

Metodología para la mejora de la calidad de las aguas de las rías Baixas: Concello de Rianxo

Del Río, H.^{a1}, Calvo, E.^{a2} y Vázquez, R.^{a3}

^{a1}Egis Eyser S.A., Delegación de Galicia, Carretera Cambre-O Temple nº 3, 2ºD, Cambre (A Coruña). E-mail: ^{a1}ha.delrio@egis-eyser.com, ^{a2}e.calvo@egis-eyser.com, ^{a3}r.vazquez@egis-eyser.com.

Línea temática M | Tema monográfico.

RESUMEN

Las rías de Galicia y, en especial, las rías Baixas, situadas al suroeste de la Comunidad, sufren importantes presiones antrópicas debido al creciente aumento de la densidad de la población costera en el territorio. Estas presiones han generado importantes impactos sobre la calidad de las aguas, especialmente problemas de contaminación bacteriológica, que impiden el cumplimiento de los objetivos de calidad exigidos en la legislación para los diferentes usos y actividades que se desempeñan en las rías (cría de moluscos, marisqueo, baño, etc.). En este trabajo se presenta la aplicación de la metodología desarrollada por la Administración Hidráulica de Galicia para la planificación y ejecución de actuaciones en materia de saneamiento basando su necesidad y priorización en los efectos sobre la calidad de las aguas, mediante el empleo de modelos numéricos de red y de calidad del medio receptor. El caso de estudio es el Concello de Rianxo (23.000 h-e), ubicado en la vertiente norte de la ría de Arousa.

Palabras clave | plan de saneamiento; modelización numérica; DSU; indicadores bacteriológicos

INTRODUCCIÓN

Las áreas costeras de Galicia y, en especial, las rías Baixas situadas al suroeste de la Comunidad presentan una elevada densidad de población que ejerce importantes presiones antrópicas sobre el medio acuático. La particular morfología de las rías, con zonas de muy baja tasa de renovación de las aguas, facilita la generación de importantes impactos reflejados en la calidad de las aguas. La principal normativa para las rías de Galicia es la *Ley 9/2010, de aguas de Galicia*, en la que en su Título VI (artículos 80-83) se hace referencia al “régimen especial de protección de la calidad de las aguas de las rías de Galicia”. En su anexo II se establecen los objetivos de calidad de los diferentes parámetros de contaminación entre los que destacan los indicadores bacteriológicos, cuyos límites están orientados a la protección de los diferentes usos y actividades que se desempeñan en las rías (cría de moluscos, marisqueo, baño, etc.).

El clásico diseño de redes de tipo mayoritariamente unitario sin ningún tipo de gestión de las aguas pluviales sumado a las graves deficiencias, tanto en su conocimiento como en el desempeño de las tareas necesarias de operación y mantenimiento de los diferentes elementos que componen un sistema de saneamiento, provoca vertidos frecuentes al medio receptor que impactan en la calidad de las aguas, haciendo incompatibles en muchos casos los usos previstos con la legislación aplicable. En los últimos años, la Administración Hidráulica de Galicia ha realizado un importante esfuerzo para la mejora de la calidad de estos medios acuáticos, siguiendo una metodología de planificación de actuaciones en materia de saneamiento que basa su necesidad y priorización en los efectos sobre la calidad de las aguas. En este documento se presenta el desarrollo de la citada metodología y la descripción de las actuaciones resultantes en el Plan de saneamiento para el Concello de Rianxo, ubicado en la vertiente norte de la ría de Arousa, con unos 23.000 habitantes-equivalentes.

En este caso de estudio se muestra la aplicación de herramientas numéricas, como son un modelo hidrológico-hidráulico en InfoWorks CS para la red de saneamiento y un modelo de calidad de desaparición bacteriana 2D en Turbillion para el medio receptor, para la toma de decisiones en el diseño integral de un sistema de saneamiento litoral acorde con la legislación vigente.

Emplazamiento del Caso de estudio: Concello de Rianxo

El Concello de Rianxo, con una extensión de unos 58,8 km², distribuidos en 6 parroquias (Asados, Araño, Isorna, Leiro, Rianxo y Taragoña), está situado en la margen derecha del río Ulla y de la ría de Arousa. Esta ría, la de mayor extensión de las 4 rías Baixas gallegas (Noia e Muros, Arousa, Pontevedra y Vigo) con sus 230 km², presenta una enorme riqueza marisquera y de cultivo de moluscos, además de paisajística y biológica. Las islas de Sálvora y Cortegada pertenecen al Parque Nacional das Illas Atlánticas.

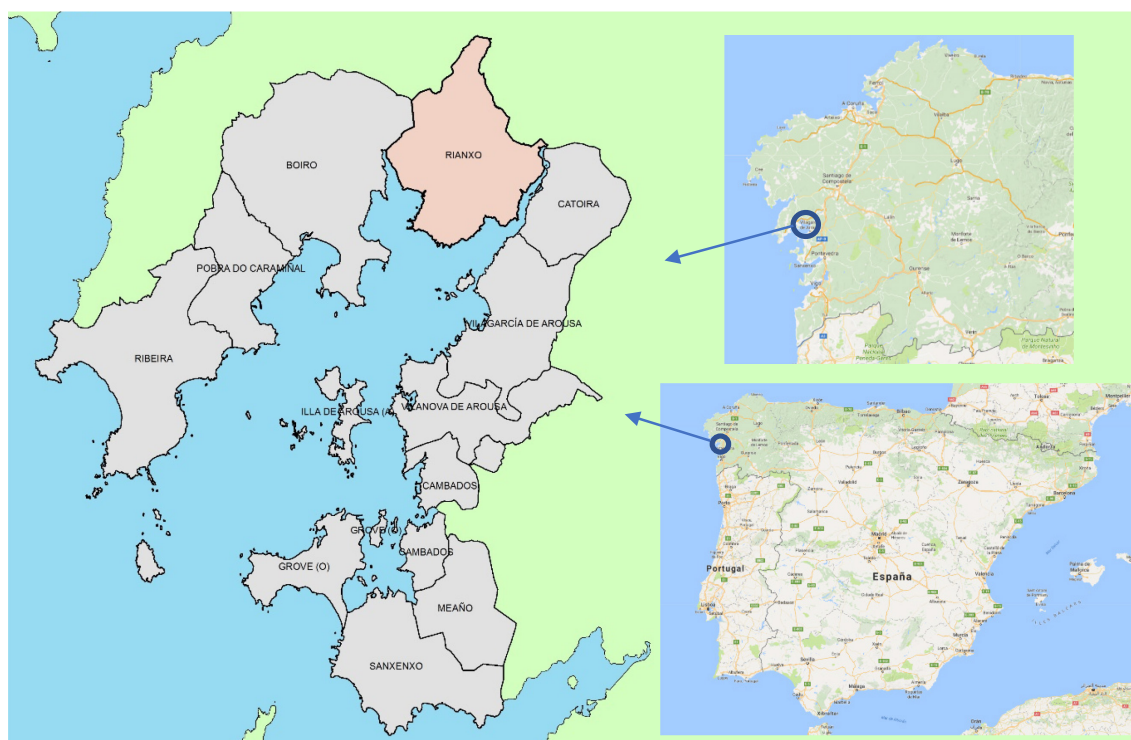


Figura 1 | Emplazamiento del concello de Rianxo en la ría de Arousa.

Las principales actividades desempeñadas en el concello de Rianxo son la pesca de bajura, el marisqueo, el cultivo de mejillones (moluscos bivalvos) en bateas, la industria conservera y el turismo en temporada estival debido a la calidad de sus playas (Tronco, Tanxil, As Cunchas y A Torre, principalmente). Gran parte de estas actividades están ligadas al cumplimiento de la calidad del medio receptor de la normativa vigente orientada a la protección de dichos usos. Su población fija actual es de unos 12.000 habitantes que sumada a la población estacional y la actividad industrial suponen unos 23.000 habitantes equivalentes.

