



Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar

TRABAJO FIN DE GRADO

*Análisis y evaluación de la calidad de las aguas vertidas en la
dársena de la Escuela Naval Militar*

Grado en Ingeniería Mecánica

ALUMNO: Manuel Sánchez Martínez

DIRECTORA: Lorena González Gil

CURSO ACADÉMICO: 2025-2026

Universida_{de}Vigo



Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar

TRABAJO FIN DE GRADO

*Análisis y evaluación de la calidad de las aguas vertidas en la
dársena de la Escuela Naval Militar*

Grado en Ingeniería Mecánica
Intensificación en Tecnología Naval
Cuerpo General

UniversidadeVigo

RESUMEN

Este Trabajo de Fin de Grado tiene como objetivo identificar y analizar los vertidos presentes en la dársena de la Escuela Naval Militar (Ría de Pontevedra), evaluando sus características y su grado de cumplimiento con la normativa aplicable. Asimismo, se estudia su influencia sobre la calidad del agua.

Para ello, se ha diseñado un muestreo específico en cuatro puntos representativos, que permite diferenciar el comportamiento de los vertidos identificados: el sistema de saneamiento interno de la Escuela Naval (asociado al aliviadero), el aporte fluvial urbano y el medio receptor. Este planteamiento permite analizar de forma comparada las distintas fuentes de contaminación.

La metodología incluye la determinación de parámetros fisicoquímicos (pH, turbidez, conductividad, sólidos en suspensión, demanda química de oxígeno y nutrientes) y microbiológicos (*Escherichia coli* y coliformes totales), mediante procedimientos analíticos estandarizados que garantizan la fiabilidad de los resultados.

Los resultados evidencian la presencia de cargas contaminantes significativas en los vertidos analizados, con concentraciones elevadas de materia orgánica, nutrientes y contaminación microbiológica, superando en algunos casos los valores de referencia establecidos por la normativa. Asimismo, se confirma la contribución tanto del sistema de saneamiento de la Escuela Naval como del aporte fluvial urbano al deterioro de la calidad del agua.

De forma complementaria, se evalúa la aplicación de un tratamiento de desinfección mediante radiación ultravioleta (UV-C) en el vertido del sistema de saneamiento de la Escuela Naval, observándose una reducción significativa de la carga microbiológica, aunque insuficiente para garantizar el cumplimiento de los criterios de calidad. Esto confirma la necesidad de actuar en origen sobre este vertido, al tratarse de una fuente localizada y controlable.

PALABRAS CLAVE

Calidad del agua, Vertidos, Aguas costeras, Contaminación microbiológica, Parámetros fisicoquímicos.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mi familia, por su apoyo incondicional, su paciencia y por estar siempre a mi lado en cada etapa de este camino. Su confianza en mí ha sido fundamental para poder llegar hasta aquí.

A todas las personas que me rodean y que están presentes en el día a día, en especial a mi pareja, gracias por acompañarme, por tu ánimo constante y por hacer más llevadero este proceso. Tu cercanía ha sido clave en los momentos más exigentes.

A mi tutora, gracias por su dedicación, implicación y ayuda constante a lo largo del desarrollo de este trabajo. Su orientación y criterio han sido fundamentales para darle forma y rigor al proyecto.

Finalmente, a mis compañeros de la promoción 426-156, por compartir este camino, por el compañerismo y por todas las experiencias vividas juntos. Ha sido y siempre será un orgullo formar parte de esta promoción.

Gracias a todos.

CONTENIDO

Contenido	1
Índice de Figuras	6
Índice de Tablas	8
1 Introducción y objetivos.....	10
1.1 Importancia de la calidad del agua en zonas costeras.....	10
1.2 Origen de la contaminación en aguas costeras	11
1.3 Marco normativo relativo a la calidad de las aguas costeras	12
1.4 Justificación del estudio.....	13
1.5 Objetivos.....	14
1.6 Hipótesis de trabajo	15
1.7 Estructura del estudio	15
2 Estado del arte	16
2.1 Contaminación de las aguas costeras.....	16
2.1.1 Estado del conocimiento sobre la calidad de las aguas costeras.	16
2.1.2 Contaminación en entornos portuarios y zonas costeras abrigadas	18
2.2 Vertidos de aguas residuales en entornos costeros	18
2.2.1 Tipología de aguas residuales y sistemas de saneamiento	18
2.2.2 Tratamientos previos y condiciones de vertido	20
2.2.3 Impacto ambiental y sanitario de los vertidos	21
2.3 Parámetros de calidad del agua empleados para la evaluación ambiental.....	23
2.3.1 Parámetros fisicoquímicos	23
2.3.2 Parámetros microbiológicos	24
2.3.3 Otros contaminantes de interés.....	25
2.4 Factores ambientales que condicionan la calidad del agua	27
2.4.1 Hidrodinámica, mareas y capacidad de renovación del medio.	28
2.4.2 Condiciones meteorológicas y escorrentía superficial	28
2.4.3 Variabilidad temporal y estacionalidad	29
2.5 Marco normativo aplicable a la calidad del agua y los vertidos.....	29
2.5.1 Marco normativo europeo	29
2.5.2 Marco normativo nacional.....	30
2.5.3 Criterios normativos aplicables al presente estudio	31
2.6 Enfoques metodológicos en estudios de calidad del agua en dársenas y vertidos puntuales	32
2.6.1 Diferentes escalas y niveles de análisis	32

2.6.2	Diseño de muestreo en entornos portuarios semicerrados	33
2.6.3	Selección de parámetros en función de los objetivos de estudio	34
2.6.4	Posicionamiento metodológico del presente estudio.....	34
2.7	Estudios previos y casos de referencia en entornos costeros y portuarios	34
2.7.1	Investigaciones previas en estuarios y rías.....	35
2.7.2	Estudios en entornos portuarios y dársenas.....	36
3	Desarrollo del TFG	38
3.1	Caracterización del entorno de estudio y de los vertidos a analizar	38
3.1.1	Configuración física de la dársena	38
3.1.2	Uso operativo actual del entorno acuático	39
3.1.3	Delimitación metodológica del objeto de análisis.....	40
3.1.4	Caracterización técnica del sistema de saneamiento y punto de descarga	40
3.1.4.1	Localización y descripción del punto de descarga (aliviadero)	40
3.1.4.2	Configuración estructural del sistema de saneamiento	42
3.1.4.3	Análisis hidráulico de la activación del aliviadero.....	43
3.1.4.4	Estado operativo del sistema de saneamiento durante las campañas de muestreo.....	44
3.1.5	Caracterización del aporte fluvial urbano	45
3.1.5.1	Localización y configuración física del aporte.....	45
3.1.5.2	Naturaleza del aporte.....	46
3.1.5.3	Observaciones visuales del medio en la zona de la desembocadura.....	47
3.1.5.4	Consideraciones comparativas respecto al sistema de alivio interno.....	47
3.2	Metodología de muestreo	48
3.2.1	Diseño del muestreo: número y tipología de puntos de muestreo.....	48
3.2.1.1	Punto P1- Efluente en conducto de descarga (aliviadero activo).....	49
3.2.1.2	Punto P2- Efluente en régimen seco destinado al almacenamiento en el pozo de bombeo	50
3.2.1.3	Punto P3- Aporte fluvial a la dársena.....	50
3.2.1.4	Punto P4- Punto de control en la lámina de agua de la dársena	51
3.2.1.5	Limitaciones operativas del muestreo	51
3.2.1.6	Muestreo microbiológico simultáneo	52
3.2.2	Criterios normativos de referencia para interpretación de los resultados	52
3.2.2.1	Evaluación del vertido (P1 y P2).....	53
3.2.2.2	Evaluación del aporte externo (P3)	53
3.2.2.3	Evaluación del medio receptor (P4)	53
3.2.2.4	Consideración final.....	54
3.3	Metodología analítica	54
3.3.1	Análisis de parámetros fisicoquímicos.....	54

3.3.1.1 Determinación del pH	54
3.3.1.2 Determinación de la conductividad eléctrica	54
3.3.1.3 Determinación de la turbidez	55
3.3.1.4 Determinación del contenido en sólidos	55
3.3.1.4.1 Sólidos totales (ST)	55
3.3.1.4.2 Sólidos volátiles totales (SVT).....	55
3.3.1.4.3 Sólidos fijos (SF).....	55
3.3.1.4.4 Sólidos en suspensión totales (SST).....	56
3.3.1.4.5 Sólidos disueltos (SD).....	56
3.3.1.4.6 Sólidos en suspensión volátiles (SSV)	56
3.3.1.4.7 Sólidos en suspensión no volátiles (SSF).....	56
3.3.1.5 Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	57
3.3.1.6 Determinación de nutrientes.....	57
3.3.1.6.1 Nitrógeno amoniacal (TAN)	58
3.3.1.6.2 Nitrógeno total (NT).....	59
3.3.1.6.3 Fosfato (PO_4^{3-})	59
3.3.1.6.4 Fósforo total (PT)	60
3.3.2 Análisis de parámetros microbiológicos: E. coli y coliformes totales	60
3.3.2.1 Preparación del material y condiciones de esterilidad	60
3.3.2.2 Medio de cultivo.....	61
3.3.2.3 Filtración por membrana e incubación	62
3.3.2.4 Recuento y cálculo de los resultados.....	62
3.3.2.5 Ajuste del procedimiento por elevada carga microbiológica del efluente	62
3.3.3 Control de calidad analítico.....	63
3.3.3.1 Incertidumbre asociada a los resultados	64
3.4 Ensayo experimental de desinfección mediante radiación ultravioleta	64
3.4.1 Características técnicas del reactor UV	64
3.4.2 Descripción del ensayo experimental.....	64
3.4.3 Conservación y análisis de muestras	65
3.4.4 Evaluación de la eficacia de desinfección	65
3.4.5 Limitaciones del experimento	66
4 Resultados y discusión	67
4.1 Caracterización fisicoquímica de los puntos de muestreo	67
4.1.1 pH.....	68
4.1.2 Turbidez.....	68

4.1.3 Conductividad	70
4.1.4 Sólidos	70
4.1.4.1 Sólidos Totales	70
4.1.4.2 Sólidos en Suspensión	71
4.1.4.3 Sólidos Disueltos (SD)	72
4.1.5 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	72
4.1.6 Nutrientes	75
4.1.6.1 Nitrógeno total (NT)	75
4.1.6.2 Nitrógeno amoniacal (NH ₃ -N)	76
4.1.6.3 Fósforo total (PT)	77
4.1.6.4 Fosfato (PO ₄ ³⁻)	77
4.2 Caracterización microbiológica de los puntos de muestreo	78
4.2.1 Comparación cualitativa del crecimiento bacteriano	78
4.2.2 Comparación cuantitativa de los puntos de muestreo	79
4.3 Ensayo experimental de desinfección mediante radiación ultravioleta (UV-C)	82
4.3.1 Análisis cualitativo	82
4.3.2 Análisis cuantitativo	83
4.4 Discusión integrada de los resultados del muestreo	85
4.4.1 Interpretación de los resultados analíticos de cada vertido	85
4.4.1.1 Sistema de saneamiento interno: comportamiento del efluente en régimen seco y durante la activación del aliviadero (P2-P1)	86
4.4.1.2 Aporte fluvial urbano a la dársena (P3)	87
4.4.1.3 Condiciones del medio receptor (P4)	88
4.4.2 Comparación de los resultados con la respectiva normativa	88
4.4.2.1 Vertido del efluente del sistema de saneamiento interno (P1 y P2)	89
4.4.2.2 Aporte fluvial urbano (P3)	90
4.4.2.3 Comparación del medio receptor (P4) con criterios normativos y ambientales	90
4.4.3 Implicaciones del estudio y propuestas de mejora del sistema sanitario	91
4.4.4 Análisis microbiológico complementario	91
5 Conclusiones y líneas futuras	94
5.1 Conclusiones	94
5.2 Líneas futuras	95
6 Bibliografía	97
Anexo I: Implicaciones Sociales, Económicas, y Ambientales	100
Anexo II: Reflexiones Éticas y Sociales	101
Anexo III: Tablas completas de datos experimentales y resultados analíticos	102

