



*Escuela Técnica Superior de  
Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.*

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



# MODELADO HIDRODINÁMICO Y DE LA CALIDAD EN LA BAHÍA DE SANTANDER

Trabajo realizado por:

*Igor Granado Domínguez*

Dirigido:

*Araceli Puente Trueba*

*Andrés García Gómez*

Titulación:

**Máster Universitario en Gestión  
Integrada de sistemas Hídricos**

Santander, Octubre de 2016

**TRABAJO FINAL DE MASTER**



# MODELADO HIDRODINÁMICO Y DE LA CALIDAD EN LA BAHÍA DE SANTANDER

**Autor:** Igor Granado Domínguez

**Directores:** Araceli Puente Trueba y Andrés García Gómez

**Convocatoria:** Octubre de 2016

## Resumen

---

El presente trabajo analizara la influencia que tienen las condiciones meteo-oceanograficas en el transporte y evolución de los coliformes fecales (CF) en la Bahía de Santander. Para poder realizar dicho análisis emplearemos la herramienta de modelado numérico Delft3D.

La metodología empleado ha sido la creación y calibración de un modelo hidrodinámico empleando el módulo Delft3D-FLOW, para después ejecutar los escenarios hidrodinámicos ideales sobre los cuales ejecutaremos el modelo de calidad. Dichos escenarios se han planteado usando los percentiles 10, 50 y 90 de la función de distribución. Para el modelo de calidad empleares D-Water Quality al cual le añadiremos un módulo de contaminación fecal para el modelado de CF.

Por último se desarrollara un análisis de los resultados obtenidos para conocer la interacción que tienen las condiciones meteo-oceanograficas en el transporte y evolución de los CF.

**Palabras claves:** Modelo hidrodinámico, modelo de calidad, Santander, Delft3D, estuario, contaminación fecal.

---

### 1. Introducción

Las zonas estuarinas son ecosistemas únicos, que a lo largo de la historia han sido sometidos a una gran presión. Por lo que, para garantizar el buen estado ecológico de sus aguas es necesario el conocer cómo le afectan los diferentes vertidos a los que se ven sometidos las masas de agua.

En este trabajo nos centraremos en el estuario de Santander, y modelaremos un vertido producido por el tratamiento de las aguas urbanas e industriales en la EDAR de Suesa.

### 2. Objetivo

Los objetivos concretos del presente trabajo son:

- Implementar un modelo Hidrodinámico
- Implementar un modelo de calidad
- Modelar el vertido producido por la EDAR de Suesa
- Analizar los resultados

### 3. Área de estudio

La zona de estudio es la Bahía de Santander, la cual es una importante área económica, recreacional y natural

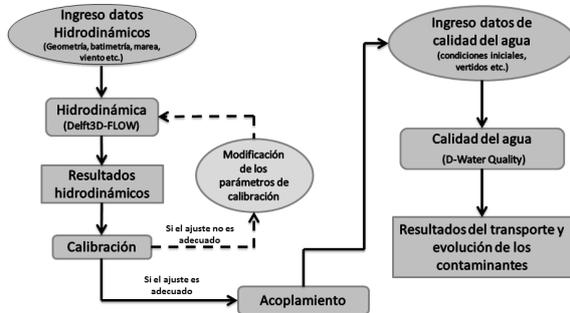
situada en la Comunidad Autónoma de Cantabria, España (Véase la figura 3). Tiene una superficie de 2.346 ha y un perímetro de 90 Km.



**Figura 3.** Delimitación de la zona del estuario de Santander.

#### 4. Metodología

En la figura 5 podemos ver un esquema de la metodología empleada.



**Figura 6.** Metodología empleada.

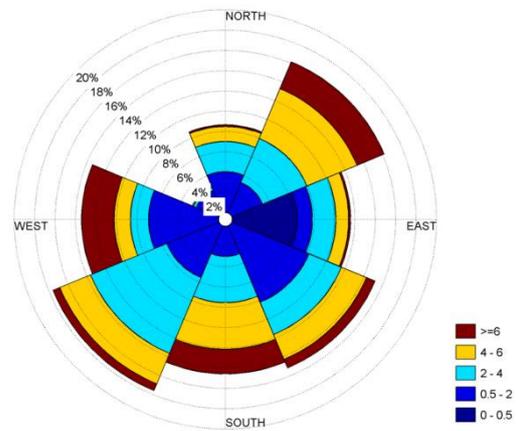
La cual la podríamos resumir en los siguientes pasos:

- Creación y calibración del modelo hidrodinámico
- Selección de escenarios hidrodinámicos
- Creación del modelo de calidad
- Selección de escenarios de vertido
- Análisis de los resultados

#### Planteamiento de escenarios

Los escenarios para los cuales modelaremos el transporte y evolución de los coliformes fecales son unos escenarios teóricos, obtenidos mediante la combinación de diferentes condiciones meteo-oceanográficas y de funcionamiento de la EDAR.

Se han planteado 27 escenarios hidrodinámicos, resultado de la combinación de diferentes amplitudes de marea, caudales procedentes del río Miera y condiciones de viento.



**Figura 17.** Rosa de viento generada entre los meses de Abr-Nov. del año 2005.

Para las condiciones de vertido, hemos supuesto 6 escenarios, según el tratamiento que reciban las aguas residuales.

- Tratamiento primario
- Tratamiento secundario
- Tratamiento terciaria

Además, se simularán escenarios con y sin desinfección del vertido.

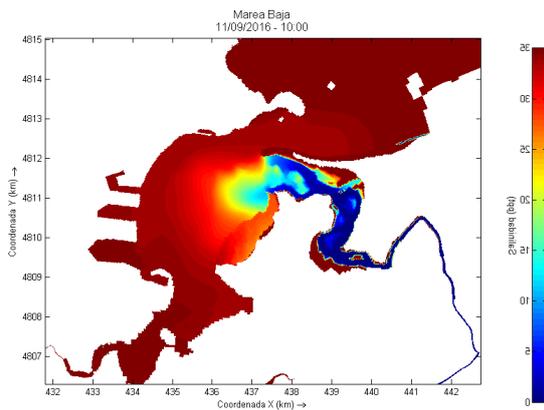
Por lo tanto el número total de escenarios a simular será la combinación de los 27 escenarios hidrodinámicos en combinación con los 6 escenarios de vertido de la EDAR.

Escenarios Totales =  $27 \times 6 = 162$  escenario

## 5. Resultados

### Modelo Hidrodinámico

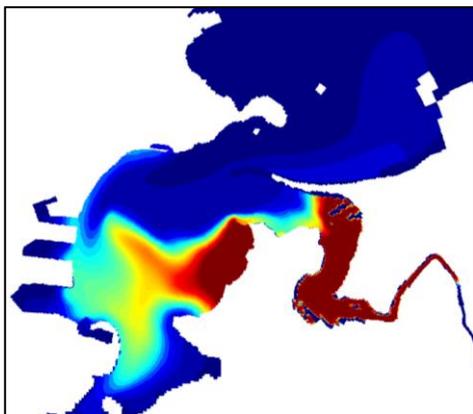
Para la realización del modelo hidrodinámico se ha empleado el modelo Delft3D. A demás, se optó por un modelo 2DH porque la zona de estudio es un estuario de aguas poco profundas y bien mezcladas.



**Figura 24.** Evolución de la salinidad.

### Modelo de Calidad

Para el modelado de la evolución y transporte de los coliformes fecales (CF) en la bahía de Santander se ha empleado el módulo de calidad D-Water Quality, el cual es una pieza más del software Delft3D.



**Figura 26.** Imágenes de la evolución de la concentración de coliformes fecales.

## 6. Conclusiones

- Cuando el funcionamiento de la EDAR es el normal, las afecciones son mínimas.
- Cuando la EDAR vierte con un tratamiento secundario las afecciones se limitan a la zona del río Miera y su desembocadura.
- Cuando vierte con un tratamiento primario se ven afectadas la zona del río Miera, la zona este de la playa de Somo y las zonas de producción de moluscos.
- Las mayores afecciones en la zona interna de la bahía se generan con vientos procedentes del NE, en condiciones de elevado caudal y amplio rango mareal.
- Las máximas concentraciones en las zonas de baño y en la ría de Cubas se registran con un viento en calma.
- Las mínimas afecciones se producen con viento procedente del SW.
- La afección originada por el vertido es mayor cuanto más elevado es el caudal del río Miera, a excepción de la zona LIC.
- La influencia de la amplitud de marea es muy variable y no afecta a todo el estuario por igual.

# HYDRODYNAMIC AND WATER QUALITY MODEL AT SANTANDER BAY

**Author:** Igor Granado Domínguez

**Director:** Araceli Puente Trueba y Andrés García Gómez

**Convocation:** October de 2016

## Abstract

---

This paper analysed the influence of meteo-oceanographic condition in the transport and evolution of fecal coliform (CF) at Santander Bay. To perform this analysis will use Delft3D, a numerical modelling tool.

The methodology employed has been the creation and calibration of a hydrodynamic model using the Delft3D-FLOW module and then run the hydrodynamic ideals scenarios upon which execute the water quality model. These scenarios have been raised using percentile 10, 50 and 90 of the distribution function. For water quality model we will use D-Water Quality which will add a module of fecal contamination for CF modelling.

Finally we will develop an analysis of the results to understand the interaction of the meteo-oceanographic conditions in transportation and evolution of CF.

**Keywords:** Hydrodynamic model, water quality model, Santander, Delft3D, estuary, fecal contamination

---

### 1. Introduction

Estuarine areas are unique ecosystems that throughout history have been under great pressure. So, to ensure the good ecological status of waters is necessary to know how different discharges affect water bodies

In this paper we will focus on the estuary of Santander and we will model a discharge produced by the treatment of urban and industrial wastewater in the sewage treatment plant of Suesa.

### 2. Objectives

The specific objectives of this work are:

- Implementation of a hydrodynamic model.
- Implementation of a water quality model.
- Model a discharge produced by sewage treatment plant of Suesa
- Analyse the results

### 3. Study area

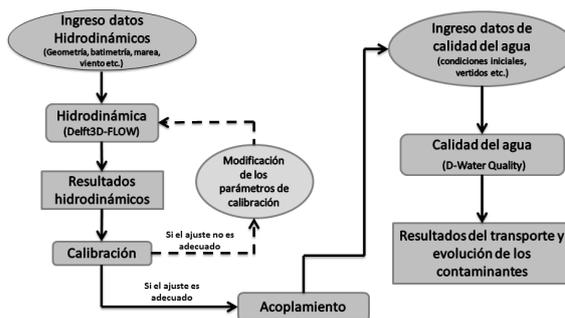
The study area is the Bay of Santander, which is an important economic, recreational and natural area located in the Autonomous Community of Cantabria, Spain (See Figure 3). It has an area of 2,346 ha and a perimeter of 90km.



**Figure 3.** Delimitation of the estuary zone of Santander.

#### 4. Methodology

In Figure 5 we can see a scheme of the methodology used.



**Figure 6.** Methodology used.

It could be summarized in the following steps:

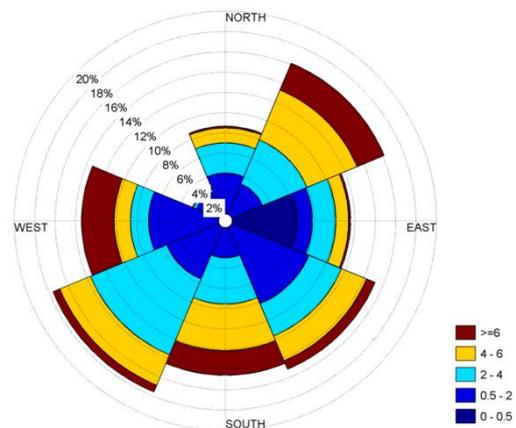
- Creation and calibration of the hydrodynamic model
- Selection of hydrodynamic scenarios
- Creation of water quality model
- Selecting discharge scenarios
- Analysis of results

#### **Selection of scenarios**

The scenarios for which we will model the transport and evolution of fecal

coliforms are theoretical scenarios, obtained by combining different meteorological and oceanographic conditions and water treatment of the wastewater treatment plant.

Have been raised 27 hydrodynamic scenarios resulting from the combination of different tidal ranges, flows from the river Miera and wind conditions.



**Figure 17.** Wind rose generated between the months of Apr-Nov. 2005.

For the conditions of discharge, we have assumed six scenarios, according to the treatment they receive.

- Primary treatment
- Secondary treatment
- Tertiary Treatment

Furthermore, scenarios with and without disinfecting will be simulated.

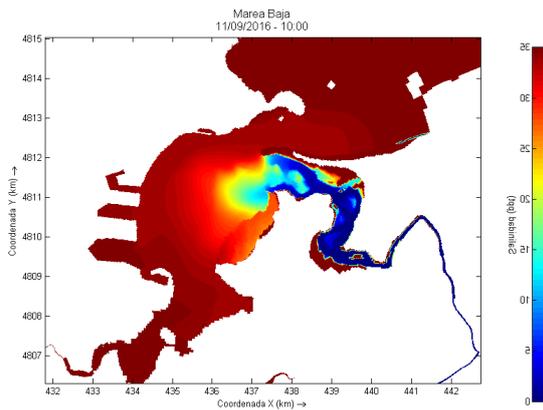
Therefore the total number of scenarios to be simulated is the combination of 27 hydrodynamic scenarios in combination with the six scenarios of discharge of wastewater treatment plant.

$$Total\ scenarios = 27 \times 6 = 162\ scenarios$$

## 5. Result

### Hydrodynamic model

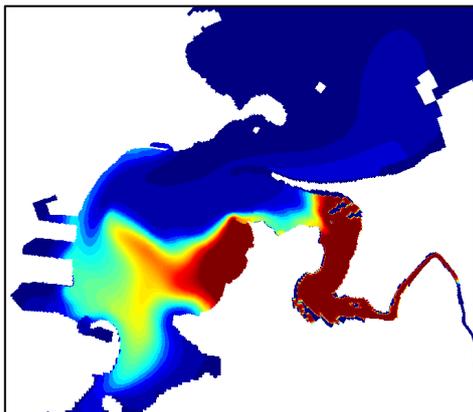
To carry out the hydrodynamic model Delft3D model has been used. Furthermore, it has employed a 2DH model because the study area is a shallow estuary waters and well mixed.



**Figure 24.** Changes in salinity.

### Water quality model

For modelling of evolution and transport of fecal coliforms (CF) in the Bay of Santander it has been used D-Water Quality module, which is another piece of software Delft3D.



**Figure 26.** Images of the evolution of the concentration of fecal coliforms.

## 6. Conclusions

- When operation of the wastewater treatment plant is normal, affections are minimal.
- When the wastewater treatment plant discharges with secondary treatment, the affections are limited to the area of the Miera River.
- When wastewater treatment plant discharges with primary treatment, the affections appear in the Miera River, the eastern area of Somo beach and at mollusc production areas.
- The majority affections in the inner area of the bay are generated with winds from the NE, in conditions of high flow and large tidal range.
- The maximum concentrations in Bath areas and Cubas estuary are registered with a calm wind.
- Minimum infections occur with wind from the SW.
- The affection caused by discharge is greater when the flow of the river Miera is higher, except for the LIC.
- The influence of tidal amplitude is very variable and does not affect the entire estuary alike.

# Índice

1	INTRODUCCIÓN .....	1
2	OBJETIVO.....	3
3	ÁREA DE ESTUDIO .....	4
4	METODOLOGÍA .....	8
4.1	Modelo Hidrodinámico .....	9
4.1.1	Descripción módulo Delft3D-FLOW.....	9
4.1.2	Configuración del modelo hidrodinámico.....	12
4.1.3	Discretización del dominio .....	13
4.1.4	Condiciones de contorno e iniciales .....	15
4.1.5	Parámetros de calibración del modelo .....	16
4.1.6	Calibración.....	19
4.1.7	Configuración final.....	29
4.2	Modelo de Calidad.....	30
4.2.1	Descripción .....	30
4.2.2	Configuración del módulo de contaminación fecal.....	31
4.2.3	Discretización del dominio .....	32
4.2.4	Calibración del modelo.....	32
4.2.5	Configuración final.....	32
4.3	Condiciones de Contorno e iniciales .....	33
4.4	Planteamiento de escenarios.....	34
4.5	Determinación del tiempo de ejecución .....	37
4.6	Puntos de control del modelo .....	38
5	RESULTADOS.....	40
5.1	Hidrodinámicos .....	40
5.2	Calidad del agua .....	46
5.2.1	Condiciones Extremas: tratamiento primario sin desinfección .....	46
5.2.2	Condiciones Medias: Tratamiento secundario con desinfección .....	50
5.2.3	Condiciones normales: Tratamiento terciario con desinfección.....	51
6	DISCUSIÓN.....	60
7	CONCLUSIONES .....	65
8	REFERENCIAS .....	66



## 1 INTRODUCCIÓN

Actualmente existe un fenómeno de migración de la población a zonas costeras o estuarinas, con el consiguiente aumento de la presión hacia los ecosistemas acuáticos. Por lo tanto, para poder garantizar la sostenibilidad de los diferentes sistemas hídricos presentes en las zonas costeras, los diferentes actores con competencias necesitan disponer de la información necesaria para poder tomar las decisiones adecuadas.

Dentro de los sistemas acuáticos, tienen especial importancia los estuarios al ser ecosistemas únicos, con una gran biodiversidad y que a lo largo de la historia han sufrido grandes presiones y modificaciones en sus márgenes y aguas.

La bahía de Santander es el estuario de mayor tamaño de la costa norte de España. Actualmente sus márgenes albergan grandes núcleos urbanos, además de zonas portuarias e industriales. Esto conlleva que la bahía de Santander este sometida a un gran número de presiones (véase la Figura 1), entre las que se encuentran los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales



**Figura 1.** Algunas presiones antrópicas presentes en la Bahía de Santander.

El presente trabajo parte de la necesidad de analizar el riesgo ambiental de las distintas fuentes de contaminación existentes en la Bahía de Santander, con el fin de conocer mejor su comportamiento y facilitar así la toma de decisiones de los distintos gestores.

Para poder llevar a cabo dicho análisis y conocer las posibles afecciones de los diferentes contaminantes, lo habitual es aplicar modelos de calidad con la ayuda de herramientas de modelado numérico.

Ya se han realizado varios estudios en los que se ha abordado este tipo de modelado en la Bahía de Santander, destacando entre ellos el proyecto SPRES (Castanedo et. al., 2014). Dicho proyecto integra en una plataforma web herramientas de planificación y

modelos operacionales de alta resolución encaminados a facilitar la respuesta en la escala de actuación local (puertos, bahías y estuarios). La plataforma SPRES de la Bahía de Santander está compuesta por tres módulos: (1) sistema operacional (COAWST y TESEO), (2) sistema de evaluación de riesgos y (3) planes de respuesta.

El proyecto SPRES contribuyó a aumentar el conocimiento que se tenía de la bahía de Santander, aunque tiene ciertas limitaciones: i) Utiliza modelos complejos (ROMS); ii) Se centra en vertidos de hidrocarburos; iii) Estudia exclusivamente vertidos accidentales (más información en <http://spres.ihcantabria.com>).

Con este trabajo se quiere crear una herramienta que ayude a aumentar el conocimiento y evolución de otro tipo de sustancias presentes en la bahía de Santander, mediante la aplicación de modelos menos complejos. Como primer paso, se ha implementado un modelo hidrodinámico y un módulo de análisis de la evolución de indicadores de contaminación fecal, como contaminante representativo de los vertidos de aguas residuales urbanas.

Para poder realizar este estudio nos ayudaremos de herramientas de modelado numérico, concretamente del software Delft3D (Deltares, 2014). Se ha optado por emplear Delft3D frente a otros modelos numéricos por varios motivos.

El primero es que se trata de una herramienta de código abierto y con una versión gratuito. Además Delft3D integra en distintos módulos la parte de modelado hidrodinámico (Delft3D-FLOW) y de calidad del agua (D-Water Quality), que constituyen los módulos necesarios para poder abordar este estudio.

Por otra parte, el uso de Delft3D es menos complejo y requiere un menor tiempo de aprendizaje frente a otros modelos numéricos como es el caso del ROMS. También se trata de un modelo con gran aplicabilidad, ya que puede ser aplicado a distintos tipos de contaminantes, como por ejemplo los asociados a aguas residuales industriales o contaminación difusa (Deltares, D-Water Quality, 2014).

Por último, se trata de un modelo en auge, ampliamente empleado y testado en un gran número de estudios para distintos sistemas acuáticos, como estuarios (Ugarteburu, 2016, Bárcena, 2015, Kelin Hu, 2016), ríos (Prilop, 2014; Tang, G. 2015), lagos (Kaçikoç, 2014) o zonas costeras (Luger, 2000) y, por lo tanto, válido para el propósito de este trabajo.

De manera más concreta, el modelo creado se ha centrado en el estudio de la evolución de los coliformes fecales (CF) vertidos por la EDAR de Suesa, que trata las aguas residuales de los términos municipales de la cuenca media y baja del Miera. No obstante, el modelo permite añadir en un futuro otros vertidos que posean una carga de CF. Se ha seleccionado este vertido porque está localizado dentro del Lugar de Interés Comunitario Dunas del Puntal y Estuario del Miera (Véase la Figura 4) y, además, puede generar posibles afecciones a la calidad de las aguas de baño en las numerosas playas del entorno, así como en las áreas de producción de moluscos presentes en la Bahía de Santander.

## 2 OBJETIVO

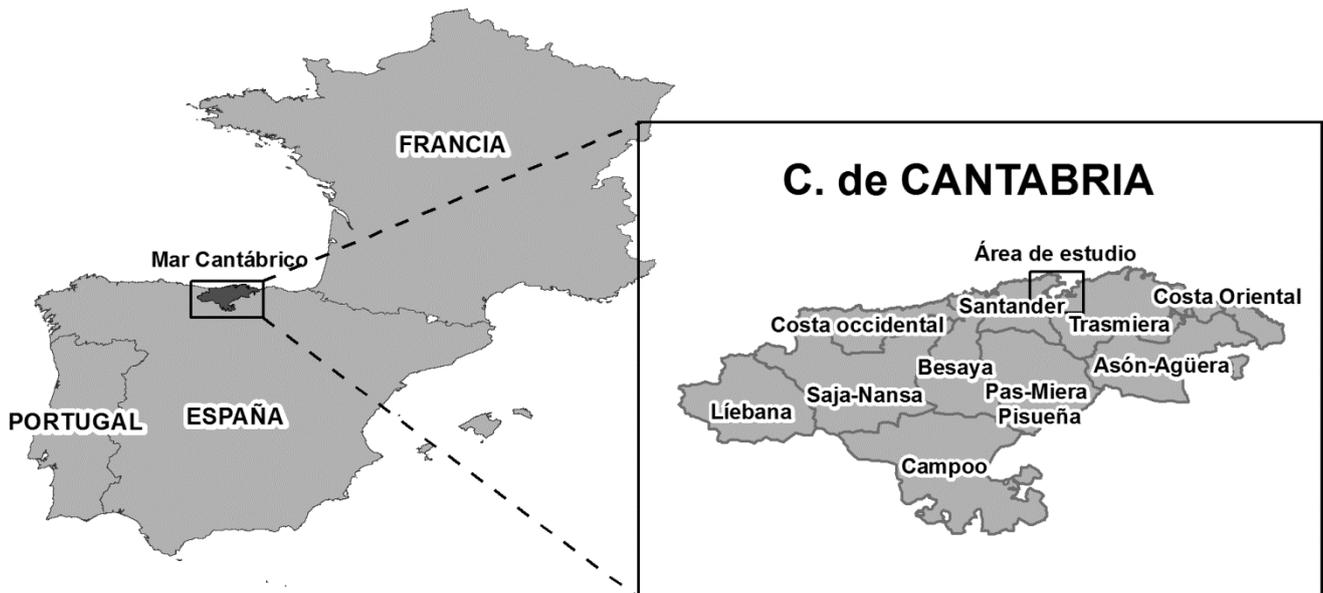
El objeto del presente trabajo es profundizar y aumentar el conocimiento de las distintas presiones presentes en el estuario de la bahía de Santander, así como proporcionar herramientas que permitan el estudio futuro de las fuentes de contaminación puntual.

Teniendo en cuenta el objetivo general de este trabajo de fin de master y la descripción del problema, con el fin de lograr este objetivo final, se han establecido los siguientes objetivos concretos:

- ❖ Implementar un modelo hidrodinámico para la bahía de Santander, que pueda ser empleado para diferentes estudios.
- ❖ Implementar un modelo de calidad para la bahía de Santander, que sea capaz de modelar fuentes puntuales de contaminación fecal.
- ❖ Modelar los coliformes fecales (CF) vertidos por la EDAR de Suesa y ver las posibles afecciones para distintos escenarios en las áreas de mayor interés ecológico, turístico y económico.
- ❖ Analizar la influencia que tienen las condiciones meteo-oceanográficas en el transporte y evolución de coliformes fecales (CF).

### 3 ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio es la Bahía de Santander, la cual es una importante área económica, recreacional y natural situada en la Comunidad Autónoma de Cantabria, España (Figura 2). Además, es el estuario de mayor tamaño de Cantabria y uno de los mayores de la cornisa Cantábrica, con una superficie de 2.346 ha y un perímetro de 90 Km.



**Figura 2.** Emplazamiento del área de estudio.

Se trata de un estuario de aguas poco profundas bien mezcladas, con una marea semidiurna y un rango mareal medio de 1 a 5 m. El principal aporte de agua dulce procede del río Miera, que desemboca en la margen derecha de la Bahía, en lo que se conoce como la ría de Cubas. Este río tiene un caudal medio anual de 8,2 m<sup>3</sup>/s. La Bahía de Santander también recibe los aportes de otros ríos de menor entidad, a través de las rías de Boo, Solía y Tijero, localizadas en su zona más interna.

Su morfología y funcionalidad están condicionadas por los rellenos en la margen oeste de la ciudad, donde se encuentran los puertos deportivos de Puertochico y Marina del Cantábrico, el puerto pesquero y comercial de Santander, además de todo el frente urbano de la ciudad. Esto se traduce en que prácticamente la totalidad de los márgenes naturales del frente urbano han sido sustituidos por estructuras de fijación. Además, el desarrollo de la actividad portuaria implica la necesidad de efectuar dragados periódicos para el mantenimiento de la canal de navegación y condiciona el estado de las comunidades que alberga la masa de agua.

La zona más interna de la Bahía, que engloba las rías de Astillero, Boo, Solía y Tijero, no tiene alteraciones físicas tan severas como la zona portuaria, aunque tiene alrededor del 30% de sus márgenes fijados y el canal de navegación está sometido a dragados periódicos. Además, presenta un elevado grado de contaminación que afecta notablemente a su calidad.



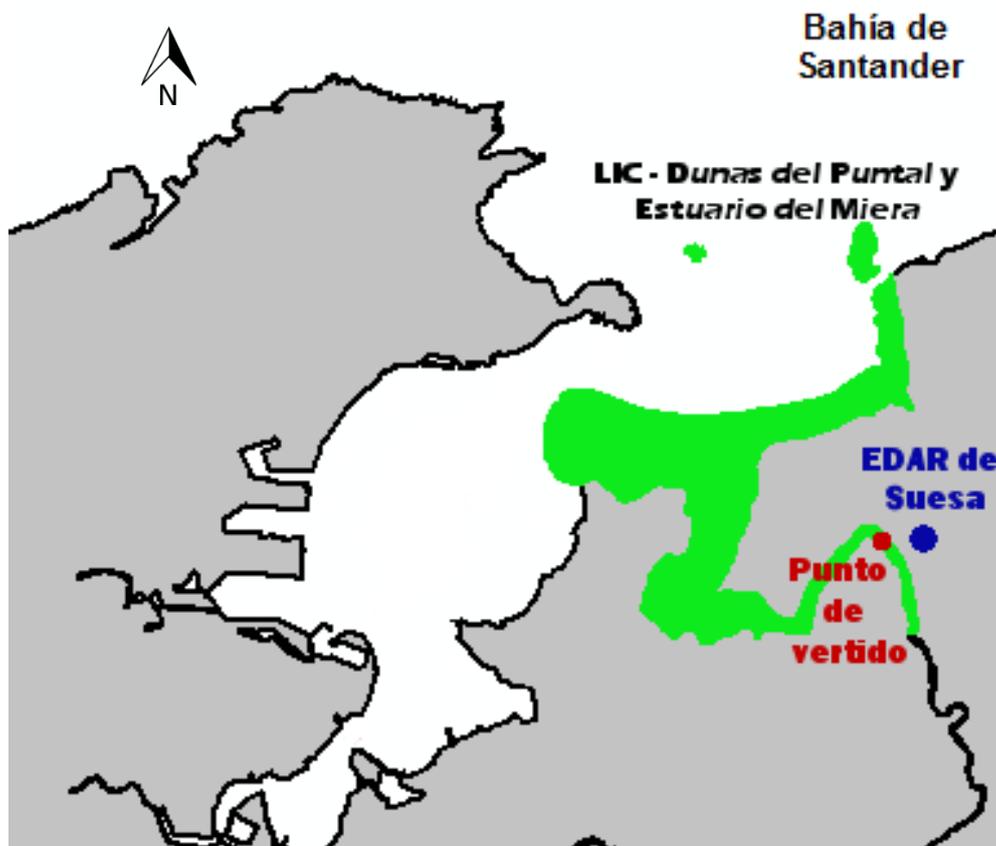
**Figura 3.** Delimitación de la zona del estuario de Santander.

El resto de la superficie de la Bahía se circunscribe a los páramos intermareales de la margen derecha frente a Pedreña y a la ría de Cubas. Dicho espacio intermareal representa el 67% del área total de la bahía (1.573 ha). Las zonas submareales están dominadas por aguas poco profundas, con una profundidad de 10-12 m que se producen a lo largo del canal.

Actualmente en el entorno de la bahía de Santander viven aproximadamente 235.000 personas, lo que provoca que el ecosistema acuático se vea sometido a un alto estrés, motivado por la presencia de las zonas urbanas e industriales.

De todos los vertidos puntuales presentes en el estuario, este trabajo se centra en el producido por la EDAR de Suesa (Figura 4). El vertido se realiza en la ría de Cubas, la cual forma parte de la Red Natura 2000 (Directiva 92/43/CEE), al ser un Lugar de Importancia Comunitaria (LIC - Dunas del Puntal y Estuario del Miera (Figura 4)).

Dicho vertido es de tipo urbano, producido por el tratamiento de las aguas residuales generadas por la población e industria de los municipios que conforman la cuenca media y baja del río Miera. La EDAR de Suesa está situada en el término municipal de Ribamontán al Mar y da servicio a los Municipios de Medio Cudeyo, Ribamontán al Mar, Ribamontán al Monte, Entrambasaguas y Marina de Cudeyo.