Sin embargo, el sistema de saneamiento actual de Rianxo, diseñado como separativo, funciona en la práctica como un sistema unitario sin capacidad hidráulica ni elementos de gestión de los caudales y cargas generadas en tiempo de lluvia. Las zonas más rurales del Concello presentan un elevado número de estaciones de bombeo (EBARES) con importantes problemas de infiltración y mantenimiento. El sistema de saneamiento municipal tiene su punto final en la estación depuradora actual, infradimensionada, con una población equivalente de diseño de 9.000 h-e. Las presiones sobre el medio receptor derivadas de estas circunstancias se manifiestan en la ocurrencia de frecuentes vertidos de aguas sin tratar al medio acuático durante los sucesos de lluvia, e incluso durante los periodos de tiempo seco. El impacto en el deterioro de la calidad de las aguas, especialmente en sus indicadores bacteriológicos, que incumplen la normativa, imposibilita en algunos casos la compatibilidad con los diferentes usos ejercidos en el medio receptor.



Figura 2 | Panorámica del puerto y la villa de Rianxo.

Normativa aplicable

Además de la legislación europea y estatal en materia de saneamiento y de calidad del medio receptor, Galicia posee una de las legislaciones sectoriales más estrictas de Europa, motivada por la peculiar riqueza de las rías gallegas. Como es evidente, esta legislación es la base de los criterios implantados en las Instrucciones Técnicas de Obras Hidráulicas de Galicia (ITOHG) (Xunta de Galicia, 2011) y dirige el enfoque de los planes de saneamiento local hacia su cumplimiento. A modo de resumen, la legislación principal a aplicar es la siguiente:

- Europea
 - Directiva Marco del Agua.
 - Directiva 91/271 sobre el tratamiento de aguas residuales.
 - Directiva 2006/113/CE relativa a la calidad exigida a las aguas para cría de moluscos.
- Estatal
 - RDL 11/1995 que traspone la directiva 91/271, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas, y RD 509/1996, que desarrolla el anterior.
 - Anexos del RD 927/1988 por el que se aprueba el reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación hidrológica, relativos a la calidad exigida al agua para ser apta para determinados usos: agua potable, baño, vida piscícola y cría de moluscos.
 - Normativa UNE-EN 752: “Sistemas de desagües y de alcantarillado exteriores a edificios”.
 - La Directiva 2006/7/CE, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño.
- Galicia
 - Ley 9/2010 de 4 de noviembre de Aguas de Galicia. En el Anexo II se establecen como objetivos de calidad de las aguas de las rías de Galicia los indicados a continuación. Estos objetivos tienen carácter de mínimos.

Tabla 2 | Objetivos de calidad bacteriana en las aguas de las rías de Galicia.

Parámetros	Unidad	Valor	Observaciones
Coliformes fecales	UFC/100 ml	100	90% de las muestras
Estreptococos fecales	UFC/100 ml	100	90% de las muestras
Coliformes fecales	UFC/100 ml	500	90% de las muestras

METODOLOGÍA

El estado actual del sistema de saneamiento de Rianxo motivó el desarrollo del Plan de saneamiento local por parte de la Administración Hidráulica de Galicia. Para ello, la administración competente en la comunidad autónoma puso en práctica una metodología de planificación de las actuaciones en materia de saneamiento que se articula en las siguientes fases:

1) Inventario del sistema de saneamiento actual de Rianxo, recogido en un SIG. Campaña de campo para el inventario y topografía de los elementos que componen el sistema de saneamiento actual: pozos, colectores, impulsiones, EBARES, EDARES, etc.

2) Realización de una intensa campaña de campo con aforo de caudales y caracterización de vertidos.

3) Elaboración de un modelo hidrológico-hidráulico calibrado del sistema de saneamiento actual. Con la información obtenida en los dos primeros apartados se elabora un modelo calibrado de la red actual que servirá de herramienta para simular su comportamiento en diferentes escenarios meteorológicos. El modelo de red proporciona la caracterización de los vertidos hacia el medio receptor “outputs”.

4) Foto cero del estado actual de la calidad microbiológica de la ría de Arousa en el entorno de Rianxo. Mediante la elaboración de un modelo de calidad de la ría, en este caso mediante el software TURBILLÓN, precursor de IBER, programa de modelización 2D desarrollado por el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente de la UdC.

5) Propuesta de actuaciones para la mejora del sistema de saneamiento. Diseño de las actuaciones en base a las Instrucciones para Obras Hidráulicas de Galicia (Xunta de Galicia, 2011) de Augas de Galicia.

6) Implementación de las actuaciones en el modelo de red. Análisis del cumplimiento de los estándares de emisión establecidos en las ITOHG (Xunta de Galicia, 2011).

7) Simulación del modelo de calidad con las actuaciones introducidas en el sistema. Análisis de la mejora en la calidad microbiológica del entorno de la ría con la implementación de las diferentes actuaciones en el modelo de red.

8) Priorización de actuaciones basada en análisis de coste-beneficio ambiental. Análisis de coste-beneficio ambiental de cada una de las actuaciones propuestas para su priorización en el procedimiento administrativo de Augas de Galicia.

Inventario en GIS del sistema de saneamiento

El primer trabajo que se abordó fue la obtención de la mayor información posible tanto de la red de saneamiento como de la realidad socioeconómica (población, industria, agua consumida, plan de ordenación urbana etc...). Dentro de esta etapa se desarrolló uno de los trabajos más largos y laboriosos del Plan, el inventario de la red. Partiendo de la información previa facilitada por la empresa explotadora de la red de saneamiento (AQUAGEST) y de la red disponible en la EIEL, se acotó aquella red de saneamiento y pluviales que era preciso inventariar para tener una información fiable del sistema de saneamiento que permitiera su posterior simulación numérica con una buena fiabilidad. Se definieron los elementos a inventariar (pozos, colectores, puntos de vertido, estaciones de bombeo y EDARES) definiendo para cada elemento una ficha con los “campos” que se consideraron necesarios para su posterior utilización. Finalmente, se creó una plataforma GIS para centralizar toda la información recogida definiendo fichas de salida de cada elemento inventariado con la información más relevante. Como resumen, en los siguientes gráficos se muestran los principales datos sobre la red inspeccionada en el municipio de Rianxo.

Tabla 2 | Datos principales del inventario del sistema de saneamiento de Rianxo.

Nº de pozos de registro	Colectores	Estaciones de bombeo
2.275	85 km	35

Al inventariar gran parte de la red del ayuntamiento se observaron muchas deficiencias, tales como redes mal conectadas (pluviales a fecales y viceversa), colectores y pozos en muy mal estado o rotos, bombeos parados, aliviaderos por debajo de la cota de marea sin ningún elemento de protección etc. En total se localizaron unas 23 incidencias, se generó una ficha por cada

una de ellas y una capa GIS para identificarlas y comunicárselas al responsable de la red para su subsanación. Es decir, que el inventario produjo resultados casi inmediatos.

Las EBARES principales del sistema son Batán y Te Rotonda que impulsan las aguas generadas en gran parte del área rural, en concreto en los núcleos de Araño, Asados y Taragoña, hacia un largo colector interceptor. La elevada infiltración existente, especialmente en la cuenca vertiente a la EBAR de Batán, condiciona la capacidad hidráulica del colector principal, de sección circular y Ø 400 mm, el cual transporta habitualmente un elevado caudal de agua residual de concentración muy débil. A la entrada del núcleo principal el colector interceptor recibe vertidos industriales con elevada carga de contaminación procedentes de conserveras. Aguas abajo, en la entrada al Puerto, existe un aliviadero que envía el excedente de caudal, que la EDAR no puede tratar en los períodos de tiempo seco con niveles de freático elevados, al muelle de Setefogas. En el Puerto, el colector interceptor dispone de otro aliviadero para verter los caudales de agua pluvial generados en el núcleo de Rianxo.