Anexo IV: Valores normativos de referencia utilizados en este estudio	106
Anexo V: Declaración del uso de herramientas de inteligencia artificial	108

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-1. Principales fuentes de contaminación en aguas costeras y vías de entrada al medio marino. Elaborado a partir de [8].	11
Figura 1-2. Localización de la dársena de la Escuela Naval Militar en la Ría de Pontevedra.	13
Figura 1-3. Vista general de la dársena de la Escuela Naval Militar [12].	14
Figura 2-1. Principales fuentes terrestres de contaminación y su conexión con aguas subterráneas [15].	17
Figura 2-2. Sistema de saneamiento unitario. Elaborado a partir de [20].	19
Figura 2-3. Sistema de saneamiento separativo. Elaborado a partir de [21].	20
Figura 2-4. Etapas de tratamiento de aguas residuales industriales previas al vertido [23].	21
Figura 2-5. Episodio de eutrofización en el Mar Menor (Cartagena, España) asociado al aporte excesivo de nutrientes procedentes de actividades agrícolas y vertidos al sistema lagunar [24].	22
Figura 2-6. Esquema conceptual de los indicadores microbiológicos a evaluar [25].	25
Figura 2-7. Esquema conceptual de los principales factores ambientales que condicionan la calidad del agua en una dársena costera. Fuente: elaboración propia mediante herramienta de inteligencia artificial generativa.	28
Figura 2-8. Esquema de las escalas de análisis empleadas en aguas costeras. Fuente: elaboración propia mediante herramienta de inteligencia artificial generativa.	33
Figura 3-1. Vista aérea de la dársena de la Escuela Naval Militar con marcas en las presiones externas a analizar, con orientación sur. Fuente: elaboración propia a partir de imagen de Google Earth.	39
Figura 3-2. Punto de descarga del vertido en el margen oeste de la dársena.	40
Figura 3-3. Permanencia temporal del efluente en el medio.	41
Figura 3-4. Zona de mezcla inmediata al vertido, en la que se observa la presencia de peces en las proximidades del punto de descarga.	41
Figura 3-5. Vista general del entorno inmediato del punto de vertido dentro del recinto portuario.	42
Figura 3-6. Esquema general de la red de saneamiento de la Escuela Naval Militar. Fuente: documentación técnica facilitada por personal de la ENM.	42
Figura 3-7. Detalle del subsistema de saneamiento del sector este, incluyendo pretratamiento, pozo de bombeo y conexión con el aliviadero. Fuente: documentación técnica facilitada.	43
Figura 3-8. Acumulación de materiales textiles y sólidos gruesos en la arqueta previa al pozo de bombeo.	44
Figura 3-9. Estado del pozo de bombeo durante intervención por obstrucción.	45
Figura 3-10. Localización de la desembocadura del aporte fluvial urbano en el sector sureste de la dársena. Fuente: elaboración a partir de imagen satelital.	46
Figura 3-11. Plano técnico de la zona sur de la Escuela Naval Militar y localización del aporte fluvial urbano. Fuente: documentación técnica facilitada por la ENM.	46
Figura 3-12. Aspecto visual del agua en la zona de desembocadura del aporte fluvial urbano durante la inspección en condiciones secas.	47
Figura 3-13. Esquema conceptual de los puntos de muestreo realizados. Fuente: elaboración propia a partir de imagen satelital.	48

Figura 3-14. Toma de muestra en el punto de descarga del aliviadero mediante embarcación semirrigida.	49
Figura 3-15. Muestreo del aliviadero durante el análisis complementario.	52
Figura 3-16. Sistema de filtración a vacío empleado para la determinación de sólidos en suspensión y análisis microbiológico por filtración de membrana.	56
Figura 3-17. Etapas de digestión y valoración en la determinación de la DQO.	57
Figura 3-18. Fotómetro multiparámetro empleado para la determinación espectrofotométrica de nutrientes.	58
Figura 3-19. Bloque digestor empleado para la etapa de digestión térmica en la determinación de nitrógeno y fósforo totales y DQO.	59
Figura 3-20. Identificación de bacterias coliformes basada en la detección de actividades enzimáticas específicas. Fuente: elaboración propia basada en protocolo UPV [25].	61
Figura 3-21. Membrana correspondiente al efluente sin dilución previa.	63
Figura 3-22. Membrana correspondiente a la dilución 1:100.000 del efluente (P1), con crecimiento bacteriano cuantificable tras incubación.	63
Figura 4-1. Representación gráfica con los valores medios de turbidez.	69
Figura 4-2. Comparación entre DQO bruta y soluble en los distintos puntos de muestreo.	74
Figura 4-3. Membrana correspondiente al efluente (P1) a dilución 1:100, mostrando crecimiento confluyente generalizado.	78
Figura 4-4. Membrana correspondiente a la dilución 1:1.000.000 del efluente (P1), con colonias diferenciadas.	79
Figura 4-5. Membrana correspondiente al punto P3 a dilución 1:100, mostrando crecimiento abundante con colonias individualizables.	79
Figura 4-6. Concentración de <i>E. Coli</i> y coliformes totales en los distintos puntos de muestreo.	81
Figura 4-7. Membrana correspondiente al tiempo 0 (sin irradiación) mostrando crecimiento confluyente generalizado (TNTC).	82
Figura 4-8. Comparación entre membrana sin irradiación, 5 y 15 minutos de exposición UV-C, donde se aprecia una reducción cualitativa del crecimiento bacteriano.	83
Figura 4-9. Membrana correspondiente a 30 minutos de exposición UV-C.	83
Figura 4-10. Evolución de la reducción logarítmica de coliformes totales en el efluente P1 en función del tiempo de exposición a radiación UV-C.	84
Figura 4-11. Membranas correspondientes a P2 y P1 en régimen seco con baja carga sanitaria esperada (1:100.000).	92
Figura 4-12. Membranas correspondientes a P3 y P4 en el análisis complementario.	92

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1. Síntesis de los parámetros y riesgos asociados a cada uno de ellos.	27
Tabla 2-2. Normativa de referencia aplicable a los parámetros asociados según su naturaleza.	32
Tabla 3-1. Valores de referencia establecidos en el RD 509/1996	53
Tabla 3-2. Valores de referencia microbiológica en la normativa de aguas de baño[5], [9].	53
Tabla 3-3. Valores de referencia de nutrientes del RD 817/2015 para masas de agua AT-T12.....	54
Tabla 4-1. Valores de pH para los diferentes puntos de muestreo.....	68
Tabla 4-2. Valor medio de la turbidez de las diferentes muestras.	69
Tabla 4-3. Valores obtenidos en el análisis de la conductividad.	70
Tabla 4-4. Valor medio de los sólidos totales para los diferentes puntos de muestreo.	71
Tabla 4-5. Sólidos en suspensión totales.	71
Tabla 4-6. Sólidos disueltos.....	72
Tabla 4-7. Valores representativos de DQO bruta para cada punto de muestreo.	73
Tabla 4-8. Valores obtenidos de DQO soluble.	73
Tabla 4-9. Fracción orgánica particulada.....	74
Tabla 4-10. Valores obtenidos de nitrógeno total.	75
Tabla 4-11. Valores obtenidos de nitrógeno amoniacal.....	76
Tabla 4-12. Valores obtenidos de fósforo total.....	77
Tabla 4-13. Valores obtenidos de fosfato.	77
Tabla 4-14. Valores de concentración de coliformes totales y <i>E. coli</i> en los puntos de muestreo.	80
Tabla 4-15. Valores de reducción de coliformes totales mediante ensayo UV-C.	83
Tabla 4-16. Síntesis de los principales parámetros fisicoquímicos y microbiológicos determinados. ...	85
Tabla 4-17. Comparación de parámetros del efluente con valores de referencia normativos (RD 509/1996).	89
Tabla 4-18. Comparación de los valores registrados en el punto P4 con referencias ambientales y normativas.....	90
Tabla Anexo III-1. Tabla de pH, turbidez y conductividad eléctrica	102
Tabla Anexo III-2. Tabla de sólidos y sus variantes.....	102
Tabla Anexo III-3. Valores medios y desviaciones obtenidas en los análisis de sólidos.	103
Tabla Anexo III-4. Análisis de sólidos descartado por incoherencias.....	103
Tabla Anexo III-5. Análisis DQO con resultados válidos y descartes.....	104
Tabla Anexo III-6. Resultados experimentales de los nutrientes analizados.....	104
Tabla Anexo III-7. Valores microbiológicos obtenidos en los análisis.	105
Tabla Anexo IV-1 Valores de referencia para nutrientes en masas de agua de transición tipo AT-12 según el Real Decreto 817/2015.....	106
Tabla Anexo IV-2. Requisitos de vertido de aguas residuales urbanas según el Real Decreto 509/1996.	107

Tabla Anexo IV-3. Requisitos adicionales para vertidos en zonas sensibles según el Real Decreto 509/1996.....	107
---	-----

1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1 Importancia de la calidad del agua en zonas costeras

Las zonas costeras constituyen uno de los ecosistemas más valiosos y también uno de los más vulnerables del planeta, pues concentran una elevada biodiversidad y desempeñan un papel fundamental en el equilibrio ambiental, social y económico de las regiones litorales. Estos espacios actúan como áreas de transición entre sistemas terrestres y marinos, proporcionando servicios ecosistémicos clave, entre los que destacan la protección frente a la erosión, el soporte a actividades pesqueras y el uso recreativo y turístico. Este equilibrio, sin embargo, resulta especialmente frágil, ya que pequeñas alteraciones en la calidad del agua pueden generar impactos significativos sobre las comunidades biológicas y el funcionamiento de los ecosistemas costeros [1], [2].

La creciente presión antrópica sobre el litoral ha provocado un deterioro progresivo de la calidad de las aguas en cuestión, convirtiendo este fenómeno en uno de los principales retos ambientales de las últimas décadas. El desarrollo urbano, la concentración de infraestructuras portuarias y el incremento de actividades industriales y recreativas han intensificado la generación de vertidos y la alteración de las condiciones naturales de estos entornos, afectando además a los ecosistemas marinos y a la salud pública. Ante esta situación, la gestión del medio acuático en zonas costeras se ve condicionada por la coexistencia de múltiples fuentes de contaminación y por la complejidad de los procesos físicos y biogeoquímicos que regulan la dispersión y acumulación de contaminantes en el medio marino [3].

La calidad del agua resulta especialmente relevante en áreas donde existe contacto directo con la población, como playas, puertos deportivos o zonas de formación y entrenamiento acuático. En estos casos, la presencia de contaminantes puede suponer un riesgo sanitario significativo, además de comprometer el estado ecológico del medio marino y limitar los usos previstos del agua. Es por este motivo por el que el control y la evaluación de la calidad de las aguas litorales se han convertido en una prioridad dentro de las políticas de gestión ambiental y ordenación del territorio. Este escenario ha motivado el establecimiento de normativas específicas y sistemas de vigilancia destinados a garantizar que las aguas costeras cumplan con los criterios de calidad exigidos para los distintos usos, especialmente en aquellas áreas donde la exposición humana es frecuente o prolongada [4], [5].