**Figura 4.** Zona LIC - Dunas del Puntal y Estuario del Miera, y punto de vertido de la EDAR de Suesa.

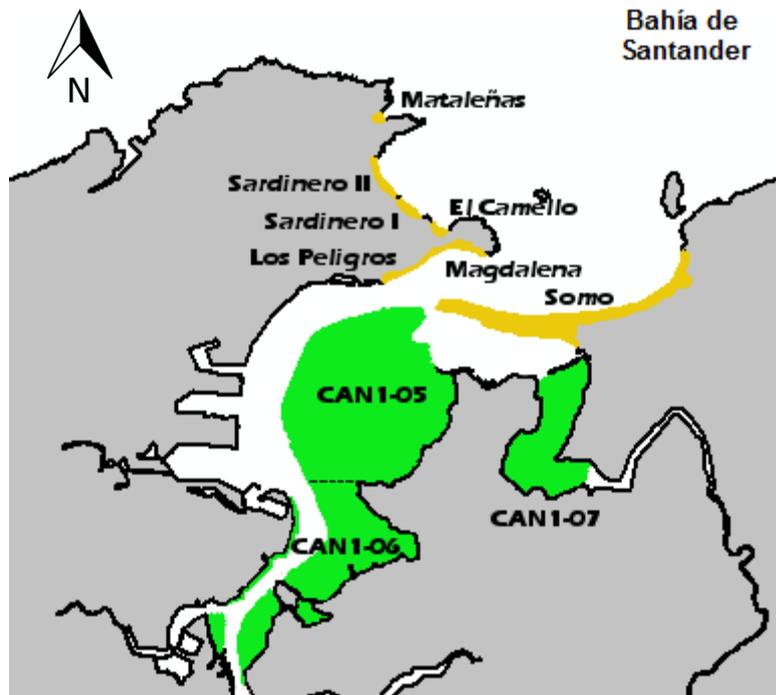
Su construcción finalizó en 2007, pero en el año 2009 se realizó una ampliación para poder tratar todas las aguas residuales procedentes de la cuenca media y baja del Miera. Con la ampliación la EDAR pasó de tener una capacidad de tratamiento de 56.614 habitantes equivalentes a poder tratar 93.800 habitantes equivalentes. Además, con su construcción se puso fin a los vertidos directos a la bahía de Santander y se completó el saneamiento integral de toda la bahía de Santander, que garantiza una buena calidad ambiental en una zona de gran valor ecológico.

Es sistema de depuración está diseñado para asegurar unas calidades en el caudal de salida propias de zonas sensibles, garantizando unas óptimas condiciones de vertido en la ría de Cubas. El tipo de depuración empleado es un tratamiento biológico y consta de las siguientes fases:

- Sistemas de pretratamiento con rejillas, tamices y desarenador-desengrasador
- Tratamiento biológico
- Decantación secundaria
- Tratamiento terciario con filtración por anillas
- Desinfección por rayos ultravioleta.

Una vez finalizado el proceso de depuración la EDAR de Suesa vierte un caudal medio diario de 8.182,2 m<sup>3</sup>/día en la ría de Cubas (coordenadas UTM 441.644 X, 4.810.007 Y).

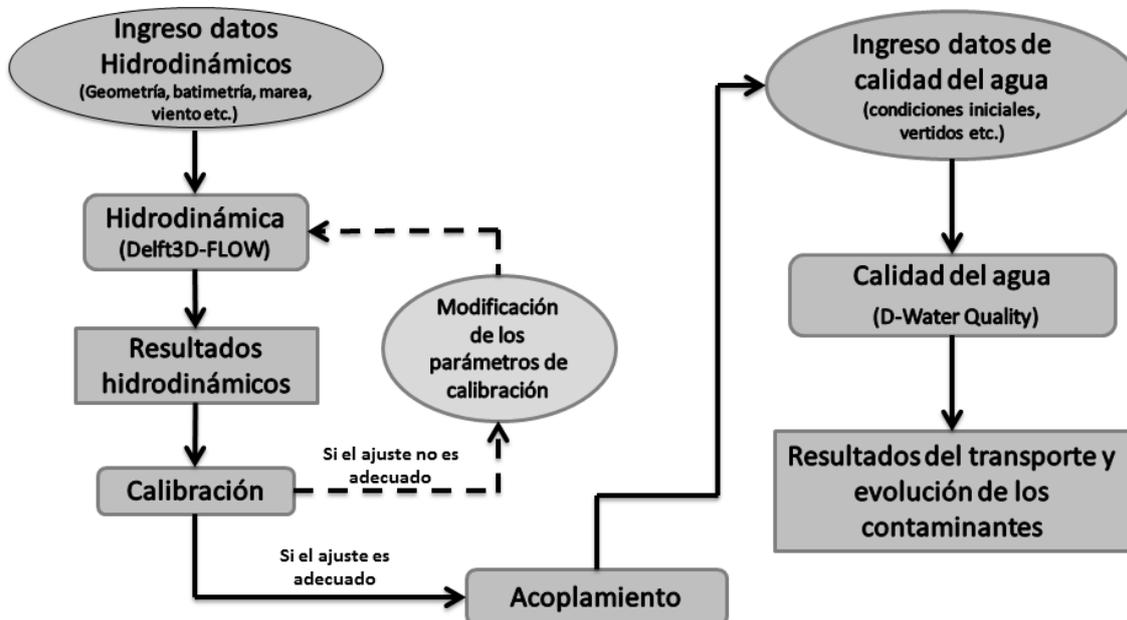
Además de la zona LIC, también es de gran interés para este estudio las zonas de producción de moluscos CAN1-05, CAN1-06 y CAN1-07 (Véase la Figura 5), al poder verse éstas afectadas por la presencia de coliformes fecales. Otras zonas de gran interés son las zonas de baño (Figura 5), debido a que una alta concentración de bacterias de *E.coli* podría causar la prohibición del baño, con las consiguientes molestias para los habitantes y turistas de la zona.



**Figura 5.** Ubicación de las zonas de producción de moluscos y las zonas de baño.

## 4 METODOLOGÍA

La metodología empleada para lograr los objetivos de este trabajo, es la que se muestra en la Figura 6.



**Figura 6.** Metodología empleada.

El primer paso consiste en obtener todos los datos necesarios para poder ejecutar el modelo hidrodinámico (Delft3D-FLOW) y consisten en:

- Creación de la malla de cálculo según la geometría del área de estudio
- Obtención de la batimetría
- Definición de las celdas secas (dry points) y diques pequeños (thin dams)
- Definición del tiempo de simulación
- Selección de los procesos físicos y constituyentes que queremos simular (En nuestro caso salinidad, temperatura y viento)
- Definición de las condiciones iniciales
- Delimitación y definición de las condiciones de contorno
- Definición de los distintos parámetros físicos (Rugosidad de fondo, rugosidad lateral, viscosidad horizontal de remolino y difusividad horizontal de remolino)
- Definición de los parámetros numéricos ( Paso de tiempo, proceso de inundación/secado, esquema numérico y filtros numéricos)
- Seleccionar los puntos de observación
- Definición las características de salida de los resultados

Una vez definidos los datos podemos ejecutar el modelo hidrodinámico y comparar los resultados del modelo hidrodinámico, con los datos medidos en campo. A este proceso se le llama calibración y tiene por objeto intentar reproducir, con la mayor precisión

posible, las dinámicas en la zona de estudio mediante la modificación de los parámetros de calibración del modelo.

Una vez que tengamos un ajuste adecuado y consideremos los resultados del modelo hidrodinámico aceptables, debemos definir los escenarios hidrodinámicos con los que simularemos el vertido en el módulo de calidad.

Con los escenarios hidrodinámicos definidos, el siguiente paso es ejecutarlos en el módulo Delft3D-FLOW, para después poder acoplar dichos resultados al módulo de calidad (D-Water Quality).

Cuando ya tenemos la información hidrodinámica en D-Water Quality, tenemos que introducir los datos necesarios para ejecutar el modelo de calidad. Dichos datos consisten en:

- Selección del escenario hidrodinámico
- Determinar el valor de la dispersión
- Definición de las sustancias a modelar (módulo de contaminación fecal)
- Definición del tiempo de simulación y el paso del tiempo
- Definición de las condiciones iniciales
- Delimitación y definición de las condiciones de contorno
- Definición de los distintos parámetros del módulo de contaminación fecal
- Definición de los vertidos (caudal y carga fecal)
- Seleccionar los puntos de observación
- Definición las características de salida de los resultados

Una vez introducidos los datos podemos ejecutar el modelo de calidad y obtener los resultados para los diferentes escenarios hidrodinámicos. Al igual que en el modelo hidrodinámico el siguiente paso sería la calibración de los diferentes parámetros del módulo de contaminación fecal.

En el presente trabajo no se ha realizado dicho proceso y se ha optado por emplear la bibliografía existe para determinar el valor de dichos parámetros.

Finalmente, es posible ejecutar el modelo de calidad para los diferentes escenarios hidrodinámicos y de vertido planteados.

## **4.1 Modelo Hidrodinámico**

### **4.1.1 Descripción módulo Delft3D-FLOW**

Para el cálculo hidrodinámico se ha optado por emplear el módulo Delft3D-FLOW, el cual es un programa de simulación multi-dimensional (2D o 3D) hidrodinámico y de transporte creado por Deltares para el medio acuático. Además, Delft3D-FLOW provee la base hidrodinámica para los otros módulos del software como "water quality", "ecology", "waves" and "morphology".

Dicho modulo calcula flujo no permanente y transporte mediante forzamientos meteorológicos y de marea en una malla que puede ser rectilínea o curvilínea. En simulaciones 3D, la malla vertical puede ser definida mediante coordenadas  $\sigma$  o  $Z$ .

En el módulo Delft3D-FLOW se resuelven las ecuaciones no lineales en aguas someras en 2D (profundidad promediada) o en 3D. El sistema de ecuaciones consiste en la ecuación del momento horizontal, la ecuación de continuidad, la ecuación de transporte y el modelo de cierre de la turbulencia. La ecuación del momento vertical es reducida a la relación de la presión hidrostática, ya que como las aceleraciones verticales se asumen pequeñas en comparación con la aceleración gravitacional éstas no se tienen en cuenta. Esto hace al módulo Delft3D-FLOW adecuado para predecir el flujo en mares poco profundos, áreas costeras, estuarios, lagos, ríos y lagunas. Su objetivo es modelar fenómenos de flujo en los cuales las escalas horizontales de longitud y tiempo son significativamente más grandes que las escalas verticales.

A continuación describiremos las ecuaciones que resuelve el módulo Delft3D-FLOW.

### **Ecuación de continuidad**

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial [(d+\zeta)u\sqrt{G_{\eta\eta}}]}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial [(d+\zeta)v\sqrt{G_{\xi\xi}}]}{\partial \eta} + \frac{\partial \omega}{\partial \sigma} = H(q_{in} - q_{out}) + P + E$$

Ec. 1

Donde  $u$ ,  $v$  y  $w$  son las componentes de la velocidad en las direcciones  $\xi$ ,  $\eta$  y  $\sigma$ , respectivamente,  $q_{in}$ ,  $q_{out}$  son fuente y sumidero de agua por unidad de volumen [1/s],  $\sqrt{G_{\eta\eta}}$  y  $\sqrt{G_{\xi\xi}}$  son coeficientes de conversión entre coordenadas curvilíneas y ortogonales y  $P$  y  $E$  son términos fuente de precipitación y evaporación, respectivamente, que pueden actuar en superficie.

### **Ecuaciones de conservación de cantidad de movimiento**

Las ecuaciones de conservación de la cantidad de movimiento en las direcciones  $\xi$  y  $\eta$  vienen dadas por:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial u}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial u}{\partial \eta} + \frac{\omega}{d+\zeta} \frac{\partial u}{\partial \sigma} - \frac{v^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} + \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\xi\xi}}}{\partial \eta} - fv = \\ - \frac{1}{\rho_0\sqrt{G_{\xi\xi}}} P_\xi + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial \tau_{\xi\xi}}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \tau_{\xi\eta}}{\partial \eta} + \frac{1}{(d+\zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left( v_v \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right) + M_\xi \end{aligned}$$

Ec. 2

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial v}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial v}{\partial \eta} + \frac{\omega}{d+\zeta} \frac{\partial v}{\partial \sigma} - \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} + \frac{u^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\xi\xi}}}{\partial \eta} + fu =$$

$$- \frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\eta\eta}}} P_\eta + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial \tau_{\eta\xi}}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \tau_{\eta\eta}}{\partial \eta} + \frac{1}{(d+\zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left( \nu_v \frac{\partial v}{\partial \sigma} \right) + M_\eta$$

Ec. 3

Donde  $P_\xi$  y  $P_\eta$  representan los gradientes de presión,  $\tau_{\xi\xi}$ ,  $\tau_{\xi\xi}$ ,  $\tau_{\xi\eta}$  y  $\tau_{\eta\xi}$  son las tensiones de Reynolds,  $M_\xi$  y  $M_\eta$  representan la contribución debida a fuentes y sumideros de cantidad de movimiento externos (fuerzas externas sobre estructuras hidráulicas, descargas y retiradas de agua, tensiones en el fondo, tensiones en la superficie libre, etc...),  $f$  es el parámetro de Coriolis que depende de la latitud geográfica y de la velocidad de rotación angular de la Tierra y  $\nu_v$  representa la viscosidad turbulenta vertical.

Bajo la asunción de aguas someras, la ecuación de cantidad de movimiento vertical se reduce a la ecuación de presión hidrostática:

$$\frac{\partial P}{\partial \sigma} = -g\rho H \quad \text{Ec. 4}$$

La tensión en el fondo para flujos 2D se obtiene según la siguiente expresión:

$$\vec{\tau}_b = \frac{\rho_0 g \vec{U} |\vec{U}|}{C_{2D}^2} \quad \text{Ec. 5}$$

Donde  $|\vec{U}|$  es la magnitud de la velocidad horizontal promediada en profundidad y  $C_{2D}$  es el coeficiente de Chézy 2D. Este coeficiente puede ser introducido directamente o a través de las formulaciones de Manning o White-Colebrook.

El modelo Delft3D tiene implementados cuatro modelos de cierre turbulento para determinar  $\nu_v$ :

- Coeficientes constantes: Se basa en atribuir un valor constante para la viscosidad turbulenta vertical y horizontal
- Modelo de cierre de viscosidad de remolino algebraico (AEM): Es una combinación de dos esquemas de cierre de la turbulencia de orden cero, el modelo de cierre algebraico (ALG) y el modelo de longitud de mezcla de Prandtl (PML)
- Modelo de cierre turbulento k-L: Esquema de una ecuación en el que la longitud de mezcla L se resuelve de forma analítica y la energía cinética

turbulenta  $k$  se obtiene mediante la resolución de una ecuación de transporte para la misma.

- Modelo de cierre turbulento K- $\epsilon$ : Esquema de dos ecuaciones que resuelve una ecuación de transporte tanto para la energía cinética turbulenta  $k$  como para la disipación de energía  $\epsilon$ .

### **Ecuación de transporte (Coordenada $\sigma$ )**

El modelado del transporte de materia y calor se lleva a cabo mediante la ecuación de advección-difusión en las tres direcciones espaciales. Los términos fuente y sumidero están incluidos en la simulación de descarga y retirada. La ecuación de transporte se presenta formulada en forma conservativa en coordenadas curvilíneas ortogonales en la dirección horizontal y coordenadas  $\sigma$  en la dirección vertical:

$$\frac{\partial(d+\zeta)c}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left\{ \frac{\partial[\sqrt{G_{\eta\eta}}(d+\zeta)uc]}{\partial\xi} + \frac{\partial[\sqrt{G_{\xi\xi}}(d+\zeta)vc]}{\partial\eta} \right\} + \frac{\partial\omega c}{\partial\sigma} =$$

$$\frac{d+\zeta}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left\{ \frac{\partial}{\partial\xi} \left( D_H \frac{\sqrt{G_{\eta\eta}}}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial c}{\partial\xi} \right) + \frac{\partial}{\partial\eta} \left( D_H \frac{\sqrt{G_{\xi\xi}}}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial c}{\partial\eta} \right) \right\} + \frac{1}{d+\zeta} \frac{\partial}{\partial\sigma} \left( D_V \frac{\partial c}{\partial\sigma} \right) - \lambda_d(d+\zeta)c + S$$

Ec. 6

con  $D_H$  como coeficiente de difusión turbulenta horizontal y  $D_V$  como coeficiente de difusión turbulenta vertical.  $\lambda_d$  representa el proceso de decaimiento de primer orden y  $S$  los términos de fuente y sumidero por unidad de área debidos a la descarga  $q_{in}$  o a la retirada  $q_{out}$  de agua, y/o al intercambio de calor a través de la superficie libre  $Q_{tot}$ :

Más información sobre la teoría y cálculo de Delft3D-FLOW puede encontrarse en Deltares (2014b).

#### **4.1.2 Configuración del modelo hidrodinámico**

En este estudio se va a emplear un modelo bidimensional promediado en la dirección vertical (2DH). Se ha optado por un modelo 2DH porque la zona de estudio es un estuario de aguas poco profundas (profundidad máxima 12 m) y bien mezclado. Además, la generación de un modelo 2DH en comparación de un modelo 3D es más sencilla y tiene un coste computacional menor.

Para la implementación del modelo hidrodinámico necesitamos definir la discretización del dominio de cálculo en el área de estudio, las condiciones de contorno e iniciales y realizar un proceso de calibración de los diferentes parámetros del modelo. Una vez definidos dichos apartados del modelo hidrodinámico ya tendremos la configuración final.

### 4.1.3 Discretización del dominio

La discretización del dominio consiste en definir cada celda de la malla del modelo en la dirección horizontal y vertical para la zona de estudio, además de determinar la profundidad de cada celda de acuerdo a los datos disponibles.

En la dirección horizontal debido a la complejidad de la geometría del estuario de Santander se ha optado por emplear una malla curvilínea ortogonal en coordenadas cartesianas, como sugieren Castanedo (2000) y García (2004). Para la dirección vertical se ha optado por emplear una única capa (modelo 2DH).

Para la realización de la malla se partió de una malla existente (véase la Figura 7), la cual fue creada con un objetivo muy distinto al del estudio presente (resolución de celdas demasiado grandes en las zonas de interés) y, por lo tanto, la resolución de las celdas necesitaba ser modificada para obtener una mejor precisión en los resultados.

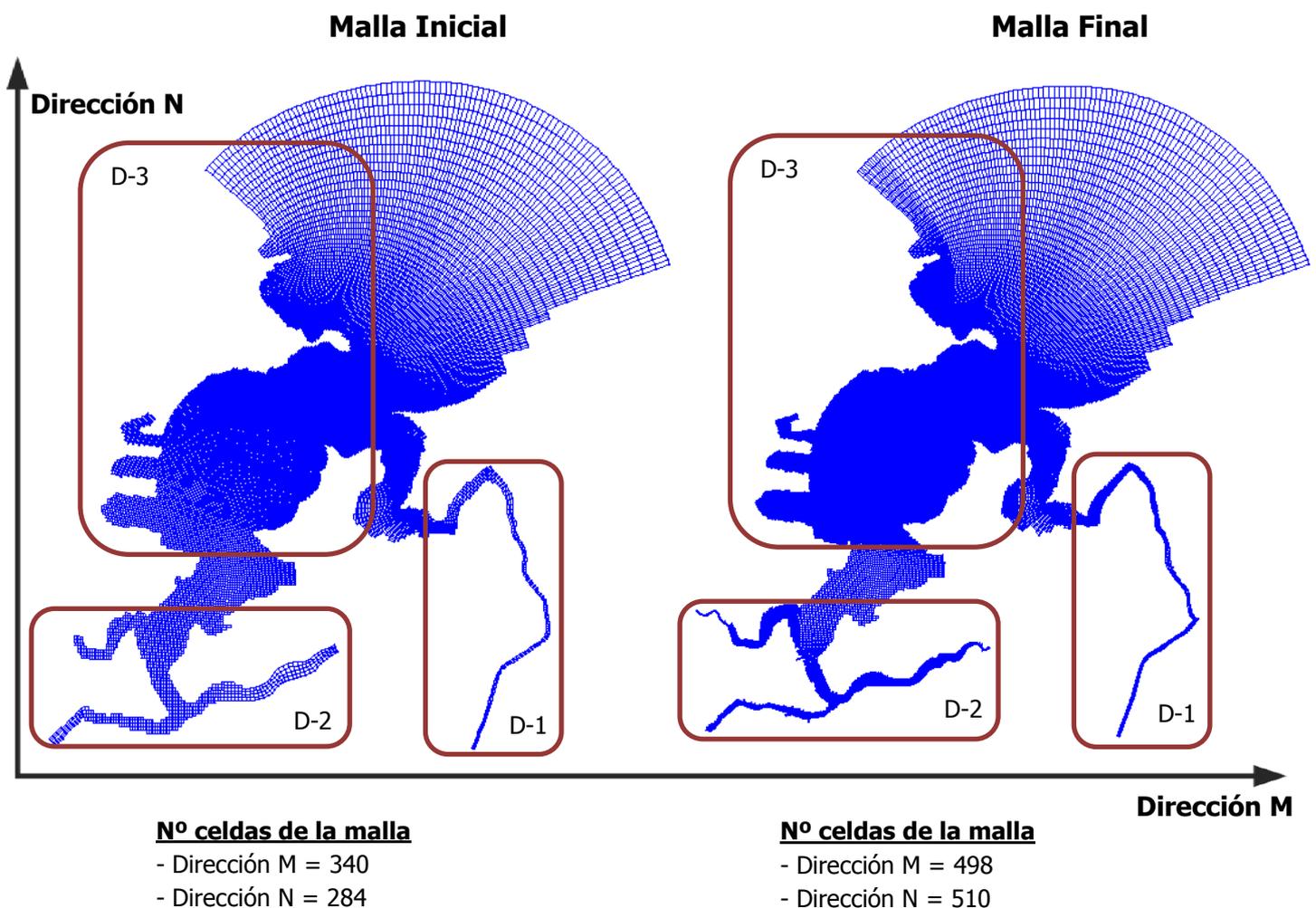
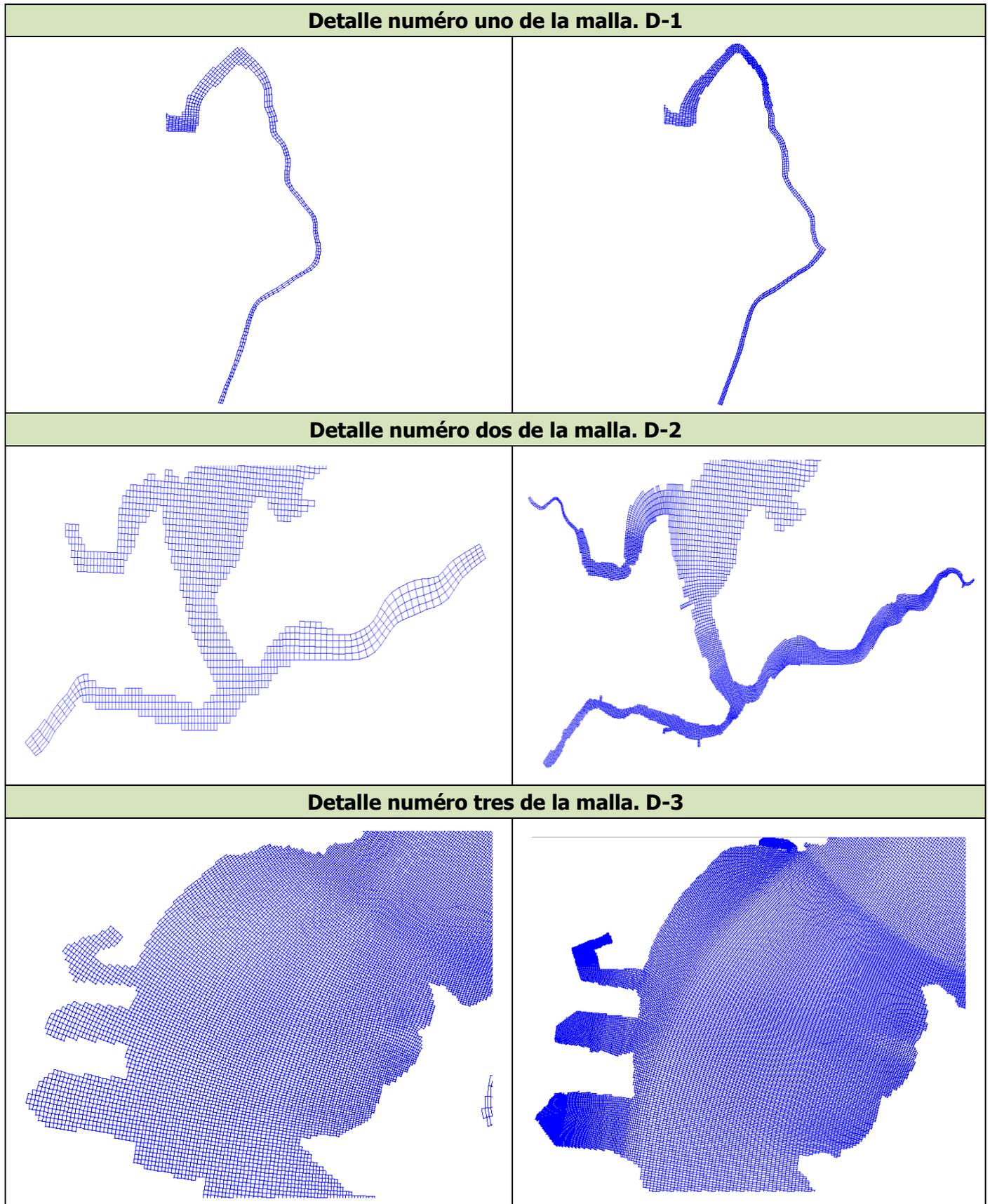


Figura 7. Malla de partida y final del modelo.

Dicha modificación se realizó con la ayuda del módulo RGFRID disponible en Delft3D y consistió en disminuir el tamaño de celda en la zona portuaria y en el frente de la ciudad, además de en las rías de Boó, Solía, Tijero y Cubas.

En la Figura 8 se muestran imágenes de detalle de las modificaciones realizadas a la malla de partida.



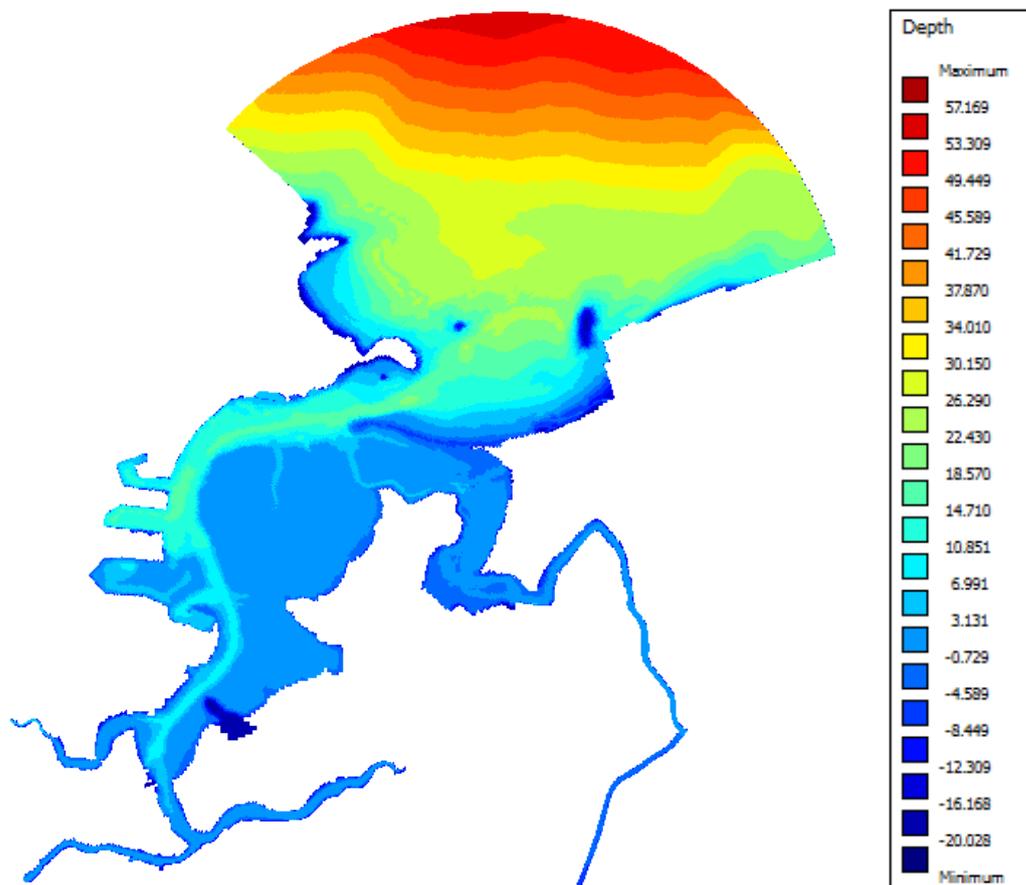
**Figura 8.** Vista de detalle de las zonas modificadas de la malla inicial y final.

Como resultado final obtuvimos una malla con 498 celdas en la dirección M y de 510 celdas en la dirección N.

Se partió del dato de profundidad disponible en las celdas de la malla original, y mediante la ayuda del módulo de interpolación (QUICKIN) disponible en el software Delft3D se obtuvieron las profundidades en los nodos de la nueva malla.

El proceso de interpolación lineal no es capaz de reproducir con exactitud la profundidad en los márgenes del estuario, por lo que fue necesario retocar a mano parte de la información batimétrica para lograr una mayor representación de la realidad en esas zonas.

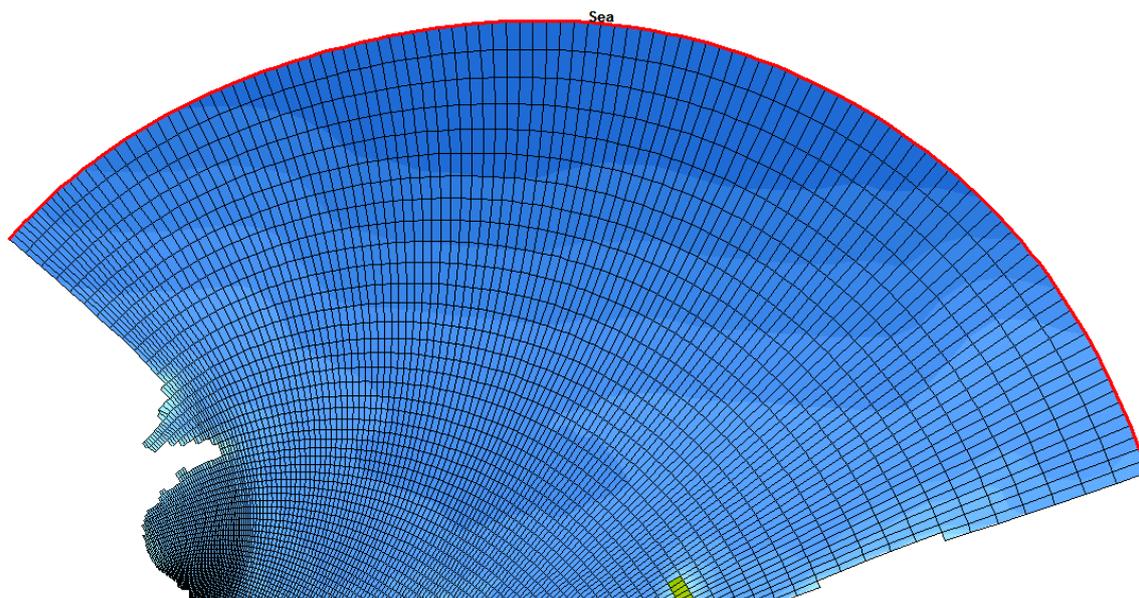
En la Figura 9 se muestra una imagen con la batimetría del área de estudio.



