

# ***Modelo de calidad de aguas bidimensional para flujos poco profundos en lámina libre. Aplicación a la desembocadura del río Ulla***

*Luis Cea, María Bermúdez, Jerónimo Puertas*

*Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA)*

*E.T.S. Ingenieros de Caminos Canales y Puertos, Universidad de A Coruña*

[lcea@udc.es](mailto:lcea@udc.es), [mbermudez@udc.es](mailto:mbermudez@udc.es), [jpuertas@udc.es](mailto:jpuertas@udc.es)

## **1 Introducción**

En los últimos años se han fomentado en gran medida los estudios medioambientales para la mejora de la calidad de las aguas fluviales. Esta sensibilidad y conciencia medioambiental se ha visto reforzada por la Directiva Marco del Agua, la cual establece una transformación en la manera de concebir la gestión del agua, estableciendo como nuevas prioridades la protección de los ecosistemas y de la calidad del agua. Con el fin de evaluar la calidad de las masas de agua es importante disponer de una herramienta que permita conocer la evolución de la contaminación producida por vertidos puntuales a lo largo del cauce y del tiempo. Dichas cargas puntuales pueden producirse por vertidos de aguas urbanas o industriales que no estén suficientemente depuradas, o por eventos de precipitaciones intensas en los que el caudal y la carga contaminante sean excesivamente elevados.

En los últimos años se han venido desarrollando distintos modelos de calidad de aguas, siendo la mayor parte de ellos modelos de depósitos sucesivos o modelos unidimensionales. Paralelamente se han producido mejoras considerables en los modelos numéricos bidimensionales para el cálculo del flujo en lámina libre en ríos y zonas costeras, lo cual permite en la actualidad el desarrollo y aplicación práctica de modelos de transporte de contaminantes bidimensionales para flujo en lámina libre.

En este artículo se presenta un modelo de calidad de aguas para flujos bidimensionales poco profundos en lámina libre desarrollado por los autores, así como un ejemplo de aplicación práctica a la desembocadura del río Ulla. El modelo desarrollado se encuentra implementado dentro del código Turbillon para el cálculo del flujo turbulento poco profundo en ríos y zonas costeras, y permite evaluar la evolución de las siguientes variables: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno orgánico, amonio, y nitratos/nitritos.

## **2 Modelo numérico**

### **2.1 Hidrodinámica**

El modelo utilizado calcula los campos de velocidad y calado a partir de las ecuaciones de aguas someras promediadas en profundidad, las cuales se pueden escribir como:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial h U_x}{\partial x} + \frac{\partial h U_y}{\partial y} = 0$$

$$\frac{\partial h U_x}{\partial t} + \frac{\partial h U_x^2}{\partial x} + \frac{\partial h U_x U_y}{\partial y} = -gh \frac{\partial z_b}{\partial x} - gh \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\tau_{s,x}}{\rho} - \frac{\tau_{b,x}}{\rho} + 2 \Omega \sin \lambda U_y + \frac{\partial h \tau_{xx}^e}{\partial x} + \frac{\partial h \tau_{xy}^e}{\partial y}$$

$$\frac{\partial h U_y}{\partial t} + \frac{\partial h U_x U_y}{\partial x} + \frac{\partial h U_y^2}{\partial y} = -gh \frac{\partial z_b}{\partial y} - gh \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\tau_{s,y}}{\rho} - \frac{\tau_{b,y}}{\rho} - 2 \Omega \sin \lambda U_x + \frac{\partial h \tau_{xy}^e}{\partial x} + \frac{\partial h \tau_{yy}^e}{\partial y}$$

siendo  $U_x$ ,  $U_y$  las dos componentes horizontales de la velocidad promediada en profundidad,  $h$  el calado,  $g$  la aceleración de la gravedad,  $z_b$  la elevación del fondo,  $\rho$  la densidad del agua,  $\tau_{b,x}$ ,  $\tau_{b,y}$  las dos componentes horizontales de la fricción del fondo,  $\tau_{s,x}$ ,  $\tau_{s,y}$  las dos componentes de la fricción ejercida por el viento sobre la superficie libre,  $\Omega$  es la velocidad angular de rotación de la tierra,  $\lambda$  es la latitud de la zona de estudio, y  $\tau_{xx}^e$ ,  $\tau_{xy}^e$ ,  $\tau_{yy}^e$ , son las tensiones efectivas (laminares y turbulentas) horizontales promediadas en profundidad. La fricción del fondo se modela mediante la fórmula de Manning para lechos rugosos:

$$\frac{\tau_{b,x}}{\rho} = gh \frac{n^2 |U| U_x}{h^{4/3}} \quad \frac{\tau_{b,y}}{\rho} = gh \frac{n^2 |U| U_y}{h^{4/3}}$$

donde  $n$  es el coeficiente de Manning y  $|U|$  es el módulo de la velocidad horizontal promediada en profundidad. Las tensiones efectivas que aparecen en las ecuaciones de aguas someras incluyen los efectos de las tensiones viscosas, de las tensiones turbulentas y de los términos de dispersión lateral debido a la no homogeneidad en profundidad del perfil de velocidad (Rastogi y Rodi, 1978):

$$\tau_{ij}^e = \tau_{ij}^v - \overline{u'_i u'_j} + D_{ij}$$

en donde  $\tau_{ij}^v$  son las tensiones viscosas,  $\overline{u'_i u'_j}$  son las tensiones turbulentas (también llamadas tensiones de Reynolds), y  $D_{ij}$  son los términos de dispersión lateral. La hipótesis de velocidad homogénea en profundidad equivale a despreciar los términos de dispersión lateral. Su importancia será mayor cuanto menos uniforme sea el perfil de velocidad en profundidad. En problemas de flujo en ríos y en regiones costeras, el orden de magnitud de las tensiones viscosas es mucho menor que el del resto de los términos que aparecen en las ecuaciones de St. Venant, y por lo tanto su efecto puede despreciarse.