En este contexto, el estudio de la contaminación en aguas costeras constituye una herramienta fundamental para caracterizar el grado de afección ambiental de un entorno concreto y apoyar la toma de decisiones en materia de gestión de vertidos e infraestructuras de saneamiento. En el presente estudio, la comparación con normativa de aguas de baño se realiza únicamente con carácter orientativo sanitario, dada la existencia de contacto humano frecuente, sin implicar clasificación oficial del agua como zona de baño.

En particular, la realización de estudios específicos en áreas concretas permite obtener información detallada acerca del estado real de las masas de agua, detectar posibles incumplimientos y sentar las bases para la adopción de medidas correctoras que se adapten a las características de cada entorno [6].

1.2 Origen de la contaminación en aguas costeras

Como consecuencia de la elevada concentración de actividades humanas que se desarrollan en estos entornos, la contaminación de las aguas costeras constituye uno de los principales factores de presión sobre los ecosistemas litorales. La proximidad de núcleos urbanos, infraestructuras industriales y zonas portuarias favorece la generación de vertidos de naturaleza variable que, de forma directa o indirecta, alcanzan el medio marino. Las características físicas, químicas y biológicas del agua pueden verse alteradas, lo que afecta al estado ecológico de las masas de agua y a los usos asociados a estas [3].

Entre las principales fuentes de contaminación en las zonas costeras destacan los vertidos de aguas residuales que provienen de la ciudad (Figura 1-1). Estos pueden llegar al medio marino a través de emisarios submarinos, redes de saneamiento o bien descargas puntuales debido a incidencias en los sistemas de depuración. Pese a que las aguas residuales suelen someterse a tratamientos previos antes de su vertido, la eficacia de dichos procesos puede verse reducida en determinadas circunstancias, como el aumento del caudal, el envejecimiento de las infraestructuras o una mala gestión de las instalaciones. La magnitud de estos aportes puede variar en función de las características del sistema de saneamiento y del entorno receptor. En estos casos, parte de los agentes contaminantes pueden incorporarse al medio acuático, contribuyendo al deterioro de la calidad del agua en el entorno costero [3], [7].



Figura 1-1. Principales fuentes de contaminación en aguas costeras y vías de entrada al medio marino. Elaborado a partir de [8].

Además de los vertidos puntuales, las aportaciones difusas asociadas a la escorrentía superficial representan una fuente significativa de contaminación. Cuando se producen lluvias intensas, el agua precipitada arrastra contaminantes acumulados en suelos urbanos, industriales y portuarios, como

materia orgánica, nutrientes, metales o microorganismos, que son transportados hasta el medio marino a través de redes de drenaje o por escorrentía directa. Este tipo de aportes abundan en áreas con un grado alto de impermeabilización del suelo, donde la capacidad de infiltración es reducida y, por tanto, el transporte de contaminantes se produce de manera rápida e intensa [3].

Por otro lado, los episodios de lluvia desempeñan un papel clave en la variabilidad temporal de la calidad de las aguas costeras. Durante estos eventos, el incremento del caudal en los sistemas de saneamiento puede provocar sobrecargas que derivan en la descarga de aguas insuficientemente tratadas o en la activación de descargas de emergencia. Asimismo, el aumento de la escorrentía superficial incrementa el transporte de contaminantes previamente mencionado, dando lugar a alteraciones en periodos de tiempo relativamente cortos. Este comportamiento subraya la importancia de considerar las condiciones meteorológicas a la hora de realizar estudios de contaminación en entornos litorales [6].

La actividad portuaria y naval representa otro factor relevante en la contaminación de las aguas litorales. Las operaciones habituales asociadas a este tipo de actividad como el atraque de embarcaciones, las labores de mantenimiento, el repostaje de combustible o la limpieza de superficies, pueden generar un aporte de contaminantes al medio acuático. Estos efectos se ven agravados en espacios cerrados o semicerrados como dársenas y áreas abrigadas, donde la circulación del agua es limitada y la dispersión de contaminantes resulta menos eficiente, favoreciendo su acumulación [3].

Las características hidrodinámicas de determinadas zonas como dársenas portuarias, estuarios o áreas costeras abrigadas condicionan la persistencia de contaminantes en el medio, incrementando el riesgo de deterioro de la calidad del agua, especialmente en áreas de uso recreativo, formativo o profesional con contacto directo con el medio acuático [4].

Esto aumenta la importancia de la realización de estudios de carácter local, donde el análisis detallado de la calidad del agua permite identificar presiones específicas que pueden pasar desapercibidas en evaluaciones a escala regional.

1.3 Marco normativo relativo a la calidad de las aguas costeras

La evaluación y gestión de la calidad de las aguas costeras se apoya en un conjunto normativo amplio (descrito en el apartado 2.5), que ha sido desarrollado a distintos niveles administrativos, cuyo objetivo principal es garantizar la protección del medio acuático y la consecución de un uso sostenible de los recursos hídricos. Dicho conjunto de normas establece los criterios para clasificar el estado de las masas de agua, los mecanismos necesarios para su evaluación, y las obligaciones de las administraciones competentes en materia ambiental.

En el ámbito europeo, la Directiva 2000/60/CE, conocida como Directiva Marco del Agua, constituye el principal instrumento legislativo en la política de aguas. Esta directiva establece un enfoque común de actuación para la protección de las masas de agua en función de su origen, introduciendo el concepto de “buen estado ecológico” como objetivo fundamental. Para su evaluación se consideran de forma integrada parámetros físicos, químicos y biológicos, así como programas de seguimiento destinados a analizar su evolución temporal [1].

De manera complementaria, y en relación con los usos recreativos y el contacto directo con la población, destaca la Directiva 2006/7/CE, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño que establece criterios acerca de la calidad microbiológica, procedimientos de control, evaluación y difusión de la información. Su aplicación es especialmente importante en zonas de baño costeras donde existe una exposición frecuente de la población al medio acuático [5].

La legislación aplicable europea se desarrolla y concreta en el ordenamiento jurídico español a través de diferentes disposiciones legales. Entre ellas se encuentra el Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y su calidad ambiental. Este Real Decreto adapta los principios de la Directiva Marco del Agua a nivel nacional y define parámetros y valores de referencia para su clasificación [6].

Asimismo, en el ámbito nacional, el Real Decreto 1341/2007, relativo a la gestión de la calidad de las aguas de baño, transpone al ordenamiento jurídico español lo dispuesto en la Directiva 2006/7/CE. Esta norma regula programas de control y vigilancia, así como las medidas de gestión necesarias para garantizar los valores de referencia establecidos, con especial énfasis en la protección de la salud pública en zonas de uso recreativo [9].

En términos generales, la normativa vigente proporciona las bases necesarias para la adecuada gestión de las aguas, estableciendo objetivos claros y criterios homogéneos. La correcta aplicación de dichas disposiciones es primordial para identificar posibles incumplimientos, adoptar medidas correctoras y garantizar la protección tanto del medio marino como de los usos humanos asociados, especialmente en entornos costeros con elevada sensibilidad ambiental.

1.4 Justificación del estudio

La dársena de la Escuela Naval Militar se sitúa en el municipio de Marín, en la provincia de Pontevedra, dentro del ámbito de la Ría de Pontevedra (Figura 1-2). Este entorno forma parte de un sistema costero de elevada relevancia ambiental y socioeconómica, caracterizado por una intensa interacción entre actividades humanas y procesos naturales propios de los ecosistemas litorales.

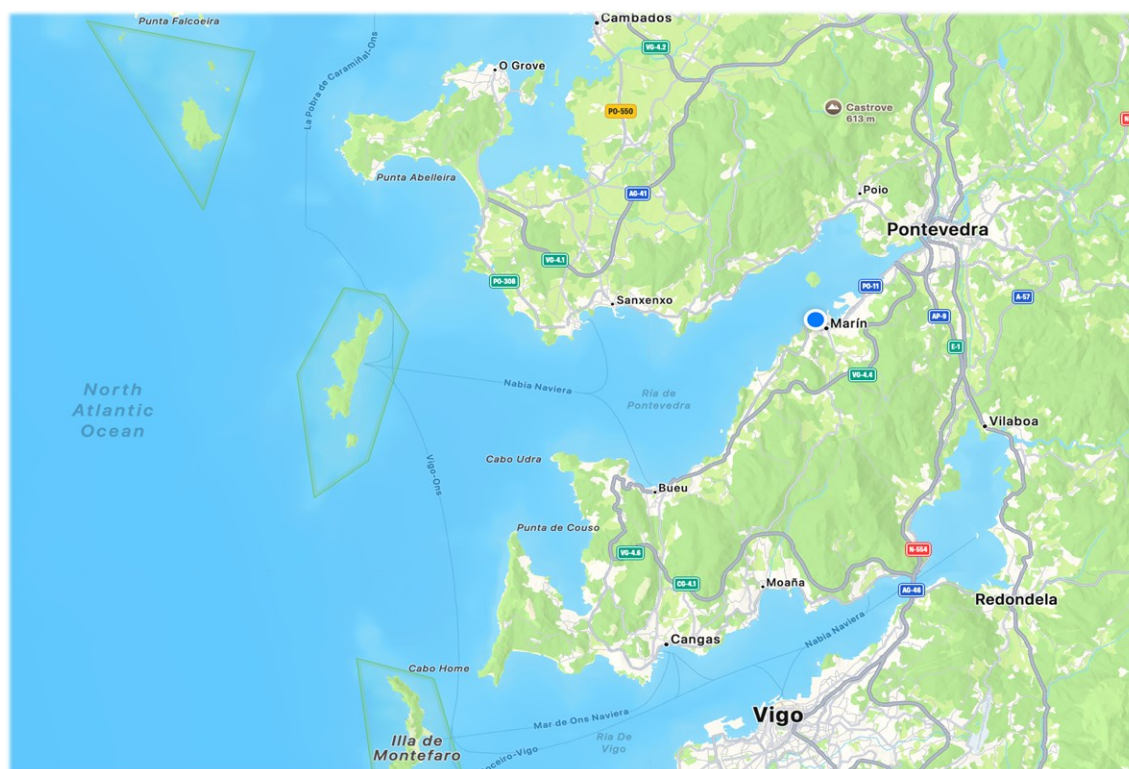


Figura 1-2. Localización de la dársena de la Escuela Naval Militar en la Ría de Pontevedra.

La Ría de Pontevedra es un estuario de tipo atlántico que presenta una hidrodinámica condicionada, especialmente visible en ciudades como Marín, ubicadas adentro de la ría, donde la renovación está limitada por la escasa acción de las mareas, la influencia de corrientes marinas y la morfología litoral. Análogamente, las dársenas y zonas abrigadas constituyen espacios con características particulares, ya que la renovación del agua suele ser más limitada en comparación con áreas abiertas de la ría, circunstancia que incrementa la sensibilidad del medio frente a presiones antrópicas.

Desde el punto de vista normativo, la ría de Pontevedra está declarada como zona sensible en el marco de la Directiva 91/271/CEE [10] relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas. En Galicia, esta designación fue establecida mediante la Resolución de la Presidencia de Augas de Galicia de 22 de mayo de 2001 (DOG de 30 de mayo [11]), lo que implica la aplicación de requisitos más

estrictos en el tratamiento y control de los vertidos con el objetivo de prevenir procesos de eutrofización y proteger el ecosistema estuarino.