**Figura 9.** Batimetría del área de estudio.

#### 4.1.4 Condiciones de contorno e iniciales

Para nuestro dominio de cálculo hemos empleado dos condiciones de contorno, por un lado las correspondientes al Mar Cantábrico (véase Figura 10), y por otro lado la incorporación del río Miera.



**Figura 10.** Condición de contorno del Mar Cantábrico.

Las condiciones iniciales son los valores que toman las distintas variables de cálculo del modelo para cada celda de la malla. Para la realización de este estudio se optó por generar un archivo ("santa.ini") con valores variables para cada celda del dominio, debido a que emplear valores uniformes para todo el área de estudio generaba un mayor tiempo de estabilizado del modelo. La gran variabilidad natural está motivada por la diferencia de valores entre el estuario y zona alta del río Miera.

Los rangos de valores que toman las distintas variables son los que se muestran en la Tabla 1.

Nivel Mareal (m)	Velocidad U (eje x) (m/s)	Velocidad V (eje y) (m/s)	Salinidad (g/l)	Temperatura (°C)
0,5 – 5	0	0	0 – 33	19

**Tabla 1.** Rango de valores de las variables al inicio de la simulación.

#### 4.1.5 Parámetros de calibración del modelo

En este apartado definiremos cuales son los parámetros de calibración del modelo, los cuales tenemos que determinar su valor durante el proceso de calibrado.

##### ❑ PARÁMETROS FÍSICOS

A continuación se describen los distintos parámetros físicos del modelo, además de sus formulaciones y rango de valores según diferentes autores.

##### ❖ Rugosidad de fondo

La rugosidad de fondo puede ser introducida a los modelo 2D mediante un valor uniforme para todo el área de estudio o variable según la profundidad de la celda.

Dicho coeficiente puede introducirse con las fórmulas de Manning, White-Colebrook y Chézy.

En nuestro caso se ha optado por emplear la fórmula de Manning con valores variables que dependen de la profundidad de la celda, tal como se muestra en la Tabla 2.

Profundidad del agua, H (m)	Coef. manning, n (s/m <sup>1/3</sup> )
H ≤ -2,5	0,042
-2,5 ≤ H < -2,0	0,042
-2,0 ≤ H < -1,5	0,038
-1,5 ≤ H < -1,0	0,034
-1,0 ≤ H < -0,5	0,030
-0,5 ≤ H < 0,0	0,027
0,0 ≤ H < 0,5	0,024
0,5 ≤ H < 1,0	0,022
1,0 ≤ H < 3,0	0,020
3,0 ≤ H < 10,0	0,018
H ≥ 10,0	0,015

**Tabla 2.** Valores del coeficiente de manning en función de la profundidad del agua propuestos por Iglesias & Carballo (2010).

#### ❖ Rugosidad lateral

En el área de estudio la rugosidad lateral para todos los contornos laterales o muros verticales puede ser despreciada (deslizamiento libre), al tratarse de un estuario de grandes dimensiones.

#### ❖ Viscosidad horizontal de remolino (E<sub>H</sub>)

La viscosidad de remolino se emplea para describir la turbulencia y su valor puede ser introducido al modelo como un valor uniforme para toda la malla o con valores no uniformes mediante archivo específico. En nuestro caso se optó por esta última opción. Para estimar su valor se empleó la siguiente ecuación:

$$E_H = K \cdot \Delta x \cdot u_{ch} \quad \text{Ec. 7}$$

Donde  $K$  es la constante de calibración,  $\Delta x$  es el tamaño de celda (m) y  $u_{ch}$  es la velocidad característica del área de estudio. El valor de  $K$  está en un rango de 0,05 – 0,15 y es el parámetro de calibración para obtener  $E_H$ .

Generalmente para mallas con un tamaño de celda de decenas de metros o menos el valor de la Viscosidad horizontal de remolino suele variar entre un rango de 1-10 m<sup>2</sup>/s, aunque su valor debe ser determinado en el proceso de calibración.

#### ❖ Difusividad horizontal de remolino (D<sub>H</sub>)

La modelización del transporte de sustancias conservativas y del calor se lleva a cabo mediante la ecuación de advección-difusión 3D, donde  $D_H$  es la difusividad horizontal de remolino. Su valor puede obtenerse mediante la siguiente expresión.

$$D_H = \frac{\mu_H}{\sigma_t} \quad \text{Ec. 8}$$

Donde  $\mu_H$  es la viscosidad horizontal de remolino y  $\sigma_t$  es el número turbulento de Schmidt, que está comprendido en un rango de 0,7 y 1 y es el parámetro de calibración de  $D_H$ .

Además, al igual que la viscosidad horizontal se optó por introducirlo al modelo con un valor variable para cada celda de cálculo.

## ❑ **PARÁMETROS NUMÉRICOS**

### ❖ **Paso de tiempo**

El paso del tiempo permite asegurar la exactitud y estabilidad del modelo hidrodinámico. Para establecer su valor se ha empleado la condición de Courant-Friedrichs-Levy (CFL).

$$\Delta t \leq \frac{\Delta x \cdot CFL}{\sqrt{g \cdot H_{max}}} \quad \text{Ec. 9}$$

Donde  $\Delta t$  es el paso del tiempo,  $\Delta x$  es la longitud de la celda,  $g$  es la constante gravitacional y  $H_{max}$  es la profundidad máxima en el área de estudio.

Además para asegurar la exactitud y estabilidad del modelo de transporte se ha empleado en número de Peclet (Pe).

$$\Delta t \leq \frac{Pe}{\frac{D_x}{\Delta x^2} + \frac{D_y}{\Delta y^2}} \quad \text{Ec. 10}$$

Donde  $\Delta t$  es el paso del tiempo,  $D_x$  es la difusividad de remolino en la dirección x,  $D_y$  es la difusividad de remolino en la dirección y,  $\Delta x$  la longitud de la celda en la dirección x y  $\Delta y$  la longitud de la celda en la dirección y.

### ❖ **Proceso de inundación / secado**

Para establecer el criterio de si en una celda hay agua o está seca se ha empleado como valor umbral 0,1 m, por lo tanto cuando la cota del agua en la celda sea menor a 0,1 m se considerará que la celda está seca. El lugar de la malla donde se comprobará la cota del agua es en el centro y las caras de las celdas.

### ❖ **Esquema numérico**

Para resolver las ecuaciones de continuidad y de momento se ha empleado el método numérico "Cyclic", el cual es una extensión del método ADI (dirección implícita alterna) con un enfoque especial para los términos horizontales de advección.

El método numérico "Cyclic" es computacionalmente eficiente, al menos hasta una precisión de segundo orden, y estable con números de Courant de aproximadamente hasta 10.

#### ❖ **Filtros numéricos**

La técnica de filtrado en este procedimiento es el llamado "Forester filter" (Forester, 1979), una aproximación no lineal que retira el ruido computacional sin generar pérdidas significativas de amplitud en soluciones fuertemente puntiagudas.

### **4.1.6 Calibración**

La calibración de un modelo hidrodinámico tiene por objeto intentar reproducir el movimiento de la masa de agua y del transporte de sustancias conservativas (salinidad) para situaciones conocidas mediante la variación de distintos parámetros físicos y numéricos dentro de valores racionalmente adecuados.

Para la calibración del modelo hidrodinámico 2D de la bahía de Santander la metodología empleada ha sido de ensayo-error mediante la comparación de los datos de niveles de agua, velocidades y salinidad observados y los obtenidos con el modelo.

Para realizar la valoración del grado de ajuste entre los valores calculados con el modelo y los valores medidos en campo, emplearemos los siguientes errores.

#### ❑ **ERRORES DE MEDIDA**

- **BIAS**

El error BIAS se trata de un error sistemático resultado de la desviación en la estimación del modelo. Cuanto menor sea el valor BIAS más preciso será los resultados del modelo.

$$BIAS = \sum_i^N \frac{S_i - R_i}{N} \quad \text{Ec. 11}$$

Donde  $S_i$  es el  $i$  dato obtenido con el modelo,  $R_i$  es el  $i$  dato medido en campo e  $i$  es el número de medida desde 1 hasta N, siendo N el número total de medidas efectuadas.

- **Coefficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE)**

El coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe es una estadística normalizada que determina la magnitud relativa de la varianza residual (Ruido) comparada con la varianza de los datos medidos (información) (Nash-Sutcliffe, 1970).

Por lo tanto, NSE nos indica qué tan bien se ajustan los datos medidos frente a los datos simulados, pudiendo tomar valores desde  $-\infty$  hasta 1, siendo 1 un ajuste perfecto.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_i^n (R_i - S_i)^2}{\sum_i^n (R_i - \bar{R}_i)^2} \quad \text{Ec. 12}$$

Donde  $S_i$  es el  $i$  dato obtenido con el modelo,  $R_i$  es el  $i$  dato medido en campo,  $\bar{R}_i$  es la media de los valores medidos en campo e  $i$  es el número de medida desde 1 hasta  $N$ , siendo  $N$  el número total de medidas efectuadas.

Valores entre 0 y 1 son considerados generalmente como ajustes aceptables, mientras que valores  $< 0$  indican que el valor medio medido es mejor predictor que el valor simulado, lo que se considera un ajuste inaceptable.

- **Coefficiente de determinación  $R^2$**

El coeficiente de determinación ( $R^2$ ) describe el grado de colinealidad entre la información simulada y medida. Además  $R^2$  describe la proporción de variación de los resultados que el modelo es capaz de explicar.

$R^2$  puede variar entre 0 y 1, siendo los valores cuanto más próximos a 1 los que indican un mejor ajuste del modelo.

$$R^2 = \frac{\sum_i^n (S_i - \bar{R})^2}{\sum_i^n (R_i - \bar{R})^2} \quad \text{Ec. 13}$$

Donde  $S_i$  es el  $i$  dato obtenido con el modelo,  $R_i$  es el  $i$  dato medido en campo,  $\bar{R}_i$  es la media de los valores medidos en campo e  $i$  es el número de medida desde 1 hasta  $N$ , siendo  $N$  el número total de medidas efectuadas.

Generalmente, valores mayores a 0,5 son considerados aceptables (Santhi et al., 2001, Van Liew et al., 2003).

- **Raíz del error cuadrático medio RMSE**

Se trata de un error ampliamente empleado para medir la diferencia entre valores simulados con el modelo y valores medidos en campo. El RMSE es valioso porque el resultado se indican las unidades de la variable de interés, lo que ayuda a interpretar los resultados.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_i^n (R_i - S_i)^2}{n}} \quad \text{Ec. 14}$$

Siendo  $S_i$  el  $i$  dato obtenido con el modelo,  $R_i$  el  $i$  dato medido en campo e  $i$  es el número de medida desde 1 hasta  $N$ , siendo  $N$  el número total de medidas efectuadas.

- **Error Absoluto medio MAE**

El error absoluto medio al igual que el RMSE es otro error muy útil y ampliamente empleado en la evaluación de modelos. La diferencia es que el MAE da el mismo peso a todos los errores y no penaliza, por lo tanto el MAE siempre es menor que el RMSE.

$$MAE = \frac{\sum_i^n |R_i - S_i|}{n} \quad \text{Ec. 15}$$

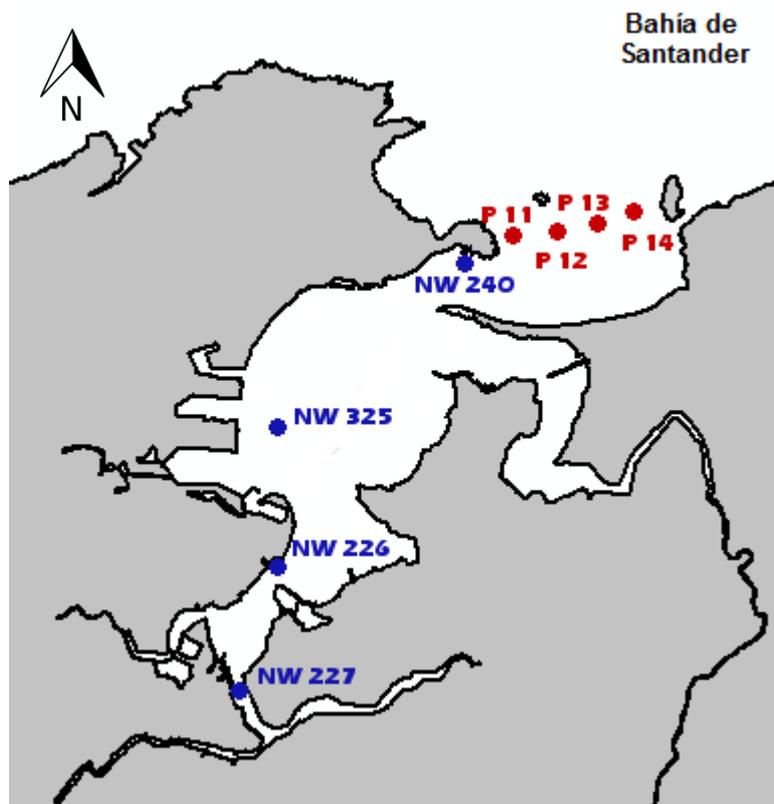
Ambos errores MAE y RMSE pueden variar desde 0 hasta el  $\infty$  y cuanto el valor este más próximo a cero mejor ajuste tendrá nuestro modelo.

Una vez definidas las técnicas estadísticas para valorar la bondad de nuestro ajuste, el siguiente paso es realizar la calibración del modelo hidrodinámico, la cual se realizó en dos fases

### ❑ FASE I

En la primera fase el modelo se alimentó con datos de una campaña hidrodinámica en la Bahía de Santander realizada en el año 1997 entre los días 19 y 30 de mayo. En la campaña hidrodinámica se midieron datos de nivel mareal, caudal del río Miera, viento y velocidad de la corriente. El oleaje no se ha tenido en cuenta al tratarse de una zona protegida.

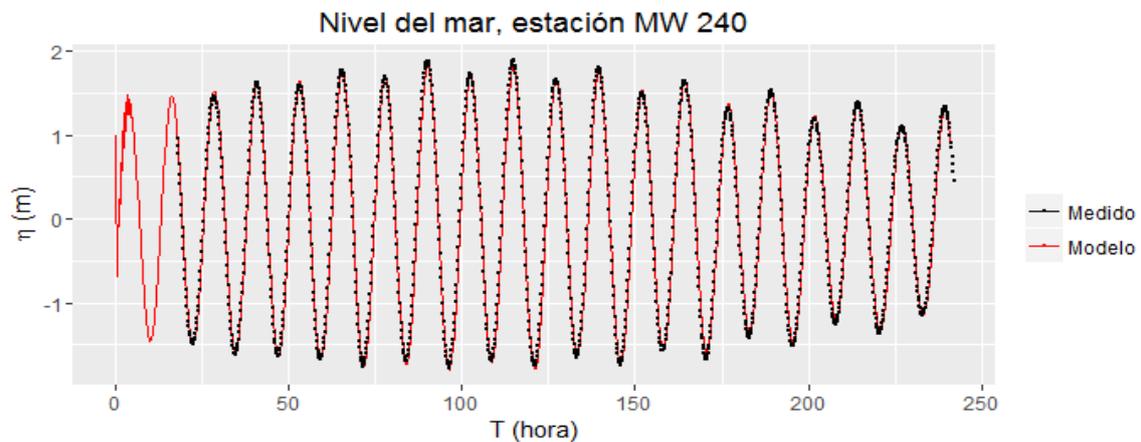
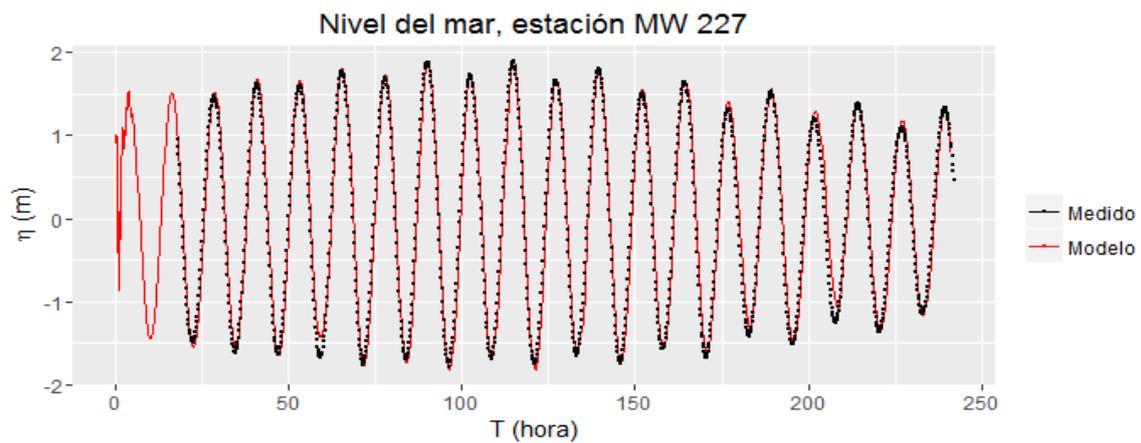
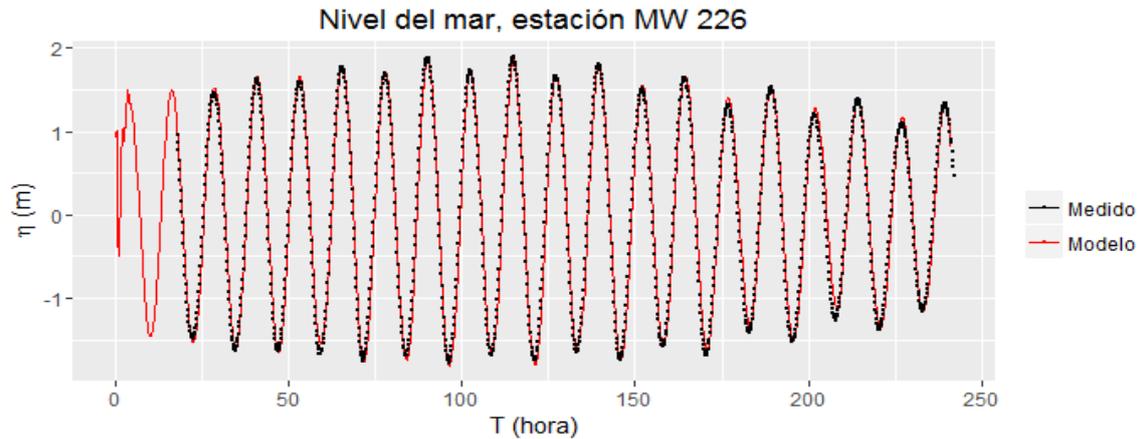
La primera fase se realizó para calibrar la viscosidad horizontal de remolino mediante la calibración del parámetro físico  $K$ . Para ello, el modelo fue alimentado con datos de nivel mareal, caudal del río Miera y viento. Los resultados obtenidos del modelo fueron comparados con medidas de velocidad (P11, P12, P13 y P14) y nivel mareal (NW 240, NW 226, NW 227 y NW 325). El emplazamiento de los puntos de muestreo se puede ver en la Figura 11.

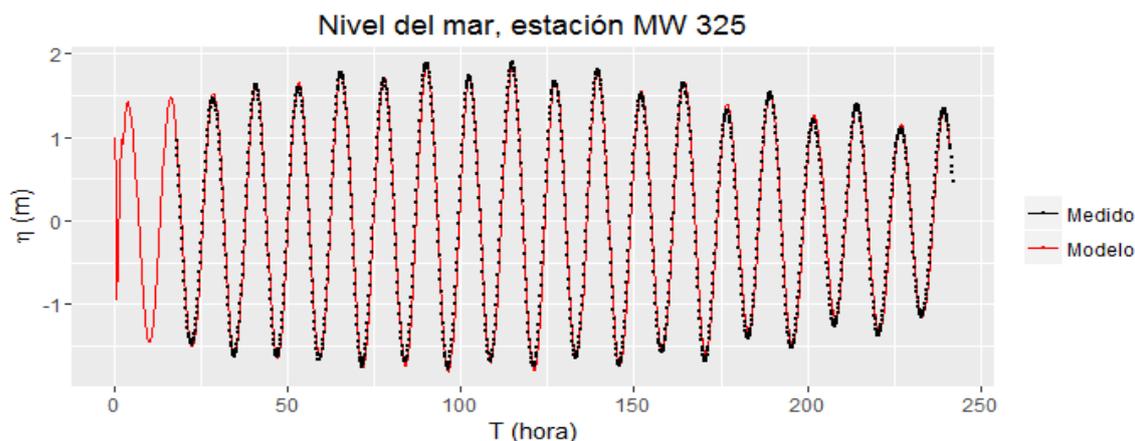


**Figura 11.** Situación de los puntos de muestreo de la campaña hidrodinámica.

En esta primera fase se realizaron distintas simulaciones variando el valor de la  $K$ , hasta conseguir el mejor ajuste de los resultados del modelo con los datos medidos.

En la Figura 12 podemos ver las gráficas de los resultados del modelo y los datos medidos, así como los errores de ajuste entre el modelo y la realidad para el nivel marea





**Figura 12.** Comparación entre el nivel mareal medido y modelado.

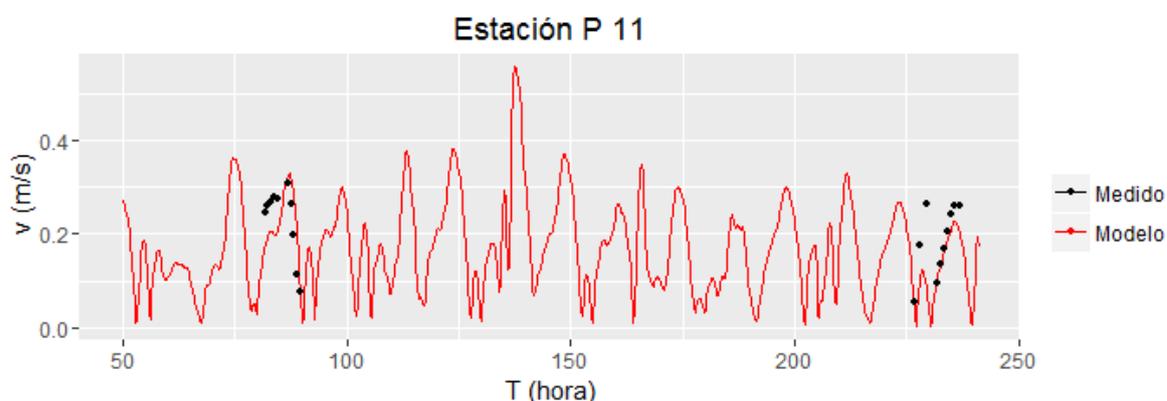
En la Tabla 3 tenemos los resultados de los errores calculados para comprobar la bondad del ajuste de nuestro modelo.

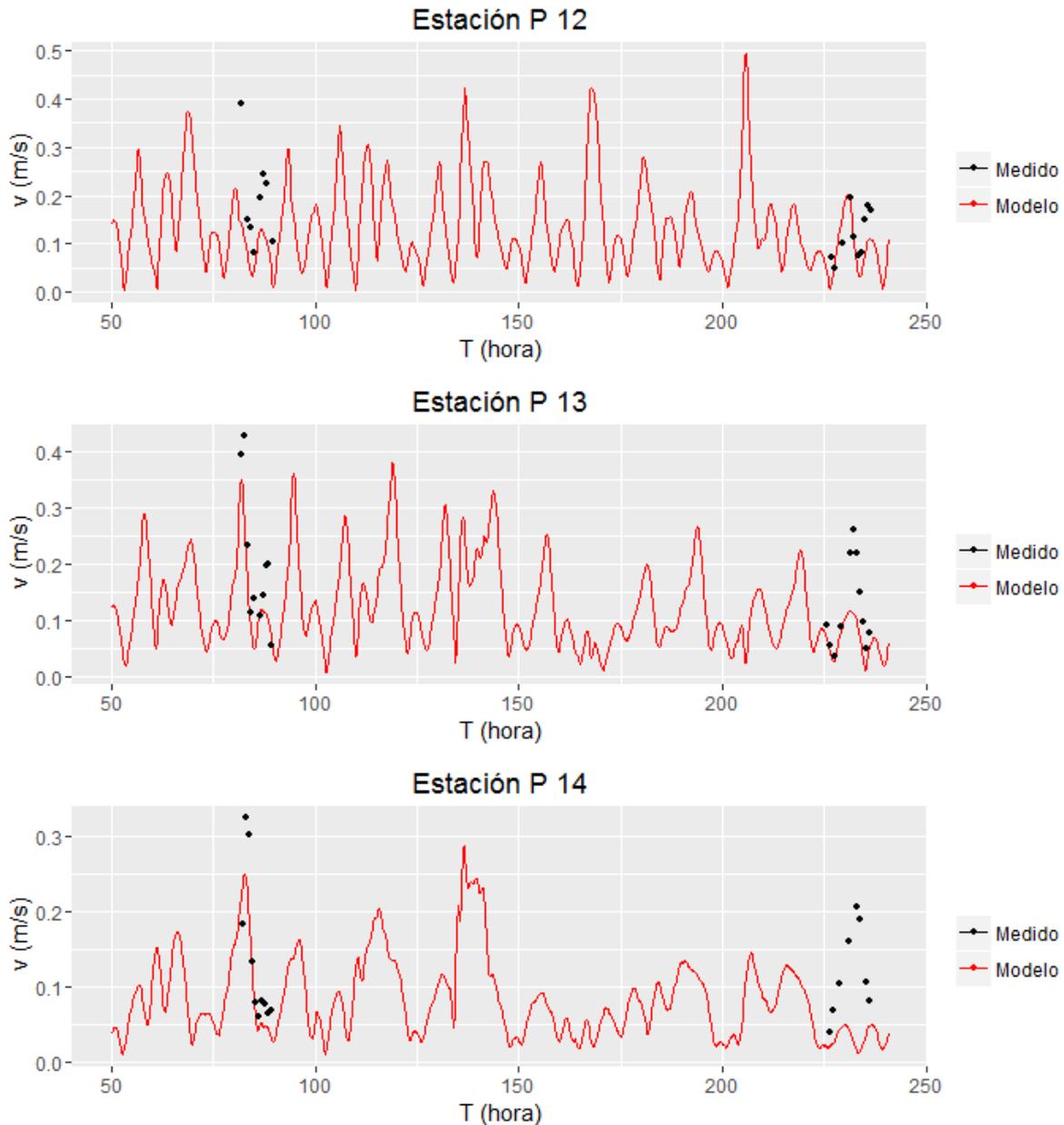
	<b>BIAS (m)</b>	<b>NSE</b>	<b>R2</b>	<b>RMSE (m)</b>	<b>MAE (m)</b>
<b>MW 226</b>	-0,0082	0,9966	0,997	0,0662	0,0499
<b>MW 227</b>	0,0264	0,9944	0,995	0,0855	0,0594
<b>MW 240</b>	-0,0256	0,9974	0,998	0,0572	0,0449
<b>MW 325</b>	0,0051	0,9974	0,997	0,0573	0,0462

**Tabla 3.** Errores de calibración en las medidas del nivel mareal en las distintas estaciones.

Como podemos observar en las distintas gráficas y en los resultados de los errores de la Tabla 3, hemos conseguido lograr un muy buen ajuste de nuestro modelo en lo que respecta al nivel mareal. Por lo tanto podemos asegurar que nuestras simulaciones serán capaces de reproducir con una alta precisión la dinámica mareal en el estuario de Santander.

En la Figura 13 se muestran los ajustes que hemos obtenido para la velocidad de la corriente en las distintas estaciones de muestreo.





**Figura 13.** Comparación entre las velocidades medidas y modeladas.

En la Tabla 4 tenemos los resultados de los errores calculados para comprobar la bondad del ajuste de nuestro modelo. A diferencia del nivel mareal, no hemos empleado el Nash-Sutcliffe y el  $R^2$  al no disponer de una serie lo suficientemente larga para comparar los datos.

	<b>BIAS (m/s)</b>	<b>RMSE (m/s)</b>	<b>MAE (m/s)</b>
<b>P 11</b>	0,0247	0,0667	0,0530
<b>P 12</b>	0,0646	0,0905	0,0731
<b>P 13</b>	0,0608	0,0791	0,0616
<b>P 14</b>	0,0543	0,0800	0,0607

**Tabla 4.** Errores de calibración en las medidas del nivel mareal en las distintas estaciones.

Como podemos observar los ajustes entre nuestro modelo y los datos medidos de velocidad no son tan precisos como el obtenido para el nivel de marea. Esto nos indica que nuestro modelo no tiene una alta precisión a la hora de calcular la velocidad.

## ☐ FASE II

En la segunda fase de calibración se emplearon datos de una campaña de salinidad realizada en 2011 entre los días 10 y 30 de Septiembre. El objetivo era calibrar la difusividad horizontal de remolino mediante el parámetro físico  $\sigma_t$ , para poder ser capaces de modelar correctamente el transporte de la salinidad.

En la Figura 14 podemos ver el emplazamiento de las distintas estaciones de muestreo de la salinidad en la Bahía de Santander.

