mediterráneo Noroccidental. Ph.D. Tesis, Universitat Politècnica de Catalunya.
- Robinson R. & Golnaraghi M., 1994. The physical and dynamical oceanography of the Eastern Mediterranean Sea. P. *Ocean Processes in Climate Dynamics: Global and Mediterranean Examples*, Vol. 419, pp. 205-306.
- Ruiz J., Prieto L. & Ortegón F., 2002. Diatom aggregate formation and fluxes: a modeling analysis under different size-resolution schemes and with empirically determined aggregation kernels. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 49, 495-515.
- Sánchez-Arcilla A., Rodríguez A. & Mestres M., 1998. A Three-dimensional simulation of pollutant dispersion for the near-field and far-field in coastal waters. *Journal of Marine and Environmental Engineering*, 4, 217-243.
- Sanz F. 2009. La nutrición y alimentación en piscicultura. *Publicaciones científicas y tecnológicas de la Fundación Observatorio Español de Acuicultura*. Madrid, España.
- Shchepetkin A. F. & McWilliams J. C., 2005. The Regional Ocean Modeling System: A split-explicit, free-surface, topography following coordinates ocean model. *Ocean Modelling*, 9, 347-404.
- Song Y. & Haidvogel D. B., 1994. A semi-implicit ocean circulation model using a generalized topography-following coordinate system. *Journal of Computational Physics*, 115 (1), 228-244.
- Umlauf L. & Burchard H., 2003. A generic length-scale equation for geophysical turbulence models. *Journal of Marine Research*, 61, 235-265.
- Viudez A., Pinot J. & Haney R., 1998. On the upper layer circulation in the Alboran Sea. *Journal of Geophysical Research*, 103, 653-666.
- Wallin M., & Hakanson L., 1991. Nutrient loading models for the assessment of environmental effects of marine fish farms. *Marine Aquaculture and Environment*. Nord, vol. 22. Nordic Council of Ministers, pp. 39-55.

Warner J. C., Sherwood C. R., Arango H. G. & Signell R. P., 2005a. Performance of four turbulence closure methods implemented using a generic length scale method. *Ocean Modelling*, 8, 81-113.

Warner J. C., Geyer W. R. & Lerczak J. A., 2005b. Numerical modeling of an estuary: a comprehensive skill assessment. *Journal of Geophysical Research*, 110, C05001, doi: 10.1029/2004JC002691.

Wilkin J. L., Arango H. G., Haidvogel D. B., Lichtenwalner C. S., Durski S. M. & Hedstrom K. S., 2005. A regional Ocean Modeling System for the Long-term Ecosystem Observatory. *Journal of Geophysical Research*, 110, C06S91, doi: 10.1029/2003JC002218.

Capítulo 5

5 SIMULACIONES Y RESULTADOS

5.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describen las diferentes simulaciones realizadas para determinar los patrones de dispersión y deposición de la materia disuelta (nitrógeno, fósforo y cobre) y particulada (nitrógeno, fósforo y carbono orgánico) vertida desde las jaulas de las piscifactorías estudiadas, y se analizan los correspondientes resultados obtenidos en los diferentes escenarios.

Las simulaciones abarcan los 17 meses que dura el ciclo de cultivo (desde marzo de 2004 a julio de 2005) y, como se verá a continuación en los apartados correspondientes a cada escenario, en todas las simulaciones los modelos Roms y Limmix fueron configurados de manera tal que reflejaran adecuadamente la variabilidad que se observa en las tablas 4.4 y 4.5, en relación a la cantidad de sustancias vertidas (C, N, P y Cu), tanto en forma disuelta como particulada.

Todos los archivos netcdf con la batimetría y los valores diarios de forzamientos, al igual que los de condiciones iniciales y de frontera, necesarios para realizar las simulaciones, fueron obtenidos de las bases de datos señaladas en el capítulo 4. Estos archivos, que normalmente se encuentran en diferentes resoluciones, fueron posteriormente manipulados y modificados para uniformar la resolución espacial a $0,5^{\circ} \times 0,5^{\circ}$ y para obtener archivos derivados como la tensión superficial del viento (a partir de las velocidades) y las diferencias de flujos

superficiales de calor. Este proceso de manipulación y modificación de los archivos netcdf se realizó mediante los programas de libre distribución CDO (Climate Data Operators) y NCO (Netcdf Operators), que se pueden instalar automáticamente en UBUNTU 10.1.

5.2 BALANCE DE MASA

Antes de describir las simulaciones realizadas se presentará un resultado preliminar correspondiente al diagrama que representa el balance de masa para la situación estudiada. Este resultado global se puede derivar de los cálculos y valores obtenidos en el capítulo anterior para los nutrientes y la materia orgánica vertidos desde la piscifactoría, puesto que el procedimiento seguido en dichos cálculos es equivalente a disponer de una tabla de alimentación diaria y un registro mensual de la ganancia de peso de los peces a lo largo de todo el período de engorde. En la figura 5.1 se muestra el esquema del balance de masa por cada tonelada de dorada producida, donde los cálculos originalmente fueron realizados considerando las cantidades totales de la tabla 4.4, y reduciendo posteriormente a 1 tonelada. Se puede observar que de los 130,6 kg de nitrógeno introducidos al sistema, 28,3 kg (21,7 %) quedan retenidos en los peces cosechados, 6,5 kg (5 %) quedan en el alimento no comido, 21,1 kg (16,1 %) quedan en las fecas y 74,7 kg (57,2 %) son liberados en las excreciones. Por su parte, de los 26,1 kg de fósforo introducidos, 3,8 kg (14,6 %) quedan retenidos en la cosecha, 1,3 kg (5 %) quedan en el alimento no comido, 15,3 kg (58,6 %) quedan en las fecas y 5,7 kg (21,8 %) son liberados en las excreciones. En tanto que de los 904,2 kg de carbono introducidos, 249,1 kg (27,5 %) quedan retenidos en la cosecha, 45,2 kg (5 %) quedan en el alimento no comido, 158,4 kg (17,5 %) quedan en las fecas y los restantes 451,5 kg (50 %) son liberados en forma de dióxido de carbono a través de la respiración. Como se puede ver, este esquema entrega una visión global de las cantidades vertidas durante el proceso de cultivo, el

cual se puede aplicar a cualquier piscifactoría de cultivo intensivo de dorada, que funcione en condiciones similares a las estudiadas.

Para complementar el esquema del balance de masa, cabe recordar que la FCR promedio para todo el período, calculada en el capítulo anterior, es de 2,1, valor que también puede ser usado como referencia para otros estudios de cultivos intensivos de dorada.

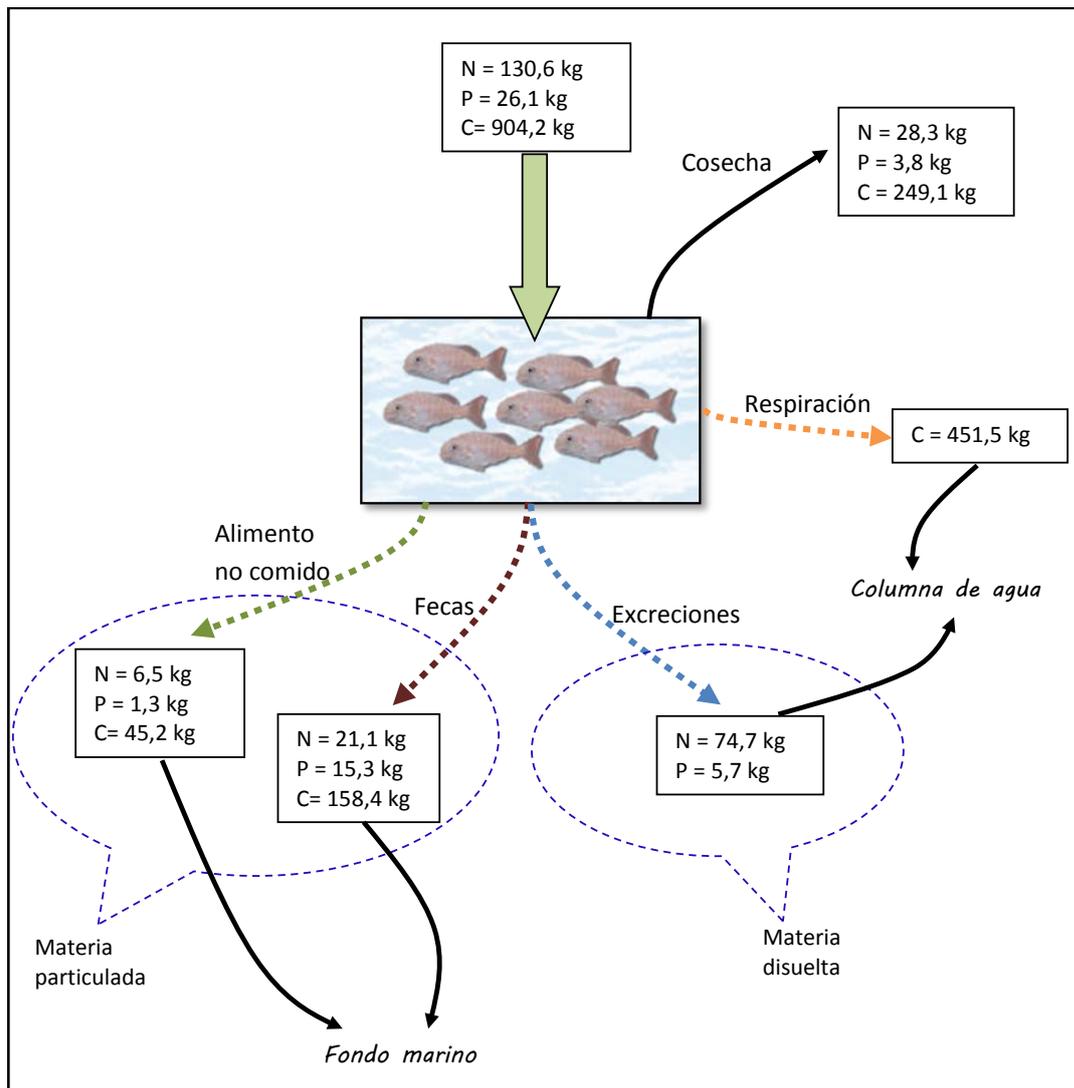


Fig. 5.1
Balance de masa para 1 t de producción de dorada en cultivo intensivo.

5.3 VALIDACIÓN DE LOS MODELOS

Aunque los modelos Roms y Limmix han sido utilizados y validados en múltiples ocasiones, como se plantea en el capítulo anterior, resulta evidente, para cualquier simulación numérica, la necesidad de comparar los valores entregados por el modelo con algunos valores obtenidos de mediciones *in situ* en la zona de estudio, que permita verificar si los valores simulados están razonablemente cerca de los valores reales, para las variables de interés en el estudio.

Como se dice en el capítulo anterior, Limmix se alimenta inicialmente con los datos hidrodinámicos provenientes de algún otro modelo tridimensional y a continuación resuelve la ecuación de convección-difusión para determinar la dispersión de las partículas utilizadas en la simulación. En este estudio en particular, Limmix utiliza los valores del campo de velocidades tridimensional entregado por Roms, para simular los patrones de dispersión y deposición de la materia particulada proveniente de las jaulas flotantes, con lo cual la única manera de verificar en forma precisa si la simulación refleja la realidad, sería comparar valores medidos de las concentraciones de materia orgánica y nutrientes en el fondo marino, debajo y en los alrededores de la piscifactoría, con los valores simulados. Lamentablemente no se dispone de valores medidos en la zona y por lo tanto en esta ocasión ha sido imposible realizar la comparación.

Roms, por su parte, simula el campo tridimensional de velocidades y, en la misma simulación, determina la dispersión de la materia disuelta proveniente de las jaulas a través de la activación y uso de un módulo lagrangiano denominado *floats*, que utiliza el vertido y seguimiento de partículas en el interior de la zona de estudio. Como se puede observar, la simulación por parte de Roms de la velocidad de la corriente es el aspecto clave del proceso, puesto que determina los patrones de dispersión de la materia disuelta y, a través de Limmix, la dispersión y deposición de la materia particulada. Afortunadamente, como se menciona en el capítulo anterior, existen datos de corrientes medidas por una boya en aguas profundas

perteneciente a Puertos del Estado, en un punto entre las dos piscifactorías estudiadas, en la posición $39,46^\circ$ de latitud y $-0,26^\circ$ de longitud, a 4 km de la costa, frente a la ciudad de Valencia (figura 4.15), con lo cual se han podido comparar dichos datos con los entregados por Roms. Para hacer esto se ha activado un módulo de Roms denominado *stations*, que permite instalar una estación virtual de registro de datos en cualquier posición del dominio y almacenar los valores de las variables que interesen durante el período de simulación. En este caso se ha instalado la estación virtual en la misma posición de la boya de medición real, a una profundidad de 3 m, registrando la velocidad de corriente cada hora, desde diciembre de 2004 a noviembre de 2005, coincidiendo con los parámetros de registro (profundidad e intervalo temporal) de la boya real. No obstante, es preciso decir que no es posible hacer una comparación de forma estricta entre las series de corrientes medidas y las simuladas, puesto que el modelo hidrodinámico no ha sido alimentado con datos reales correspondientes al periodo simulado, sino con datos climatológicos. Además, hay que tener en cuenta que el modelo proporciona valores de corriente espacialmente promediados en la vertical a lo ancho de cada capa de la discretización y no valores calculados puntualmente.

A continuación, en las figuras 5.2 y 5.3, se representan los valores reales y simulados de la velocidad de corriente en el punto de medición (en forma de rosa de corrientes y de histograma), para realizar su comparación estadística.

Observando las rosas de corriente de la figura 5.2, se ve claramente que las direcciones predominantes de circulación entregadas por el modelo son la NNW y la S, con las velocidades de mayor magnitud en dirección sur. Esto se puede considerar similar al esquema presentado por las velocidades medidas, en que las direcciones predominantes son la NNE y la SSW, con las mayores velocidades en dirección SSW. Por lo tanto, desde un punto de vista general, se podría decir que el modelo ha simulado de una manera aceptable las principales direcciones de circulación de la corriente en el punto de medición. Sin embargo, en la misma figura se

puede observar que existe una dirección de circulación “secundaria” de las corrientes medidas, que es la WSW, que el modelo no ha sido capaz de reflejar. Esto puede deberse a que la dirección WSW es prácticamente perpendicular a la línea de costa en esa zona (figura 4.15), con lo cual, considerando la gran cercanía existente entre el punto de medición y la costa y la resolución espacial utilizada ($1/30^\circ$), la condición de no circulación perpendicular impida al modelo reflejar estas velocidades.

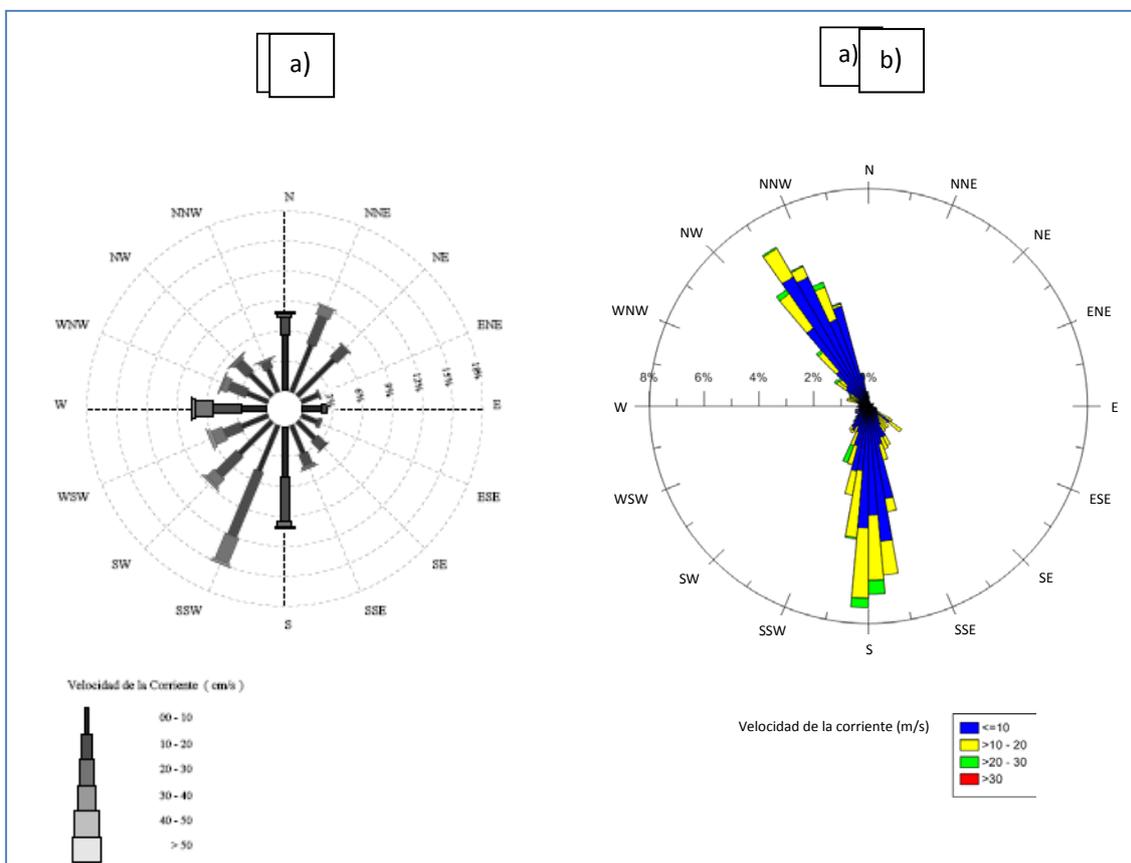


Fig. 5.2
 Rosa de corrientes. Período Dic. 2004 – Nov. 2005. a) Valores reales medidos por la boya de aguas profundas de Puertos del Estado. b) Valores simulados por Roms.

En los histogramas de la figura 5.3 se puede observar que existe similitud entre la forma en que se distribuyen las velocidades medidas y las modeladas. La mayor frecuencia es para las velocidades comprendidas entre 0 y 10 cm/s, con un 55% para las velocidades medidas y un

72% para las simuladas. En segundo lugar está el rango de velocidades de 10 a 20 cm/s, con un 33% para los valores medidos y un 25% para los valores simulados. En tercer lugar están las velocidades entre 20 y 30 cm/s, con un 10% para las medidas y un 3% para las simuladas. Para el rango de velocidades de 30 a 40 cm/s no es posible realizar la comparación ya que el máximo valor de velocidad simulado es de 29,5 cm/s, en tanto que el máximo valor medido es de 45,7 cm/s. Por otra parte, el valor medio de la velocidad medida es de 10,7 cm/s, en tanto que el valor medio simulado es de 7,7 cm/s. Por lo tanto se podría decir que el modelo ha simulado de una manera aceptable la magnitud media de la velocidad y la distribución en los tres rangos analizados. En cuanto al rango de velocidades de 30 a 40 cm/s medidos pero no reflejados por el modelo, se puede decir que corresponde solamente al 2% de los valores, con lo cual su valor en el análisis puede ser despreciado.

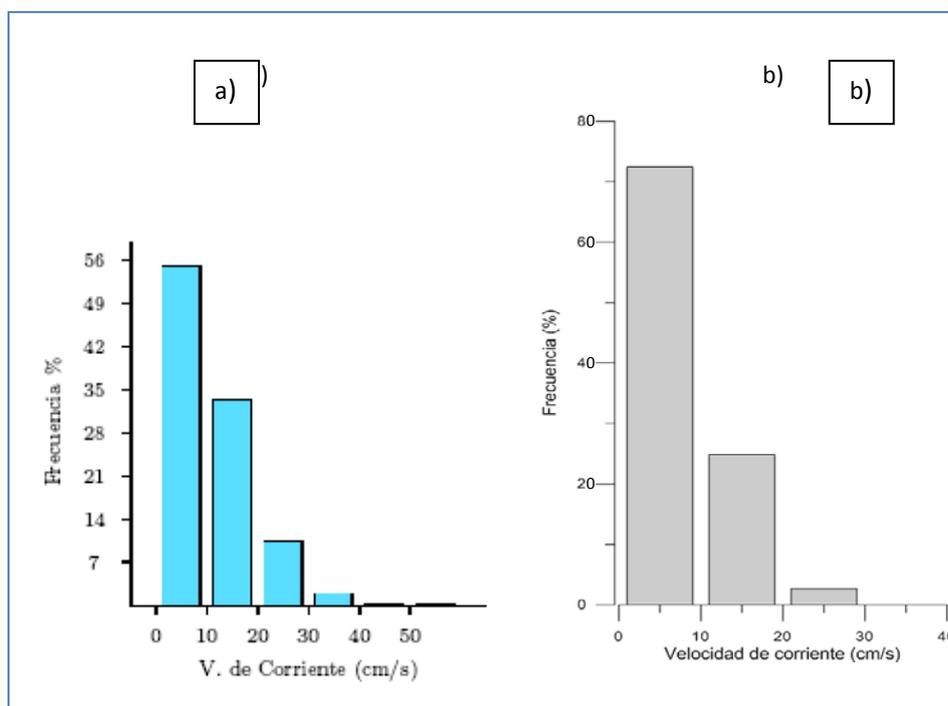


Fig. 5.3 Histograma de velocidad de corriente. Período Dic. 2004 – Nov. 2005. a) Valores reales medidos por la boya profunda de Puertos del Estado. b) Valores simulados por Roms.

En resumen, y considerando que los datos utilizados por Roms (batimetría, forzamientos y condiciones iniciales y de frontera) para simular la hidrodinámica de la zona de estudio, que han sido obtenidos de bases de datos globales, representan valores medios, se puede considerar que para los efectos del presente estudio el modelo ha simulado de una manera aceptable la dinámica de las corrientes en la zona de estudio. Este uso de valores climáticos medios también puede justificar la ligera subpredicción de las velocidades que se ha obtenido con el modelo.

5.4 DISPERSIÓN DE MATERIA PARTICULADA

Como ya se ha dicho, la simulación de la dispersión y deposición de la materia particulada vertida desde las jaulas flotantes se ha realizado con Limmix, el cual ha utilizado las velocidades de corriente de la zona de estudio simuladas previamente con Roms. En este proceso ambos modelos han sido configurados de una manera específica para este estudio, tratando de aprovechar al máximo las opciones que ellos ofrecen, a fin de modelizar lo mejor posible el proceso de dispersión de la materia orgánica (C) y nutrientes (N y P) provenientes de las jaulas. A continuación se describen los aspectos fundamentales de la configuración utilizada y posteriormente se presentan los resultados obtenidos.

5.4.1 Configuración de Roms

Uno de los aspectos más importantes de la configuración de Roms para esta parte del trabajo de modelización, es que se ha utilizado un esquema de mallas anidadas con lo cual se ha logrado aumentar considerablemente la resolución de la malla en la zona de estudio. Como se describe en el capítulo 4, este esquema consiste en generar subdominios de mayor resolución

en zonas de interés y además permite utilizar como condiciones de borde para el dominio menor los resultados obtenidos en el dominio que lo contiene. En este caso en particular, partiendo de un dominio “padre” con un tamaño de celda de 1730 m x 1730 m, se creó en su interior un dominio “hijo”, con un coeficiente de refinamiento de 3 y luego al interior de éste se creó un dominio “nieto”, también con un coeficiente de refinamiento de 3, logrando finalmente aumentar la resolución de la malla en la zona de estudio en aproximadamente 9 veces, con celdas de 187 m x 187 m. Como se puede ver, se utilizó un coeficiente de refinamiento de 3, pero cabe señalar que no es posible asignarle cualquier valor, puesto que se requiere mantener la estabilidad numérica del modelo y asegurar que las soluciones sean realistas, lo cual obliga a cumplir, tanto en el dominio padre como en los subdominios, con la condición de estabilidad de Courant-Friedrichs-Lewy (CFL). Para el caso de Roms, se recomienda utilizar valores entre 3 y 5 para el coeficiente de refinamiento.

La zona en la cual se realizó el refinamiento de la malla, corresponde al lugar donde se encuentra ubicada la piscifactoría Gramasa, puesto que los resultados de dispersión de la materia particulada obtenidos allí, que como ya se sabe son locales, serán similares a los que se obtendrían en la piscifactoría Cultipeix.

Describir detalladamente todos los aspectos de la configuración del modelo resultaría considerablemente extenso y escapa a los objetivos de esta tesis, por lo que se ha decidido presentar solamente algunos que se podrían considerar como los más relevantes.

En la figura 5.4 se muestra el primer resultado entregado por Roms en la etapa de pre-proceso, que corresponde a la generación de la malla de la zona de estudio. Para la creación de esta malla, Roms ha utilizado en este caso la batimetría obtenida de la base de datos ETOPO1, una línea de costa obtenida de su propia base de datos y las coordenadas geográficas de los límites de la zona de estudio junto con la resolución horizontal y los niveles verticales a utilizar, entregados por el usuario.

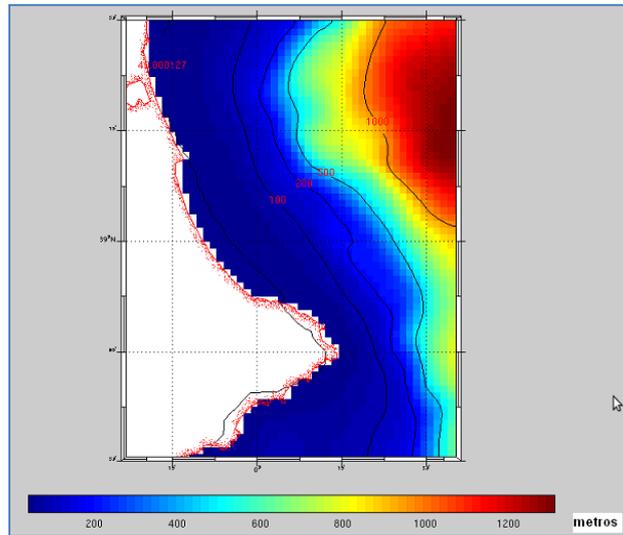


Fig. 5.4
Batimetría y línea de costa utilizadas por Roms en el proceso de generación de la malla.

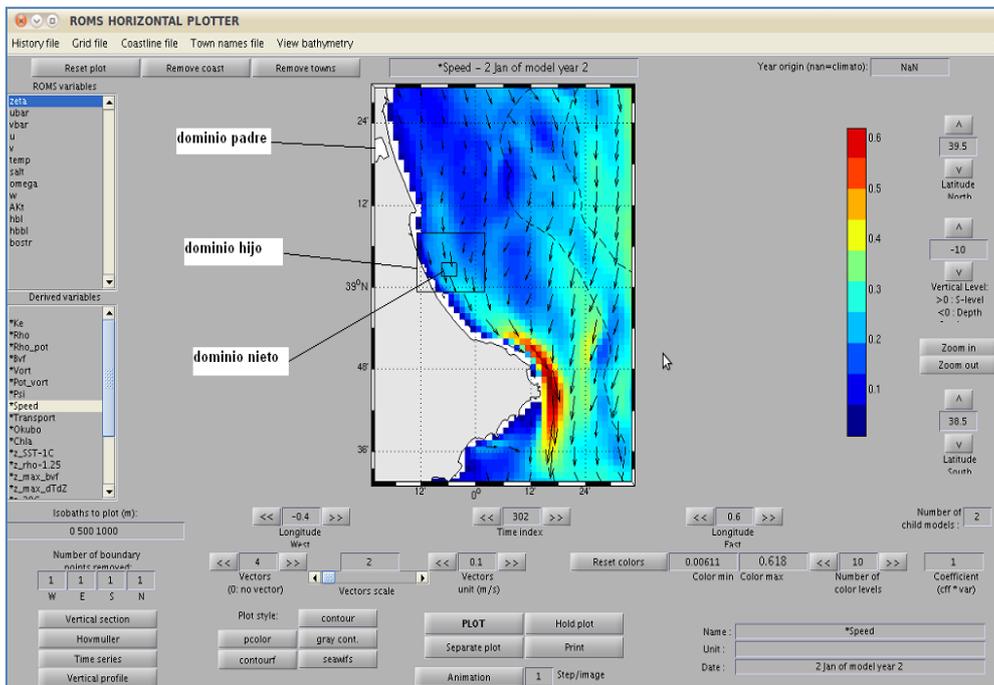


Fig. 5.5
Interfaz gráfica de Roms, mostrando el esquema de mallas anidadas (padre-hijo-nieto) y los vectores de velocidad para un día cualquiera de la simulación.

La figura 5.5 muestra una imagen de la interfaz gráfica de Roms, utilizada en la etapa de post-proceso, donde se puede ver el esquema de mallas anidadas (padre-hijo-nieto) utilizadas en la simulación, junto con los vectores de velocidad a 10 m de profundidad para un día cualquiera (en este caso el día 302, que corresponde al 2 de enero de 2005). Como se puede observar, esta interfaz gráfica dispone de múltiples opciones para analizar las diferentes variables simuladas por Roms, con lo cual resulta una herramienta muy útil para tener rápidamente una idea de los valores y la evolución de dichas variables. La figura mostrada se ha obtenido a partir del archivo de datos del dominio padre, pero también es posible abrir en forma independiente los archivos del dominio hijo o nieto, generados en la simulación.

Tabla 5.1
Principales parámetros de configuración de Roms.

	DOMINIO PADRE	DOMINIO HIJO	DOMINIO NIETO
LÍMITES:			
Longitud mínima	-0,6°	-0,2°	-0,125°
Longitud máxima	0,4°	0,025°	-0,0694°
Latitud mínima	38,5°	38,98°	39,027°
Latitud máxima	39,5°	39,13°	39,058°
RESOLUCIÓN	1730 m (1/50°)	575 m	187 m
CELIDAS EN HORIZONTAL	49x64		26x20
NIVELES VERTICALES	20	20	20
FRONTERAS:			
S	Abierta	Abierta	Abierta
E	Abierta	Abierta	Abierta
N	Abierta	Abierta	Abierta
W	Cerrada	Abierta	Abierta
PASO DE TIEMPO DE CÁLCULO	450 s	150 s	50 s
INTERVALO DE TIEMPO PARA REGISTRO DE VELOCIDADES	1 día	1 día	1 día
PERÍODO SIMULADO	510 días (marzo de 2004 a julio de 2005)		

En la tabla 5.1 se presenta un resumen con los principales parámetros utilizados en la configuración del modelo. Con esta configuración el modelo tardó 22 horas en simular los 510 días (de marzo de 2004 a julio de 2005), corriendo en un ordenador de sobremesa, con un procesador Intel i3 a 2,2 Ghz y un sistema operativo Linux, Ubuntu 10.1.

5.4.2 Configuración de Limmix

Además de las velocidades de corriente y de las propiedades de la malla (tamaño de cuadrícula y batimetría), obtenidos de Roms, Limmix utiliza una serie de datos y parámetros que caracterizan la simulación que se pretende realizar, tales como la posición de los puntos de vertido, la velocidad de caída de las partículas (pellets de alimento no comido y fecas), radio de las jaulas, densidad y viscosidad del agua, y otros. Junto con ellos, se le debe entregar información que muestre la variabilidad temporal de los vertidos durante los 17 meses del proceso de cultivo, lo cual se hizo a través de un archivo construido a partir de la tabla 5.2, en la cual se muestran las cantidades de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico, vertidas mensualmente desde las balsas, junto con el número de partículas que representan estas cantidades, y que serán utilizadas por el modelo para determinar su dispersión. Para crear esta tabla, primero ha sido necesario fijar, arbitrariamente, el paso de tiempo de cálculo de Limmix, que para el alimento no comido ha sido de 60 s y para las fecas de 300 s. Este paso de tiempo, junto con la velocidad correspondiente, es el que será utilizado por el modelo para determinar la posición de las partículas en su descenso hacia el fondo marino. Una vez fijado el paso de tiempo, se ha definido un esquema de alimentación de los peces, diferenciando los meses más cálidos y los meses más fríos del año, de dos comidas diarias para los meses cálidos y una comida diaria para los meses fríos, teniendo cada una de estas comidas una duración de 1 hora. En la tabla 5.2 los meses del año considerados como más fríos se han resaltado en gris. El

proceso de defecación por su parte, se ha definido con una duración de 1 hora, comenzando cuando termina el de alimentación.

Por otra parte, se ha calculado un factor que representa la proporcionalidad entre las cantidades de materia vertida en los 17 meses del ciclo. Este factor, que ha sido aproximado a un valor entero, se ha obtenido como el cociente entre las cantidades de cada mes y la menor cantidad, que en este caso corresponde a la del primer mes. Con este factor, y conociendo la cantidad de partículas que serán vertidas cada hora, además de considerar cada una de las 42 jaulas como un punto de vertido, se ha podido calcular la cantidad de partículas que serán vertidas (virtualmente) por el modelo, diaria y mensualmente, durante los 17 meses de simulación, tanto para el alimento no consumido como para las fecas. Cabe señalar que por simplicidad a la hora de confeccionar manualmente las tablas y archivos utilizados por Limmix, todos los meses se han considerado de 30 días, con lo cual el período total de simulación ha sido de 510 días.

Como se puede observar además, en la última fila de la tabla 5.2 aparecen los valores de masa asociados a cada partícula vertida, los cuales han sido utilizados, una vez realizadas las simulaciones, para calcular las cantidades de materia orgánica y nutrientes depositados finalmente en el fondo marino.

En resumen, durante la hora que dura el proceso de alimentación de los peces el modelo verterá 60 partículas o un múltiplo entero de 60 (un vertido cada minuto), que representan los pellets de alimento no comido, en tanto que en la hora de defecación de los peces el modelo verterá 12 partículas o un múltiplo entero de 12 (un vertido cada cinco minutos) que representan dichas fecas. La tabla 5.3 muestra la suma de la materia orgánica y nutrientes proveniente del alimento no comido y las fecas

Tabla 5.2

Resumen de la cantidad de materia y partículas vertidas desde las 42 jaulas de Gramasa durante los 17 meses de cultivo.

	Materia particulada														
	Alimento no comido (dt=60 s. Vertido de partículas cada 60 s)						Fecas (dt=300 s. Vertido de partículas cada 300 s)								
	N (kg)	P (kg)	C (kg)	Factor Alimento no Comido N, P y C	N° de part. día	N° de part. mes	N (kg)	P (kg)	Factor Fecas N y P	N° de part. día	N° de part. mes	C (kg)	Factor Fecas C	N° de part. día	N° de part. mes
Marzo	30	6	207	1	2520	75600	80	63	1	504	15120	551	1	504	15120
Abril	40	8	278	1	2520	75600	124	92	1	504	15120	657	1	504	15120
Mayo	56	11	389	2	5040	151200	164	124	2	1008	30240	827	2	1008	30240
Junio	115	23	795	4	10080	302400	321	248	4	2016	60480	1212	2	1008	30240
Julio	234	47	1617	8	20160	604800	641	500	8	4032	120960	2022	4	2016	60480
Agosto	370	74	2564	12	30240	907200	1058	811	13	6552	196560	3207	6	3024	90720
Septiembre	391	78	2707	13	32760	982800	1317	944	16	8064	241920	3975	7	3528	105840
Octubre	332	66	2300	11	27720	831600	1111	799	13	6552	196560	4647	8	4032	120960
Noviembre	241	48	1666	8	20160	604800	497	442	7	3528	105840	5878	11	5544	166320
Diciembre	128	26	888	4	10080	302400	336	267	4	2016	60480	6363	12	6048	181440
Enero	86	17	598	3	7560	226800	335	228	4	2016	60480	6427	12	6048	181440
Febrero	111	22	769	4	10080	302400	438	297	5	2520	75600	6490	12	6048	181440
Marzo	182	36	1257	6	15120	453600	649	455	8	4032	120960	6756	12	6048	181440
Abril	214	43	1484	7	17640	529200	788	547	9	4536	136080	7018	13	6552	196560
Mayo	256	51	1771	9	22680	680400	879	626	10	5040	151200	7478	14	7056	211680
Junio	265	53	1831	9	22680	680400	1001	688	12	6048	181440	7731	14	7056	211680
Julio	215	43	1485	7	17640	529200	794	550	9	4536	136080	7980	14	7056	211680
TOTAL	3266	652	22606			8240400	10533	7681			1905120	79219			2192400
Masa de cada partícula (kg)	0,000396	0,000079	0,002743				0,005529	0,004032				0,036133			

Tabla 5.3

Sumatoria de la materia orgánica y nutrientes proveniente del alimento no comido y las fecas, incluyendo las cantidades acumuladas al día 30 de cada mes.

meses	días	Materia particulada					
		Alimento no comido + Fecas			Alimento no comido + Fecas (valores acumulados)		
		N (kg)	P (kg)	C (kg)	N (kg)	P (kg)	C (kg)
Marzo	30	110	69	758	110	69	758
Abril	60	164	100	935	274	169	1693
Mayo	90	220	135	1216	494	304	2909
Junio	120	436	271	2007	930	575	4916
Julio	150	875	547	3639	1805	1122	8555
Agosto	180	1428	885	5771	3233	2007	14326
Septiembre	210	1708	1022	6682	4941	3029	21008
Octubre	240	1443	865	6947	6384	3894	27955
Noviembre	270	738	490	7544	7122	4384	35499
Diciembre	300	464	293	7251	7586	4677	42750
Enero	330	421	245	7025	8007	4922	49775
Febrero	360	549	319	7259	8556	5241	57034
Marzo	290	831	491	8013	9387	5732	65047
Abril	420	1002	590	8502	10389	6322	73549
Mayo	450	1135	677	9249	11524	6999	82798
Junio	480	1266	741	9562	12790	7740	92360
Julio	510	1009	593	9465	13799	8333	101825
TOTAL		13799	8333	101825			

Finalmente, se han confeccionado un archivo, llamado hidro, con datos de vertido según las cantidades de partículas dadas en la tabla 5.2 para N, P y C contenido en el alimento no comido, N y P contenido en las fecas y C contenido en las fecas, siguiendo los esquemas de alimentación y defecación de los peces para los meses fríos y cálidos descritos anteriormente. En la figura 5.6 se muestra un extracto del archivo utilizado para la simulación de la dispersión del carbono orgánico contenido en las fecas, donde se pueden apreciar los datos del vertido para los dos primeros días de simulación.

En la tabla 5.4, se muestra un resumen con los principales datos de entrada y parámetros utilizados por el modelo.

```

1 "hidrograma para fecas, gramasa"
2 "paso de tiempo de 300 s (5 min). 12 particulas cada hora de vertido"
3 "17 meses (510 días, 12240 horas)"
4 "kk"
5 0 0
6 3600 0
7 7200 0
8 10800 0
9 14400 0
10 18000 0
11 21600 0
12 25200 0
13 28800 0
14 32400 504
15 36000 0
16 39600 0
17 43200 0
18 46800 0
19 50400 0
20 54000 0
21 57600 0
22 61200 0
23 64800 0
24 68400 0
25 72000 0
26 75600 0
27 79200 0
28 82800 0
29 86400 0
30 90000 0
31 93600 0
32 97200 0
33 100800 0
34 104400 0
35 108000 0
36 111600 0
37 115200 0
38 118800 504
39 122400 0
40 126000 0

```

Fig. 5.6 Extracto del archivo utilizado para la simulación de la dispersión del carbono orgánico contenido en las fecas, donde se pueden apreciar los datos del vertido para los dos primeros días de simulación. Los instantes del inicio del vertido corresponden a las 9 de la mañana de cada día.

Tabla 5.4

Principales datos de entrada y parámetros de configuración de Limmix para las simulaciones de la dispersión del alimento no comido y las fecas.

	ALIMENTO NO COMIDO	FECAS
LÍMITES DEL DOMINIO (incluidos en el archivo de batimetría):		
Longitud mínima		
Longitud máxima	-0,125°	-0,125°
Latitud mínima	-0,0694°	-0,0694°
Latitud máxima	39,027°	39,027°
	39,058°	39,058°
RESOLUCIÓN	187 m	187 m
CELDA EN HORIZONTAL	26x20	26x20
NIVELES VERTICALES	20	20
PASO DE TIEMPO DE CÁLCULO	60 s	300 s
INTERVALO DE TIEMPO PARA REGISTRO DE POSICIONES	30 días	30 días
VELOCIDAD DE CAÍDA DE LAS PARTÍCULAS	10 cm/s	2 cm/s
DATOS EN ARCHIVOS DE ENTRADA	Batimetría Velocidad Posiciones de los puntos de vertido Radio de las jaulas Datos de vertido	Batimetría Velocidad Posiciones de los puntos de vertido Radio de las jaulas Datos de vertido
PERÍODO SIMULADO	510 días (marzo de 2004 a julio de 2005)	

Una de las características importantes de Limmix que cabe resaltar, es la forma en que el modelo realiza el vertido de partículas. En este caso específicamente, dada la posición del centro de la jaula y su radio, el modelo vierte en cada paso de tiempo una o más partículas según corresponda desde posiciones horizontales aleatorias contenidas dentro del perímetro de cada jaula. Como se puede entender, esta característica del modelo se acerca bastante a reflejar la aleatoriedad con que realmente ocurre el vertido de los pellets de alimento no comido y las fecas desde las jaulas flotantes.

5.4.3 Resultados y análisis

Los archivos de resultados entregados por Limmix al final de la simulación contienen las coordenadas de todas las partículas vertidas desde las jaulas, que se encuentran en el interior del dominio al final de cada mes. Posteriormente, estos archivos fueron manipulados con las herramientas disponibles en Matlab, para poder calcular y representar gráficamente las concentraciones de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el fondo marino. En la figura 5.7, se muestra la cantidad de alimento vertido y biomasa presente durante todo el período, con los valores dados en la tabla 4.2. En las figuras 5.8 y 5.9 se muestran las cantidades de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo vertidas mensualmente y acumuladas al final de cada mes, respectivamente, provenientes del alimento no comido y de las fecas, con los valores dados en las tablas 5.2 y 5.3. Posteriormente, para poder apreciar la diferencia de escala espacial en que ocurre el fenómeno, se presentan, gráficamente y en forma independiente, los resultados obtenidos para la dispersión y deposición de las partículas que representan el alimento no comido y las fecas, y luego, superponiendo los resultados independientes, se presentan los patrones finales de concentración de toda la materia orgánica y nutrientes en forma particulada proveniente de la piscifactoría. Considerando la gran cantidad de resultados obtenidos en las simulaciones, se ha decidido presentar solamente aquellos correspondientes al final de los meses de marzo, julio y diciembre de 2004 y el del último mes del ciclo de cultivo, que corresponde a julio de 2005. Estos resultados en la nomenclatura utilizada en las simulaciones corresponden a los días 30, 150, 300 y 510. Todos los resultados que se presentan corresponden a las cantidades acumuladas hasta el día correspondiente. De todas maneras, para conocer los patrones de dispersión de las partículas depositadas en el fondo al final de cada uno de los 17 meses se puede consultar los anexos A1 y A2, que muestra dichos patrones tanto para las partículas que representan el alimento no comido como las fecas, de forma mensual independiente.

