

Modeling the benthic loading of particulate wastes from a gilthead seabream (*Sparus aurata*) farm during a complete rearing cycle

Modelización del impacto bentónico de los residuos particulados provenientes de una granja de doradas (*Sparus aurata*) durante un ciclo completo de cultivo

Marc Mestres^{1,2}, Wilson Chaperón³, Joan Pau Sierra^{1,2}

¹ Centre Internacional d'Investigació dels Recursos Costaners (CIIRC), c/ Jordi Girona 1-3, Mòdul D1, 08034 Barcelona, Spain.

² Laboratori d'Enginyeria Marítima (LIM-UPC), Universitat Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech, c/ Jordi Girona 1-3, Mòdul D1, 08034 Barcelona, Spain.

³ Universidad de Los Lagos (ULAGOS), Camino Chiquihue Km. 6, Puerto Montt, Chile.

* Corresponding author. E-mail: mmestresridge@gmail.com

ABSTRACT. The relationship between aquaculture activities and water quality plays an important role in determining the volume and quality of production as well as the impact of aquaculture on the aquatic environment. The natural assimilation capacity of a waterbody is often insufficient to cope with the continuous input of wastes from fish farms. Their impact depends not only on the waste itself, but also on other factors such as the local hydrodynamics at the farm site or the cultured species' feeding pattern. We combine a hydrodynamic model with a transport code to simulate the deposition of fecal pellets and uneaten feed from a gilthead seabream farm in the western Mediterranean Sea. The simulation spans a full 17-month rearing cycle and considers the natural variations in the feed demand of the fish during this period. The results indicated that the maximum benthic concentrations of organic matter and nutrients were found within a 100–500 m distance from the cages, depending on the type of particulate waste and on the local current characteristics. The combination of a long simulation period and realistic hydrodynamic patterns highlights the importance of considering long-term current variability when assessing the environmental impact of fish farms, and stresses the limitations of current simplistic assessment practices.

Key words: particulate wastes, 3D modeling, *Sparus aurata*, full rearing cycle, loading assessment.

RESUMEN. La relación entre la acuicultura y calidad del agua juega un rol determinante tanto en el volumen y calidad de la producción acuícola como en los impactos de la acuicultura en el medio marino. La capacidad natural de asimilación del cuerpo de agua puede ser insuficiente para adaptarse a la entrada continua de residuos procedentes de granjas piscícolas. Su impacto no depende sólo de los residuos vertidos, sino también de otros factores tales como la hidrodinámica local o los patrones de alimentación de la especie cultivada. En este estudio se combina un modelo hidrodinámico con uno de transporte para simular la deposición de residuos particulados (heces y alimento no comido) procedentes de una granja de doradas en el Mediterráneo occidental durante los 17 meses de cultivo, teniendo en cuenta las variaciones naturales de la alimentación de los peces durante este periodo. Los resultados confirman que las mayores concentraciones bénticas de materia orgánica y nutrientes se producen en un radio de 100–500 m desde las jaulas, dependiendo del tipo de partícula y de las corrientes. La combinación de un periodo de simulación largo y patrones de circulación realistas subraya la importancia de considerar la variabilidad de las corrientes a largo plazo para evaluar el impacto ambiental de granjas de peces, y destaca las limitaciones de las actuales prácticas simplistas de evaluación del impacto.

Palabras clave: residuos particulados, modelado 3D, *Sparus aurata*, ciclo completo de cultivo, evaluación de impacto.

INTRODUCTION

The interaction between aquaculture activities and water quality is a long-known issue. While the volume and quality of the harvest, and even the viability, of a fish farm depend on the quality of the water in which it is placed, fish rearing activities are also a potential source of water quality deterioration, contributing a number of different types of substances to the aquatic environment. These might include plastic and metallic structures, uneaten feed, metabolic products, chemicals, microorganisms, parasites, or feral organisms (Soto et al. 2001, Hindar et al. 2006, León 2006, Mente et al. 2006).

INTRODUCCIÓN

La interacción entre la acuicultura y calidad de agua es un tema ampliamente conocido. Mientras que el volumen y la calidad de la cosecha, e incluso la viabilidad de la granja, dependen de la calidad del agua en la que se encuentra ubicada, las actividades de cultivo de peces son también una fuente potencial de deterioro de la calidad del agua, debido al aporte de diferentes tipos de materias y sustancias al medio acuático. Éstas pueden incluir estructuras plásticas y metálicas, alimento no consumido, productos metabólicos, productos químicos, microorganismos, parásitos, o animales

Several studies have identified the introduction into the aquatic environment of residues containing organic matter and nutrients (mainly nitrogen and phosphorus), resulting from the uneaten feed and the fecal pellets and liquid excretions of the fish, as the most evident cause of environmental impact by cage farms (see references in Maldonado et al. 2005, Ruiz et al. 2010).

With the perspective of a continuously growing industry (FAO 2014), it is fundamental to advance in the knowledge of how such an activity may affect a given waterbody, so that the economic and social benefits linked to aquaculture development can be attained in a sustainable manner, without risking the degradation of local natural water resources.

The assessment of the environmental impact of fish farms is complex due to the large number of variables (climatic, hydrographic, biological, technological, and social) that intervene, and numerical simulations are often called for. For this, many numerical models have been recently developed, mostly focused on the benthic impact in areas close to the farms. Gowen and Bradbury (1987) developed a simple model to estimate the area affected by uneaten feed and fecal pellets in a waterbody with barotropic circulation; this model was improved and upgraded by Gowen et al. (1989, 1994), allowing a realistic bathymetry and a 3D current field to be considered. Ervik et al. (1997) presented the MOM (Modeling–Ongrowing fish farms–Monitoring) system that can be used to adjust the local impact of marine fish farms to the waterbody’s carrying capacity. Panchang et al. (1997) used hydrodynamic and transport models to simulate the dispersion of particulate wastes in coastal Maine (USA). DEPOMOD (Cromey et al. 2002a) predicts the deposition pattern of solid aquaculture wastes on the bed and allows estimating the resulting changes induced in the benthic biological communities. Doglioli et al. (2004) coupled a hydrodynamic model (POM) to the LAMP3D Lagrangian code to simulate the 3D transport of dissolved nutrients, fecal pellets and uneaten feed in the Ligurian Sea (Italy), and Skogen et al. (2009) used the NORWECOM system to reproduce the effects of salmon culture in a Norwegian fjord. Finally, Symonds (2011) and Moreno et al. (2011) combined hydrodynamic codes and Lagrangian transport modules to simulate fish farm waste dispersion in tidally-dominated areas during short periods of time (15 days). A description of these and other models developed in this field can be found in Chaperón (2015).

Many of these models have been implemented under very simplified conditions (e.g., simple bathymetry and/or hydrodynamics, constant waste generation, etc.), yielding a simple and unrealistic description of the real system. As an example, only Skogen et al. (2009) used a fully 3D current field to simulate the transport of the fish farm wastes, whereas the rest used a 2DH or quasi-3D hydrodynamic scheme, or simply used constant or uniform currents derived from pointwise measurements.

asilvestrados (Soto et al. 2001, Hindar et al. 2006, León 2006, Mente et al. 2006). Varios estudios han identificado la introducción en el medio acuático de residuos que contienen materia orgánica y nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), provenientes del alimento no comido, las partículas fecales y las excreciones líquidas de los peces, como la causa más evidente del impacto ambiental producido por las granjas de cultivo de peces en jaulas (ver referencias en Maldonado et al. 2005, Ruiz et al. 2010).

Con la perspectiva de una industria en continuo crecimiento (FAO 2014), es fundamental avanzar en el conocimiento de cómo esta actividad puede afectar a un determinado cuerpo de agua, de tal forma que los beneficios económicos y sociales vinculados al desarrollo de la acuicultura se logren de manera sostenible, sin poner en peligro los recursos acuáticos naturales.

La evaluación del impacto ambiental de las piscifactorías es una tarea compleja debido al gran número de variables (climáticas, hidrográficas, biológicas, tecnológicas y sociales) que intervienen, y a menudo para ello se utilizan simulaciones numéricas. Por esta razón, recientemente se han desarrollado muchos modelos numéricos centrados principalmente en el impacto bentónico sobre las áreas cercanas a las granjas. Gowen y Bradbury (1987) desarrollaron un modelo simplificado para estimar el área afectada por el alimento no comido y las partículas fecales en un cuerpo de agua con circulación barotrópica; este modelo fue posteriormente mejorado y actualizado por Gowen et al. (1989, 1994), al incluir una batimetría más realista y un campo de corrientes tridimensional (3D). Ervik et al. (1997) presentaron el sistema MOM (*Modelling–Ongrowing fish farms–Monitoring*) que puede utilizarse para ajustar el impacto local de las piscifactorías marinas a la capacidad de carga de los cuerpos de agua. Panchang et al. (1997) utilizaron un modelo hidrodinámico y uno de transporte para simular la dispersión de residuos particulados en la costa de Maine (EUA). Cromey et al. (2002a) desarrollaron DEPOMOD, el cual predice el patrón de deposición de los residuos sólidos sobre el fondo marino y permite estimar los cambios resultantes sobre las comunidades bentónicas. Doglioli et al. (2004) acoplaron el modelo hidrodinámico POM y el modelo lagrangiano LAMP3D para simular el transporte 3D de nutrientes disueltos, las partículas fecales y el alimento no comido en el mar de Liguria (Italia). Skogen et al. (2009) utilizaron el sistema NORWECOM para reproducir los efectos de la salmicultura en un fiordo de Noruega. Finalmente, Symonds (2011) y Moreno et al. (2011) combinaron códigos hidrodinámicos con módulos de transporte lagrangianos para simular la dispersión de residuos de piscifactorías en zonas dominadas por la marea durante cortos periodos de tiempo (15 días). Una descripción de éstos y otros modelos desarrollados en este campo se puede encontrar en Chaperón (2015).

Muchos de estos modelos han sido implementados en condiciones muy simplificadas (e.g., batimetría y/o hidrodinámica sencilla, generación constante de residuos, etc.),

In this study we try to go a step further by using a fully 3D hydrodynamic model and a Lagrangian transport code to simulate the time-varying impact of the solid wastes generated by a gilthead seabream fish farm in the western Mediterranean, considering the changes in fish feeding behavior (and, thus, in waste production) throughout the complete cultivation cycle that, in this region, lasts about 17 months. The study focuses only on physical transport processes, and does not consider other processes such as fractionation and remineralization of organic matter (e.g., Cromey et al. 2002b), or the use of organic matter by various organisms to generate live biomass (e.g., Karakassis et al. 2000).