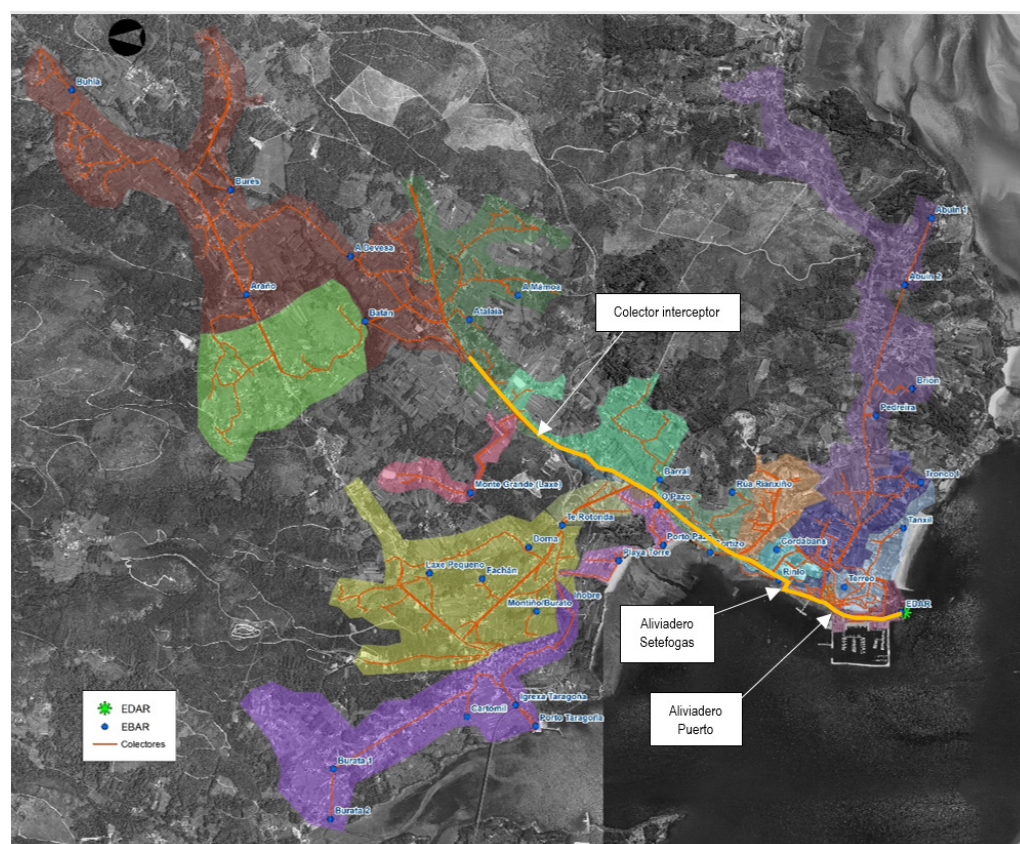


Figura 3 | Sistema de saneamiento de Rianxo.

Campaña de aforos y caracterización

Con el fin de obtener datos básicos de las cargas contaminantes vertidas al medio receptor, tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia, así como para disponer de datos de los caudales circulantes por la red de saneamiento, fue necesario llevar a cabo una campaña de aforos de caudal y de caracterización de la contaminación movilizada en ambos escenarios meteorológicos (tiempo seco y de lluvia), al tiempo que se registraban las precipitaciones mediante un pluviómetro, modelo RAIN COLLECTOR II, instalado en campo.

La información obtenida en esta campaña es básica para las fases posteriores, ya que permite calibrar el modelo numérico y determinar los puntos más conflictivos del sistema de saneamiento y drenaje desde un punto de vista cualitativo y cuantitativo.

La selección de las secciones de control a instrumentar se basó en la información obtenida en la fase de inventario del Plan. En total se instrumentaron unas 16 secciones de control en las que se realizaron los siguientes tipos de mediciones, tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia:

- Aforo de caudales en lámina libre con caudalímetro HYDREKA Mainstream IV.
- Aforo de caudales en conductos a presión con caudalímetro ultrasónico HYDREKA CHRONOFLO.
- Aforo de caudales (Mainstream IV o Chronoflo) + muestreo de contaminación con equipos automáticos modelo TP 4C equipados con 24 botellas de 1 litro de capacidad.

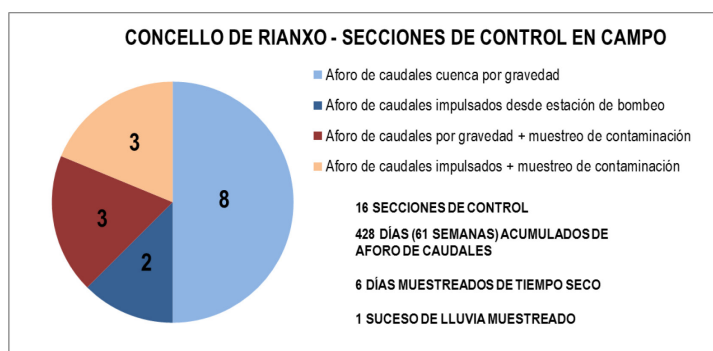


Figura 4 | Secciones de control instaladas.

Los resultados obtenidos en esta campaña de caracterización de caudales y cargas en diferentes puntos de la red confirmaron la problemática de los vertidos al medio receptor, tanto en volúmenes como en cargas de contaminación. A modo de ejemplo, se presentan en la Figura 5 el hidrograma y los polutogramas de DQO, DBO₅, sólidos en suspensión (SS) e indicadores bacteriológicos de un vertido a través del aliviadero del Puerto durante un episodio pluviométrico de escasa precipitación y tiempo seco precedente inferior a 2 días. Se pueden observar unas concentraciones punta en el vertido de 480 mg/L de DQO, 370 de DBO₅ y 300 mg/L de SS, en cuanto a los indicadores bacteriológicos se aprecia la escasa dilución con respecto a las concentraciones típicas de las aguas residuales de tiempo seco, con unas concentraciones de coliformes fecales (CF) y Escherichia Coli (E. coli) que oscilan entre 10⁶ y 10⁷ unidades formadoras de colonias (ufc) por cada 100 ml.

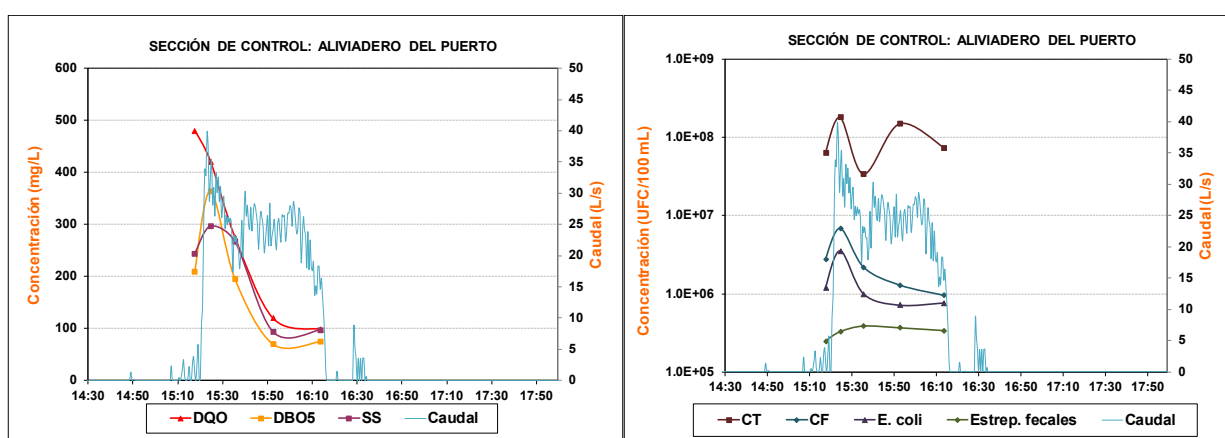


Figura 5 | Hidrograma y polutogramas de un vertido en tiempo de lluvia a través del aliviadero del Puerto.