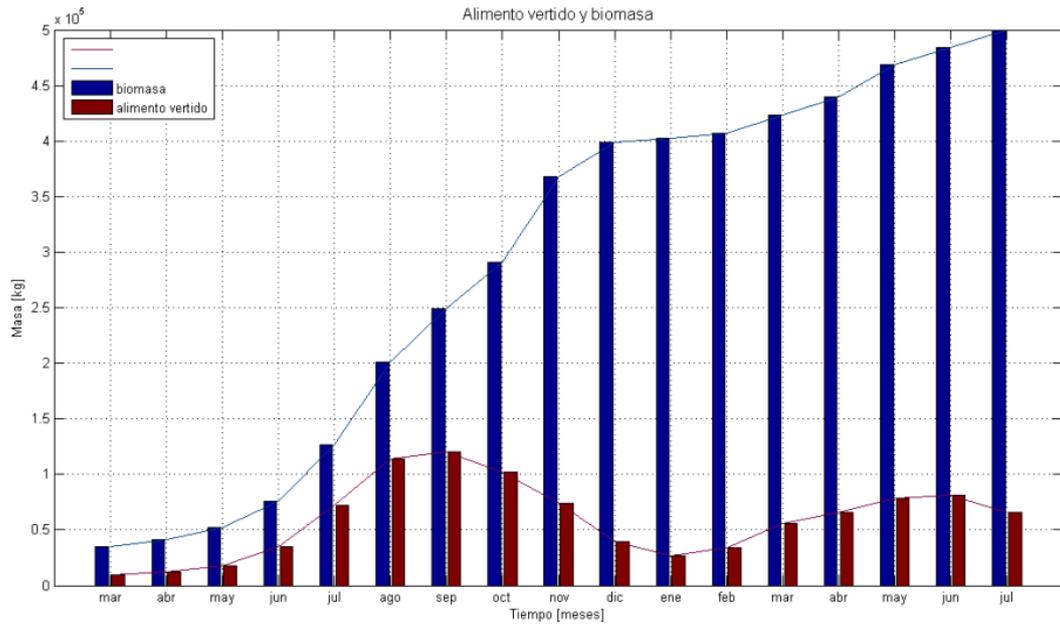


Fig. 5.7
Alimento vertido y biomasa presente en la piscifactoría durante los 17 meses considerados.

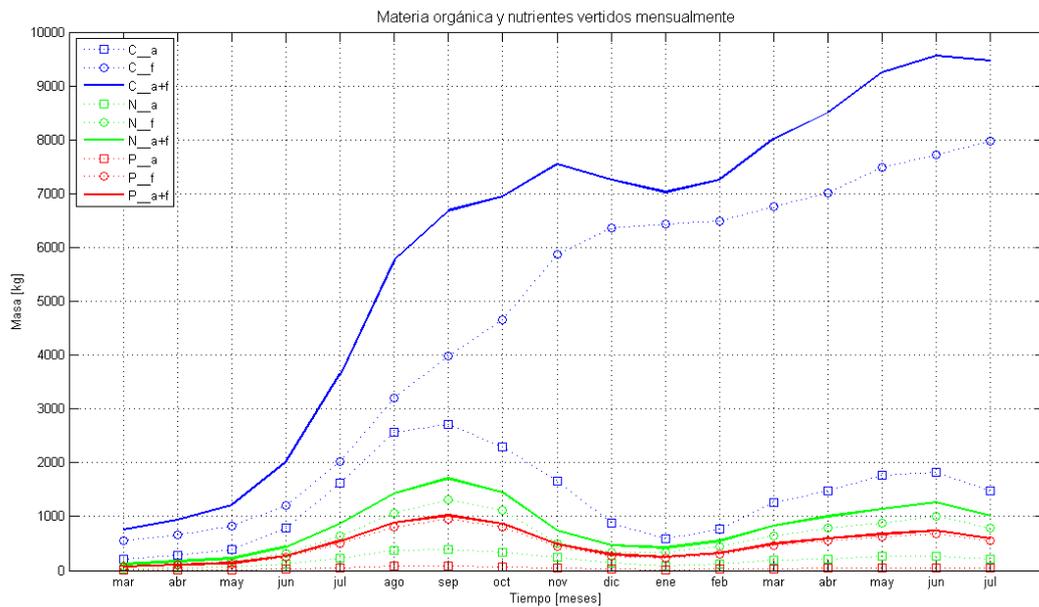


Fig. 5.8
Materia orgánica (C) y nutrientes (N y P) vertidos mensualmente desde la piscifactoría. C_a y C_f: carbono en el alimento no comido y en las fecas, respectivamente. N_a y N_f: nitrógeno en el alimento no comido y en las fecas, respectivamente. P_a y P_f: fósforo en el alimento no comido y en las fecas, respectivamente. C_{a+f}: suma del carbono en el alimento no comido y en las fecas. N_{a+f}: suma del nitrógeno en el alimento no comido y en las fecas. P_{a+f}: suma del fósforo en el alimento no comido y en las fecas.

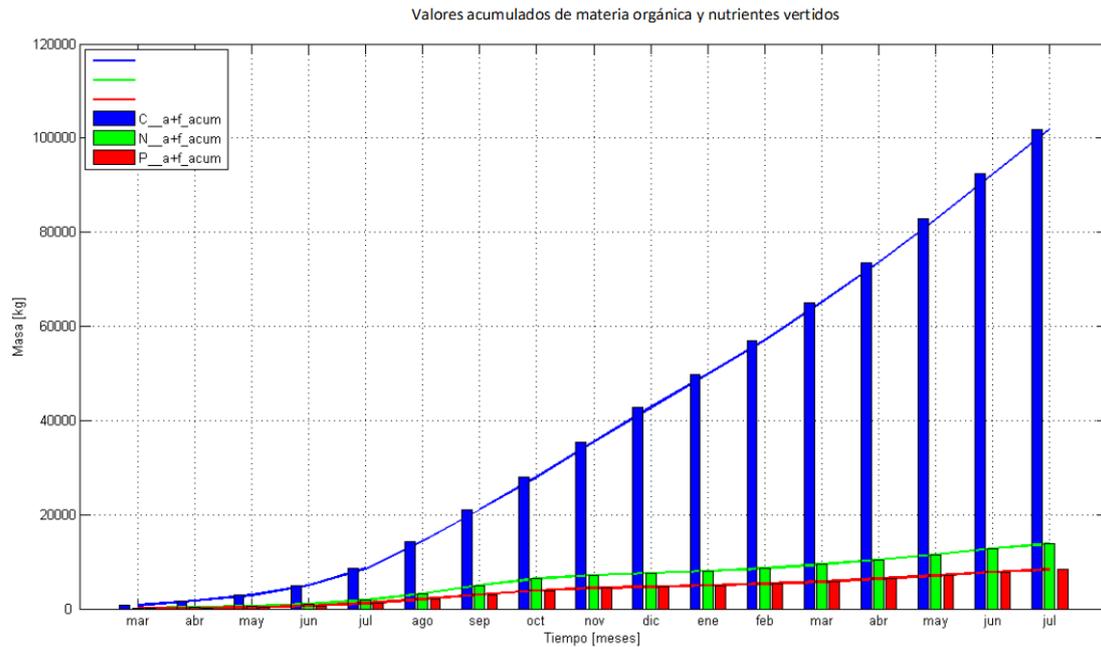


Fig. 5.9

Valores acumulados al final de cada mes de la materia orgánica (C) y nutrientes (N y P) vertidos desde la piscifactoría. C_a+f_acum: suma del carbono en el alimento no comido y en las fecas, acumulado al final del mes. N_a+f_acum: suma del nitrógeno en el alimento no comido y en las fecas, acumulado al final del mes. P_a+f_acum: suma del fósforo en el alimento no comido y en las fecas, acumulado al final del mes.

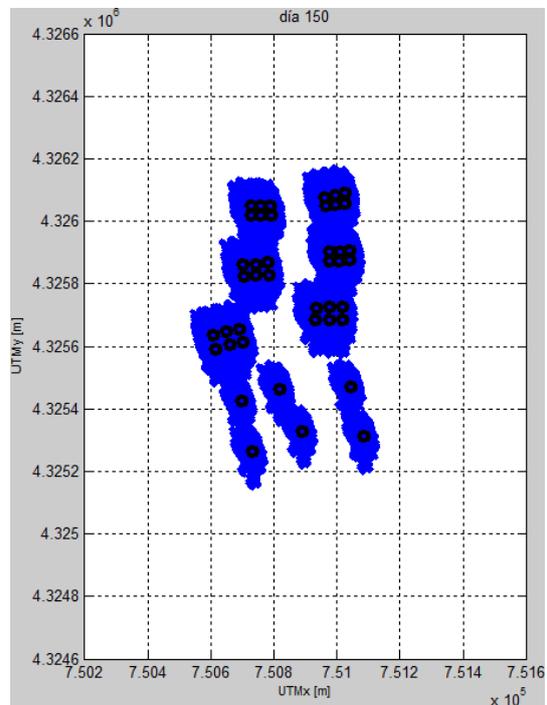
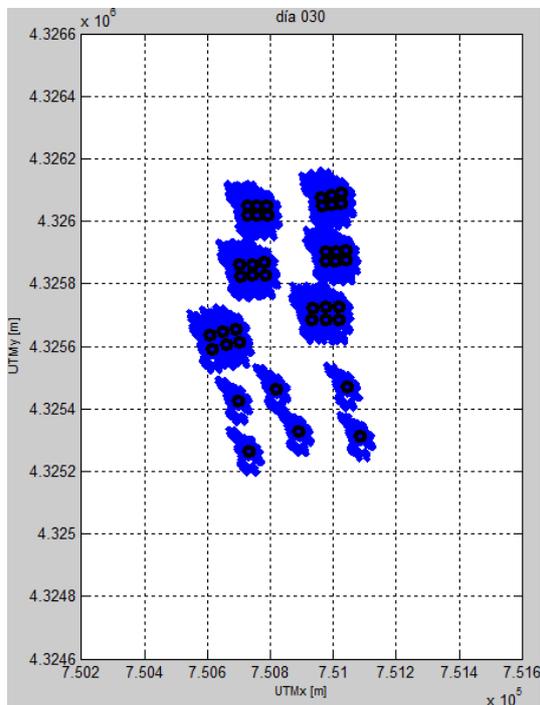
En la figura 5.7 se puede observar un aspecto muy interesante respecto al proceso de alimentación y crecimiento de la dorada, y es que la mayor cantidad de alimento vertido a las jaulas ocurre durante los meses 6, 7 y 8 de su crecimiento, cuando recién han alcanzado aproximadamente el 50% de su tamaño final, y no al final del proceso que es cuando tienen la mayor biomasa.

Otro aspecto general muy significativo del proceso de cultivo de la dorada, que se puede observar en la figura 5.8, es que durante los 17 meses del ciclo, las cantidades de C, N y P vertido a través del alimento no comido son siempre menores que las vertidas a través de las fecas. A partir de la tabla 5.2 se obtienen valores de 29%, 31% y 9% para la razón entre los valores totales de C, N y P respectivamente, presente en el alimento no comido y en las fecas, en tanto que en relación a la cantidad total vertida al fondo marino, los porcentajes de C, N y P proveniente del alimento no comido son de 22%, 24% y 8%. Esto muestra que las continuas

mejoras en los sistemas de alimentación para la acuicultura intensiva, con la intención de bajar en uno o dos puntos porcentuales la cantidad de alimento no comido, a partir del 5% ya logrado, no tienen gran importancia desde el punto de vista ambiental, puesto que disminuciones de ese orden generarán una mínima disminución en la cantidad total de materia orgánica y nutrientes que finalmente se depositan en el fondo marino. La razón efectiva de estas mejoras es netamente económica, puesto que el costo de la alimentación de los peces es uno de los principales factores que determinan la rentabilidad de industria acuícola, sobre todo en aquellas zonas en que la mano de obra es relativamente barata.

5.4.3.1 Dispersión y deposición de las partículas que representan el alimento no comido y las fecas.

Patrón de dispersión de las partículas de alimento no comido



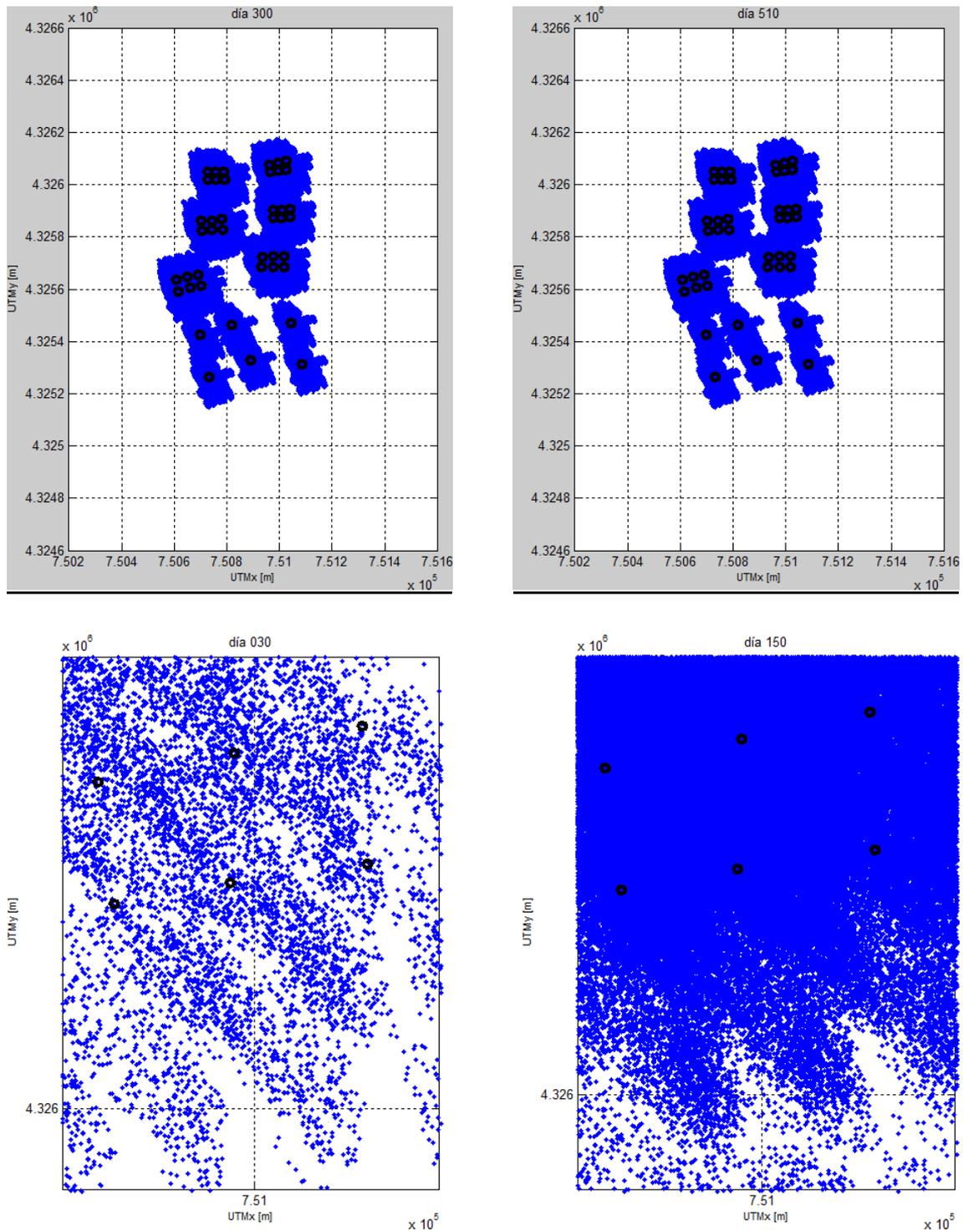
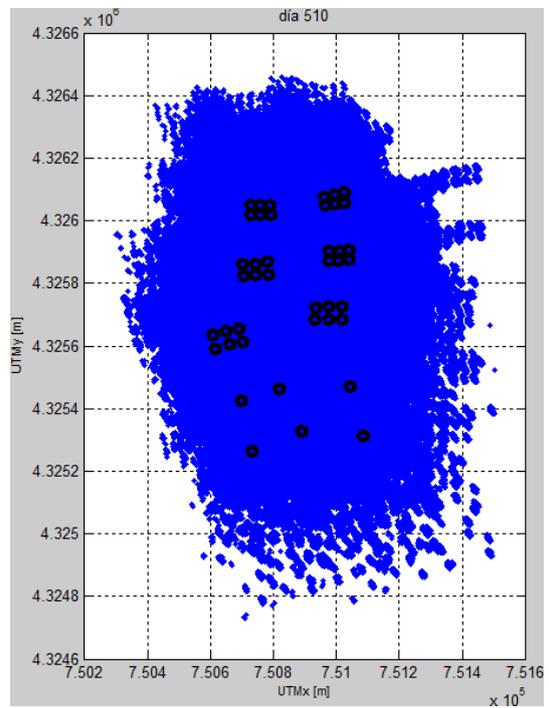
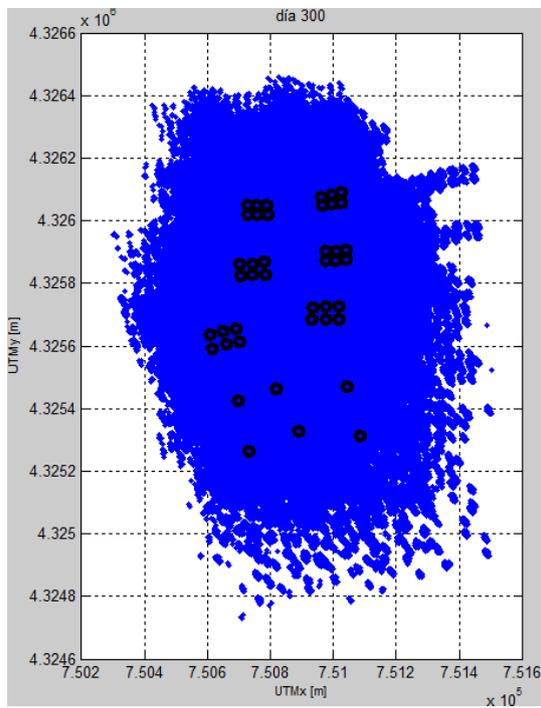
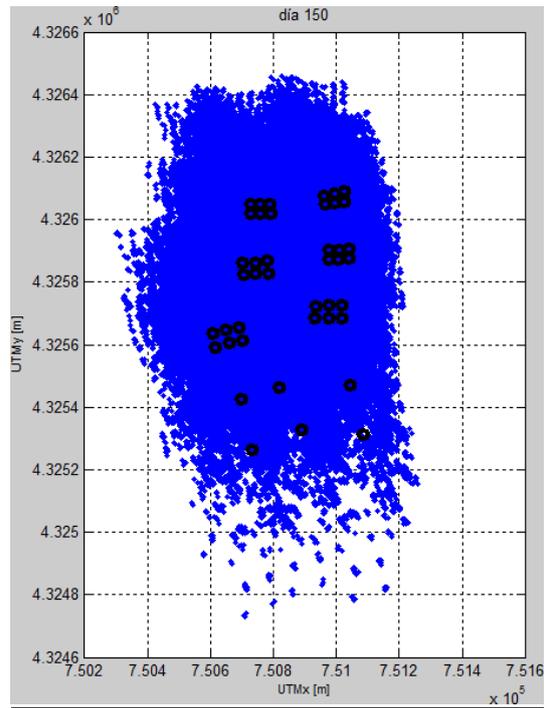
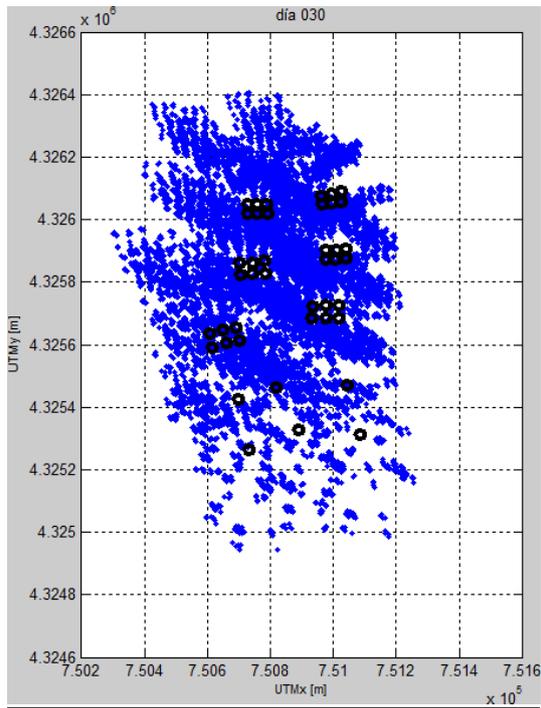


Fig. 5.10

Las cuatro primeras imágenes representan el patrón de dispersión de las partículas de alimento no comido depositadas debajo de las jaulas al final de los días 30, 150, 300 y 510. Los círculos negros representan las jaulas flotantes y las “manchas” azules corresponden a la superficie cubierta por las partículas de alimento no comido depositadas en el fondo marino. Las últimas dos imágenes corresponden a la visión aumentada de una pequeña zona del fondo ubicada debajo del grupo de seis jaulas que se encuentra más al norte, en las cuales se puede ver la gran cantidad de partículas que representan el alimento no comido depositadas al final de los días 30 y 150.

Patrón de dispersión de las partículas fecales



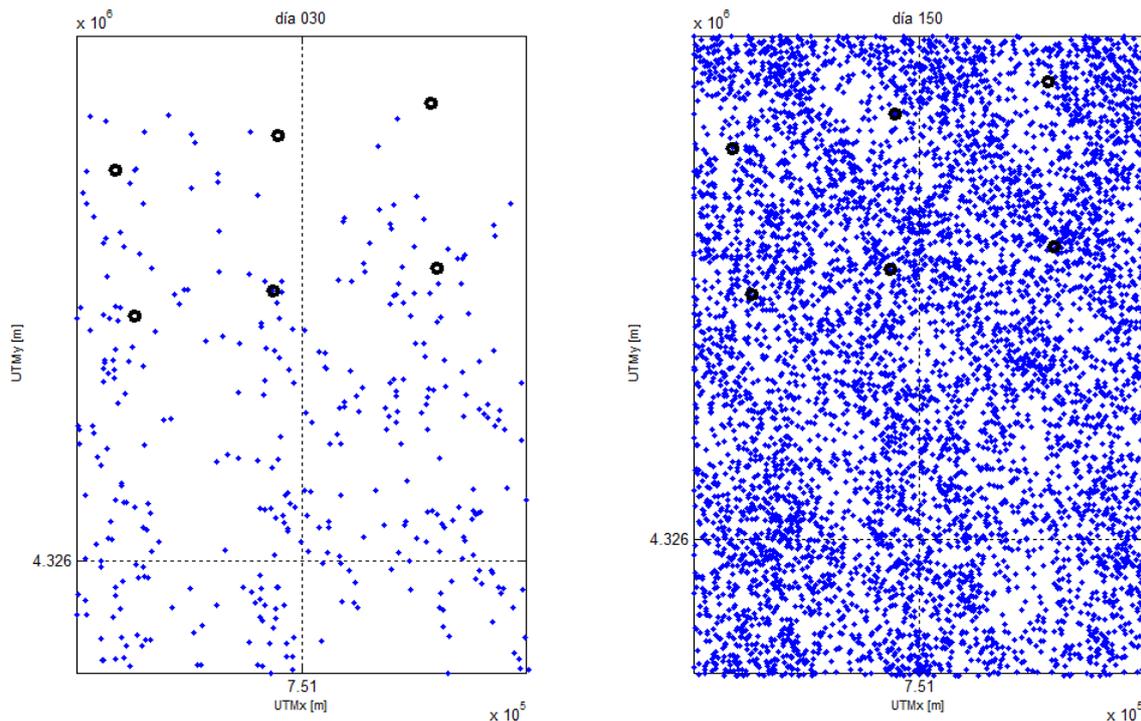


Fig. 5.11

Las cuatro primeras imágenes representan el patrón de dispersión de las partículas fecales depositadas debajo de las jaulas al final de los días 30, 150, 300 y 510. Los círculos negros representan las jaulas flotantes y las “manchas” azules corresponden a la superficie cubierta por las partículas fecales depositadas en el fondo marino. Las últimas dos imágenes corresponden a la visión aumentada de una pequeña zona del fondo ubicada debajo del grupo de seis jaulas que se encuentra más al norte, en las cuales se puede ver la gran cantidad de partículas que representan las fecas depositadas al final de los días 30 y 150.

En la figura 5.10 se puede ver cómo las partículas que representan el alimento no comido se van depositando en el fondo marino, debajo y en torno a las jaulas flotantes, cubriendo casi completamente al final del ciclo de cultivo (día 510) una superficie aproximadamente rectangular de 600 m x 1000 m. Sin embargo, al analizar lo que ocurre en torno a cada jaula flotante en forma individual, se puede observar que las partículas vertidas se ubican en una zona orientada principalmente en dos direcciones, NNW y S, lo cual es coincidente con la direcciones predominantes de la corriente simuladas por Roms. Se puede observar también que la distancia máxima que las partículas se alejan de la posición de la jaula proyectada en el fondo, es de aproximadamente 100 m. Esto se puede ver con bastante claridad en la imagen correspondiente al día 30, en las seis jaulas ubicadas más hacia el sur, aunque al analizar las

imágenes que se encuentran en el anexo A1, donde se muestran las partículas vertidas y depositadas en el fondo cada mes, se puede ver que la situación es similar para todos los demás meses, es decir, la distancia máxima horizontal recorrida por las partículas sigue siendo de aproximadamente 100 m. Finalmente, las dos últimas imágenes de la figura muestran el detalle de la deposición de las partículas para los días 30 y 150 en una pequeña zona ubicada debajo de las seis jaulas que se encuentran más hacia el norte. Allí se puede ver cómo al final del día 150 las partículas vertidas durante todos los días anteriores se han ido acumulando, llegando a cubrir casi completamente la superficie de dicha zona. Esta situación sin embargo obliga a preguntarse si la cantidad de partículas vertidas para modelar los pellets de alimento no comido están representando adecuadamente la realidad, es decir, si los pellets de alimento no comido que llegan al fondo van cubriendo la zona en cuestión de una manera similar a como se ve en las figuras. Esta pregunta puede ser respondida analizando en terreno los verdaderos patrones de dispersión y deposición de los pellets de alimento no comido que llegan al fondo, lo cual podría realizarse en futuros trabajos de investigación orientados a la calibración y validación de Limmix para su aplicación en acuicultura.

La figura 5.11, por otra parte, muestra lo que ocurre con las partículas fecales vertidas desde las jaulas. En ella se puede ver cómo estas partículas se van depositando en el fondo, hasta llegar a cubrir casi completamente, al final del ciclo de cultivo, una superficie aproximadamente rectangular de 1000 m x 1600 m. Igual que en la situación anterior, se puede observar que las direcciones predominantes de la dispersión son NNW y S, en tanto que la distancia máxima que las partículas se alejan de la posición de la jaula proyectada en el fondo, es de aproximadamente 500 m, es decir cinco veces la distancia máxima que se alejan las partículas de alimento no comido. Esto es totalmente concordante con el hecho que la velocidad de caída de las partículas de alimento no comido es de 10 cm/s, en tanto que la de las partículas fecales es de 2 cm/s, es decir, están en una relación de cinco a uno, con lo cual el

tiempo que las partículas fecales permanecen en la columna de agua antes de tocar el fondo es aproximadamente cinco veces el tiempo que permanecen las partículas de alimento no comido. Este análisis, sin embargo, es válido solamente debido a que la batimetría del lugar muestra un fondo relativamente plano, y a que la hidrodinámica no es mareal, con lo cual las partículas tienden a no volver sobre sus pasos. Análogamente al caso del alimento no comido, las últimas dos imágenes de la figura muestran el detalle de la deposición de las partículas que representan las fecas al final de los días 30 y 150, en la zona del fondo marino que se encuentra debajo de las seis jaulas ubicadas más hacia el norte. Como se puede ver la situación es similar y por lo tanto también cabe preguntarse si la cantidad de partículas utilizadas en este caso representan adecuadamente la situación real.

A continuación, para profundizar en el análisis de la superficie del fondo marino afectado por la deposición de las partículas, se ha utilizado una herramienta de Matlab para dibujar un polígono convexo que incluye todas las partículas depositadas en los diferentes instantes del ciclo de cultivo, como se puede ver en la figura 5.12. En esta figura se encuentran dibujados 17 polígonos cuya superficie representa el área del fondo afectada por las partículas depositadas al final de cada mes del ciclo. Sin embargo, en la práctica no es posible visualizarlos todos debido a que varios de ellos se encuentran perfectamente traslapados. Esto se debe a que durante varios meses las partículas que continuamente llegan al fondo no producen un aumento del área afectada porque caen en una superficie que ya se encuentra contenida en un polígono. Como se puede ver en la figura, se han resaltado con línea punteada y más gruesa el polígono del día 30, el cual tiene la menor superficie afectada y el polígono del día 510, que tiene la mayor. Además, para analizar la evolución temporal de la superficie afectada, se ha calculado y graficado en función del tiempo la superficie de cada uno de los 17 polígonos, como se muestra en la figura 5.13. En esta figura se puede observar que en los primeros tres meses hay un rápido aumento de la superficie afectada, llegando a un valor de $1,29 \times 10^6 \text{ m}^2$

(1,29 km²) al final del día 90, el cual se mantiene casi sin variación hasta el día 180. De ahí en adelante continúa aumentando hasta alcanzar un valor de 1,68x10⁶ m² (1,68 km²) al final del día 300, el cual se mantiene constante hasta el final del ciclo.

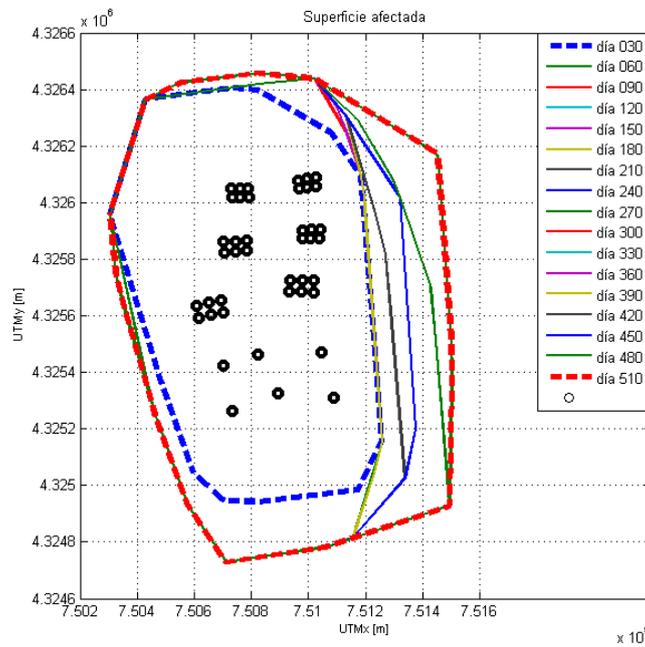


Fig. 5.12
Superficie del fondo marino afectada por la deposición de partículas provenientes del alimento no comido y las fecas, durante los 17 meses de simulación. La línea punteada de color azul encierra la menor superficie registrada, correspondiente al día 30, en tanto que la línea punteada roja encierra la máxima superficie, correspondiente al día 510.

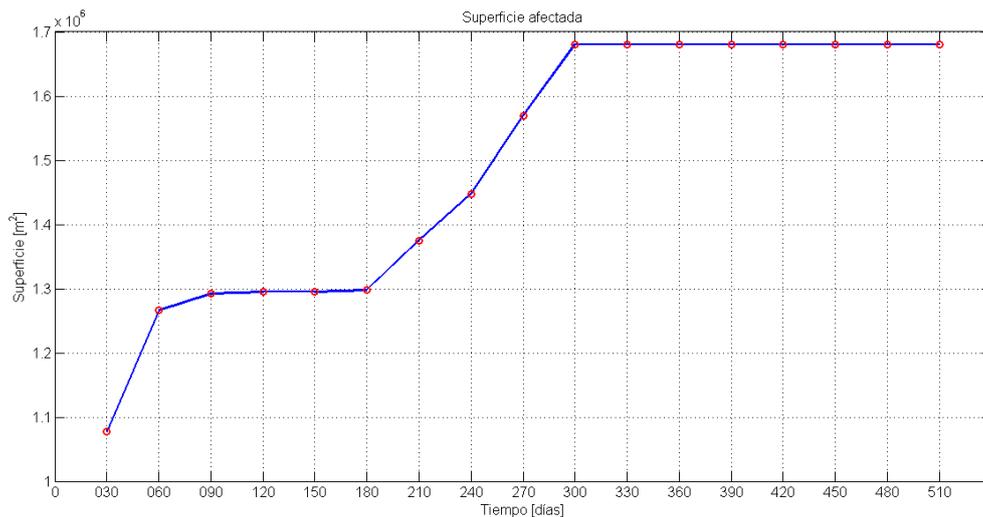


Fig. 5.13
Evolución temporal de la superficie del fondo marino afectada por la deposición de partículas provenientes del alimento no comido y las fecas, durante los 17 meses de simulación.

La evolución de la superficie del fondo afectada por las partículas depositadas en ella, depende exclusivamente de la hidrodinámica de la zona simulada por Roms, y resulta difícil pensar que estudios de corrientes puntuales y de corto plazo pudieran entregar la información necesaria para reflejar adecuadamente la variabilidad espacial y temporal de la superficie afectada.

Finalmente, cabe hacer notar que tanto las partículas que representan el alimento no comido, como las que representan las fecas, no fueron sometidas a un proceso de resuspensión, es decir, se ha considerado que la posición final de cada partícula es aquella en que toca el fondo por primera vez. La razón para no considerar la resuspensión, a pesar que Limmix permite implementarla, es que para hacerlo se requería conocer las características físicas del fondo marino en la zona de estudio, y saber bajo qué condiciones los pellets de alimento no comido y las fecas pueden ser removidas del fondo para ser arrastradas nuevamente por las corrientes del lugar, lo cual resultó imposible debido a que no se encontró información al respecto. De cualquier manera, cabe esperar que si hay resuspensión de partículas, muchas de ellas continúen alejándose en la dirección de las corrientes más intensas, aumentando de esta manera la superficie del fondo marino que finalmente es afectada por la deposición de dichas partículas.

En general, después de analizar los resultados mostrados en las figuras 5.10, 5.11, 5.12 y 5.13, se puede afirmar que el patrón de dispersión de las partículas provenientes de las jaulas flotantes está determinado fundamentalmente por la velocidad y dirección de las corrientes del lugar, y por la velocidad de caída característica de cada partícula, lo cual coincide plenamente con los planteamientos de diferentes autores, presentados en los capítulos 2 y 3 del presente trabajo. Además, se confirma la importancia que tiene la realización de modelaciones hidrodinámicas de largo plazo que permitan visualizar, de la manera lo más realista posible, situaciones como las descritas y analizadas en los párrafos anteriores.

5.4.3.2 Concentración de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo (alimento no comido + fecas)

Concentración de carbono (alimento no comido + fecas)

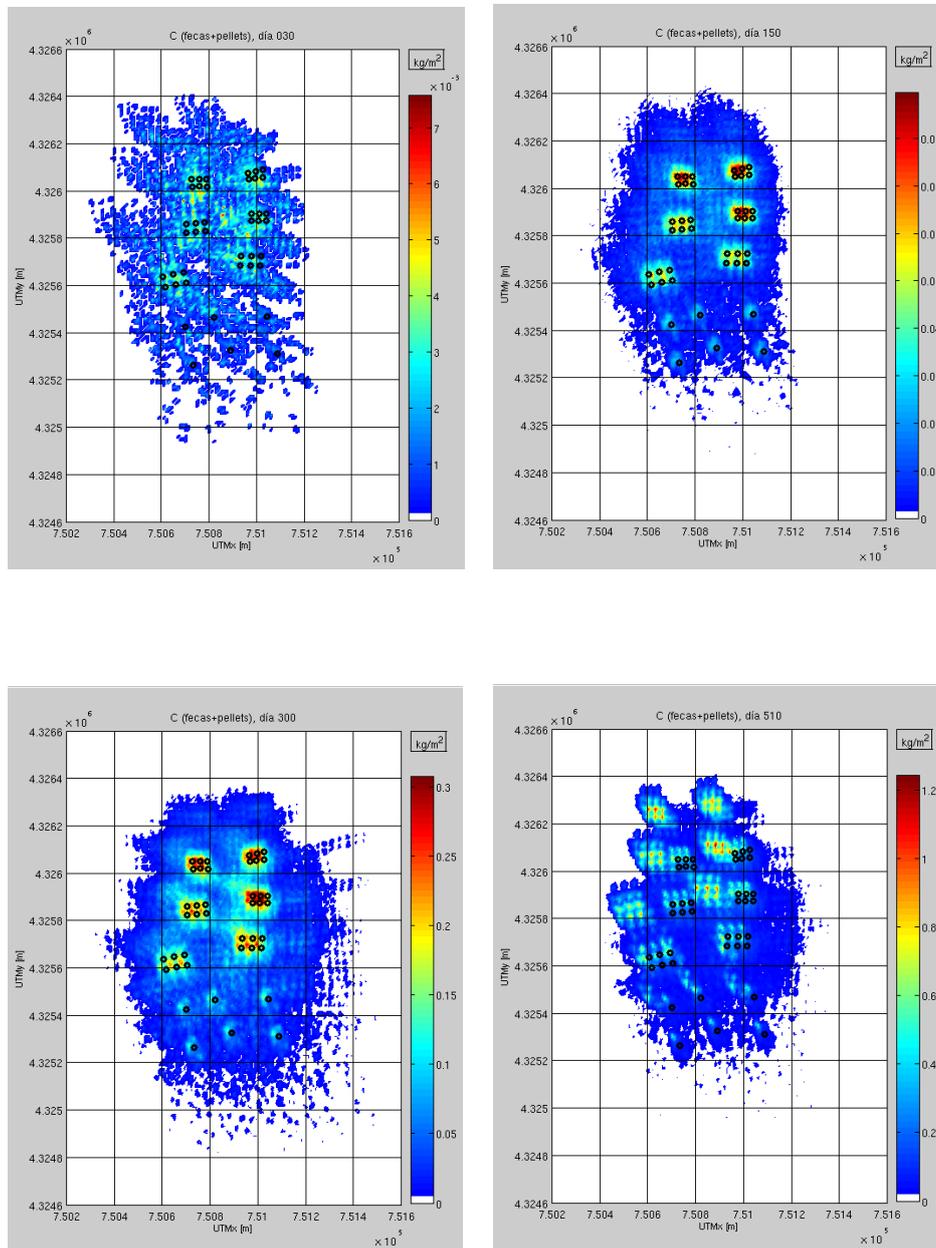


Fig. 5.14 Niveles de concentración en kg/m^2 , de carbono orgánico debajo de las jaulas, proveniente del alimento no comido y las fecas.

Concentración de nitrógeno (alimento no comido + fecas)

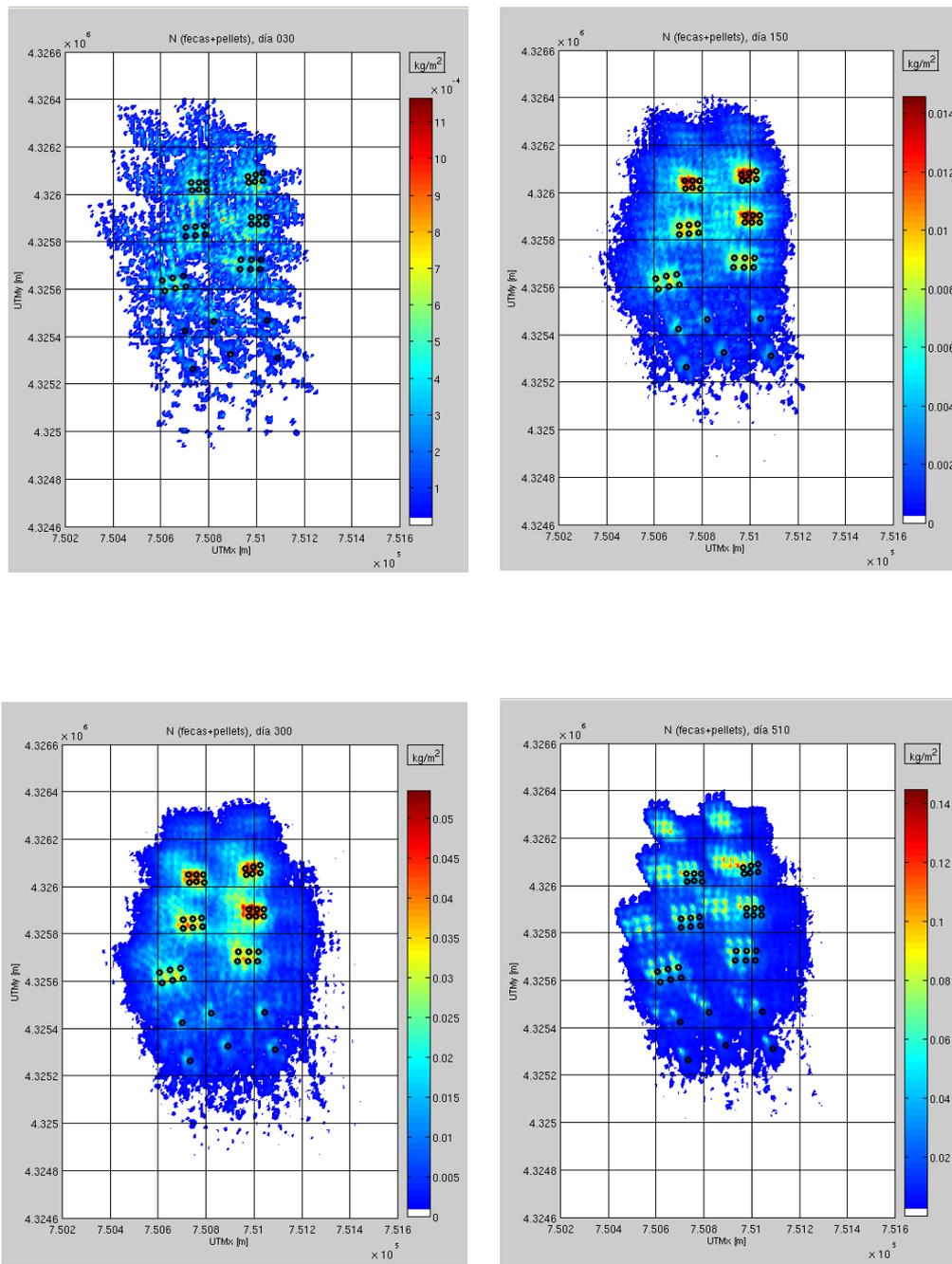


Fig. 5.15 Niveles de concentración de nitrógeno en kg/m², debajo de las jaulas, proveniente del alimento no comido y las fecas.