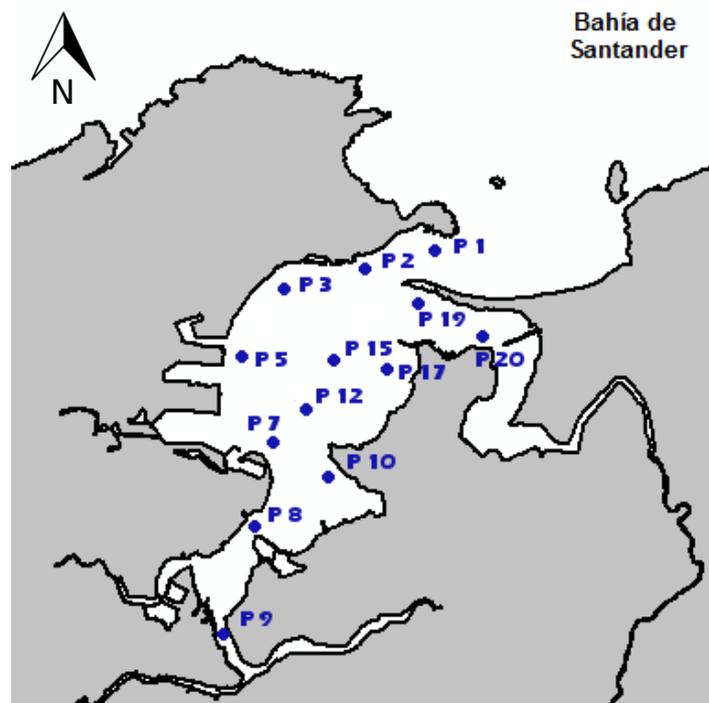
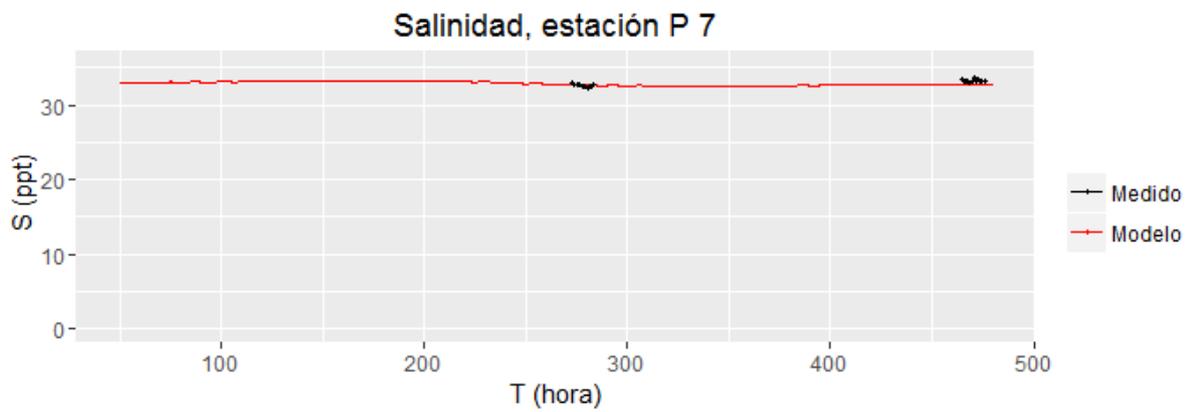
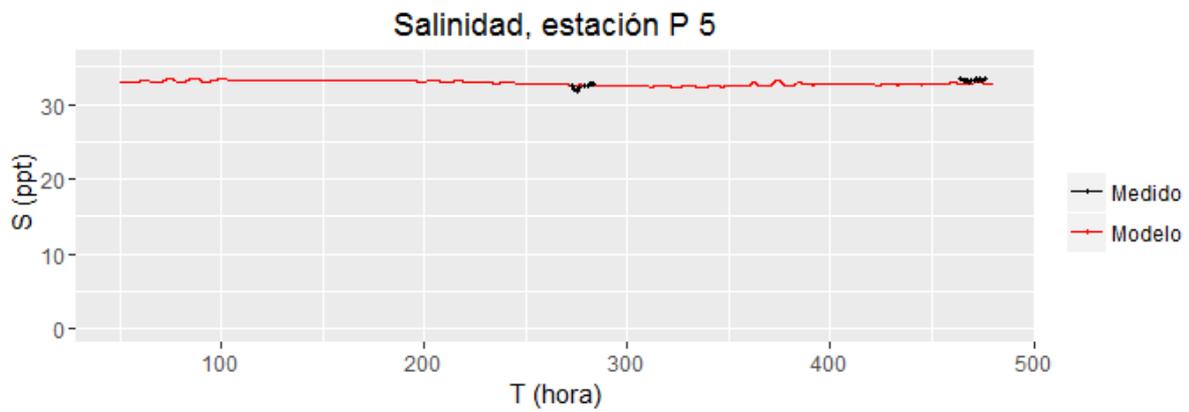
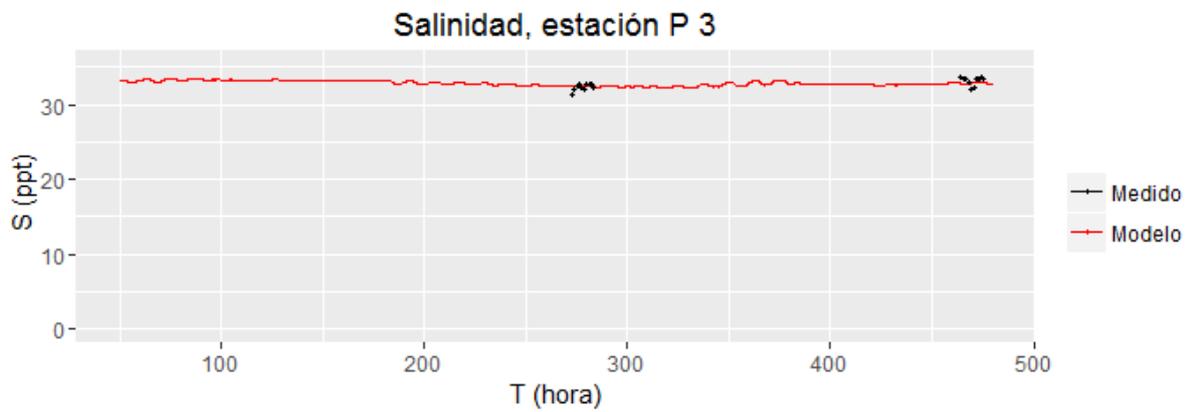
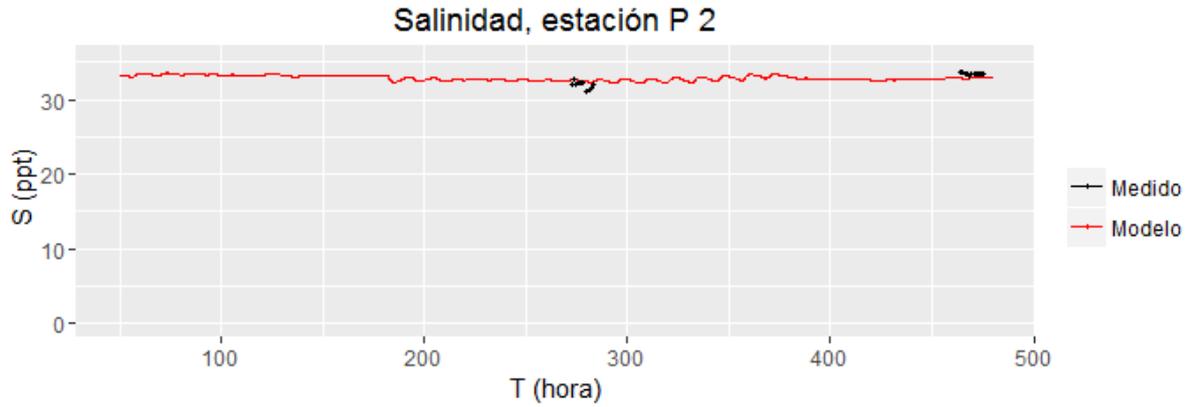
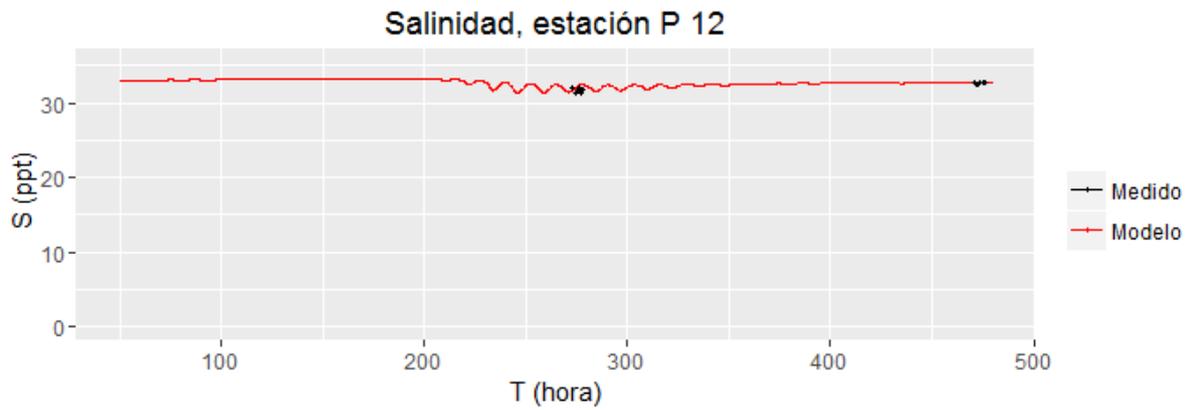
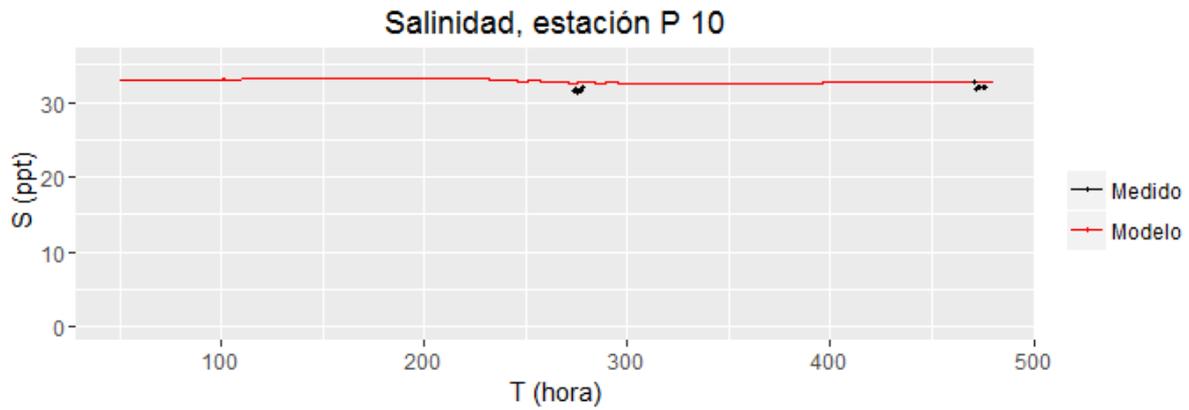
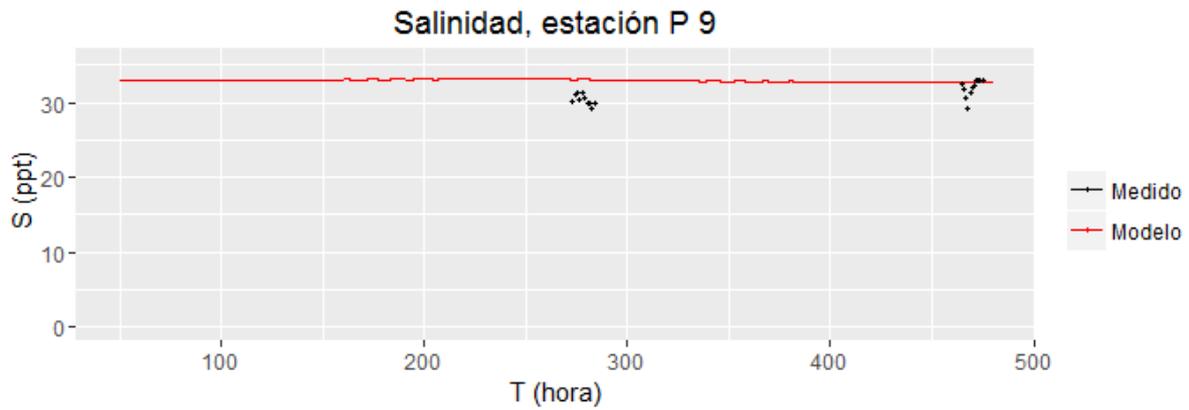


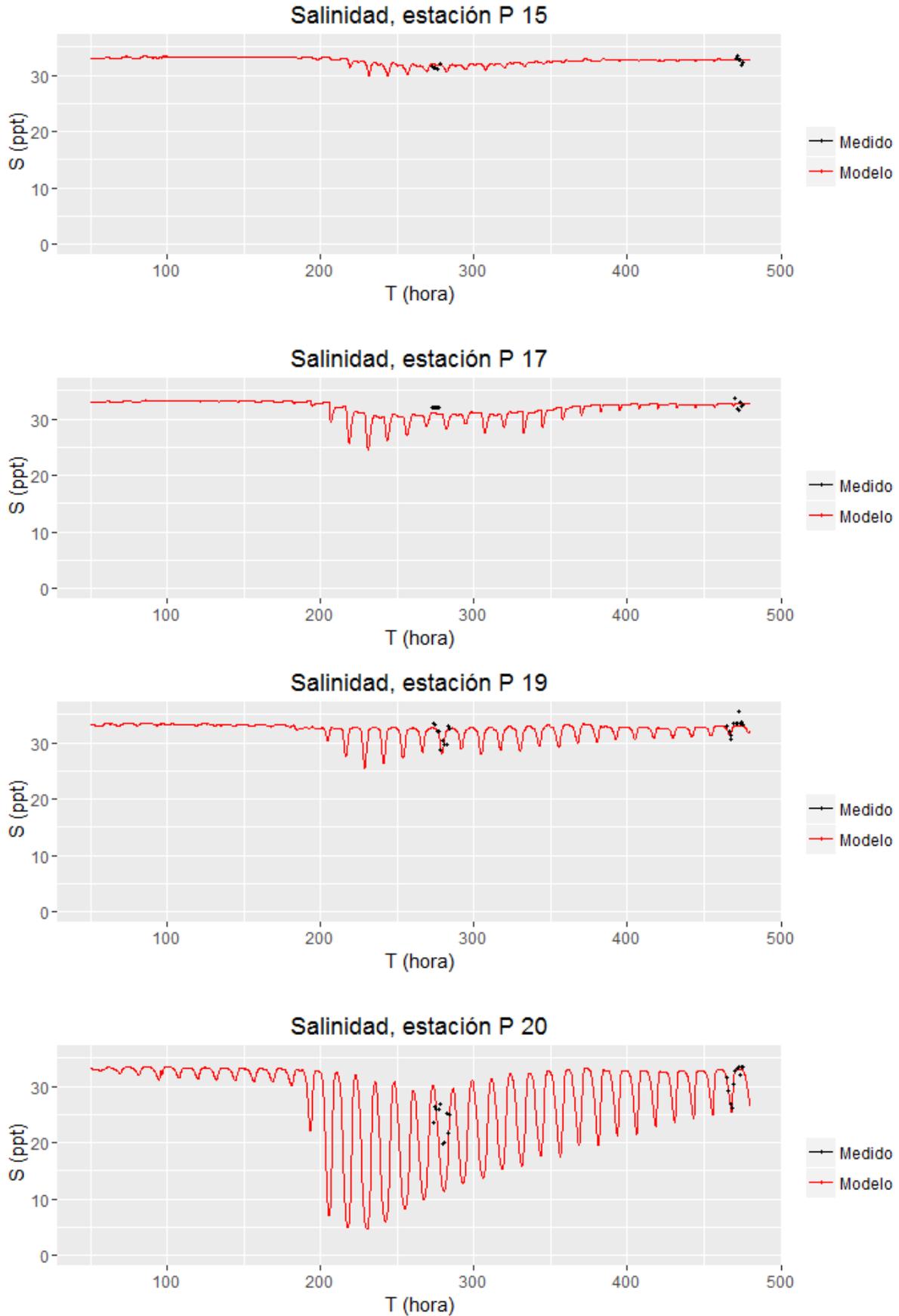
Figura 14. Emplazamiento de las estaciones de medida.

A continuación mostramos los ajustes que hemos obtenido para la salinidad en las distintas estaciones de muestreo.









**Figura 15.** Comparación entre las salinidades medidas y modeladas.

En la Tabla 5 se muestran los resultados obtenidos de los errores calculados para comprobar la bondad del ajuste de nuestro modelo. Al igual que la salinidad, no vamos a emplear los errores de Nash-Sutcliffe y el  $R^2$  al no disponer de una serie lo suficientemente larga para comparar los datos.

	<b>BIAS (ppt)</b>	<b>RMSE (ppt)</b>	<b>MAE (ppt)</b>
<b>P 1</b>	-0,237	0,549	0,515
<b>P 2</b>	-0,045	0,585	0,510
<b>P 3</b>	-0,088	0,523	0,452
<b>P 5</b>	-0,140	0,396	0,333
<b>P 7</b>	-0,275	0,444	0,384
<b>P 8</b>	0,509	0,983	0,765
<b>P 9</b>	1,690	2,180	1,790
<b>P 10</b>	0,765	0,838	0,773
<b>P 12</b>	0,274	0,436	0,339
<b>P 15</b>	0,368	0,533	0,440
<b>P 17</b>	-0,357	0,926	0,868
<b>P 19</b>	-0,230	0,995	0,749
<b>P 20</b>	-1,700	4,347	2,680

**Tabla 5.** Errores de calibración en las medidas de salinidad en las distintas estaciones.

Como podemos observar en la Figura 15 y la Tabla 5 la capacidad del modelo de reproducir la salinidad en la bahía de Santander es irregular.

Si nos fijamos detalladamente en las gráficas y errores vemos que en la zona más interna de la Bahía (estaciones P8, P9 y P10) la precisión del modelo no es muy alta. Esto puede estar motivado por varios motivos, uno de ellos es que no hemos introducido como condición de contorno el ingreso de las aguas precedentes de las rías Astillero, Boo, Solía y Tijero al considerarlas despreciables. Aunque nuestro modelo no reproduzca con gran precisión el transporte de la salinidad en dicha área del estuario, tenemos que destacar que para el estudio que queremos realizar dicha zona no es de importancia y, por lo tanto, podemos considerar el modelo aceptable.

Otra estación donde la precisión de nuestro modelo no es buena es en la zona de paramos (estación P17), lo que puede ser debido a su condición de zona intermareal y a que la cota del punto de observación y el punto de muestreo no coincidan exactamente.

#### 4.1.7 Configuración final

A continuación en la Tabla 6 se muestran resumidos los valores de los diferentes parámetros tras la calibración.

PARÁMETROS FÍSICOS		PARÁMETROS NÚMERICOS	
Nombre/Parámetro	Valor	Nombre/Parámetro	Valor
Rugosidad de Fondo	Variable (Tabla 2)	Paso de Tiempo	$\Delta t = 0,2$ min
Rugosidad Lateral	Free	Profundidad umbral	0,1 m
Viscosidad horizontal de Remolino	$K = 0,12$	Esquema Numérico	Cyclic
Difusividad Horizontal de Remolino	$\sigma_t = 0,7$	Filtro Forester	No

**Tabla 6.** Valores de los parámetros tras la calibración.

## 4.2 Modelo de Calidad

Para el modelado de la evolución y transporte de los coliformes fecales (CF) en la bahía de Santander se ha empleado el módulo de calidad D-Water Quality, el cual es una pieza más del software Delft3D.

### 4.2.1 Descripción

El módulo D-Water Quality es un modelo multidimensional de calidad del agua desarrollado por Deltares, el cual resuelve las ecuaciones de Advección-difusión-reacción en una malla predefinida para un amplio rango de sustancias (nutrientes, materia orgánica, metales pesados etc.). D-Water Quality permite una gran flexibilidad en las sustancias a la hora de modelarlas, además de en los procesos que deben ser considerados. D-Water Quality no es un modelo hidrodinámico, por lo que dicha información tiene que ser proporcionada por el módulo Delft3D-Flow (descrito anteriormente).

Por lo tanto, D-Water Quality tiene una amplia aplicabilidad, ya que puede usarse con una amplia combinación de sustancias, por ejemplo para estudios de eutrofización en lagos, transporte de metales pesados en estuarios, acumulación de microcontaminantes orgánicos en cuencas de agua dulce, etc.

El módulo de calidad D-Water Quality resuelve las ecuaciones para el transporte (véase la Ec. 16) y para los procesos físicos, (bio)químicos, y biológicos, realizando el balance de masas en cada celda de nuestro dominio de cálculo. Dicho balance de masas incluye el transporte y conversión de sustancias. Los cambios en transporte incluyen tanto la Advección (transporte por el flujo de agua) como la dispersión (transporte como consecuencia de diferencias de concentración).

Para el modelado del transporte de las sustancias, el área de estudio tiene que estar dividida en celdas de cálculo, definidas por su volumen y dimensiones. La masa puede ser intercambiada entre celdas de cálculo si éstas comparten área de superficie/adyacente. Para la simulación del transporte de sustancias, el modelo resuelve la ecuación de advección-difusión, mediante el uso de un método de volumen finito.

La ecuación de transporte tridimensional para una concentración  $c$  de una sustancia es la siguiente.

$$\frac{\partial c}{\partial t} + U \frac{\partial c}{\partial x} + V \frac{\partial c}{\partial y} + W \frac{\partial c}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left( D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left( D_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left( D_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) = S - Kc \quad \text{Ec. 16}$$

#### 4.2.2 Configuración del módulo de contaminación fecal

El modelado de coliformes fecales (CF) depende de la temperatura, salinidad y radiación solar, ya que tan pronto como las bacterias de coliformes son vertidas en la masa de agua empiezan a morir a causa de dichas variables. Por lo tanto para configurar el modelado deberemos determinar la carga vertida por el efluente, el transporte (D-Water Quality) y la mortalidad de CF, como muestra la Ec. 17.

$$\frac{\Delta c}{\Delta t} = \text{carga} + \text{transporte} - \text{mortalidad} \quad \text{Ec. 17}$$

Además el modelo asume que:

1. Las bacterias coliformes únicamente están presentes en la columna de agua y no se acumulan en el sedimento o resuspenden desde éste.
2. Las bacterias coliformes no crecen en la columna de agua, aunque en la realidad puede ocurrir un crecimiento justo después del vertido.
3. La mortalidad de las bacterias coliformes está definida como un proceso dependiente de temperatura, de acuerdo a una ecuación cinética de primer orden.
4. El ratio de mortalidad se ve reforzado por la salinidad y la radiación UV de manera aditiva.

La formulación que establece el ratio de mortalidad de las bacterias de coliformes son las siguientes funciones empíricas:

$$R_{mrt} = k_{mrt} \cdot C_x \quad \text{Ec. 18}$$

Donde  $R_{mrt}$  es el ratio de mortalidad de los coliformes fecales (UFC/m<sup>3</sup>d),  $k_{mrt}$  es el ratio de mortalidad de primer orden (d<sup>-1</sup>) y  $C_x$  es la concentración de coliformes fecales (UFC/m<sup>3</sup>).

$$K_{mrt} = (K_{mb} + K_{mcl}) \cdot K_{tmrt}^{(T-20)} + K_{mrd} \quad \text{Ec. 19}$$

Donde  $K_{mb}$  es el ratio básico de mortalidad (d<sup>-1</sup>),  $K_{mcl}$  es el ratio de mortalidad dependiente del cloruro (d<sup>-1</sup>),  $K_{tmrt}$  es el coeficiente de temperatura del ratio de mortalidad (-) y  $K_{mrd}$  es el ratio de mortalidad dependiente de la radiación (d<sup>-1</sup>).

$$K_{mcl} = K_{cl} \cdot C_{cl} \quad \text{Ec. 20}$$

Donde  $K_{cl}$  es la constante de mortalidad relacionada con el cloruro ( $\text{m}^3/\text{g}\cdot\text{d}$ ) y  $C_{cl}$  es la concentración de cloruro ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

$$K_{mrd} = K_{rd} \cdot DL \cdot f_{uv} \cdot I_0 \cdot \frac{(1 - e^{-\varepsilon \cdot H})}{\varepsilon \cdot H} \quad \text{Ec. 21}$$

Donde  $K_{rd}$  es la constante de mortalidad relacionada con el cloruro ( $\text{m}^2/\text{W}\cdot\text{d}$ ),  $DL$  es la longitud del día (d),  $f_{uv}$  es la fracción de radiación UV (-),  $I_0$  es la radiación solar en la superficie del agua ( $\text{W}/\text{m}^2$ ),  $\varepsilon$  extinción de la radiación UV ( $\text{m}^{-1}$ ) y  $H$  es la profundidad del agua (m).

### 4.2.3 Discretización del dominio

El dominio de cálculo que hemos empleado para el modelo de calidad es el mismo que el utilizado para el modelo hidrodinámico.

### 4.2.4 Calibración del modelo

No se ha realizado un proceso de calibración de los diferentes parámetros. El camino seguido ha sido el establecer valores para los diferentes parámetros a partir de la bibliografía existente.

### 4.2.5 Configuración final

La configuración final de los diferentes parámetros del modelo de calidad son los que se muestran en la Tabla 7.

Constante	Valor / Rango	Fuente
$K_{mb}$	0,8	Mancicni, 1978. Chapra, 1997. Toorman, 2003.
$T$	Serie temporal	Delft3D-FLOW
$C_{cl}$	Serie temporal	Delft3D-FLOW
$I_0$	Serie temporal	AEMET, 2005.
$DL$	1	[-]
$f_{uv}$	0,45	Environmental Department of Hong Kong, 2005.
$\varepsilon$	0,35	García et al., 2010
$K_{tmrt}$	1,07	Ugarteburu, 2016.
$K_{rd}$	0,86	Ugarteburu, 2016.
$K_{cl}$	0,0002	Ugarteburu, 2016.

**Tabla 7.** Valores de los parámetros del modelo de calidad.

\* La duración de las horas de luz ha sido tenido en cuenta en  $I_0$ .

### 4.3 Condiciones de Contorno e iniciales

Para poder ejecutar el modelo hidrodinámico y el de calidad necesitamos definir las condiciones de contorno para el río Miera y el mar Cantábrico. Además, también necesitamos establecer los valores iniciales que toman las diferentes variables a partir del cual nuestro modelo comenzará a calcular.

A continuación explicamos las condiciones empleados para cada contorno, así como las condiciones iniciales.

#### ❑ Río Miera

Para la ejecución del **modelo hidrodinámico** necesitamos establecer el valor de la temperatura, salinidad y caudal.

La temperatura se ha obtenido de las medias del mes de Septiembre de los años 2007-2012 de la red de calidad del agua de los ríos en España (red SAICA), obteniendo un valor medio de 18,21°C.

2007	2008	2009	2010	2011	Valor Medio
16,54°C	18,71°C	18,12°C	18,68°C	19,00°C	<b>18,21 °C</b>

**Tabla 8.** Valores medios de la temperatura para el mes de Septiembre.

El valor de la salinidad procedente aguas arriba del río Miera que se ha empleado ha sido de 0 ppt. El valor del caudal que se empleara como condición de contorno se establecerá en el siguiente apartado (Planteamiento de escenarios).

Para la ejecución del **modelo de calidad** necesitamos establecer la concentración de coliformes fecales que hay presente en el río Miera aguas arriba del punto de vertido. La concentración que se ha establecido es de 0 UCF/100m, debido a que nuestro interés se centra en ver la evolución y transporte de los coliformes fecales vertidos por la EDAR de Suesa.

#### ❑ Mar Cantábrico

Para la ejecución del **modelo hidrodinámico** necesitamos establecer el valor de la temperatura, salinidad y nivel mareal.

Para obtener los valores de temperatura y salinidad se han empleado los valores medios de las medidas realizadas en verano desde 2005 hasta 2015. Los datos proceden de la red de calidad existente en la bahía de Santander (Red de Calidad del Litoral de Cantabria. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 2005-2015). Concretamente se ha seleccionado la estación AB-BS01S, al ser la más próxima -al contorno exterior, obteniéndose los siguientes valores:

TEMPERATURA	SALINIDAD
19.55 °C	35,46 g/l

**Tabla 9.** Valores medios de la temperatura y la salinidad para el contorno del Mar Cantábrico.

El valor del nivel mareal se establecerá en el siguiente apartado (Planteamiento de escenarios).

Para la ejecución del **modelo de calidad** hemos establecido, al igual que el contorno del río Miera, una concentración de coliformes fecales de 0 UFC/100ml.

#### ❑ **Condiciones Iniciales**

Las condiciones iniciales para el **modelo hidrodinámico** para las distintas variables en cada de celda varían según lo que se muestran en la Tabla 10.

<b>Nivel Mareal (m)</b>	<b>Velocidad U (eje x) (m/s)</b>	<b>Velocidad V (eje y) (m/s)</b>	<b>Salinidad (g/l)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>
0,5 – 5	0	0	0 – 35,45	19,54

**Tabla 10.** Rango de valores de las variables al inicio de la simulación.

Para el **modelo de calidad** se han empleado unas condiciones iniciales uniformes para toda la zona de estudio con una concentración de coliformes fecales de 0 UFC/100ml.

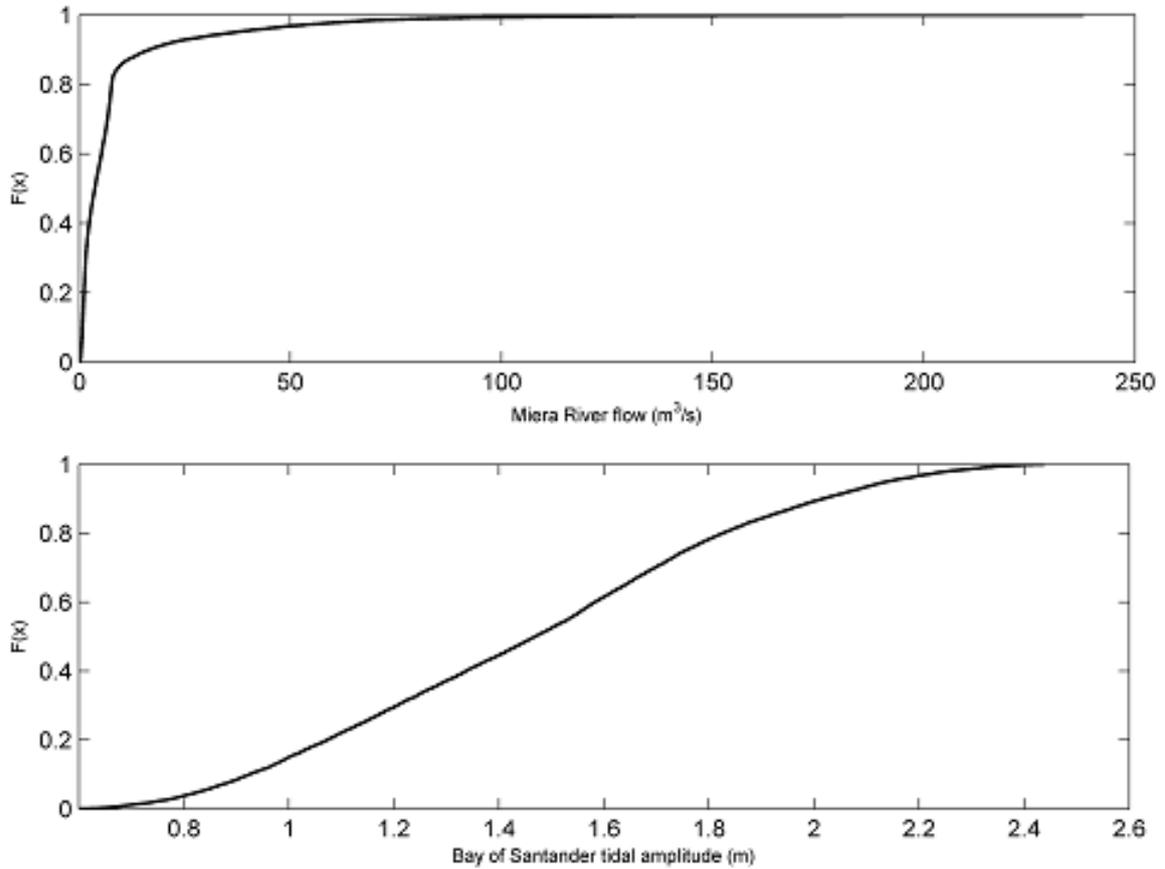
## **4.4 Planteamiento de escenarios**

Los escenarios para los cuales modelaremos el transporte y evolución de los coliformes fecales son unos escenarios teóricos, obtenidos mediante la combinación de diferentes condiciones meteo-oceanográficas y de funcionamiento de la EDAR.