MATERIALS AND METHODS

Study area

This study focuses on a 113×280 km² subregion of the Valencia Gulf on the Spanish Mediterranean coast (Fig. 1), between 37.8°N–40.4°N and 0.6°W–0.7°E. The maximum depth within this domain is about 1,400 m. The analysis of data from a current meter belonging to the deep-water observational network of Puertos del Estado (Spanish National Harbor Administration), located inside the study area (39.46°N, 0.26°W), allows identifying the hydrodynamic and meteorological characteristics of the region. The dominant SSW currents, with maximum speeds of 30–35 cm s⁻¹, are driven by the mesoscale circulation (Castellón et al. 1990), although water flow in the opposite direction is also important. Salinity is relatively stable around 38, whereas water temperature fluctuates between a minimum of 13 °C in February and 28 °C in July.

Within this area, the loading of particulate wastes from a fish farm on the Valencia Gulf sea bottom has been studied. The farm (farm S in Fig. 1; 39.0284°N, 0.1272°W) is located in waters about 40 m deep and 6.4 km from the coast. It is composed of 42 circular fish pens, 10 m deep and 16 m in diameter, distributed over 0.5 km². The reared species is gilthead seabream (*Sparus aurata*), and it is assumed that the harvest yields 500 t of fish per year. These features are those of a previously existing seabream farm that is currently out of operation.

Numerical models

Two models were used for the simulations. The first one, used for the hydrodynamic modeling, is the AGRIF version (Blayo and Debreu 1999) of the ROMS code (Shchepetkin and McWilliams 2005), a free-surface finite-differences model that solves the primitive equations using a Boussinesq simplification and a hydrostatic assumption. To assess the validity of the numerical model, the currents provided by ROMS_AGRIF for the December 2004 to November 2005

dando como resultado una descripción muy simple y poco realista del sistema. Como ejemplo, sólo Skogen et al. (2009) utilizaron un campo de corriente totalmente 3D para simular el transporte de los residuos de piscifactorías, mientras que los otros utilizaron un esquema hidrodinámico 2DH o cuasi 3D, o corrientes constantes o uniformes obtenidas de mediciones puntuales.

En este estudio se intenta ir un paso más allá utilizando un modelo hidrodinámico completamente 3D junto con un código de transporte lagrangiano para simular el impacto de los residuos sólidos generados en una piscifactoría de doradas en el Mediterráneo occidental, considerando los cambios en el ritmo de alimentación de los peces (y, por lo tanto, en la producción de residuos) durante todo el ciclo de cultivo, que es, aproximadamente, de 17 meses. Este estudio se centra únicamente en los procesos físicos de transporte, y no considera otros procesos tales como fraccionamiento y remineralización de materia orgánica (e.g., Cromey et al. 2002b), o el uso de materia orgánica por parte de varios organismos para generar biomasa viva (e.g., Karakassis et al. 2000).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio está centrado en una subregión del golfo de Valencia de 113×280 km², en la costa del Mediterráneo español (Fig. 1), entre 37.8°N–40.4°N y 0.6°W–0.7°E. La profundidad máxima dentro de este dominio es de unos 1,400 m. El análisis de los datos de un correntómetro pertenecientes a la red de observaciones de aguas profundas de Puertos del Estado (Administración Portuaria Nacional), ubicada dentro del área de estudio (39.46°N, 0.26°W), permite identificar las características hidrodinámicas y meteorológicas de la región. Las corrientes dominantes del SSW, con velocidades máximas de 30–35 cm s⁻¹, son impulsadas por la circulación de mesoescala (Castellón et al. 1990), aunque también es importante el flujo de agua en la dirección opuesta. La salinidad es relativamente estable alrededor de 38, mientras que la temperatura del agua fluctúa entre un mínimo de 13 °C en febrero y un máximo de 28 °C en julio.

Dentro de esta área, se ha estudiado la acumulación sobre el fondo marino de los residuos particulados provenientes de una piscifactoría ubicada en el golfo de Valencia. Esta piscifactoría (piscifactoría S en Fig. 1; 39.0284°N, 0.1272°W) se localiza a 6.4 km de la costa, donde la profundidad del agua es de aproximadamente 40 m. Está compuesta por 42 jaulas circulares de 16 m de diámetro y 10 m de profundidad, distribuidas en una superficie de 0.5 km². La especie cultivada es la dorada (*Sparus aurata*) y se supone una producción anual de 500 t. Éstas son las características de una granja de doradas que existió en el lugar, pero que actualmente está fuera de operación.

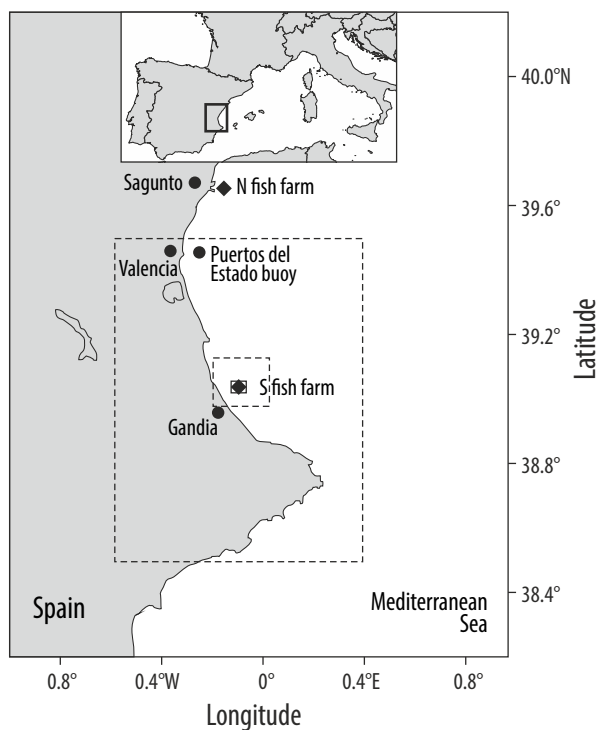


Figure 1. Map of the study area, including the position of the fish farm considered and the location of the Puertos del Estado deep-water buoy. The dashed lines show the 3 computational domains used for the simulations.

Figura 1. Mapa del área de estudio que incluye la posición de la piscifactoría considerada y la ubicación de la boya de aguas profundas de Puertos del Estado. Las líneas punteadas muestran los 3 dominios computacionales utilizados para las simulaciones.

period were qualitatively compared to the data measured by the Puertos del Estado buoy. Unfortunately, a quantitative comparison between observed and modeled time series was not possible since only statistical information (current roses and frequency histograms) was available for these measurements.

The dispersion of the fish farm particulate wastes (fecal pellets and excess feed) was simulated using LIMMIX (Mestres 2002), a Lagrangian code that disperses particles according to different transport mechanisms by solving a discretized version of the 3D Fokker–Planck equation. The code has been applied with success to several scenarios (Mestres et al. 2003, 2010).

Characterization of the fish farm residues

The daily volume of fish farm particulate residues during the 17-month cultivation period was estimated using the experimental feeding coefficients (i.e., weight of food per 100 kg of biomass) obtained by Mingarro (2004) for the intensive farming of gilthead seabream in Mediterranean waters (Fig. 2). These coefficients have been corrected by assuming that approximately 5% of the food supplied to the

Modelos numéricos

Se utilizaron 2 modelos para realizar las simulaciones. El primero, usado para la modelización hidrodinámica, es la versión AGRIF (Blayo y Debreu 1999) del modelo de superficie libre en diferencias finitas ROMS (Shchepetkin y McWilliams 2005), el cual resuelve las ecuaciones primitivas usando una simplificación de Boussinesq y una hipótesis hidrostática. Para evaluar la validez del modelo numérico, las corrientes proporcionadas por ROMS_AGRIF en el periodo de diciembre de 2004 a noviembre de 2005 fueron comparadas cualitativamente con los datos medidos por la boya de Puertos del Estado. Desafortunadamente, y puesto que sólo se dispone de información estadística sobre estas medidas (rosas de corrientes e histogramas de frecuencia), no fue posible realizar una comparación cuantitativa.

La dispersión de los residuos particulados provenientes de la piscifactoría (partículas fecales y exceso de alimento) fue simulada utilizando el modelo lagrangiano LIMMIX (Mestres 2002), el cual dispersa las partículas de acuerdo con diferentes mecanismos de transporte mediante la resolución de una versión discretizada de la ecuación 3D de Fokker–Planck. Este modelo ha sido aplicado con éxito a varios escenarios (Mestres et al. 2003, 2010).

Caracterización de los residuos de la piscifactoría

El volumen diario de residuos particulados generados en la granja durante los 17 meses de cultivo fue estimado utilizando los coeficientes de alimentación (peso de alimento por cada 100 kg de biomasa) obtenidos experimentalmente por Mingarro (2004) para un cultivo intensivo de doradas en aguas del Mediterráneo (Fig. 2). Estos coeficientes fueron corregidos bajo el supuesto de que aproximadamente un 5% del alimento introducido a las jaulas no es consumido por los peces. Este porcentaje es considerado como un valor típico para el alimento no consumido (Vassallo et al. 2006), aunque en la actualidad este porcentaje puede variar de valores más pequeños para piscifactorías de salmón Atlántico altamente tecnificadas hasta 20% para piscifactorías más pequeñas y con menos tecnología.

La masa y composición de los residuos orgánicos se calcula a partir de la masa total de alimento suministrado (M) y del aumento de peso de la biomasa (ΔB), en términos de porcentaje. Basándose en varios autores (Wallin y Hakanson 1991, Findlay y Watling 1994, Lupatsch y Kissil 1998, Doglioli et al. 2004), se puede considerar que el contenido de N, P y C orgánico en el alimento es de 6.5%, 1.3% y 45%, respectivamente. Según Meske y Manthey (1983) y Doglioli et al. (2004), la cantidad de N y P que queda retenida en el pez es, respectivamente, el 3% y 0.4% del aumento de peso del pez. Con estos valores y recordando que el 5% del alimento suministrado no es comido por los peces, se puede estimar la cantidad de N y P introducido al medio acuático en forma de alimento no consumido y productos excretados.

fish is not consumed. This percentage is considered a typical value for wasted feed (Vassallo et al. 2006), although the actual losses may vary from a smaller fraction for highly technified Atlantic salmon farms to up to 20% for smaller and less mechanized facilities.