Después del exhaustivo trabajo de campo realizado para completar el inventario de la red de saneamiento, así como de la campaña de medidas tanto de caudal como de contaminación efectuadas para la realización del Plan de Saneamiento, se identificaron los principales problemas del sistema de saneamiento de este municipio, que se exponen a continuación:

- Elevadísima infiltración en la red, sobre todo en las zonas rurales.
- Fallos en el funcionamiento de los bombeos y gestión deficiente de los mismos.

- Vertidos industriales con cargas elevadas, tanto a la red como al medio receptor.
- Infradimensionamiento hidráulico del Colector interceptor y EDAR. Vertidos frecuentes al medio receptor, incluso en tiempo seco.

En la siguiente figura se resume de forma esquemática la localización de los principales problemas del sistema de saneamiento.

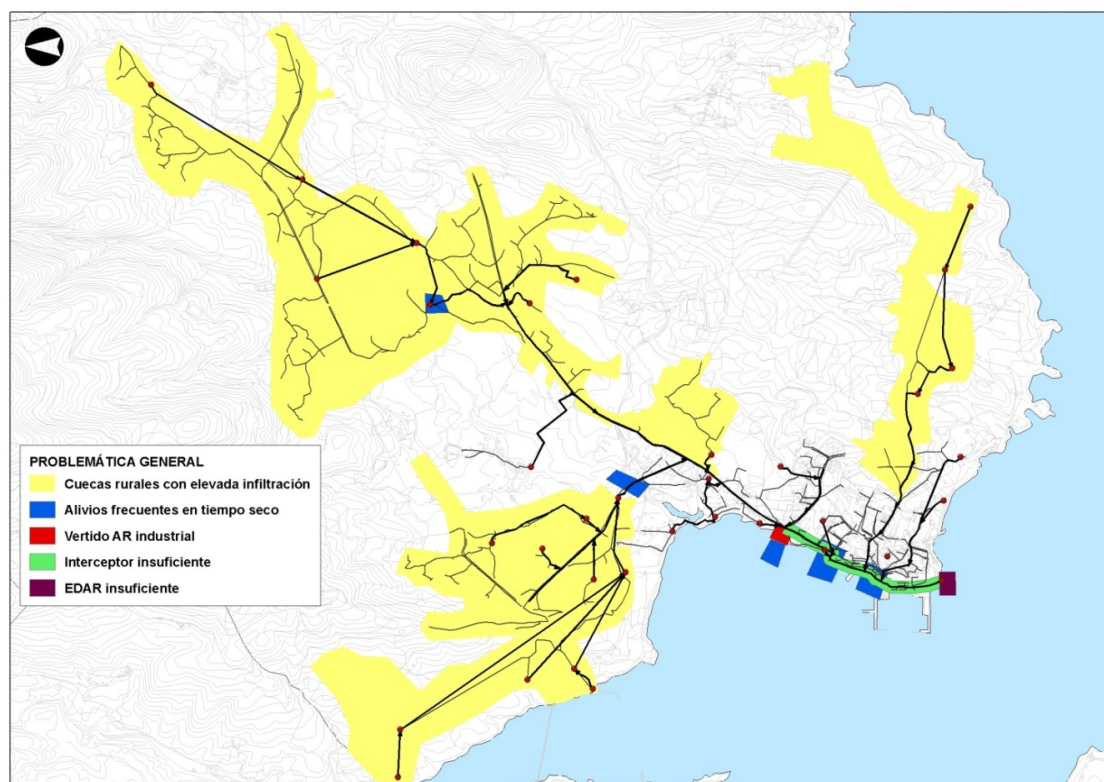


Figura 6 | Situación esquemática de los principales problemas de la red de Rianxo.

Modelización numérica del sistema de saneamiento

La modelización hidrológico-hidráulica del sistema de saneamiento de Rianxo se realizó con el programa de drenaje urbano InfoWorks CS (Wallingford Software Ltd.). Este programa permite modelizar la red en régimen no permanente resolviendo las ecuaciones de Saint Venant. Una de sus principales ventajas es su completa integración con GIS, lo cual permite la manipulación de grandes volúmenes de información de manera sencilla. Por lo tanto, se facilitó enormemente el trabajo de construcción del modelo al disponer del inventario de la red realizado en capas shape de las que InfoWorks CS es capaz de importar tanto los elementos que la componen como la información asociada a los mismos. Del mismo modo, también permite la exportación de los resultados a GIS.

En primer lugar, se importaron al modelo todos los elementos de la red obtenidos a partir de la Fase de Inventario (pozos, colectores, EBARES, impulsiones, EDAR, puntos de vertido, ...) y se discretizó el sistema en 20 subcuencas. Se definieron 3 tipos de superficies de escorrentía: calles, tejados y zona permeable. La asignación de la extensión de las superficies de escorrentía para cada subcuenca se realizó mediante herramientas GIS, intersecando las capas de calles (calles y viales) y tejados con la capa de subcuencas. De este modo, se obtuvo el área de cada tipo de superficie que contiene cada subcuenca, el resto de superficie de las subcuencas se consideró “zona permeable”. El modelo de tránsito de la escorrentía hacia la red empleado fue el del depósito no lineal empleado en el SWMM (Storm Water Management Model) de la EPA. Para las zonas permeables se seleccionó como método de cálculo de la infiltración el modelo de Horton. También se introdujo como condición de contorno en los puntos de vertido el ciclo mareal.

Para la calibración del modelo y en lo que respecta a las áreas contribuyentes de cada sector del sistema de saneamiento, se partió de los sectores en los que previamente se había dividido el sistema. Sobre estas áreas se realizó un afino y se calibraron y validaron los parámetros hidrológicos (coeficientes de escorrentía, pendientes, detención inicial, coeficiente de Manning etc.). En la siguiente tabla se muestran los parámetros hidrológicos finalmente adoptados en el modelo de red de Rianxo.

Tabla 3 | Parámetros hidrológicos resultantes del modelo calibrado en InfoWorks CS.

Superficie de escorrentía	Valor tránsito escorrentía	Tipo volumen escorrentía	Pendiente terreno (m/m)	Valor pérdida inicial (m)	Modelo tránsito	Coefficiente de escorrentía
Calles	0,011	Fijo	Calculada	0,001	SWMM	1
Tejados	0,015	Fijo	0,01	0,001	SWMM	1
Zona permeable	0,200	Horton	Calculada	0,003	SWMM	-

Una vez calibrados los sectores del sistema más representativos y manteniendo constantes los parámetros hidrológicos obtenidos para el resto de los sectores, se ajustaron las áreas contributivas hasta lograr una coincidencia en las formas de los hidrogramas (picos) y desviaciones en volúmenes inferiores al 10% de eventos medidos (precipitaciones y caudales) respecto a eventos simulados.