Las tensiones de Reynolds reflejan el efecto de la turbulencia sobre la velocidad media del fluido, y en flujo turbulento son varios órdenes de magnitud mayores que las tensiones viscosas. El efecto de las tensiones turbulentas es especialmente importante en zonas de recirculación, en donde la producción de turbulencia es elevada. Para calcularlas es necesario recurrir a un modelo de turbulencia. Existen diferentes modelos de turbulencia específicos para las ecuaciones de aguas someras promediadas en profundidad (Cea et al. 2007). En el modelo utilizado en este artículo se incorporan el modelo de longitud de mezcla y el modelo k-e de Rastogi y Rodi (Rastogi y Rodi, 1978). Ambos modelos están basados en la hipótesis de Boussinesq, calculándose las tensiones de turbulentas a partir de la expresión:

$$-\overline{u'_i u'_j} = \nu_t \left( \frac{\partial U_i}{\partial x_j} + \frac{\partial U_j}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} k \delta_{ij}$$

en donde  $\nu_t$  es la viscosidad turbulenta, proporcionada por el modelo de turbulencia, y  $k$  es la energía cinética turbulenta. La influencia del modelo de turbulencia en los resultados de calado y velocidad suele ser pequeña cuando se modela el flujo en ríos y en zonas costeras, debido a que los esfuerzos convectivos son varios órdenes de magnitud superiores a las tensiones turbulentas. Esto suele ocurrir en flujos en los que la geometría es lo suficientemente suave como para que no se produzcan zonas de recirculación en planta. A pesar de ello, incluso en este tipo de situaciones es importante realizar una correcta modelización de la turbulencia, ya que esta juega un papel fundamental en los procesos de transporte y mezcla de contaminantes, siendo el coeficiente de difusión turbulenta varios órdenes de magnitud superior al coeficiente de difusión molecular.

## 2.2 Calidad de aguas

El modelo desarrollado permite estudiar la evolución de la temperatura del agua ( $T$ ), de la salinidad ( $S$ ), del oxígeno disuelto ( $OD$ ), de la demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO$ ), y el ciclo del nitrógeno considerando las siguientes formas: nitrógeno orgánico ( $N_{org}$ ), amonio ( $NH_4^+$ ) y nitratos ( $NO_3^-$ ). Para cada variable se resuelve una ecuación de balance de masa, implementadas en el modelo mediante una ecuación de transporte del tipo:

$$\frac{\partial}{\partial t} (h C) + \frac{\partial}{\partial x} (h U_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (h U_y C) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( h \left( \frac{\Gamma_i}{\rho} + \frac{\nu_t}{S_{c,t}} \right) \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + S_c$$

donde  $C$  es la concentración de la sustancia considerada (oxígeno disuelto,  $DBO$ , nitrógeno orgánico, nitrógeno en forma amoniaca, nitrógeno en forma de nitratos),  $U_x$ ,  $U_y$  son las dos componentes de la velocidad horizontal promediadas en profundidad,  $\nu_t$  es la viscosidad turbulenta proporcionada por el modelo de turbulencia,  $\Gamma$  es el

coeficiente de difusión molecular, y  $S_c$  es el número de Schmidt, que relaciona el coeficiente de difusión turbulenta de momento con el coeficiente de difusión turbulenta del soluto. El término  $S_c$  representa las fuentes y sumideros de la sustancia considerada (OD, DBO ó N) debido a reacciones y mecanismos de transferencia de masa. La velocidad del agua, calados y viscosidad turbulenta se obtienen directamente del módulo hidrodinámico y del módulo de turbulencia.

El esquema de cálculo del modelo es el que se muestra en la Figura 1 .