Concentración de fósforo (alimento no comido + fecas)

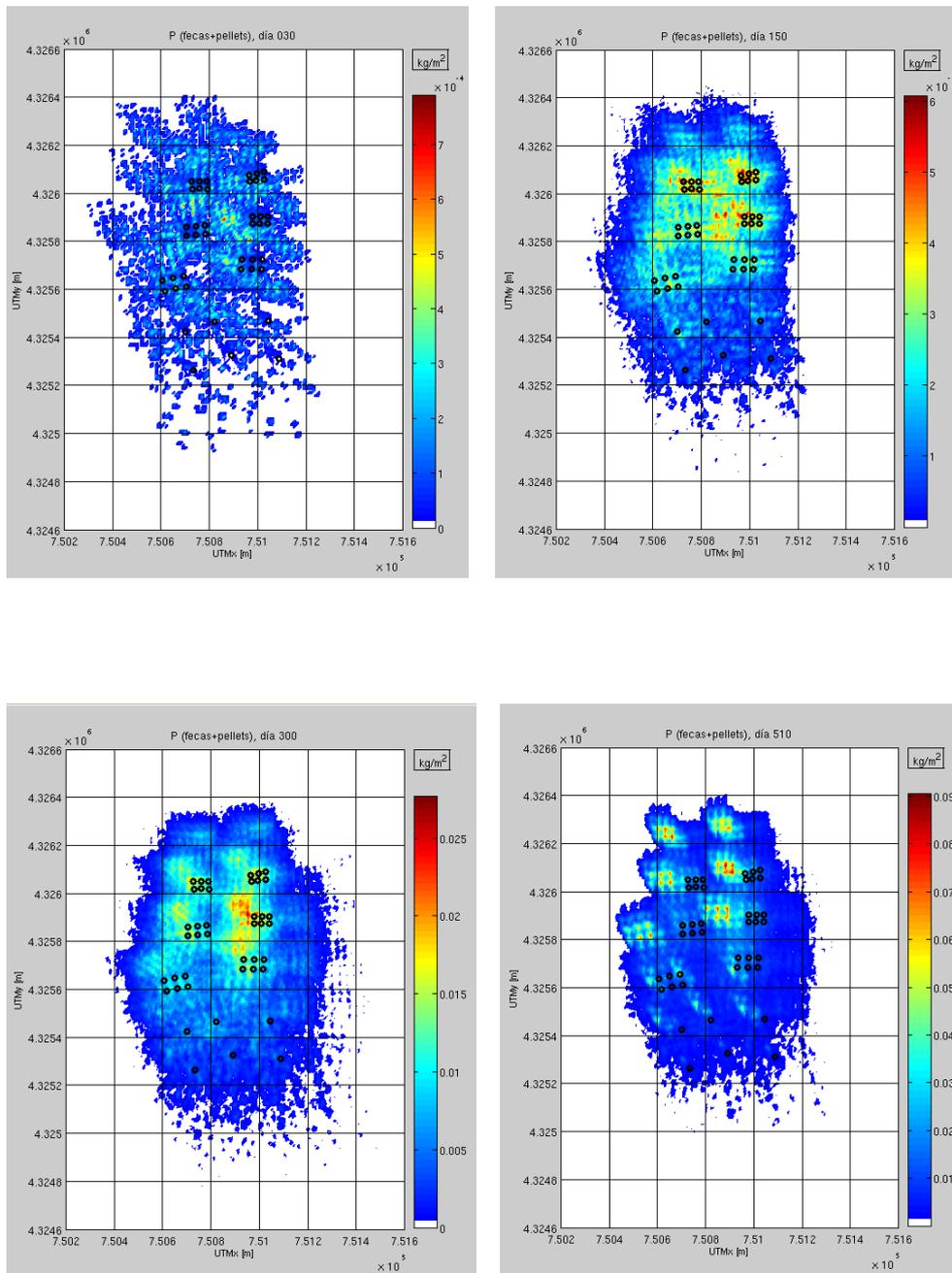


Fig. 5.16 Niveles de concentración de fósforo en kg/m², debajo de las jaulas, proveniente del alimento no comido y las fecas.

Las figuras 5.14, 5.15 y 5.16, muestran la concentración total (debido al alimento no comido y las fecas) de C, N y P en el fondo marino, en los cuatro instantes considerados. Para obtenerla se desarrolló un pequeño programa en Matlab que creó un mallado regular del fondo con 140 x 200 celdas, y registró la cantidad de partículas depositadas en cada celda. Con esta cantidad de partículas y su correspondiente masa, dada en la tabla 5.2, se calculó la concentración de cada elemento en kg/m^2 y se creó el archivo correspondiente. Posteriormente, con otra de las herramientas de Matlab, se graficaron las concentraciones utilizando una escala de colores que se crea automáticamente, cuyo rango de valores se encuentra entre cero y el máximo valor de concentración del archivo. Esto permite visualizar claramente la concentración en diferentes puntos del fondo al final de cada mes, independientemente de lo pequeños que puedan ser dichos valores, en relación a los valores máximos de concentración generados durante los últimos meses del período de cultivo. Si por el contrario, se tomara una escala de colores fija que partiera desde cero y llegara hasta el máximo valor de concentración del día 510, ocurriría que en los primeros meses, cuando la concentración es relativamente muy pequeña, las imágenes correspondientes se verían en blanco. Un ejemplo de esta situación se puede ver en los anexos B1 y B2, donde se muestran las imágenes de concentración del carbono para los 17 meses de cultivo con escala “absoluta” y con “autoescala”. Allí se puede observar que al utilizar una escala igual para todos los meses que va de 0 a $1,24 \text{ kg/m}^2$, que es el valor de concentración máxima para el día 510, recién en la imagen del día 90 se comienzan a visualizar valores distintos de cero en algunos puntos de la imagen. Esto se debe a que para los días 30 y 60 las concentraciones máximas son de $0,007 \text{ kg/m}^2$ y $0,0119 \text{ kg/m}^2$, respectivamente, lo cual representa menos del 1% del valor máximo de la escala. Esto es similar a lo que ocurriría para el nitrógeno y el fósforo, puesto que la relación entre la concentración máxima del día 30 y la máxima del día 510 es, para ambos casos, de 0,008, es decir, menos del 1%.

Por otra parte, en las tres figuras se puede observar claramente que las concentraciones más altas se encuentran en zonas relativamente pequeñas, ubicadas muy cerca de la posición proyectada de las jaulas en el fondo. Es decir, aunque la mayor cantidad de materia orgánica y nutrientes llega al fondo a través de las partículas fecales (las cuales experimentan una mayor dispersión), el efecto combinado de éstas con las partículas de alimento no comido, generan un patrón de concentración muy particular con altas concentraciones en las zonas más cercanas a las jaulas, difícil de predecir mediante otras consideraciones. Cabe señalar que uno de los actuales problemas que se presenta en los procesos de monitoreo y control de la contaminación en piscifactorías, realizado a través de la toma de muestras puntuales del fondo marino, es determinar los puntos específicos desde donde se tomarán dichas muestras, de tal forma que reflejen los verdaderos niveles máximos de concentración existentes. Evidentemente, en una superficie de decenas de miles de metros cuadrados, esta tarea resulta muy difícil si no se dispone de información que oriente sobre la ubicación de las zonas con alta concentración. En este sentido, los resultados entregados por el modelo que muestran claramente las zonas del fondo afectadas por diferentes niveles de concentración, son una herramienta de gran utilidad para mejorar la efectividad de las campañas de medición y disminuir los altos costos económicos que normalmente éstas significan. De esta forma, si el modelo es validado, sus resultados podrían complementar las mediciones in situ, y transformarse así en una herramienta de apoyo a la gestión para el manejo de la contaminación producida por el material particulado que llega al fondo marino, proveniente de las piscifactorías. Incluso el modelo podría utilizarse para determinar si una piscifactoría que pretende entrar en funcionamiento sobrepasará o no ciertos valores de concentración o de flujos de materia orgánica y nutrientes hacia el fondo marino, que se consideren como límites aceptables o permitidos y de esta forma modificar la cantidad de biomasa a cultivar o simplemente no desarrollar el cultivo. A modo de ejemplo para mostrar las posibilidades de

análisis que ofrece el modelo, se ha determinado la evolución de la concentración de carbono, nitrógeno y fósforo en los puntos A y B, que se muestran en la figura 5.17, para los 17 meses de cultivo. Estos valores se presentan en las tablas 5.5, 5.6 y 5.7, donde además se muestra el flujo promedio diario de carbono para cada mes, calculado como la diferencia de concentraciones dividida en los 30 días de cada mes. El punto A, que se encuentra ubicado casi directamente debajo de una de las jaulas, en la posición $X_{utm}=750930$, $Y_{utm}=4326100$, inicialmente mostraba valores altos de concentración, aunque en los últimos meses dichos valores no aumentaron significativamente. Por el contrario, el punto B, que se encuentra ubicado aproximadamente a 51 m del punto A, en la posición $X_{utm}=750880$, $Y_{utm}=4326110$, inicialmente mostraba bajos valores de concentración, pero al final del período terminó siendo el punto de más alta concentración. Esta situación reafirma lo dicho anteriormente en cuanto a la importancia del modelo como herramienta orientadora para determinar los puntos o zonas del fondo marino que deben ser preferentemente monitoreadas.

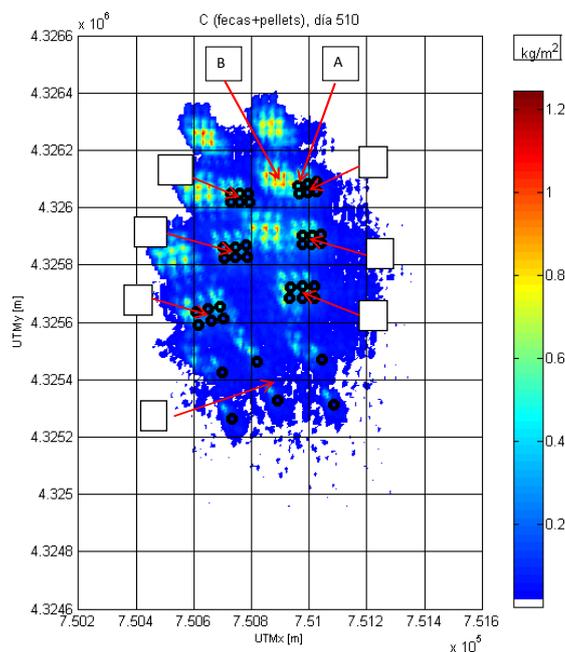


Fig. 5.17
 Posición de los puntos A y B del fondo marino en los cuales se determinó la evolución de la concentración total de carbono a lo largo de los 17 meses del ciclo de cultivo. Se muestra también la posición de 7 puntos del fondo ubicados debajo de los grupos de jaulas.

Tabla 5.5

Valores de concentración y flujo de carbono para los 17 meses del ciclo de cultivo en los puntos A y B del fondo marino.

día	mes	Punto A		Punto B	
		Concentración de carbono al final del mes (kg/m ²)x10 ⁻⁴	Flujo de carbono [kg/(m ² día)x10 ⁻⁵	Concentración de carbono al final del mes (kg/m ²)x10 ⁻⁴	Flujo de carbono [kg/(m ² día)x10 ⁻⁵
030	marzo	23	8	18	6
060	abril	118	32	47	10
090	mayo	184	22	51	1
120	junio	250	22	72	7
150	julio	346	32	134	21
180	agosto	614	89	293	53
210	septiembre	728	38	347	18
240	octubre	1050	107	621	91
270	noviembre	1083	11	759	46
300	diciembre	1121	13	788	10
330	enero	1869	249	2869	694
360	febrero	2286	139	4405	512
390	marzo	2744	153	5857	484
420	abril	3429	228	9438	1194
450	mayo	4292	288	11396	653
480	junio	5298	335	12184	263
510	julio	5982	228	12444	87

Tabla 5.6

Valores de concentración y flujo de nitrógeno para los 17 meses del ciclo de cultivo en los puntos A y B del fondo marino.

día	mes	Punto A		Punto B	
		Concentración de nitrógeno al final del mes (kg/m ²)x10 ⁻⁴	Flujo de nitrógeno [kg/(m ² día)x10 ⁻⁵	Concentración de nitrógeno al final del mes (kg/m ²)x10 ⁻⁴	Flujo de nitrógeno [kg/(m ² día)x10 ⁻⁵
030	marzo	5	1,7	1	0,3
060	abril	14	3	6	1,7
090	mayo	21	2,3	6	0
120	junio	33	4	12	2
150	julio	58	8,3	24	4
180	agosto	109	17	74	16,7
210	septiembre	128	6,3	85	3,7
240	octubre	208	26,7	150	21,7
270	noviembre	209	0,3	160	3,3
300	diciembre	214	1,7	160	0
330	enero	276	20,7	279	39,7
360	febrero	336	20	364	28,3
390	marzo	402	22	532	56
420	abril	501	33	914	127
450	mayo	626	41,7	1107	64,3
480	junio	763	45,7	1223	38,7
510	julio	827	21,3	1241	6

Tabla 5.7

Valores de concentración y flujo de fósforo para los 17 meses del ciclo de cultivo en los puntos A y B del fondo marino.

día	mes	Punto A		Punto B	
		Concentración de fósforo al final del mes (kg/m ²)x10 ⁻⁴	Flujo de fósforo [kg/(m ² día)x10 ⁻⁵	Concentración de fósforo al final del mes (kg/m ²)x10 ⁻⁴	Flujo de fósforo [kg/(m ² día)x10 ⁻⁵
030	marzo	2	0,7	0,8	0,3
060	abril	7	1,7	4	1,1
090	mayo	9	0,7	4	0
120	junio	15	2	9	1,7
150	julio	30	5	17	2,7
180	agosto	55	8,3	54	12,3
210	septiembre	61	2	62	2,7
240	octubre	114	17,7	109	15,7
270	noviembre	114	0	117	2,7
300	diciembre	117	1	117	0
330	enero	147	10	203	28,7
360	febrero	159	4	265	20,7
390	marzo	172	4,3	388	41
420	abril	192	6,7	667	93
450	mayo	216	8	808	47
480	junio	300	28	892	28
510	julio	344	17,7	905	4,3

En las figuras 5.18 a 5.23 se puede observar claramente la evolución que experimenta la concentración y el flujo de carbono, nitrógeno y fósforo en los puntos A y B del fondo marino. En las figuras 5.18, 5.20 y 5.22 se puede ver que hasta el mes 10 (diciembre) el aumento de la concentración en ambos puntos fue muy similar, en tanto que de ahí en adelante la concentración en dichos puntos sigue una evolución completamente diferente. En el punto A la concentración continúa aumentando prácticamente a la misma tasa que en los meses anteriores, en tanto que en el punto B dicha concentración crece mucho más rápidamente, llegando a alcanzar al final del período el máximo valor de toda la zona afectada, tanto para el carbono, el nitrógeno y el fósforo. En las figuras 5.19, 5.21 y 5.23 por otra parte, se puede ver la evolución de los flujos de carbono, nitrógeno y fósforo hacia los puntos A y B del fondo durante los 17 meses del ciclo. Allí se observa que dichos flujos evolucionaron de una manera muy similar para ambos puntos hasta el mes 10, en tanto que de ahí en adelante el punto B

tiene flujos considerablemente más altos que el punto A, especialmente en los meses 11 (enero) y 14 (abril), lo cual explica el gran aumento de la concentración en dicho punto.

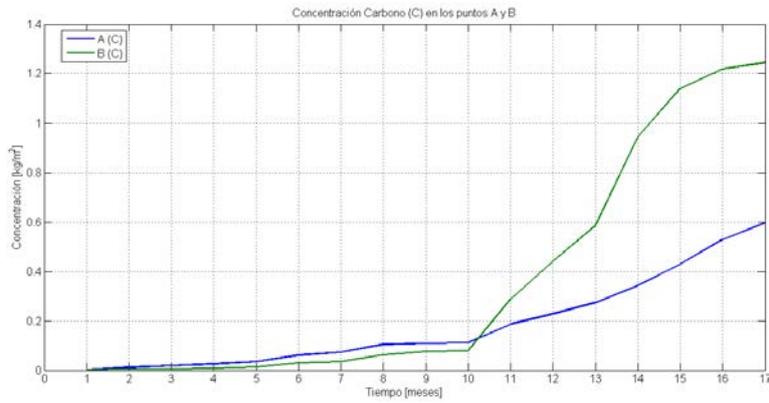


Fig. 5.18 Evolución temporal de la concentración de Carbono en los puntos A y B del fondo marino, durante los 17 meses del ciclo de cultivo.

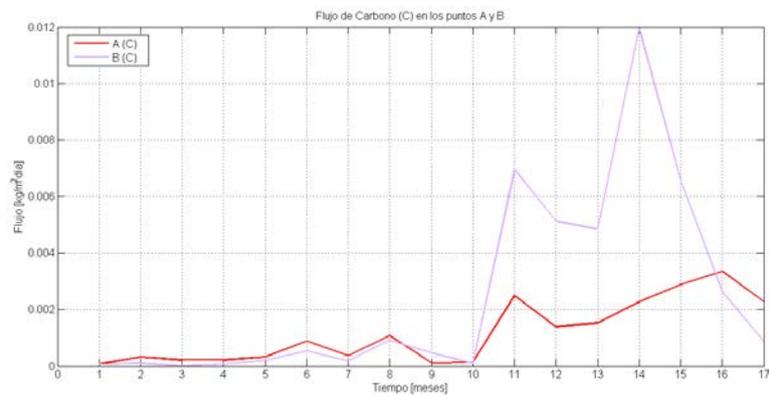


Fig. 5.19 Flujo de carbono hacia los puntos A y B del fondo marino durante los 17 meses del ciclo de cultivo.

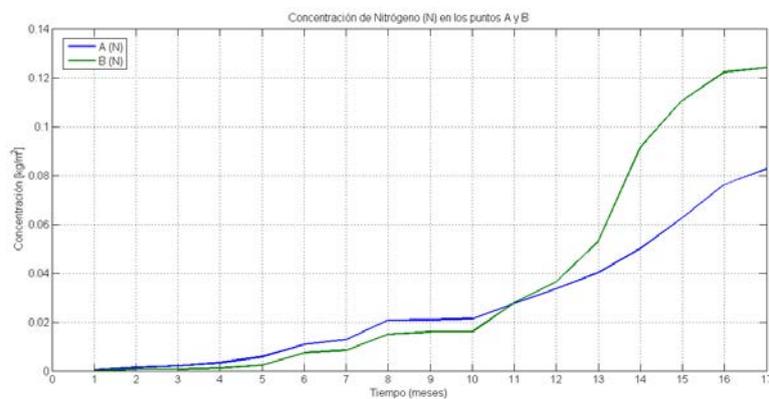


Fig. 5.20 Evolución temporal de la concentración de Nitrógeno (N) en los puntos A y B del fondo marino, durante los 17 meses del ciclo de cultivo.

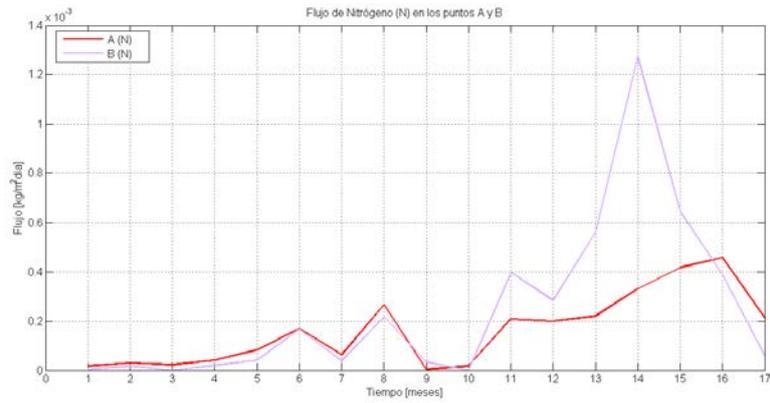


Fig. 5.21
Flujo de Nitrógeno hacia los puntos A y B del fondo marino durante los 17 meses del ciclo de cultivo.

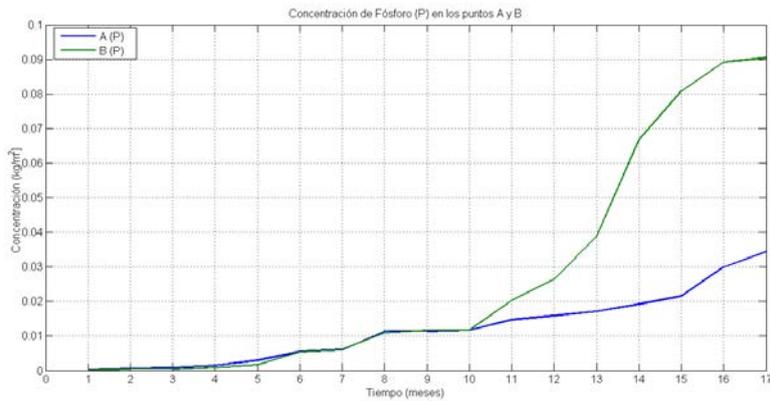


Fig. 5.22
Evolución temporal de la concentración de Fósforo (P) en los puntos A y B del fondo marino, durante los 17 meses del ciclo de cultivo.

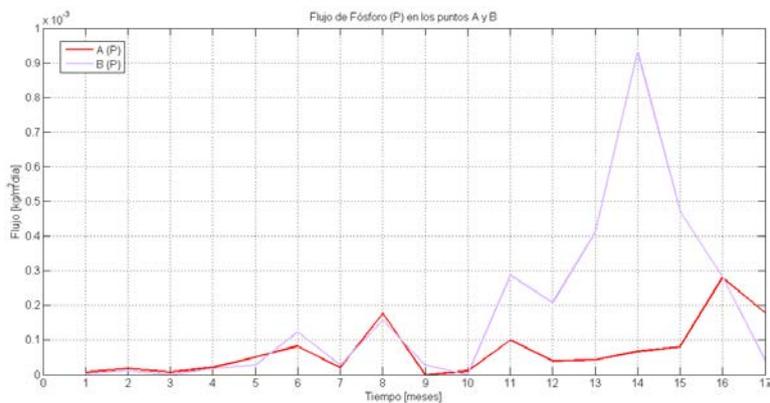


Fig. 5.23
Flujo de Fósforo hacia los puntos A y B del fondo marino durante los 17 meses del ciclo de cultivo.

Finalmente, en la figura 5.24 se muestra la evolución de la concentración de carbono en los 7 puntos del fondo marino que se muestran en la figura 5.17, los cuales se encuentran ubicados debajo de los grupos de jaulas, en las siguientes posiciones: Punto 1 (750760,4326030), Punto 2 (751100,4326070), Punto 3 (750740,4325840), Punto 4 (751010,4325890), Punto 5 (750650,4325630), Punto 6 (750980,4325710) y Punto 7 (750880,4325380). Estos puntos se escogieron para mostrar un hecho llamativo y es que a pesar de encontrarse directamente debajo de las jaulas, sus concentraciones son relativamente pequeñas en relaciones a las de otras zonas del fondo. Además, se presenta una situación completamente diferente la que ocurría en los puntos A y B, puesto que a partir del mes 10 (diciembre) la concentración en los 7 puntos se mantiene prácticamente sin variación, en tanto que en los puntos A y B la concentración aumentaba significativamente a partir de dicho mes.

Cabe señalar que solamente se ha mostrado la evolución de la concentración de carbono en los 7 puntos señalados del fondo, debido a que para el nitrógeno y el fósforo la situación es muy similar, como se ha podido observar en las figuras anteriores de concentración y flujo en los puntos A y B.

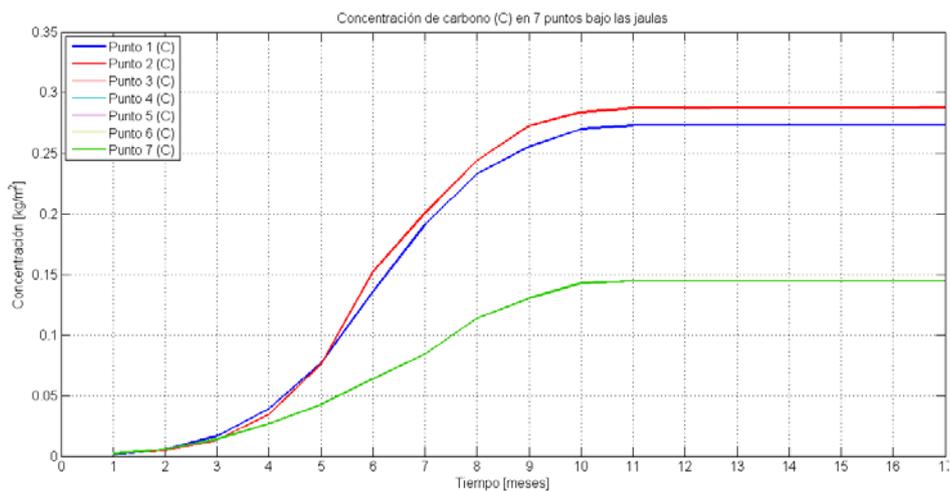


Fig. 5.24 Evolución temporal de la concentración de Carbono (C) en 7 puntos del fondo marino, debajo de los grupos de jaulas, durante los 17 meses del ciclo de cultivo. Las curvas de los puntos 3, 4, 5 y 6 se encuentran traslapadas con la curva del punto 7.

Como se puede ver, el modelo tiene una gran flexibilidad que permite obtener diferentes tipos de información relevante del proceso de dispersión y deposición de la materia particulada vertida desde las jaulas flotantes, tanto espacial como temporalmente. Incluso se podría programar de tal forma que entregue información específica de acuerdo a las necesidades y requerimientos del usuario final, pudiendo utilizarse de manera más rápida y eficiente tanto en aplicaciones y estudios de monitoreo y control como para la predicción y evaluación de diferentes escenarios productivos.

Finalmente, al comparar los resultados gráficos obtenidos en esta modelación con los resultados entregados por los modelos descritos en el capítulo 3, se puede observar que existe bastante similitud entre ellos en cuanto a mostrar una zona del fondo marino afectada notoriamente por la deposición del material particulado proveniente de las jaulas, cuya forma está determinada principalmente por el campo de corrientes del lugar. Específicamente, se puede observar que los modelos de Dudley et al. (2000), Cromey et al. (2002), González et al. (2002) y Corner et al. (2006), son los que tienen una presentación de resultados más parecida a la de este trabajo de tesis, aunque con la información disponible es imposible conocer mayores características en cuanto a su funcionamiento y capacidades específicas. Además, de los modelos mencionados, solamente el de Cromey et al. (2002), llamado comercialmente Depomod, es el que ha continuado utilizándose masivamente con bastante éxito en la industria acuícola, en países como Canadá, Escocia y últimamente también en Chile. Por esta razón, se conocen algunas de sus principales características de funcionamiento que se pueden comparar con las del modelo Limmix-Roms utilizado en este trabajo. Depomod utiliza datos de velocidad de corriente provenientes de otras fuentes tales como estudios correntométricos o simplemente estimaciones. Limmix-Roms utiliza corrientes calculadas por un modelo hidrodinámico, aunque puede utilizar datos de otras fuentes. Depomod no permite utilizar más de 8 capas verticales para realizar los cálculos de dispersión. Limmix-Roms no tiene límite

en ese sentido. Depomod no permite subdividir la zona del fondo en más de 100x100 celdas. Limmix-Roms no tiene limitación en ese sentido. Depomod dispone de un módulo de resuspensión. Limmix-Roms también tiene un módulo de resuspensión. Depomod tiene una interfaz gráfica para preproceso. Limmix-Roms no tiene interfaz gráfica de preproceso. Depomod no tiene herramientas de postproceso. Limmix-Roms dispone de Matlab como herramienta de postproceso.

Como se puede ver en esta comparación, Limmix-Roms tiene características iguales o superiores a uno de los modelos más utilizados hoy en día por la industria acuícola de varios países, con lo cual puede considerarse que su desarrollo representa un aporte al conocimiento de los procesos de dispersión y deposición de la materia particulada vertida desde las piscifactorías marinas.

5.5 DISPERSIÓN DE NUTRIENTES DISUELTOS

La simulación de la dispersión de los nutrientes disueltos (nitrógeno y fósforo) provenientes de las jaulas flotantes se ha realizado íntegramente con Roms, para lo cual se ha utilizado un módulo denominado “floats”, el cual se ha configurado específicamente para simular la dispersión de ambos nutrientes. A continuación se describen los aspectos fundamentales de la configuración de Roms y del módulo floats.

5.5.1 Configuración de Roms

En general se puede considerar que la configuración de Roms, para simular las velocidades de corriente de la zona, es similar a la utilizada en el caso de la materia particulada, con la diferencia que en este caso el dominio es más grande pues incluye a las dos piscifactorías y no

se han utilizado mallas anidadas. En la tabla 5.8 se muestran los principales parámetros utilizados en esta configuración.

Tabla 5.8
Principales parámetros de configuración de Roms.

	DOMINIO
LÍMITES: Longitud mínima Longitud máxima Latitud mínima Latitud máxima	-0,6° 0,7° 37,8° 40.4°
RESOLUCIÓN	2870 m (1/30°)
CELIDAS EN HORIZONTAL	40x102
NIVELES VERTICALES	20
FRONTERAS: S E N W	Abierta Abierta Abierta Cerrada
PASO DE TIEMPO DE CÁLCULO	600 s
INTERVALO DE TIEMPO PARA REGISTRO DE VELOCIDADES	1 día
INTERVALO DE TIEMPO PARA REGISTRAR POSICIÓN DE PARTÍCULAS	30 días
PERÍODO SIMULADO	510 días (marzo de 2004 a julio de 2005)

5.5.2 Configuración del módulo floats

El módulo floats de Roms permite verter partículas desde posiciones definidas por el usuario en el interior del dominio y registrar la posición de cada una de ellas a intervalos de tiempo

preestablecidos, a medida que transcurre la simulación. Al final de ésta se obtiene un archivo en formato netcdf que contiene las posiciones de todas las partículas vertidas en los diferentes instantes de tiempo.

Para simular el vertido de los nutrientes disueltos se consideraron partículas con flotabilidad nula, que fueron vertidas desde cada jaula a medida que transcurría la simulación. Los datos de cantidad, posición e instantes del vertido fueron entregados al programa a través de un archivo llamado floats, el cual es específico para cada nutriente vertido. Este archivo, al igual que el archivo “hidro” utilizado en Limmix, debe reflejar la variabilidad de los vertidos durante los 17 meses del proceso de cultivo.

La creación de los archivos floats se realizó a partir de la tabla 5.9, en la cual se muestran las cantidades de nitrógeno y fósforo vertidas desde las jaulas, junto con el número de partículas que representan estas cantidades y que fueron utilizadas por el modelo para simular su dispersión. Para construir estas tablas, se calculó el factor que representa la proporcionalidad entre las cantidades de materia disuelta vertidas en los 17 meses del ciclo, como el cociente entre las cantidades de cada mes y la menor cantidad. Con este factor, considerando un intervalo máximo de vertido de 6 horas, además de una partícula vertida desde cada jaula en cada instante, se calcularon los intervalos de vertido para los 17 meses y se obtuvo la cantidad de partículas liberadas al medio. Como se puede observar además, en la última fila de la tabla aparecen los valores de la masa asociada a cada partícula vertida los cuales, una vez realizadas las simulaciones, se utilizaron para calcular la cantidad de nitrógeno y fósforo disueltos presentes en la columna de agua.

En la figura 5.25 se muestra un extracto del archivo floats utilizado para la simulación de la dispersión del N y P disueltos, donde se puede observar una parte de los datos del vertido para los primeros días de la simulación.

Tabla 5.9

Cantidad de nitrógeno y fósforo disueltos vertida durante los 17 meses de cultivo y número de partículas utilizadas en la simulación.

	Nutrientes disueltos										
	Excreciones										
	N (kg)	P (kg)	Factor promedio	dt (días)	N° de part. vertidas desde cada punto	N° de part. vertidas desde las dos granjas en el mes	N° de part. vertidas acumuladas al final del mes	N° de part. dentro del dominio al final del mes	% de part. dentro del dominio al final del mes	N (kg) dentro del dominio al final del mes	P (kg) dentro del dominio al final del mes
Mar	282	23	1	0,2500	120	10080	10080	7379	73,2	214	16
Abr	440	34	1,5192	0,1645	183	15372	25452	15374	60,4	445	34
May	583	46	2,0336	0,1229	245	20580	46032	17740	38,5	514	39
Jun	1137	92	4,0159	0,0622	482	40488	86520	52038	60,1	1506	114
Jul	2273	185	8,0518	0,0310	967	81228	167748	111702	66,6	3233	246
Ago	3752	300	13,174	0,0189	1582	132888	300636	207447	69,0	6005	456
Sep	4670	349	15,867	0,0157	1905	160020	460656	209983	45,0	6078	462
Oct	3937	295	13,393	0,0186	1608	135072	595728	207627	34,9	6010	457
Nov	1761	163	6,6658	0,0375	800	67200	662928	92899	14,0	2689	204
Dic.	1190	99	4,2621	0,0586	512	43008	705936	70544	10,0	2042	155
Ene	1187	84	3,9306	0,0636	472	39648	745584	84430	11,3	2444	186
Feb	1554	110	5,1466	0,0485	618	51912	787496	77585	9,9	2246	171
Mar	2301	168	7,7319	0,0323	928	77952	875448	51026	5,8	1477	112
Abr	2793	202	9,3434	0,0267	1122	94248	969696	50601	5,2	1465	111
May	3117	231	10,548	0,0237	1266	106344	1076040	63980	5,9	1852	141
Jun	3549	254	11,814	0,0211	1418	119112	1195152	107345	8,9	3107	236
Jul	2314	203	9,4024	0,0265	1129	94836	1289988	118523	9,2	3431	261
TOTAL	37340	2838				1289988					
Masa de cada part. (kg)	0,028946	0,0022									

```

1 #title (#80)
2 ROMS 1.0 - Initial Drifters Locations - SMB exp.
3
4 Fx0, Fy0, Fz0, Fx0x, Fy0x, Fz0x, Fx0y, Fy0y, Fz0y, Fx0z, Fy0z, Fz0z
5 0.0 -0.09952 39.04159 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
6 0.0 -0.09908 39.04016 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
7 0.0 -0.10133 39.04036 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
8 0.0 -0.10319 39.03983 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
9 0.0 -0.10210 39.04161 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
10 0.0 -0.10352 39.04129 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
11 0.0 -0.10067 39.04391 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
12 0.0 -0.09972 39.04389 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
13 0.0 -0.09976 39.04352 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
14 0.0 -0.10073 39.04357 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
15 0.0 -0.10450 39.04321 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
16 0.0 -0.10399 39.04330 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
17 0.0 -0.10352 39.04337 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
18 0.0 -0.10441 39.04282 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
19 0.0 -0.10391 39.04291 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
20 0.0 -0.10341 39.04297 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
21 0.0 -0.10332 39.04521 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
22 0.0 -0.10284 39.04521 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
23 0.0 -0.10240 39.04524 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
24 0.0 -0.10329 39.04487 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
25 0.0 -0.10284 39.04489 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
26 0.0 -0.10238 39.04490 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
27 0.0 -0.10012 39.04551 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
28 0.0 -0.09973 39.04550 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
29 0.0 -0.09939 39.04551 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
30 0.0 -0.10014 39.04524 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
31 0.0 -0.09979 39.04524 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
32 0.0 -0.09942 39.04524 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
33 0.0 -0.10022 39.04708 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00
34 0.0 -0.09985 39.04713 -10.0 0 1 0 120 0.25 0.00 0.00 0.00

```

Fig. 5.25

Extracto del archivo floats utilizado para la simulación del N y P disueltos, con una parte de los datos del vertido para los primeros 10 días de simulación.

5.5.3 Resultados y análisis

Como se ha dicho, al final de cada simulación el modelo entrega un archivo con la posición (longitud, latitud y profundidad) de cada una de las partículas vertidas desde las jaulas flotantes, en instantes previamente establecidos por el usuario. Es decir, se obtiene una “fotografía” a intervalos regulares de la distribución espacial de las partículas vertidas, y que se encuentran en el interior del dominio. Aquellas partículas que se escapan del dominio durante la simulación, son marcadas por el modelo y aparecen en el archivo de resultados con un símbolo que permite identificarlas.

En las simulaciones realizadas, igual que en el caso de la materia particulada, se estableció un intervalo de registro estándar de 30 días, con lo cual se obtuvieron archivos con las posiciones de las partículas para 17 instantes, esto es, para los días 30, 60, 90,..., 510. De todas maneras, además de estos archivos, se obtuvieron otros con tiempos de registro de 3 y 5 días, para visualizar con mayor detalle la dispersión de las partículas en los primeros días de simulación.

En la figura 5.26 se muestran los resultados dados en la tabla 5.9, con la cantidad acumulada al final de cada mes de partículas vertidas desde las jaulas y la cantidad de partículas que realmente quedan en el interior del dominio. A continuación, en las figuras 5.27 y 5.28 se muestran los patrones de la dispersión espacial que experimentan las partículas que representan el nitrógeno y fósforo disueltos, partiendo con imágenes de los primeros días de vertido, y continuando con los días 30, 150, 300 y 510. Además, en el anexo 3, se muestra la secuencia completa con las 17 imágenes de dispersión registradas durante todo el ciclo de cultivo. La tabla 5.10 y la figura 5.29, muestran la distribución porcentual de partículas a diferentes profundidades, pudiéndose observar que, en promedio, más del 50 % del N y P disueltos se encuentran en los 10 primeros metros, en tanto que el resto se distribuye irregularmente a mayores profundidades. Esta situación llevó a focalizar el análisis en la capa

superficial de la columna de agua, generándose la figura 5.30, que muestra los patrones de dispersión y el nivel de concentración del N y P disueltos, entre 0 m y 10 m de profundidad.

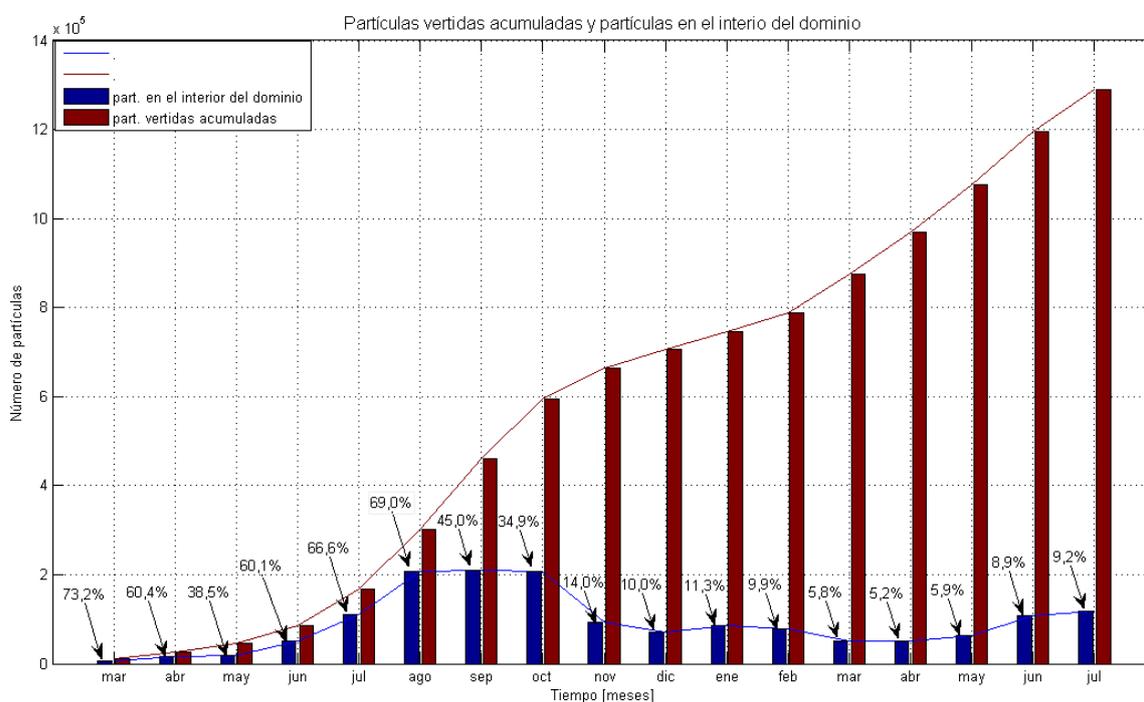


Fig. 5.26 Partículas vertidas acumuladas, partículas en el interior del dominio y porcentajes correspondientes para N y P.

La tabla 5.9 y la figura 5.26 muestran uno de los aspectos más importantes de lo que ocurre con las partículas que representan la materia disuelta vertida desde las jaulas flotantes, y es el hecho que la gran mayoría de dichas partículas escapan del dominio a medida que se desarrolla el proceso de cultivo, quedando no más de un 10 % de ellas en el interior al cabo de los 17 meses. Para N y P se tiene que la cantidad total de partículas vertidas en los 17 meses fue de 1.289.988 y solamente un 9,2 % (118.523) de esa cantidad se encontraba al interior del dominio al final del período. Analizando con mayor detalle, se puede observar que a partir del mes de octubre la cantidad de partículas tiene una variación muy pequeña comparada con los meses anteriores, lo cual podría suponer que para este sistema las condiciones hidrodinámicas permiten alcanzar una situación de estabilidad en la cual la cantidad de partículas al interior del dominio se mantiene a un nivel relativamente bajo en relación a la cantidad total vertida.