La dársena de la Escuela Naval Militar (Figura 1-3) se utiliza de forma habitual para actividades formativas, operativas y de entrenamiento relacionadas con la instrucción naval, lo que implica un contacto frecuente con el medio acuático. Además, en su entorno inmediato confluyen distintas infraestructuras y usos asociados tanto a la propia actividad de la escuela, como al ámbito portuario y urbano de Marín. Esta combinación de factores convierte dicha dársena en un punto de interés para el estudio de la calidad del agua, especialmente desde una perspectiva de la protección ambiental y de la salud humana.



Figura 1-3. Vista general de la dársena de la Escuela Naval Militar [12].

Desde el punto de vista ambiental, la dársena presenta condiciones que justifican su consideración como área de estudio específica. La presencia de distintos puntos de vertido en la dársena, junto con las aportaciones asociadas a escorrentía pluvial y actividades portuarias y navales, puede influir de manera directa en el estado del medio acuático. Además, la configuración física del recinto y su carácter semicerrado limitan la dispersión de contaminantes, haciendo que los efectos de dichas presiones sean más evidentes que en zonas con mayor renovación hídrica.

1.5 Objetivos

Objetivo general

Evaluar la calidad de los vertidos a la dársena de la Escuela Naval Militar, analizando su contribución relativa a la calidad del agua del medio receptor. La evaluación se realizará mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, comparando los resultados obtenidos con la normativa vigente, con el fin de valorar su adecuación y proponer posibles medidas de mejora en la gestión y tratamiento de los vertidos.

Objetivos específicos

- Identificar y caracterizar los distintos puntos de vertido presentes en la dársena, determinando su origen y naturaleza.
- Diseñar y realizar un muestreo representativo de las aguas vertidas, teniendo en cuenta las características del entorno y las condiciones ambientales existentes.

- Realizar un análisis de diferentes parámetros fisicoquímicos en cada punto de muestreo y determinar la calidad microbiológica con el objeto de valorar el impacto sanitario.
- Comparar los resultados obtenidos con los valores y criterios establecidos en la normativa vigente aplicable.
- Evaluar posibles medidas de mejora orientadas a la reducción de la carga contaminante al vertido originado por la ENM (Ensayo UV-C).

1.6 Hipótesis de trabajo

En coherencia con los objetivos definidos, se formulan las siguientes hipótesis de carácter diagnóstico, relativas a las posibles fuentes de contaminación y su influencia sobre el medio receptor:

H1. Se plantea que los vertidos presentes en la dársena presentan concentraciones fisicoquímicas y microbiológicas superiores a las esperadas, pudiendo influir de forma significativa en la calidad del agua.

H2. Los vertidos presentes en la dársena no reciben un tratamiento suficiente como para reducir de forma significativa su carga contaminante antes de su descarga al medio receptor.

H3. La calidad del agua de la dársena no cumple, desde el punto de vista sanitario, con los criterios establecidos en la normativa aplicable a aguas de baño, considerando su ocasional uso como tal, aunque no esté formalmente clasificada dentro de esta categoría.

H4. La aplicación de un tratamiento adicional de desinfección podría reducir la carga microbiológica del efluente.

Las hipótesis formuladas serán contrastadas mediante los resultados analíticos obtenidos en los distintos puntos de muestreo y escenarios operativos definidos, permitiendo estructurar la interpretación técnica del impacto del vertido sobre el entorno local.

1.7 Estructura del estudio

Este Trabajo de Fin de Grado se estructura siguiendo el modelo establecido para la elaboración de memorias del CUD-Escuela Naval Militar, con el objetivo de presentar de forma clara y ordenada el desarrollo del estudio realizado.

Tras este primer apartado de Introducción, en el que se contextualiza el problema objeto de estudio, se justifica su interés, se describe el área a investigar y se definen los objetivos del trabajo, se incluye un apartado dedicado al Estado del arte, en el que se recogen y analizan trabajos previos y enfoques habituales relacionados con la evaluación de calidad de las aguas costeras y el análisis de vertidos en entornos similares.

A continuación, se expone el apartado correspondiente al Desarrollo del trabajo, donde se describe la metodología empleada para la realización del estudio. En este apartado quedan detallados los puntos de vertido, el diseño del muestreo, los procedimientos de la toma de muestras y los métodos utilizados para el análisis fisicoquímico y microbiológico del agua.

Posteriormente, se presenta el apartado de Resultados, en el que se exponen los datos obtenidos a partir de los análisis realizados, organizados de manera clara mediante tablas y figuras cuando resulta necesario, así como su comparación con los valores establecidos en la normativa vigente.

Finalmente, el trabajo concluye con un apartado de Conclusiones y Líneas futuras, en el que se sintetizan los principales resultados obtenidos, se evalúa el cumplimiento de los objetivos planteados y se proponen posibles mejoras y actuaciones futuras relacionadas con la gestión y el tratamiento de los vertidos analizados.

2 ESTADO DEL ARTE

2.1 Contaminación de las aguas costeras

La contaminación de las aguas costeras representa una de las principales presiones ambientales sobre los ecosistemas marinos en el ámbito internacional. Al tratarse de ecosistemas con especial vulnerabilidad a las presiones humanas, la calidad del agua es un factor determinante para garantizar tanto el estado ecológico como la viabilidad de los diferentes usos humanos. Por este motivo, es necesario abordar los componentes globales de la problemática, proporcionando el marco necesario para poder analizar las situaciones más particulares. Con el fin de contextualizar el problema, se examinan diversos estudios previos acerca de la calidad costera que sirven de base en los siguientes subapartados. El marco general ha sido ampliamente abordado por la literatura científica y técnica, cuyos principales enfoques se revisan a continuación [2], [13].

2.1.1 Estado del conocimiento sobre la calidad de las aguas costeras.

Los análisis de carácter global describen un proceso gradual de deterioro de los ecosistemas marinos y costeros, identificado de forma recurrente en informes de síntesis ambiental, considerándolo como una de las principales amenazas ambientales de nuestro tiempo [13]. Los informes del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP) señalan que la mayoría de los aportes de contaminantes al mar provienen de actividades terrestres, incluyendo agricultura, industria y una elevada urbanización litoral [2]. El informe *Global Environment Outlook* (GEO) subraya que los cambios en el uso del suelo y la intensificación de las presiones humanas alteran la integridad biológica y por tanto la capacidad de provisión de servicios de estos ecosistemas [2], [13] [14].

A escala europea, la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) ha evaluado el estado ecológico y químico de las aguas superficiales en el marco de las políticas ambientales comunitarias. Informes como *European Waters: Assessment of Status and Pressures* señalan que una proporción significativa de las aguas de transición y costeras en Europa se encuentra sometida a diversas presiones antrópicas, entre las que destacan los vertidos de aguas residuales, la escorrentía superficial y las alteraciones derivadas de actividades portuarias.

Dichas investigaciones establecen que para garantizar la salud de los entornos costeros los impactos humanos se deben mantener dentro de límites que aseguren la resiliencia natural de las especies y los hábitats [3].

El esquema de la Figura 2-1 permite visualizar la relación funcional entre las actividades desarrolladas en tierra firme y la calidad de las aguas costeras, mostrando que la mayor parte de las presiones que afectan al litoral tienen un origen terrestre. Esta relación resulta clave para interpretar la influencia de los vertidos urbanos en entornos costeros abrigados.



Figura 2-1. Principales fuentes terrestres de contaminación y su conexión con aguas subterráneas [15].

Desde una perspectiva sanitaria, el enfoque científico de la calidad de las aguas costeras integra necesariamente el análisis de los riesgos asociados al uso recreativo del litoral. La Organización Mundial de la Salud (OMS/WHO) ha desarrollado estudios y directrices que asocian los microorganismos infecciosos con diferentes consecuencias sanitarias. Sus investigaciones destacan la íntima relación entre la calidad del agua y la presencia de patógenos derivados de la contaminación ocasionada por aguas residuales o desechos animales, responsables de afecciones entéricas y respiratorias en las poblaciones expuestas. A través de documentos de referencia como *Guidelines for Safe Recreational Water Environments*, se fijan criterios para la evaluación microbiológica que permiten clasificar las áreas costeras según su aptitud sanitaria y orientar medidas de prevención con el objetivo de minimizar la exposición a agentes peligrosos [4].

Los informes elaborados por organismos internacionales y las revisiones científicas de carácter general concluyen en que el análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos estándar sirve como fundamento de la evaluación del estado de las aguas costeras. Entre los parámetros más relevantes se encuentran la concentración de nutrientes, los niveles de oxígeno disuelto y la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal. Esta información desempeña un papel crucial en la gestión ambiental del litoral, pues proporciona la base científica necesaria para decidir acerca de la planificación integrada. Cabe destacar que el conocimiento sobre las fuentes de presión y el estado medio del receptor permite diseñar estrategias que protejan tanto la integridad biológica del litoral como la seguridad en las actividades desarrolladas en la costa [4].

En este contexto, los trabajos previos de revisión [3] destacan el uso del conocimiento integrado de las causas y efectos de la contaminación, como herramienta indispensable para mejorar la gobernanza costera. La adopción de enfoques basados en el ecosistema facilita la comprensión de las interacciones entre las actividades humanas y la calidad del agua, favoreciendo una gestión del desarrollo humano combinado con la conservación del capital natural marino. La literatura técnica [3], [7], [16] respalda la necesidad de integrar la información ambiental en los procesos de gestión y la interpretación de las dinámicas de contaminación globales como medio de avance hacia el mantenimiento y restauración de los ecosistemas costeros [3], [13].

2.1.2 Contaminación en entornos portuarios y zonas costeras abrigadas

Como se describe en el subapartado 1.2, los entornos portuarios, las dársenas y las zonas costeras abrigadas presentan una circulación de agua limitada, lo que favorece la retención de contaminantes. La presencia de infraestructuras como diques y muelles actúa como factor limitante, modificando el movimiento de las masas de agua y reduciendo la dispersión natural de los contaminantes. [3], [17].

La actividad desarrollada en los recintos portuarios añade un elevado grado de complejidad ambiental asociado a la presión antrópica. Operaciones como el atraque prolongado de embarcaciones, las maniobras de carga y descarga, el repostaje de combustibles o las tareas de mantenimiento y limpieza constituyen fuentes continuas de presión sobre el medio marino, pudiendo generar aportes de contaminantes al entorno [18].

Esta situación puede verse intensificada por la proximidad entre los puertos y los núcleos urbanos, así como por la presencia de infraestructuras de saneamiento en sus inmediaciones. Además, la escorrentía superficial de origen urbano o industrial puede introducir aportes difusos que afectan a la calidad del agua. [3], [18].

La configuración física de los recintos portuarios favorece la persistencia de contaminantes y aumenta su impacto sobre los ecosistemas locales. Además, estas zonas presentan una menor capacidad de respuesta ante episodios de contaminación intensa, como descargas puntuales o de emergencia. A ello se suman las implicaciones para la salud, dado que son áreas de uso profesional, formativo o recreativo, lo que incrementa el grado de exposición [4], [3], [19].

2.2 Vertidos de aguas residuales en entornos costeros

Los vertidos de aguas residuales constituyen una de las principales presiones sobre las masas de agua costeras, ya que pueden alterar las condiciones físicas, químicas y biológicas del medio receptor. Su impacto depende tanto de la naturaleza del vertido como de la capacidad de dilución y renovación del agua en el entorno receptor. El marco normativo aplicable a la calidad de las aguas y al control de vertidos se describe con mayor detalle en el apartado 2.5 [3], [4], [7], [10].