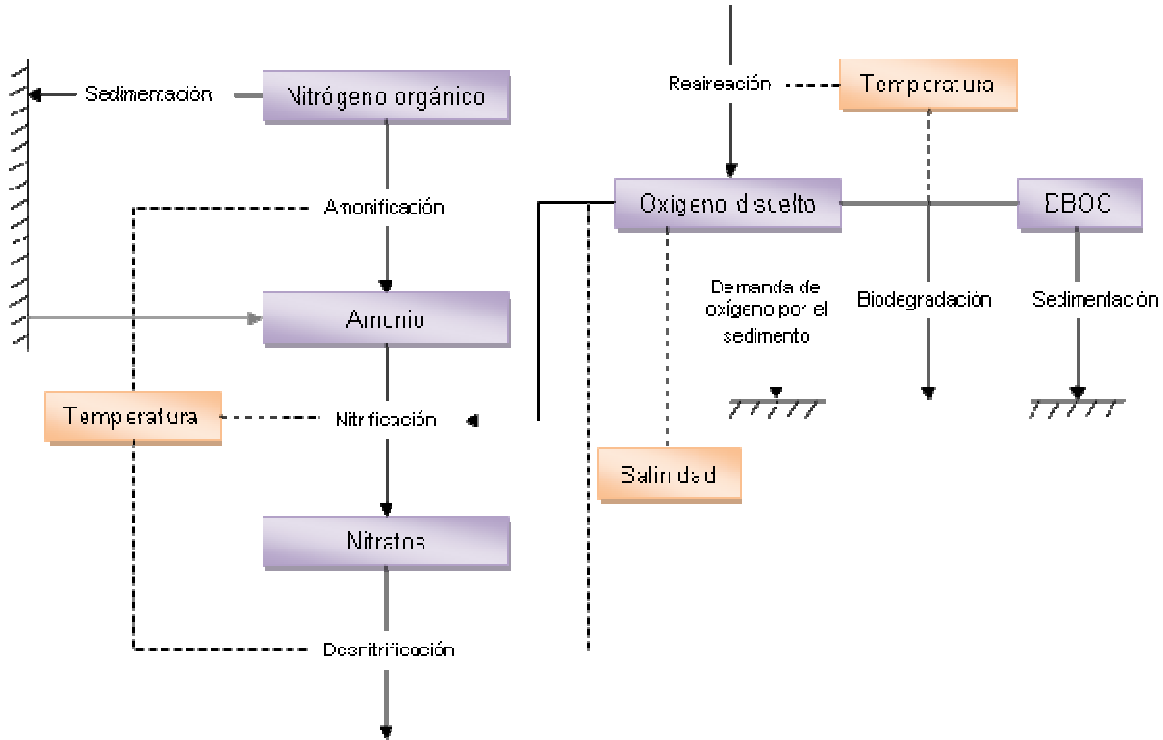


Figura 1 Esquema del modelo de calidad de aguas

### 2.2.1 Oxígeno disuelto (OD)

En el balance de masa del oxígeno disuelto se consideran los siguientes procesos:

- Reaireación superficial
- Degradación bioquímica de la materia orgánica carbonosa
- Nitrificación
- Demanda de oxígeno del sedimento

En la ecuación de conservación de masa del oxígeno disuelto, el término fuente SOD se puede escribir como:

$$S_{OD} = k_{aire} \cdot 1.0238^{(T-293)} \cdot (OD_{sat} - OD) - k_{degradacion} \cdot 1.047^{(T-293)} \cdot F_{oxig} \cdot DBO - 4.57 \cdot k_{nitrificacion} \cdot 1.083^{(T-293)} \cdot F_n \cdot NH_4^+ - \frac{k_{sed}}{h}$$

donde  $k_{aire}$  es la constante de reaireación a 20°C, T la temperatura del agua,  $OD_{sat}$  la concentración de saturación de oxígeno disuelto,  $k_{degradacion}$  la constante de degradación de materia orgánica carbonosa,  $k_{sed}$  es la tasa de demanda de oxígeno por el sedimento, y  $F_{oxig}$  es el factor de atenuación debido a niveles bajos de oxígeno.

La concentración de oxígeno disuelto en saturación  $OD_{sat}$  depende de la temperatura del agua, de la salinidad y de la presión atmosférica, considerándose estas tres variables en el modelo. La constante de reaireación  $k_{aire}$  se calcula en función del calado, la velocidad del agua y la velocidad del viento. La influencia del calado y de la

velocidad del agua se incorpora mediante el método de Covar (1976), el cual se basa en las formulaciones de Churchil (Churchil et al., 1962), Owens (Owens et al., 1964) y O'Connor (O'Connor y Dobbins, 1958). La influencia de la velocidad del viento se incluye mediante la fórmula de Banks-Herrera (Banks y Herrera, 1977):

### 2.2.2 Demanda biológica de oxígeno (DBO)

En el balance de masa de la demanda biológica de oxígeno se consideran los siguientes procesos:

Degradación de materia orgánica carbonosa

Sedimentación de la materia orgánica carbonosa

En la ecuación de conservación de masa de la DBO, el término fuente SDBO se puede escribir como:

$$S_{DBO} = -k_{\text{degradacion}} \cdot 1.047^{(T-293)} \cdot F_{\text{oxig}} \cdot DBO - \frac{w_{s,DBO}}{h} \cdot DBO$$

donde  $w_{s,DBO}$  es la velocidad de sedimentación de la materia orgánica carbonosa.

### 2.2.3 Ciclo del nitrógeno

En el ciclo del nitrógeno se consideran tres compuestos: nitrógeno orgánico, amonio, y nitratos/nitritos. Los nitratos y nitritos se consideran de forma conjunta en el modelo. Para realizar el balance de los tres compuestos anteriores, es necesario considerar los siguientes procesos:

- Amonificación
- Nitrificación
- Desnitrificación

La velocidad a la que se producen los procesos de nitrificación y desnitrificación depende de la concentración de oxígeno disuelto, por lo que se deben incluir factores correctores que tengan en cuenta esta variable. La desnitrificación se produce únicamente en condiciones anóxicas, las cuales no suelen llegar a darse en ríos o en zonas costeras.