The mass and composition of the organic wastes is calculated from the total mass of feed supplied (M) and the weight gain of the product (ΔB), in terms of percentages. Based on several authors (Wallin and Hakanson 1991, Findlay and Watling 1994, Lupatsch and Kissil 1998, Doglioli et al. 2004), the content of N, P, and organic C in the feed can be taken, respectively, as 6.5%, 1.3%, and 45% of the total typical feed mass. According to Meske and Manthey (1983) and Doglioli et al. (2004), the amount of N and P that remains within the fish is, respectively, approximately 3% and 0.4% of the fish body weight. With these values, and recalling that 5% of the feed goes uneaten, the mass of N and P introduced into the aquatic environment in the form of excess food and excreted products can be estimated. Furthermore, 78% of the N and 27% of the P of the excretions are in the form of diluted matter, whereas the rest is in the form of particulate matter (Lupatsch and Kissil 1998). By introducing subscripts to identify the mass of a particular nutrient that is consumed (c), uneaten (u), trapped in the biomass (B), or excreted (exc) in diluted (d) or particulate (p) matter, the previous relations can be expressed as equations:

$$N_d = 0.78 \times N_{exc} \quad (1)$$

$$N_p = 0.22 \times N_{exc} \quad (2)$$

$$P_d = 0.27 \times P_{exc} \quad (3)$$

$$P_p = 0.73 \times P_{exc} \quad (4)$$

$$N_u = 0.05 \times 0.065 \times M \quad (5)$$

$$P_u = 0.05 \times 0.013 \times M \quad (6)$$

where

$$N_{exc} = N_c - N_B = 0.95 \times 0.065 \times M - 0.03 \times \Delta B \quad (7)$$

$$P_{exc} = P_c - P_B = 0.95 \times 0.013 \times M - 0.004 \times \Delta B \quad (8)$$

On the other hand, and assuming that 28% of the weight of fecal pellets is made of carbon (Findlay and Watling 1994) and that the daily production of such residues can be taken as 1.9 g per kilogram of biomass (Dudley et al. 2000), the daily C input into the environment can be estimated as

$$C_u = 0.05 \times 0.45 \times M \quad (9)$$

$$C_p = 1.9 \times 10^{-3} \times 0.28 \times B \quad (10)$$

Además, el 78% del N y el 27% del P de los productos excretados se encuentra en forma de materia disuelta, mientras que las cantidades restantes se encuentran en forma de materia particulada (Lupatsch y Kissil 1998). Introduciendo subíndices para identificar la masa de un determinado nutriente que es consumido (c), no consumido (u), retenido en la biomasa (B), o excretado (exc) en forma de materia disuelta (d) o particulada (p), las relaciones anteriores pueden expresarse como las siguientes ecuaciones:

$$N_d = 0.78 \times N_{exc} \quad (1)$$

$$N_p = 0.22 \times N_{exc} \quad (2)$$

$$P_d = 0.27 \times P_{exc} \quad (3)$$

$$P_p = 0.73 \times P_{exc} \quad (4)$$

$$N_u = 0.05 \times 0.065 \times M \quad (5)$$

$$P_u = 0.05 \times 0.013 \times M \quad (6)$$

donde

$$N_{exc} = N_c - N_B = 0.95 \times 0.065 \times M - 0.03 \times \Delta B \quad (7)$$

$$P_{exc} = P_c - P_B = 0.95 \times 0.013 \times M - 0.004 \times \Delta B \quad (8)$$

Por otra parte, suponiendo que las partículas fecales contienen un 28% de carbono (Findlay y Watling 1994) y que la producción diaria de estos residuos es de 1.9 g por kilogramo de biomasa (Dudley et al. 2000), la cantidad diaria de C introducido al medio puede ser estimada como

$$C_u = 0.05 \times 0.45 \times M \quad (9)$$

$$C_p = 1.9 \times 10^{-3} \times 0.28 \times B \quad (10)$$

Esta cuantificación está basada en la composición y digestibilidad de un alimento típico, pero los porcentajes exactos y las tasas de asimilación dependen del alimento y podrían dar lugar a fracciones metabolizados y excretadas levemente diferentes.

Otro factor que se debe considerar es la velocidad de sedimentación de las partículas fecales y de alimento no consumido. Las partículas de alimento no consumido caen aproximadamente 3 veces más rápido que las partículas fecales (Gowen et al. 1989), pues las velocidades de sedimentación son entre 6 y 14 cm s⁻¹ para partículas de alimento (Panchang et al. 1997, Doglioli et al. 2004, Vassallo et al. 2006, Piedecausa et al. 2009), y entre 0.05 y 7.5 cm s⁻¹ para partículas fecales (Panchang et al. 1997, Doglioli et al. 2004, Piedecausa et al. 2009). Con base en estos estudios, las velocidades de sedimentación consideradas en este documento

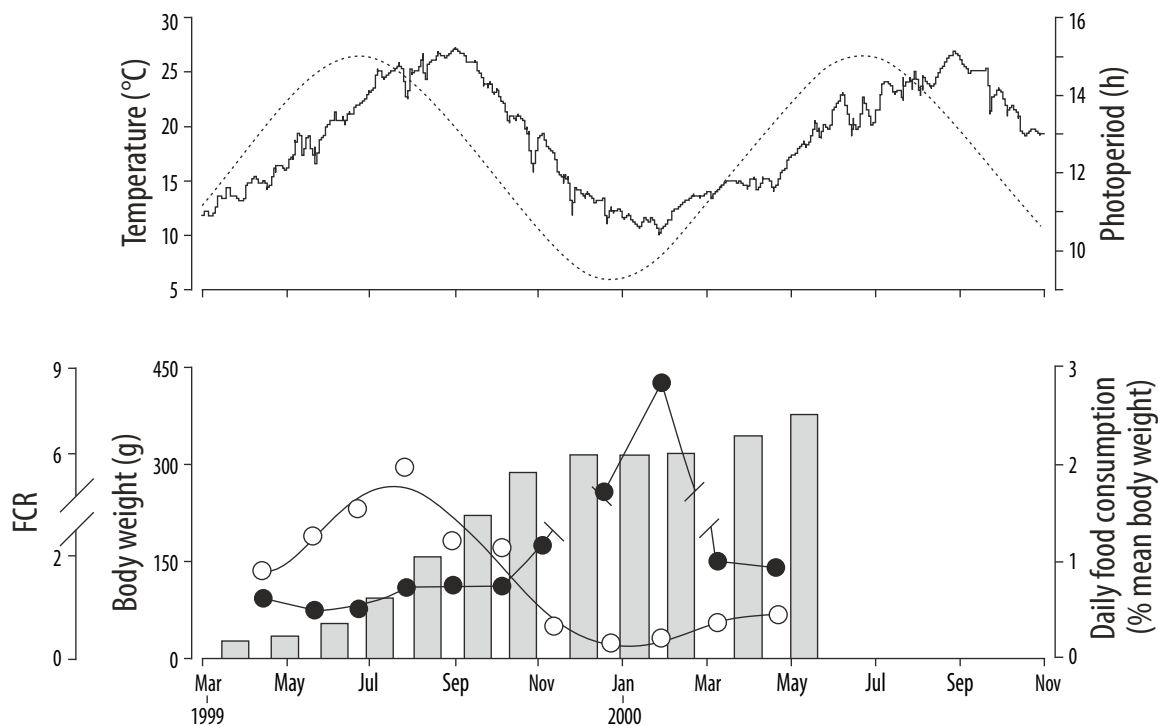


Figure 2. (Top panel) Seasonal variations of photoperiod (dashed line) and temperature (full line). (Bottom panel) Body weight (bars), food consumption (○), and feed conversion rate (FCR, ●) for the fish farmed during the complete experimental period (adapted from Mingarro 2004).

Figura 2. (Panel superior) Variación estacional del fotoperiodo (línea discontinua) y de la temperatura (línea continua). (Panel inferior) Peso corporal (barras), alimento consumido (○) y tasa de conversión (FCR, ●) para los peces cultivados durante un periodo experimental completo (adaptado de Mingarro 2004).

This quantification is based on the composition and digestibility of typical feed, but the exact percentages and assimilation rates are feed-dependent and might lead to slightly different metabolized and excreted fractions.

Another factor to be considered is the settling velocity for both fecal pellets and uneaten feed. Uneaten feed settles about 3 times faster than fecal pellets (Gowen et al. 1989), with settling velocities between 6 and 14 cm s^{-1} for food pellets (Panchang et al. 1997, Doglioli et al. 2004, Vassallo et al. 2006, Piedecausa et al. 2009), and ranging from 0.05 to 7.5 cm s^{-1} for particulate feces (Panchang et al. 1997, Doglioli et al. 2004, Piedecausa et al. 2009). Based on these studies, the settling velocities considered herein were 10 cm s^{-1} for excess feed and 2 cm s^{-1} for fecal pellets throughout the entire simulation. Actual settling velocities, however, are expected to change in time since the increase in fish size will lead to changes in their diet (i.e., different feed pellets) and also to larger fecal particles.

Configuring the simulations

Three nested computational domains were defined (Fig. 1) that allow downscaling from a 1,730-m horizontal resolution ($1/50^\circ$, compatible with the climatological forcing

fueron 10 cm s^{-1} para las partículas de alimento no consumido y 2 cm s^{-1} para las partículas fecales, a lo largo de toda la simulación. Estas velocidades, sin embargo, deberían cambiar en el tiempo ya que el aumento del tamaño de los peces produce cambios en su dieta (requiriendo diferentes partículas de alimento) y también genera partículas fecales más grandes.