2.2.1 Tipología de aguas residuales y sistemas de saneamiento

Las aguas residuales presentes en entornos litorales poseen características heterogéneas que se definen en función de su procedencia, por lo que su clasificación resulta esencial para una gestión adecuada de los vertidos.

- Aguas residuales domésticas: este tipo de aguas procede principalmente de zonas de vivienda y de servicios, y se origina como consecuencia de las actividades humanas cotidianas desarrolladas en núcleos e instalaciones urbanas. Su composición está vinculada al uso del agua para fines domésticos y sanitarios, lo que las convierte en uno de los aportes más comunes en los sistemas de saneamiento asociados a entornos costeros.
- Aguas pluviales: las aguas pluviales derivan de los episodios de precipitación y adquieren una relevancia notable en áreas con un elevado grado de impermeabilización del suelo. Durante su recorrido por superficies urbanas, industriales o portuarias, pueden arrastrar contaminantes y materiales acumulados, incorporándolos posteriormente a las redes de drenaje y en última instancia al medio receptor.
- Aguas residuales de origen industrial: las aguas residuales industriales se caracterizan por una naturaleza más variable, ya que proceden de actividades fabriles o comerciales diversas. Esta heterogeneidad implica la necesidad de un control y una supervisión diferenciados, dado que su composición y potencial de impacto pueden diferir significativamente respecto a los de las aguas domésticas o pluviales [3], [10].

La administración de los flujos residuales en núcleos poblacionales y áreas litorales se apoya en infraestructuras de saneamiento cuyo diseño técnico resulta determinante para la gestión de las descargas hacia el medio receptor. Según el marco legislativo europeo, estos sistemas consisten en redes de conductos encargadas de agrupar y conducir las aguas urbanas para su disposición final [10]. Pueden ser de dos tipos: unitarios y separativos.

El sistema de carácter unitario (Figura 2-2) se define por recolectar de forma conjunta tanto las aguas residuales domésticas e industriales como la escorrentía pluvial a través de una red única. Este modelo es habitual en configuraciones de alcantarillado más antiguas, donde la operatividad y respuesta de la infraestructura están supeditadas directamente a las fluctuaciones del caudal circulante [10].

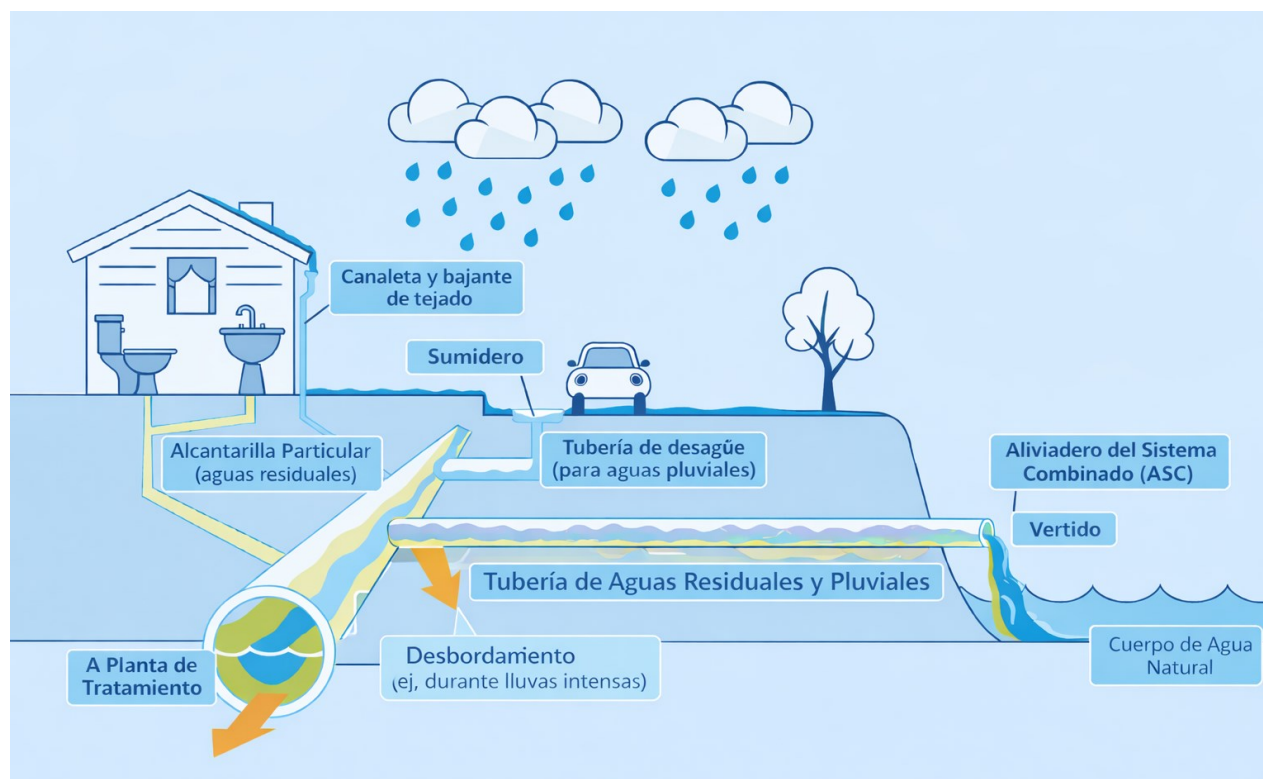


Figura 2-2. Sistema de saneamiento unitario. Elaborado a partir de [20].

El esquema del sistema unitario permite identificar la vulnerabilidad de este tipo de redes frente a episodios de lluvia intensa, donde el aumento de caudal puede comprometer la capacidad de transporte y tratamiento. Esta característica resulta especialmente relevante en entornos costeros, donde los desbordamientos pueden traducirse en aportes directos. De hecho, la existencia de aliviaderos constituye un mecanismo de seguridad hidráulica destinado a evitar sobrecargas en episodios de lluvia o incidencias operativas. Estas descargas intermitentes pueden generar aportes puntuales al medio receptor cuya magnitud depende del volumen acumulado y de las condiciones hidrodinámicas del entorno.

Por el contrario, el sistema separativo se fundamenta en la segregación de las aguas de lluvia de los efluentes de origen urbano mediante conductos independientes, lo que permite una gestión más controlada de los aportes y representa la opción preferente en la planificación hidrológica contemporánea. Esta distinción en la configuración del saneamiento es fundamental, ya que el tipo de red empleado condiciona la carga y las características del vertido final, estableciendo un factor crítico para el análisis de los niveles de tratamiento requeridos y las condiciones de descarga en el entorno costero [3], [10].

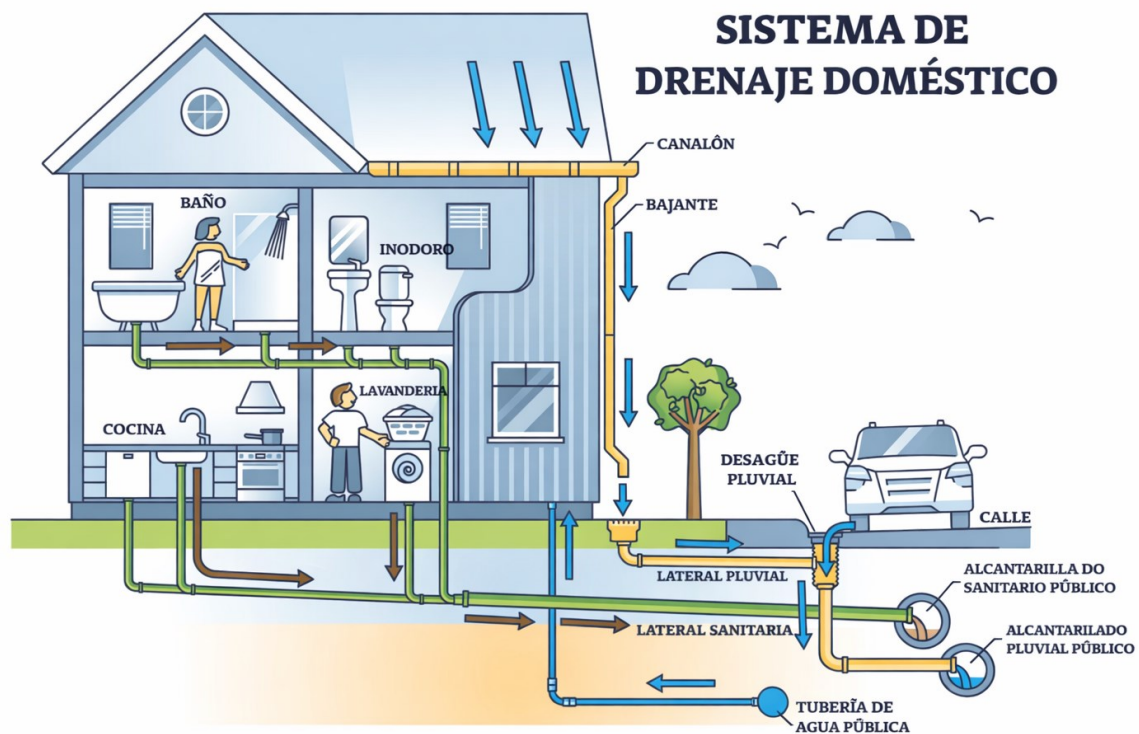


Figura 2-3. Sistema de saneamiento separativo. Elaborado a partir de [21].

La configuración separativa (Figura 2-3) representa una mejora significativa desde el punto de vista ambiental, al permitir una gestión diferenciada de las aguas residuales y pluviales. Esta separación reduce la probabilidad de vertidos sin tratamiento previo y facilita un mayor control sobre la calidad del efluente final descargado al medio costero.

2.2.2 Tratamientos previos y condiciones de vertido

El vertido de aguas residuales sin una depuración previa representa un elevado riesgo que compromete la calidad hídrica y la integridad de los sistemas litorales. Por ello, el tratamiento previo resulta imprescindible para reducir la carga contaminante y minimizar el impacto sobre el medio. Dado que la magnitud del deterioro ambiental está directamente supeditada a la eficacia del tratamiento aplicado, la Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas establece la obligatoriedad de depuración previa al vertido [4], [10].

Los sistemas de depuración se estructuran habitualmente en distintas etapas según los objetivos de calidad que deban alcanzarse antes del vertido. El tratamiento primario constituye la fase inicial y se fundamenta en procesos físicos o químicos destinados principalmente a la eliminación de sólidos gruesos y materia en suspensión, lo que permite una reducción preliminar de la carga contaminante presente en el agua residual.

En instalaciones aisladas o de carácter institucional, donde no existe conexión directa con una depuradora convencional, es frecuente el uso de sistemas de tratamientos primarios, tales como fosas sépticas o decantadores de grasas. Estos sistemas permiten una retención parcial de sólidos y aceites, pero no garantizan una eliminación eficaz de la materia orgánica disuelta ni de los microorganismos patógenos, por lo que su uso como único tratamiento previo puede resultar insuficiente para vertidos directos en medios receptores sensibles [4], [22].

Posteriormente a los tratamientos primarios, se aplica generalmente un tratamiento secundario, que integra procesos de carácter biológico orientados a la reducción de la materia orgánica biodegradable.