Los términos fuente considerados en las ecuaciones de conservación de masa de las tres sustancias consideradas se pueden escribir como:

$$S_{N_{org}} = -k_{\text{amonificacion}} \cdot 1.047^{(T-293)} \cdot N_{org} - \frac{w_{s,N_{org}}}{h} \cdot N_{org}$$

$$S_{NH_4^+} = k_{\text{amonificacion}} \cdot 1.047^{(T-293)} \cdot N_{org} - k_{\text{nitrificacion}} \cdot 1.083^{(T-293)} \cdot F_n \cdot NH_4^+$$

$$S_{NO_3^-} = k_{\text{nitrificacion}} \cdot 1.083^{(T-293)} \cdot F_n \cdot NH_4^+ - k_{\text{desnitrificacion}} \cdot 1.045^{(T-293)} \cdot F_{dn} \cdot NO_3^-$$

donde  $k_{\text{amonificacion}}$  es la constante de amonificación a 20°C,  $k_{\text{nitrificacion}}$  es la constante de nitrificación a 20°C,  $k_{\text{desnitrificacion}}$  es la constante de desnitrificación a 20°C,  $N_{org}$  la concentración de nitrógeno orgánico,  $NH_4^+$  la concentración de nitrógeno en forma amoniacal,  $NO_3^-$  la concentración de nitrógeno en forma de nitratos,  $w_{s,N_{org}}$  es la velocidad de sedimentación del nitrógeno orgánico,  $F_n$  es el factor de atenuación debido a bajos niveles de oxígeno, y  $F_{dn}$  el factor corrector para tener en cuenta que la desnitrificación sólo se produce en momentos de anoxia.

### 2.2.4 Temperatura y salinidad

La velocidad de reacción de todos los procesos anteriores depende de la temperatura del agua, la cual se incluye en todos los términos fuente definidos anteriormente. Además, la concentración de oxígeno en saturación depende de la presión atmosférica, de la temperatura del agua y de la salinidad del agua. La influencia de la presión atmosférica se considera a partir de la altura de la lámina de agua (calculada en el módulo hidrodinámico), aunque sus variaciones a lo largo del dominio de cálculo suelen ser despreciables. En el caso de que la temperatura y la salinidad sean aproximadamente constantes en espacio y tiempo, se pueden introducir a

como constantes a nivel de usuario. En el caso de que se produzcan variaciones importantes de estas variables en tiempo o en espacio, es necesario calcular su valor mediante la resolución de sendas ecuaciones de conservación (calor y salinidad).

En el modelo se incluye un módulo de salinidad que resuelve la ecuación de conservación de una sustancia pasiva promediada en profundidad, i.e. sin término fuente ( $SS=0$ ). Se incluye asimismo un módulo de temperatura que resuelve la ecuación del calor promediada en profundidad, incluyendo los siguientes procesos en el término fuente ST:

- Radiación solar de onda corta
- Radiación de onda larga emitida por la atmósfera
- Radiación de onda larga emitida por el agua
- Conducción de calor entre el agua y el aire por diferencia de temperatura
- Energía consumida en la evaporación del agua

## 2.3 Esquemas numéricos

Las ecuaciones anteriores se resuelven mediante esquemas numéricos en volúmenes finitos, realizándose la discretización del dominio espacial mediante una malla no estructurada. Para la discretización del flujo convectivo se utiliza un esquema basado en la formulación de Roe (1986). El esquema utiliza una reconstrucción de segundo orden tipo MUSCL (Toro, 2001) para las dos componentes del caudal unitario ( $q_x, q_y$ ), y de primer orden para el calado  $h$ . El término fuente pendiente del fondo se discretiza de forma descentrada mediante una formulación similar a la propuesta por Bermúdez y Vázquez-Cendón (1994). El resto de términos se discretizan de forma centrada. Se puede encontrar una descripción más detallada de los esquemas numéricos en Cea et al. (2007b).

# 3 Aplicación a la desembocadura del río Ulla

## 3.1 Zona de estudio

El modelo de calidad de aguas desarrollado se ha utilizado para evaluar los efectos de un vertido hipotético en la desembocadura del río Ulla, en condiciones no-estratificadas. Se consideran únicamente los efectos de las corrientes generadas por la marea y por el caudal del río Ulla. No se considera en este ejemplo el efecto del oleaje. Se ha evaluado cómo varía la concentración de los diferentes componentes considerados en el modelo para distintas condiciones de marea y de caudal del río, así como para diferentes cargas de contaminante en el río.

La zona de estudio comprende la desembocadura del río Ulla, una zona de bajos que se seca en su mayoría en bajamar, y la parte interior de la ría de Arousa (Figura 2).



Figura 2 Foto aérea de la desembocadura del río Ulla en la ría de Arousa y zona de estudio(círculo rojo)

### 3.2 Modelo numérico

El modelo numérico cubre una extensión de aproximadamente 20Km<sup>2</sup>. Debido al carácter bidimensional de la zona de estudio y a su forma irregular, se ha utilizado una malla no estructurada de volúmenes finitos formada por 14287 elementos (Figura 3 ). La malla es más fina en la zona de bajos, ya que en esta región se alcanzan las mayores velocidades y al mismo tiempo se genera un frente seco-mojado no-estacionario que se mueve con cierta rapidez, y que es conveniente tener bien definido en el modelo numérico.