Configuración de las simulaciones

Se definieron 3 dominios computacionales anidados (Fig. 1) que permitieron aumentar la resolución horizontal desde 1,730 m ($1/50^\circ$, compatible con los datos de forzamiento climatológico) hasta una resolución de aproximadamente 187 m, lo cual permitió una descripción detallada de la zona de estudio. En la dirección vertical, todos los dominios fueron discretizados en 20 capas σ . Para la mezcla horizontal se escogió un esquema laplaciano, mientras que la mezcla vertical se describió utilizando una aproximación paramétrica LMD. Para las variables 2DH y 3D se utilizaron las condiciones de contorno abiertas de Flather y Orlanski, respectivamente. Para estas simulaciones, la batimetría se obtuvo de la base de datos ETOPO2v2 (National Geophysical Data Center 2006), la temperatura y salinidad del agua se

data sets) to a resolution of about 187 m, permitting a detailed description of the study site. In the vertical direction, all domains were discretized into 20 σ -layers. A Laplacian scheme was chosen for the horizontal mixing, whereas the vertical mixing was described using an LMD K-profile parameterization approach. Flather and Orlanski open boundary conditions were used for 2DH and 3D variables, respectively. For these simulations, the bathymetry was obtained from the ETOPO2v2 database (National Geophysical Data Center 2006), water temperature and salinity from the WOA05 dataset (Antonov et al. 2006, Locarnini et al. 2006), and tidal and climatological surface forcings were obtained from the TPX06 (Egbert and Erofeeva 2002) and ICOADS (Woodruff et al. 2011) datasets, respectively. The simulated period was extended for 17 months (March 2004 to July 2005), and provided daily averaged 3D currents and temperature and salinity distributions.

To model the waste dispersion, independent simulations were done for uneaten feed and for fecal pellets. Particles were released at each fish pen every 60 s for the former and every 300 s for the latter. The number of particles released at each step depended on a predefined feeding pattern that assumed that feed was provided twice a day during the warm months (May to October) and once a day during the cold months (Mingarro 2004). It was also assumed that the production of fecal pellets started immediately after the feeding time, with the same duration (1 h). The amount of feed supplied was constant for each month, with values defined by considering Figure 2 and the expected final production, 500 t (Fig. 3). Full details of the modeling setup can be found in Chaperón (2015).

RESULTS

Figure 4 compares the measured and modeled currents at the Puertos del Estado buoy between December 2004 and November 2005. Although there is a fair overall agreement in terms of flow magnitude and predominant directions, the modeled results tend to overestimate the current speed and the frequency of WSW flows. However, the main flow directions (i.e., SSW–S and N–NE) are well reproduced. The discrepancies can be attributed to several factors, such as the coarse vertical resolution of the grid, and the fact that the model is initialized and forced with climatological values rather than with measured data. Considering this, the hydrodynamic model results are deemed acceptable for the purposes of this study.

Figure 5, based on Figure 3, shows the time distribution of C and nutrients entering the waterbody due to fecal pellets and uneaten feed during the simulated period. The mass contribution of the uneaten feed is always smaller than the mass input from fecal particles. This is particularly true for C during the second half of the rearing cycle, in which the fraction of fecal C can be up to 91% of the total (with an overall mean of 74.5%). Both nutrients show a very similar behavior,

obtuvieron de la base de datos WOA05 (Antonov et al. 2006, Locarnini et al. 2006), y la marea y los forzamientos climatológicos superficiales se obtuvieron de las bases de datos TPX06 (Egbert y Erofeeva 2002) e ICOADS (Woodruff et al. 2011), respectivamente. El periodo simulado se extendió por 17 meses (desde marzo de 2004 hasta julio de 2005) entregando un promedio diario de corrientes 3D, así como distribuciones de temperatura y salinidad.

Para modelar la dispersión de residuos, se realizaron simulaciones independientes para el alimento no comido y para las partículas fecales. Para el alimento no comido, las partículas fueron liberadas en las jaulas cada 60 s, en tanto que para las partículas fecales, las partículas se liberaron cada 300 s. El número de partículas liberadas en cada paso depende de un patrón de alimentación predefinido que supone que el alimento fue proporcionado 2 veces al día durante los meses cálidos (mayo a octubre) y 1 vez al día durante los meses fríos (Mingarro, 2004). Se supuso también que la producción de las partículas fecales empezó inmediatamente después del periodo de alimentación y duró 1 h. La cantidad de alimento suministrado fue constante para cada mes, y se definió teniendo en cuenta la Figura 2 y la producción final prevista de 500 t (Fig. 3). Todos los detalles de las modelaciones pueden encontrarse en Chaperón (2015).

RESULTADOS

En la Figura 4 se comparan las corrientes modeladas con las corrientes medidas en la boya de Puertos del Estado entre diciembre de 2004 y noviembre de 2005. Aunque en general se observa similitud entre ambos tipos de datos para la magnitud y direcciones predominantes de la corriente, se puede ver que los resultados del modelo tienden a sobrestimar la velocidad y frecuencia de los flujos en dirección WSW; sin embargo, las direcciones del flujo principal (i.e., SSW–S y N–NE) están bastante bien reproducidas. Estas discrepancias

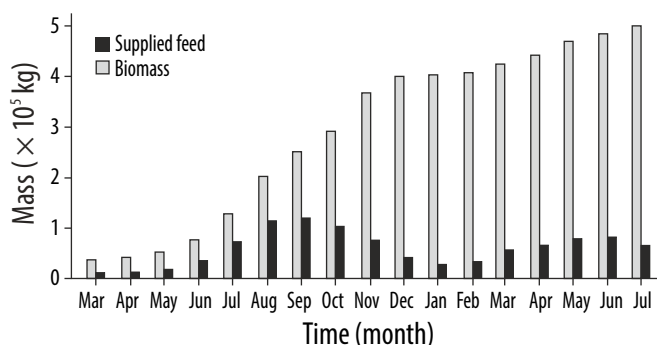


Figure 3. Monthly amount of feed supplied to the fish farms, and biomass during the 17-month cycle considered, as defined for the dispersion model.

Figura 3. Cantidad mensual de alimento suministrada en la piscifactoría, y biomasa durante los 17 meses del ciclo considerado, como se define en el modelo de dispersión.

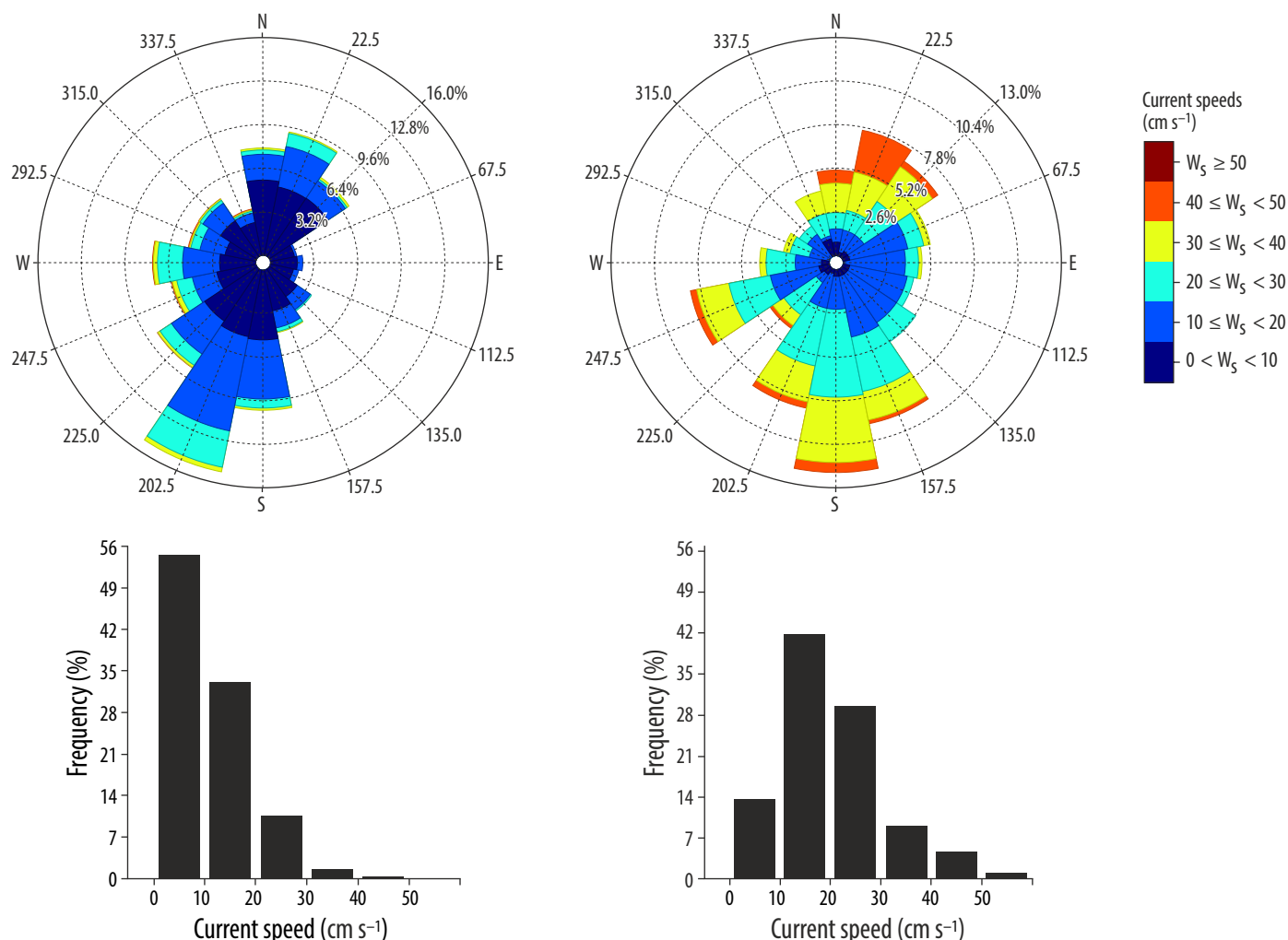


Figure 4. Current roses (top) and current histograms (bottom) at the Puertos del Estado buoy position for the December 2004 to November 2005 period. Data measured by the buoy (left) and modeled by ROMS_AGRIF (right). W_s denotes the velocity of the current.

Figura 4. Rosas de corrientes (arriba) e histogramas de frecuencia (abajo) en la posición de la boya de Puertos del Estado para el periodo de diciembre de 2004 a noviembre de 2005. Datos medidos por la boya (izquierda) y datos modelados por ROMS_AGRIF (derecha). W_s denota la velocidad de la corriente.

with a fecal input between 37.5% and 78.5% of the total N (with a 71.89% mean), and between 50% and 100% for P (with a 85.7% mean).