Las variables meteo-oceanográficas consideradas son el nivel mareal, el caudal procedente de río Miera y el viento. El objetivo de modificar dichas variables es poder determinar cuál es la influencia de cada una de ellas en el transporte y evolución de los coliformes fecales.

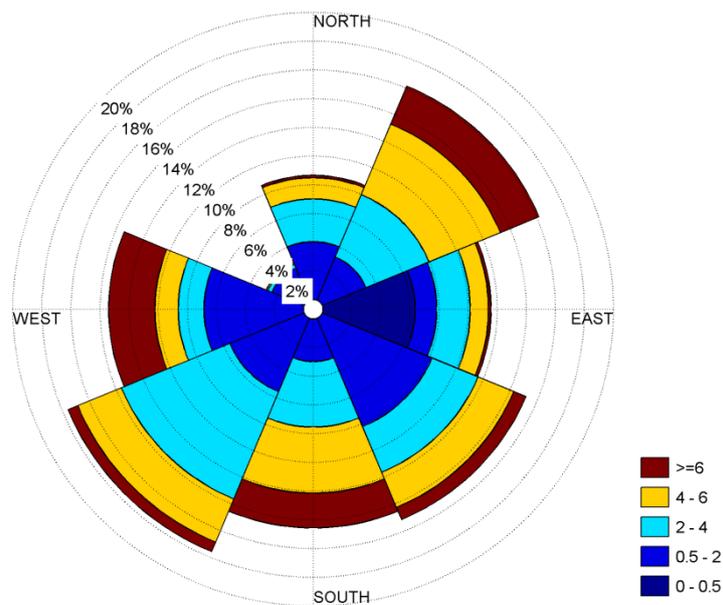
Las condiciones meteo-oceanográficas que se han empleado para ejecutar los escenarios hidrodinámicos se corresponden con situaciones representativas de condiciones extremas y medias. Para determinar el valor de las distintas variables se ha utilizado el percentil 90 para condiciones extremas máximas, el percentil 50 para condiciones medias y el percentil 10 para condiciones extremas mínimas.

En la Figura 16 podemos observar la función de distribución de la amplitud de marea y caudal, las cuales se han utilizado para calcular los diferentes percentiles.



**Figura 16.** Distribución del caudal en el río Miera y la amplitud de marea en la bahía de Santander.

Además, para el viento emplearemos un caso en calma y otros dos casos dominantes obtenidos de la rosa de viento (Figura 17), que son un NE y un SW.



**Figura 17.** Rosa de viento generada entre los meses de Abr-Nov. del año 2005.

En la Tabla 11 podemos observar los valores para las distintas variables, los cuales han sido obtenidos según el percentil correspondiente.

Marea (m)	Río Miera (m <sup>3</sup> /s)	Viento (m/s y °)
A10 = 0,925	Q10 = 0,795	Calma = 0 y 0°
A50 = 1,469	Q50 = 3,669	NE = 7 y 45°
A90 = 2,016	Q90 = 16,636	SW = 4 y 225°

**Tabla 11.** Valores de las variables para las distintas condiciones.

Por lo tanto, los escenarios hidrodinámicos que se han simulado son todas las condiciones posibles de marea, caudal y viento, lo que da un total de 27 escenarios hidrodinámicos.

Además, también se han considerado diferentes cargas de coliformes fecales (CF) en el vertido de la EDAR de Suesa, según el tratamiento que reciban las aguas residuales. Los escenarios de vertido planteados son los siguientes:

- Situación de funcionamiento normal: sin fallos en el proceso y con tratamiento terciario.
- Situación de fallo 1: suponiendo que el tratamiento terciario no funciona.
- Situación de fallo 2: suponiendo que vierte sólo con un pretratamiento o un tratamiento primario.

Además de las tres condiciones de vertido anteriores, también se simularán escenarios con y sin desinfección del vertido.

El objetivo de plantear estos escenarios de vertido es poder conocer las consecuencias que tendría un posible fallo en el funcionamiento la EDAR en el transporte y evolución de los coliformes fecales y las afecciones a las distintas áreas de interés.

A continuación en la Tabla 12 mostramos la concentración de CF del efluente a la salida según el tratamiento de depuración recibido.

VERTIDO	SIN DESINFECCIÓN	CON DESINFECCIÓN
Tratamiento primario	$2,5 \cdot 10^7$	$2,5 \cdot 10^6$
Tratamiento secundario	$*5 \cdot 10^6 - 5 \cdot 10^5$	$*5 \cdot 10^5 - 5 \cdot 10^3$
Tratamiento terciario	$5 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^2$

**Tabla 12.** Concentración de CF (UFC/100ml) en los efluentes, a la salida de los diferentes tratamientos de depuración.

\* Se han simulado empleando el valor medio.

Por lo tanto el número total de escenarios a simular será la combinación de los 27 escenarios hidrodinámicos en combinación con los 6 escenarios de vertido de la EDAR de Suesa.

$$\text{Escenarios Totales} = 27 \times 6 = \mathbf{162 \text{ escenario}}$$

## 4.5 Determinación del tiempo de ejecución

Para determinar el tiempo mínimo de ejecución del modelo hidrodinámico tenemos que comprobar que las variables de salinidad y temperatura se han estabilizado. En la Figura 18 podemos comprobar que el tiempo mínimo de simulación es de unos 10 días.

Por lo tanto, se ha optado por simular los diferentes escenarios hidrodinámicos un mínimo de 12 días, aunque según las condiciones meteo-oceanográficas dicho tiempo de simulación puede ser menor.

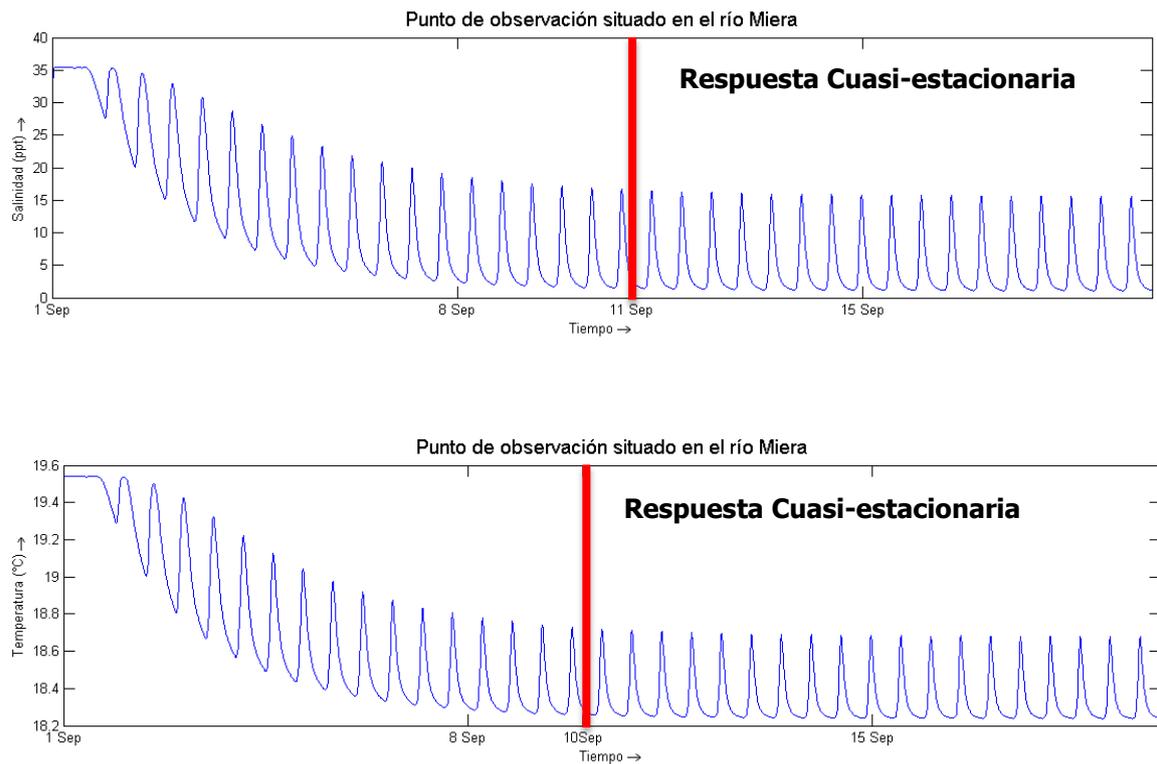


Figura 18. Evolución de la salinidad y temperatura.

Para determinar el tiempo de simulación del modelo de calidad se ha seguido el mismo procedimiento que para el modelo hidrodinámico, con la diferencia que la variable a estabilizarse son los CF.

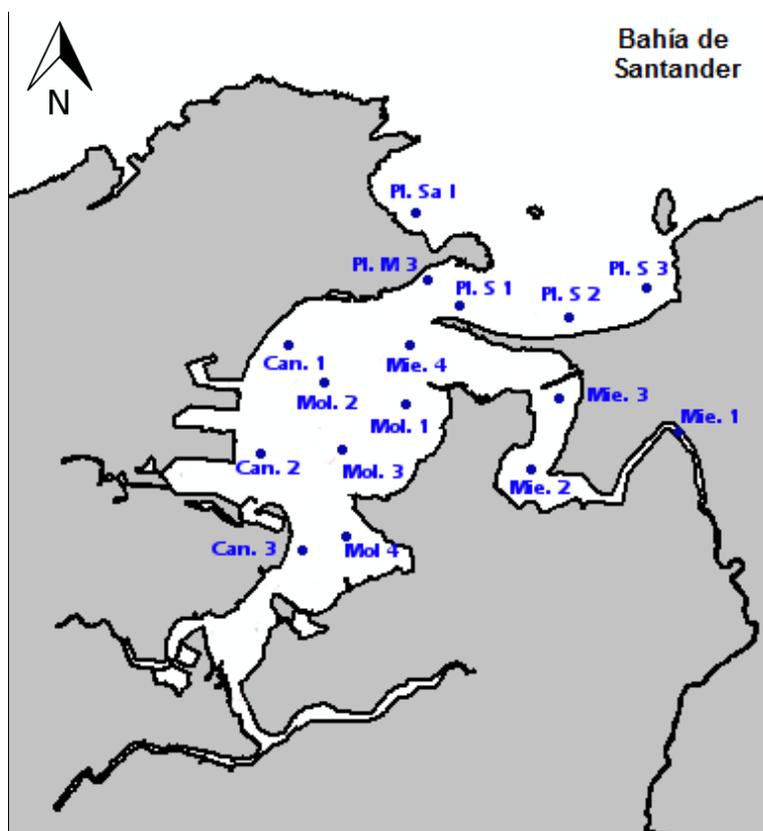


Figura 19. Evolución de CF.

En la Figura 19 vemos que el modelo se estabiliza muy rápidamente, menos de dos días. Por lo tanto, el tiempo de simulación mínimo si deseamos disponer 24 horas de simulación para analizar el transporte y evolución de CF será de tres días. En este trabajo para asegurar la estabilidad del modelo y garantizar una respuesta cuasi-estacionario, se ha empleado un tiempo de simulación de 7 días.

## 4.6 Puntos de control del modelo

Para analizar el transporte y evolución de los coliformes fecales (CF) en la bahía de Santander, se han tenido en cuenta dos tipos de salida de resultados: 1) la evolución de la concentración de coliformes fecales para toda la malla cada hora de simulación; 2) la evolución de la concentración de coliformes fecales en 15 puntos de observación, distribuidos por las zonas que se consideran más vulnerables o con mayor interés de estudio (Figura 20).



**Figura 20.** Ubicación de los puntos de observación.

Los puntos establecidos y las zonas de interés considerado son:

- LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera (véase la Figura 4): puntos de observación Mie. 1, Mie. 2, Mie. 3 y Mie. 4.
- Zona de producción de moluscos (véase la Figura 5): puntos de observación Mol. 1, Mol. 2, Mol. 3 y Mol. 4.

- 
- Zonas de baño (indicadas también en la Figura 5): puntos de observación Pl. M 3, Pl. S 1, Pl. S 2, Pl. S 3 y Pl. Sa I.
  - Canal de navegación, donde se han establecido puntos para comprobar su posible influencia en el transporte de coliformes fecales y la evolución de éstas en el resto del estuario: puntos de observación Can. 1, Can. 2 y Can. 3.

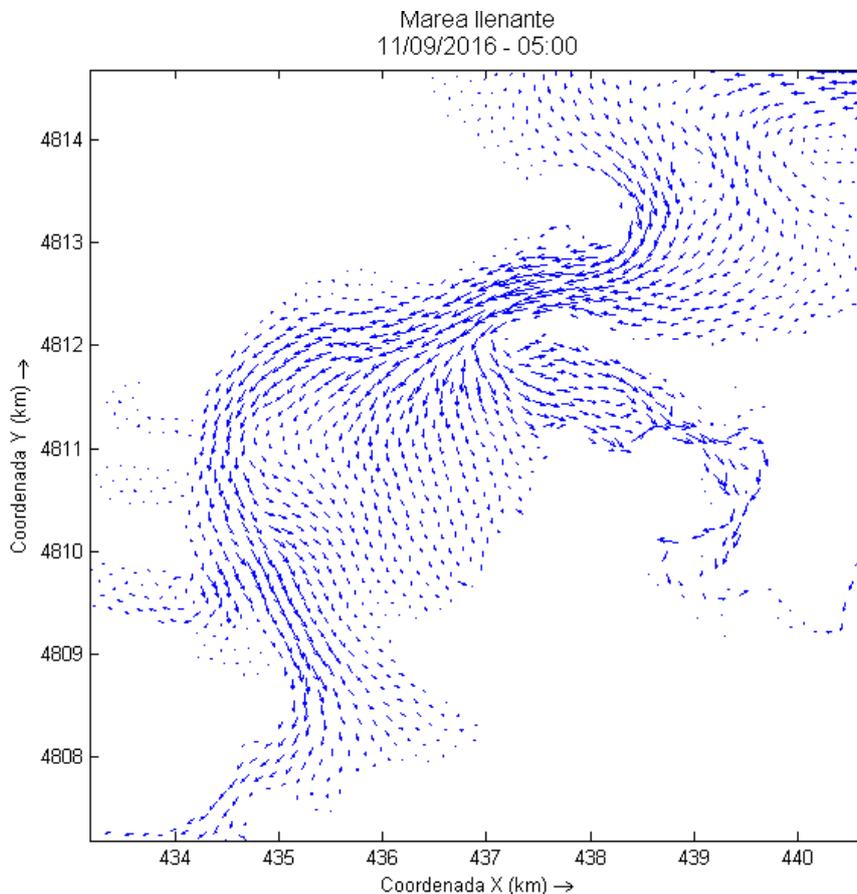
## 5 RESULTADOS

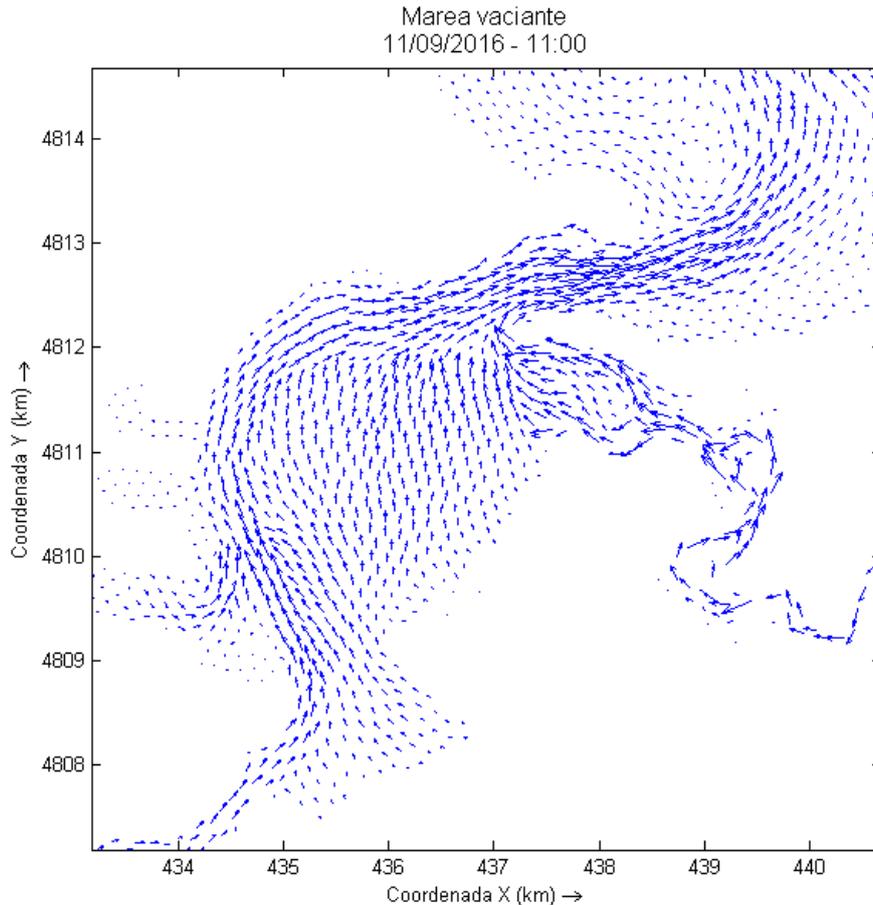
### 5.1 Hidrodinámicos

Como se ha comentado en el apartado de metodología, el primer paso del presente trabajo ha sido realizar un modelo hidrodinámico de la bahía de Santander que sea capaz de reproducir con precisión las dinámicas del estuario. A continuación, se muestran algunos de los resultados obtenidos para los escenarios hidrodinámicos que generan una mayor concentración de CF en las diferentes áreas de interés (véase las Figura 4 y Figura 5). Los resultados que se mostraran serán mapas de corrientes, salinidad y temperatura para poder ver como varían dichas variables y que influencia pueden tener en el transporte y evolución de los CF.

#### □ Mapas de Corrientes

En la Figura 21 se muestran los resultados para el escenario hidrodinámico que genera mayores concentraciones de CF en el canal de navegación. Dicho escenario está generado con una amplitud de marea de 2,016 m (A90), un caudal de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y un viento del NE (7 m/s y 45°). Como puede observarse, las velocidades máximas se producen en la zona de la bocana, al ser esta la zona más estrecha del estuario y cuya sección debe ser atravesada por el prisma de marea cada ciclo mareal. También puede verse la influencia que tiene el canal de navegación en las corrientes, al provocar mayores corrientes a través de él.

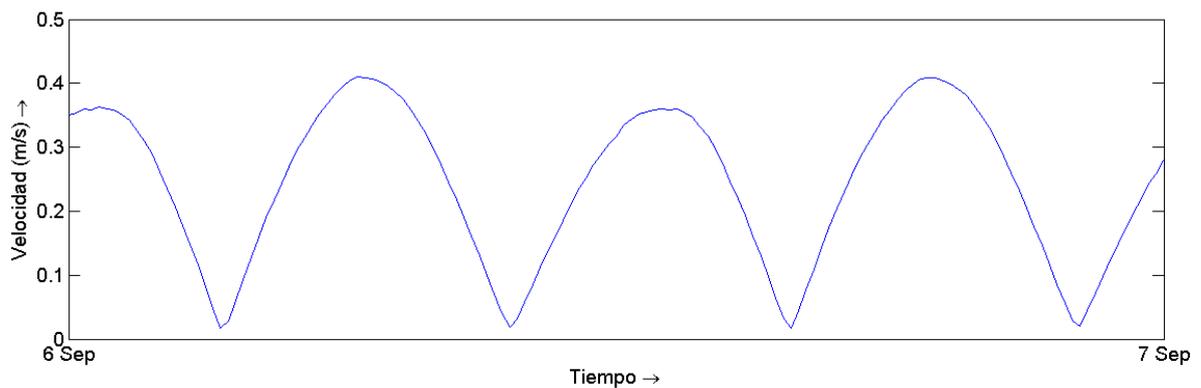




**Figura 21.** Corrientes generadas en marea vaciante y llenante.

En las figuras 22 y 23 se muestran las velocidades que se producen en la bocana de la bahía de Santander, según el rango mareal empleado para generar el escenario hidrodinámico, que ha sido de 0,925 m (A10) y 1,469 m (A50), respectivamente. El caudal y viento empleado es el mismo para los dos escenarios (Q90 y viento en Calma)

Comparando los valores máximos entre las dos imágenes, vemos que cuanto mayor es el rango mareal, mayores velocidades se producirán en la bocana de la bahía. Por lo tanto, como era de esperar, a mayor rango mareal mayores corrientes.



**Figura 22.** Velocidad del agua en la bocana del estuario para A10, Q90 y viento en calma.

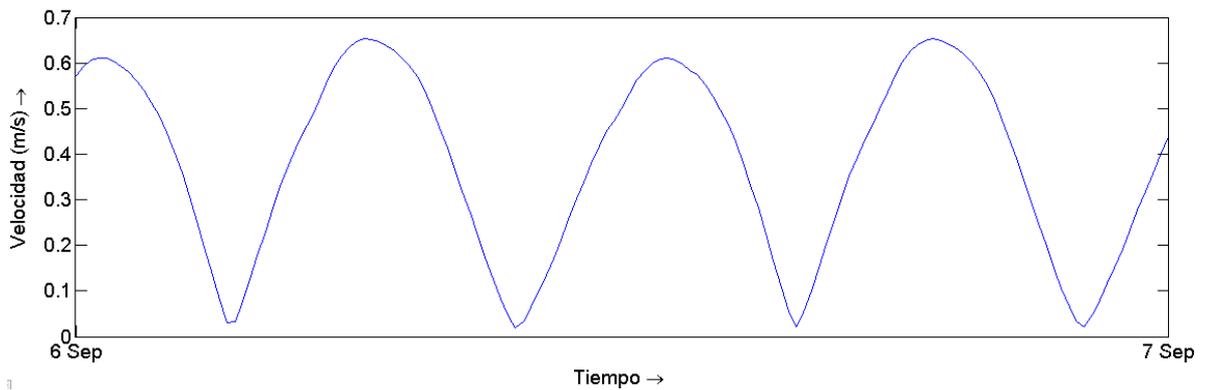
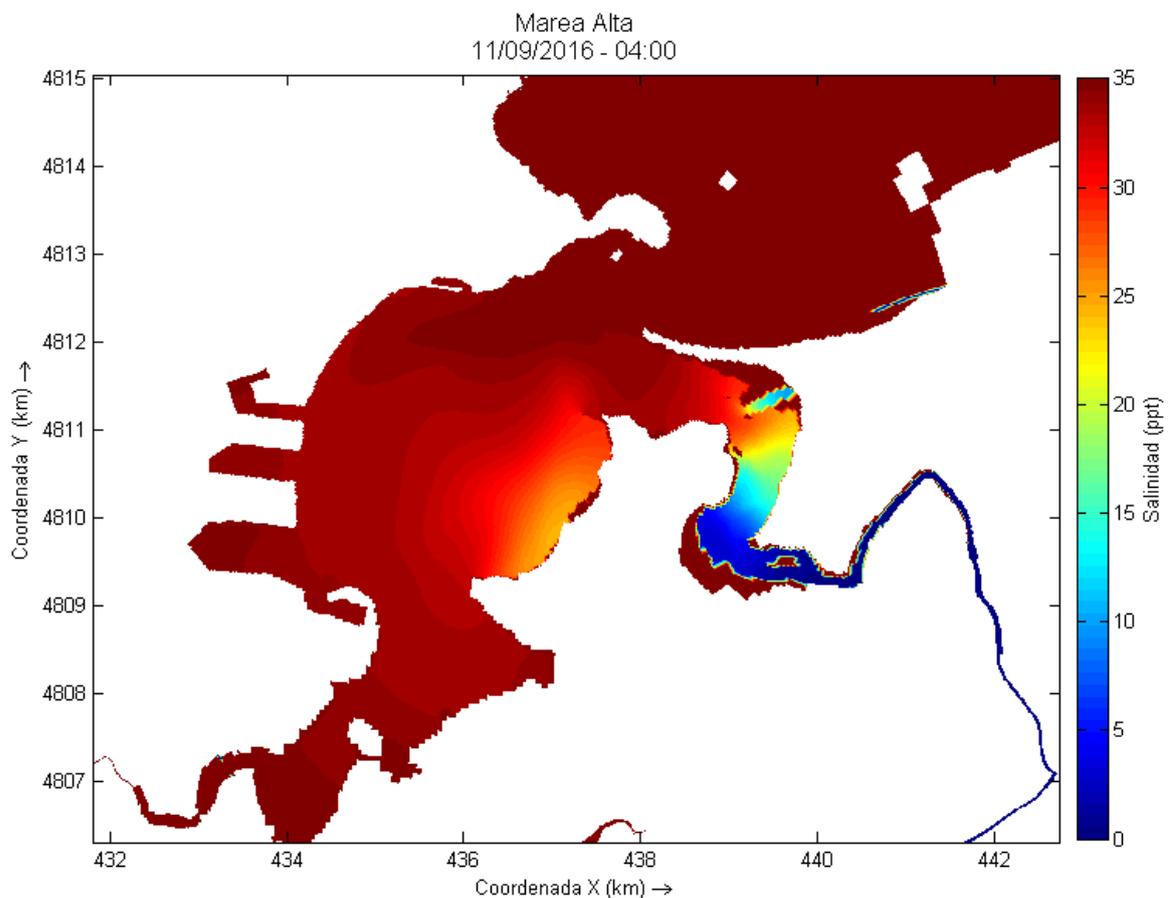


Figura 23. Velocidad del agua en la bocana del estuario para A50, Q90 y viento en calma.

### Mapas de salinidad

El escenario hidrodinámico que arrastra una mayor cantidad de CF a las zonas de baño es el generado con una amplitud de marea de 0,925 m (A10), un caudal procedente del río Miera de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y un viento en calma (0 m/s).

En la Figura 24 podemos ver la evolución de la salinidad para distintas fases de marea (Marea alta, baja y vaciante).



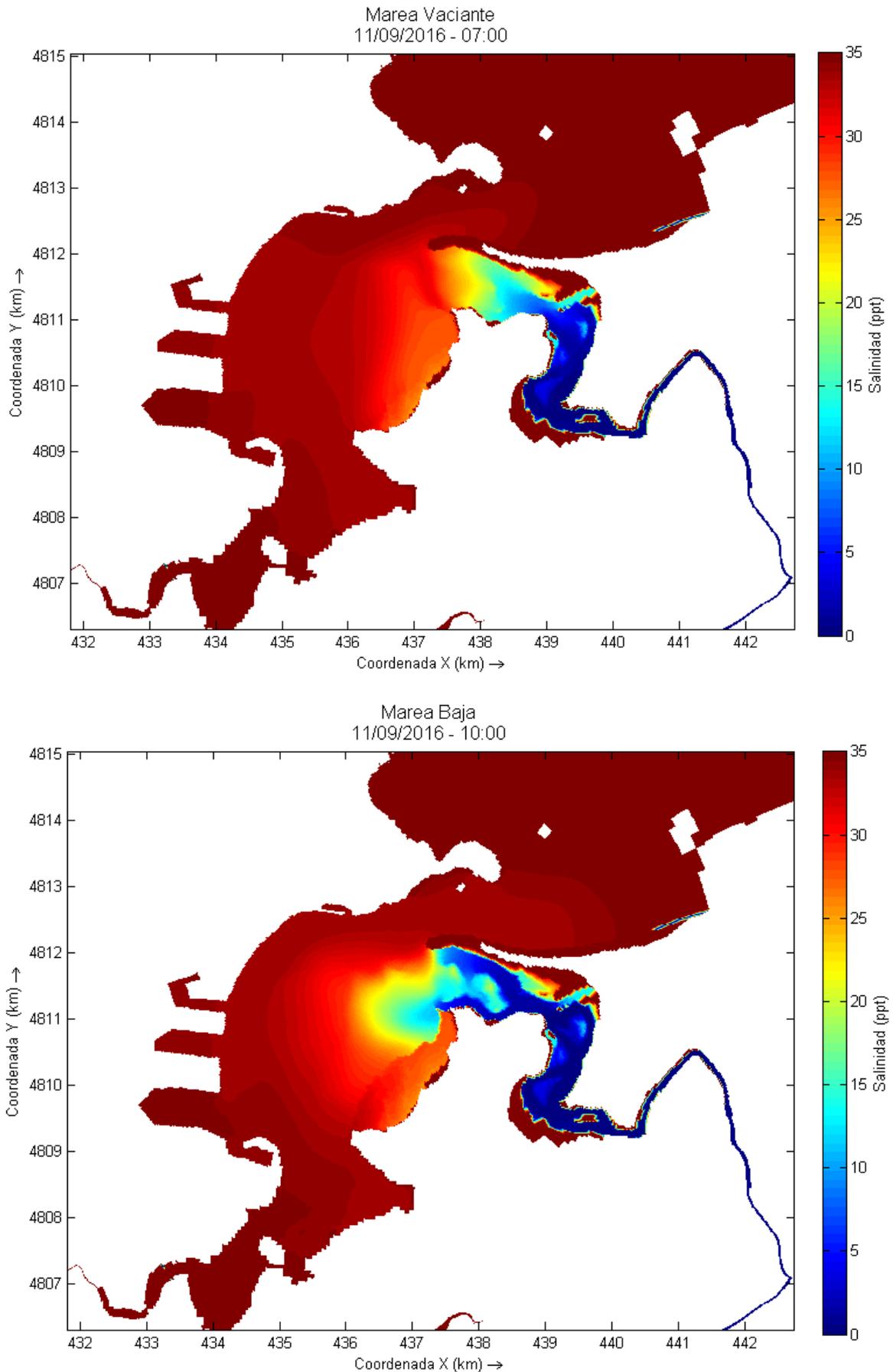


Figura 24. Evolución de la salinidad.