5.5.3.1 Dispersión de nitrógeno y fósforo disueltos proveniente de las excrecciones

Patrón de dispersión de las partículas que representan N y P disueltos

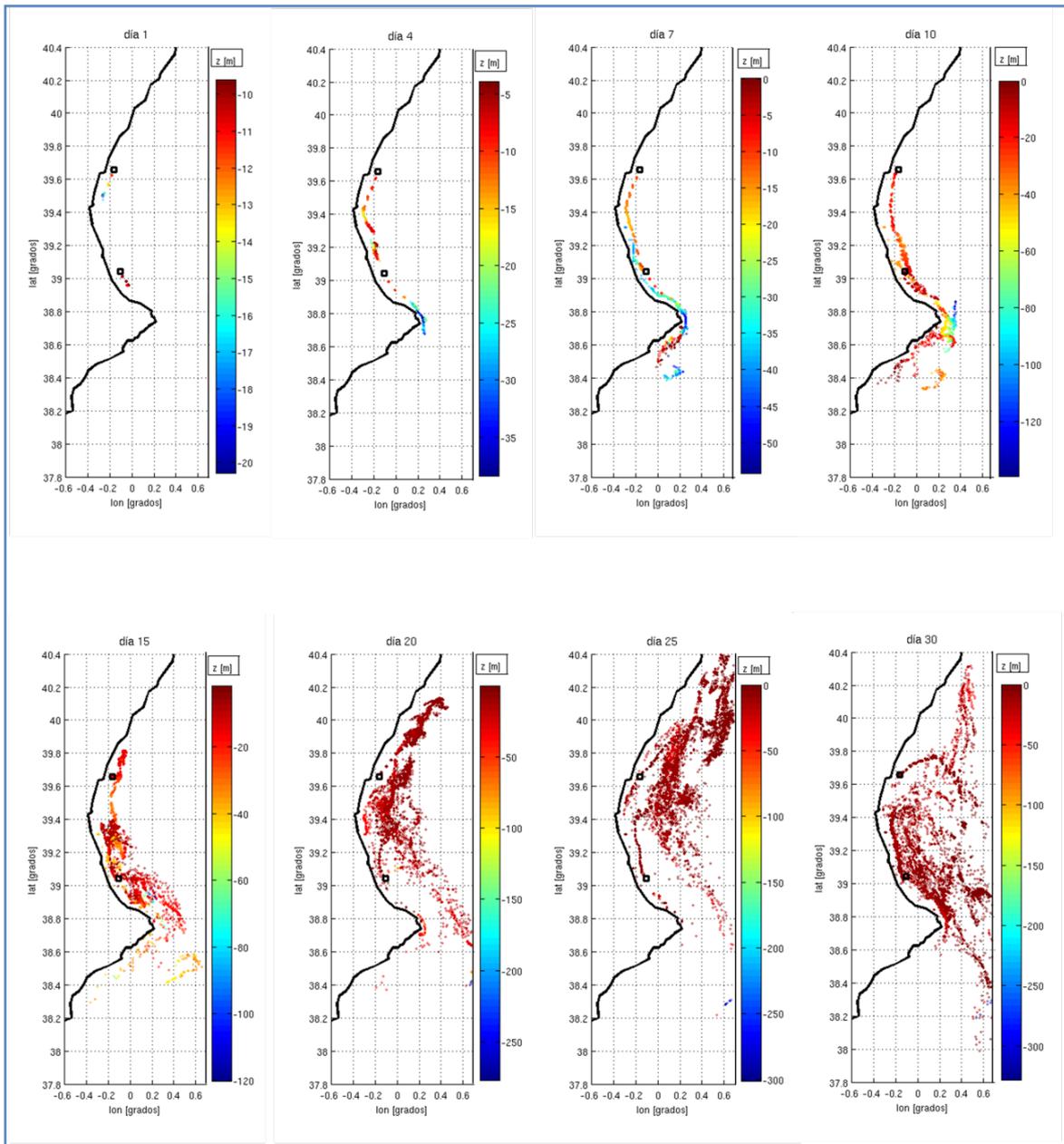


Fig. 5.27 Patrón de dispersión de las partículas que representan N y P disueltos, en 8 instantes (días) del primer mes de simulación. Los cuadrados negros representan la ubicación de las piscifactorías Gramasa y Cultipeix.

Patrón de dispersión de las partículas que representan N y P disueltos (continuación)

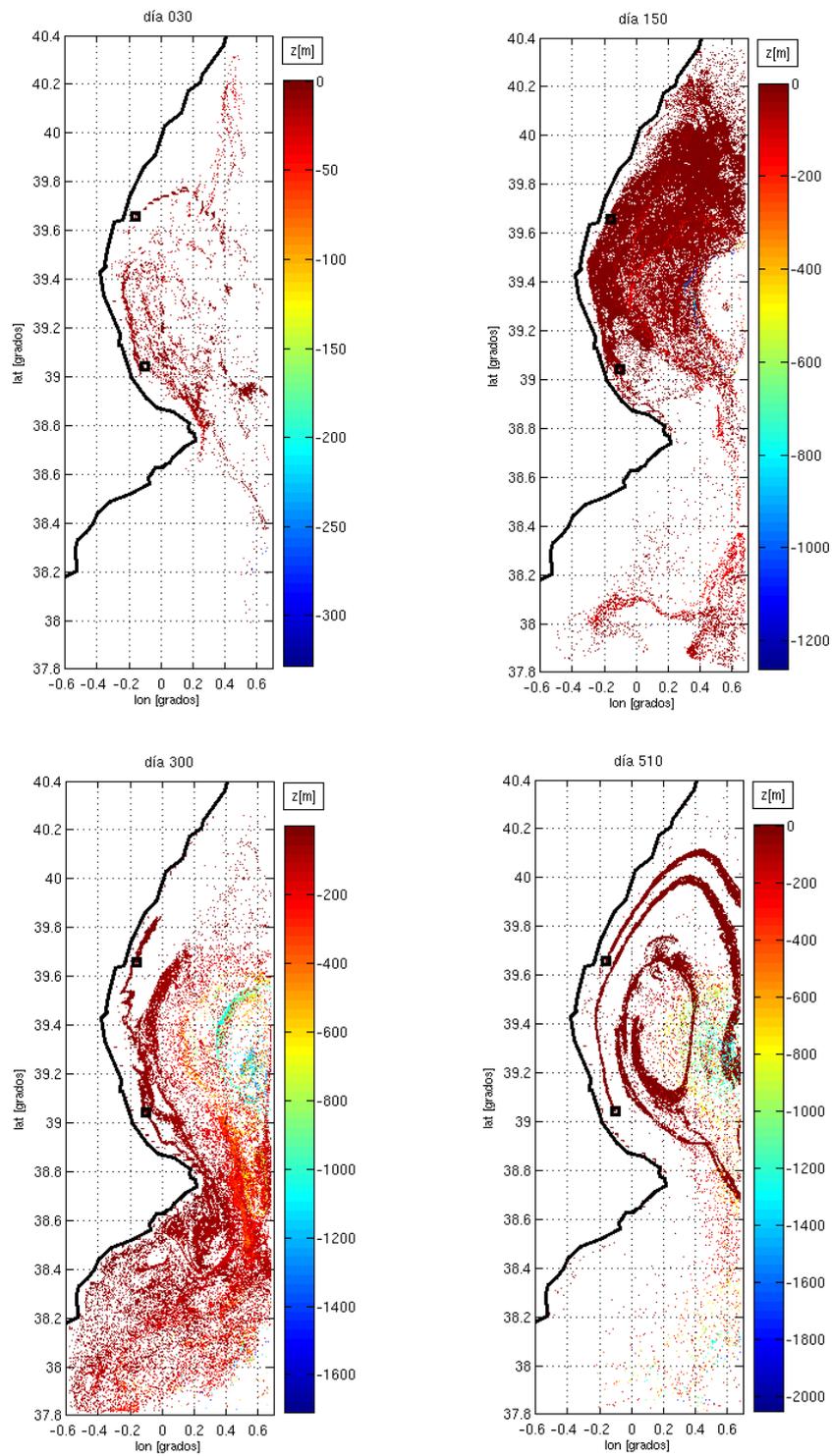


Fig. 5.28
Patrón de dispersión de las partículas que representan N y P disueltos, los días 30, 150, 300 y 510 de la simulación. Los cuadrados negros representan la ubicación de las piscifactorías Gramasa y Cultipeix.

Las figuras 5.27 y 5.28 muestran cómo las partículas que representan N y P disueltos son dispersadas por las corrientes a medida que son vertidas desde las dos piscifactorías. Estas figuras contienen la posición (x,y,z) de cada una de las partículas que se encuentran al interior del dominio, dando directamente la posición (x,y) en el plano de la figura, en tanto que la coordenada z , que es la profundidad a la cual se encuentra cada partícula, es indicado con un color, según la escala puesta al costado de cada imagen.

Cabe hacer notar que la trayectoria de las partículas sigue un patrón coincidente con la circulación descrita en el punto 4.3.1 del capítulo 4 para esta zona del Mar Mediterráneo, caracterizada por fuertes corrientes costeras y giros a diferentes escalas, como se puede observar en las figuras 4.12 y 4.14 del mismo capítulo. Especialmente interesante resulta comparar la zona de estudio marcada en la figura 4.12 en la cual se puede apreciar la línea que señala una dirección característica de corriente, con la trayectoria seguida por las partículas los primeros 10 días de simulación. Allí se puede observar cómo las partículas son arrastradas por una corriente paralela a la costa, con una velocidad promedio de aproximadamente 20 cm/s, calculada como el cociente entre los 68,3 km que separan las dos piscifactorías y el tiempo que le tomó a las partículas recorrer dicha distancia (aproximadamente 4 días según se ve en la figura 5.27). Este valor de velocidad de corriente se encuentra dentro del rango de velocidades dadas por la boya de Puertos del Estado y por lo tanto esta situación se podría considerar como otra forma de validar los resultados de la hidrodinámica simulada por el modelo.

Otro aspecto importante que se puede apreciar claramente en las figuras 5.27 y 5.28, es que las dos piscifactorías se afectan mutuamente debido a que la materia disuelta vertida desde cada una de ellas viaja fácilmente decenas de kilómetros, llegando al lugar donde se encuentra la otra. Esta situación se observa prácticamente en todos los registros, como se puede ver en las imágenes del anexo C1. Con esto se puede afirmar que ya a partir del día 30 en adelante las

dos piscifactorías se encuentran permanentemente inmersas en una mezcla de nutrientes provenientes de ambas.

Tabla 5.10

Porcentaje de partículas a diferentes profundidades para N y P disueltos, durante los 17 meses de la simulación. La última columna corresponde a los valores promedio.

	Tiempo (días)																	\bar{x}
	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360	390	420	450	480	510	
0-10 (m)	53,8	65,04	19,96	45,35	45,80	30,31	31,58	45,14	13,62	9,60	56,87	65,83	66,47	77,77	89,02	94,55	95,49	53,3
10-20 (m)	36,78	16,09	40,08	21,07	28,11	20,43	27,37	21,35	7,08	7,77	4,07	4,98	4,14	2,37	0,40	0,09	0,35	14,3
20-30 (m)	7,47	4,97	24,19	6,55	12,60	25,79	14,75	9,54	5,11	3,22	2,30	4,30	2,10	0,94	0,08	0,04	0,03	7,3
30-40 (m)	1,64	4,36	10,72	7,83	5,02	10,68	12,65	8,97	7,40	3,95	3,34	2,47	1,32	0,67	0,15	0,07	0,03	4,8
40-50 (m)	0,19	3,99	0,83	6,49	3,10	4,98	4,41	5,34	16,90	13,51	7,11	2,67	3,28	2,89	1,87	1,08	0,96	4,7
50-60 (m)	0,01	2,85	0,56	3,10	1,24	2,21	2,91	1,81	6,26	5,27	1,21	0,45	0,56	0,60	0,13	0,07	0,03	1,7
60-70 (m)	0,03	1,85	0,77	2,56	0,83	1,41	1,70	1,36	5,41	7,70	1,06	0,31	0,67	0,77	0,19	0,08	0,03	1,6
70-80 (m)	0	0,75	0,70	2,10	0,65	1,01	1,10	1,08	5,95	9,12	1,38	0,44	0,76	0,64	0,25	0,08	0,03	1,5
80-90 (m)	0	0,06	0,78	1,07	0,50	1,33	0,73	0,84	3,90	5,73	1,16	0,40	0,95	0,53	0,24	0,08	0,04	1,1
90-100 (m)	0	0,01	0,43	0,76	0,32	0,47	0,45	0,65	1,65	2,48	1,17	0,49	0,88	0,46	0,21	0,08	0,04	0,6
>100 (m)	0,08	0,03	0,98	3,12	1,82	1,38	2,35	3,92	26,72	31,66	20,33	17,66	18,89	12,37	7,45	3,79	2,97	9,1

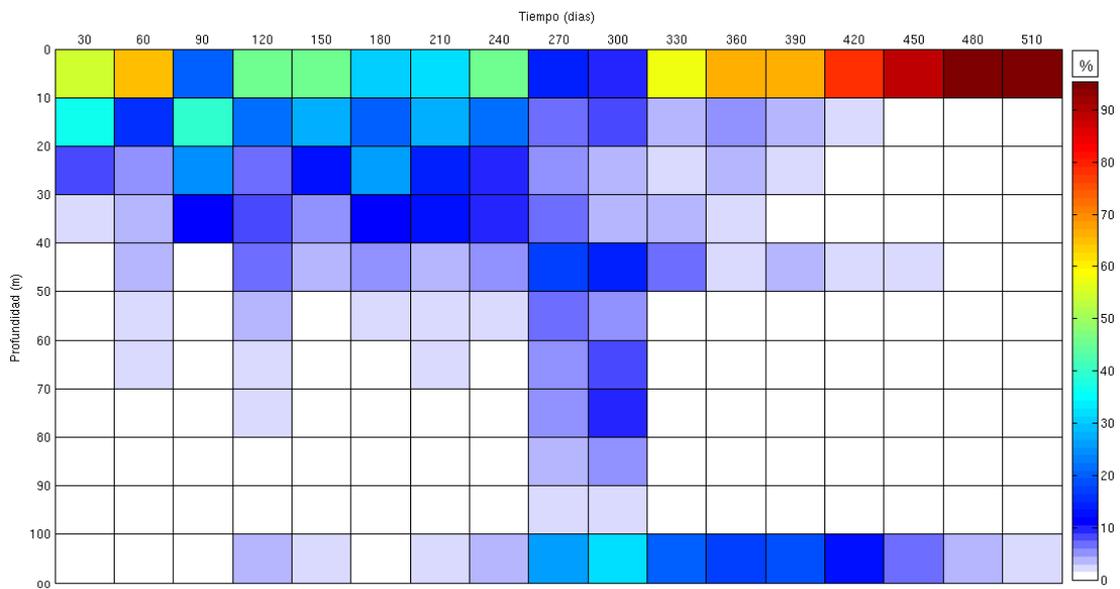


Fig. 5.29

Porcentaje de partículas a diferentes profundidades para N y P disueltos, durante los 17 meses de la simulación. La última fila representa los porcentajes de partículas a más de 100 m de profundidad

La tabla 5.10 y la figura 5.29 muestran la distribución porcentual de las partículas que representan N y P disueltos a diferentes profundidades y de ellas se puede concluir que, en promedio, más del 53 % de las partículas se encuentran en los primeros 10 m de profundidad, lo cual es otro de los aspectos más significativos del movimiento y dispersión de las partículas en la columna de agua. Incluso, si el rango de profundidad se aumenta hasta los 20 m, se observa que dicho porcentaje aumenta a más del 67%. Esta situación resulta muy interesante de analizar puesto que puede ser entendida tanto como un problema, como una oportunidad. Se puede entender como un problema debido a que el cultivo de los peces al interior de las jaulas se desarrolla precisamente a profundidades no mayores a los 10 o 15 metros, y por lo tanto la situación podría generar problemas de salud y afectar el crecimiento de éstos. Por otra parte, puede ser una oportunidad para desarrollar cultivos tales como macroalgas, que se alimentan de los nutrientes disueltos en el agua, los cuales, en general, también se desarrollan en los primeros 10 o 15 metros de la columna de agua. En relación a esto último, resulta perfectamente factible pensar que el esquema de modelación utilizado puede servir como herramienta para localizar zonas cercanas o lejanas a piscifactorías existentes, con elevadas concentraciones de nutrientes, donde podrían desarrollarse cultivos de algas. Incluso, el modelo podría utilizarse como herramienta de apoyo para evaluar la posibilidad de instalar nuevos cultivos que desde un principio integren peces y algas.

La figura 5.30 muestra la posición de las partículas que se encuentran entre 0 m y 10 m para los cuatro instantes analizados y en ella se puede observar que en general el patrón de dispersión es similar al de la figura 5.28, en la cual se encuentran todas las partículas, excepto por el día 300, que contiene muy pocas partículas en ese rango de profundidad. En estas figuras se puede observar una zona ubicada entre los 37,8° y 38,6° de latitud que, en los cuatro instantes mostrados, contiene muy pocas partículas. Sin embargo, al analizar las 13 figuras restantes correspondientes a los otros meses, se puede ver que dicha zona es ocupada en

otros momentos por muchas partículas y que, en definitiva, prácticamente no existe una zona que se pudiera considerar libre de partículas a lo largo de los 17 meses.

Patrón de dispersión de las partículas que representan N y P disueltos, entre 0 m y 10 m.

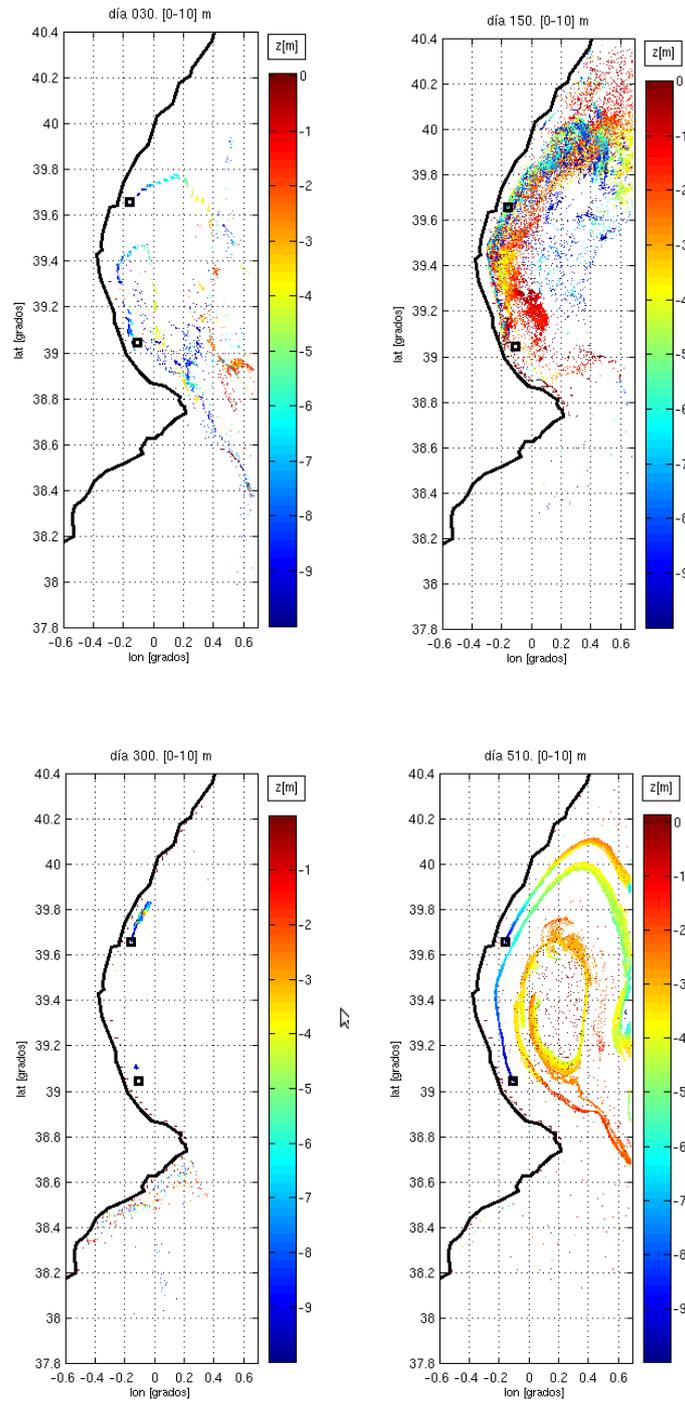


Fig. 5.30 Patrón de dispersión de las partículas que representan N y P disueltos, en los primeros 10 m de profundidad.

5.5.3.2 Concentración de nitrógeno y fósforo disueltos

Concentración de nitrógeno

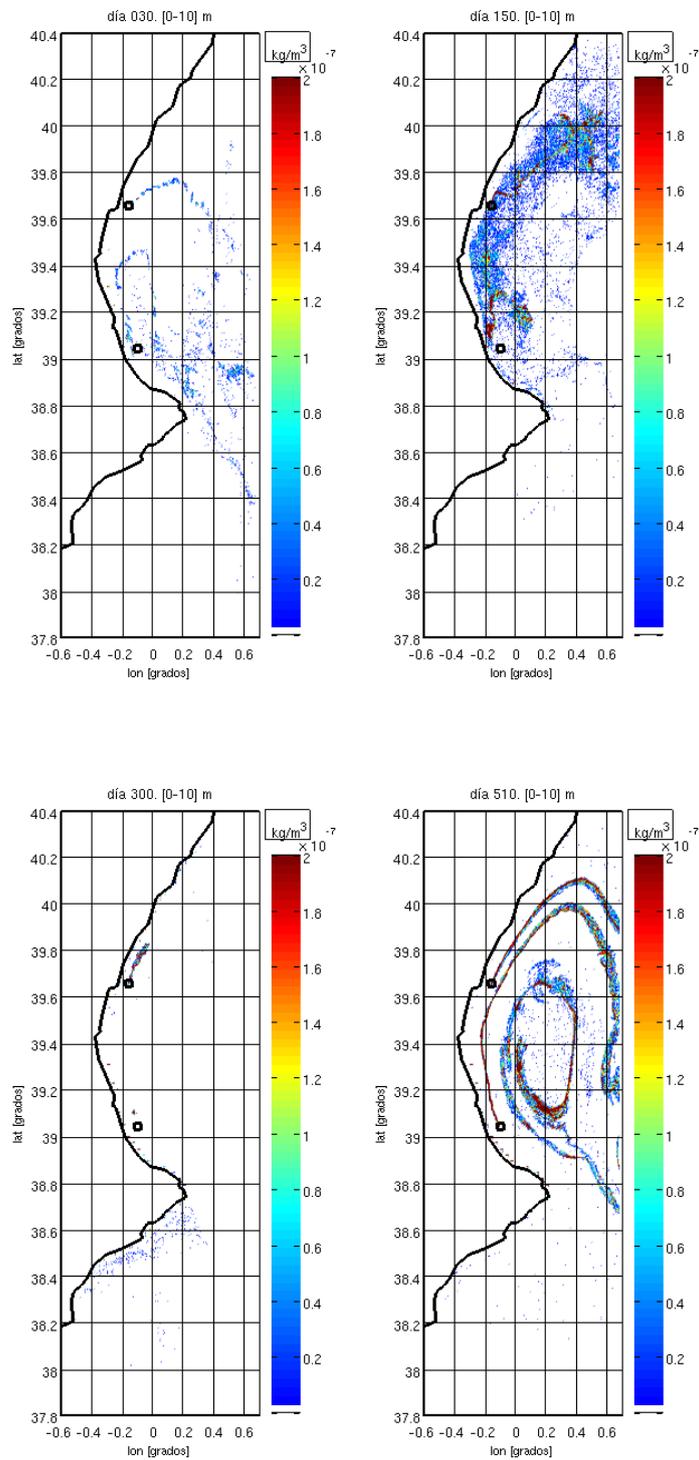


Fig. 5.31 Niveles de concentración de N disuelto en los primeros 10 m de profundidad, en kg/m^3 .

Concentración de fósforo

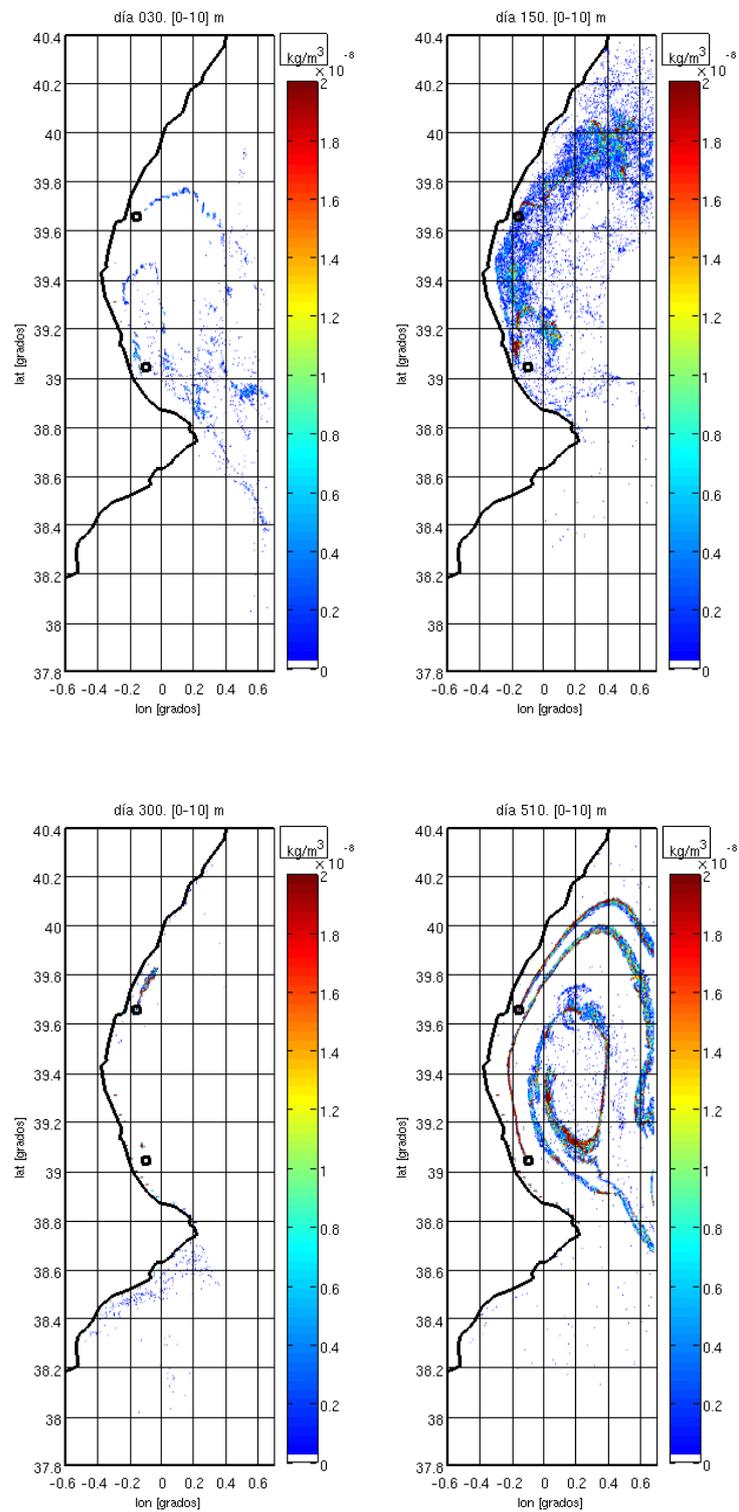


Fig. 5.32
Niveles de concentración de P disuelto en los primeros 10 m de profundidad, en kg/m^3 .

Las figuras 5.31 y 5.32 muestran la concentración de N y P en los primeros 10 m de profundidad, obtenida como el cociente entre la cantidad de partículas contenidas en las celdas de una malla computacional creada en los 10 primeros metros de profundidad y el volumen de dichas celdas. Esta forma de cálculo, sin embargo, se podría considerar como una primera aproximación hacia un procedimiento que permita calcular de manera más precisa la concentración en los diferentes puntos o zonas de la columna de agua. Por ejemplo, a partir de las imágenes de concentración de las figuras 5.31 y 5.32, se podrían escoger zonas de interés para ser tratadas con un mayor nivel de detalle, disminuyendo las dimensiones de las celdas contenedoras tanto horizontal como verticalmente. Es decir, una vez escogida la zona ésta se podría subdividir en los primeros 10 m de profundidad para obtener finalmente valores de concentración por capas y perfiles de concentración verticales. Ésta y otras mejoras son perfectamente posibles de implementar, aunque por el momento han quedado como futuros trabajos a realizar.

De todas maneras, hay un aspecto muy interesante que se puede observar en los niveles de concentración, tanto para el nitrógeno como para el fósforo, y es que, a diferencia de lo que ocurría con la materia particulada, en este caso los valores de máxima concentración no varían en más de un orden de magnitud, lo cual permite visualizar los niveles de concentración durante los 17 meses prácticamente en una escala constante, como se puede ver para los cuatro instantes mostrados en las figuras. Esta situación es similar para el resto de los meses, como se puede ver en las figuras de los anexos D1 y D2. Por otra parte, se puede observar también que las partículas que se encuentran en los primeros 10 metros de profundidad no se distribuyen uniformemente en la zona de estudio, sino que, por el contrario, tienden a agruparse en franjas relativamente estrechas ubicadas principalmente entre los 38,8° y los 40,2° de latitud. También es importante hacer notar que, en relación a las zonas costeras, no se observa que las partículas tiendan a dirigirse hacia ellas, sino que, por el contrario, se

observa que en general se alejan de la costa hacia el interior del mar, o se mantienen paralelas a ella a distancias considerables. Este es un aspecto de gran importancia considerando que en el borde costero de la zona de estudio se desarrollan diversas actividades industriales, deportivas y recreativas.

Finalmente, cabe señalar que las partículas que representan los nutrientes disueltos vertidos desde las jaulas no fueron sometidas a ningún proceso de transformación que hiciera variar la cantidad de ellas a lo largo de los 17 meses del ciclo de cultivo. Esto es equivalente a decir que todo el nitrógeno y el fósforo vertidos se mantendrán inalterables a lo largo del tiempo sin experimentar ninguna transformación química o biológica que altere su condición, lo cual por supuesto es incorrecto, pero correspondería a un caso de peor escenario posible.

5.6 DISPERSIÓN DE COBRE DISUELTO

La simulación de la dispersión del cobre disuelto proveniente de las jaulas flotantes se ha realizado íntegramente con Roms, de forma completamente análoga a como se hizo en el caso de los nutrientes disueltos, es decir, utilizando el módulo “floats” y configurándolo específicamente para esta situación.

- **Configuración del módulo floats**

La creación de los archivos floats se realizó a partir de las tablas 5.11 y 5.12, en las cuales se muestran las cantidades de cobre disuelto vertidas desde las jaulas, junto con el número de partículas que representan estas cantidades. Para construir estas tablas, se utilizaron los valores de f_{Cu} [$\text{kg}/(\text{m}^2\text{día})$] dados en la tabla 4.5 del capítulo 4, y con ellos se determinó la masa de cobre disuelto vertida cada 10 días durante los 17 meses del ciclo de cultivo, desde las 84 jaulas consideradas. A continuación, al igual que se hizo con N y P disueltos, se calculó el

factor que representa la proporcionalidad entre las cantidades de Cu vertidas en los 17 meses del ciclo, como el cociente entre las cantidades de cada mes y la menor cantidad, que en este caso es de 4,1 kg, vertida los últimos 10 días del sexto mes. Esto significó, por ejemplo, que la cantidad promedio vertida cada uno de los 10 primeros días del primer mes fue 192,5 veces los 4,1 kg vertidos al final del sexto mes. Además, considerando como mínimo una partícula vertida desde cada jaula en cada instante y un intervalo máximo de vertido de un día para Cu vertido a tasa exponencial, se tiene que los factores calculados anteriormente en la práctica representan la cantidad de partículas vertidas diariamente desde cada jaula. Por lo tanto, el intervalo de tiempo con que se debe verter cada partícula corresponde al inverso multiplicativo de cada factor. Es decir, si se considera por ejemplo el factor 192,5 mencionado antes, se obtiene un intervalo de vertido para las partículas de ese período de 0,00519 días. Para el Cu vertido a tasa constante se utilizó el valor promedio diario para f_{Cu} de $29,3 \times 10^{-5}$ [kg/(m²día)], calculado en el capítulo 4, que permitió obtener, mediante una interpolación lineal utilizando los valores del vertido a tasa exponencial, un factor de 42,2. Finalmente, con este factor se calculó un intervalo de vertido de 0,02369 días, constante para los 17 meses de cultivo. De esta manera la cantidad total de partículas utilizadas es prácticamente la misma en ambas formas de vertido, con una diferencia menor al 0,03 %, lo cual permitirá comparar resultados en igualdad de condiciones.

Al igual que para los nutrientes disueltos, en la última fila de estas tablas aparecen los valores de la masa asociada a cada partícula vertida los cuales, una vez realizadas las simulaciones, se utilizaron para calcular la cantidad de cobre disueltos presente en la columna de agua.

Tabla 5.11

Cantidad de cobre disuelto vertida durante los 17 meses de cultivo y número de partículas utilizadas en la simulación, para el vertido a una tasa exponencial decreciente. fCu representa la cantidad de cobre (kg) liberada al medio en forma disuelta cada día, por cada metro cuadrado de red, y mCu representa la cantidad de cobre (kg) liberada en los 10 días, desde las 84 jaulas consideradas.

	Cobre disuelto										
	Antifouling 1 (Cu vertido a tasa exponencial decreciente)										
	T (días)	fCu (10 ⁻⁵ kg/m ² día)	mCu (kg)	factor	dt (días)	N° de part. vertidas desde cada punto	N° de part. vertidas desde las dos granjas en el mes	N° de part. vertidas acumuladas al final del mes	N° de part. dentro del dominio al final del mes	% de part. dentro del dominio al final del mes	Cu (kg) dentro del dominio al final del mes
Marzo	0-10	133,5	789,1	192,5	0,00519	1925	161700	367164	263714	71,8	1286,9
	10-20	97,9	578,7	141,1	0,00709	1411	118524				
	20-30	71,8	424,4	103,5	0,00966	1035	86940				
Abril	30-40	52,7	311,5	76,0	0,01316	760	63840	512064	255592	49,9	1247,3
	40-50	38,6	228,2	55,7	0,01795	557	46788				
	50-60	28,3	167,3	40,8	0,02451	408	34272				
Mayo	60-70	20,7	122,4	29,8	0,03356	298	25032	569016	108725	19,1	530,6
	70-80	15,2	89,8	21,9	0,04566	219	18396				
	80-90	11,2	66,2	16,1	0,06211	161	13524				
Junio	90-100	8,2	48,5	11,8	0,08475	118	9912	591528	108857	18,4	531,2
	100-110	6,0	35,5	8,7	0,11494	87	7308				
	110-120	4,4	26,0	6,3	0,15873	63	5292				
Julio	120-130	3,2	18,9	4,6	0,21739	46	3864	600432	91351	15,2	445,8
	130-140	2,4	14,2	3,5	0,28571	35	2940				
	140-150	1,7	10,0	2,5	0,40000	25	2100				
Agosto	150-160	1,3	7,7	1,9	0,52632	19	1596	603960	70602	11,7	344,5
	160-170	0,9	5,3	1,3	0,76923	13	1092				
	170-180	0,7	4,1	1,0	1,00000	10	840				
Septiembre	180-190	133,5	789,1	192,5	0,00519	1925	161700	971124	311860	32,1	1521,9
	190-200	97,9	578,7	141,1	0,00709	1411	118524				
	200-210	71,8	424,4	103,5	0,00966	1035	86940				
Octubre	210-220	52,7	311,5	76,0	0,01316	760	63840	1116024	273617	24,5	1335,3
	220-230	38,6	228,2	55,7	0,01795	557	46788				
	230-240	28,3	167,3	40,8	0,02451	408	34272				
Noviembre	240-250	20,7	122,4	29,8	0,03356	298	25032	1172976	110644	9,4	539,9
	250-260	15,2	89,8	21,9	0,04566	219	18396				
	260-270	11,2	66,2	16,1	0,06211	161	13524				
Diciembre	270-280	8,2	48,5	11,8	0,08475	118	9912	1195488	76581	6,4	373,7
	280-290	6,0	35,5	8,7	0,11494	87	7308				
	290-300	4,4	26,0	6,3	0,15873	63	5292				
Enero	300-310	3,2	18,9	4,6	0,21739	46	3864	1204392	63084	5,2	307,8
	310-320	2,4	14,2	3,5	0,28571	35	2940				
	320-330	1,7	10,0	2,5	0,40000	25	2100				
Febrero	330-340	1,3	7,7	1,9	0,52632	19	1596	1207920	47380	3,9	231,2
	340-350	0,9	5,3	1,3	0,76923	13	1092				
	350-360	0,7	4,1	1,0	1,00000	10	840				
Marzo	360-370	133,5	789,1	192,5	0,00519	1925	161700	1575084	194609	12,4	949,7
	370-380	97,9	578,7	141,1	0,00709	1411	118524				
	380-390	71,8	424,4	103,5	0,00966	1035	86940				
Abril	390-400	52,7	311,5	76,0	0,01316	760	63840	1719984	105103	6,1	512,9
	400-410	38,6	228,2	55,7	0,01795	557	46788				
	410-420	28,3	167,3	40,8	0,02451	408	34272				
Mayo	420-430	20,7	122,4	29,8	0,03356	298	25032	1776936	74010	4,2	361,2
	430-440	15,2	89,8	21,9	0,04566	219	18396				
	440-450	11,2	66,2	16,1	0,06211	161	13524				
Junio	450-460	8,2	48,5	11,8	0,08475	118	9912	1799448	79726	4,4	389,1
	460-470	6,0	35,5	8,7	0,11494	87	7308				
	470-480	4,4	26,0	6,3	0,15873	63	5292				
Julio	480-490	3,2	18,9	4,6	0,21739	46	3864	1808352	65416	3,6	319,2
	490-500	2,4	14,2	3,5	0,28571	35	2940				
	500-510	1,7	10,0	2,5	0,40000	25	2100				
TOTAL			8826,4				1808352				
Masa de cada part. (kg)	0,00488										

Tabla 5.12

Cantidad de cobre disuelto vertida durante los 17 meses de cultivo y número de partículas utilizadas en la simulación, para el vertido a una tasa constante. fCu representa la cantidad de cobre (kg) liberada al medio en forma disuelta cada día, por cada metro cuadrado de red, y mCu representa la cantidad de cobre (kg) liberada en los 10 días, desde las 84 jaulas consideradas.

	Cobre disuelto										
	Antifouling 2 (Cu vertido a tasa constante)										
	T (días)	fCu (10 ⁻⁵ kg/m ² día)	mCu (kg)	factor	dt (días)	Nº de part. vertidas desde cada punto	Nº de part. vertidas desde las dos granjas	Nº de part. vertidas acumuladas al final del mes	Nº de part. dentro del dominio al final del mes	% de part. dentro del dominio al final del mes	Cu (kg) dentro del dominio al final del mes
Marzo	0-10	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	106344	78376	73,7	382,5
	10-20	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	20-30	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Abril	30-40	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	212688	121020	56,9	590,6
	40-50	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	50-60	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Mayo	60-70	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	319032	101452	31,8	495,1
	70-80	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	80-90	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Junio	90-100	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	425376	185039	43,5	903,0
	100-110	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	110-120	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Julio	120-130	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	531720	236615	44,5	1154,7
	130-140	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	140-150	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Agosto	150-160	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	638064	262244	41,1	1279,8
	160-170	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	170-180	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Septiembre	180-190	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	744408	215134	28,9	1049,9
	190-200	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	200-210	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Octubre	210-220	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	850752	204181	24,0	996,4
	220-230	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	230-240	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Noviembre	240-250	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	957096	144522	15,1	705,3
	250-260	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	260-270	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Diciembre	270-280	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	1063440	148882	14,0	726,5
	280-290	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	290-300	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Enero	300-310	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	1169784	182486	15,6	890,5
	310-320	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	320-330	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Febrero	330-340	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	1276128	146755	11,5	716,2
	340-350	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	350-360	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Marzo	360-370	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	1382472	128570	9,3	627,4
	370-380	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	380-390	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Abril	390-400	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	1488816	102728	6,9	501,3
	400-410	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	410-420	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Mayo	420-430	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	1595160	95710	6,0	467,1
	430-440	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	440-450	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Junio	450-460	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	1701504	151434	8,9	739,0
	460-470	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	470-480	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
Julio	480-490	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448	1807848	135589	7,5	661,7
	490-500	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
	500-510	29,3	173,2	42,2	0,02369	422	35448				
TOTAL			8833,2				1807848				
Masa de cada part. (kg)	0,00488										

5.6.1 Resultados y análisis

Como se ha dicho, el cobre disuelto fue modelado de manera análoga a como se hizo con los nutrientes disueltos N y P, obteniéndose finalmente resultados que también podrían considerarse análogos a los obtenidos con ellos.

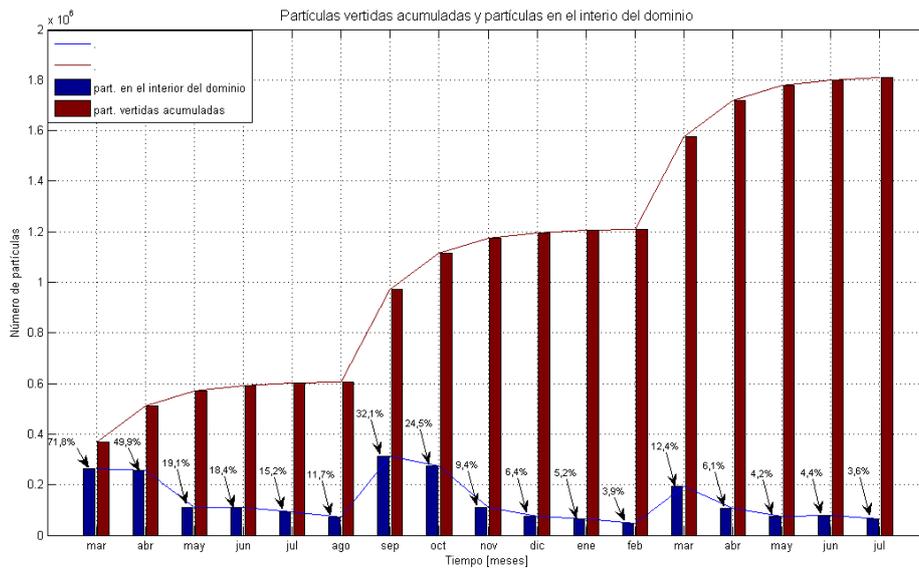


Fig. 5.33 Partículas vertidas acumuladas, partículas en el interior del dominio y porcentajes correspondientes para Cu vertido a tasa exponencial decreciente.