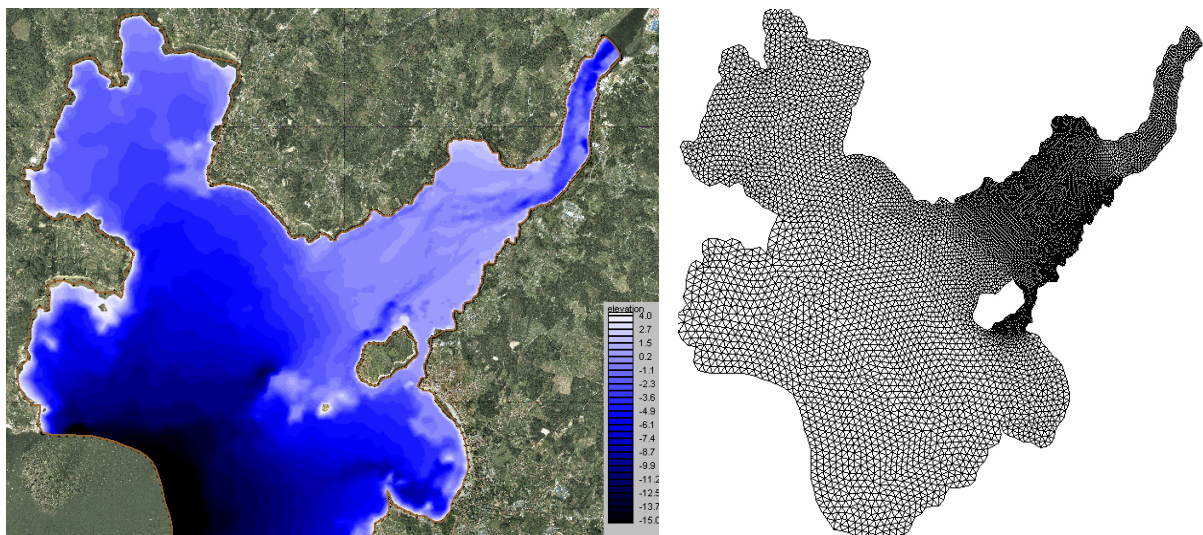


Figura 3 Batimetría de la zona de estudio (izquierda) y malla de volúmenes finitos empleada en el cálculo (derecha)

Como condiciones de contorno hidrodinámicas, se impone el caudal del río Ulla en el contorno interior (30m<sup>3</sup>/s), y el nivel de marea en el contorno exterior. Se consideran 3 ondas de marea semidiurnas, correspondientes a las carreras de marea mínima, media y máxima registradas por el mareógrafo de Vilagarcía de Arousa (Figura 4 ).

Respecto a las sustancias consideradas en el modelo de calidad de aguas, se impone un vertido hipotético de nitrógeno orgánico proveniente del río Ulla con las siguientes concentraciones: [OD] = 4 mg/l, [DBO] = 10 mg/l,

[Norg] = 16 mg/l, [NH4] = 0 mg/l, [Nitratos] = 0 mg/l. En el contorno externo, se impone una concentración nula para todas las variables excepto para el oxígeno disuelto, para el cual se impone [OD] = 8 mg/l.

Los valores asumidos para las diferentes constantes cinéticas que intervienen en los procesos de degradación de materia orgánica carbonosa, amonificación, nitrificación y desnitrificación son los siguientes:

$$k_{\text{degradacion}} = 3.4 \text{ d}^{-1}, k_{\text{amonificacion}} = 0.2 \text{ d}^{-1}, k_{\text{nitrificacion}} = 0.5 \text{ d}^{-1}, k_{\text{desnitrificacion}} = 0.05 \text{ d}^{-1}$$

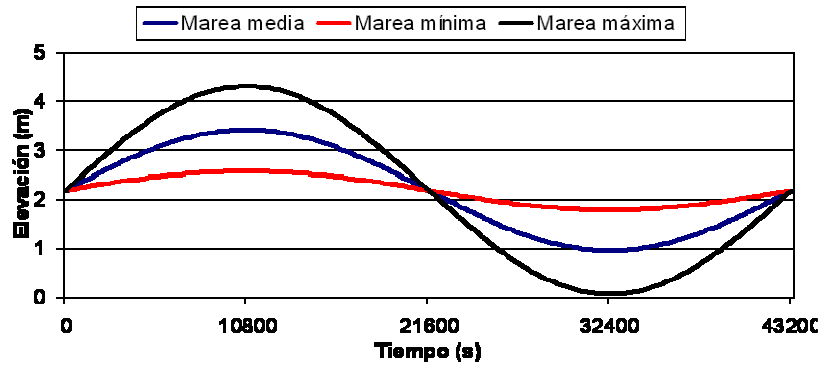


Figura 4 Ondas de marea consideradas como condición de contorno

### 3.3 Resultados

En la desembocadura del río Ulla existe una zona de bajo calado que produce unas velocidades de agua relativamente altas, especialmente en marea vaciante (Figura 5 ). En esta zona se produce una rápida dilución de las sustancias provenientes del río, debido a los procesos de advección y de difusión turbulenta.