Esta etapa resulta fundamental para lograr una mejora significativa en la calidad del efluente final, minimizando el impacto derivado de la demanda de oxígeno en las masas de agua receptoras [7], [10].

En aquellos escenarios donde la protección del ecosistema exige niveles de depuración superiores, se implementa el tratamiento terciario. Este nivel de depuración avanzada permite la eliminación adicional de nutrientes o microorganismos que no se han conseguido retirar en su totalidad durante las fases previas, actuando como un mecanismo adicional de protección sanitaria y ambiental. Bajo el contexto legislativo europeo, la aplicación de estos tratamientos más exigentes es obligatoria cuando los vertidos se localizan en zonas sensibles, como la ría de Pontevedra, con el fin de prevenir fenómenos de enriquecimiento excesivo y preservar la integridad biológica de las aguas costeras y de transición [3], [7], [10].

La secuencia de tratamientos representada en la Figura 2-4 permite comprender la reducción progresiva de la carga contaminante antes del vertido al medio receptor. Esta diferenciación resulta fundamental para interpretar el impacto potencial del efluente en entornos con renovación de agua limitada como el de objeto de estudio.

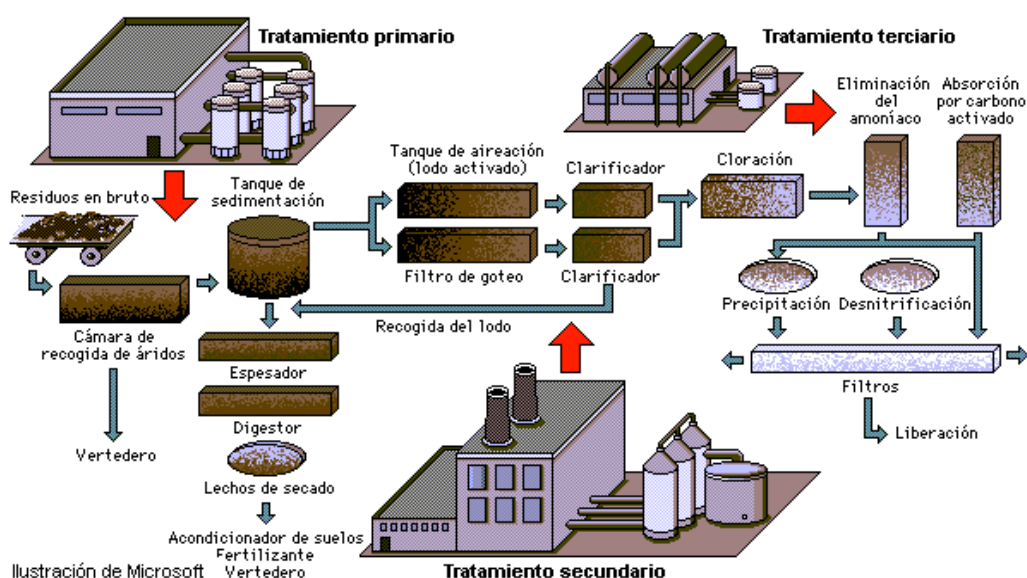


Figura 2-4. Etapas de tratamiento de aguas residuales industriales previas al vertido [23].

El impacto final de un vertido en el medio marino no está determinado de manera exclusiva por la depuración previa, sino que también se encuentra condicionado por la capacidad de dilución y la tasa de renovación del agua en el medio receptor. Las zonas costeras y de transición se identifican como entornos de especial sensibilidad, donde una hidrodinámica restringida incrementa el riesgo de acumulación de sustancias y limita su capacidad de asimilación frente a las presiones externas. En consecuencia, el marco normativo establece exigencias diferenciadas de descarga considerando la tipología específica de cada masa de agua y los usos humanos asociados. Por este motivo, resulta necesario evaluar sistemáticamente la calidad del agua tras el vertido, justificando así el análisis de los criterios de control que se examinan en los apartados siguientes [1], [3].

2.2.3 Impacto ambiental y sanitario de los vertidos

Los vertidos de aguas residuales constituyen una presión significativa sobre los ecosistemas acuáticos, ya que pueden alterar las condiciones físicas, químicas y biológicas del medio receptor. La presencia continuada o episódica de estos vertidos puede afectar al equilibrio del sistema, comprometiendo su funcionamiento y su capacidad de respuesta frente a otras presiones ambientales [1], [3].

La descarga de aguas residuales en el litoral genera una serie de alteraciones fisicoquímicas y biológicas que comprometen la integridad de los ecosistemas receptores de esos vertidos. La introducción de materia orgánica y el consecuente consumo de oxígeno disuelto pueden provocar condiciones críticas para la vida acuática, mientras que el aumento de nutrientes favorece procesos de eutrofización que desequilibran la estructura biológica del medio. Estas presiones afectan al estado ecológico, entendido como la expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, lo que deriva en una pérdida de biodiversidad y de la resiliencia natural de las masas de agua [1], [3].

Un ejemplo representativo de los efectos que puede generar el aporte excesivo de nutrientes asociado a vertidos y escorrentías agrícolas se ha observado en el Mar Menor (Cartagena, España), donde se han registrado episodios de eutrofización que han alterado significativamente las condiciones ecológicas del sistema (Figura 2-5).



Figura 2-5. Episodio de eutrofización en el Mar Menor (Cartagena, España) asociado al aporte excesivo de nutrientes procedentes de actividades agrícolas y vertidos al sistema lagunar [24].

Desde una perspectiva sanitaria, la presencia de efluentes en las aguas costeras introduce microorganismos patógenos que elevan significativamente el riesgo de contraer enfermedades entéricas, afecciones respiratorias o infecciones locales en las poblaciones expuestas, lo que convierte la contaminación fecal en un factor determinante que condiciona la seguridad sanitaria del litoral. En España, episodios de contaminación microbiológica han provocado en diversas ocasiones el cierre temporal de playas debido a concentraciones elevadas de bacterias indicadoras de contaminación fecal, como *Escherichia coli* o enterococos intestinales. Situaciones de este tipo se han registrado en diferentes zonas del litoral español, tanto en varias playas de Galicia tras episodios de vertidos o lluvias intensas, así como en playas urbanas del Mediterráneo, donde las autoridades sanitarias han restringido temporalmente el baño para proteger la salud pública.

El impacto derivado de estos aportes presenta, además, un marcado carácter acumulativo, especialmente en entornos con limitada capacidad de renovación, lo que agrava la presión sobre las comunidades biológicas locales. La especial vulnerabilidad de estas zonas de transición frente a los vertidos urbanos e industriales subraya la importancia de una gestión integrada que minimice la distorsión respecto a las condiciones naturales del medio. Estos efectos justifican la necesidad de evaluar indicadores específicos de calidad del agua que se abordan en los apartados siguientes.

2.3 Parámetros de calidad del agua empleados para la evaluación ambiental

Sobre la base conceptual desarrollada en los apartados anteriores, la calidad del agua se define desde una perspectiva técnica mediante un conjunto de parámetros medibles que permiten cuantificar las características físicas, químicas y biológicas del entorno hídrico. Estos indicadores resultan fundamentales para caracterizar con rigor el estado del ecosistema receptor y detectar posibles alteraciones derivadas de los aportes externos, permitiendo una comparación objetiva con los criterios técnicos recogidos en los marcos de evaluación vigentes [7].

Estos parámetros se seleccionan por ser variables representativas del estado de la calidad del agua y por su uso habitual en la evaluación ambiental de aguas costeras. Además, muchos de ellos están recogidos en la normativa vigente, lo que permite comparar los resultados obtenidos con los criterios establecidos para la protección del medio acuático. A continuación, se describen los principales parámetros fisicoquímicos y, posteriormente, los indicadores microbiológicos considerados en el estudio [1], [7].

2.3.1 Parámetros fisicoquímicos

La evaluación de los parámetros fisicoquímicos permite caracterizar el estado de las masas de agua y detectar posibles alteraciones asociadas a presiones contaminantes. Estos indicadores reflejan cambios en las condiciones naturales del medio y constituyen una primera aproximación al estado ambiental del sistema acuático [1], [3], [7].

2.3.1.1 Temperatura, pH y conductividad

La temperatura es un factor determinante que regula la velocidad de las reacciones químicas y los procesos metabólicos de los organismos acuáticos; además, influye directamente en la solubilidad de los gases, especialmente del oxígeno.

Por su parte, el pH mide el equilibrio ácido-base del agua, un factor crítico ya que variaciones extremas de este pueden movilizar metales pesados o incluso causar irritaciones en la piel y los ojos de los usuarios que entren en contacto con el medio.

Finalmente, la conductividad eléctrica proporciona una estimación de la cantidad de sales minerales disueltas, funcionando como un indicador de la mineralización total y permitiendo detectar la presencia de vertidos industriales o intrusiones salinas que alteran la composición iónica original [4], [7].

2.3.1.2 Oxígeno disuelto y materia orgánica

El oxígeno disuelto es vital para la supervivencia de la vida acuática y uno de los principales indicadores de la salud del ecosistema; su agotamiento suele ser provocado por la degradación de carga orgánica.

La materia orgánica se evalúa conceptualmente mediante la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Mientras que la DBO estima la cantidad de materia biodegradable que los microorganismos procesan, la DQO refleja la carga total de sustancias oxidables por medios químicos. Un desequilibrio en estos parámetros incrementa el riesgo de anoxia, lo que favorece la actividad microbiana anaerobia y la generación de olores desagradables, que afectan la aceptabilidad estética y sanitaria del entorno [4], [7].

2.3.1.3 Sólidos en suspensión y turbidez

Los sólidos en suspensión totales (SST) engloban partículas orgánicas (SSV) e inorgánicas (SSI) retenidas en la columna de agua que pueden actuar como vectores de otros contaminantes adsorbidos, como metales o pesticidas.

Además de los sólidos en suspensión, en el medio acuático también se encuentran los sólidos disueltos, formados por sales minerales y otras sustancias presentes en solución. La suma de los sólidos

en suspensión y los sólidos disueltos constituye los sólidos totales (ST), parámetro que permite estimar la carga total de materia presente en el agua

Los sólidos están íntimamente ligados a la turbidez, que describe la opacidad o dispersión de la luz a través del agua. Conceptualmente, una turbidez elevada reduce la transparencia del medio, limitando la penetración de luz que es necesaria para procesos como la fotosíntesis y aumentando los riesgos de seguridad al impedir visibilidad de peligros sumergidos o de nadadores en dificultad [4], [7].

2.3.1.4 Nutrientes (*nitrógeno y fósforo*)

El nitrógeno y el fósforo son esenciales para la productividad biológica, aunque concentraciones excesivas de dichos elementos son las principales causantes del proceso de eutrofización.

El nitrógeno suele presentarse en formas como nitratos, nitritos o amonio, siendo este último un indicativo de contaminación reciente por aguas residuales.

El fósforo es generalmente un nutriente limitante en los ecosistemas de agua dulce, por lo que su aporte antropogénico descontrolado desencadena un crecimiento excesivo de biomasa algal.

La monitorización de estos nutrientes resulta crucial para prevenir la proliferación de algas nocivas que degradan la calidad ecológica y la seguridad del agua [1], [7].

2.3.2 Parámetros microbiológicos

El análisis microbiológico de las aguas constituye una prioridad fundamental en la protección de la salud pública, dado que el riesgo más común para los usuarios de entornos litorales reside en la presencia de microorganismos causantes de enfermedades. En este contexto, el estudio microbiológico es crítico en aguas costeras donde la población se expone de manera continua, como en playas, y la inmersión completa del cuerpo conlleva una probabilidad significativa de ingestión accidental del agua. Por ello, es necesario hacer énfasis en la detección de estos organismos para garantizar la seguridad sanitaria [4], [7].