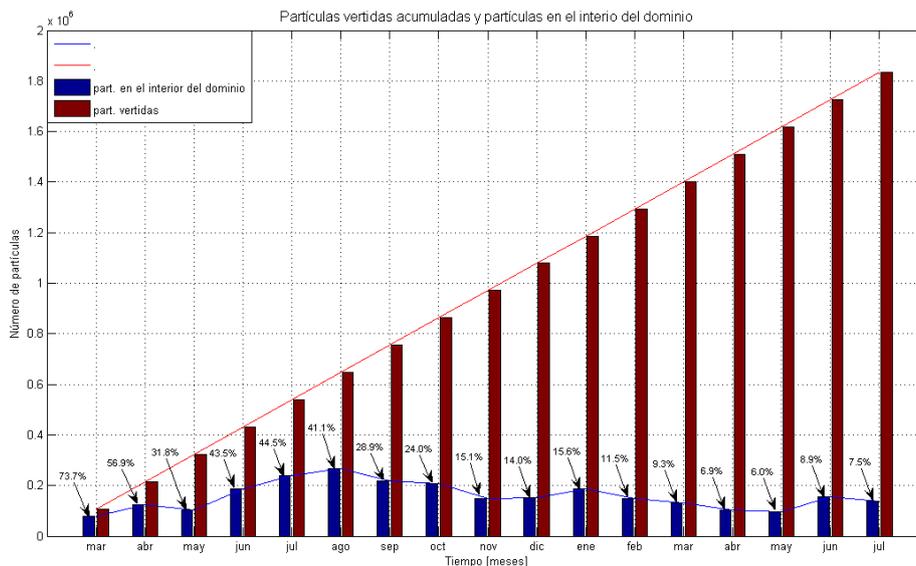


Fig. 5.34 Partículas vertidas acumuladas, partículas en el interior del dominio y porcentajes correspondientes para Cu vertido a tasa constante.

5.6.1.1 Dispersión de cobre disuelto vertido a tasa exponencial

Patrón de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto, con tasa de vertido exponencial

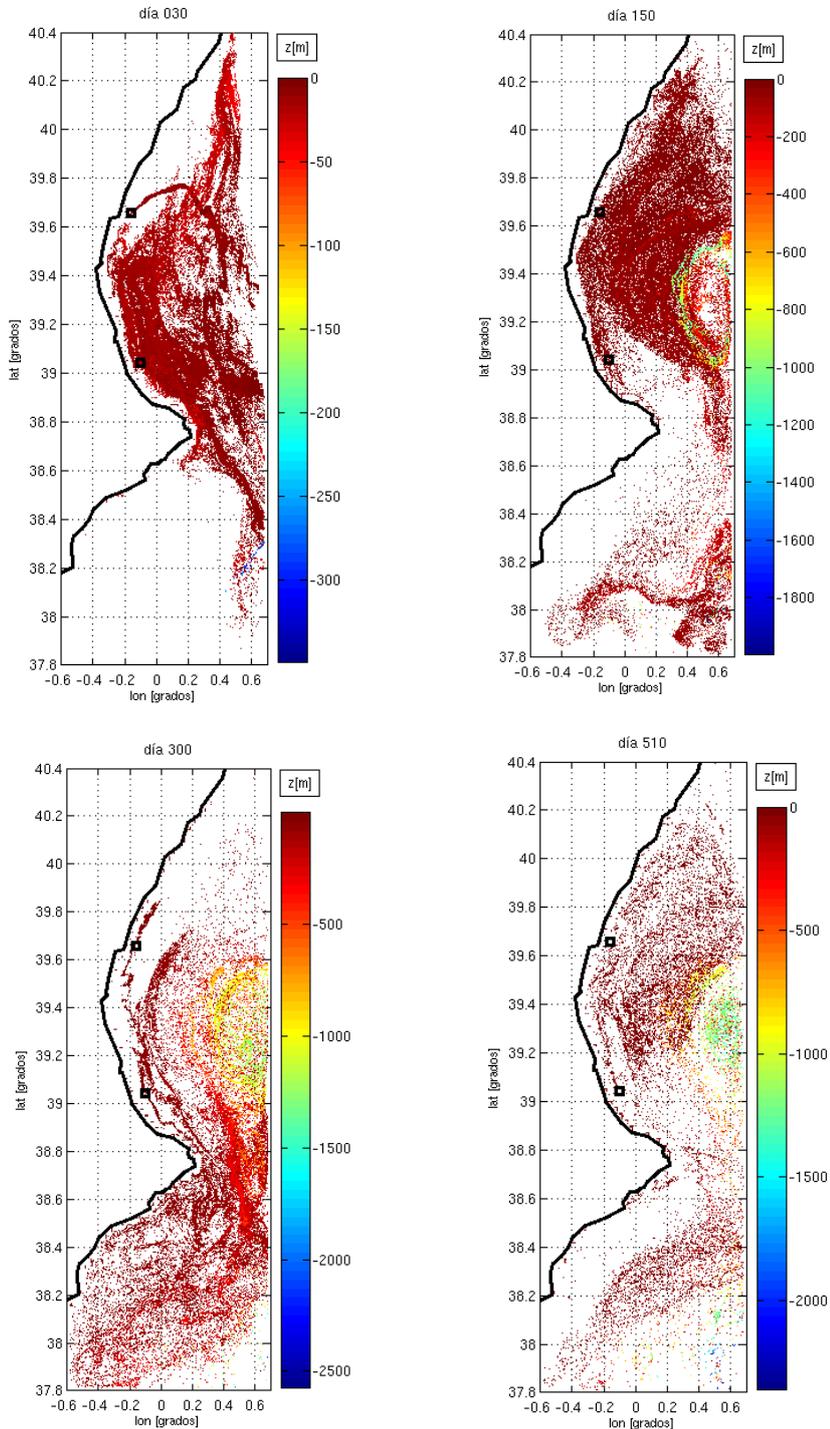


Fig. 5.35 Patrón de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto, vertido a tasa exponencial, los días 30, 150, 300 y 510 de la simulación. Los cuadrados negros representan la ubicación de las piscifactorías Gramasa y Cultipeix.

La figura 5.33 muestra que para el Cu disuelto vertido a tasa exponencial, se depositaron un total de 1.808.352 partículas quedando en el interior del dominio al final del período solamente 65.416, es decir, un 3.6 % del total vertido. La figura 5.34 en tanto, muestra que para el Cu vertido a tasa constante, se depositaron 1.807.848 quedando en el interior del dominio al final del período solamente 135.589, es decir un 7,5 % del total vertido. Vistas en detalle estas figuras muestran que a partir del mes de octubre la cantidad de partículas que permanece al interior del dominio tiene una variación muy pequeña comparada con los meses anteriores, igual que como ocurría en el caso de los nutrientes disueltos. Sin embargo, considerando la gran diferencia entre las dos formas de vertido del cobre disuelto (tasa exponencial y tasa constante), se podría llegar a pensar que para este sistema las condiciones hidrodinámicas permiten alcanzar una situación de estabilidad en la cual la cantidad de partículas al interior del dominio se mantiene a un nivel relativamente bajo en relación a la cantidad total vertida, independientemente de la forma en que se realice el vertido.

La figura 5.35 muestra el patrón de dispersión de las partículas que representan el Cu vertido a tasa exponencial. En ella se puede observar que dicho patrón en general es diferente al observado para N y P disueltos, sin embargo en lo que respecta a la distribución vertical de las partículas se podría considerar que el comportamiento es similar, puesto que la mayoría de ellas se ubican en los primeros 10 m de profundidad a lo largo de toda la simulación, aunque en promedio el porcentaje de partículas ubicado en ese rango de profundidad es menor al del N y P, alcanzando solamente al 35,3 %, como se puede ver en la tabla 5.13. Las diferencias que se presentan en los patrones de dispersión provienen del hecho que el vertido de cobre a tasa exponencial decreciente tiene un máximo de partículas depositadas en los meses 1 (marzo), 7 (septiembre) y 13 (marzo), como se puede ver en la tabla 5.11, en tanto que en los meses 6 (agosto), 12 (febrero) y 17 (julio), la cantidad de partículas vertidas es aproximadamente la centésima parte de las cantidades máximas vertidas, lo cual no ocurre para el caso de N y P.

Tabla 5.13

Porcentaje de partículas a diferentes profundidades para Cu disuelto, vertido a tasa exponencial, durante los 17 meses de la simulación. La última columna corresponde a los valores promedio.

	Tiempo (días)																	\bar{x}
	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360	390	420	450	480	510	
0-10 (m)	49,5	54,56	27,39	26,13	14,15	3,67	38,63	43,97	10,35	17,55	19,61	20,75	52,27	62,47	60,50	51,17	48,05	35,3
10-20 (m)	38,7	18,17	23,06	9,15	11,31	3,62	24,18	23,12	4,55	2,83	5,28	1,54	9,87	5,13	5,95	8,74	9,93	12,1
20-30 (m)	9,44	6,36	18,23	7,62	11,73	7,32	12,37	9,15	3,73	1,46	3,27	1,22	9,65	2,73	0,27	3,77	5,23	6,7
30-40 (m)	2,00	7,07	11,97	15,06	19,44	12,49	12,59	11,38	11,88	1,94	2,72	1,24	7,51	1,63	0,37	5,34	2,32	7,5
40-50 (m)	0,19	6,00	3,05	15,52	18,03	35,20	5,85	5,33	25,08	26,21	31,11	39,36	12,46	19,56	25,14	24,73	28,01	18,9
50-60 (m)	0,03	4,36	2,34	5,60	4,72	6,03	0,90	0,88	4,90	2,94	2,17	1,16	1,44	0,34	0,19	0,20	0,15	2,3
60-70 (m)	0,02	2,52	3,07	4,91	3,34	5,31	0,59	0,61	4,21	4,28	1,97	1,16	0,99	0,27	0,18	0,37	0,12	2,0
70-80 (m)	0,00	0,75	2,91	3,56	2,70	4,85	0,50	0,52	4,51	5,20	1,54	1,30	0,61	0,20	0,19	0,09	0,08	1,7
80-90 (m)	0,00	0,10	2,92	2,13	2,14	2,60	0,42	0,41	2,89	3,24	1,35	1,31	0,23	0,14	0,18	0,07	0,06	1,2
90-100 (m)	0	0,04	1,60	1,43	1,23	1,79	0,28	0,35	1,31	1,69	1,29	1,02	0,13	0,14	0,16	0,07	0,08	0,7
>100 (m)	0,04	0,06	3,46	8,90	11,22	17,12	3,70	4,27	26,60	32,67	29,69	29,93	4,84	7,39	6,88	5,44	5,97	11,7

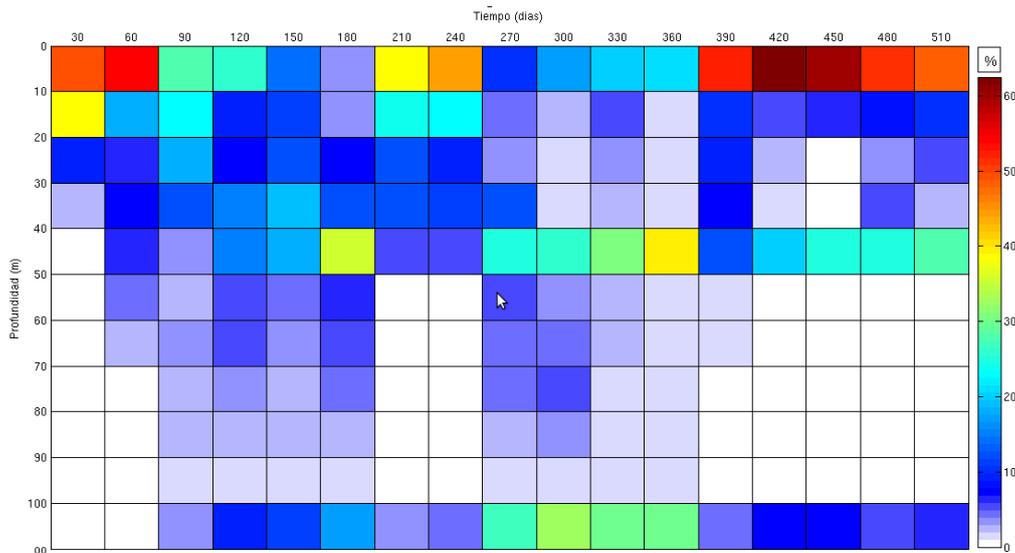


Fig. 5.36

Porcentaje de partículas a diferentes profundidades para Cu disuelto, vertido a tasa exponencial, durante los 17 meses de la simulación. La última fila representa los porcentajes de partículas a más de 100 m de profundidad.

La figura 5.37 muestra la posición de las partículas que se encuentran entre 0 m y 10 m y en ella se puede observar que en general la situación es similar a lo que ocurre con los nutrientes disueltos, incluyendo el hecho que el día 300 hay muy pocas partículas en ese rango de profundidad.

Patrón de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto, entre 0 m y 10 m, vertido

a tasa exponencial

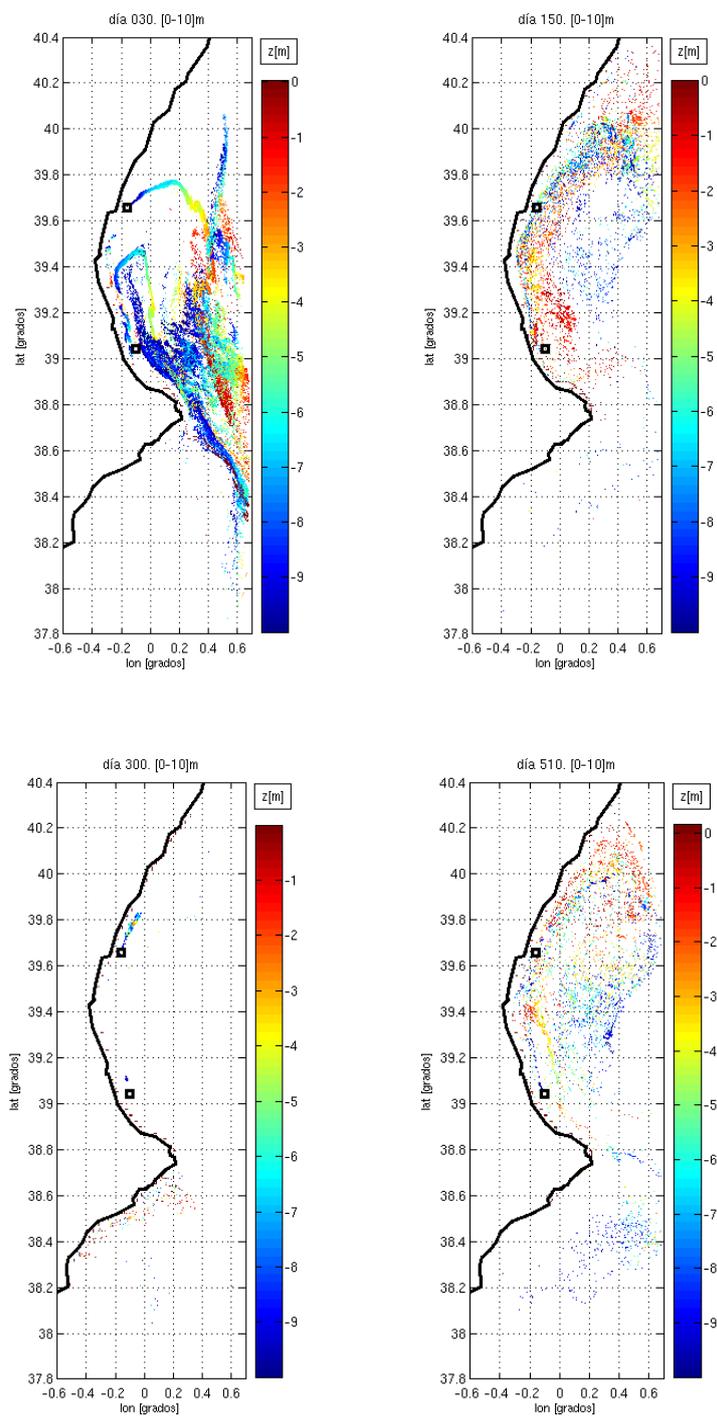


Fig. 5.37

Patrón de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto vertido a tasa exponencial, en los primeros 10 m de profundidad.

5.6.1.2 Dispersión del cobre disuelto vertido a tasa constante

La figura 5.38 muestra el patrón de dispersión de las partículas que representan el Cu vertido a tasa constante. En ella, al igual que lo que ocurre en el vertido a tasa exponencial, se puede observar que dicho patrón en general es diferente al observado para N y P disueltos. Sin embargo, en lo que respecta a la distribución vertical de las partículas, se podría considerar que el comportamiento es similar, obteniéndose un porcentaje promedio de partículas en los primeros 10 m de profundidad de un 34,1 %, como se puede observar en la tabla 5.14, el cual es prácticamente igual al porcentaje (35,3 %) obtenido para el caso del vertido a tasa exponencial.

Al comparar las figuras 5.35 y 5.38, que muestran los patrones de dispersión de las partículas de Cu con vertido exponencial y constante, respectivamente, y las figuras 5.37 y 5.40, que muestran los patrones de dispersión de las partículas que se encuentran en los primeros 10 metros de profundidad, se puede observar claramente una gran similitud que lleva a pensar que, independientemente de cómo se produzca el vertido (a tasa exponencial o a tasa constante), la forma en que el Cu se dispersará en la columna de agua será prácticamente la misma. Esta situación puede resultar muy conveniente a la hora de modelar, puesto que resulta mucho más fácil obtener información sobre los valores totales del cobre contenido en las pinturas antifouling con que se impregnan las redes de las jaulas flotantes y sobre la cantidad de pintura usada en cada red, que conocer la expresión exacta con que dicho cobre se libera al medio acuático en todas las situaciones particulares que se puedan presentar.

Patrón de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto, con tasa de vertido constante

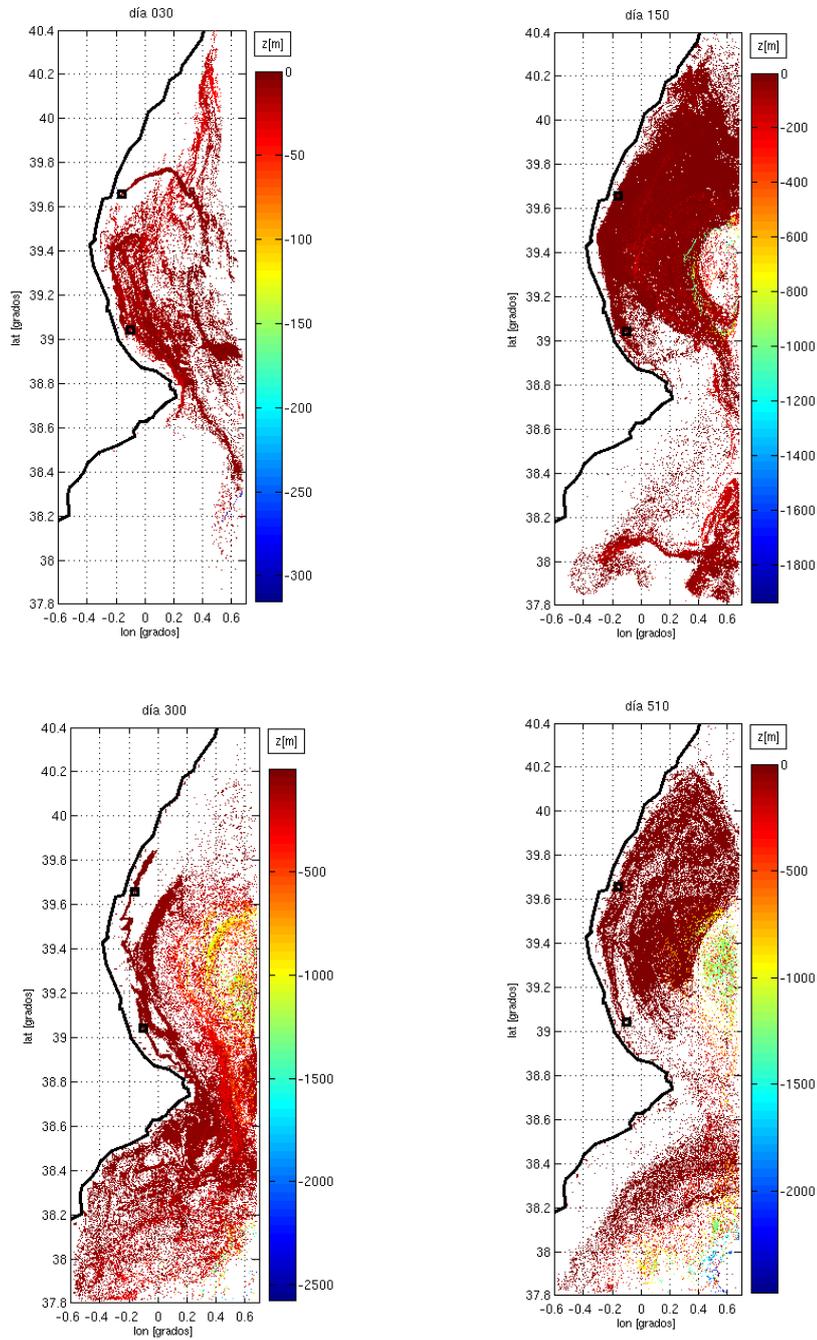


Fig.5.38

Patrón de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto, vertido a tasa constante, los días 30, 150, 300 y 510 de la simulación. Los cuadrados negros representan la ubicación de las piscifactorías Gramasa y Cultipeix.

Tabla 5.14

Porcentaje de partículas a diferentes profundidades para Cu disuelto, vertido a tasa constante, durante los 17 meses de la simulación. La última columna corresponde a los valores promedio.

	Tiempo (días)																\bar{x}	
	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360	390	420	450	480		510
0-10 (m)	53,95	63,75	21,07	36,49	32,29	20,56	22,88	36,62	12,45	10,64	26,83	19,54	29,27	45,1	49,02	55,13	44,39	34,1
10-20 (m)	36,60	16,44	37,68	17,00	24,08	15,51	21,21	16,79	6,72	8,92	18,96	7,22	6,03	4,24	11,65	15,27	26,59	17,1
20-30 (m)	7,63	4,98	23,07	7,29	15,00	21,99	13,22	7,86	4,54	3,38	8,84	4,79	6,39	2,10	0,50	4,37	6,21	8,4
30-40 (m)	1,59	5,13	11,19	10,84	8,89	13,58	14,18	11,28	7,72	4,37	5,77	4,35	6,35	2,17	1,17	3,29	4,76	6,9
40-50 (m)	0,14	4,18	1,13	10,10	7,46	10,54	9,00	7,91	19,14	14,71	12,92	20,19	24,55	25,8	25,25	15,63	12,10	13,0
50-60 (m)	0,03	2,93	0,82	4,71	2,81	4,31	4,66	2,89	5,57	5,60	2,82	3,72	2,06	0,55	0,32	0,16	0,17	2,6
60-70 (m)	0,02	1,84	1,09	3,99	1,92	3,07	2,93	2,49	5,03	8,19	1,95	2,85	1,85	0,52	0,38	0,23	0,11	2,3
70-80 (m)	0,00	0,63	1,07	3,18	1,53	2,54	2,20	2,02	5,58	9,83	1,41	2,37	1,15	0,46	0,44	0,09	0,10	2,0
80-90 (m)	0	0,07	1,06	1,53	1,14	2,10	1,61	1,55	3,83	5,86	1,39	2,38	0,83	0,36	0,37	0,09	0,08	1,4
90-100 (m)	0	0,02	0,58	1,06	0,76	0,98	1,04	1,28	1,53	2,30	1,55	2,28	0,66	0,31	0,28	0,09	0,10	0,9
>100 (m)	0,03	0,03	1,23	3,80	4,13	4,84	7,06	9,31	27,90	26,19	17,57	30,31	20,88	18,2	10,63	5,63	5,39	11,4

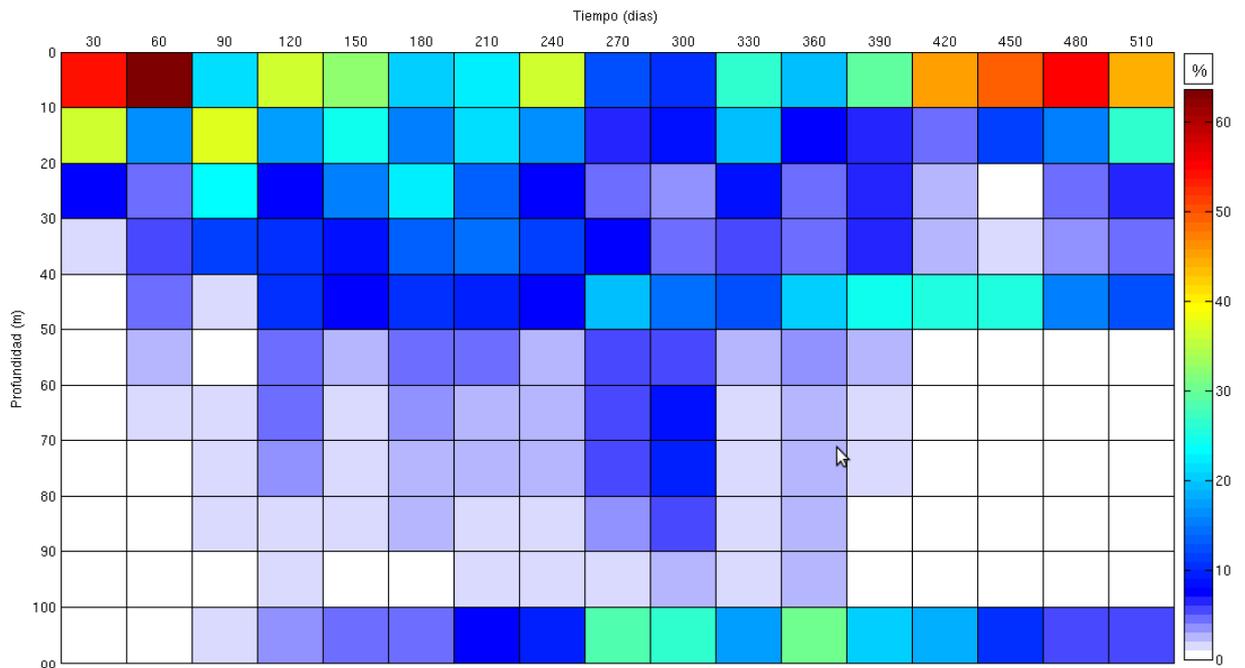


Fig. 5.39

Porcentaje de partículas a diferentes profundidades para Cu disuelto, vertido a tasa constante, durante los 17 meses de la simulación. La última fila representa los porcentajes de partículas a más de 100 m de profundidad.

Patrón de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto, entre 0 m y 10 m, vertido a tasa constante

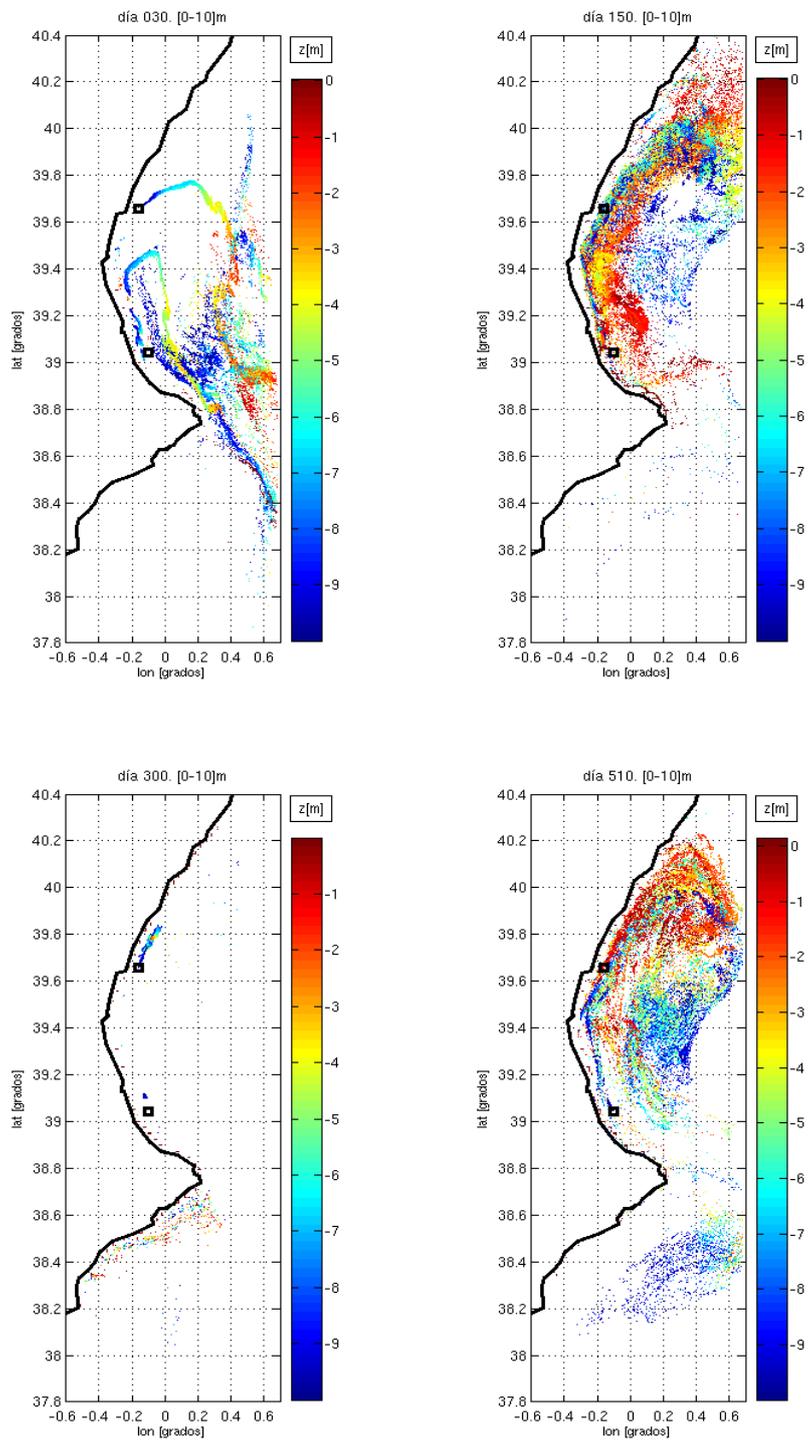


Fig. 5.40
Patrón de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto vertido a tasa constante, en los primeros 10 m de profundidad.

5.6.1.3 Concentración del cobre disuelto vertido a tasa exponencial y a tasa constante

Concentración de Cu vertido a tasa exponencial, entre 0 m y 10 m

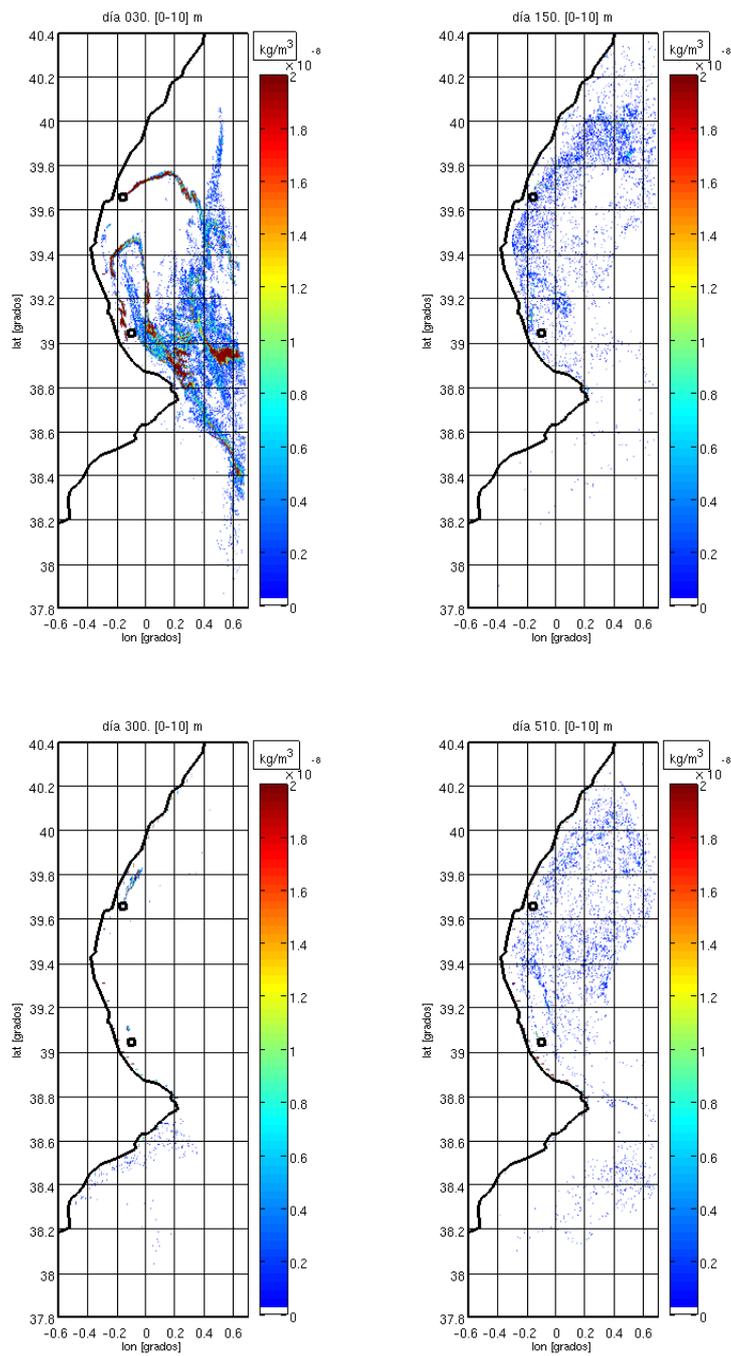


Fig. 5.41 Niveles de concentración de Cu disuelto vertido a tasa exponencial, en los primeros 10 m de profundidad, en kg/m^3 .

Concentración de Cu vertido a tasa constante, entre 0 m y 10 m

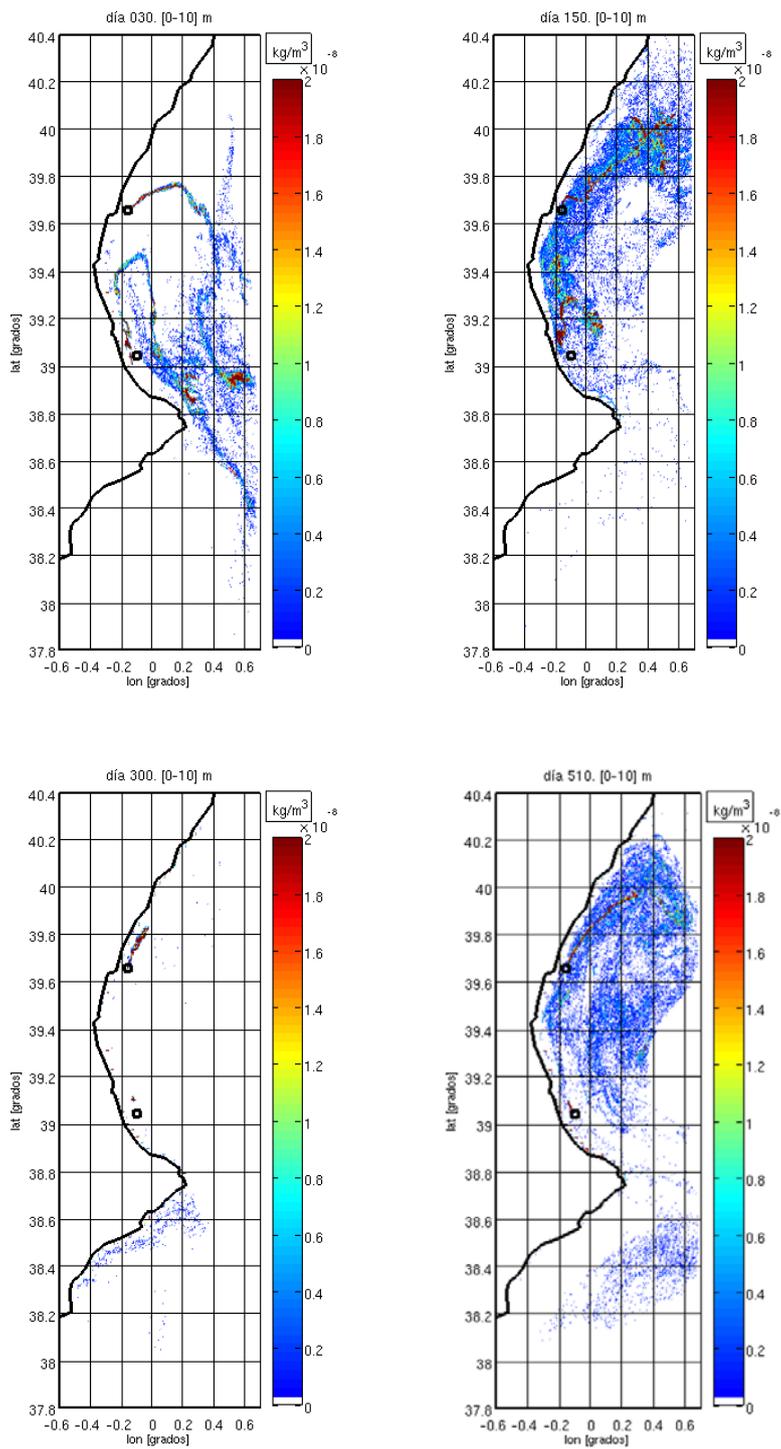


Fig. 5.42 Niveles de concentración de Cu disuelto vertido a tasa constante, en los primeros 10 m de profundidad, en kg/m^3 .

Las figuras 5.41 y 5.42 muestran la concentración de Cu disuelto para el vertido a tasa exponencial y a tasa constante, respectivamente, en los primeros 10 metros de profundidad. Al comparar estas figuras se puede observar que, igual como ocurrió con las figuras de dispersión, existe una gran similitud tanto en la distribución de la concentración, como en el orden de magnitud de ella, que en los cuatro instantes mostrados es la misma. Al hacer la comparación para el resto de los meses se obtiene la misma similitud, con lo cual se refuerza la idea mencionada antes en cuanto a que no sería imprescindible conocer detalladamente la forma en que el Cu es vertido a lo largo del período, que en la práctica es una información difícil de obtener, sino que basta con conocer la cantidad total que se verterá y utilizar un promedio diario para simular su dispersión.

Finalmente, al comparar la modelación de la dispersión de materia disuelta realizada en este trabajo con los estudios analizados en el capítulo 3, se puede observar que solamente en los trabajos de Skogen et al. (2009) y Moreno et al. (2011) se ha simulado la dispersión de materia disuelta proveniente de piscifactorías marinas utilizando modelos hidrodinámicos tridimensionales de alta complejidad similares a Roms, como son el modelo noruego NORWECOM y el modelo portugués MOHID. De todas maneras, cabe destacar que en ninguno de ellos se simuló un ciclo de cultivo completo (desarrollado en un período de 17 meses) como se ha hecho en este trabajo. NORWECOM se hizo correr por un período de 8 meses, en tanto que MOHID se corrió por un período de 15 días. Por lo tanto, puede considerarse que la aplicación de Roms desarrollada en este trabajo para determinar los patrones de dispersión de la materia disuelta proveniente de las piscifactorías marinas, representa un aporte al conocimiento de los procesos e interacciones entre la acuicultura y el medio ambiente.

5.7 REFERENCIAS

Corner R. A., Brooker A. J., Telfer T. C. & Ross L. G., 2006. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. *Aquaculture* 258, 299–311.

Cromey C.J., Nickell T.D. & Black K.D., 2002. DEPOMOD. Modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214, 211-239.

Dudley R.W., Panchang V.G. & Newell C.R., 2000. Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture*, 187, 319-349.

González M., Gyssels P., Mader J., Borja A., Galparsoro I. y Uriarte A., 2002. La modelización numérica de la dispersión de productos de desecho vertidos desde explotaciones de acuicultura: una herramienta para la adecuada gestión medioambiental del sector. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 18, 59-65.

Moreno J., Telfer T. & Ross L., 2011. Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture. *Continental*, 31, 675-684.

Skogen M., Eknes M., Asplin L. & Sandvik A., 2009. Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. *Aquaculture* 298, 70-75.

Capítulo 6

6 CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO

6.1 CONCLUSIONES

- La primera conclusión que se puede obtener del presente trabajo de tesis es que, cumpliendo con los objetivos planteados en ella, se ha logrado desarrollar una metodología que permite ampliar y mejorar el análisis de los impactos producidos por la acuicultura marina, debido al vertido de residuos sólidos y disueltos desde las jaulas de cultivo hacia la columna de agua, utilizando dos modelos numéricos computacionales de uso general ya existentes.
- Se ha realizado una extensa revisión bibliográfica desde el año 1987 en adelante, para conocer los principales modelos utilizados en el estudio de los impactos producidos por el vertido de materia orgánica y nutrientes desde piscifactorías marinas, encontrándose que la mayoría de ellos ha sido utilizado para determinar la dispersión y efectos del material particulado que se deposita directamente debajo de las jaulas o en sus cercanías. Además, solo del año 2006 en adelante se han encontrado trabajos que utilicen esquemas 3D para modelizar la hidrodinámica de la zona de estudio y determinar también la dispersión de materia disuelta. La metodología desarrollada en este trabajo en cambio, permite conocer tanto los patrones de dispersión de la materia particulada que se deposita en los alrededores de las jaulas de cultivo, como los patrones de dispersión de la materia disuelta que se puede alejar decenas de kilómetros de los puntos de vertido. Esta capacidad para estudiar ambas situaciones al mismo tiempo, a través de un solo procedimiento, no se ha

encontrado en ningún otro estudio y por lo tanto la metodología desarrollada en este trabajo puede ser considerada como un aporte al conocimiento de los procesos de interacción entre acuicultura y medio ambiente.