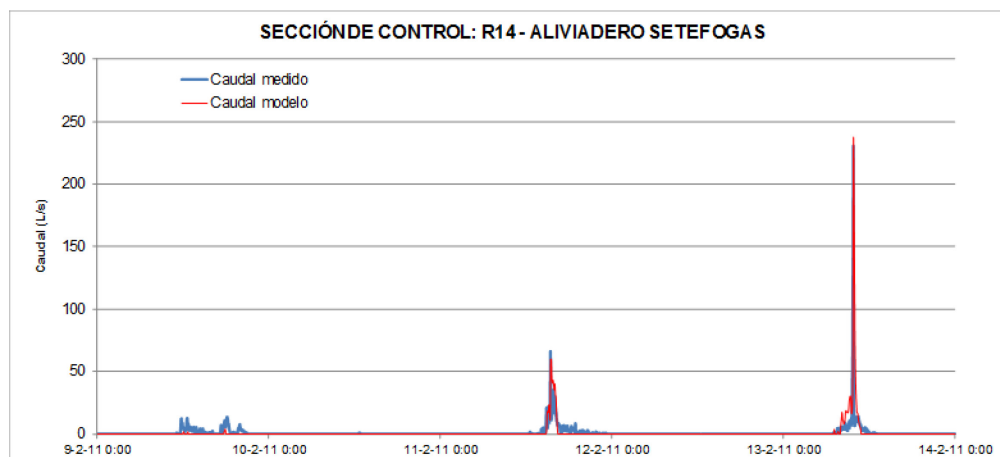


Figura 7 | Resultados de validación del modelo en la sección de control del aliviadero de Setefogas.

Con el modelo calibrado y validado, se simularon varios escenarios para la situación actual del sistema. Se analizó la capacidad hidráulica de la red mediante la simulación de tormentas de diseño calculadas para diferentes períodos de retorno (2, 5 y 10 años). También se estudió el comportamiento del sistema con la simulación del año medio de pluviometría con intervalos diezminutales de registros de precipitación, calculado en base a la metodología descrita en las ITOHG (Xunta de Galicia, 2011). En este año medio de precipitaciones (año 2009, estación Corón, Meteogalicia) se analizaron el número, su duración y los volúmenes de los vertidos existentes en la red a través de los diferentes aliviaderos de la misma y se compararon los datos obtenidos a partir del modelo con los estándares de emisión establecidos en las ITOHG (Xunta de Galicia, 2011). La información obtenida del análisis de la situación actual, tanto del punto de vista de capacidad hidráulica del sistema (simulación de tormentas de diseño) como ambiental (simulación del año medio de precipitaciones), sirvió de base para el planteamiento de actuaciones para adecuar el sistema de saneamiento a las exigencias hidráulicas y ambientales exigidas por las instrucciones y normativas de la comunidad gallega.

La propuesta de actuaciones a ejecutar se simuló en dos escenarios futuros con la implementación parcial de las soluciones propuestas en el modelo (escenario intermedio) y la implantación total (escenario final).

En los tres escenarios estudiados se analizó el cumplimiento de los estándares de emisión de los vertidos en tiempo de lluvia propuestos por las ITOHG (Xunta de Galicia, 2011). Estas instrucciones exigen el cumplimiento de al menos de uno de los dos siguientes criterios:

- Limitar el número máximo de vertidos en un año medio entre 15-20.
- Limitar el volumen vertido a un 10-15% del volumen total de lluvia neta (escorrentía generada).

Modelo de calidad de desaparición bacteriana

El objetivo del modelo de calidad era conocer el estado actual del medio receptor y validar la eficacia de las actuaciones introducidas en los modelos hidrológico-hidráulicos calibrados de la red de saneamiento para el cumplimiento de los estándares de calidad microbiológica de las aguas de la ría de Arousa. El software utilizado fue Turbillón, un modelo bidimensional de desaparición bacteriana con cálculo del flujo turbulento poco profundo en ríos y zonas costeras desarrollado por el Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente de la Universidade da Coruña. Los cálculos hidrodinámicos del modelo se simplificaron al no considerarse los coeficientes de dispersión debidos al oleaje ni a los vientos.

Con el modelo de calidad se estudió la evolución de estas poblaciones bacterianas en la ría de Arousa, a partir de los resultados obtenidos en el modelo hidrológico-hidráulico desarrollado en InfoWorks CS para la red de saneamiento tras las simulaciones del año medio de precipitaciones de los 3 escenarios planteados (situación actual, solución intermedia y solución final).

Los datos de entrada al modelo de calidad fueron los siguientes:

- Batimetría de la ría de Arousa:

La batimetría de la ría se realizó con tecnología multihaz debido al alto rendimiento de toma de datos. El equipo empleado fue un Sonic 2024, fabricado por R2 Sonic con una frecuencia de 200 – 400 KHz, indicado para aguas someras en zonas litorales (profundidades entre 0 y 100 metros). En la toma de datos se manifestó un especial interés en la precisión de los mismos en el “campo cercano”, que se puede delimitar en el entorno de 1,5 km desde el límite litoral.

- Puntos de vertido de la red:

Las presiones ejercidas sobre la ría las determina la simulación de los tres escenarios considerados del año medio de precipitaciones en el modelo numérico calibrado y validado del sistema de saneamiento. Estas presiones se obtuvieron en forma de caudales cincominutales para cada punto de vertido existente en la red. Además de los hidrogramas de caudal, a cada punto de vertido considerado fue necesario asignarle una concentración de coliformes fecales (CF). La concentración de CF asignada a cada punto de vertido depende de las características del mismo. Los valores adoptados para los alivios en la red se basan en las caracterizaciones de los muestreos realizados en las campañas de campo, y los valores de efluentes de EDAR se han adoptado con criterios basados en la experiencia y en los datos disponibles de explotación de las plantas. Son los siguientes:

- Tiempo seco

EDARES con desinfección: $CF=1 \cdot 10^2$ ufc/100 mL. Objetivo de calidad microbiológica del efluente del equipo de desinfección.

EDARES sin desinfección: $CF=1 \cdot 10^6$ ufc/100 mL. Valor medio obtenido en el análisis de datos de explotación de Aguas de Galicia en EDARES sin desinfección.

- Tiempo de lluvia

EDARES con desinfección: $CF=1 \cdot 10^5$ ufc/100 mL. Valor obtenido al considerar, tal y como ocurre en la práctica, que el caudal máximo de entrada a la planta es superior al máximo de diseño de los equipos de desinfección.

EDARES sin desinfección: $CF=1 \cdot 10^6$ ufc/100 mL. Se consideró una concentración equivalente a la de tiempo seco.

Alivios desde EBAR sin retención: $CF=3 \cdot 10^6$ ufc/100 mL. Valor medio obtenido de las campañas de caracterización de flujos de contaminación.

Alivios desde tanque de tormentas: $CF=1 \cdot 10^6$ ufc/100 mL. Valor medio obtenido en estudios de investigación realizados por el Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente (GEAMA) en tanques de tormenta (AEAS, 2011).

La EDAR actual de Rianxo dispone de sistema de desinfección mediante rayos UV. No obstante, en la práctica no se utiliza este equipo debido a la mala calidad del efluente del tratamiento biológico. Por lo tanto, las concentraciones de coliformes fecales asignadas al efluente, en tiempo seco y de lluvia, son las correspondientes al de una EDAR sin desinfección. Sin embargo, para la simulación en la “solución final” de la nueva EDAR de Rianxo se considerará la desinfección del efluente.

La modelización de la contaminación bacteriana ha necesitado el empleo de dos módulos del Turbillón: el módulo hidrodinámico y el módulo de desaparición bacteriana. La dilución y dispersión de un contaminante en el medio receptor está condicionada por diferentes procesos y variables que deben ser tenidos en cuenta en un modelo de calidad de agua. En la siguiente figura se presentan de forma esquemática los diferentes procesos y variables que se han considerado en la elaboración de este modelo de calidad.



Figura 8 | Esquema general de los módulos de cálculo y variables que intervienen en el modelo de calidad.