La ciencia del agua recurre al concepto de indicador (proxy) debido a que los patógenos específicos suelen estar presentes en densidades bajas y su detección directa resulta técnicamente compleja, costosa y prolongada en el tiempo. Este concepto consiste en un microorganismo, generalmente no patógeno, cuya presencia permite inferir de forma fiable la existencia de la contaminación fecal, y, por tanto, la posible concurrencia de patógenos intestinales peligrosos. Estos se seleccionan debido a su alta concentración en heces humanas y animales, a la facilidad para aislarlos y enumerarlos en un laboratorio, además de que presentan una estabilidad suficiente para ser monitorizados de forma sistemática. Por ello, la cuantificación de estos indicadores permite caracterizar la magnitud de la presión biológica sin necesidad de realizar una búsqueda de cada agente infeccioso de manera individual [4], [7].

La elección de estos indicadores no es arbitraria, sino que está estrictamente definida por marcos legales y directrices internacionales que proporcionan una base científica para el establecimiento de estándares de seguridad. En el ámbito de la Unión Europea, la Directiva 2006/7/CE regula la gestión de las aguas de baño con el objetivo de proteger, preservar y mejorar la calidad del medio ambiente y la salud humana. Asimismo, la Organización Mundial de la Salud (OMS/WHO) establece los fundamentos para la evaluación de riesgos en entornos recreativos, basándose en pruebas epidemiológicas que asocian la probabilidad de sufrir efectos adversos con la densidad de estos microorganismos [4], [5].

2.3.2.1 Coliformes totales y *Escherichia coli*

Los coliformes totales constituyen un grupo de bacterias ampliamente utilizado como indicador microbiológico de la calidad sanitaria del agua. Se trata de bacilos Gram negativos pertenecientes a la familia Enterobacteriaceae, caracterizados por su capacidad de fermentar lactosa y por presentar actividad β -D-galactosidasa. Este grupo incluye diferentes géneros bacterianos presentes tanto en el intestino de animales de sangre caliente como en el ambiente, especialmente en suelos, vegetación y aguas superficiales. Entre ellos se encuentran bacterias de los géneros *Citrobacter*, *Enterobacter* y

Klebsiella. Debido a esta doble procedencia, la detección de coliformes totales puede indicar contaminación microbiológica, aunque no siempre implica necesariamente un origen fecal.

Dentro de este grupo se encuentra *Escherichia coli*, una bacteria intestinal común que forma parte de la microbiota normal del tracto digestivo de humanos y animales de sangre caliente. Esta especie se caracteriza, además de por la actividad β -D-galactosidasa, por presentar actividad β -D-glucuronidasa, rasgo metabólico que permite su diferenciación respecto a otros coliformes en determinados medios de cultivo cromogénicos.

Debido a que *E. coli* se excreta en grandes cantidades a través de las heces, su presencia en el agua se considera un indicador más específico de contaminación fecal reciente. Por este motivo, se emplea habitualmente para evaluar la posible presencia de vertidos de origen fecal y el riesgo de transmisión de patógenos asociados a las excreciones humanas o animales [7].

La Figura 2-6 muestra de forma esquemática la relación entre coliformes totales y *Escherichia coli* como indicadores microbiológicos en la evaluación de la calidad sanitaria del agua.

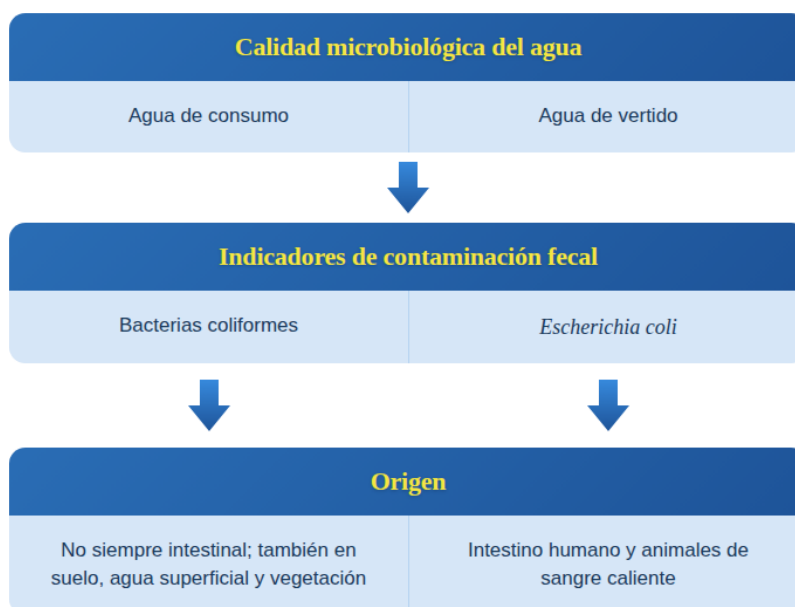


Figura 2-6. Esquema conceptual de los indicadores microbiológicos a evaluar [25].

2.3.2.2 Enterococos intestinales

Los enterococos intestinales constituyen un subgrupo de bacterias de origen fecal que presentan ventajas decisivas para evaluar la calidad en medios salinos. A diferencia de otros coliformes como *E. coli*, estos poseen una mayor capacidad de supervivencia en aguas marinas, con mayor resistencia al estrés derivado de la salinidad y la inactivación producida por la radiación solar.

Diversas investigaciones epidemiológicas han mostrado que este parámetro presenta una elevada correlación con la aparición de enfermedades gastrointestinales y dolencias respiratorias febriles agudas en bañistas expuestos a aguas costeras en estas condiciones [4].

2.3.3 Otros contaminantes de interés

Más allá de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos considerados en este estudio, la literatura científica identifica la presencia de otros contaminantes en aguas costeras, que pueden adquirir relevancia ambiental en determinados contextos.

Los indicadores analizados en este trabajo se han seleccionado atendiendo a los objetivos y al alcance del estudio, priorizando aquellos parámetros directamente vinculados a los vertidos evaluados y comparables con la normativa aplicable. Otros contaminantes presentes en entornos costeros, como metales pesados o hidrocarburos, pueden tener relevancia ambiental, pero no se incluyen en el análisis experimental del presente estudio. No obstante, su evaluación podría abordarse en investigaciones futuras centradas específicamente en la dársena estudiada.

2.3.3.1 Metales pesados

Los metales pesados se definen como contaminantes inorgánicos cuya presencia es recurrente en los márgenes litorales y recintos portuarios. Elementos representativos como el mercurio, cadmio, plomo, cobre o zinc se encuentran de forma habitual en estos ecosistemas marinos [26].

Una propiedad distintiva de estos componentes es su elevada persistencia, dado que no desaparecen del medio ambiente mediante procesos de degradación simples. Los sedimentos funcionan como un sumidero y reservorio crítico para los metales, capturándolos y regulando su disponibilidad en el medio acuático. Mientras que la columna de agua suele reflejar una presencia transitoria, el fondo marino facilita la acumulación a medio y largo plazo de estas sustancias. Este comportamiento ambiental favorece los procesos de bioacumulación, permitiendo el ingreso de contaminantes en la red alimentaria y afectando potencialmente a la integridad biológica de los organismos bentónicos y superiores [26].

La importancia de estos elementos aumenta de manera exponencial en puertos y zonas de aguas abrigadas, donde la hidrodinámica restringida favorece el depósito de estos materiales. Su vinculación con las actividades humanas explica las mayores concentraciones en estas áreas de transición [27].

Habitualmente, la monitorización de metales pesados queda integrada en programas de vigilancia específicos orientados al estudio de la contaminación histórica y actual del lecho marino. Por este motivo, el análisis de metales pesados se aborda habitualmente en estudios específicos de carácter geoquímico y programas de vigilancia ambiental [27].

2.3.3.2 Hidrocarburos y derivados del petróleo

Los hidrocarburos constituyen un grupo de contaminantes orgánicos cuya presencia se asocia directamente con el transporte marítimo, las maniobras en recintos portuarios y las operaciones de manejo de combustibles. La Organización Marítima internacional identifica la actividad naval como una fuente reconocida de aportes de estas sustancias al medio, abarcando tanto hidrocarburos derivados del petróleo como los compuestos aromáticos policíclicos. Su relevancia en el contexto portuario deriva de la intensidad de este tipo de actividades marinas [28].

El comportamiento ambiental de estos compuestos está definido por su baja solubilidad en agua y una elevada afinidad por las partículas y sedimentos marinos. Esta tendencia a la absorción favorece su persistencia en el ecosistema, facilitando su bioacumulación en los organismos habitantes en el mismo. Por tanto, los sedimentos actúan como almacenes para estos contaminantes orgánicos a medio y largo plazo [29].

2.3.3.3 Plaguicidas y pesticidas

Los plaguicidas constituyen un grupo de contaminantes orgánicos cuya entrada en el medio acuático está vinculada a las actividades humanas en las cuencas de captación. Su origen no solo se asocia al uso agrícola sino también a aplicaciones urbanas en jardinería y control de plagas locales. Estos compuestos acceden al medio hídrico mediante la escorrentía superficial y las redes de saneamiento, estando presentes con frecuencia en los efluentes de las estaciones depuradoras. Por ello, se detectan habitualmente tanto en aguas superficiales continentales como en las masas de agua costeras [3].

Su persistencia en el medio varía en función de su composición química y de su afinidad por los sedimentos, lo que puede dar lugar a efectos ambientales a largo plazo [2].

2.3.3.4 Contaminantes emergentes

En los últimos años ha aumentado el interés por los denominados contaminantes emergentes, que incluyen compuestos como fármacos, productos de cuidado personal o sustancias perfluoroalquiladas (PFAS). Estos compuestos pueden llegar al medio marino principalmente a través de vertidos de aguas residuales o por escorrentía. Aunque suelen encontrarse en concentraciones bajas, diversos estudios han señalado su posible impacto sobre los ecosistemas acuáticos. Debido al alcance del presente trabajo, este tipo de contaminantes no se han incluido en el análisis experimental, si bien podrían ser objeto de estudios futuros centrados en la dársena analizada.

A modo de síntesis la Tabla 2-1. recoge los principales grupos de parámetros empleados en la evaluación de la calidad del agua y el tipo de riesgo asociado a cada uno de ellos.

Grupo de parámetros	Ejemplos	Función principal en la evaluación	Tipo de riesgo asociado
Fisicoquímicos	pH, oxígeno disuelto, DBO, DQO, nutrientes, turbidez	Caracterización del estado ambiental de la capacidad de asimilación del medio	Ambiental (principal) y sanitario (secundario)
Microbiológicos	<i>Escherichia coli</i> , enterococos intestinales	Evaluación de la contaminación fecal y seguridad de los usos recreativos	Sanitario (directo)
Otros contaminantes de interés ambiental	Metales pesados, hidrocarburos, plaguicidas, etc.	Identificación de presiones químicas persistentes y potencialmente acumulativas	Ambiental y sanitario (potencial)

Tabla 2-1. Síntesis de los parámetros y riesgos asociados a cada uno de ellos.

2.4 Factores ambientales que condicionan la calidad del agua

La calidad del agua en las zonas litorales es una condición dinámica supeditada a múltiples factores que actúan de forma simultánea a la carga del vertido. Resulta necesario considerar las variables externas del entorno para realizar una interpretación rigurosa de los datos analizados [3].