- La metodología desarrollada se ha aplicado a un caso real para modelar el vertido y dispersión de materia orgánica (Carbono) en forma particulada, de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) en forma particulada y disuelta y de cobre disuelto (Cu), proveniente de las jaulas flotantes de dos piscifactorías dedicadas al cultivo intensivo de Dorada (*Sparus Aurata*), ubicadas en la zona costera de la Comunidad Valenciana, separadas una distancia de aproximadamente 68 km. La modelización se ha realizado utilizando dos modelos numéricos de uso general, como son el Roms (Regional Ocean Modeling System) y el Limmix (un modelo lagrangiano desarrollado en el Laboratorio de Ingeniería Marítima de la Universidad Politécnica de Cataluña), que trabajando en forma acoplada han permitido simular satisfactoriamente la dispersión de materia particulada y disuelta proveniente de las piscifactorías, para un período completo de cultivo de 17 meses. Esto se puede considerar también como un avance en el conocimiento y comprensión de los impactos entre la acuicultura y el medio ambiente, considerando que no se ha encontrado literatura en la cual se modele un ciclo completo de cultivo utilizando la hidrodinámica (medida o simulada) correspondiente a dicho ciclo.
- En relación a la hidrodinámica de la zona simulada por el modelo, cabe señalar que los valores de velocidad de corriente simulados fueron comparados con valores reales medidos por una boya de aguas profundas perteneciente a Puertos del Estado ubicada entre las dos piscifactorías, encontrándose cierta similitud estadística tanto en magnitud como en dirección, como se muestra en el capítulo 5.
- La cantidad de C, N y P que llega al fondo marino proviene de las fecas y del alimento no comido por los peces. Sin embargo, se pudo observar que las cantidades vertidas a través del alimento no comido son siempre menores que las vertidas a través de las fecas,

encontrándose que, en relación a la cantidad total vertida al fondo marino, los porcentajes de C, N y P proveniente del alimento no comido son de 22%, 24% y 8%, respectivamente. Esto muestra que, desde el punto de vista ambiental, una disminución en uno o dos puntos porcentuales en la cantidad de alimento no comido, a partir del 5% ya logrado en la actualidad, resulta de poca importancia para disminuir los impactos de la materia orgánica y nutrientes depositados en el fondo marino.

- En cuanto a la modelización de la dispersión de materia particulada (C, N y P) proveniente del alimento no comido y las fecas, cabe hacer notar que esta ha sido realizada por Limmix utilizando el campo de velocidades de corriente simulado por Roms y reproduciendo la variabilidad de las cantidades de C, N y P vertidas desde las jaulas durante los 17 meses de cultivo, debido a los diferentes ritmos de alimentación de los peces. Analizando los resultados, se puede concluir que el modelo ha simulado adecuadamente el patrón de deposición de las partículas en el fondo marino, puesto que al comparar cualitativamente las imágenes de la “mancha” generada por el modelo con los resultados del patrón de deposición mostrado en los diferentes trabajos analizados en el capítulo 3, se puede ver que existe una gran concordancia en la forma y en el rango de la extensión que ocupa esta mancha en el fondo marino, lo cual en definitiva está determinado por la velocidad y dirección de las corrientes del lugar, y por la velocidad de caída característica de cada partícula.
- En relación a la modelización de la dispersión de N y P disueltos proveniente de la orina y excreciones de los peces, y del Cu disuelto proveniente del antifouling de las redes, cabe señalar que ésta se realizó considerando la variabilidad temporal de los vertidos, debido a los diferentes ritmos de alimentación de los peces a lo largo del ciclo de cultivo y a la tasa de decaimiento de la cantidad de Cu presente en las redes.
- Se observó que para todas las sustancias disueltas vertidas (N, P y Cu), la gran mayoría de las partículas que representan dichas sustancias escapan del dominio a medida que

transcurre la simulación, quedando menos de un 10 % del total vertido al cabo de los 17 meses.

- Se observó que, en promedio, el 50 % de las partículas que representan N y P disueltos y el 34 % de las que representan el Cu disuelto, se encuentran en los primeros 10 m de profundidad a lo largo de toda la simulación, en tanto que el resto de las partículas se distribuyen aleatoriamente a mayores profundidades. Esto permite concluir que, para la situación estudiada, la mayor parte de la materia disuelta permanece en la capa superficial de la columna de agua, independientemente de la tasa de vertido.
- Se encontró gran similitud en los patrones de dispersión de las partículas que representan Cu disuelto vertido a tasa exponencial con el vertido a tasa constante, además de poca diferencia en la cantidad de partículas presentes en el dominio a lo largo de la simulación y del porcentaje de ellas en la capa superficial de la columna de agua. Esto permite concluir que para simular adecuadamente la dispersión del Cu disuelto, basta con conocer la cantidad total que se verterá y utilizar un promedio diario para simular dicha dispersión. Esta situación resulta muy conveniente, considerando la poca literatura existente en relación a la tasa de vertido del Cu contenido en las pinturas antifouling de las redes.
- Se concluye además que la materia disuelta vertida desde las jaulas de ambas piscifactorías se mueve permanentemente por toda la zona de estudio, afectando lugares que se encuentran a decenas de kilómetros de los puntos de vertidos, incluyendo aquellos lugares en que se encuentran las propias piscifactorías. No obstante, este comportamiento está condicionado por el carácter conservativo que se ha asignado a esta sustancia.
- Finalmente, se puede concluir que la aplicación conjunta de Roms y Limmix es una herramienta muy poderosa y perfectamente aplicable a la modelización de la dispersión de materia particulada y disuelta vertida desde piscifactorías marinas, especialmente si se quiere avanzar en el conocimiento de las interacciones entre acuicultura y medio ambiente desde un punto de vista ecosistémico, realizando modelaciones de largo plazo y a gran

escala que permitan conocer los impactos locales y globales de las sustancias vertidas. Además, es importante destacar la gran utilidad que puede tener la aplicación Limmix-Roms para orientar y aumentar la efectividad de campañas de medición en zonas extensas, disminuyendo los altos costos de éstas y/o como herramienta que ayude a tomar mejores decisiones respecto a lugares más o menos convenientes para la instalación de piscifactorías. En todo caso, si se quiere transformar el sistema de modelado Limmix-Roms en una herramienta de uso extensivo, resulta imprescindible realizar un proceso de validación del sistema, incluyendo además aspectos no considerados en esta tesis tales como la resuspensión del material particulado y las posibles transformaciones biológicas y químicas que puedan experimentar las sustancias vertidas.

6.2 FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO

- Aplicar el sistema Limmix-Roms en una zona que permita validarlo con datos de campo, incluyendo los efectos de la resuspensión y las características no conservativas de las sustancias estudiadas.
- Acoplar un modelo ecológico, que incluya los ciclos de los nutrientes, de manera que se pueda simular su evolución de una manera más realista.
- Aplicar la metodología desarrollada a la dispersión de otras sustancias como antibióticos u otros medicamentos.
- Establecimiento de valores umbral de concentración en función de la sustancia dispersada y elaboración de mapas de riesgo alrededor de las piscifactorías.
- Desarrollar una herramienta informática “user-friendly” que permita el uso de estos modelos en la gestión costera en general y en el estudio de la calidad del agua en zonas con producción acuícola en particular.

- Aplicación a Chile de la metodología desarrollada. En este sentido cabe decir que en el transcurso de esta tesis, el año 2013, se postuló y adjudicó un proyecto de investigación denominado **Modelización de la dispersión de residuos líquidos provenientes de jaulas flotantes para el cultivo de salmones, en el seno y el estuario de Reloncaví**, financiado por la Dirección de Investigación de la Universidad de Los Lagos, Chile. El proyecto, actualmente en curso, pretende evaluar y modelizar el vertido de sustancias disueltas provenientes de los cerca de 50 centros de cultivo de salmónidos ubicados en el seno y el estuario de Reloncaví, Puerto Montt, Chile (figura 6.1), a fin de determinar los patrones de dispersión y los efectos acumulativos que se puedan producir en algunas zonas, debido a la interacción de las sustancias vertidas desde los diferentes centros de cultivo.

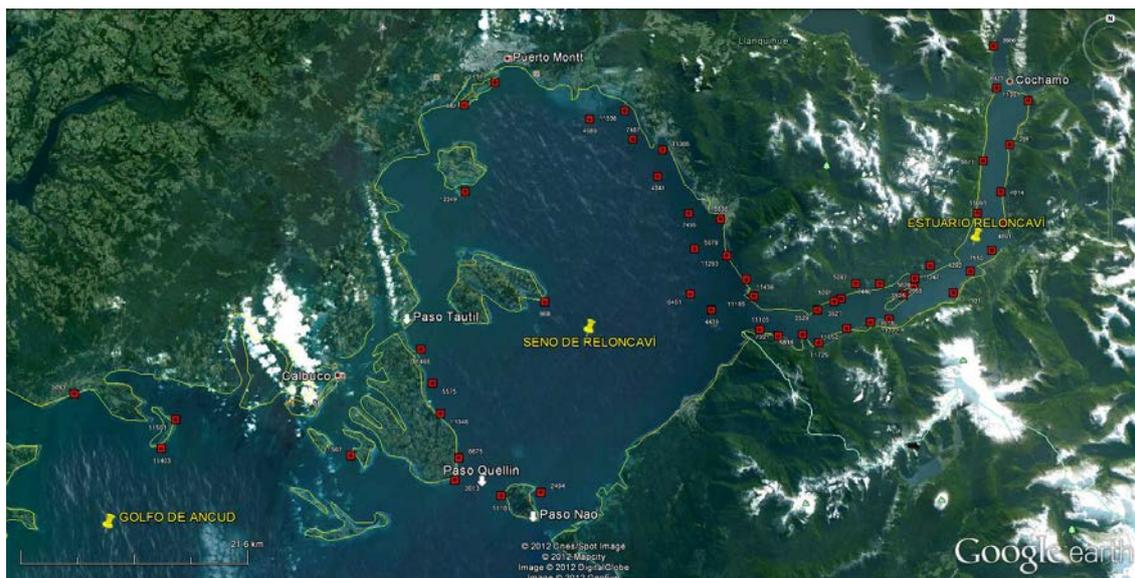


Fig. 6.1

Centros de cultivo intensivo de salmónidos en jaulas flotantes (puntos rojos), en la zona del seno y del estuario de Reloncaví. Elaboración propia, con datos de la Subsecretaría de Pesca, 2012.

Específicamente, se pretende modelizar el vertido y la dispersión de nitrógeno (N) y fósforo (P) disueltos presentes en la orina y excreciones de los salmones, así como del cobre (Cu) disuelto que se encuentra en la pintura antifouling con que se impregnan las redes de las jaulas.

Para lograr esto se está modelando la hidrodinámica de la zona de estudio utilizando Roms y posteriormente se usará el módulo floats para simular la dispersión de la materia disuelta.

Este proyecto puede considerarse como el punto de partida para avanzar con investigaciones en la línea de la Acuicultura Multitrófica Integrada (AMTI), en la cual el cultivo de varias especies de diferentes niveles tróficos pueda contribuir a la disminución de la contaminación y de los impactos producidos por el vertido de materia orgánica y nutrientes en la columna de agua, al ser éstos absorbidos por alguna de las especies cultivadas. Un ejemplo claro de esta posibilidad es el cultivo de macroalgas en las zonas cercanas a las piscifactorías, para que la gran cantidad de nutrientes disueltos provenientes de las jaulas sean en parte absorbidos por las algas, mejorando con esto su desarrollo y disminuyendo la contaminación de las aguas (figura 6.2).

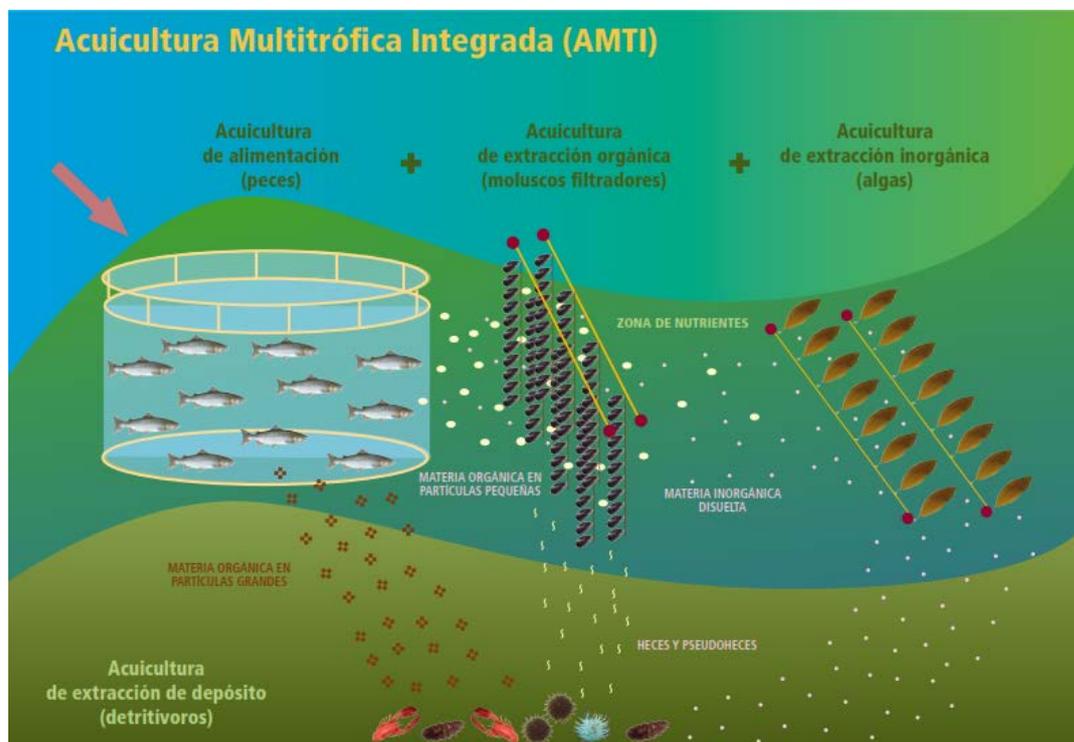


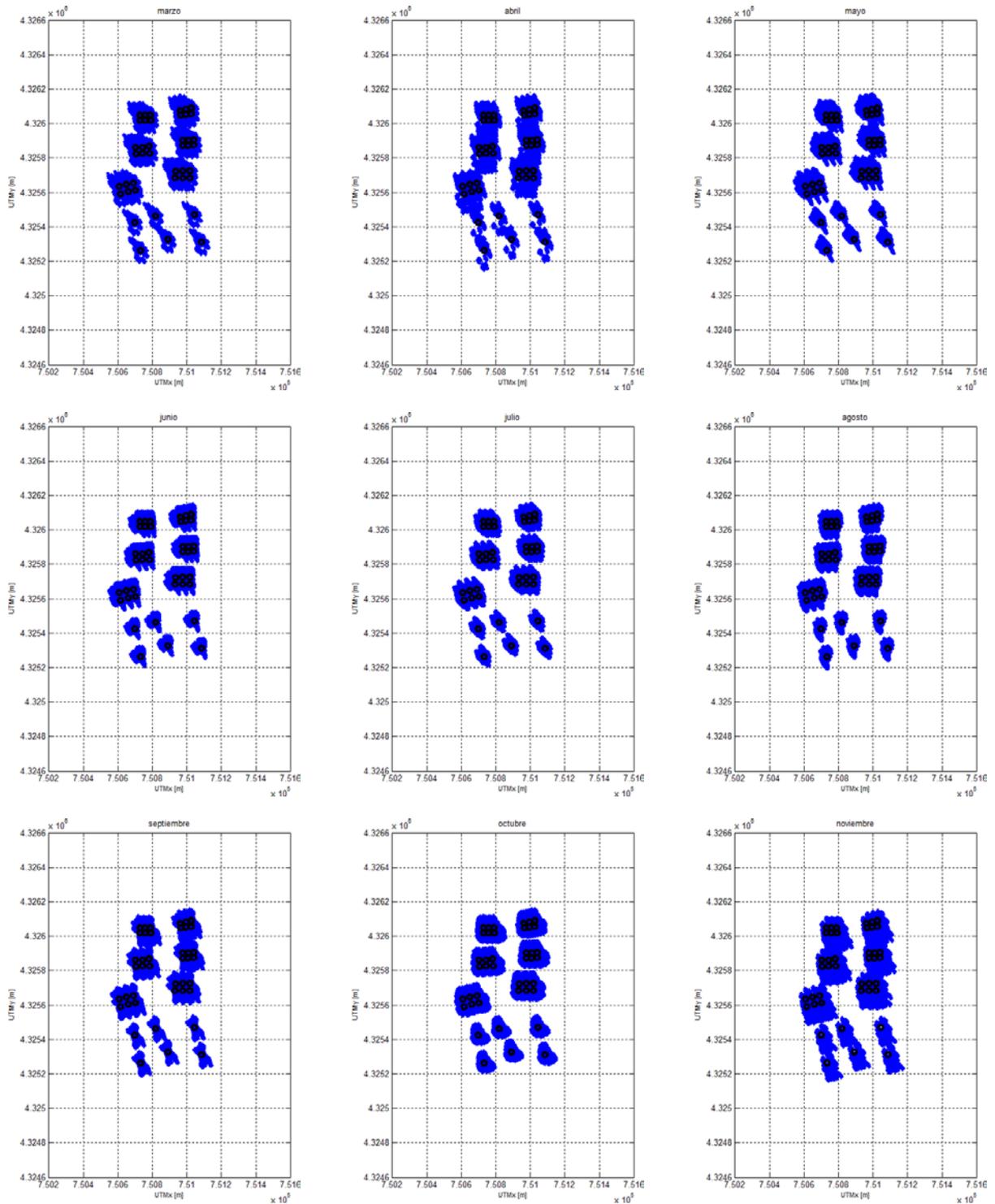
Fig. 6.2 Esquema conceptual de un sistema de acuicultura multitrófica integrada. (Extraído del sitio web del Centro de Investigaciones Marinas de Galicia).

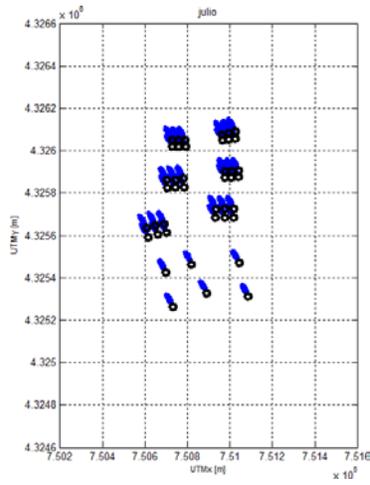
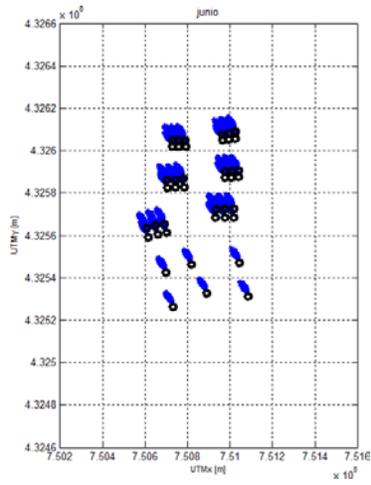
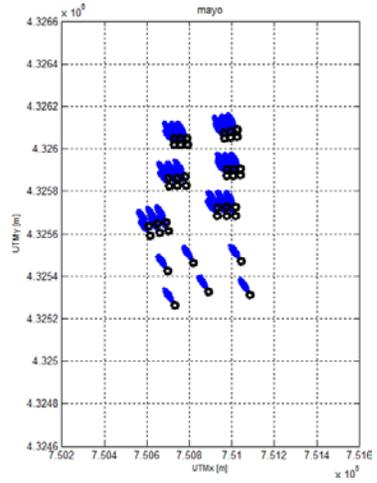
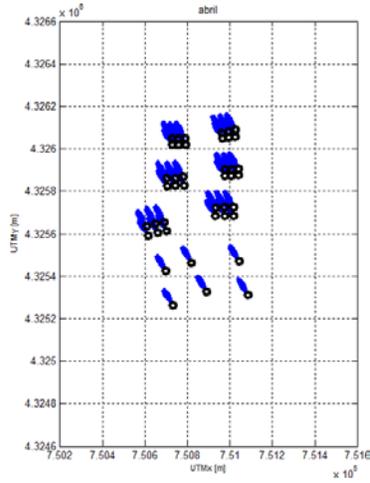
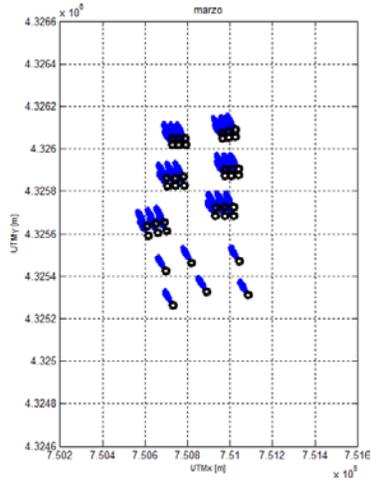
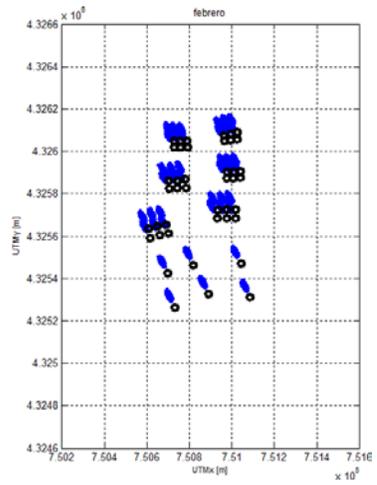
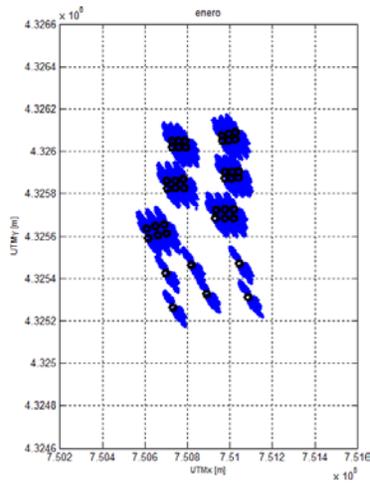
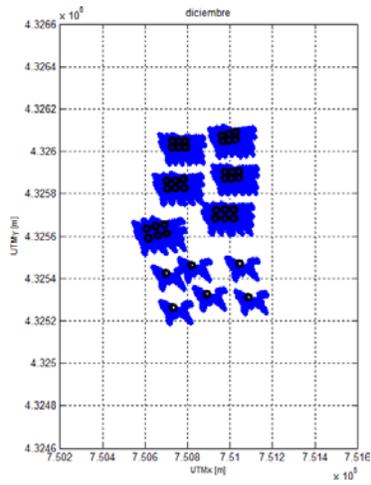
Sin embargo, para que un planteamiento como este se pueda desarrollar eficientemente, se requiere conocer con mucha precisión no solo los valores puntuales de las concentraciones,

que pueden ser obtenidos con mediciones *in situ*, sino también los flujos de nutrientes en las zonas de cultivo.

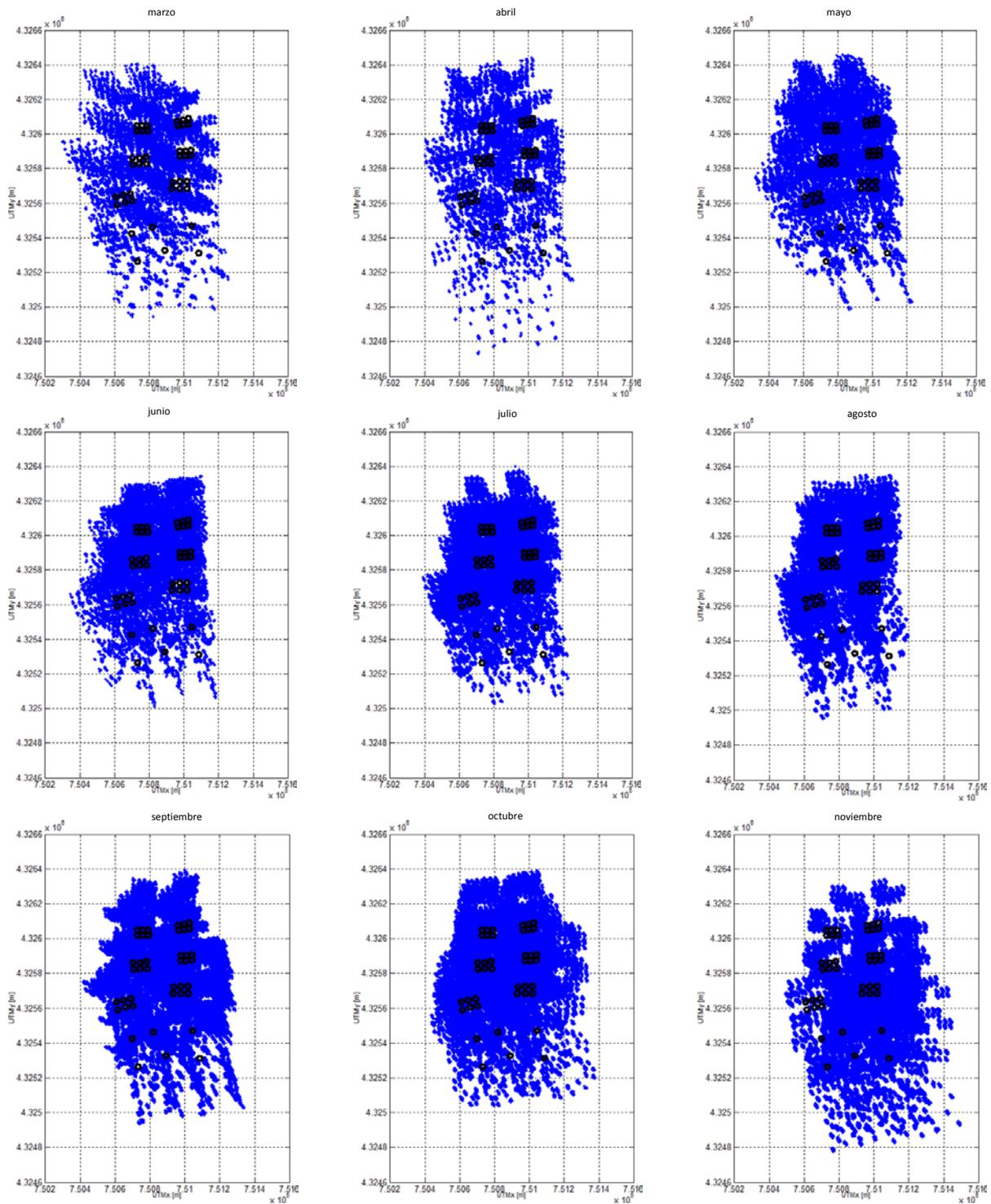
ANEXOS

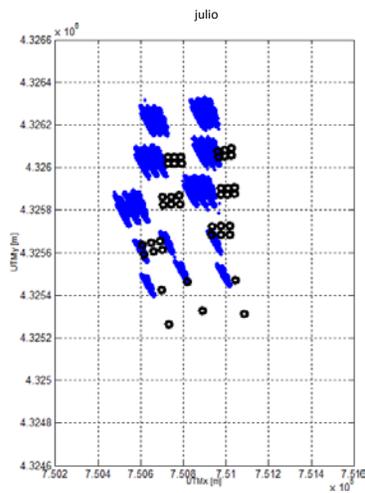
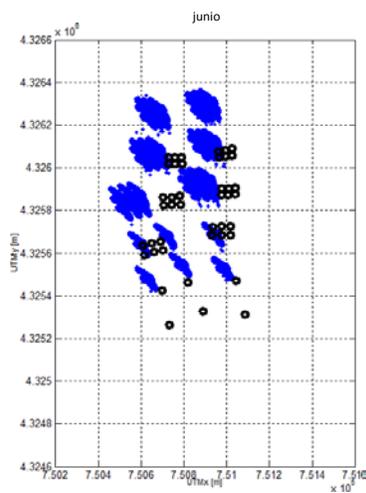
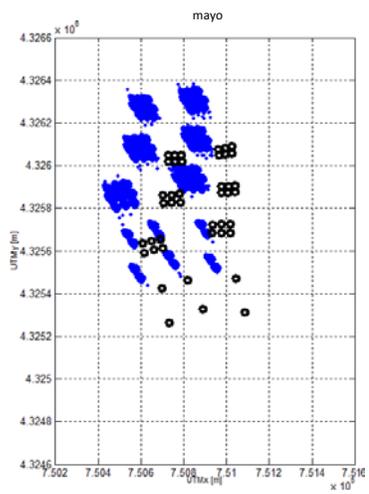
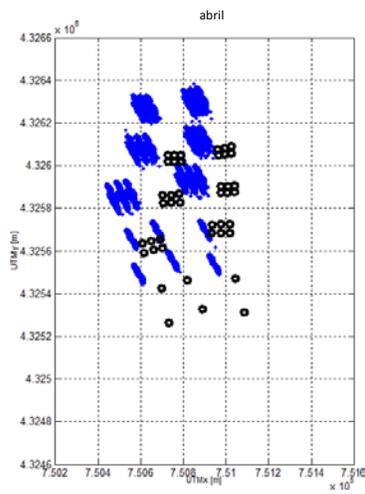
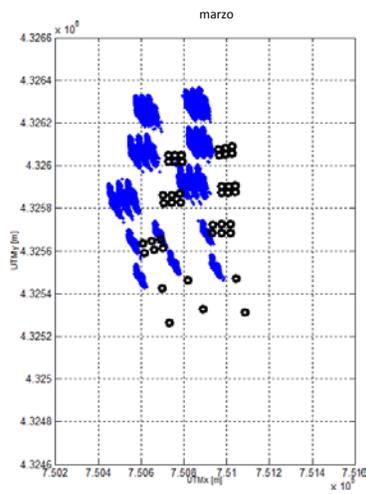
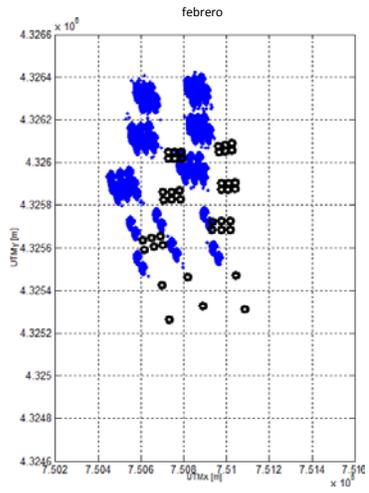
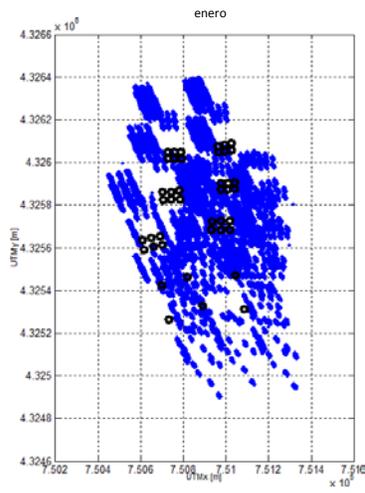
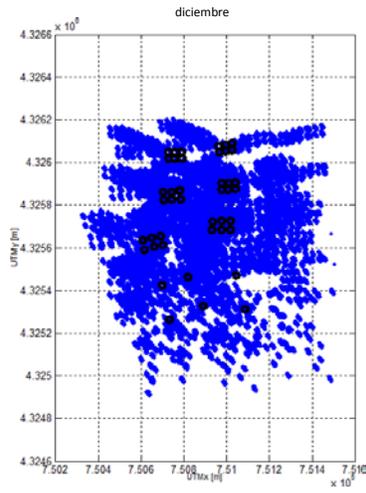
A1 Patrón de dispersión de las partículas que representan el alimento no comido. Resultados mensuales independientes.



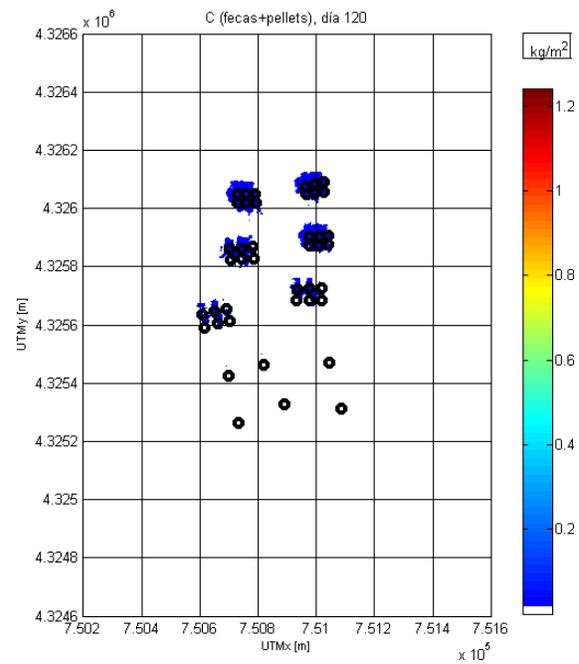
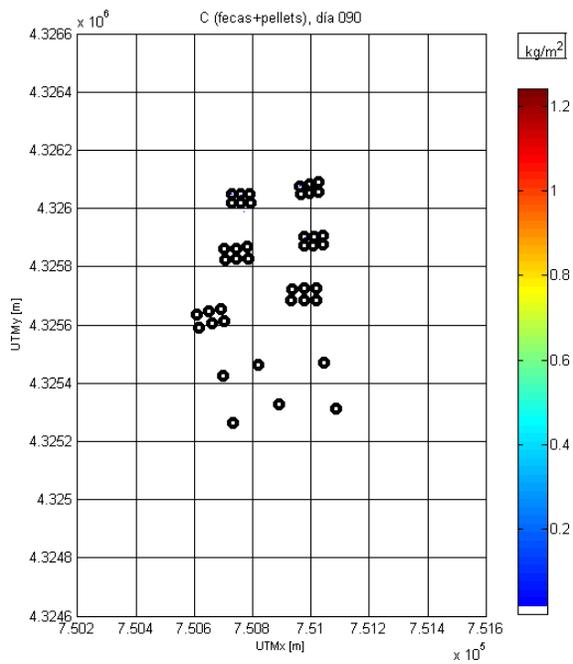
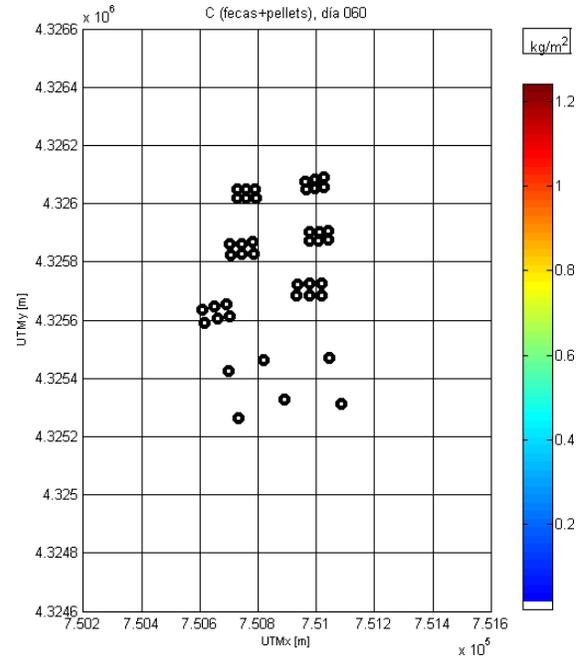
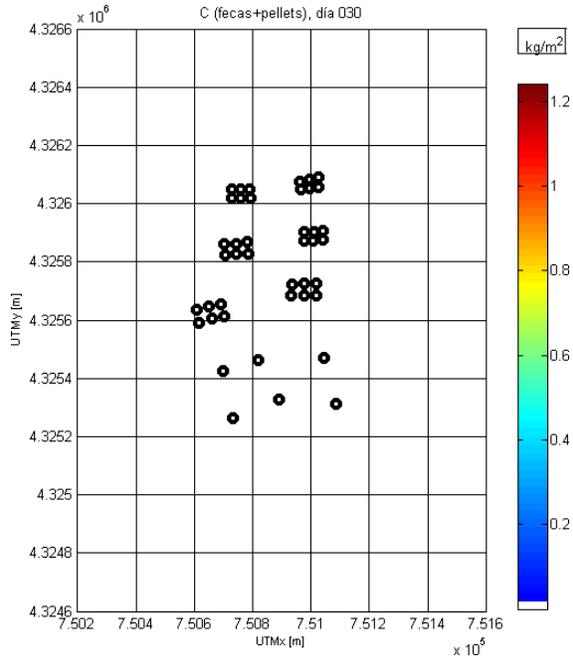


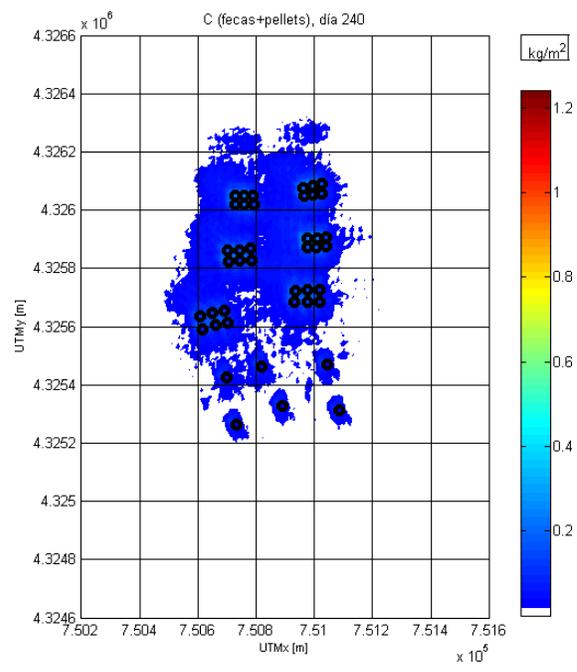
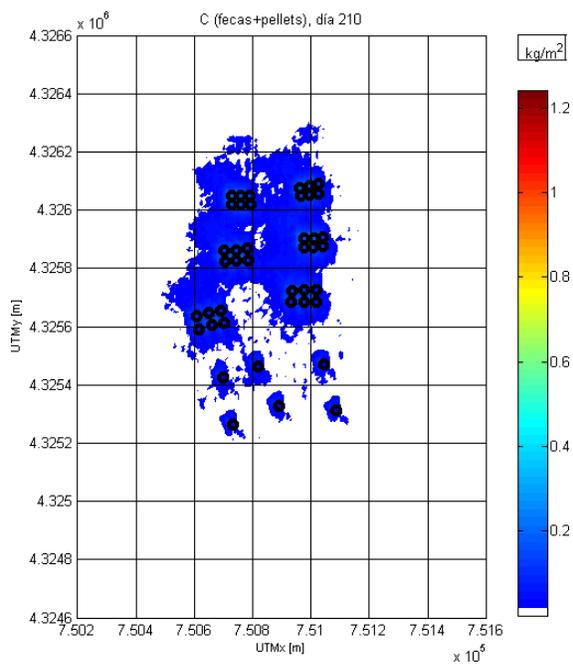
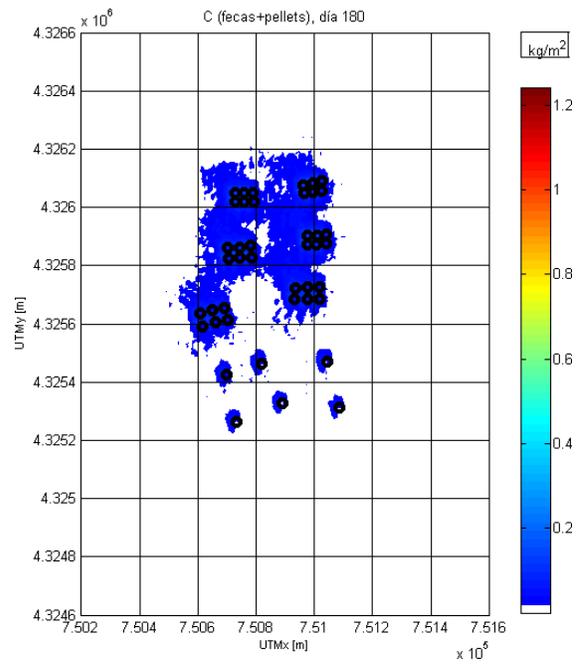
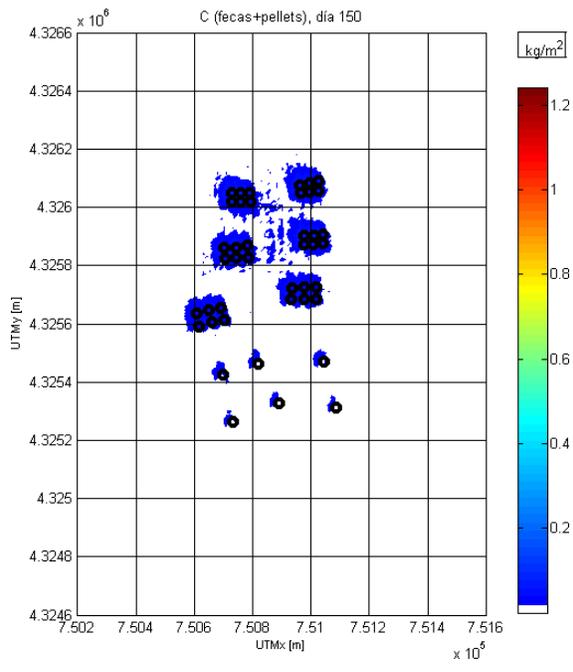
A2 Patrón de dispersión de las partículas que representan las fecas. Resultados mensuales independientes.