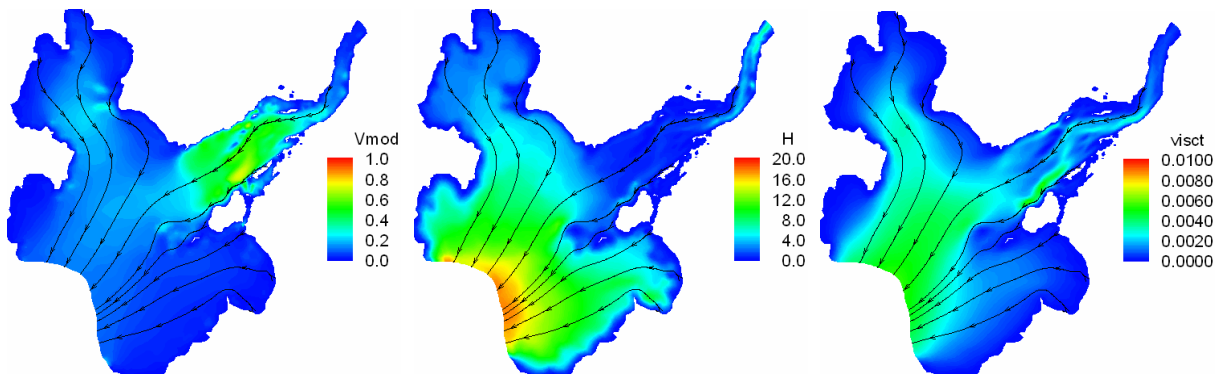


Figura 5 Campos de velocidad en m/s (izquierda), calado en m (centro) y viscosidad turbulenta en m²/s(derecha) en marea máxima vaciante

En las siguientes Figuras se muestra la concentración de los diferentes compuestos considerados por el modelo de calidad en condiciones de equilibrio (tras 30 ciclos de marea). La Figura 6 muestra la concentración de materia orgánica carbonosa en condiciones de pleamar y bajamar. La DBO disminuye rápidamente debido fundamentalmente a los procesos de dilución y de degradación de materia orgánica carbonosa, siendo la concentración de DBO en el interior de la ría inferior a 0.1 mg/l. Igualmente, la concentración de nitrógeno orgánico (Figura 7 ) disminuye por los procesos de dilución y amonificación, disminuyendo hasta valores inferiores a 1 mg/l en el interior de la ría. En la Figura 8 se muestra cómo, a pesar de que el vertido simulado no contiene amonio, debido al proceso de amonificación se produce un incremento de su concentración, propagándose por toda la ría. Debido a que el aporte de nitrógeno orgánico por el río es constante, la concentración de amonio en el interior de la ría aumenta hasta alcanzar valores relativamente altos (14 mg/l). Al

mismo tiempo que los procesos anteriores, se produce la nitrificación del ión amonio, transformándose en nitritos/nitratos (Figura 9 ). En la Figura 9 se pueden observar las zonas en las que se produce una mayor acumulación de nitratos. En algunos puntos de la zona de estudio se alcanzan valores de hasta 3 mg/l, sin embargo en el interior de la ría las concentraciones son inferiores a 1 mg/l. A pesar de los procesos de degradación de materia orgánica y de nitrificación, en los cuales se consume oxígeno disuelto, el proceso de reaeración produce un aumento gradual de la concentración de oxígeno a medida que el agua del río penetra en la ría, alcanzándose valores del orden de 5 mg/l en la zona de estudio (Figura 10 ).

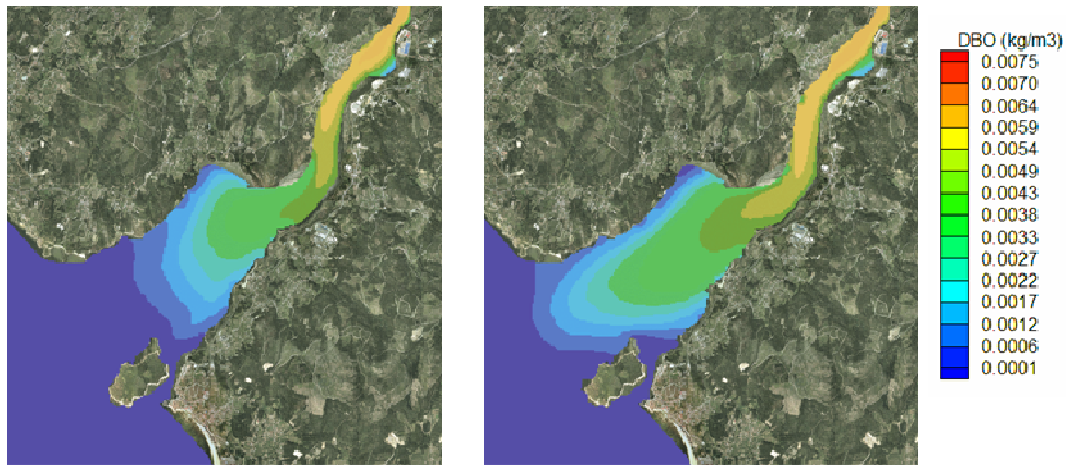


Figura 6 Concentración de DBO en condiciones de pleamar (izquierda) y bajamar (derecha)