El modelo de desaparición bacteriana requiere determinar los campos de velocidad y calado en la Ría. Éstos se calculan mediante el módulo hidrodinámico que resuelve las ecuaciones de aguas someras promediadas en profundidad (también conocidas como ecuaciones de St.Venant bidimensionales) en una malla bidimensional no estructurada de volúmenes finitos. Debido a su carácter marcadamente bidimensional, los flujos poco profundos se pueden representar adecuadamente mediante un campo bidimensional de calado y velocidad horizontal promediada en profundidad.

Con el modelo de calidad se estudió la evolución de estas poblaciones bacterianas en la ría de Arousa, a partir de los resultados obtenidos en el modelo hidrológico-hidráulico desarrollado en InfoWorks CS para la red de saneamiento tras las simulaciones del año medio de precipitaciones de los 3 escenarios planteados (situación actual, solución intermedia y solución final). La modelización del movimiento del frente de marea en estuarios y zonas costeras es fundamental en problemas de hidráulica medioambiental. En Turbillón se modelan los frentes seco-mojado, tanto estacionarios como no estacionarios, que puedan aparecer en el dominio trabajando con una malla fija de volúmenes finitos, y permitiendo que los volúmenes puedan tener agua o no en función de las condiciones del flujo. En el módulo hidrodinámico no se han considerado los efectos de dispersión debidos a la acción del oleaje. El hecho de que de la gran mayoría de los puntos de vertido introducidos en el modelo estén situados en zonas muy próximas a la costa ha sido un elemento decisivo para la exclusión en el cálculo de la dispersión de dichos efectos. Su consideración tendría una escasa influencia en los resultados finales de la calidad de las aguas de la Ría en el año medio, lo cual no compensaría el aumento en la complejidad del modelo.

Para el cálculo de la tasa de desaparición bacteriana se ha utilizado el modelo de Mancini (Mancini, 1978). En dicho modelo la tasa de desaparición se calcula según la Ecuación (1).

$$k_{coliforme} = (0,8 + 0,02 \cdot S) \cdot 1,07^{(T-293)} + \frac{I_0}{k_e \cdot H} (1 - e^{-k_e \cdot H}) \quad (1)$$

donde $k_{coliforme}$ es la tasa de desaparición en días⁻¹, S es la salinidad en g/l, T es la temperatura en K, I_0 es la energía de la luz en superficie en Ly/h, k_e es el coeficiente de extinción de la luz en m⁻¹ y H es la profundidad en m.

La discretización espacial se realizó mediante una malla muy definida no estructurada de volúmenes finitos triangulares elaborada en el software “SMS (Surface-Water Modelling System). Los valores de la cota “z” de la malla generada se obtuvieron mediante la herramienta de interpolación a partir de una capa de batimetría muy detallada de la Ría.

Las condiciones de contorno que se impusieron al modelo fueron las siguientes:

- Aguas arriba se supone un caudal de entrada de 50 m³/s, que se considera es la aportación media del río Ulla.

- En el contorno exterior se impone una cota del agua variable en función de la altura de marea, obtenida a partir de los armónicos de marea de la ría de Arousa. Se utiliza un ciclo representativo de marea de 15 días, que se supone se repite indefinidamente a lo largo del año simulado.

El modelo de desaparición bacteriana utiliza 4 parámetros: salinidad y temperatura del agua, energía de la luz solar en superficie y el coeficiente de extinción de la luz.

Temperatura y salinidad del agua: registros diezminutales para el año medio, se obtuvieron a partir de la estación de Cortegada (Vilagarcía de Arousa) en la página web del “Instituto Tecnológico para el control del medio marino de Galicia” (INTECMAR.).

Energía de la luz solar en superficie: radiación solar variable correspondiente al año 2009 (registros diezminutales tomados de la estación de Corón (Vilanova de Arousa) en la página web de Meteogalicia.

El coeficiente de extinción de la luz en agua depende de la turbidez del agua, y por lo tanto de la presencia de microorganismos, algas, sólidos en suspensión, y de otros factores que puedan afectar a la transmisión de la radiación solar a través de la columna de agua. Su valor puede oscilar desde $0,2 \text{ m}^{-1}$ para aguas oceánicas limpias, hasta 20 m^{-1} para aguas muy turbias en estuarios o zonas costeras con una elevada concentración de sólidos en suspensión. En base a ensayos realizados en medio natural en la ría de Arousa con disco Secchi, se determinaron unos valores medios para este coeficiente de entre 1 y $1,5 \text{ m}^{-1}$.

Finalmente se establecieron puntos del control en el modelo de calidad que se corresponden con zonas de especial protección y que pueden verse afectadas por vertidos producidos desde la red de alcantarillado, principalmente en tiempo de lluvia. En dichos puntos el programa se configuró para que calcule la concentración de coliformes fecales cada 600 segundos a lo largo del año medio simulado. Se analizó en cada punto de control el cumplimiento de la normativa más estricta a nivel de objetivos de calidad en el medio, que es Ley autonómica 9/2010, que fija un límite de 100 ufc/100 ml de coliformes fecales en el 90% de las muestras.

Propuesta de actuaciones

Las actuaciones propuestas para la adecuación del comportamiento del sistema de saneamiento de Rianxo a la normativa vigente relativa a capacidad hidráulica de drenaje, estándares de emisión y calidad del medio receptor, se dividieron en dos fases. Su priorización se basó en análisis de coste-beneficio ambiental y el resultado del mismo derivó en la clasificación que se presenta.

Durante la primera fase denominada “solución intermedia” se implementaron en el modelo de red las siguientes actuaciones:

- Resolución de todas las “incidencias” detectadas en el sistema de saneamiento. Un total de 23.
- Reducción de la infiltración actual al 25% de la misma en las cuencas vertientes a las EBARES de Batán (Araño y Asados) y Te rotonda (Taragoña).
- Ejecución de un nuevo colector interceptor con capacidad suficiente para el drenaje de la tormenta de diseño de 10 años de período de retorno y un tanque de tormentas de unos 700 m^3 que actuará a su vez como estación de bombeo de cabecera de la depuradora.

En la segunda fase, denominada “solución final” se construirá una nueva estación depuradora diseñada para una carga de 23.000 habitantes-equivalentes y con capacidad para tratar por toda la línea de agua un caudal equivalente a tres veces el caudal medio diario punta de tiempo seco (QDp,total), unos 140 L/s.

RESULTADOS

En este apartado se presentan los resultados obtenidos en ambos modelos, de red y de calidad del medio receptor, para el año medio de precipitaciones en cada uno de los 3 escenarios simulados: situación actual, solución intermedia y final.

Modelo numérico de red

Los resultados de simulación del año medio en el modelo numérico calibrado actual del sistema de saneamiento de Rianxo evidencian la problemática observada durante las campañas de campo. Los volúmenes vertidos en tiempo seco y en tiempo de lluvia son elevados, con unos valores que rondan los 400.000 m³ al año. Los volúmenes que son gestionados por la EDAR se aproximan a los 1.500.000 m³, es decir, casi un 25% de los caudales generados son vertidos sin tratamiento al medio receptor. Los principales puntos de vertido son el aliviadero de la EBAR de Batán y el del colector interceptor en el muelle de Setefogas, con una duración de los vertidos al año de más de 200 días, lo cual indica la existencia de vertidos de forma frecuente en tiempo seco. En ambos casos la causa principal se debe a la elevada infiltración en las zonas rurales del Concello.