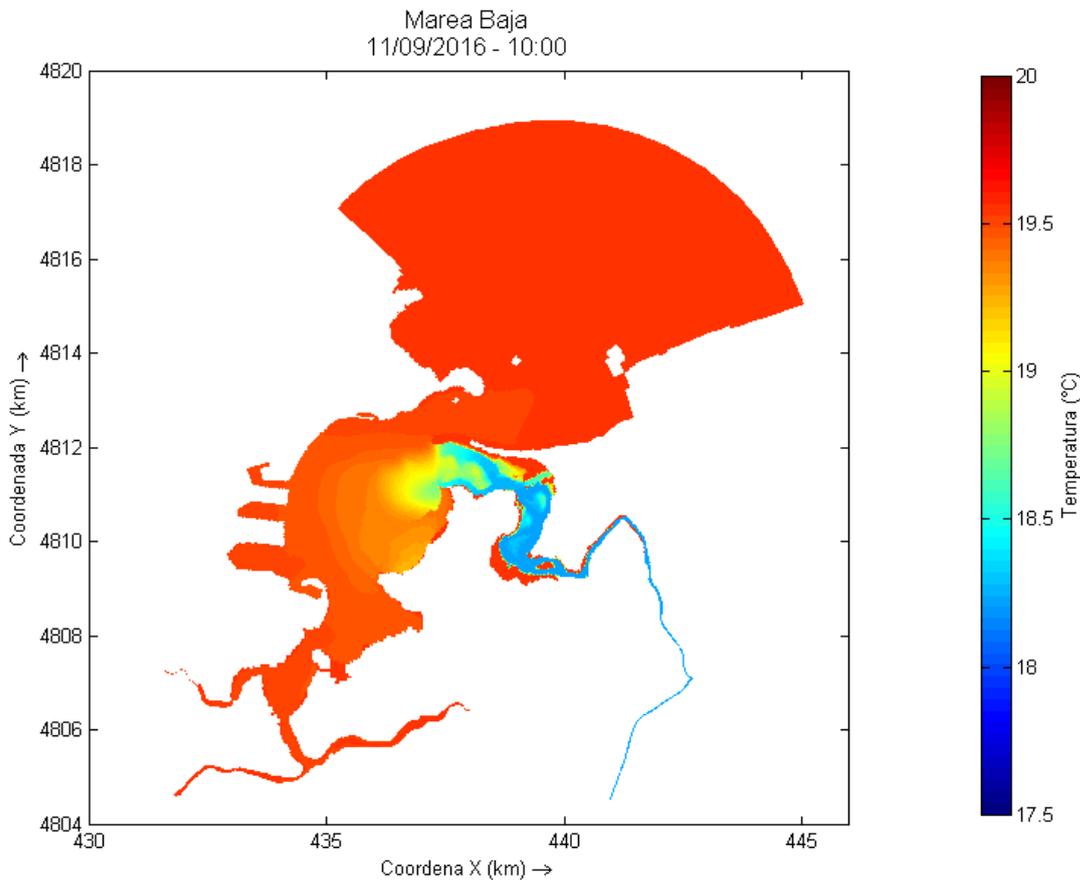
Como podemos observar en la Figura 24 los mayores cambios en la concentración de la salinidad se producen en zonas próximas a la desembocadura del río Miera. Esto es debido a que en dicha zona es donde se produce la mezcla de las aguas dulce y salada procedentes del río Miera y Mar Cantábrico respectivamente.

Además, tenemos que tener en cuenta que este escenario hidrodinámico es el que mayor variación presenta en la salinidad, al combinarse la menor amplitud de marea con el mayor caudal.

### ❑ Mapas de temperatura

El escenario hidrodinámico que produce mayor afección a las zonas de producción de moluscos, en concreto a la zona CAN1-05, es el originado por una amplitud de marea de 0,925 m (A10), un caudal procedente del río Miera de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y un viento del NE (7 m/s).

En la Figura 25 podemos observar la evolución de la temperatura para la bahía de Santander, la cual varía en un rango muy estrecho (19,6 °C – 18,25 °C). Esto es debido a que hemos empleado como contornos las temperaturas medias diarias del mes de Septiembre y no hemos tenido en cuenta la variabilidad natural de temperatura que se produce a lo largo de un día.



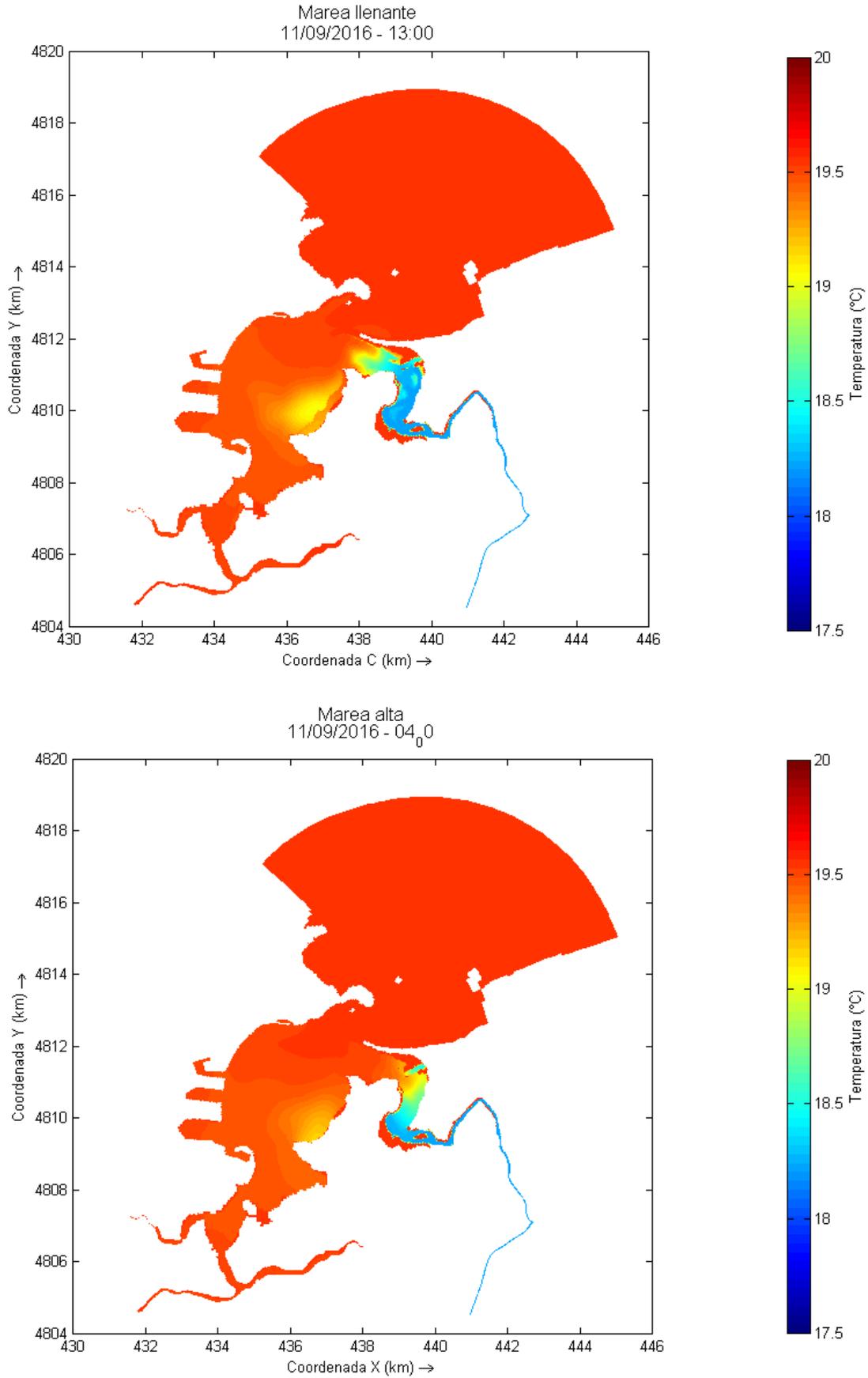


Figura 25. Evolución de la temperatura en la bahía de Santander.

Al igual que la salinidad, las mayores variaciones se centra entre la desembocadura del río Miera, al producirse en dicha zona la mezcla de las aguas del río Miera con las del Mar Cantábrico, las cuales tienen una temperatura media diaria diferente.

## 5.2 Calidad del agua

Debido al gran número de resultados generados con el modelo y la imposibilidad de representar todos los resultados en los 15 puntos de observación para las 162 simulaciones realizadas, vamos a mostrar las situaciones más representativas.

El criterio empleado para seleccionar las situaciones más representativas de vertido ha sido mostrar las situaciones de funcionamiento normales, medias y extremas de la EDAR de Suesa. El criterio de selección de cada situación se ha hecho según la carga de CF que presente el vertido después de aplicar el tratamiento correspondiente.

Dichas situaciones son las producidas por vertidos con un tratamiento primario sin desinfección (condiciones extremas, carga máxima de CF), un tratamiento secundario sin desinfección (condiciones medias, carga media de CF) y un tratamiento terciario con desinfección (condiciones normales, carga mínima de CF).

En lo que respecta a los escenarios hidrodinámicos se han seleccionado aquellos que generan la mayor concentración de coliformes fecales en cada zona de interés, descritos anteriormente.

### 5.2.1 Condiciones Extremas: tratamiento primario sin desinfección

Las condiciones más extremas que se pueden producir son las causadas por un vertido primario sin desinfección, al ser el vertido que presenta una mayor carga de coliformes fecales ( $2,5 \cdot 10^7$  UFC/100ml).

En la Tabla 13 podemos ver un resumen de los resultados para los diferentes puntos de observación, considerando el peor escenario hidrodinámico para cada punto de observación.

	Área de estudio	Punto de Observación	Concentración Máxima	Concentración Media	*Condiciones Hidrodinámicas
<b>ZONAS DE BAÑO</b>	PLAYA DE SOMO	Pl. S1	1.214	125	A50, Q50, Calma
		Pl. S2	383	59	
		Pl. S3	79	14	
	PLAYA DE LA MAGDALENA	Pl. M3	211	32	A10, Q90, Calma
	PLAYA DEL SARDINERO	Pl. Sa1	1	<1	
<b>ÁREA DE</b>	CAN1-07	Mie. 1	779.783	302.415	A50, Q50, Calma

<b>PRODUCCIÓN DE MOLUSCOS</b>		Mie. 2	287.533	39.277	A90, Q50, Calma
		Mie. 3	168.793	37.099	
		Mie. 4	59.669	6.187	
	CAN1-05	Mol. 1	26.241	4.508	A10, Q90, NE
		Mol. 2	1.956	264	
		Mol. 3	2.975	469	
	CAN1-06	Mol. 4	366	89	
<b>CANAL DE NAVEGACIÓN</b>	Can. 1	553	48	A90, Q90, NE	
	Can. 2	345	50		
	Can. 3	329	60		

**Tabla 13.** Resumen de los resultados para condiciones extremas de vertido.

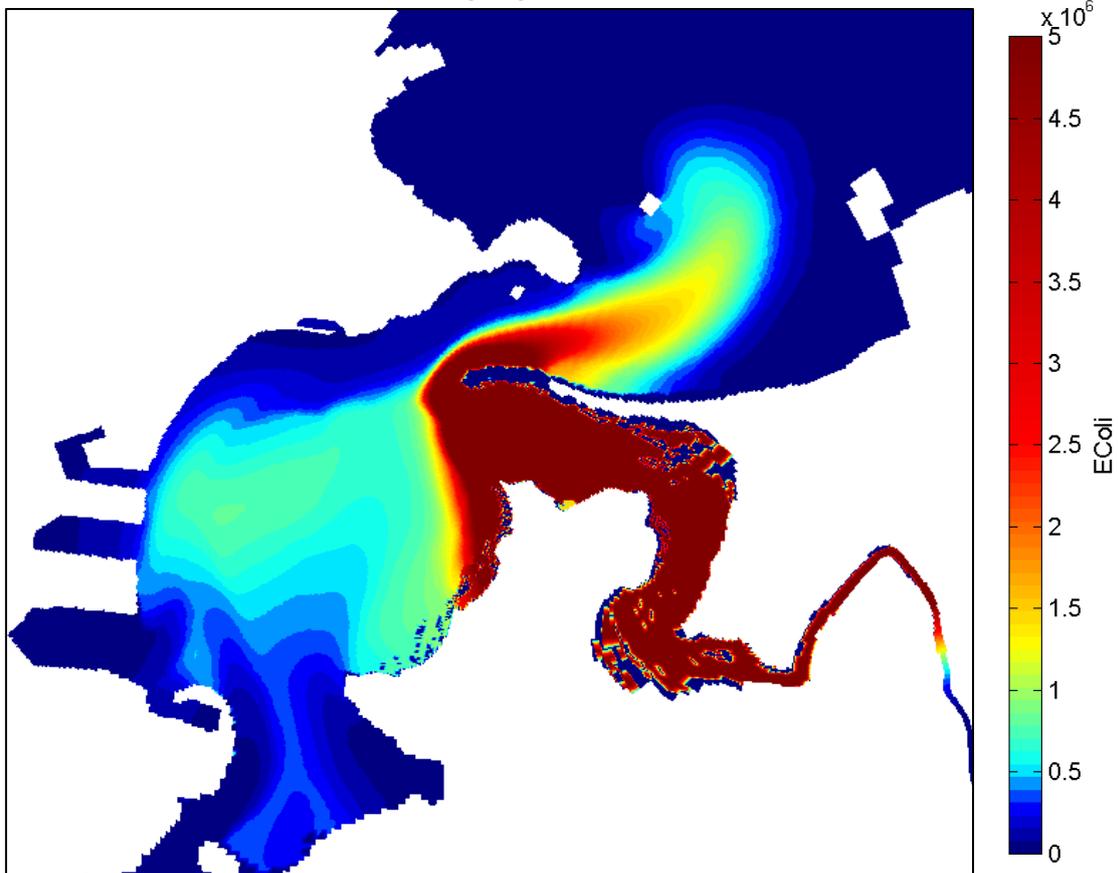
\* Son las condiciones hidrodinámicas empleadas en la simulación según su percentil y representan la amplitud de marea, caudal y viento respectivamente.

\*\*Todas las unidades son en UFC/100ml

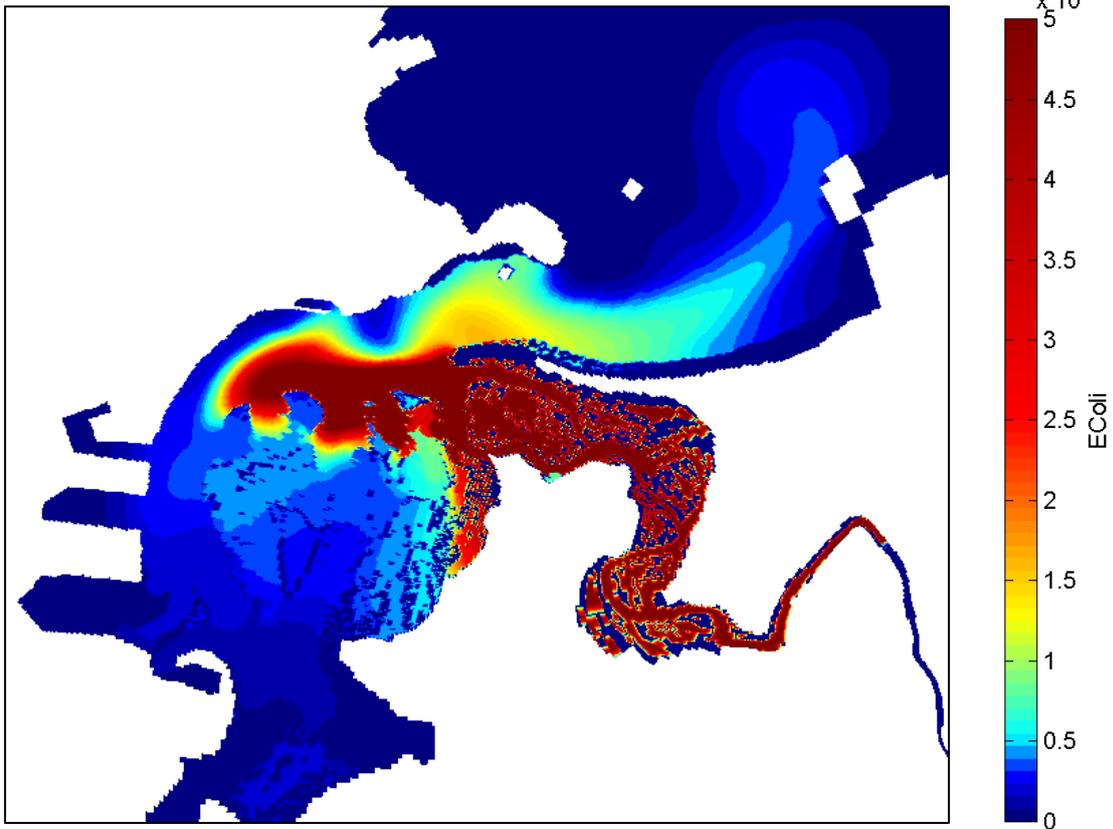
En las siguientes imágenes (Figura 26) podemos ver el transporte y evolución de los CF a lo largo de un ciclo de marea para un escenario hidrodinámico con una amplitud de marea de 2,016 m (A90), un caudal procedente del río Miera de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y con un viento de 4 m/s procedente del SW.

### Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)

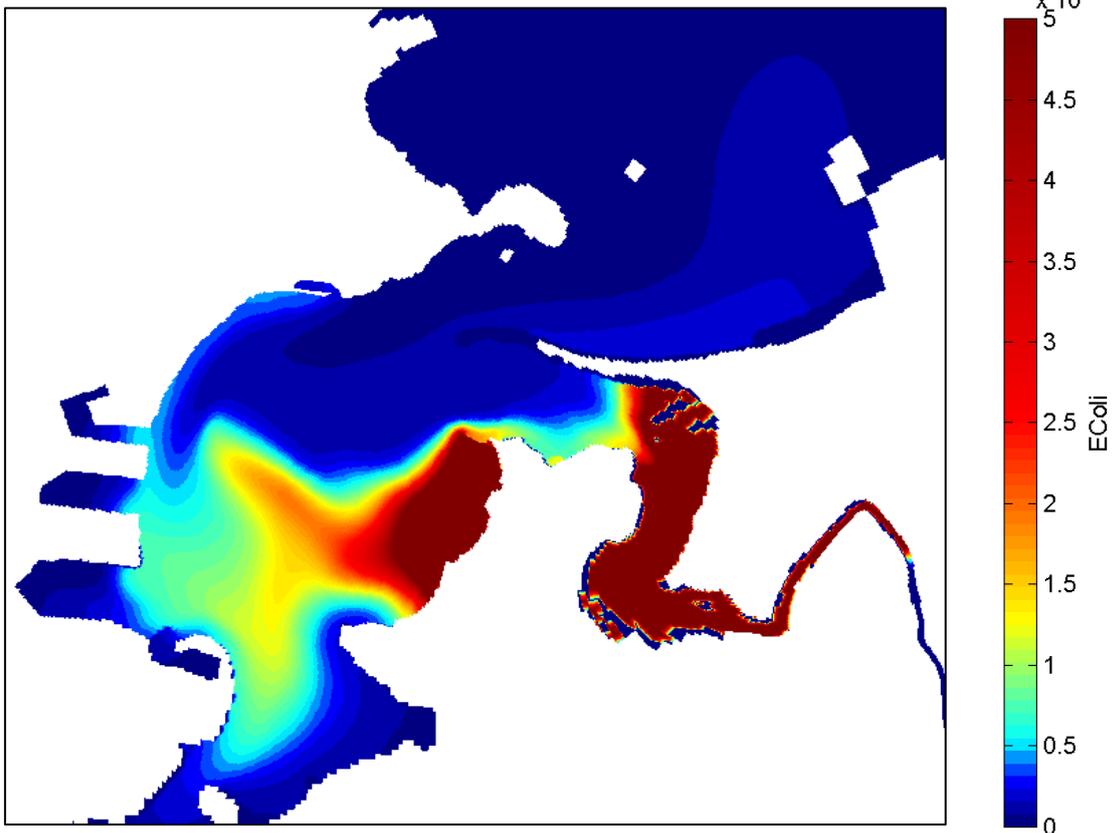
17/09/2016 – 00:00



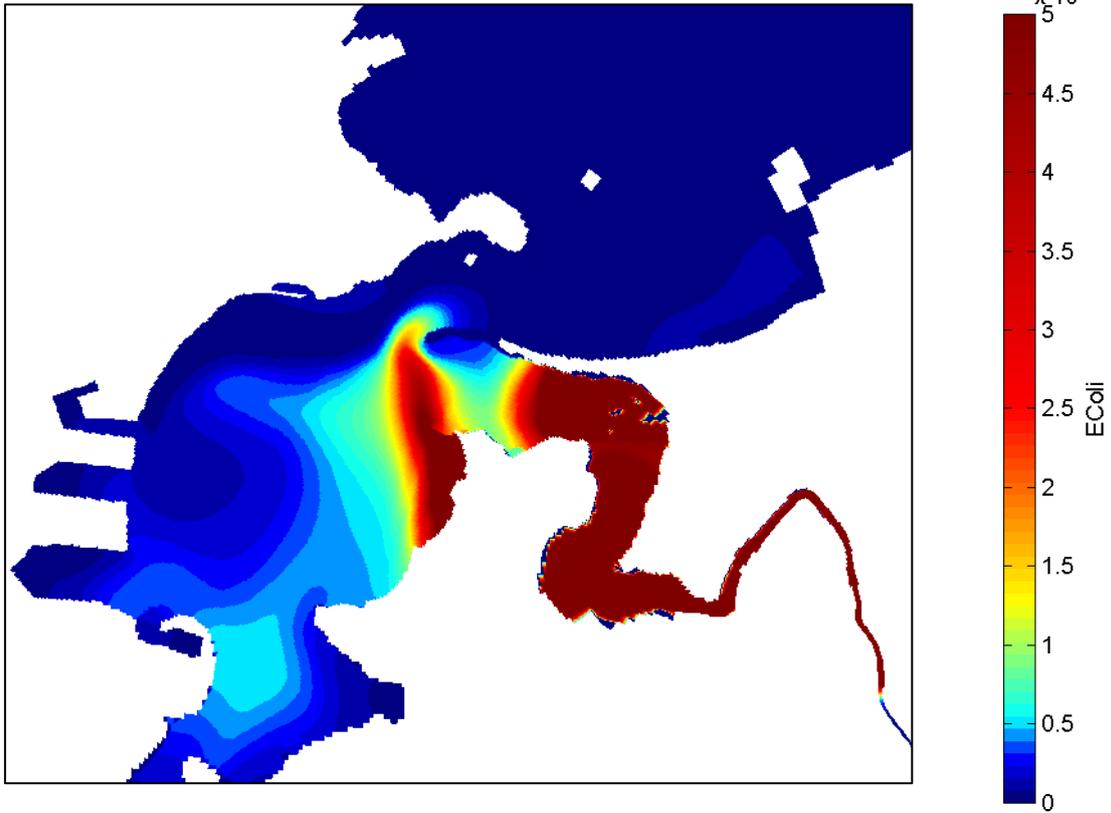
Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)  
17/09/2016 – 03:00



Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)  
17/09/2016 – 06:00



Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)  
17/09/2016 – 09:00



Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)  
17/09/2016 – 12:00

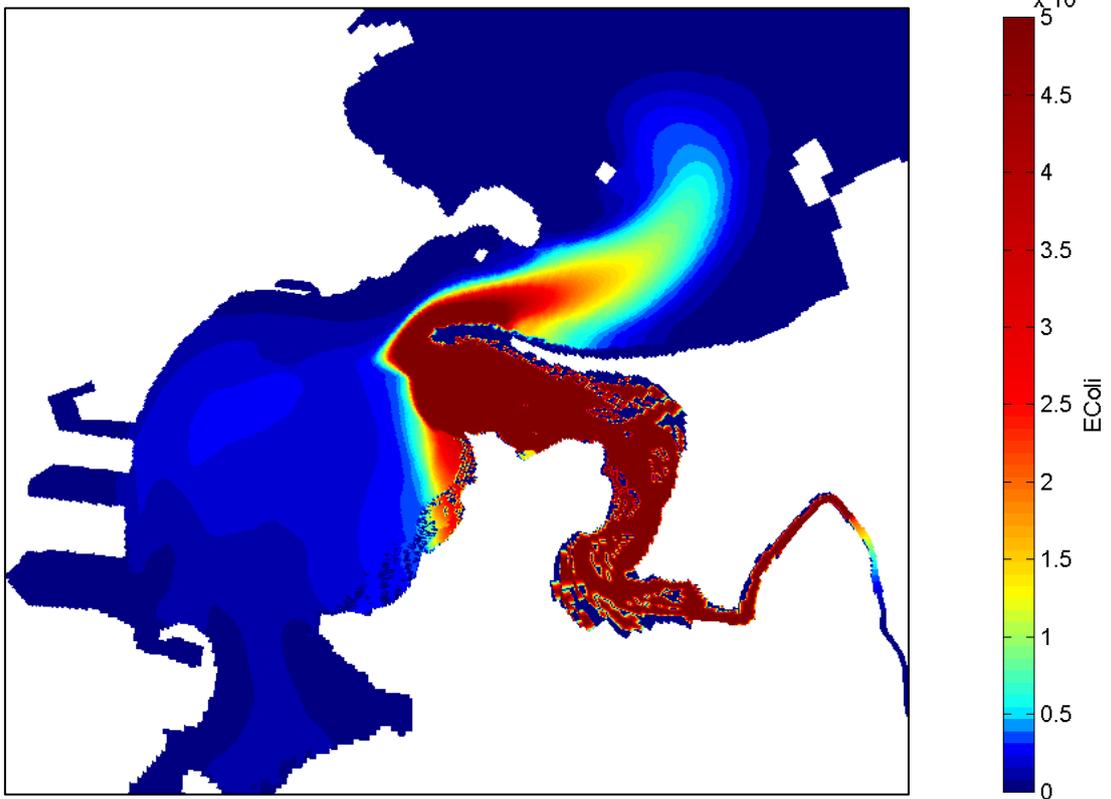


Figura 26. Imágenes de la evolución de la concentración de coliformes fecales.

Como era de esperar las mayores concentraciones se producen en la zona del río Miera (Zona LIC), al estar el punto de vertido en dicha área. Aunque como muestran las siguientes gráficas, otras zonas del estuario también se ven afectadas por una alta concentración de CF.

### 5.2.2 Condiciones Medias: Tratamiento secundario con desinfección

Las condiciones de vertido medias son las producidas por un tratamiento de las aguas residuales secundario sin desinfección, las cuales tiene una carga de coliformes fecales de  $2,75 \cdot 10^6$  UFC/100ml. Las condiciones hidrodinámicas que generan una mayor concentración de CF en los distintos puntos de observación son las mismas que para las condiciones de vertido extremas.

En la Tabla 14 podemos ver un resumen de los resultados para los puntos de observación. Dichos resultados son empleando el peor escenario hidrodinámico para cada punto de observación.

	Área de estudio	Punto de Observación	Concentración Máxima	Concentración Media	*Condiciones Hidrodinámicas
<b>ZONAS DE BAÑO</b>	PLAYA DE SOMO	Pl. S1	75	16	A50, Q50, Calma
		Pl. S2	42	6	
		Pl. S3	8	2	
	PLAYA DE LA MAGDALENA	Pl. M3	23	4	A10, Q90, Calma
	PLAYA DEL SARDINERO	Pl. Sa1	<1	<1	
<b>ÁREA DE PRODUCCIÓN DE MOLUSCOS</b>	CAN1-07	Mie. 1	85.776	33.265	A50, Q50, Calma
		Mie. 2	21.472	5.745	
		Mie. 3	18.567	4.080	
		Mie. 4	6.563	680	
	CAN1-05	Mol. 1	2.886	495	A10, Q90, NE
		Mol. 2	215	29	
		Mol. 3	327	51	
	CAN1-06	Mol. 4	40	10	
<b>CANAL DE NAVEGACIÓN</b>		Can. 1	60	5	A90, Q90, NE
		Can. 2	38	5	
		Can. 3	36	6	

**Tabla 14.** Resumen de los resultados para condiciones medias de vertido.

\* Representan las condiciones hidrodinámicas empleadas en la simulación según su percentil y representan la amplitud de marea, caudal y viento respectivamente.

\*\*Todas las unidades son en UFC/100ml

### 5.2.3 Condiciones normales: Tratamiento terciario con desinfección

Las condiciones normales de vertido son cuando las agua residuales son tratadas con un tratamiento biológico más desinfección, es decir, el vertido cuando la EDAR de Suesa funciona correctamente. La carga de coliformes fecales en el vertido es de  $5 \cdot 10^2$  UFC/100ml.

En la Tabla 14 podemos ver un resumen de los resultados para los puntos de observación. Dichos resultados son empleando el peor escenario hidrodinámico para cada punto de observación.

	Área de estudio	Punto de Observación	Concentración Máxima	Concentración Media	*Condiciones Hidrodinámicas
<b>ZONAS DE BAÑO</b>	PLAYA DE SOMO	Pl. S1	0,013	0,002	A50, Q50, Calma
		Pl. S2	0,007	0,001	A10, Q90, Calma
		Pl. S3	0,001	<0,001	
	PLAYA DE LA MAGDALENA	Pl. M3	0,004	<0,001	A10, Q90, Calma
		PLAYA DEL SARDINERO	Pl. Sa1	<0,001	
<b>ÁREA DE PRODUCCIÓN DE MOLUSCOS</b>	CAN1-07	Mie. 1	15,595	6,048	A50, Q50, Calma
		Mie. 2	5,750	0,785	
		Mie. 3	3,375	0,741	
		Mie. 4	1,193	0,123	A90, Q50, Calma
	CAN1-05	Mol. 1	0,524	0,090	A10, Q90, NE
		Mol. 2	0,039	0,005	
		Mol. 3	0,059	0,009	
	CAN1-06	Mol. 4	0,007	0,001	
	<b>CANAL DE NAVEGACIÓN</b>	Can. 1	0,011	<0,001	A90, Q90, NE
		Can. 2	0,006	0,001	
Can. 3		0,006	0,001		

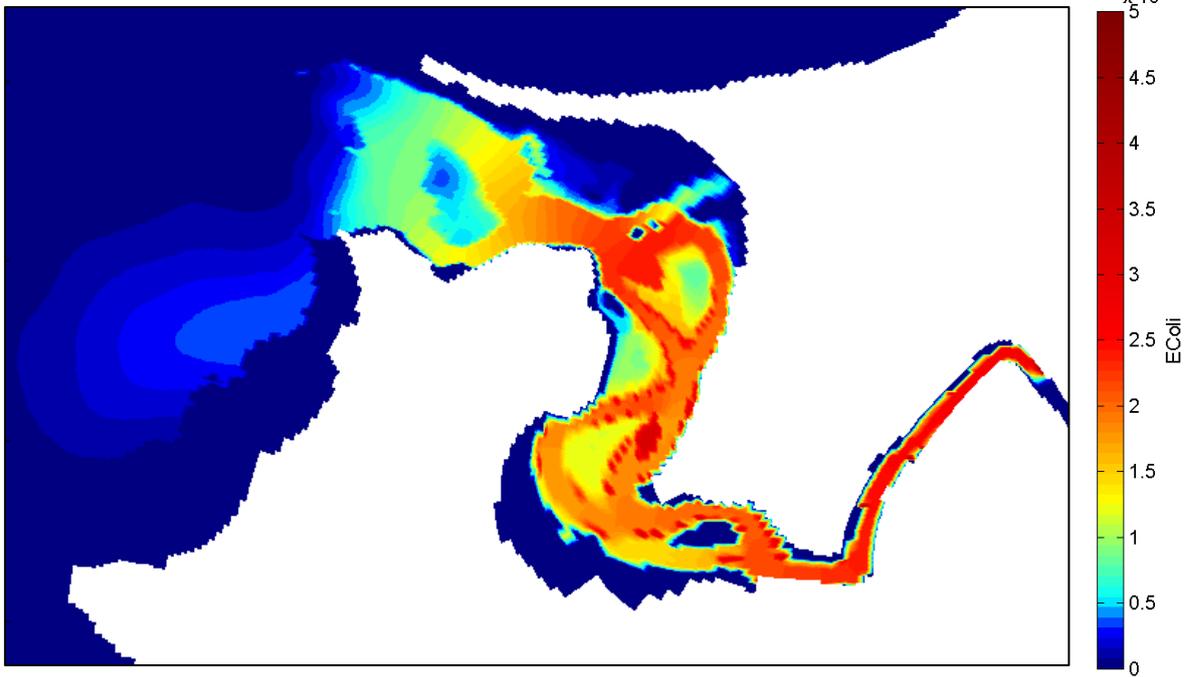
**Tabla 15.** Resumen de los resultados para condiciones normales de vertido.