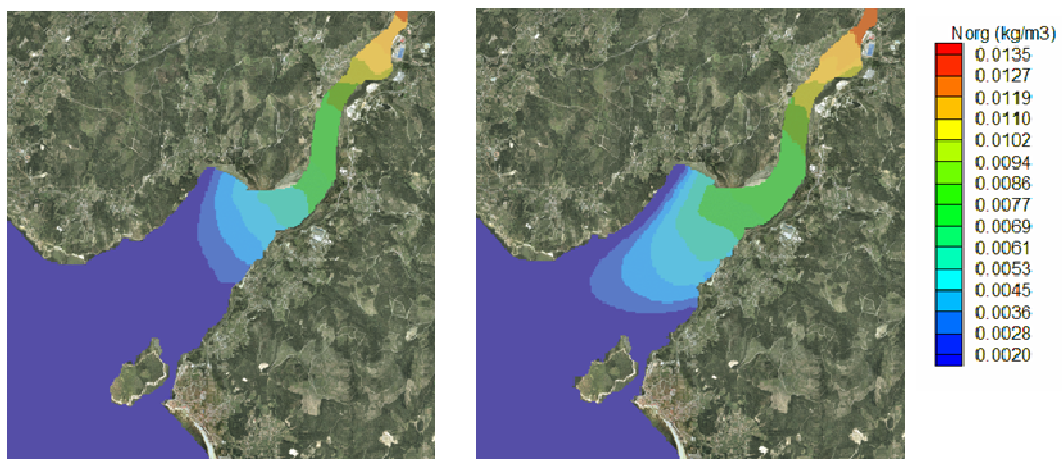


Figura 7 Concentración de nitrógeno orgánico en condiciones de pleamar (izquierda) y bajamar (derecha)



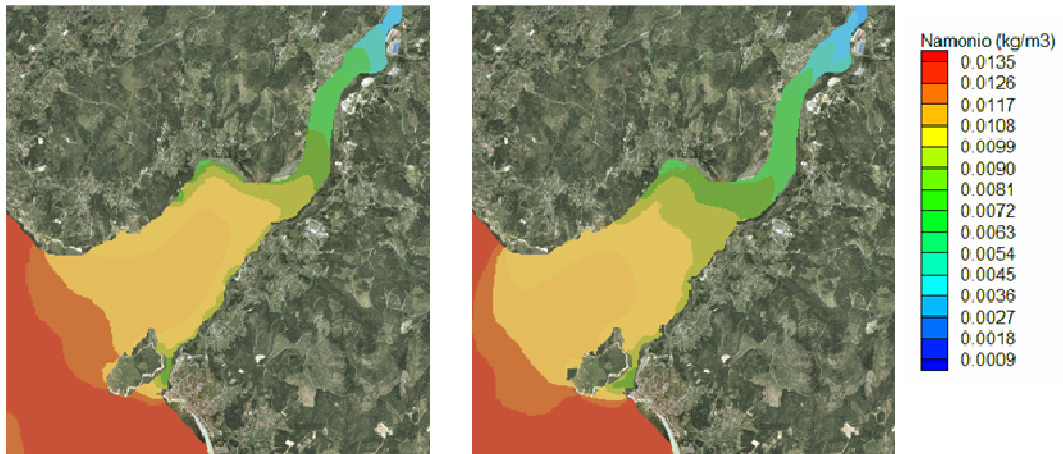


Figura 8 Concentración de amonio en condiciones de pleamar (izquierda) y bajamar (derecha)

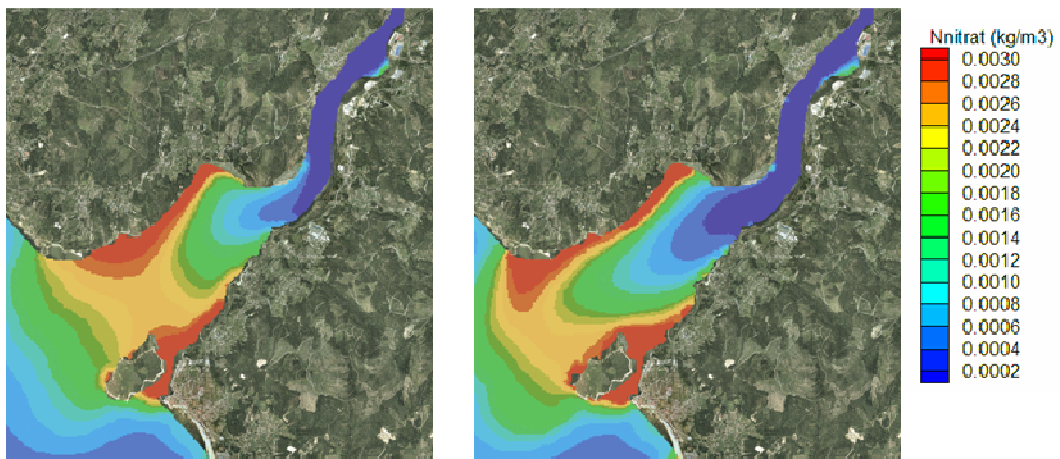


Figura 9 Concentración de nitratos en condiciones de pleamar (izquierda) y bajamar (derecha)