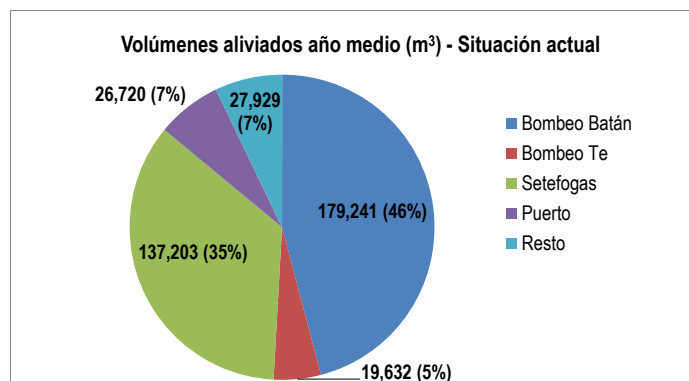


Figura 9 | Proporciones de los principales vertidos con respecto al volumen total aliviado en la situación actual en el año medio.

Como es evidente, el sistema de saneamiento actual de Rianxo dista mucho del cumplimiento de los estándares de emisión exigidos por Augas de Galicia (Xunta de Galicia, 2011).

La implementación progresiva de actuaciones en el sistema, que ha sido priorizada en base a cálculos de coste-beneficio ambiental, mejora paulatinamente el comportamiento del sistema. En la simulación de la solución intermedia se consigue la extinción de los vertidos en tiempo seco y se limitan los vertidos en tiempo de lluvia, aunque todavía no se consigue en el aliviadero del Puerto, que en este escenario es el aliviadero del tanque de tormentas (que actuará como estación de bombeo de cabecera de la EDAR), el cumplimiento de los estándares de emisión expuestos en las ITOHG (Xunta de Galicia, 2011). Sin embargo, con la implantación de la nueva EDAR en la solución final sí que se da cumplimiento a los dos criterios de emisión desde el aliviadero del tanque de tormentas, tal y como se puede observar en la Tabla 4.

Tabla 4 | Resultados obtenidos en el tanque de tormentas de 700 m³ en la simulación del año medio en el escenario intermedio y final.

Año medio 2009	Volumen tanque (m ³ /ha neta)	Escorrentía generada (m ³)	Escorrentía vertida (m ³)	% de escorrentía vertida (%)	Número de alivios	Volúmenes hacia EDAR (m ³)
Solución intermedia	29,3	243.730	63.653	26,1%	39	1.232.690
Solución final	29,3	243.730	18.832	7,7%	10	1.276.122

Los resultados obtenidos con el modelo de red, durante la simulación del año medio de precipitaciones, de los caudales cincominutales en el aliviadero del tanque de tormentas durante los dos escenarios futuros se presentan en la Figura 10. En la que se observa la importante reducción en el número de vertidos al implantar la nueva EDAR de Rianxo que pasaría de una capacidad máxima actual de unos 70 L/s a doblarla hasta los 140 L/s.

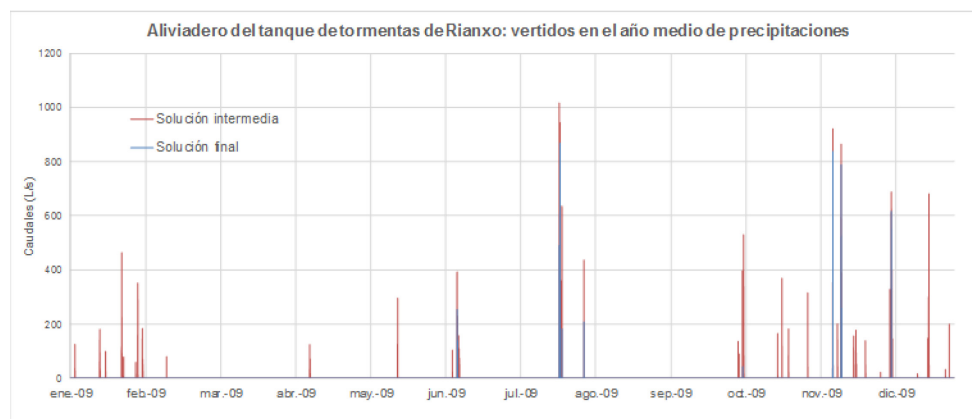


Figura 10 | Caudales vertidos desde el aliviadero del tanque de tormentas de Rianxo durante los dos escenarios futuros en el año medio.

Modelo de calidad del medio receptor

Los resultados del modelo de calidad para el año medio de precipitaciones, como es lógico, también mejoran con la implementación progresiva de actuaciones en el sistema. Los puntos de control estudiados son aquellos que presentan actividades y usos regulados por normativa y en los que la calidad de las aguas se ve influenciada por los vertidos de la red.

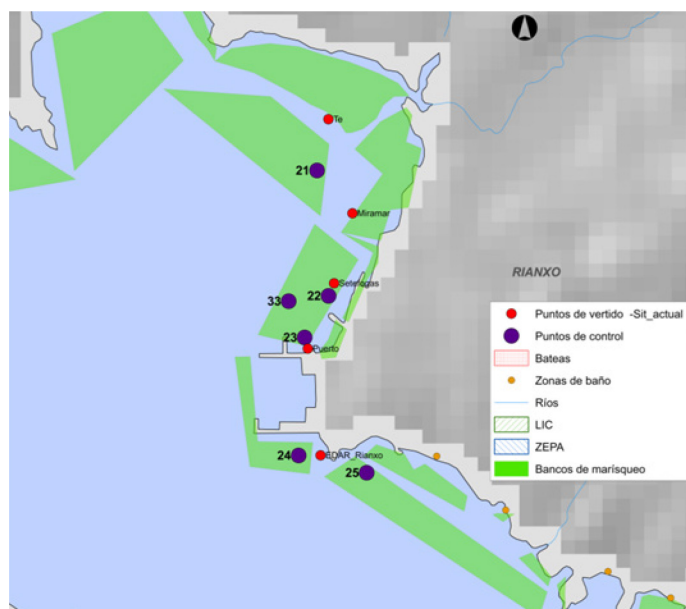


Figura 11 | Usos existentes en el medio receptor y puntos de vertido y control considerados en el modelo de calidad de Rianxo.

En cada punto de control del modelo se estudió la evolución de la concentración de coliformes a lo largo del año. Concretamente, se calculó el tiempo de superación de los siguientes límites de coliformes: 30, 100, 250, 500, 600, 1000, 2000, 4000 y 6000 ufc/100ml y se analizó el cumplimiento de los objetivos de calidad fijados en la Ley 9/2010. En la Figura 12 se puede observar la progresiva mejoría en calidad bacteriológica de los puntos de control 23 y 33, correspondientes a zonas de marisqueo. En el primer caso se consigue el cumplimiento de la normativa para el escenario de la solución final, mientras que para el segundo caso (punto de control 33) con la solución intermedia se alcanzan los objetivos de calidad fijados en la ley.

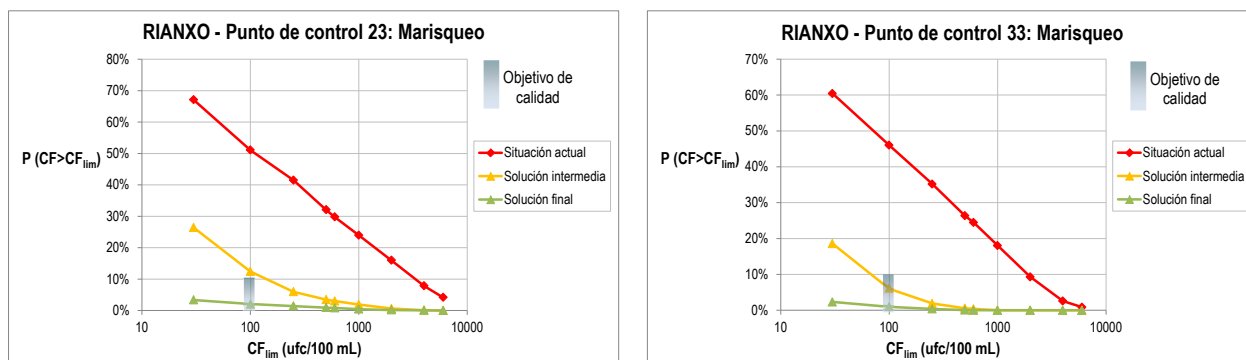


Figura 12 | Tiempo de superación de los distintos límites de CF en dos puntos de control del modelo de calidad de Rianxo.