As particulate residues settle, the extent of the seabed affected increases with time. The growth of this area is plotted in Figure 6 (top) for both fecal pellets and uneaten feed. In Figure 6 (bottom) the shape and extension of the area affected by the particulate wastes is shown for different simulation times. By the end of the simulation (day 510), the results show that the accumulation of uneaten feed below and around the seabream farm almost covered a rectangular area of about 0.6 km². On the other hand, settled fecal pellets extend over a larger seabed region, covering an area of about 1.7 km² (over 2.5 times that of uneaten feed) by day 510.

se pueden atribuir a varios factores, tales como la baja resolución vertical de la grilla, y al hecho de que el modelo fue inicializado y forzado con datos climatológicos en lugar de datos medidos. Teniendo en cuenta esto, se considera que los resultados del modelo hidrodinámico son aceptables para los propósitos de este estudio.

La Figura 5, basada en la Figura 3, muestra la evolución temporal del C y los nutrientes que ingresaron al medio acuático a través de la materia fecal y el alimento no comido durante el periodo de simulación. El aporte de masa a través del alimento no comido siempre es menor que el aporte debido a las partículas fecales. Esto fue particularmente cierto para C durante la segunda mitad del ciclo de cultivo, en la cual la fracción de C fecal puede ser hasta un 91% del total

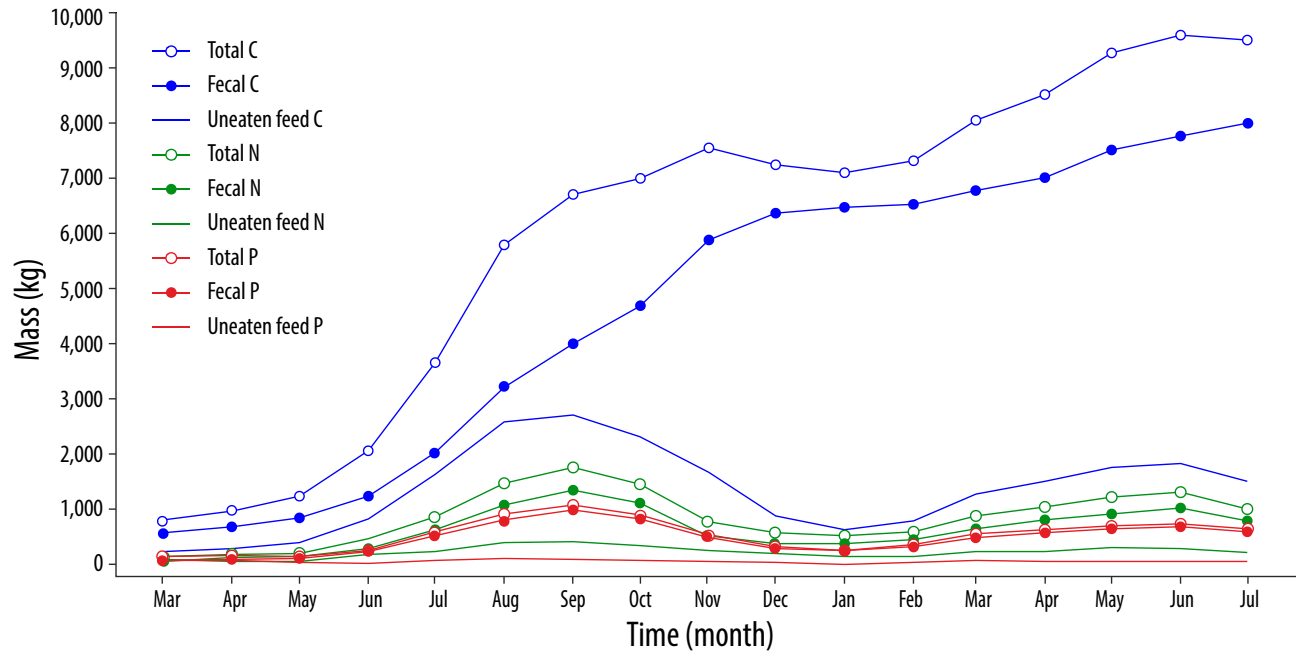


Figure 5. Organic matter (C) and nutrients (N and P) released monthly from the fish farm during the 17-month rearing cycle.

Figura 5. Materia orgánica (C) y nutrientes (N y P) vertidos mensualmente desde la piscifactoría durante los 17 meses del ciclo de cultivo.

Although it seems that the total area affected by settled fecal pellets has become stationary after 3 months (day 90), there is a gradual increase (up to 30% for fecal pellets) after day 180 (Fig. 6, top). This increase could be related to the onset of typical fall/winter oceanographic conditions around day 210, which leads to a change in direction of the predominant currents. This resulted in an eastward shift of the deposition area for both fecal pellets and uneaten feed (Fig. 6, bottom). Focusing on each individual fish cage, the particle settling distribution is mainly oriented in a NNW–S direction, coinciding with the dominant flow directions (Fig. 4). Furthermore, the uneaten feed appears to settle within a distance of 100 m from the fish cage position, whereas the fecal pellets might travel up to 500 m from the cage before settling on the seabed.

Figures 7 and 8 show the total benthic concentration of C and P in the farm region, assuming a conservative behavior in which changes in concentration are due only to physical transport processes. For both nutrients and during the first months, high concentration values are spatially restricted to areas below or very close to the clusters of fish pens (between 100 and 500 m), due to the weaker summer flow conditions that allow particle settling at relatively short distances from the source. As the current field becomes more energetic at the end of the summer, the areas of maximum concentration shift away from the fish cages, increasing the extent of the seabed affected by waste deposition. The fact that most of the nutrients and, particularly, organic matter reaching the seabed

(con un promedio global del 74.5%). Ambos nutrientes muestran un comportamiento muy similar, con un aporte a través de las partículas fecales que se encuentra entre 37.5% y 78.5% del N total (con un promedio de 71.89%), y entre 50% y 100% del P total (con un promedio de 85.7%).

La Figura 6 (arriba) muestra el crecimiento, a lo largo del tiempo, del área del fondo marino que es afectada por la deposición de partículas fecales y partículas de alimento no comido. En la Figura 6 (abajo) se muestra la forma y extensión del área afectada en diferentes instantes de la simulación. Al final de la simulación (día 510), los resultados muestran que la acumulación de partículas de alimento no comido debajo y alrededor de la piscifactoría cubre un área de aproximadamente 0.6 km². En tanto, el área cubierta por las partículas fecales en el mismo instante es de aproximadamente 1.7 km² (más de 2.5 veces la superficie afectada por el alimento no comido). Aunque da la impresión que después de los 3 meses (día 90) el área total afectada por las partículas fecales no experimenta cambios, en realidad existe un aumento gradual después del día 180, que llega hasta un 30% (Fig. 6, arriba). Este aumento puede estar asociado a la aparición de condiciones oceanográficas típicas de otoño e invierno alrededor del día 210, lo cual provoca cambios en la dirección predominante de las corrientes. Esto produjo un desplazamiento hacia el este del área de deposición tanto de partículas fecales como de partículas de alimento no comido (Fig. 6, abajo). Centrándose en las jaulas individualmente, la deposición de las partículas está principalmente orientada en

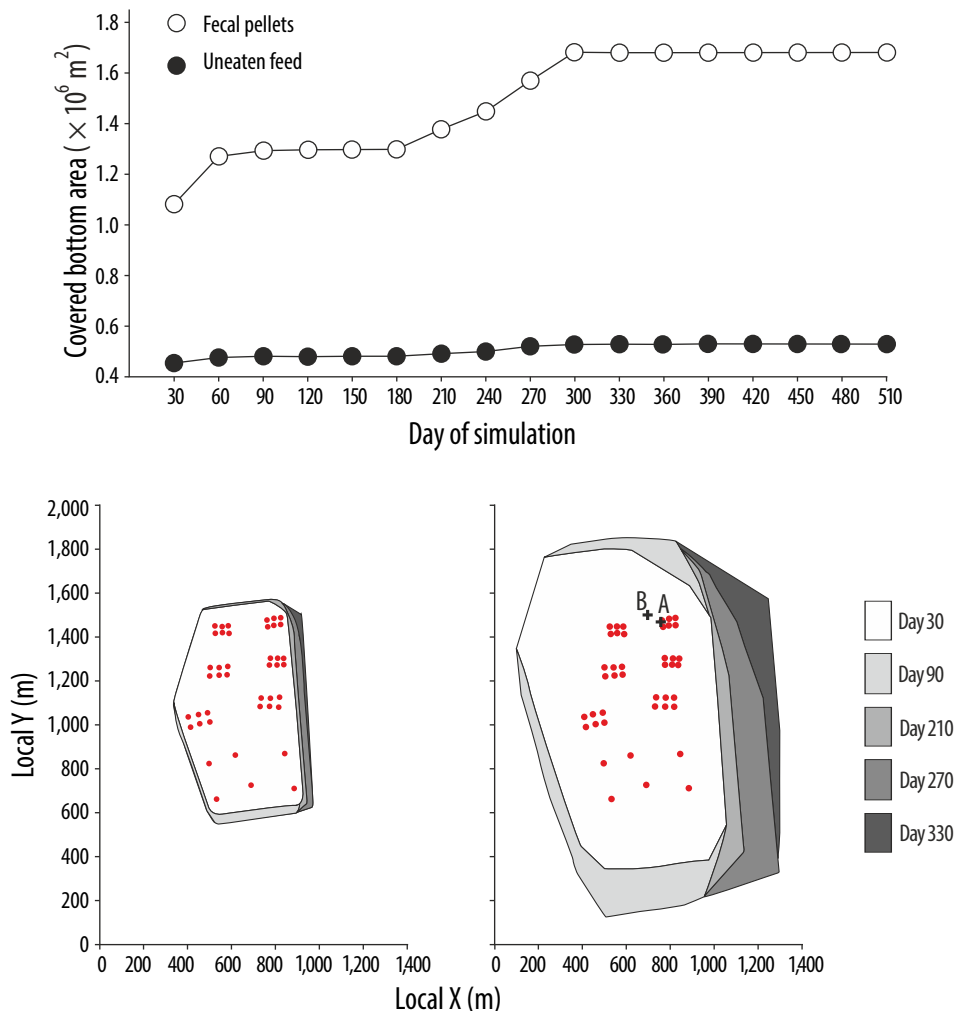


Figure 6. (Top) Area of the seabed affected by the particulate wastes settling from the fish farm during the complete simulation period. (Bottom) Shape and extension of the area affected by the uneaten feed (left) and fecal pellets (right) at different simulation times. The red dots show the position of the fish cages. Labels A and B in the bottom right-hand plot denote the positions at which concentration values were extracted for Figure 7 (bottom).