\* Representan las condiciones hidrodinámicas empleadas en la simulación según su percentil y representan la amplitud de marea, caudal y viento respectivamente.

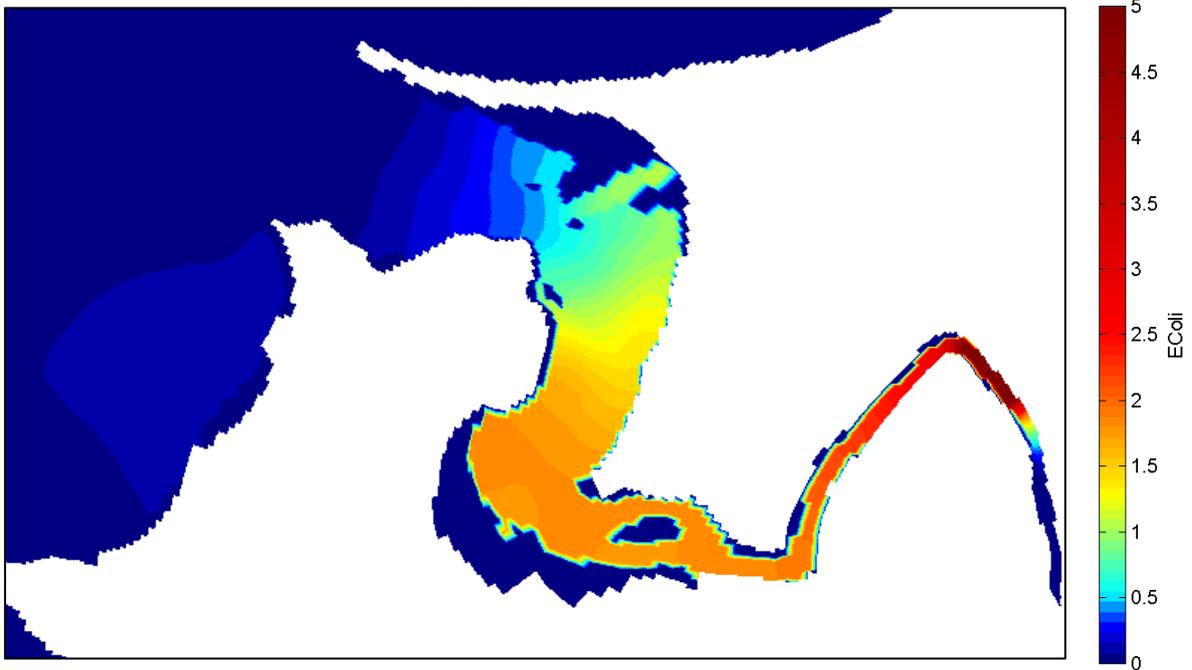
\*\*Todas las unidades son en UFC/100ml

El escenario que mostramos a continuación es el originado por unas condiciones hidrodinámicas generadas con una amplitud de marea de 1,469 m (A50), un caudal procedente del río Miera de 3.6 m<sup>3</sup>/s (Q50) y un viento en Calma (0 m/s). Hemos seleccionado dicho escenario al ser el que genera las mayores concentraciones de CF en la zona del río Miera.

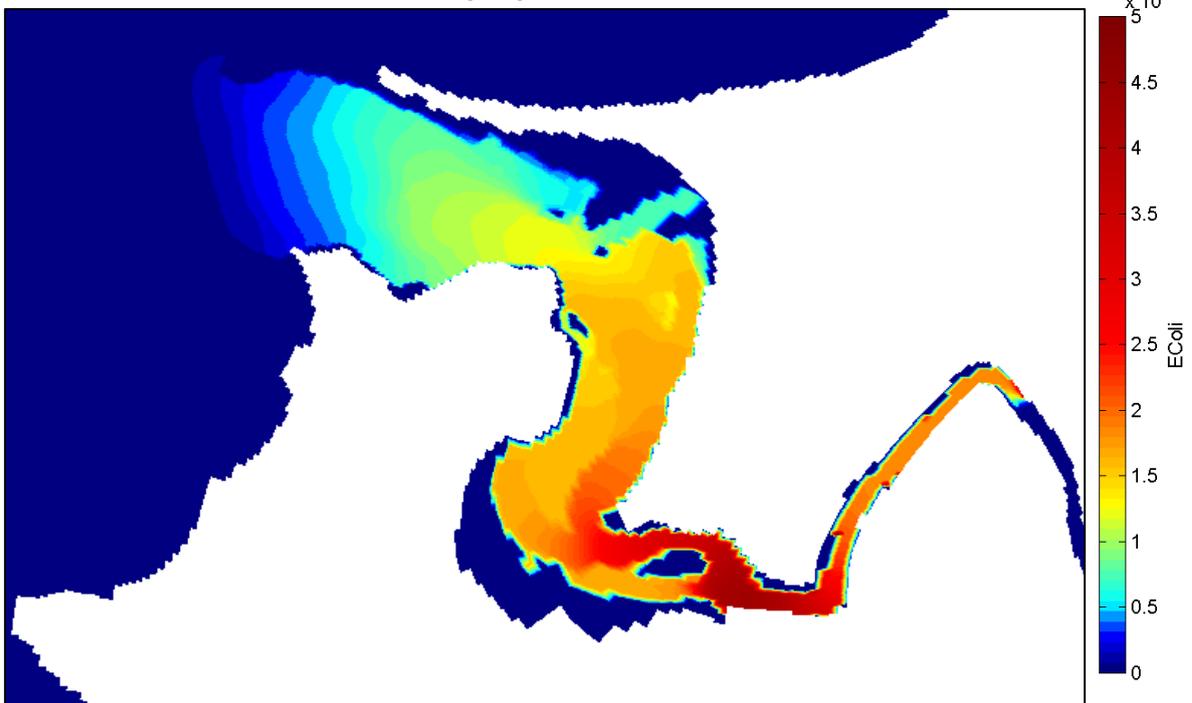
Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)  
10/09/2016 – 00:00



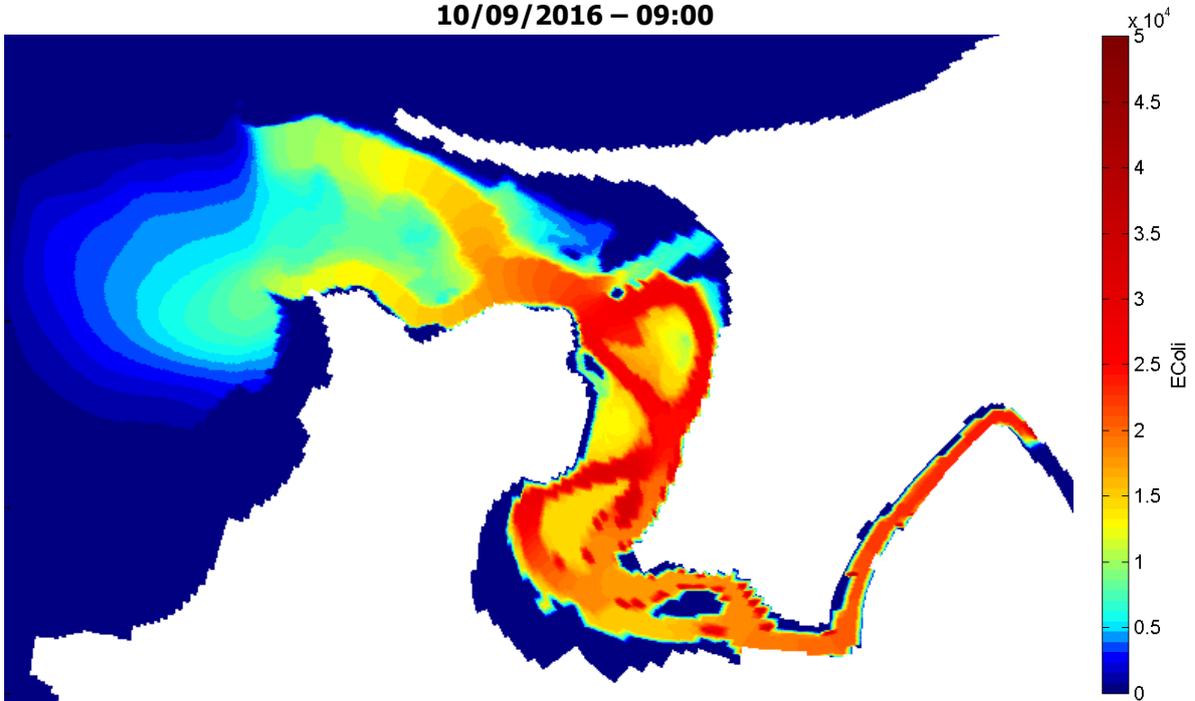
Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)  
10/09/2016 – 03:00

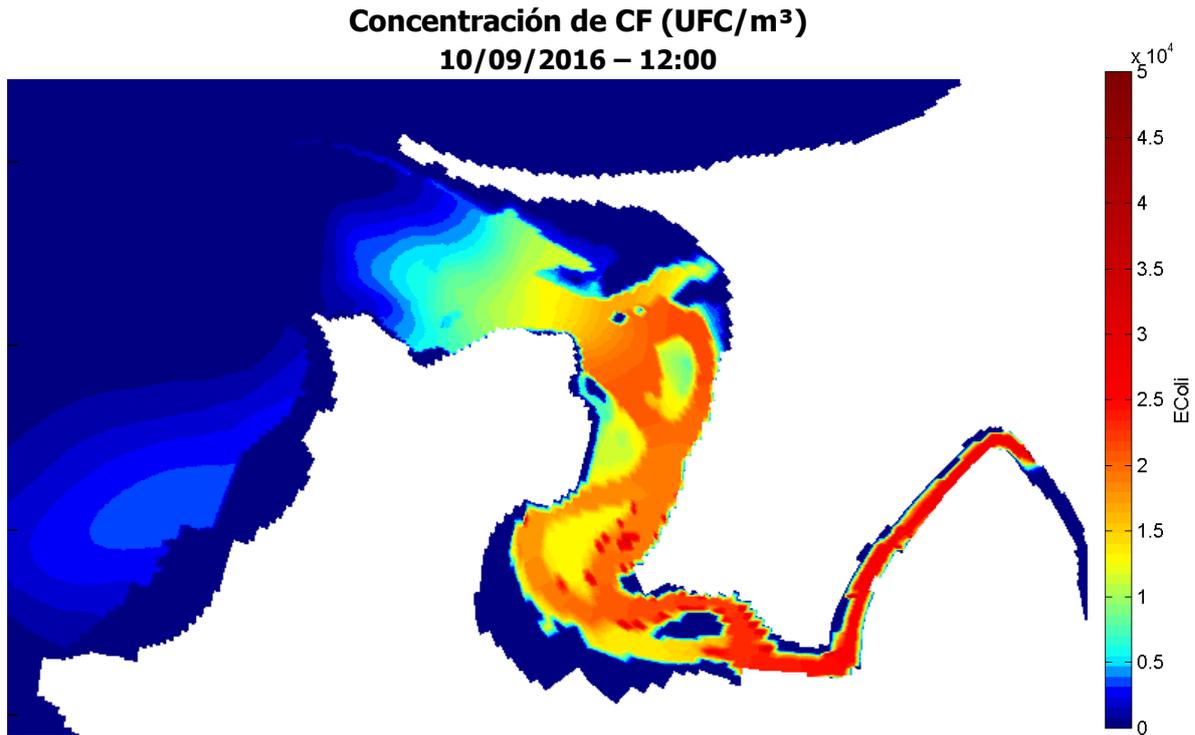


Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)  
10/09/2016 – 06:00



Concentración de CF (UFC/m<sup>3</sup>)  
10/09/2016 – 09:00





**Figura 27.** Imágenes de la evolución de la concentración de coliformes fecales.

En la Figura 27 podemos ver que cuando la EDAR funciona correctamente la presencia de CF se centra únicamente en el río Miera y las concentraciones de CF son mínimas.

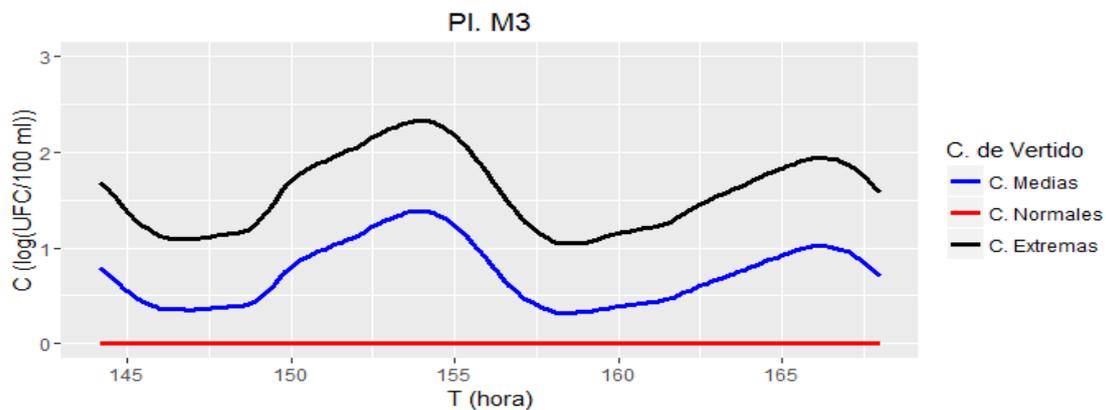
**❑ Resultados en los puntos de observación**

A continuación vamos a mostrar las graficos con la evolución de CF para los distintos puntos de observación. Los escenarios seleccionados son los que mayor concentración de CF generan.

**5.2.3.1 Zonas de Baño**

Playa de la Magdalena

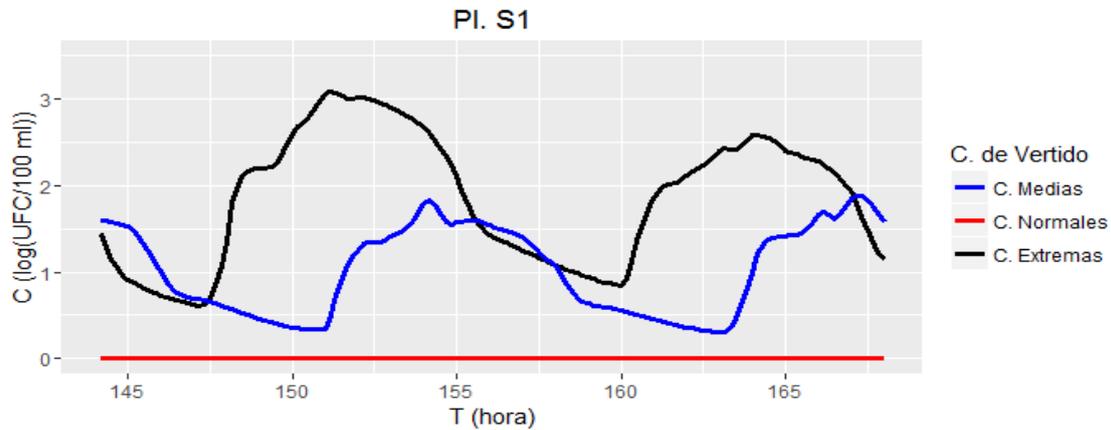
Las condiciones meteo-oceanográficas son generadas con una amplitud de marea de 0,925 m (A10), un caudal de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y un viento en calma (0 m/s).



**Figura 28.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación PI. M3.

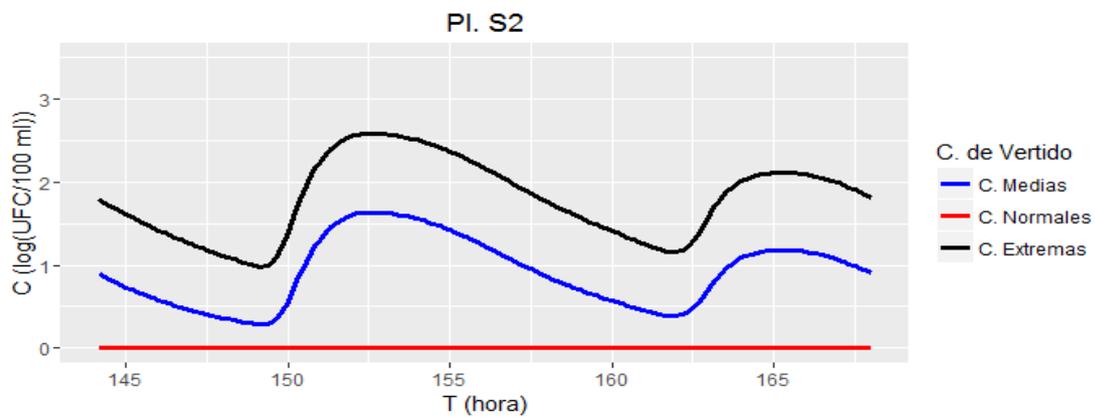
Playa de Somo

Para la zona más próxima al canal (Pl. S1) las peores condiciones son generadas con una amplitud de marea de 1,469 m (A50), un caudal procedente del río Miera de 3,6 m<sup>3</sup>/s (Q50) y un viento en calma (0 m/s).

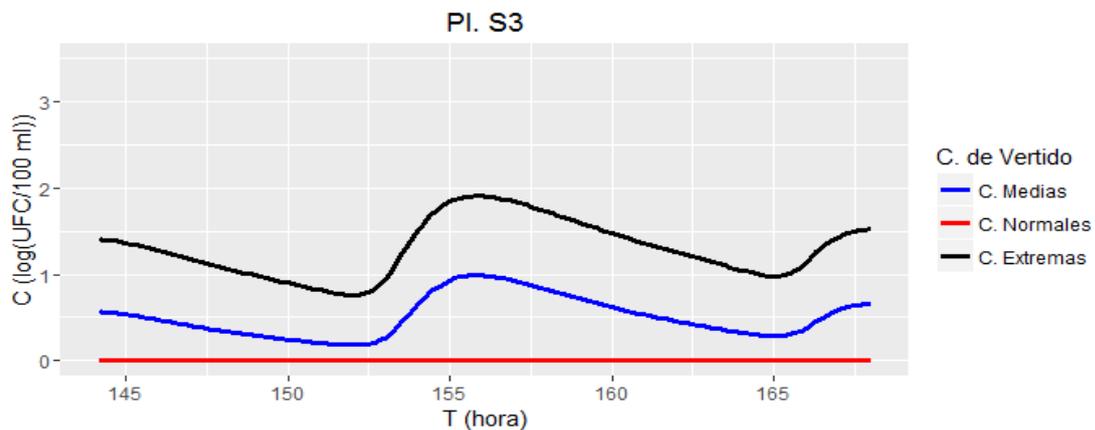


**Figura 29.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación PI. S1.

Para la zona centro y este de la playa las condiciones meteo-oceanográficas son generadas con una amplitud de marea de 0,925 m (A10), un caudal de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y un viento en calma (0 m/s).



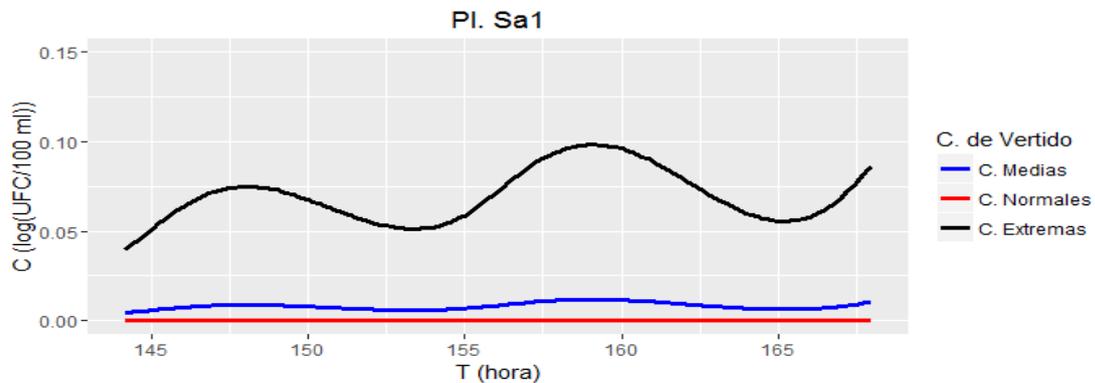
**Figura 30.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación PI. S2.



**Figura 31.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación PI. S2.

Playas del Sardinero

Para las playas de sardinero I y Sardinero II las condiciones hidrodinámicas son generadas con una amplitud de marea de 0,925 m (A10), un caudal de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y un viento en calma (0 m/s).

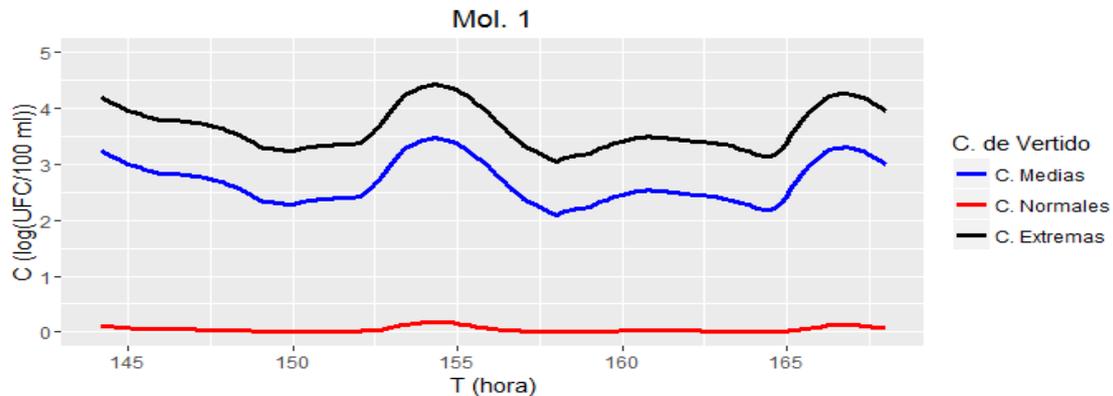


**Figura 32.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación PI. Sa1.

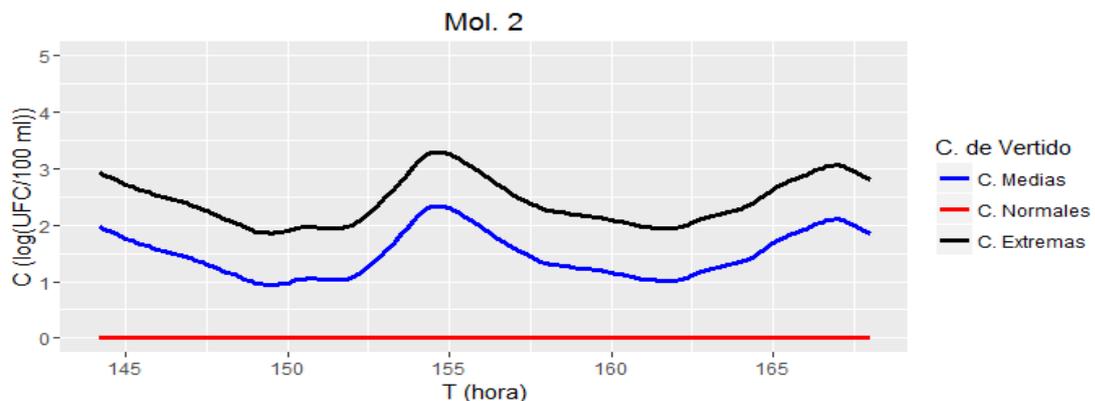
**5.2.3.1 Afección a las zonas de producción de moluscos**

Zona CAN1-05 y CAN1-06

Las condiciones hidrodinámicas son generadas con una amplitud de marea de 0,925 m (A10), un de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y un viento procedente del NE (7 m/s y 45°).



**Figura 33.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Mol. 1.



**Figura 34.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Mol. 2.

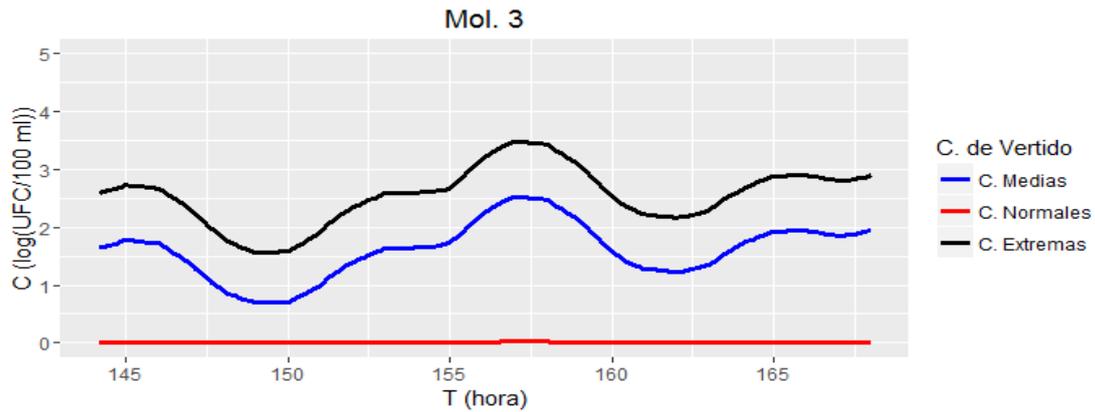


Figura 35. Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Mol. 3.

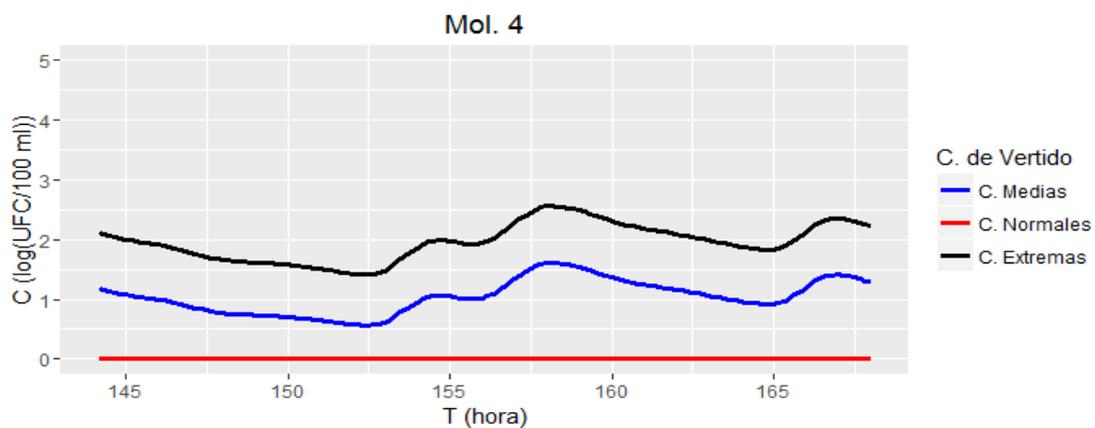


Figura 36. Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Mol. 4.

Zona LIC y CAN1-07

Las condiciones hidrodinámicas son generadas con una amplitud de marea de 1,469 m (A50), un caudal de 3,6 m<sup>3</sup>/s (Q50) y un viento en calma (0 m/s).