En la práctica totalidad de los puntos de control analizados se observó una considerable disminución de los tiempos de superación de las concentraciones de coliformes fecales estudiadas para los escenarios simulados de solución intermedia y especialmente, para la solución final, en la que se consigue el cumplimiento de la normativa autonómica en todos los puntos de control. En la siguiente figura se simulan los tres escenarios para el mismo instante en tiempo de lluvia, se puede apreciar las malas condiciones microbiológicas en la situación actual. En la solución intermedia se reducen de manera notable los vertidos en tiempo de lluvia desde la red de saneamiento, no obstante, la EDAR en esta solución es la actual, que no está capacitada para desinfectar el caudal máximo de tratamiento, por lo que siguen existiendo condiciones muy desfavorables en el punto de vertido de la misma. Esta problemática se resuelve en la solución final, en la que se incluye la ampliación de la EDAR para doblar su capacidad de tratamiento incluida la desinfección del efluente del tratamiento secundario previo a su vertido.

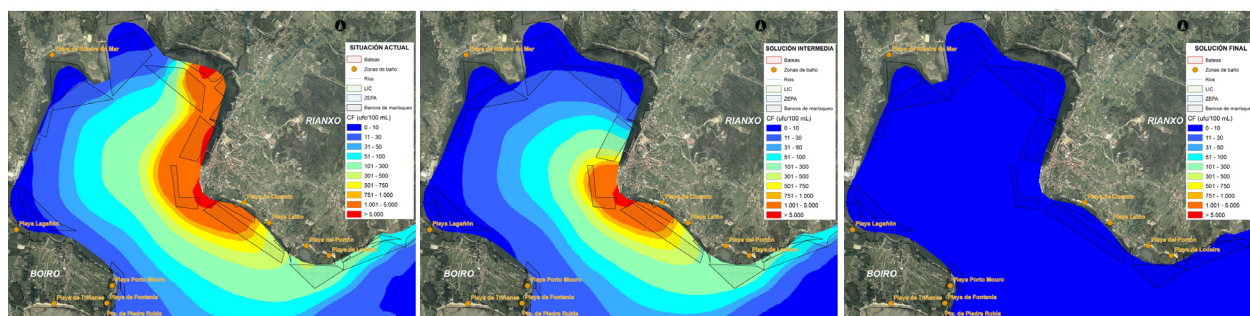


Figura 13 | Comparación para el mismo instante de tiempo de lluvia de los resultados obtenidos en cada uno de los 3 escenarios simulados.

ACTUACIONES DESARROLLADAS

Las principales actuaciones que han resultado del Plan de saneamiento de Rianxo han sido desarrolladas hasta la fecha a nivel de proyecto constructivo, para el colector interceptor y el tanque de tormentas, y a nivel de anteproyecto, para la futura EDAR. A continuación, se presentan las principales características definidas para la ejecución de estas actuaciones.

Proyecto constructivo de colector interceptor y tanque de tormentas

Este proyecto constructivo contempla la ejecución de las siguientes infraestructuras:

Colector interceptor: se construirá un colector interceptor de 1.380 metros de longitud aproximadamente, con diámetros desde 400 mm (en PVC, tramo aguas arriba) hasta 800 en PRFV y 1.200 mm (en tubo de hormigón para hincas, en su llegada al tanque de tormentas). El tramo de colector 1.200 mm, con una longitud de 816 metros, se ejecutará con microtuneladora de escudo cerrado.

Tanque de tormentas: se construirá un tanque de tormentas con un volumen de retención de 700 m³. La estructura será enterrada. Contiguo a él, se construirá un pozo de bombeo que funcionará como impulsión de cabecera hacia la EDAR. El conjunto tanque - pozo de bombeo contará con un edificio auxiliar, en el que se instalará un pretratamiento inicial que recibirá todo el caudal de llegada. Este pretratamiento constará de un pozo de gruesos y de tamices de desbaste. El presupuesto de ejecución material de este proyecto asciende a 4.514.434,80 euros.

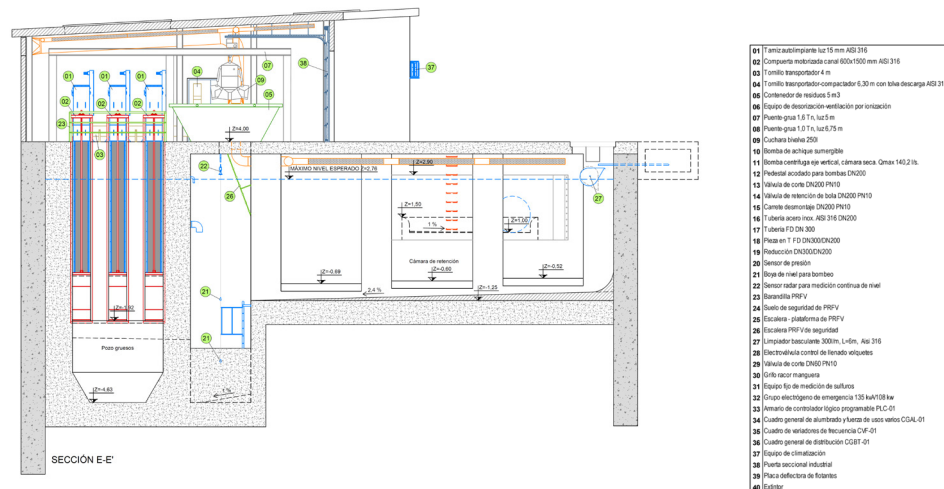


Figura 14 | Sección en alzado del proyecto constructivo del nuevo tanque de tormentas de Rianxo.

Anteproyecto de EDAR y conducción de vertido

El anteproyecto de la EDAR contempla la ampliación de la EDAR de Rianxo hasta un caudal máximo de 140 L/s ($3 \cdot Q_{Dp, total}$) que consistirá en la construcción de dos líneas de tratamiento independientes e idénticas. Así, la ampliación se realizará en dos fases. En la primera de ellas se construirá el pretratamiento común y una de las líneas independientes, así como la arqueta de descarga y conducción de vertido. Durante la construcción de esta fase, la EDAR actual continuará en servicio, de modo que se garantice la depuración de las aguas residuales recogidas en la red. Al final de esta fase, se pondrá en marcha la primera de las dos líneas de tratamiento previstas, y dará comienzo la segunda fase. En la segunda fase se construirá la segunda línea de tratamiento en la parcela actual de la planta depuradora existente, lo que requerirá previamente la demolición y desmontaje de ésta. La planta depuradora tendrá una capacidad total de 23.163 habitantes-equivalentes. Cada una de las líneas diseñadas contará con los siguientes procesos: tamizado, desarenado-desengrasado, tratamiento biológico, desinfección por ultravioleta y línea de fangos. El presupuesto de ejecución material de este anteproyecto es de 5.213.100,00 euros.

REFERENCIAS

- AEAS, 2011. Análisis de las DSU de un Depósito de Tormentas en el Sistema de Saneamiento Integral de Lugo. *XXXI Jornadas Técnicas de la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento*. Cartagena, 8-10 junio de 2011.
- Mancini J.J. 1978. Numerical estimation of Coliform mortality rates under various conditions. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 50(11), 2477-2484.
- Xunta de Galicia, 2011. *Instruccións Técnicas para Obras Hidráulicas en Galicia. Serie Saneamento*. 1ª edición.