Figura 6. (Arriba) Área del fondo marino afectada por la deposición de residuos particulados provenientes de la piscifactoría durante todo el periodo de simulación. (Abajo) Forma y extensión del área afectada por el alimento no comido (izquierda) y por la materia fecal (derecha) en diferentes instantes de la simulación. Los puntos rojos muestran la posición de las jaulas de peces. Las letras A y B (abajo, derecha) indican las posiciones en las que se extrajeron valores para la Figura 7 (panel inferior).

comes from the fecal pellets, which are more dispersive than uneaten feed, contributes to enhance the changes in spatial particle distribution. At the end of the 17-month period, the maximum C concentrations are locally around 1.2 kg m^{-2} , whereas the larger part of the particle-covered bottom surface presents concentrations smaller than 0.4 kg m^{-2} . Accumulation of N shows a spatial distribution similar to that of C, although its values are an order of magnitude smaller, ranging between maxima of about 0.14 kg m^{-2} and a “background” value of approximately 0.01 kg m^{-2} . Finally, the concentration of P varies from 0.10 kg m^{-2} near the pens to minimum values below 0.01 kg m^{-2} in the periphery of the affected surface.

dirección NNW–S, y coincide con las direcciones dominantes del flujo (Fig. 4). Además, las partículas de alimento no comido se depositan dentro de los 100 m de distancia desde las jaulas, mientras que las partículas fecales pueden alejarse hasta 500 m de las jaulas antes de depositarse en el fondo marino.

Las Figuras 7 y 8 muestran la concentración total de C y P en el fondo marino, en la zona en que se encuentra la piscifactoría, bajo el supuesto de un comportamiento conservativo en el cual los cambios en la concentración se deben únicamente a los procesos físicos de transporte. Durante los primeros meses, para ambos elementos, los valores altos de concentración se encuentran en zonas debajo o muy cerca de

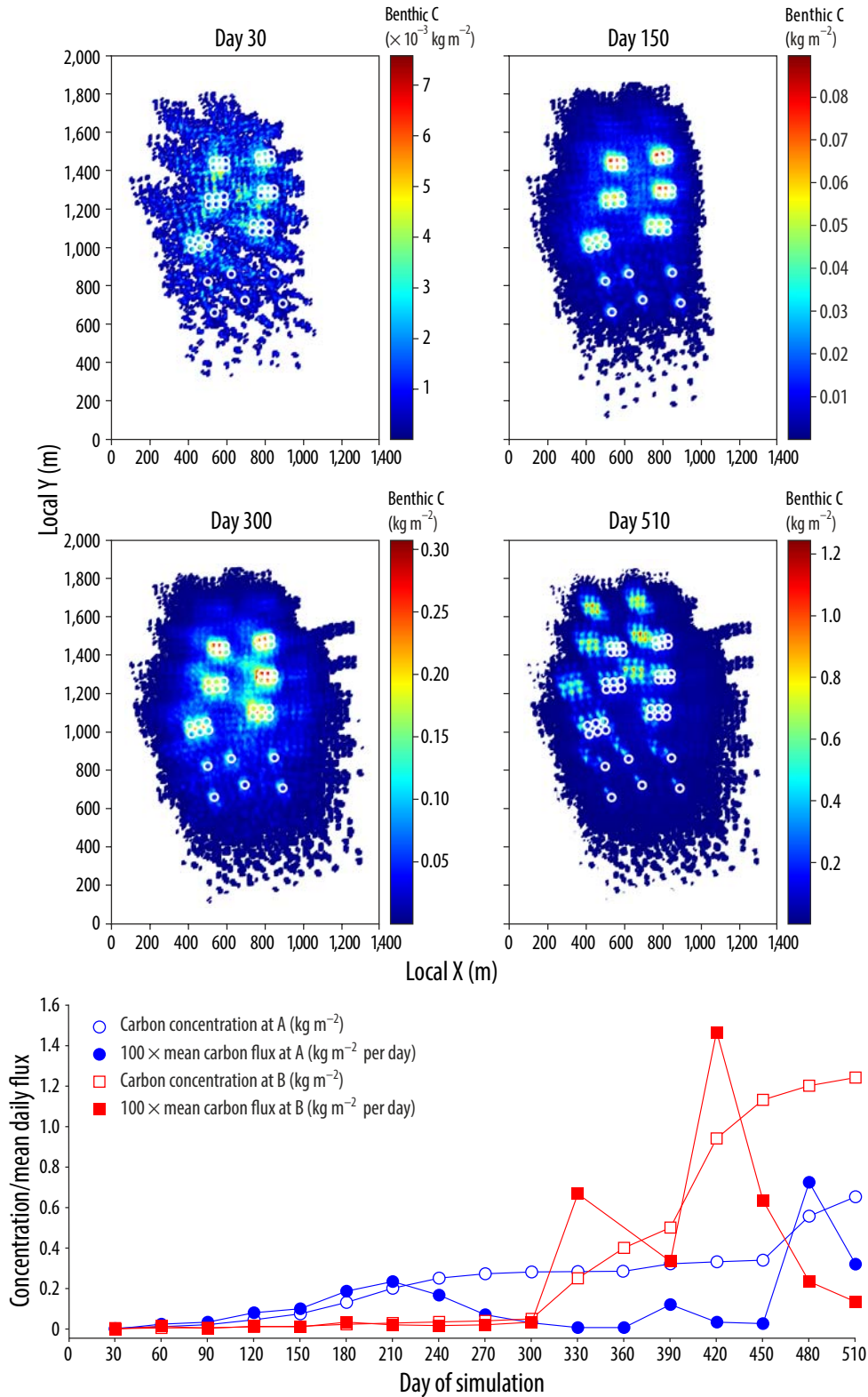


Figure 7. (Top and center) Spatial distribution of C on the seabed at 4 different times during the simulation period (clockwise from top left: days 30, 150, 300, and 510). Note that the colorbar scale is different for each figure. (Bottom) Concentration (full line) and mean daily flux (dashed line) of C at 2 positions depicted in the bottom right-hand panel of Figure 6.

Figura 7. (Arriba y centro) Distribución espacial de C en el fondo marino en 4 instantes diferentes durante el periodo de simulación (días 30, 150, 300 y 510). Note que la escala de color es diferente para cada figura. (Abajo) Concentración (línea continua) y flujo promedio diario (línea discontinua) de C en las 2 posiciones indicadas en el panel inferior de la parte derecha de la Figura 6.

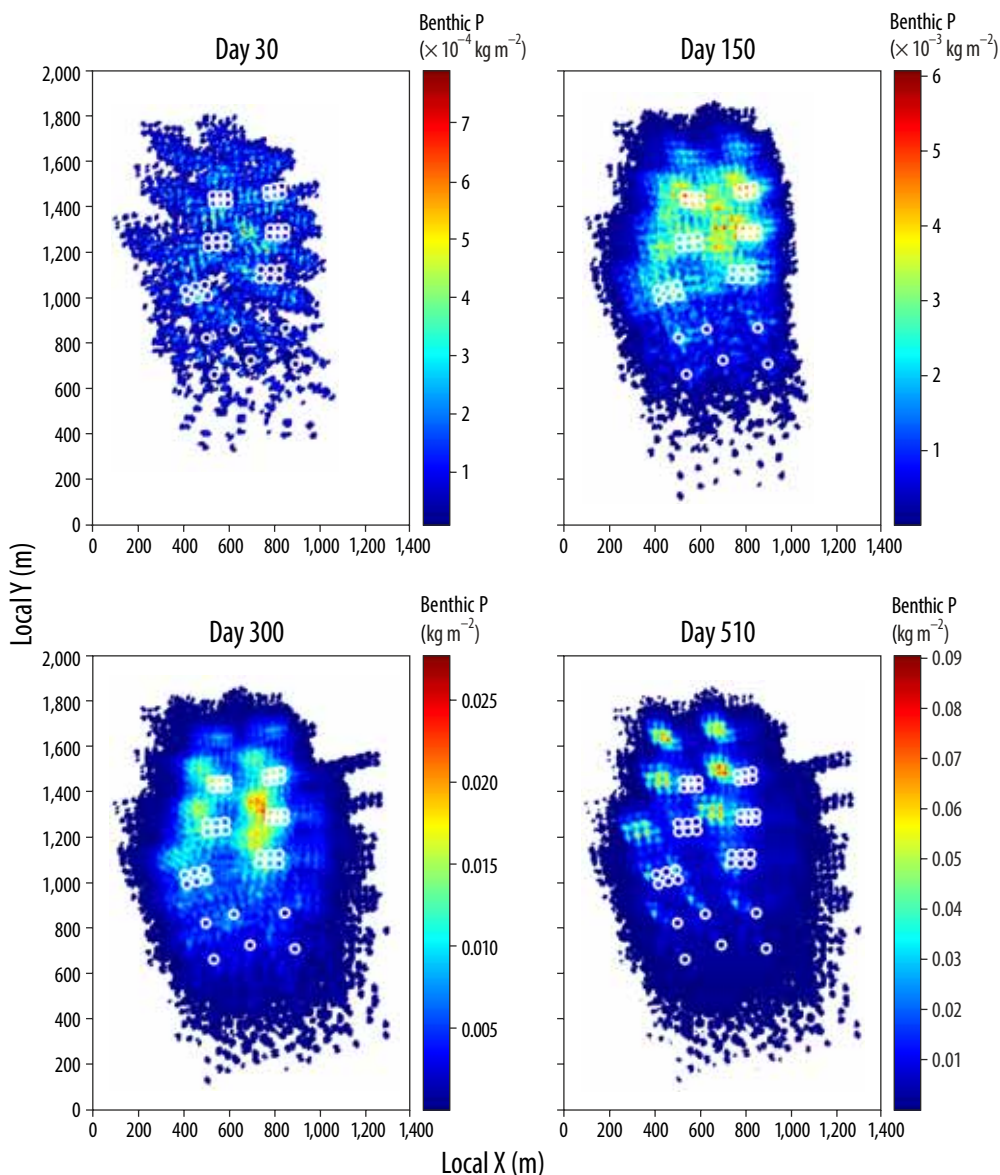


Figure 8. Spatial distribution of P on the seabed at 4 different times during the simulation period (clockwise from top left: days 30, 150, 300, and 510). Note that the color bar scale is different for each figure.