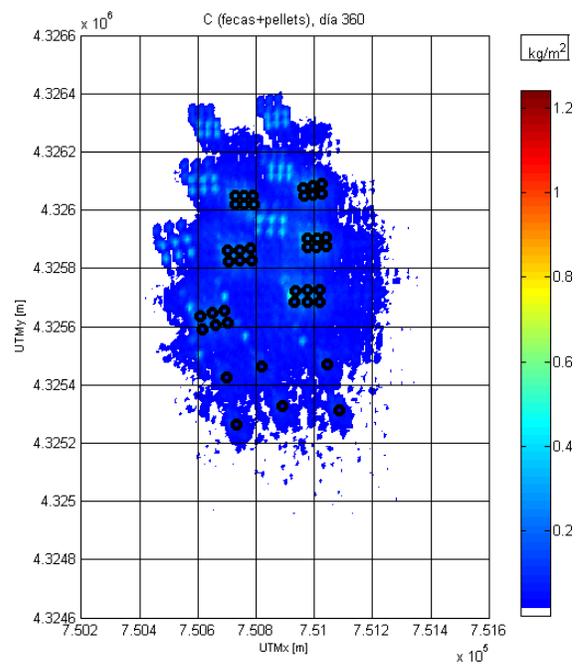
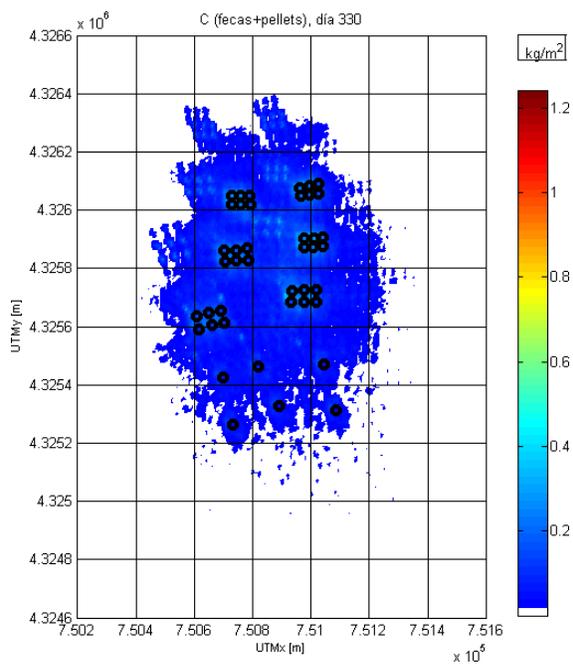
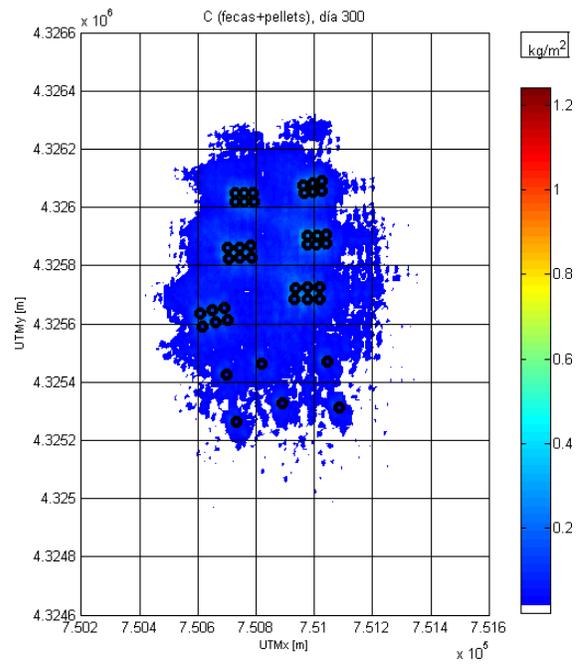
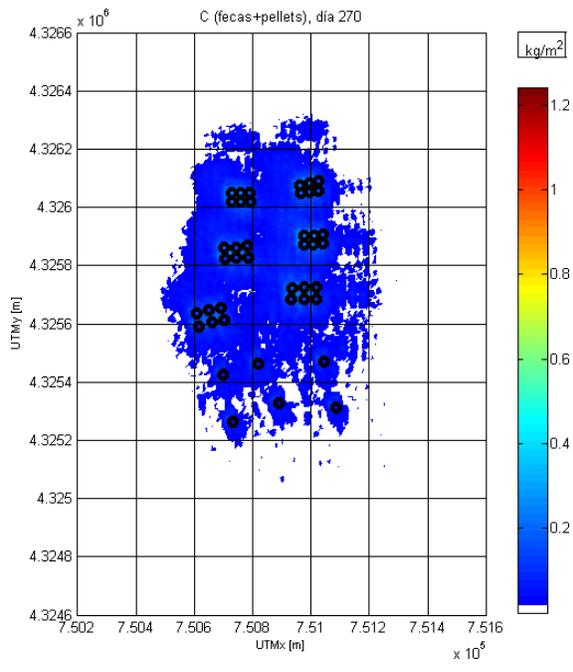


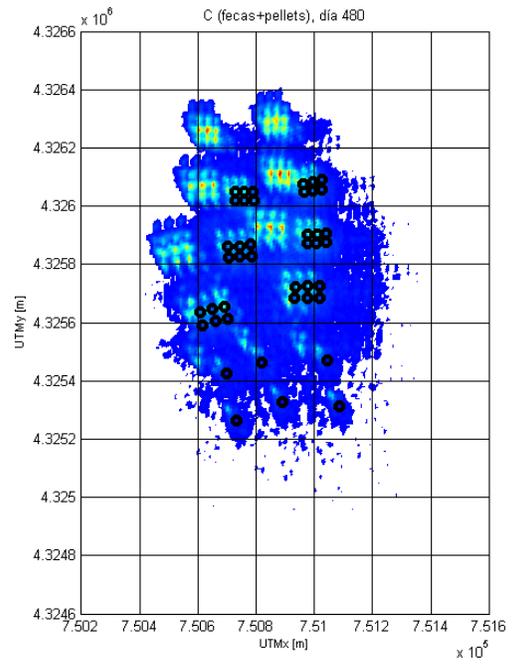
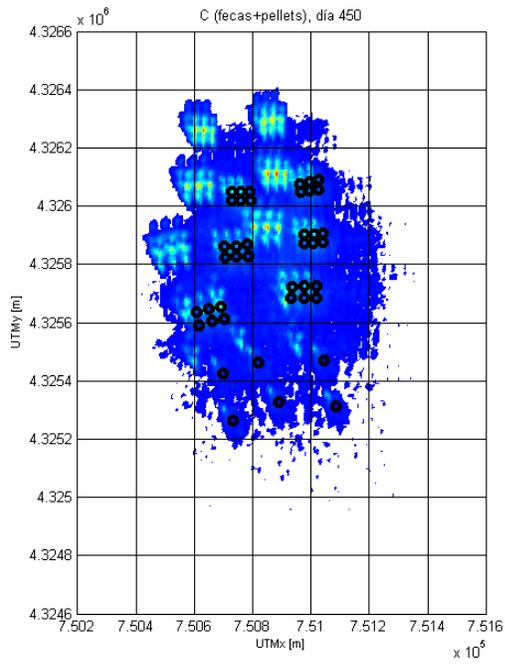
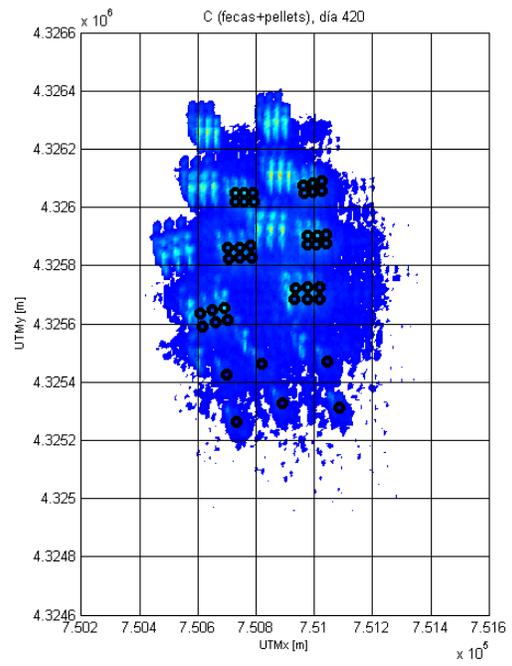
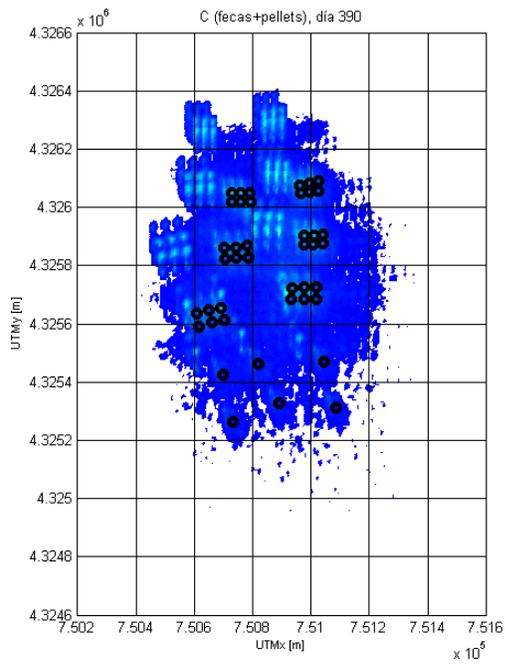


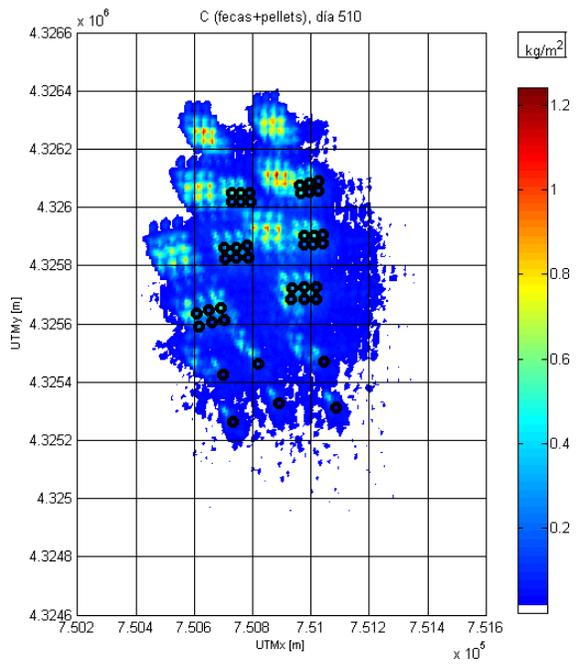
B1 Concentración de Carbono utilizando una escala fija. Resultados mensuales acumulados.



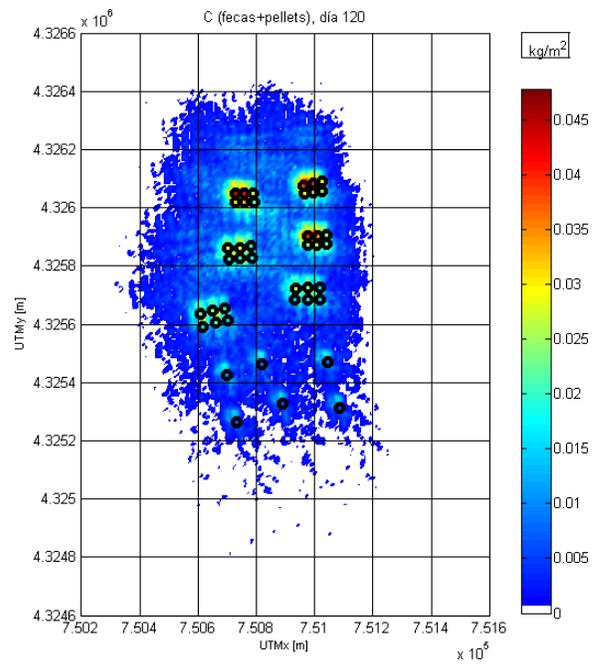
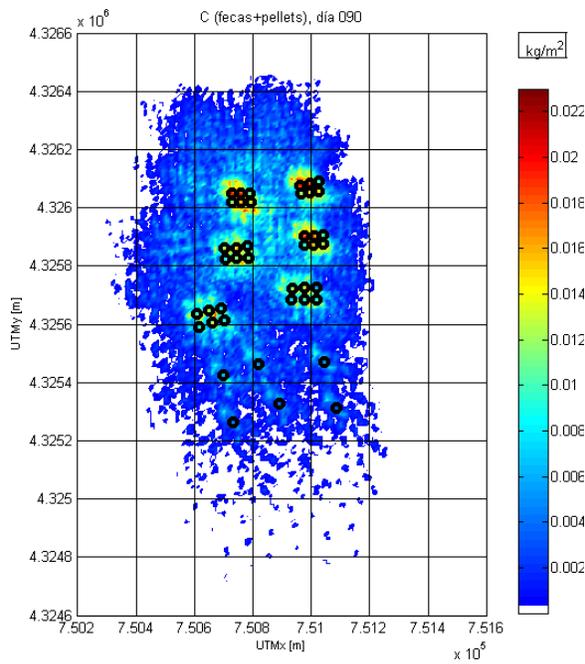
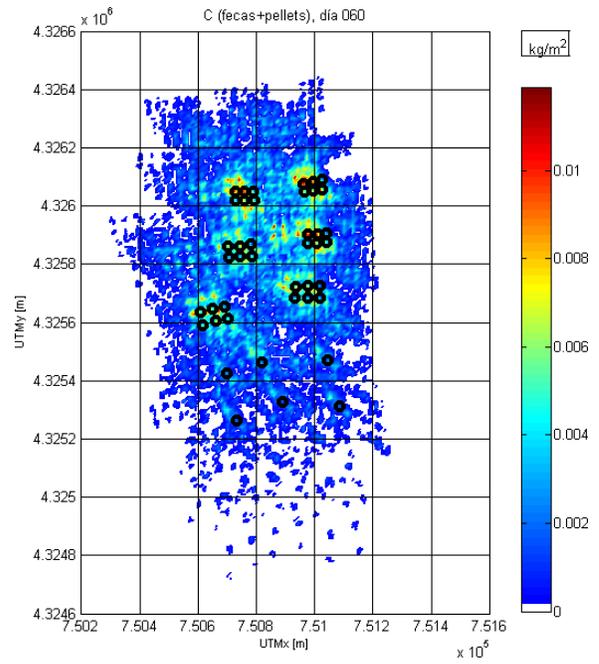
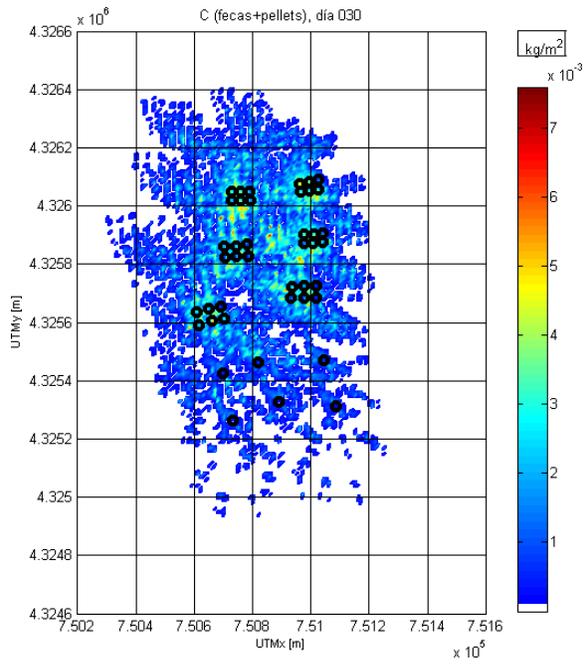


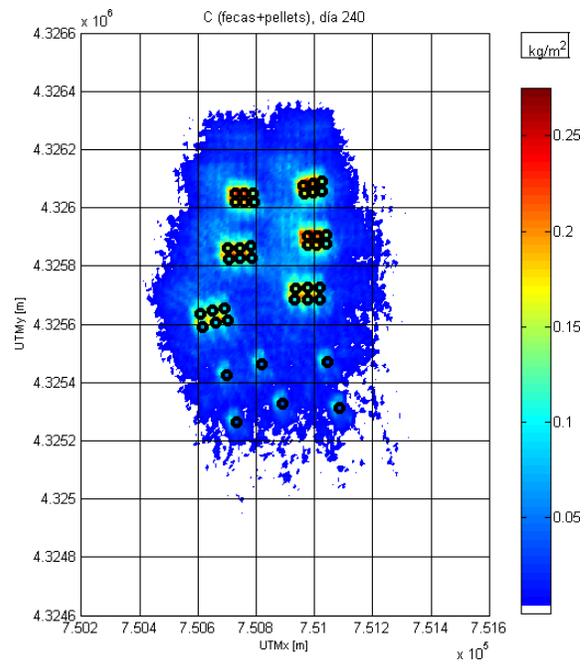
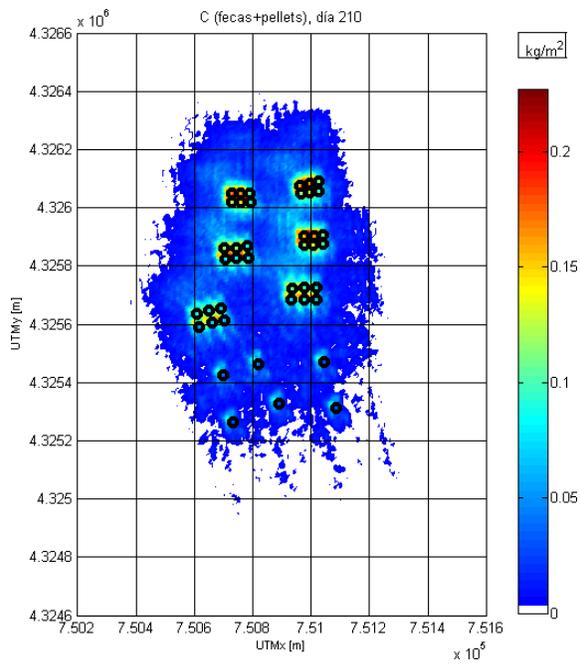
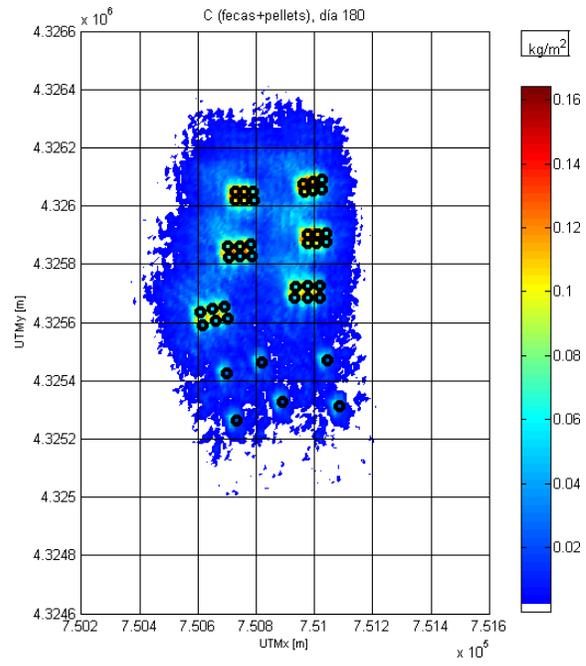
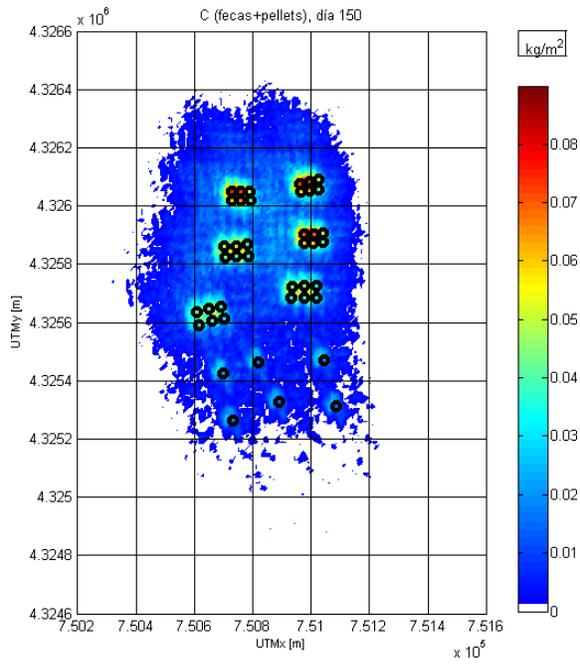


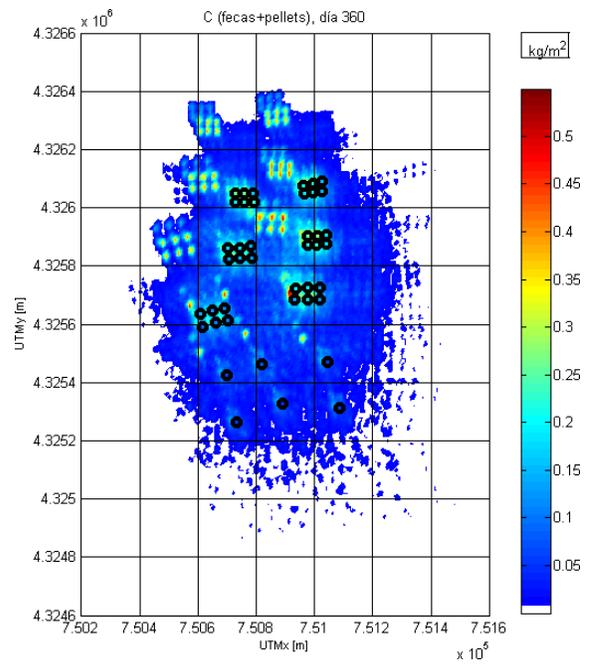
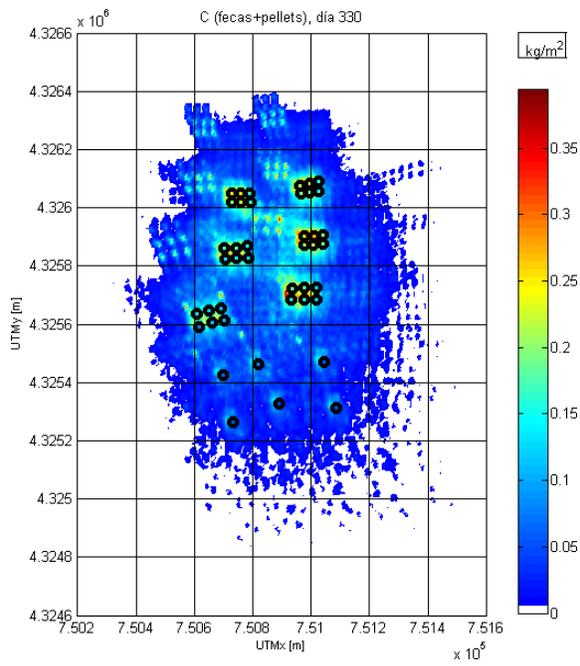
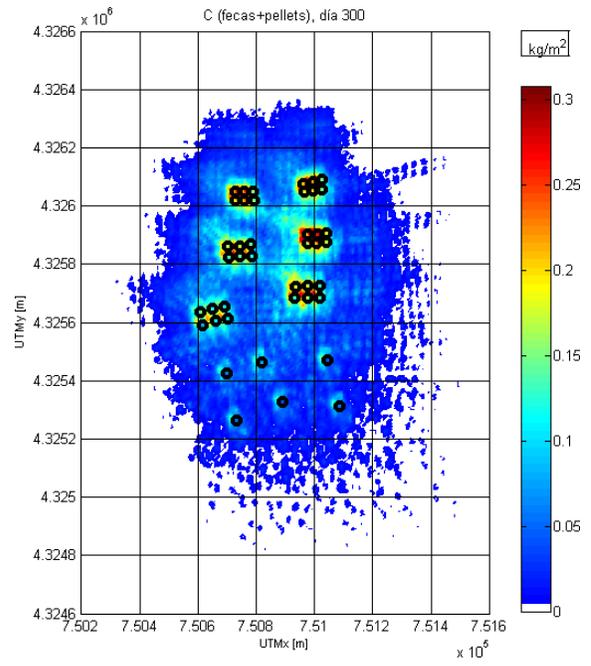
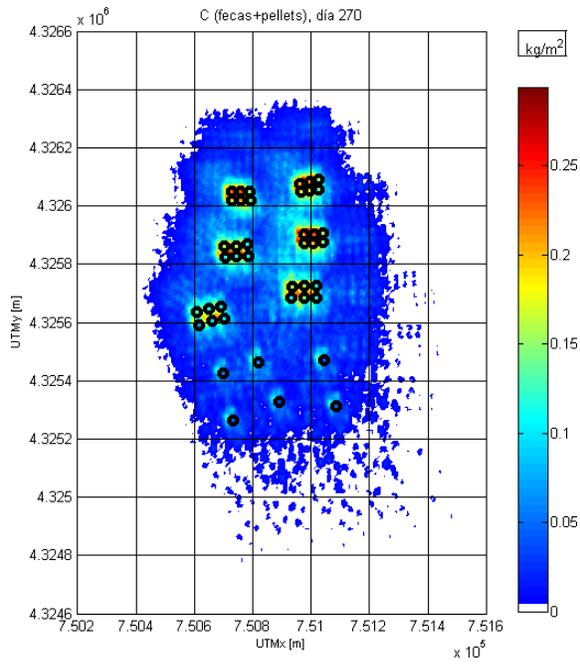


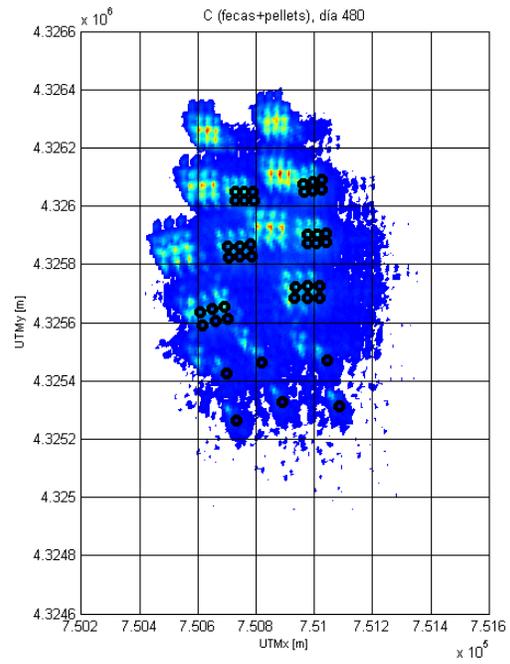
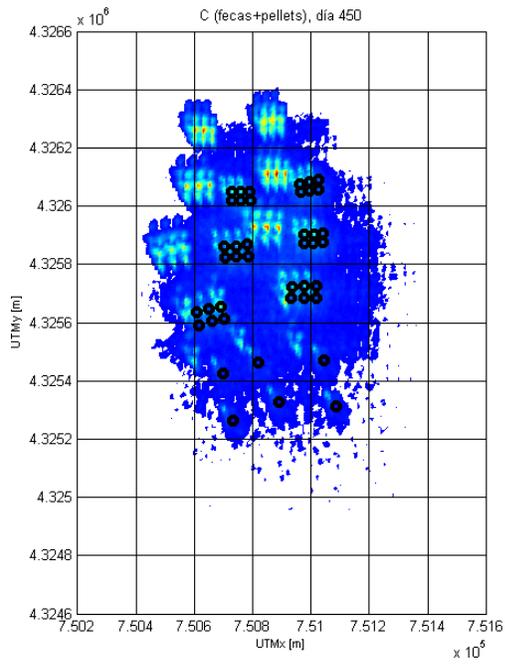
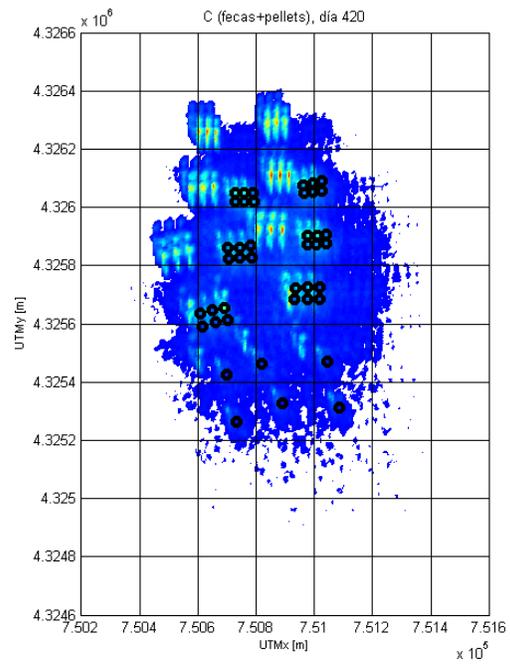
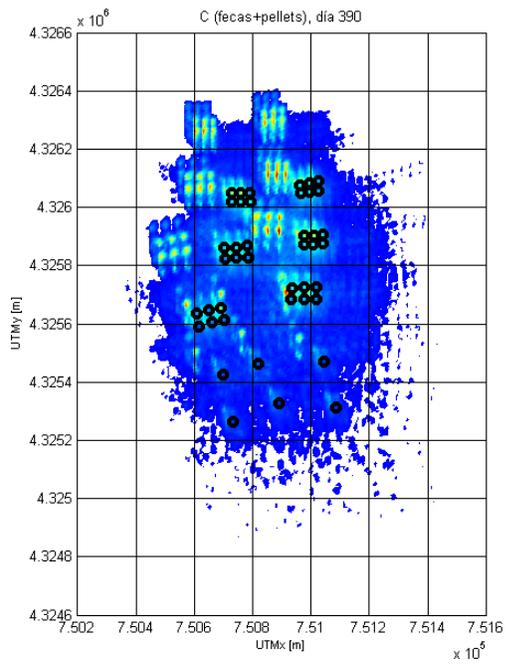


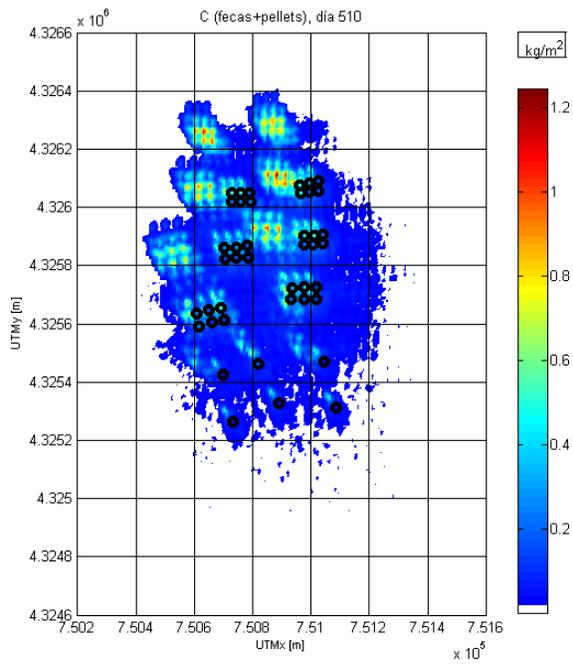
B2 Concentración de Carbono utilizando autoescala. Resultados mensuales acumulados.



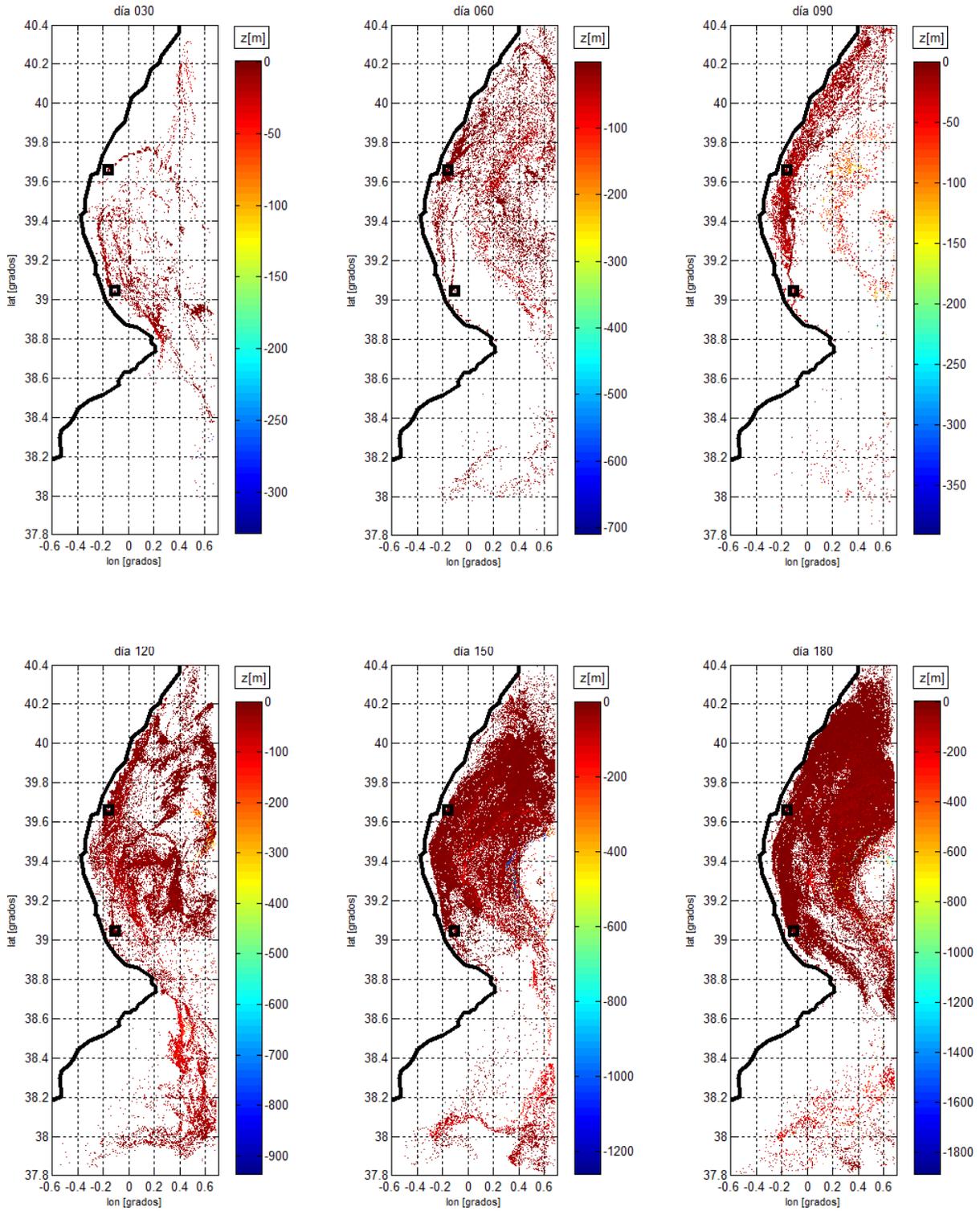


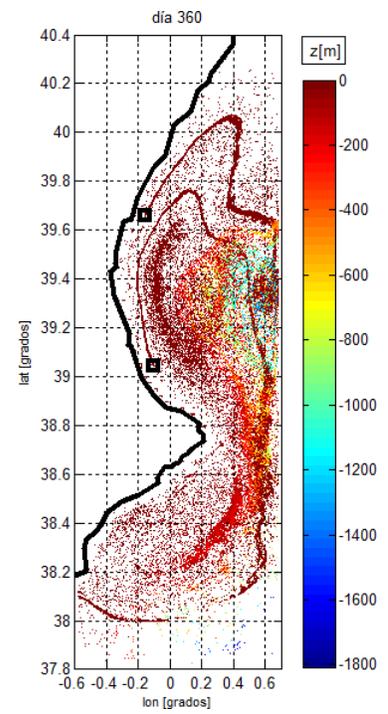
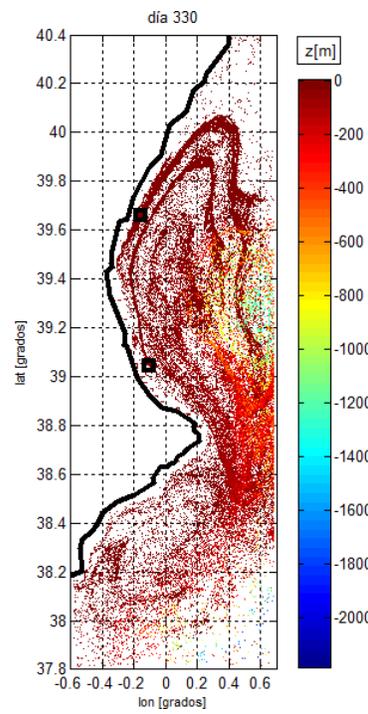
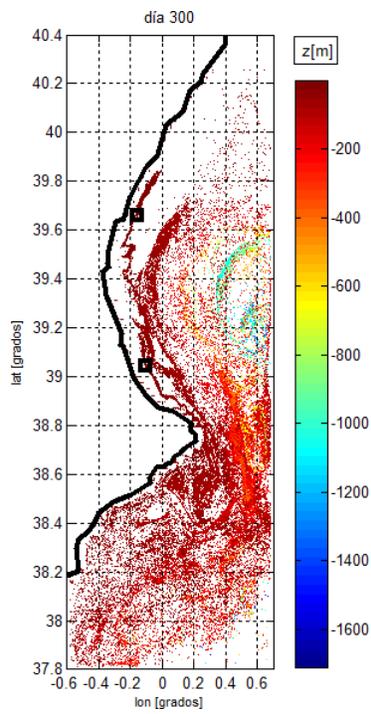
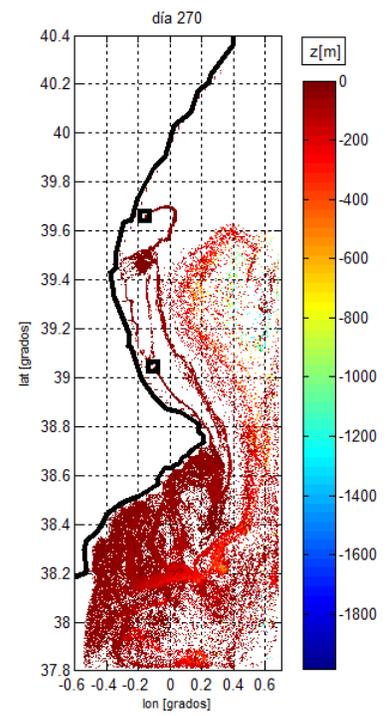
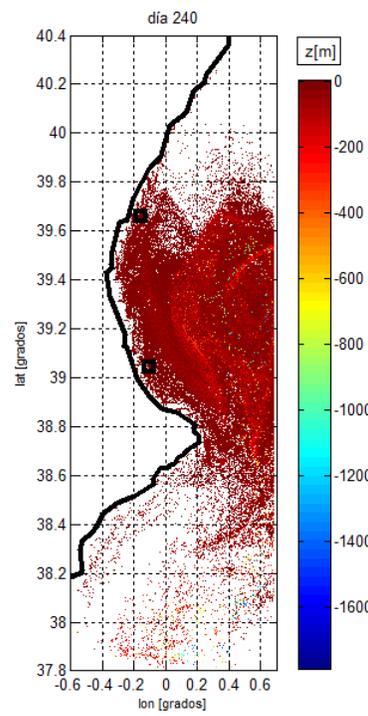
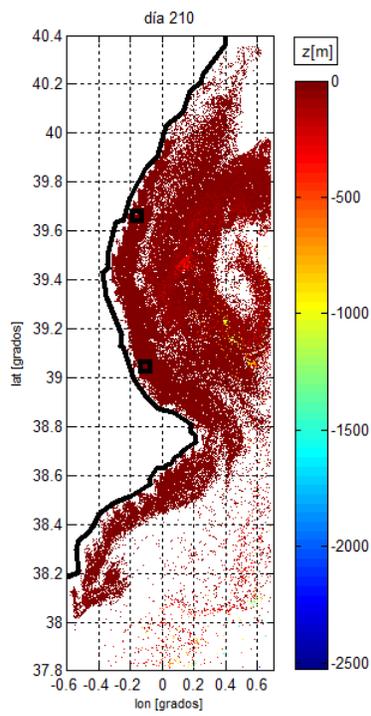


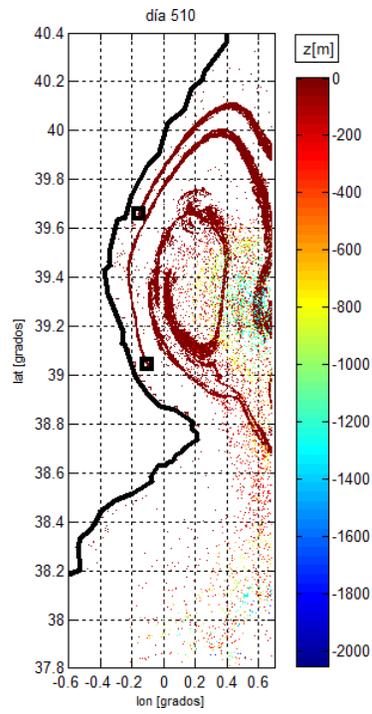
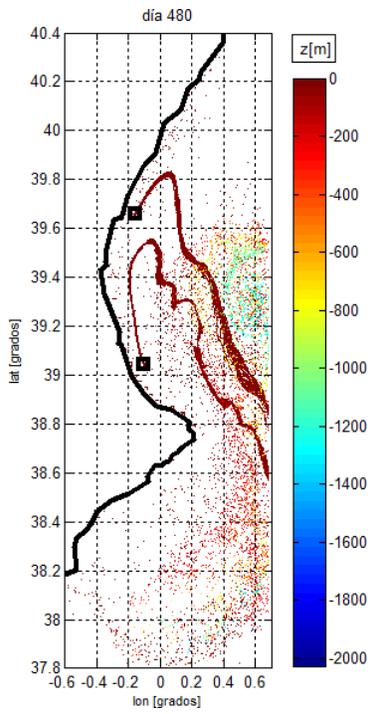
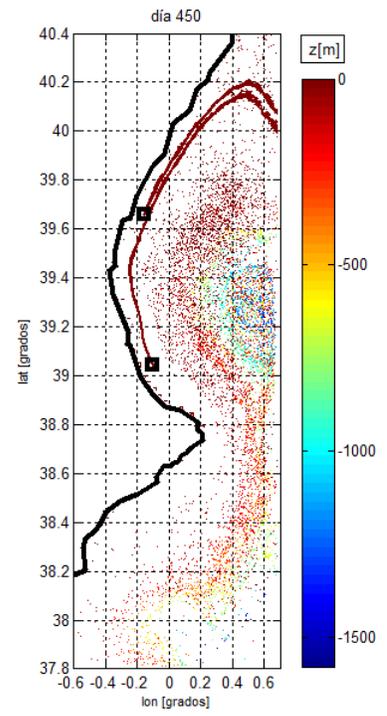
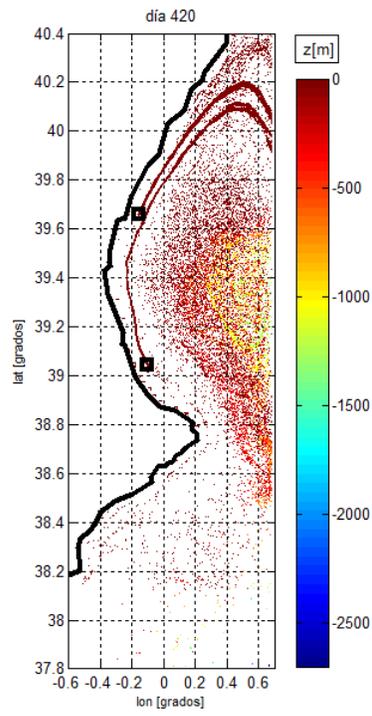
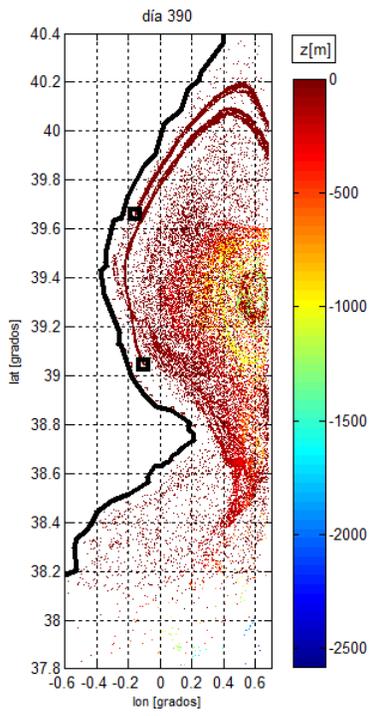




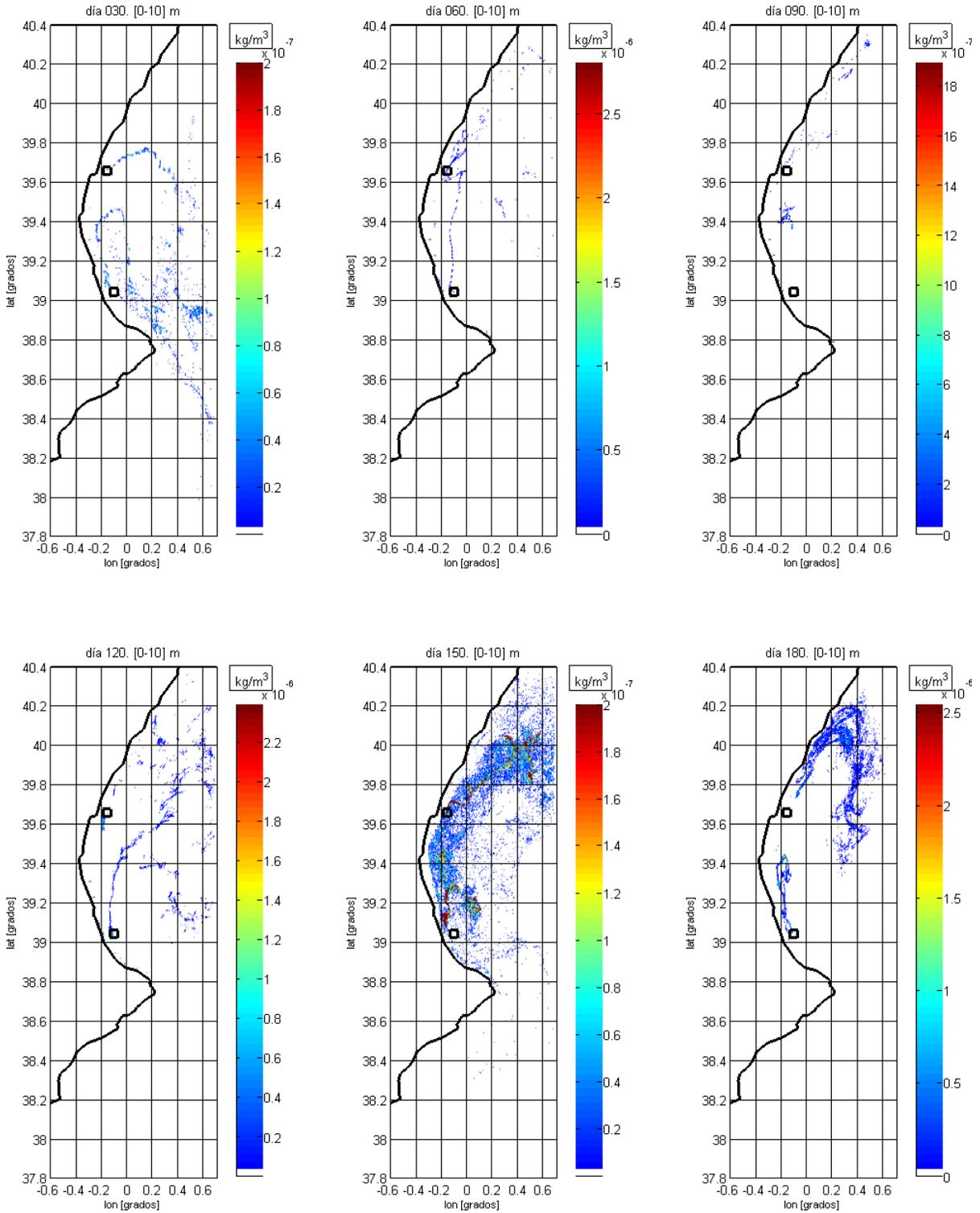
C1 Patrón de dispersión de N y P disueltos para los 17 meses de cultivo.