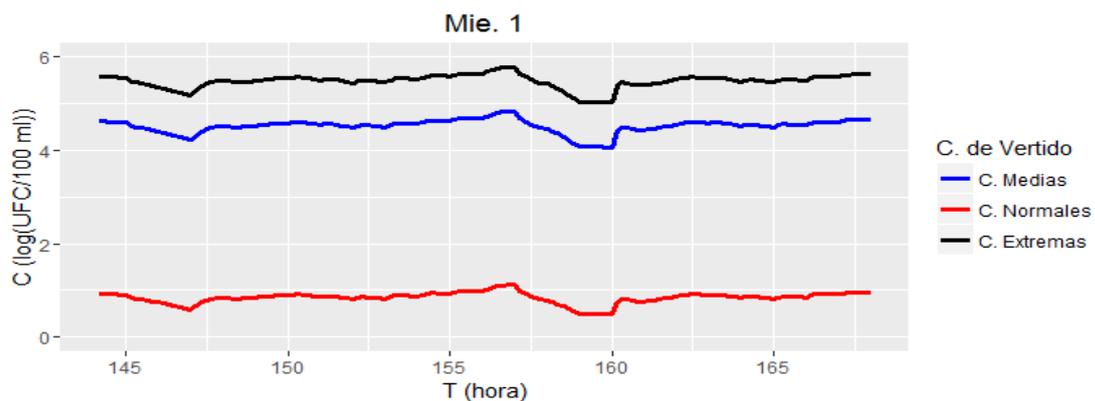
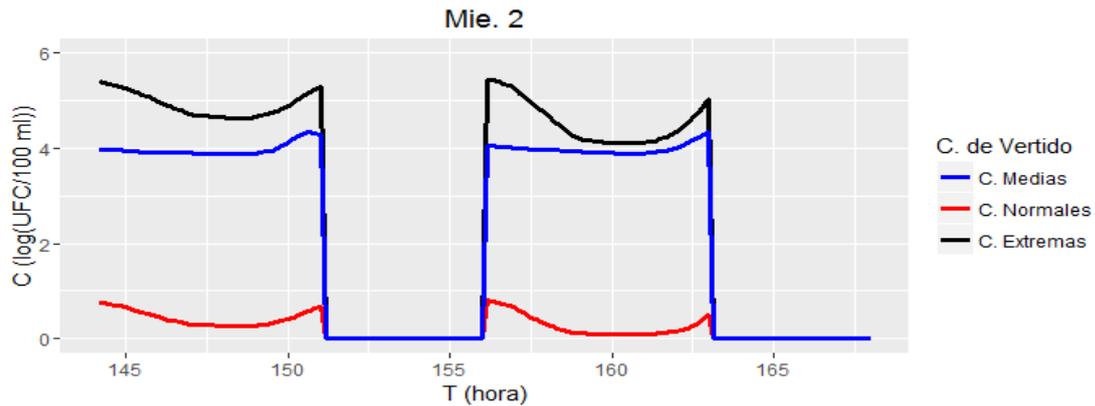
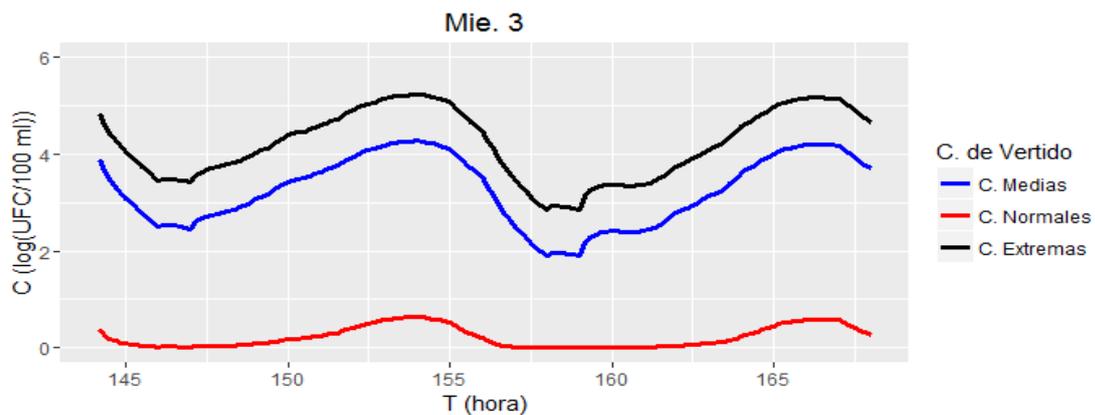


Figura 37. Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Mie. 1.

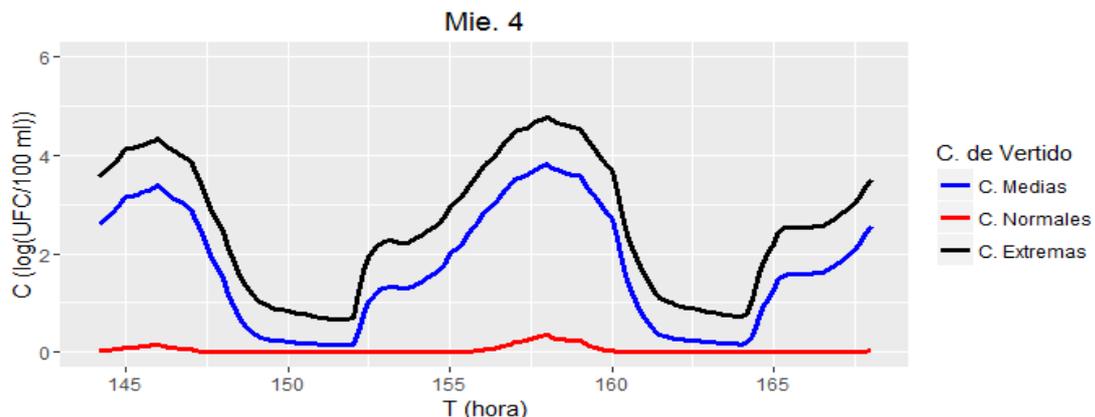


**Figura 38.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Mie. 2

En la estación Mie. 2 se obtiene valores de cero para la concentración de CF, al estar el punto de observación situado en una celda que se seca.



**Figura 39.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Mie. 3..

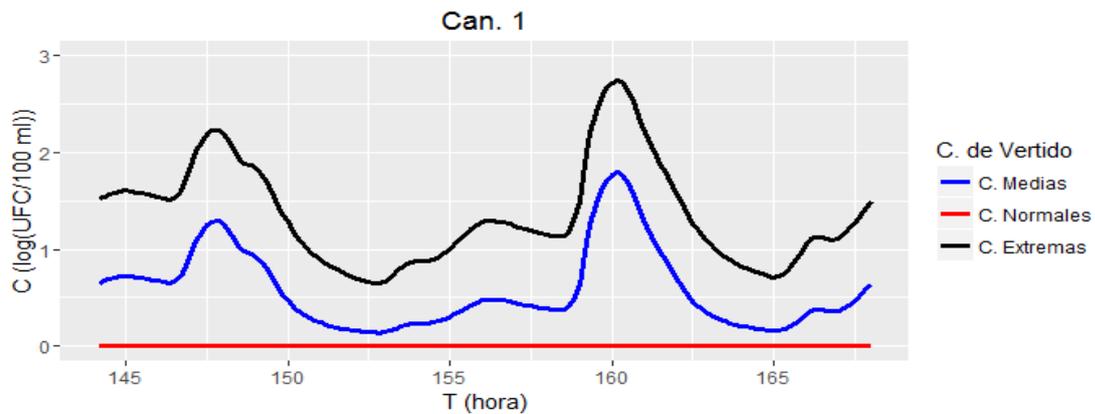


**Figura 40.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Mie. 4.

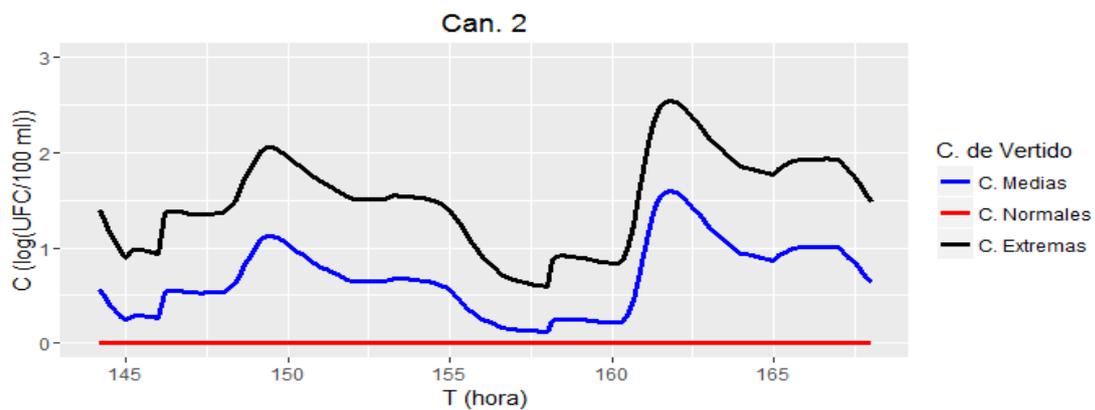
### 5.2.3.1 Transporte y evolución de los coliformes fecales a través del Canal de navegación

Además de las zonas de baño y producción de moluscos hemos considerado de interés ver que influencia puede tener el canal de navegación en el transporte de coliformes fecales.

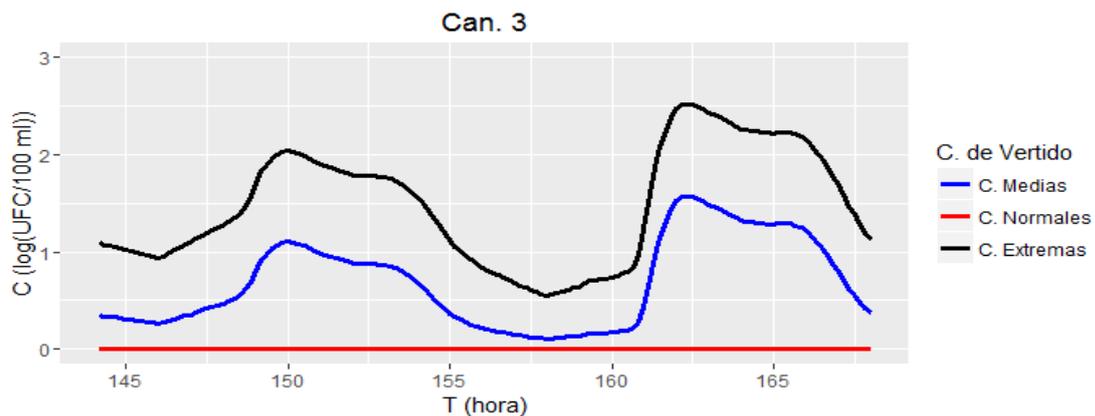
El escenario hidrodinámico es generado con una amplitud de marea de 2,016 m (A90), un caudal de 16,6 m<sup>3</sup>/s (Q90) y un viento procedente del NE (7 m/s y 45°).



**Figura 41.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Can. 1.



**Figura 42.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Can. 2.



**Figura 43.** Concentración de coliformes fecales (log(UFC/100ml)) en el punto de observación Can. 3.

## 6 DISCUSIÓN

En este apartado vamos a analizar y discutir los resultados obtenidos con los modelos hidrodinámicos y de calidad.

En lo que respecta al **modelo hidrodinámico** vemos que al haber planteado una temperatura constante para ambos contornos, nuestro modelo hidrodinámico no reproduce la variación que se produce a lo largo de un día. Esta limitación influye en los resultados del módulo de calidad y, por lo tanto, hay que tenerlo en cuenta a la hora de analizar los datos. La temperatura es una de las variables que influye en la mortalidad de los CF, siendo esta mayor con temperaturas más elevadas. Por lo tanto, cuando la temperatura del agua debería ser máxima nuestro modelo está infravalorando la tasa de mortalidad, y cuando la temperatura debería ser mínima nuestro modelo está sobrevalorando la tasa de mortalidad. No obstante, las variaciones en la temperatura del agua a lo largo de un día no son muy elevadas y por lo tanto no estamos introduciendo una gran imprecisión en nuestro modelo. Además, hemos empleado la temperatura media del mes de septiembre (verano), por lo que no podemos comparar la diferencia que provocaría el cambio de estaciones en la concentración de CF, sobre todo la comparación invierno-verano.

También podemos observar de los resultados obtenidos que a mayor amplitud de marea mayores son las corrientes que se generan en la bocana del estuario y en el canal de navegación.

Para el **modelo de calidad**, si analizamos los resultados obtenidos podemos ver cuáles son las afecciones que se producen, su gravedad y la influencia que tienen las condiciones meteo-oceanográficas y batimétricas en el transporte y evolución de los coliformes fecales.

Además de no haber validado el modelo, los escenarios simulados son hipotéticos y hemos supuesto que la única fuente que introduce coliformes fecales en la bahía es el vertido de la EDAR de Suesa. Por lo tanto, a la hora de analizar los resultados tenemos que tener en cuenta que únicamente podemos concluir cual es la influencia que tienen las condiciones meteo-oceanográficas en el transporte de coliformes fecales y las afecciones causadas por el vertido la EDAR de Suesa.

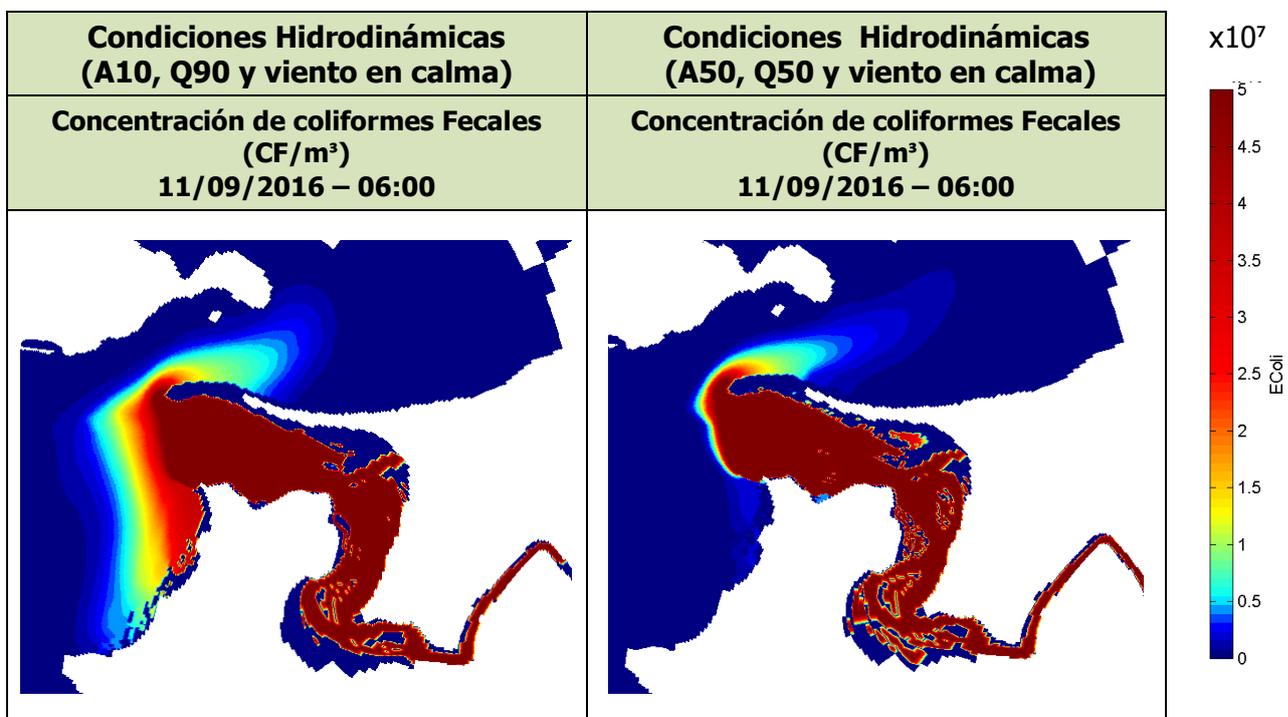
### □ **Influencia de las condiciones meteo-oceanograficas**

El caudal influye en la concentración de CF en las zonas de baño de la siguiente manera, a mayor caudal mayor es la concentración de CF. Esto hecho está motivado porque a mayor caudal, mayor volumen de agua dulce, y por lo tanto menor salinidad, lo que genera una menor mortalidad de los CF. Además, a mayor caudal, mayor velocidad del agua en el río, y por lo tanto menor tiempo tardaran los CF en llegar a las zonas de baño y menor mortalidad debida a la radiación solar.

También observamos que cuanto menor es el rango de marea, menor será el volumen de agua salada procedente del mar, y por lo tanto menor será la salinidad del agua. Además, también serán menores las velocidades en la bocana del estuario cuando la marea este en fase llenante, lo que facilitará la salida de los coliformes fecales fuera del estuario.

Aunque tenemos una excepción en el punto de observación Pl. S1, ya que la mayor concentración no se produce con el máximo caudal y la mínima amplitud de marea, sino con una amplitud y caudal medio (A50 y Q50). En la Figura 44 tenemos la comparativa entre ambos escenario hidrodinámico.

Si observamos la imagen de la izquierda podemos observar que el esparcimiento de CF a lo largo del estuario es mayor, aunque en el punto Pl. S1 ambos escenarios generan una concentración de CF parecida. Esto es debido a las corrientes generado en la bocana del estuario, con una amplitud de marea de A50, arrastran los CF hacia el exterior.



**Figura 44.** Comparativa de la concentración de coliformes fecales para los diferentes escenarios.

En cambio, en la zona interna del estuario las mayores concentraciones de CF en la zona del canal de navegación se producen para una amplitud de marea máxima (A90) y en la zona de paramos para una amplitud mínima (A10). Esto es debido a que a mayor amplitud de marea mayor (A90) mayores serán las corrientes generas s través del canal, las cuales transportan los CF hacia el interior del estuario.

La influencia del viento en el transporte de CF es la siguiente. Un viento en calma genera las mayores concentraciones en las zonas de baño y la ría de Cubas. Los efectos de un viento procedente del SW en las dinámicas del agua y por lo tanto en el

movimiento de CF es transportarlos hacia mar abierto, disminuyendo las posibles afecciones a las zonas de interés.

La influencia que tiene un viento del Noreste (NE) en el transporte de CF, es que generan mayores corrientes hacia la zona más interna del estuario. Por lo tanto, transportan más cantidad de CF hacia dicha área del estuario en comparación con las otras condiciones de viento. Esto implica que con un viento del NE se producirán las máximas concentraciones en el canal de navegación y la zona de producción de moluscos CAN10-05 y CAN1-06.

Si analizando la evolución a lo largo del ciclo de marea podemos observar que hay variaciones en la concentración de CF según la hora del día. Dicha diferencia la observamos comparando la concentración obtenida a las 00:00 en marea alta, con la obtenida a las 12:00 en la misma fase de marea (Figura 26). Estas diferencias se atribuyen a la radiación UV, ya que a mayor radiación UV mayor será la tasa de mortalidad de los CF.

#### ❑ **Afección zonas de baño**

En lo que respecta a las zonas de baño, vemos que el vertido de la EDAR de Suesa no tiene prácticamente ninguna influencia en la calidad del agua para las playas del Sardinero, independientemente del escenario de vertido e hidrodinámico simulado. Por lo tanto, no la tendremos en cuenta a lo hora de ver las afecciones que causa el vertido en las zonas de baño.

Para poder aplicar la normativa española de la calidad de las aguas de baño (R.D. 1341/2007, de 11 de octubre) deberíamos disponer de una serie más larga de datos y por lo tanto el análisis que haremos a continuación será empleando varias suposiciones.

La primera es que supondremos que la única fuente de contaminación de coliformes fecales en la bahía de Santander es la EDAR de Suesa. También supondremos una equivalencia entre CF y *E. coli* (ya que *E. coli* puede llegar a representar el 95% de los CF) y supondremos equivalente el valor de la concentración máxima de CF como el valor del percentil 90 o 95. Estas suposiciones implican que nuestra calificación estará sobreestimada, pero nos dará idea sobre que playas se ven más afectadas por el vertido de la EDAR.

Por lo tanto, y según lo comentado anteriormente analizaremos las afecciones que produce un vertido primario (condiciones extremas) en las zonas de baño.

Las playas situadas en la zona de la Magdalena se ven poco afectadas por la presencia de CF y sus aguas recibirían una calificación de excelentes. En cambio la playa de Somo si se ve afectado por el vertido y en la zona oeste de la playa se registran una concentración máxima de 1.214 UFC/100ml, lo que indica una calidad del agua insuficiente. En cambio, en la zona central de la playa la concentración de CF

disminuye lo que genera que la calidad del agua sería suficiente. En la zona este la calidad del agua sería excelente.

Para un vertido secundario o primario las afecciones en las zonas de baño son mínimas para todas las playas analizadas y la calidad del agua sería excelente en todas ellas.

Por lo tanto, podemos concluir que la única manera de que las zonas de baño se vean afectadas es si se produce un fallo en la EDAR de Suesa y vierte con un tratamiento primario. Además, dicha afección se limitaría únicamente a la zona oeste de la playa de Somo.

Además, tenemos que tener en cuenta que dicho resultado es para el peor escenario hidrodinámico de los 27 planteado y por lo tanto para el resto de escenario la afección sería menor.

#### ❑ **Afección zona de producción de moluscos**

Para poder ver la influencia de los CF en los moluscos y ver si cumple el Real Decreto 571/1999, sobre la producción y comercialización de moluscos, vamos a emplear la relación propuesta por Puente et al. (2002). La relación que proponen entre CF registrados en la carne y líquido intervalvar son del orden de 10-20 veces superiores que las medidas en el agua (considerando valores medios). Para este trabajo vamos a emplear una relación de 15 veces superior a la medida en agua, al ser el valor medio.

Por lo tanto, atendiendo a la normativa y los resultados obtenidos para condiciones extremas (tratamiento primario) la zona CAN1-05 y CAN1-06 sería considerada tipo B (< 6.000 UFC/100ml) en los puntos de observación Mol. 2, Mol. 3 y Mol. 4 y de tipo C para la zona donde está el punto de observación Mol. 1.

Para unas condiciones de vertido medias (tratamiento secundario) toda la zona sería considerada tipo B (< 6.000 UFC/100ml) y para un condiciones normales de vertido (tratamiento terciario) sería considerada de una zona de producción de moluscos tipo A.

#### ❑ **Afección zona LIC y CAN1-07**

La zona más afectada por el vertido es el LIC y la zona de producción de moluscos CAN1-07, independientemente de las condiciones hidrodinámicas. Por lo tanto, si la EDAR de Suesa no funcionase correctamente, el LIC se vería altamente afectado poniendo en riesgo una zona de alto valor ecológico.

A demás, la zona se vería afectada con cualquier situación de fallo de la EDAR. El único escenario de vertido que no genera afecciones es cuando la EDAR funciona correctamente.

Las mayores concentraciones en las zonas de producción de moluscos son debidas a que se da la combinación ideal entre el volumen de agua dulce procedente del río Miera y del agua salada procedente de mar cantábrico, que permita que la presencia de CF sea máxima. Aunque esta combinación sea la que genera un mayor pico en la

concentración, los demás escenarios hidrodinámicos también generan una alta concentración en el río Miera y por lo tanto posibles afecciones a la zona LIC

Analizando la normativa sobre la producción y comercialización de moluscos vemos que la zona CAN1-07 sería considerada como tipo C ( $> 60.000$  UFC/100 ml) para un vertido con un tratamiento primario y secundario. Para un vertido con un tratamiento terciario la zona sería considerada tipo A.

#### ❑ **Efectos de la batimetría**

La influencia que tiene el canal es debido a las corrientes que se generan a través del él. La zona interna de la bahía es mayoritariamente intermareal a excepción del canal y por lo tanto en él se generan mayores corrientes lo que genera un mayor transporte de CF a través de él.

#### ❑ **Discusiones generales**

Como discusiones generales de este trabajo tenemos que destacar varios aspectos. Por un lado el modelo hidrodinámico generado con Delft3D podemos considerarlo aceptable, pero hay varios aspectos que podrían mejorar su calidad. El primero de ellos es el no haber dispuesto de los datos de caudal procedentes de las rías de Astillero, Boo, Solía y Tijero con el objetivo principal de representar más fielmente el volumen de agua dulce procedente de la parte interior del estuario y así poder mejorar el modelado de la salinidad en dicha zona.

Otro aspecto a mejorar del modelo hidrodinámico sería disponer de una batimetría de la zona alta del río, la cual fue generada con interpolación lineal partiendo de datos no muy precisos.

En lo que respecta al modelo de calidad el factor más importante y por el cual no podemos decir si nuestro modelo es capaz de reproducir correctamente el transporte de coliformes fecales, es no haberlo calibrado. Aunque hemos obtenido el valor de los parámetros del modelo de la bibliografía existente para el mar Cantábrico, hubiese sido necesario haber dispuesto de información suficiente para abordar su calibración y validación.

Por último, no hemos tenido en cuenta el efecto del oleaje en las dinámicas marinas y transporte de coliformes fecales, por lo tanto, todos los resultados que hemos obtenido en la zona exterior del estuario no son del todo correctos.

## 7 CONCLUSIONES

Las principales conclusiones que podemos extraer del estudio efectuado, en relación con el efecto de la EDAR de Suesa en la calidad del agua de la bahía de Santander son las siguientes:

- Cuando el funcionamiento de la EDAR de Suesa es el normal, las afecciones que causa su vertido al estuario de Santander son mínimas, prácticamente inexistentes.
- Cuando se produce un fallo y la EDAR vierte con un tratamiento secundario las afecciones del vertido se limitan a la zona del río Miera y su desembocadura.
- Una mayor reducción en el nivel de tratamiento recibido por el efluente, esto es, con solamente un tratamiento primario, se traduciría en una afección significativa al medio, principalmente en toda la zona del río Miera, la zona este de la playa de Somo y las zonas de producción de moluscos de la ría del Cubas y los páramos.
- Las mayores afecciones en la zona interna de la bahía se generan con vientos procedentes del NE, en condiciones de elevado caudal y amplio rango mareal. Esto es debido a la mayor velocidad de la corriente en el canal de navegación, lo que facilita el transporte de coliformes fecales hacia el interior de la bahía.
- Por el contrario, las máximas concentraciones en las zonas de baño y en la ría de Cubas se registran con un viento en calma.
- Las mínimas afecciones se producen con viento procedente del SW, debido a que dicho viento tiende a transporte los coliformes fecales a mar abierto, minimizando las posibles afecciones en el interior de la Bahía. No obstante, dicho viento no afecta a la calidad del agua en las zonas más próximas al vertido, localizadas en la ría de Cubas.
- La afección originada por el vertido es mayor cuanto más elevado es el caudal del río Miera, a excepción de la zona LIC, donde las mayores afecciones se producen con un caudal medio.
- La influencia de la amplitud de marea es muy variable y no afecta a todo el estuario por igual. Así, cuanto mayor es la amplitud de marea, mayor es la concentración de CF en las zonas internas del estuario. Con una amplitud media la zona que más se ve afectada es la zona del LIC, mientras que con amplitudes pequeñas las zonas de baño son las más afectadas.

## 8 REFERENCIAS

- ❖ Bárcena, J.F. (2015). Desarrollo de una metodología para delimitar zonas de mezcla de vertidos industriales en estuarios. PhD thesis, University of Cantabria.
- ❖ Castanedo, S. (2000). Desarrollo de un Modelo Hidrodinámico Tridimensional para el Estudio de la Propagación de Ondas Largas en Estuarios y Zonas Someras (in Spanish). Doctoral thesis, Universidad de Cantabria. xviii, 39, 104, 105
- ❖ Castanedo, S. Perez-Diaz, B. Abascal, A. J. Cardenas, M. Olabarrieta, M. Medina, R. Receveur, J. Evrard, E. Guyomarch, J. (2014). High resolution operational oil spill model at Santander bay (spain): implementation and validation. Environmental Hydraulics Institute "IH Cantabria".
- ❖ Chapra, S.C. (1997). Surface Water-Quality Modeling, McGraw-Hill Companies, Inc., USA.
- ❖ Courant, R., Friedrichs, K.O. & Lewy, H. (1928). Uber die partiellen differenzgleichungen der mathematischen physik. *Mathematische Annalen*, 100, 32–74.
- ❖ Deltares (2014a). D-Water Quality - Versatile water quality modelling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio)chemical and biological processes - User Manual, Delft Hydraulics, Delft.
- ❖ Deltares (2014b). Delft3D-FLOW - Simulation of multidimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments - User Manual, Delft Hydraulics, Delft.
- ❖ Deltares (2014c). QUICKIN - Generation and manipulation of grid-related parameters such as bathymetry, initial conditions and roughness- User Manual, Delft Hydraulics, Delft.
- ❖ Deltares (2014d). RGFGRID - Generation and manipulation of curvilinear grids for Delft3D-FLOW and Delft3D-WAVE- User Manual, Delft Hydraulics, Delft.
- ❖ Environmental Protection Department (2005). Hong Kong West Drainage Tunnel: Water quality modelling study, Hong Kong Government (2005).
- ❖ Forester, C. K., 1979. "Higher Order Monotonic Convective Difference Schemes." *Journal of Computational Physics* 23: 1–22. 293, 387
- ❖ García, A. (2004). Desarrollo de un Modelo Tridimensional para la Determinación del Transporte de Sustancias en Estuarios y Zonas Someras (in Spanish). Doctoral thesis, Universidad de Cantabria. 104
- ❖ García Alba, J., García Gómez, A., Álvarez Díaz, C. (2010). Análisis Ambiental del Vertido del Saneamiento de los Concejos de Castropol y Vegadeo, Fundación IH Cantabria, pp. 113.
- ❖ Iglesias, G. & Carballo, R. (2010). Effects of high winds on the circulation of the using a mixed open boundary condition: the ría de muros, spain. *Environmental Modeling and Software*, 25, 455–466. xxx, 77, 106, 134, 172, 189, 220, 222

- ❖ Lesser, G.R., Roelvink, J.A., van Kester, J.A.T.M., Stelling, G.S. (2004). Development and validation of a three-dimensional morphological model. *Coastal Engineering*, 51, 883-915.
- ❖ Luger, S.A. and Van Ballegooyen, R.C. (2000). Predictive modelling of hydrodynamics and marine water quality: three applications along the South African coastline. Environmentek, CSIR, 7599, Soth Africa.
- ❖ Mancini, J.L. (1978). Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *Journal Water Pollution Control Federation*, 50 (11), 2477-2484.
- ❖ Nash, J. E. and J. V. Sutcliffe (1970), River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282–290.
- ❖ Kaçikoç, M. and Beyhan, M. (2014). Hydrodynamic and Water Quality Modeling of Lake Eğirdir. T.C. Süleyman Demirel Üniversitesi.
- ❖ Kelin Hu, Q. Jim Chen. Hongqing Wang. (2016). Modeling Water Quality in Breton Sound Estuary, LA. Louisiana Water Resources Research Institute
- ❖ Prilop, K. Lorenz, M. Le, H. Hieu, N,Q. Meon, G. and Quan, N,H. (2014). A 3D-hydrodynamic and wáter quality model of the Thi Vai river under strongly tidal effect. University of Braunschweig and Vietnam National University of Ho Chi Minh city.
- ❖ Puente, A. Juanes, J. A. Revilla, J. A. Álvarez, C. Gómez, J. García, A. (2002). Desarrollo de un criterio aplicable a la vigilancia de la calidad bacteriológica de las aguas en las zonas de producción de moluscos de la bahía de Santander. Universidad de Cantabria
- ❖ Real Decreto 571/1999, de 9 de abril, por el que se aprueba la Reglamentación Técnico-Sanitaria que fija las normas aplicables a la producción y comercialización de moluscos bivalvos vivos.
- ❖ Real Decreto 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño.
- ❖ Santhi, C, J. G. Arnold, J. R. Williams, W. A. Dugas, R. Srinivasan, and L. M. Hauck. 2001. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *J. American Water Resources Assoc.* 37(5): 1169-1188.
- ❖ Tang, G. Zhu, Y. Wu, G. Li, J. Li, Z. and Sun, J. (2015). Modelling and Analysis of Hydrodynamics and Water Quality for Rivers in the Northern Cold Region of China. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China.
- ❖ Toorman, E. A. (2003). Validation of macroscopic modelling of particle-laden turbulent flows. Proceedings 6th Belgian National Congress on Theoretical and Applied Mechanics, Gent.
- ❖ Ugarteburu, C. (2016). Predicción de la contaminación fecal mediante el uso de redes neuronales Artificiales para el análisis de la calidad de las aguas de baño: Aplicación al estuario del Eo (Norte de España). Universidad de Cantabria.

- 
- ❖ Van Liew, M. W., J. G. Arnold, and J. D. Garbrecht. 2003. Hydrologic simulation on agricultural watersheds: Choosing between two models. *Trans. ASAE* 46(6): 1539-1551.