Figura 8. Distribución espacial de P en el fondo marino en 4 instantes diferentes durante el periodo de simulación (días 30, 150, 300 y 510). Note que la escala de color es diferente para cada figura.

The time variability of the mean daily C deposition flux at 2 positions (A and B in Fig. 6) is shown in Figure 7 (bottom). At A, close to the cages, the bottom settling flux is typically less than 0.2 kg m^{-2} per day during the whole simulation. For the last 2 months, however, it is significantly higher, reaching a peak of 0.7 kg m^{-2} per day during month 16 (day 480). On the other hand, carbon deposition rates at B are much smaller during the first 10 months, but increase drastically between months 11 and 17, peaking at around 1.5 kg m^{-2} per day on month 14.

These different settling fluxes reflect in the concentration values. The concentration of benthic C at position A

los grupos de jaulas (entre 50 y 100 m), debido a que las condiciones de verano con corrientes más débiles depositan las partículas a distancias relativamente cortas de la fuente de vertido. Como el campo de corrientes se torna más energético al final del verano, las zonas de máxima concentración se alejan de las jaulas y aumenta la extensión del fondo marino afectado por la deposición de los residuos. El hecho que la mayor parte de los nutrientes y, particularmente, la materia orgánica que llega al fondo marino proviene de las partículas fecales, las cuales son mucho más dispersivas que las partículas de alimento no comido, contribuye a intensificar los cambios en la distribución espacial de las partículas. Al

increases steadily for the first 8 months, remains almost stationary between months 8 and 15, and then increases again in the last 60 days of the simulation. At position B (60 m farther from the cages than A), the concentration is significantly smaller during the first 10 months (less than 20% of that at A between months 5 and 10), but increases drastically during the second half of the simulation period (months 10 to 17). At the end of the rearing cycle, the amount of C accumulated at B is about twice that at A, although it triples during months 14 and 15.

DISCUSSION

The results show that the benthic surface affected by the deposition of uneaten feed and fecal particles can be more than 3 times as large as the area occupied by the fish farm, although the concentration of C and nutrients (N and P) in this region is generally small. The highest concentrations are found relatively close to the individual fish pens, within a 100-m radius, but this distance depends strongly on the physical characteristics of the waste particles and on the variability of the prevailing water currents. The abundance of C at the seabed in this area modifies the redox potential (turning it more negative, Morata et al. 2015) and increases the metabolism of the sediment, enhancing also oxygen consumption. This can lead to an alteration of the distribution, type, and physiological activity of the benthic communities. Morata et al. (2015), for instance, found a notable decrease in specific richness and a 9-fold increase in abundance under a NW Mediterranean seabream farm, similar to the one considered here, as compared to a control station.

The model output also shows that fecal pellets cover a larger area than uneaten feed, which settles closer to the sources due mainly to its higher estimated fall velocity but also to other factors such as the local water depth and bottom slope, or the absence of a significant tidally-induced circulation. By combining the time evolution of the different types of particle with their chemical composition it is seen that, after the first months of the rearing cycle, the increase in the concentration of nutrients and, particularly, of organic matter is due essentially to the fecal pellets, with uneaten feed representing a relatively small contribution. Although a conservative behavior of the nutrients has been assumed, it is not expected for the overall conclusion to change significantly if a non-conservative approach is taken. This suggests that the benthic impact due to uneaten feed is relatively small compared to that of excreted particles and, thus, from an environmental standpoint, the efforts invested in increasing the digestibility of food pellets might be more worthwhile than improving the feeding systems to minimize feed losses.

These results highlight some limitations of the aquaculture pollution control protocols currently in use. These are based on the analyses of sediment samples taken at pre-defined control points and at specific times. However, if no *a priori* information is available on where the waste might

final del periodo de 17 meses, las máximas concentraciones de C son aproximadamente de 1.2 kg m^{-2} , mientras que la mayor parte de la superficie afectada presenta concentraciones menores que 0.4 kg m^{-2} . La acumulación de N muestra una distribución espacial similar a la de C, aunque sus valores son un orden de magnitud más pequeños, entre un máximo de aproximadamente 0.14 kg m^{-2} y un valor de fondo de aproximadamente 0.01 kg m^{-2} . Por último, la concentración de P varía de 0.10 kg m^{-2} cerca de las jaulas hasta valores mínimos por debajo 0.01 kg m^{-2} en la periferia de la superficie afectada.

La Figura 7 (abajo) muestra la variabilidad temporal de la tasa promedio diaria de deposición de C en los puntos A y B de la Figura 6. En el punto A, muy cerca de las jaulas, la tasa es menor que 0.2 kg m^{-2} por día durante casi toda la simulación, excepto durante los últimos 2 meses, en los cuales es significativamente mayor hasta alcanzar un valor pico de 0.7 kg m^{-2} por día el mes 16 (día 480). Por otra parte, las tasas de deposición de C son mucho menores durante los primeros 10 meses, pero aumentan drásticamente entre los meses 11 y 17 hasta alcanzar un pico de aproximadamente 1.5 kg m^{-2} por día el mes 14.

Estas diferentes tasas de deposición se reflejan en los valores de la concentración. La concentración de C en el punto A aumenta de manera constante durante los primeros 8 meses, permanece casi sin cambio entre los meses 8 y 15, y luego aumenta nuevamente en los últimos 60 días de la simulación. En el punto B (60 m más lejos de las jaulas que A), la concentración es significativamente menor en los primeros 10 meses (menos del 20% de la concentración en A entre los meses 5 y 10), pero aumenta drásticamente durante la segunda mitad del periodo de simulación (meses 10 a 17). Al final del ciclo de cultivo, la cantidad de C acumulado en el punto B es el doble que en el punto A, y hasta se triplica durante los meses 14 y 15.

DISCUSIÓN

Los resultados muestran que la superficie del fondo marino afectada por la deposición de partículas de alimento no comido y partículas fecales puede ser hasta 3 veces más grande que el área ocupada por la piscifactoría, aunque la concentración de C y nutrientes (N y P) en esta región es generalmente pequeña. Las concentraciones más altas se encuentran relativamente cerca de las jaulas, dentro de un radio de aproximadamente 100 m, aunque esta distancia depende fuertemente de las características físicas de las partículas de residuos y, sobre todo, de la variabilidad de las corrientes marinas dominantes. La abundancia de C orgánico en el fondo marino modifica el potencial redox (haciéndolo más negativo, Morata et al. 2015) y, por tanto, aumenta el metabolismo de los sedimentos e incrementa el consumo de oxígeno, lo cual puede provocar una alteración en el tipo, la distribución y la actividad fisiológica de las comunidades bentónicas. Morata et al. (2015), por ejemplo, encontraron

accumulate, the selection of easily accessible but representative sampling points might be a difficult task. Often, sampling will be replaced by estimations done using simplified models (e.g., based on one-day current data, constant waste production, uniform bathymetry) that only provide a simple description of the real problem. Nevertheless, and as opposed to this approach, Figures 6 and 7 (bottom) illustrate the importance of using realistic long-term hydrodynamic variability when estimating the environmental effects of fish farms, since they can differ considerably from the impact derived from a set of fixed control points at particular times.

The approach developed herein shows some novelties in relation to previous modeling studies. The length of the simulation period, encompassing an entire 17-month rearing cycle, and the inclusion of a variable fish feeding pattern that takes into account both daily and seasonal variations, have not been found before in our review of the scientific literature. On the other hand, some limitations of the presented methodology are also evident. The use of global climatological data to force the hydrodynamic model allows this procedure to be applied at any location, but introduces a source of error that can be significant. In the Valencia Gulf, the currents are strongly governed by the local topography, so the model and the observations are statistically similar, but this might not be the case in complex domains. Limitations of the dispersion code (e.g., constant settling velocities for the pellets, the absence of resuspension, conservative behavior of nutrients ignoring the fractionation and remineralization of organic matter and the effects of various types of organisms), together with the validation of the model, are issues that will be addressed in the near future.

In spite of this, the methodology presented has proven to be a potentially useful tool to assist in the planning and management of processes related to monitoring and control of water and sediment quality associated with aquaculture activities, optimizing field campaigns and reducing economic costs.

ACKNOWLEDGMENTS

The second author acknowledges the Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT, Chile) for the financial support provided, and the Universidad de Los Lagos for the sabbatical leave granted in order to complete this research. The support of the Secretaria d'Universitats i Recerca del Dpt. d'Economia i Coneixement of the Generalitat de Catalunya (ref. 2014SGR1253) is also acknowledged.

REFERENCES

- Antonov JI, Locarnini RA, Boyer TP, Mishonov AV, Garcia HE. 2006. World Ocean Atlas 2005. Vol. 2: Salinity. Levitus S (ed.), NOAA Atlas NESDIS 62. US Government Printing Office, Washington, DC.
- Blayo E, Debreu L. 1999. Adaptive mesh refinement for finite-difference ocean models: First experiments. *J. Phys. Oceanogr.* 29: 1239–1250.

una notable disminución en la riqueza específica y un aumento de 9 veces en la abundancia debajo de una piscifactoría de doradas ubicada en el Mediterráneo noroccidental, similar a la considerada aquí, en comparación con una estación de control.