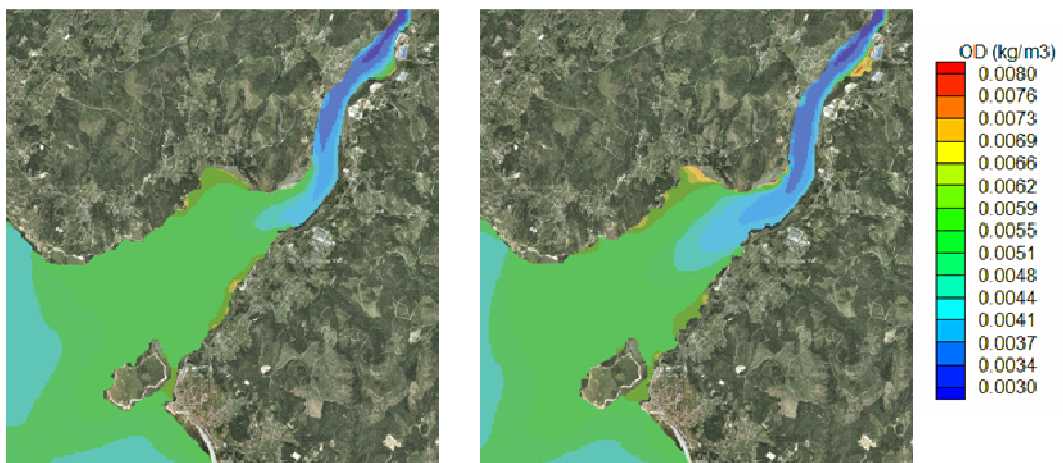


Figura 10 Concentración de oxígeno disuelto en condiciones de pleamar (izquierda) y bajamar (derecha)

## 4 Conclusiones

En este artículo se ha presentado un modelo de calidad de aguas bidimensional promediado en profundidad, válido para flujos poco profundos no-estratificados. El modelo desarrollado resuelve las ecuaciones de balance de masa 2D para el oxígeno disuelto, la materia orgánica carbonosa, el ciclo del nitrógeno (nitrógeno orgánico, amonio y nitratos/nitritos), la temperatura y la salinidad, considerando el transporte advectivo, la difusión turbulenta y los procesos de degradación de materia orgánica, amonificación, nitrificación y desnitrificación.

El modelo desarrollado se ha aplicado a la desembocadura del río Ulla en la ría de Arousa, una zona con una hidrodinámica intermareal relativamente compleja, debido a la forma de la costa y a la presencia de frentes secomojado no estacionarios muy dinámicos. El modelo permite analizar la evolución temporal y espacial de los diferentes compuestos, identificando los valores mínimos y máximos de concentración que se alcanzan, así como las zonas más críticas desde el punto de vista de calidad del agua y los tiempos de permanencia en el caso de vertidos no estacionarios. Constituye por lo tanto una herramienta muy útil teniendo en cuenta las necesidades relativas a la protección de ecosistemas y a estudios de calidad del aguas impulsadas por la Directiva Marco del Agua y por el Plan Nacional de Calidad de las Aguas.

## 5 Referencias

- Banks, R.B., Herrera, F.F. (1977). Effect of wind and rain on surface reaeration. *J. Environ. Engrg. Div. ASCE* 103, pp. 489–504.
- Bermúdez, A. y Vázquez-Cendón, M.E. (1994). Upwind methods for hyperbolic conservation laws with source terms, *Comput. Fluids*, Vol. 23 (8)
- Cea, L., L. Pena, J. Puertas, M. E. Vázquez-Cendón y E. Peña (2007a). "Application of several depth-averaged turbulence models to simulate flow in vertical slot fishways." *Journal of Hydraulic Engineering* 133(2), pp. 160-172.
- Cea, L., J. Puertas y M. E. Vazquez-Cendon (2007b). "Depth averaged modelling of turbulent shallow water flow with wet-dry fronts." *Archives of Computational Methods in Engineering* 14(3), pp. 303-341.
- Churchill, M.A., Elmorey, H.L., Buckingham, R.A. (1962). The prediction of stream reaeration rates. *Journal of Sanitary Engineering Div., ASCE*, 88(4), pp. 1–46.
- Covar, A.P. (1976). Selecting the Proper Reaeration Coefficient for Use in Water Quality Models. Presented at the U.S. EPA Conference on Environmental Simulation and Modeling. April 19-22, 1976. Cincinnati, OH.
- Owens, M., Edwards, R.W., Gibbs, J.W. (1964). Some reaeration studies in streams. *International Journal of Air and Water Pollution* 8(8/9), pp. 469–486.
- O'Connor, D.J., Dobbins, W.E. (1958). Mechanisms of reaeration in natural streams. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 123, pp. 641–684.
- Rastogi, A.K. y Rodi, W. (1978). Predictions of heat and mass transfer in open channels, *Journal of the Hydraulics Division HY3*, pp. 379-420.
- Roe, P.L. (1986). Discrete models for the numerical analysis of time-dependent multidimensional gas dynamics, *J. Comput. Phys.*, Vol. 63, pp. 458-476.
- Toro, E.F. (2001). *Shock-capturing Methods for Free-Surface Shallow Flows*. Wiley, Chichester, West Sussex PO19 1UD, England

## **6 Agradecimientos**

Los trabajos presentados en este artículo se han realizado dentro del proyecto “Afecciones a la fauna de las aguas de transición de las variaciones de agua dulce generadas por las centrales hidroeléctricas de punta”, 113/SGTB/2007/1.4, financiado por el Ministerio de Medio Ambiente.