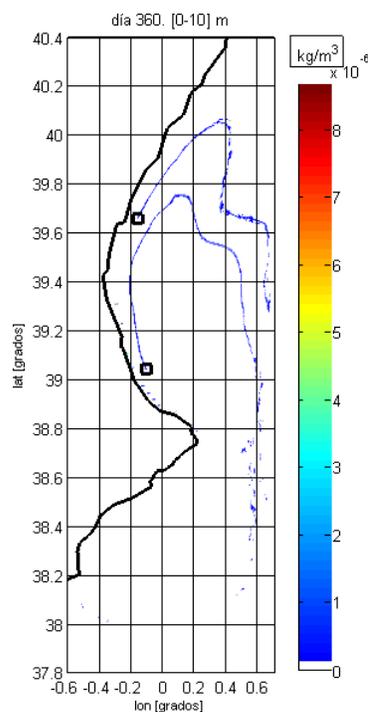
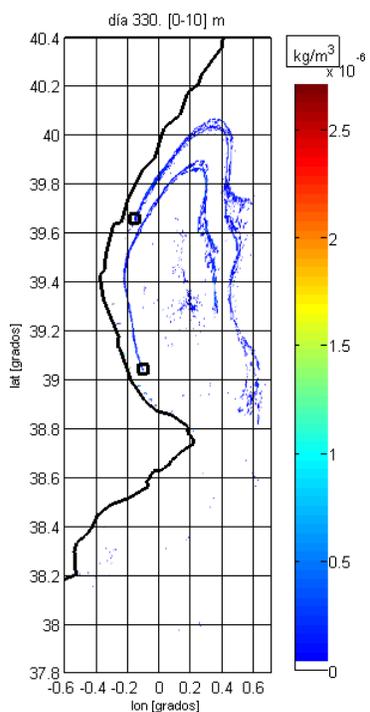
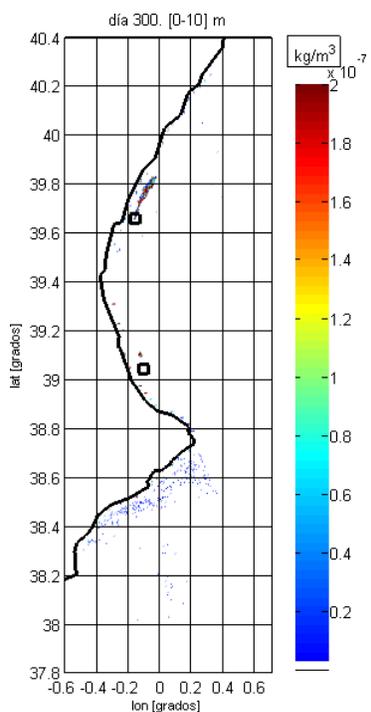
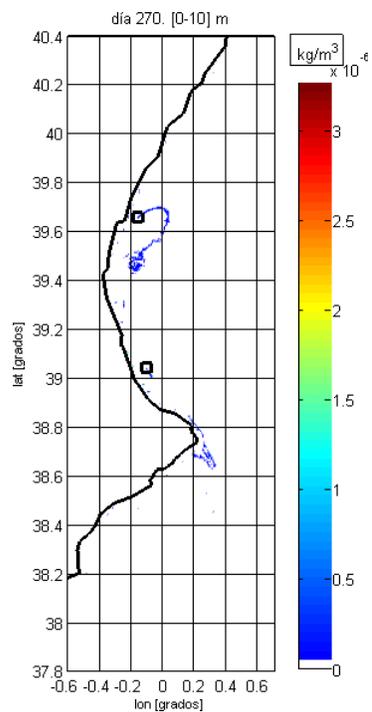
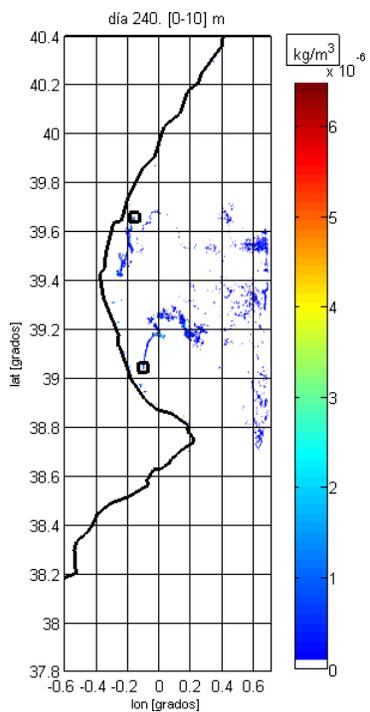
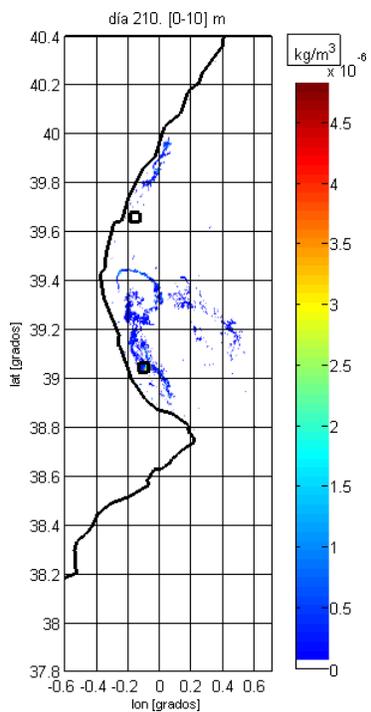


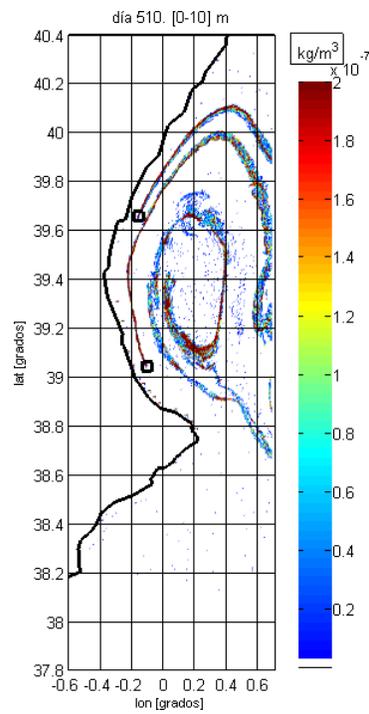
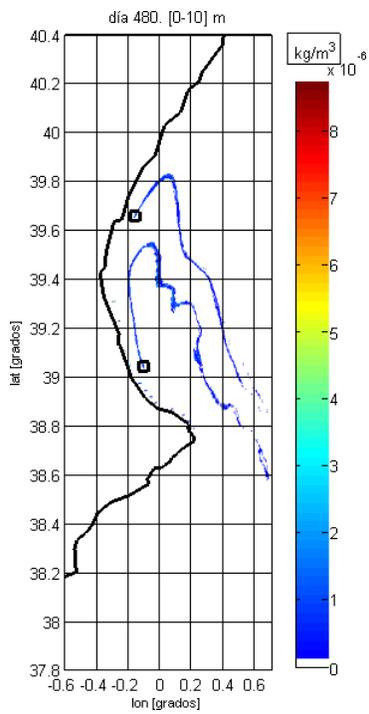
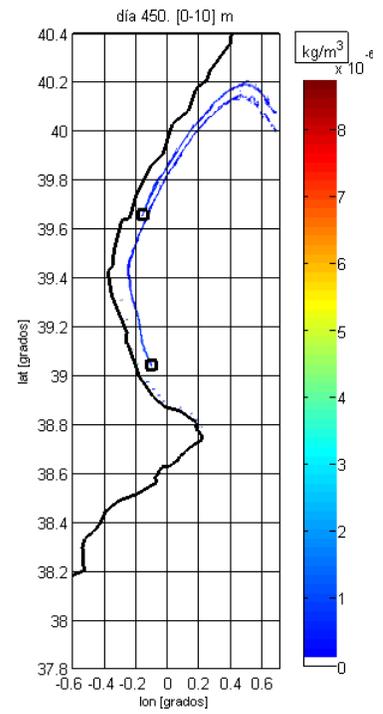
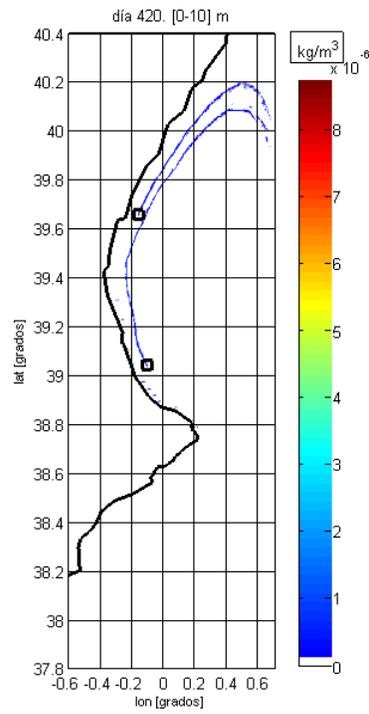
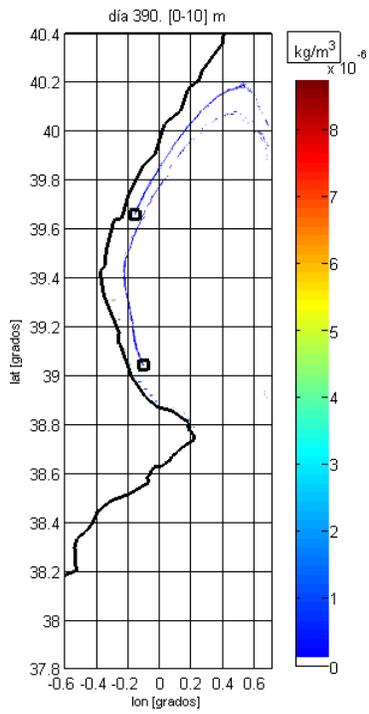




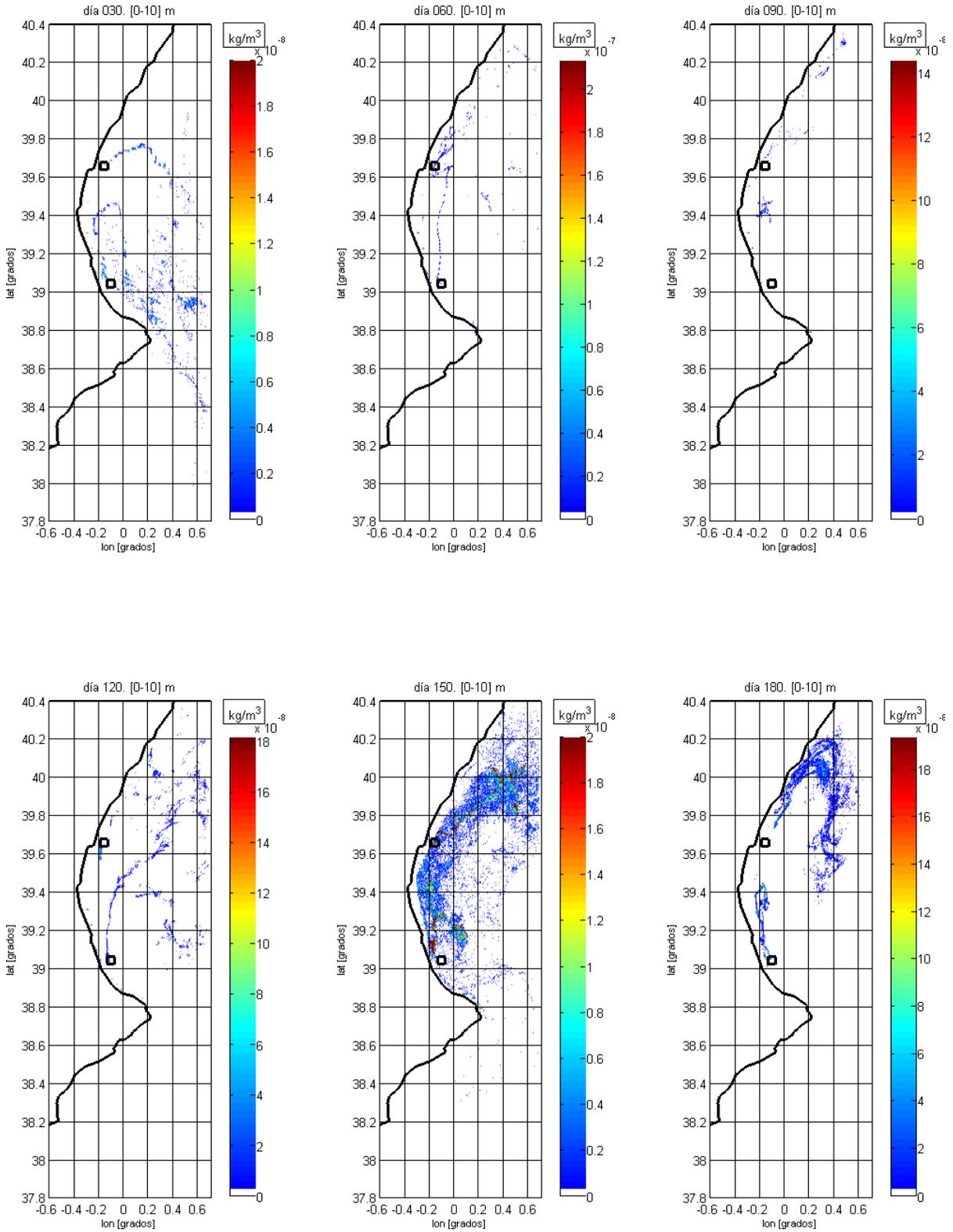
D1 Concentración de nitrógeno disuelto para los 17 meses de cultivo.

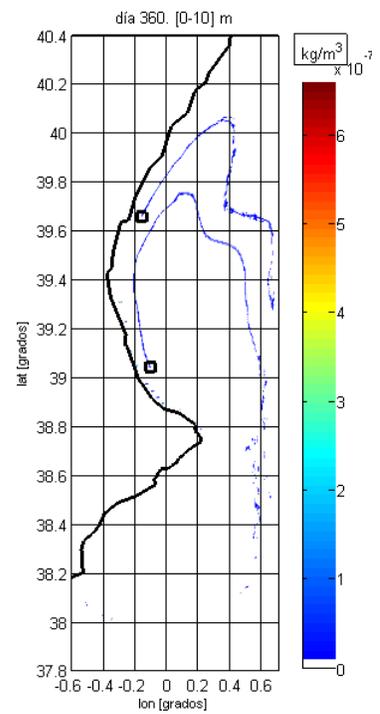
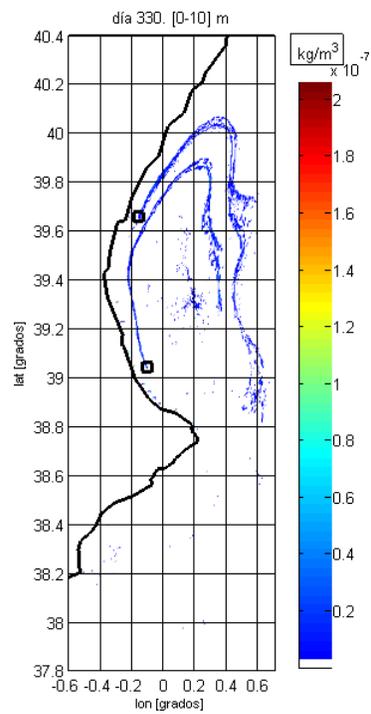
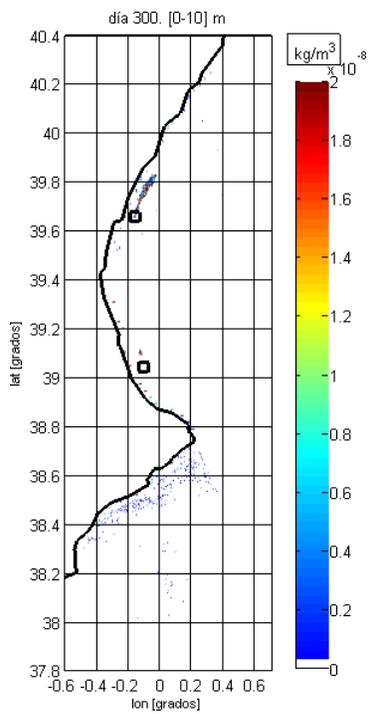
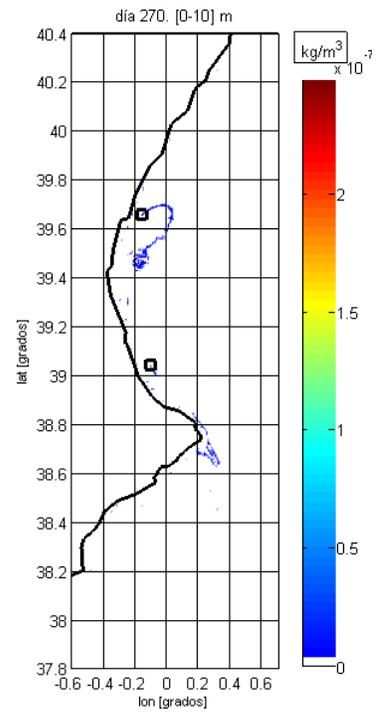
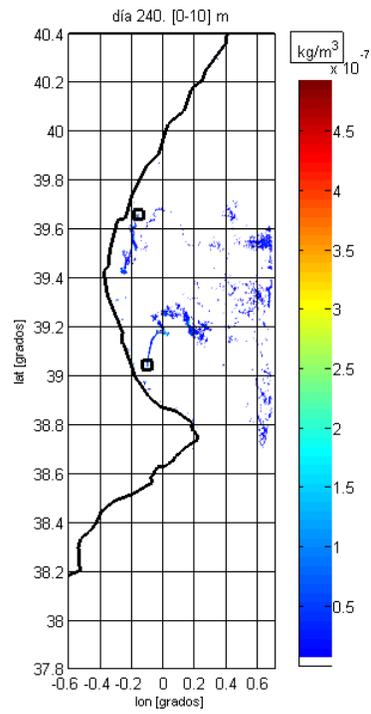
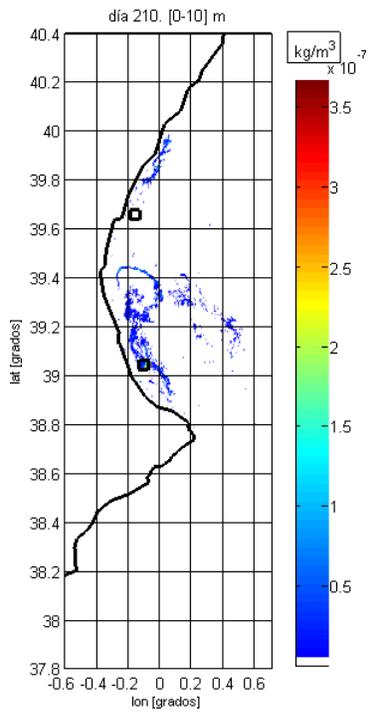


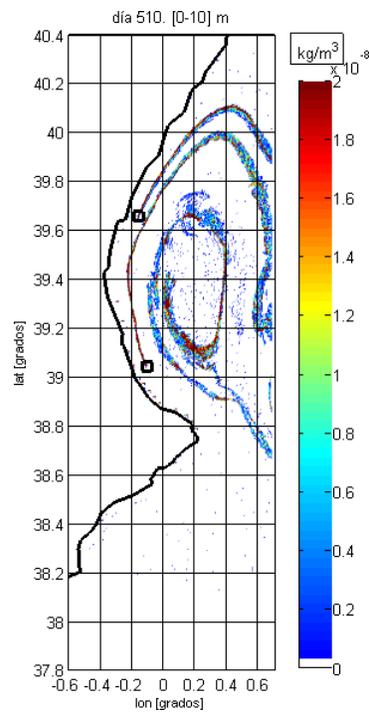
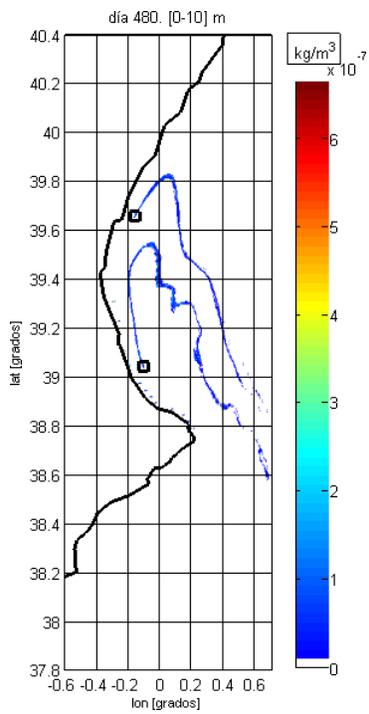
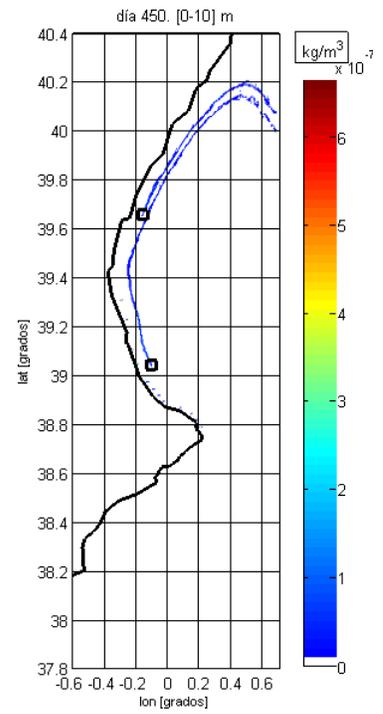
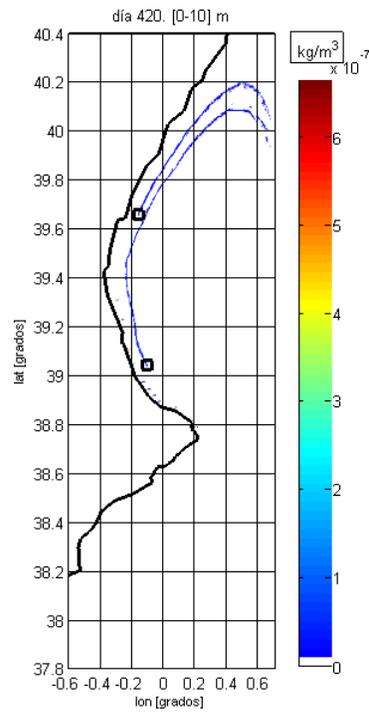
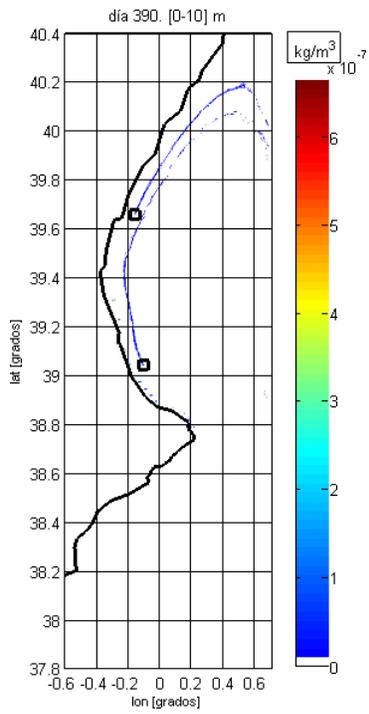




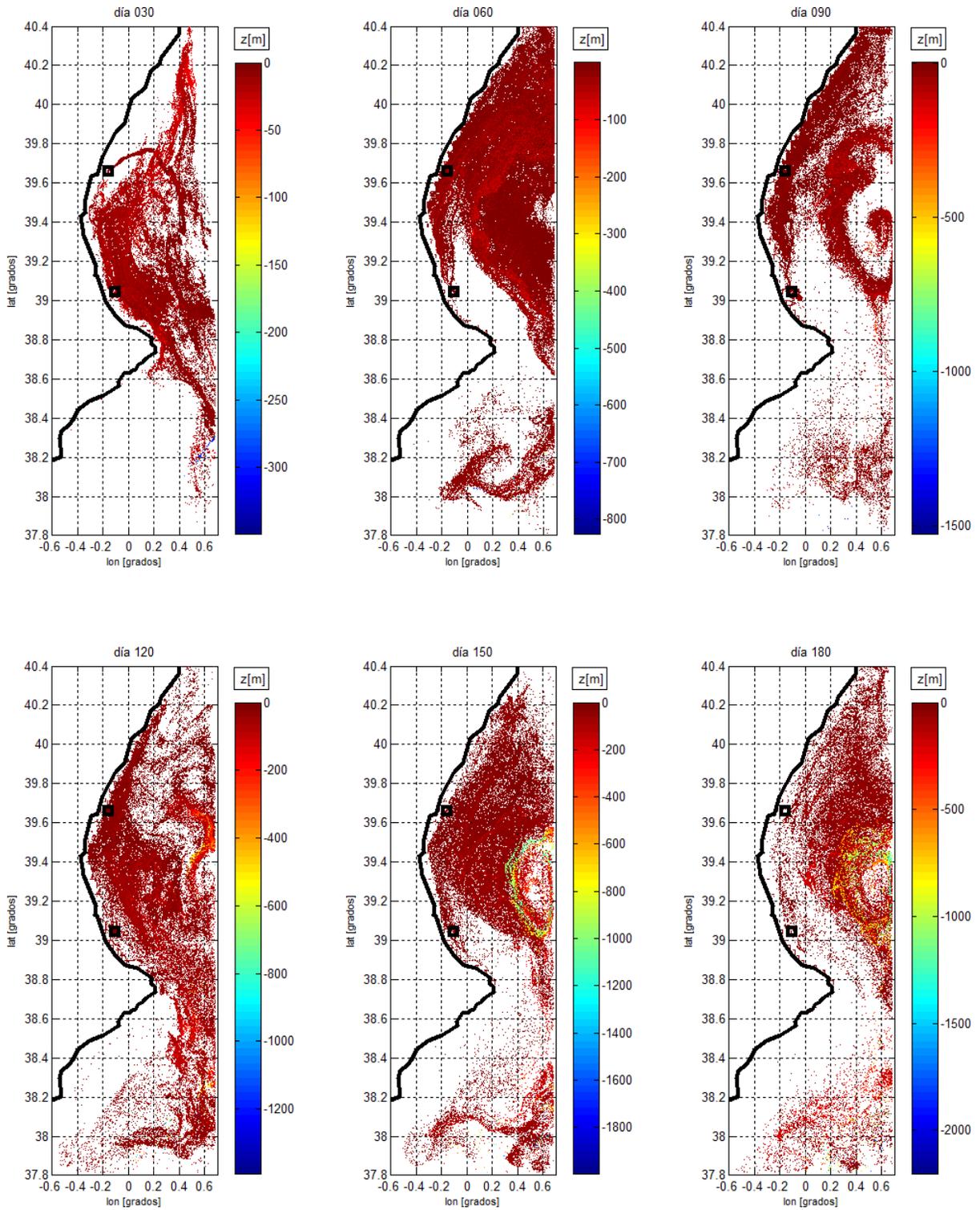
D2 Concentración de fósforo disuelto para los 17 meses de cultivo.

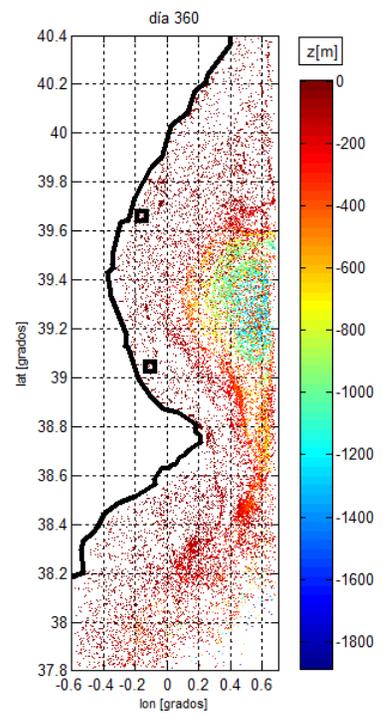
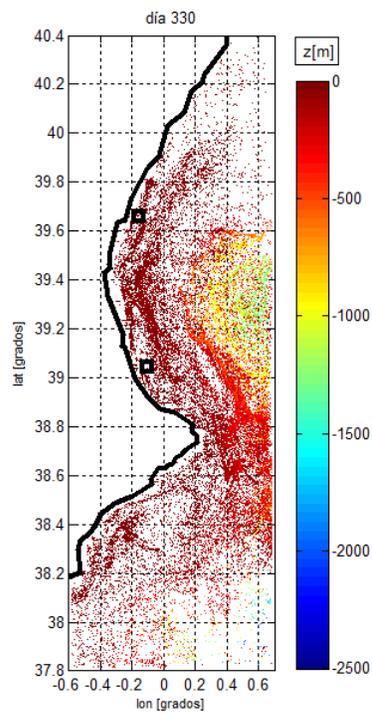
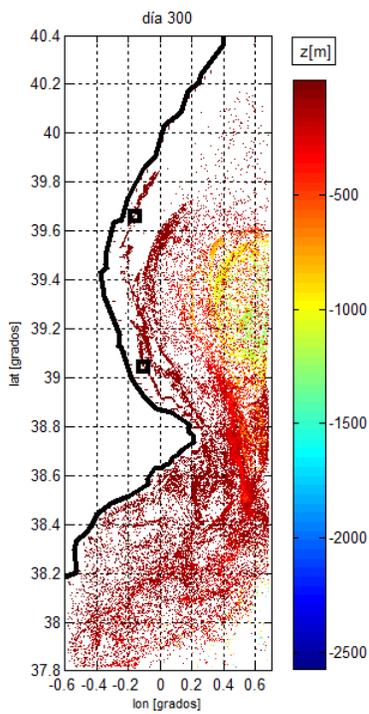
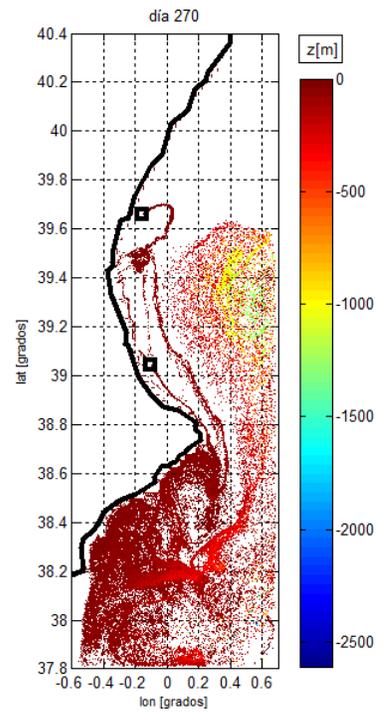
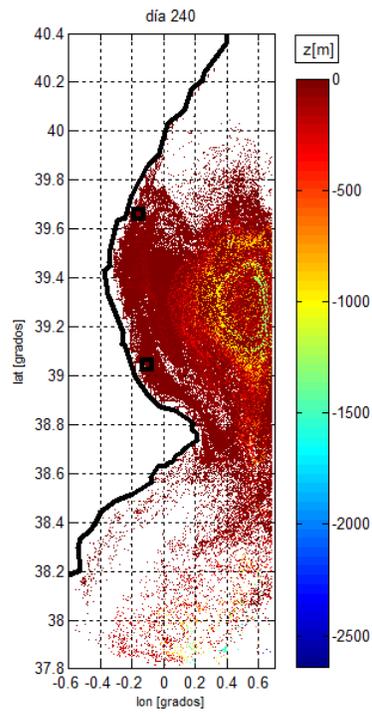
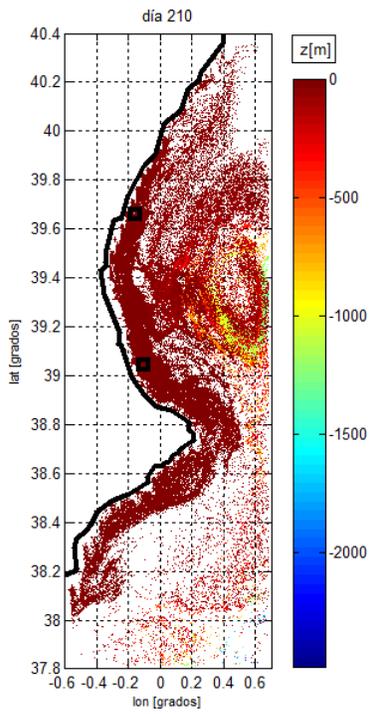


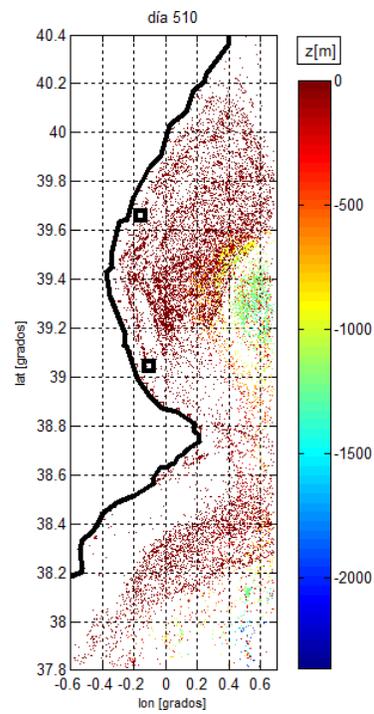
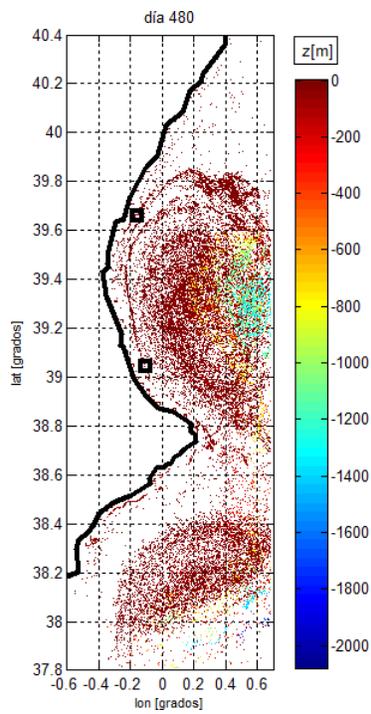
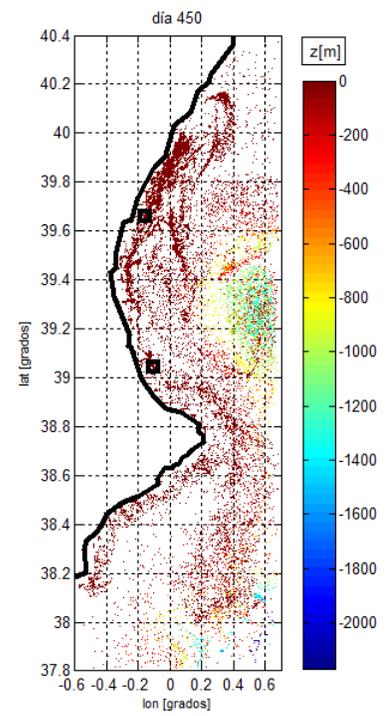
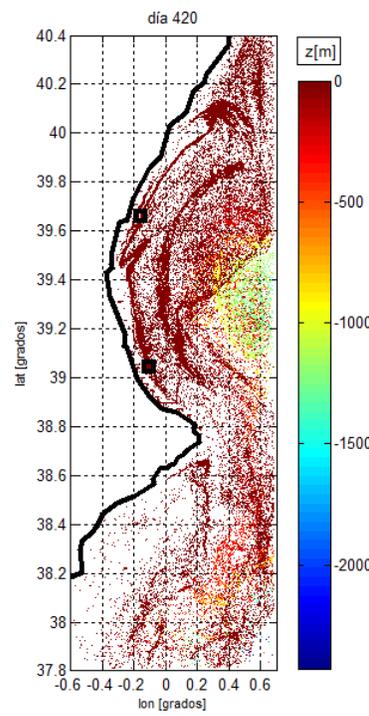
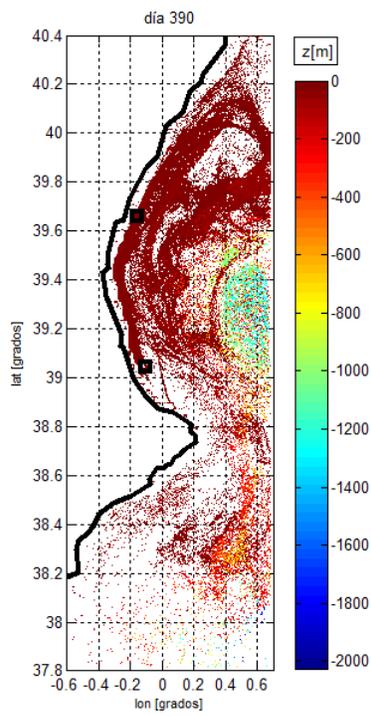




E1 Patrón de dispersión de Cu disuelto vertido a tasa exponencial para los 17 meses de cultivo.







F1 Patrón de dispersión de Cu disuelto vertido a tasa constante para los 17 meses de cultivo.