El modelo muestra también que las partículas fecales cubren un área más grande que las partículas de alimento no comido, que caen más cerca de los puntos de vertido, debido principalmente a su mayor velocidad de caída, pero también debido a otros factores como la profundidad local, la pendiente del fondo o la ausencia de corrientes de marea significativas. Combinando la evolución temporal de los distintos tipos de partículas con su composición química puede verse cómo, después de los primeros meses del ciclo de cultivo, el aumento en la concentración de nutrientes y, especialmente de material orgánico, se debe principalmente a las partículas fecales y no al alimento no comido, el cual contribuye de manera relativamente pequeña. Aunque se ha considerado que los nutrientes depositados en el fondo tienen un comportamiento conservativo, no se espera que la conclusión general cambie significativamente si se considerara un comportamiento no conservativo. Esto sugiere que el impacto en el fondo marino debido al alimento no comido es relativamente pequeño en comparación con el impacto debido a las partículas fecales, con lo cual, desde un punto de vista ambiental, resulta más útil aumentar la digestibilidad de los alimentos que mejorar los sistemas de alimentación para minimizar las pérdidas.

Estos resultados ponen de relieve algunas limitaciones de los protocolos usados normalmente para el control de la contaminación debido a la acuicultura. Éstos se basan en el análisis de muestras de sedimento tomadas en puntos predefinidos y en momentos específicos. Sin embargo, si no hay información *a priori* de dónde pueden acumularse los residuos, la selección de puntos de muestreo de fácil acceso pero representativos de la contaminación podría ser una tarea difícil de cumplir. A menudo, el muestreo es reemplazado por estimaciones basadas en modelos simplificados (e.g., datos de corrientes con mediciones de un solo día, producción de residuos con tasa constante o batimetría uniforme), lo cual entrega una descripción demasiado simple del problema real. Sin embargo, y en contraposición a este tipo de enfoque, las Figuras 6 y 7 (abajo) ilustran la importancia de considerar una hidrodinámica realista de largo plazo al estimar los efectos ambientales de las piscifactorías, ya que pueden encontrarse grandes diferencias en los impactos medidos en un conjunto fijo de puntos en diferentes instantes de tiempo.

El enfoque desarrollado en este documento muestra algunas novedades en lo referente a estudios de modelización anteriores. Detalles como la duración de la simulación, que abarca los 17 meses de un ciclo completo de cultivo, y la incorporación de la tasa de alimentación de los peces, que toma en cuenta tanto las variaciones diarias como estacionales, no han sido encontrados en los trabajos científicos revisados. Por otro lado, resultan evidentes algunas limitaciones de la

- Castellón A, Font J, García E. 1990. The Liguro-Provençal-Catalan current (NW Mediterranean) observed by Doppler profiling in the Balearic Sea. *Sci. Mar.* 54(3): 269–276.
- Chaperón WB. 2015. Modelización 3D de la dispersión de residuos generados en piscifactorías marinas. PhD thesis, Universitat Politècnica de Catalunya-Barcelona Tech, Barcelona, Spain.
- Cromey CJ, Nickell TD, Black KD. 2002a. DEPOMOD. Modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture* 214: 211–239.
- Cromey CJ, Nickell TD, Black KD, Provost PG, Griffiths CR. 2002b. Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. *Estuaries* 25(5): 916–929.
- 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 GD, Erofeeva SY. 2002. Efficient inverse modelling of barotropic ocean tides. *J. Atmos. Oceanic Technol.* 19: 183–204.
- Ervik A, Hansen PK, 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.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00186-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00186-5)
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 2014. The State of World Fisheries and Aquaculture 2014. Opportunities and Challenges. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 223 pp.
- Findlay R, Watling L. 1994. Towards a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. In: Hargrave BT (ed.), *Modelling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture*. Canadian Tech. Rep. on Fisheries and Aquatic Sciences, Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, Canada, pp. 47–77.
- Gowen RJ, Bradbury NB. 1987. The ecological impact of salmon farming in coastal waters: A review. *Oceanogr. Mar. Biol.* 25: 563–575.
- Gowen RJ, Bradbury NB, Brown JR. 1989. The use of simple models in assessing two interactions between fish farming and the marine environment. In: de Pau EJ, de Pau NWN (eds.), *Aquaculture: A Biotechnology in Progress*. European Aquaculture Society, Bredene, Belgium, pp. 1071–1080.
- Gowen RJ, Smyth D, Silvert W. 1994. Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed. In: Hargrave BT (ed.), *Modelling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture*. Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatic Sciences, Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, Canada, pp. 19–30.
- Hindar K, Fleming IA, McGinnity P, Diserud A. 2006. Genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: Modelling from experimental results. *ICES J. Mar. Sci.* 63(7): 1234–1247.
- Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E, Papadopoulou KN, Plaiti W. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES J. Mar. Sci.* 57(5): 1462–1471.
- León JN. 2006. Synopsis of salmon farming impacts and environmental management in Chile. Consultancy Technical Report. World Wildlife Fund Chile, Valdivia, Chile.
- metodología presentada. El uso de datos climatológicos globales para forzar el modelo hidrodinámico permite que el procedimiento sea aplicado en cualquier lugar, pero introduce una fuente de error que puede ser significativa. En el golfo de Valencia, las corrientes son gobernadas fuertemente por la topografía local, con lo cual los resultados del modelo y las observaciones son estadísticamente similares, pero esto podría no ser el caso en dominios más complejos. Las limitaciones en el código de dispersión (e.g., velocidad de sedimentación constante de las partículas, ausencia de resuspensión, comportamiento conservativo de materia orgánica y nutrientes ignorando el fraccionamiento, la remineralización y el efecto de otros organismos), junto con la validación del modelo, son temas que se abordarán en el futuro cercano.
- A pesar de ello, la metodología presentada ha demostrado ser una herramienta potencialmente útil para ayudar en la planificación y el manejo de procesos relacionados con el monitoreo y control de la calidad del agua y el sedimento, asociados a las actividades de la acuicultura, lo cual optimizará las campañas de campo y los costos económicos.

AGRADECIMIENTOS

El segundo autor está agradecido con la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT, Chile) por la ayuda económica prestada, y con la Universidad de Los Lagos por el periodo sabático otorgado para completar esta investigación. Se reconoce el permanente apoyo brindado por la Secretaria d'Universitats i Recerca del Dpt. d'Economia i Coneixement de la Generalitat de Catalunya (ref 2014SGR1253).

- Locarnini RA, Mishonov AV, Antonov JJ, Boyer TP, Garcia HE. 2006. *World Ocean Atlas 2005, Volume 1: Temperature*. Levitus S (ed.), NOAA Atlas NESDIS 61. US Government Printing Office, Washington, DC.
- Lupatsch I, Kissil G. 1998. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream *Sparus aurata* culture using a nutritional approach. *Aquat. Living Resour.* 11(4): 265–268.
- Maldonado M, Carmona MC, Echeverría Y, Riesgo A. 2005. The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations: Does it need a reassessment? *Helgol. Mar. Res.* 59: 121–135.
- Mente E, Pierce GJ, Santos MB, Neofitou C. 2006. Effect of feed and feeding in culture of salmonids on the marine aquatic environment: A synthesis for European aquaculture. *Aquacult. Int.* 14: 499–522.
- Meske C, Manthey M. 1983. *Sarotherodon niloticum*–tropical cichlids as food fish. *Int. Fischwirt* 30: 30–34.
- Mestres M. 2002. Three-dimensional simulation of pollutant dispersion in coastalwaters. PhD thesis, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain.
- Mestres M, Sierra JP, Sánchez-Arcilla A, González del Río J, Wolf T, Rodríguez A, Ouillon S. 2003. Modelling of the Ebro River plume. Validation with field observations. *Sci. Mar.* 64: 379–391.

- Mestres M, Sierra JP, Mösso C, Sánchez-Arcilla A. 2010. Modelling the sensitivity to various factors of shipborne pollutant discharges. *Env. Model. Software* 25(3): 333–343.
- Mingarro M. 2004. Estrategias de alimentación y cultivo de la dorada (*Sparus aurata*). Regulación endocrina y estado inmunopatológico. PhD thesis, Universidad de Valencia, Spain.
- Morata T, Falco S, Gadea I, Sospedra J, Rodilla M. 2015. Environmental effects of a marine fish farm of gilthead seabream (*Sparus aurata*) in the NW Mediterranean Sea on water column and sediment. *Aquacult. Res.* 46: 59–74.
- National Geophysical Data Center. 2006. 2-minute Gridded Global Relief Data (ETOPO2) v2. National Geophysical Data Center, NOAA [accessed May 2013]. <http://dx.doi.org/10.7289/V5J1012Q>
- Moreno J, Telfer T, Ross L. 2011. Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture. *Cont. Shelf Res.* 31: 675–684.
- Panchang V, Cheng G, Newell C. 1997. Modeling hydrodynamic sand aquaculture waste transport in coastal Maine. *Estuaries* 20(1): 14–41.
- 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). *Aquacult. Res.* 40: 1703–1714.
- Ruiz JM, Marco-Méndez C, Sánchez-Lizaso JL. 2010. Remote influence of offshore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Mar. Environ. Res.* 69(3): 118–126.
- Shchepetkin AF, McWilliams JC. 2005. The regional oceanic modeling system (ROMS): A split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Model.* 9: 347–404.
- Skogen M, Eknes M, Asplin L, Sandvik A. 2009. Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. *Aquaculture* 298: 70–75.
- Soto D, Jara F, Moreno C. 2001. Escaped salmon in the Chiloe and Aysen inner seas, southern Chile: Facing ecological and social conflicts. *Ecol. Appl.* 11(6): 1750–1762.
- Symonds A. 2011. A comparison between far-field and near-field dispersion modeling of fish farm particulate wastes. *Aquacult. Res.* 42: 73–85.
- Vassallo P, Doglioli A, Rinaldi F, Beiso I. 2006. Determination of physical behaviour of feed pellets in Mediterranean water. *Aquacult. Res.* 37(2): 119–126.
- Wallin M, Hakanson L. 1991. Nutrient loading models for the assessment of environmental effects of marine fish farms. In: Mackinen T (ed.), *Marine Aquaculture and the Environment*, Nord 22. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, pp. 39–55.
- Woodruff SD, Worley SJ, Lubker SJ, Ji Z, Freeman JE, Berry DI, Brohan P, Kent EC, Reynolds RW, Smith SR, Wilkinson C. 2011. ICOADS Release 2.5: Extensions and enhancements to the surface marine meteorological archive. *Int. J. Climatol.* 31(7): 951–967. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.2103>

Received October 2015,
accepted July 2016.