La combinación de la hidrodinámica local, régimen mareal y las condiciones meteorológicas determina el tiempo de residencia del agua en la dársena, parámetro clave que condiciona la acumulación, persistencia y dilución de los contaminantes. A continuación, se describen estos principales factores ambientales, con el objetivo de contextualizar los resultados posteriores.

El esquema de la Figura 2-7 resume los principales factores físicos y ambientales que condicionan la respuesta de una dársena ante un vertido puntual, facilitando la interpretación conjunta de los resultados analíticos obtenidos.

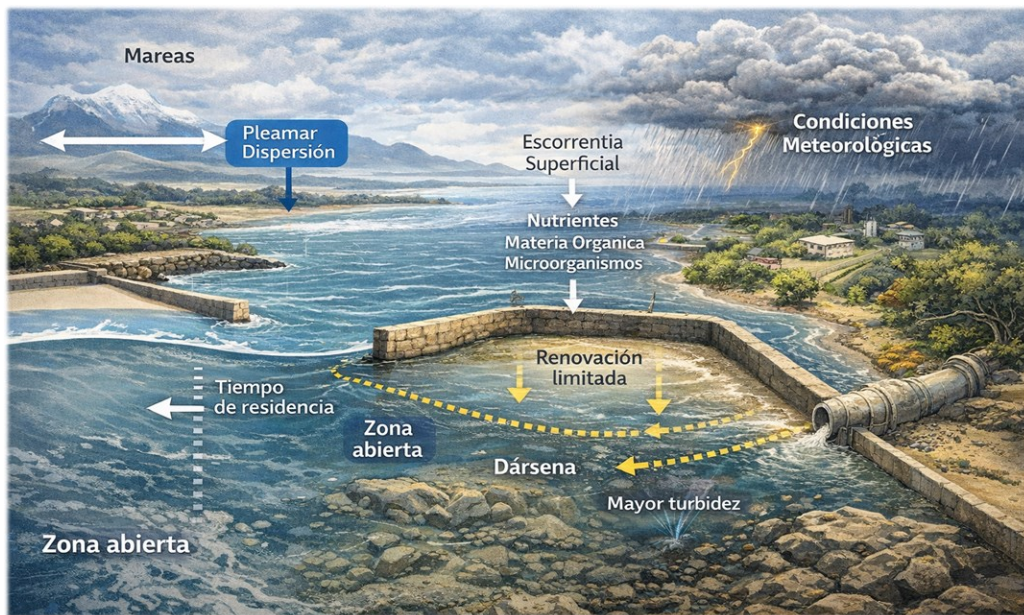


Figura 2-7. Esquema conceptual de los principales factores ambientales que condicionan la calidad del agua en una dársena costera. Fuente: elaboración propia mediante herramienta de inteligencia artificial generativa.

2.4.1 Hidrodinámica, mareas y capacidad de renovación del medio.

La capacidad de renovación del agua es determinante en la respuesta física de las masas de agua ante las presiones antropogénicas. La hidrodinámica restringida de los entornos portuarios semicerrados se traduce en un mayor tiempo de residencia del agua, favoreciendo así la acumulación de sustancias y aumentando la persistencia de los constituyentes del vertido dentro del recinto. Esto eleva el riesgo de deterioro de la calidad ambiental en comparación con sistemas de alta renovación [1], [3].

En las zonas costeras, las mareas actúan como el mecanismo principal de intercambio, facilitando los procesos de dilución y dispersión de los contaminantes, cuya eficacia puede verse reducida en zonas interiores de estuarios o rías. No obstante, en las dársenas este efecto es atenuado debido a la configuración física del muelle o cuenca portuaria. Asimismo, el estado de marea condiciona la posición relativa del punto de descarga respecto al nivel del agua, influyendo en los procesos de mezcla y dilución inicial. Desde una perspectiva conceptual, se identifica una diferencia marcada según el ciclo mareal: mientras que la pleamar aporta un mayor volumen de agua externa favoreciendo la renovación, la bajamar conlleva una mayor retención de los efluentes y una menor capacidad de asimilación del medio [1], [3], [7].

Por todo ello, el estado hidrodinámico predominante condiciona estrictamente las concentraciones observadas de los parámetros de calidad en un momento dado. Los resultados analíticos no deben interpretarse como valores estáticos sino como la representación de una situación física concreta influenciada por la variabilidad de los flujos hídricos. Este conocimiento resulta clave para un posterior análisis, ya que el marco hidromorfológico define la magnitud de la presión ejercida por el vertido sobre el ecosistema local [1].

2.4.2 Condiciones meteorológicas y escorrentía superficial

La precipitación se reconoce como un elemento meteorológico relevante que influye en la calidad del agua a través de los procesos de escorrentía superficial. Como ya se ha mencionado, en entornos urbanos y portuarios, los episodios de lluvia favorecen la incorporación de aportes difusos al medio receptor mediante las redes de drenaje y descargas indirectas, que alteran temporalmente las características del medio acuático [3], [7].

Los episodios de lluvia ejercen, además, una influencia directa sobre la operatividad de los sistemas de saneamiento. El incremento repentino de los caudales puede dar lugar a sobrecargas hidráulicas que

reduzcan la eficacia de las estaciones depuradoras, provocando incluso la descarga de aguas insuficientemente tratadas a través de desbordamientos o aliviaderos. Este proceso incrementa la variabilidad de la calidad del efluente y en consecuencia de la masa de agua, pudiendo dar lugar tanto a un incremento de la carga contaminante como a efectos puntuales de dilución [3], [10].

En este contexto, la meteorología introduce una variabilidad temporal significativa en la evaluación de la calidad del agua, de modo que los resultados obtenidos no deben interpretarse como valores aislados, sino como representativos de unas condiciones ambientales concretas. La consideración de las condiciones meteorológicas previas al muestreo cobra especial importancia para la interpretación posterior de los resultados [1].

2.4.3 Variabilidad temporal y estacionalidad

La calidad de las masas de agua litorales presenta un comportamiento dinámico asociado a una marcada estacionalidad ambiental. Existe una variación sustancial entre los distintos periodos del año debido a cambios en factores ambientales como la temperatura del agua, radiación solar, hidrodinámica y aportes de agua dulce entre otros, lo cual condiciona la capacidad natural de asimilación y autorregulación de los ecosistemas acuáticos. De este modo, la respuesta del entorno ante los vertidos no es constante, sino que evoluciona en función de la fase del ciclo estacional en la que se encuentra el sistema [3].

De manera complementaria a los ciclos estacionales, la variabilidad temporal a corto plazo introduce cambios diarios y episodios puntuales que afectan a los indicadores de calidad. El muestreo debe entenderse como una “fotografía” técnica de un instante preciso, cuyos resultados dependen del momento temporal y contexto ambiental existente en el momento de la toma [3], [4].

Esta naturaleza cambiante de las aguas costeras justifica la necesidad de considerar las condiciones temporales específicas en las que se realizó la toma de datos.

2.5 Marco normativo aplicable a la calidad del agua y los vertidos

La evaluación de la calidad del agua en el presente estudio se apoya en un conjunto de disposiciones normativas que establecen los criterios técnicos aplicables a las aguas costeras y a los vertidos asociados. Esta arquitectura legal se articula de forma jerárquica integrando el nivel europeo, fundamentado principalmente en la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) y en la Directiva 2006/7/CE relativa a la calidad de las aguas de baño, con el ámbito nacional, a través de la normativa estatal que transpone y desarrolla estos objetivos comunes orientados a la protección de la salud humana y la integridad de los ecosistemas. Dicho marco define las referencias normativas aplicables que servirán de base para el análisis posterior de las variables monitorizadas en este trabajo [1], [5], [6].

2.5.1 Marco normativo europeo

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) constituye el eje central de la política hidrológica europea, estableciendo un sistema común para la protección y gestión de las aguas continentales, de transición y costeras. Esta norma introduce el concepto de masa de agua como la parte diferenciada y significativa de agua superficial que sirve de unidad básica de gestión, orientando todos los esfuerzos hacia la consecución de un buen estado ecológico. Para alcanzar este objetivo, la directiva adopta un enfoque integrado que evalúa la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas considerando componentes biológicos, químicos y fisicoquímicos de soporte [1].

Bajo este marco legislativo, se exige la implementación de programas de seguimiento rigurosos destinados a obtener una visión coherente y completa del estado de las aguas en cada demarcación hidrográfica. La evaluación periódica de los indicadores permite realizar una comparación objetiva entre el estado actual de la masa de agua y los objetivos de calidad ambiental fijados, identificando las distorsiones causadas por la actividad humana. En este proceso de evaluación, resulta fundamental

considerar el contexto del medio receptor, ya que las condiciones hidromorfológicas y fisicoquímicas actúan como elementos de soporte que condicionan la capacidad de respuesta biológica del ecosistema ante las presiones externas [1].

De forma complementaria, la Directiva 2006/7/CE regula específicamente la gestión de la calidad de las aguas de baño para proteger la salud humana y preservar la calidad del medio ambiente. Esta normativa es especialmente relevante en entornos costeros donde se prevé un contacto humano directo y frecuente, centrando su atención en el uso de indicadores microbiológicos fiables para prever riesgos sanitarios. El marco europeo establece un sistema de control y evaluación que permite otorgar una clasificación sanitaria a las aguas, asegurando que la gestión del litoral se fundamente en pruebas científicas y en el suministro de información clara al público sobre la seguridad de los usos recreativos. En conjunto, la normativa europea establece un enfoque común de análisis que permite evaluar de forma homogénea la calidad de las aguas costeras, teniendo en cuenta tanto la protección ambiental como la seguridad sanitaria de los usos asociados [5].

2.5.2 Marco normativo nacional

El desarrollo de la política hidrológica en España se materializa a través de un cuerpo normativo que adapta los principios de la legislación comunitaria a la realidad del territorio nacional. El Real Decreto 817/2015 constituye la norma fundamental en esta materia, al establecer los criterios básicos y homogéneos para el seguimiento y la evaluación del estado de las masas de agua superficiales. Esta disposición permite dar cumplimiento a las exigencias de la Directiva Marco del Agua, integrando en un único instrumento técnico la protección de las aguas continentales, de transición y costeras frente a las presiones antropogénicas. Al unificar los objetivos medioambientales, la normativa estatal asegura que la gestión de las demarcaciones se fundamente en criterios técnicos uniformes que faciliten la consecución del buen estado hídrico en todo el país [6].

Para garantizar una vigilancia efectiva, la normativa nacional define programas de seguimiento -de vigilancia, operativos y de investigación- orientados a obtener una visión coherente y completa de la calidad hídrica. La evaluación del estado se realiza a través de un procedimiento que analiza indicadores correspondientes a elementos de calidad biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos, permitiendo clasificar el medio receptor en función de su grado de alteración respecto a las condiciones de referencia. En este contexto, el Real Decreto 817/2015 actúa como la base técnica que justifica la selección y el análisis de los parámetros abordados en este estudio, sirviendo de referencia técnica para la interpretación de los resultados obtenidos [6].

En el ámbito de la protección sanitaria, el Real Decreto 1341/2007 concreta las exigencias relativas al control de calidad de las aguas de baño en el territorio español. Esta norma establece los requisitos de control aplicables a aquellas zonas donde se prevé un uso recreativo o un contacto humano directo, centrando la evaluación en la seguridad biológica del medio con el fin de proteger la salud de los usuarios. La importancia de este decreto en zonas costeras radica en su enfoque preventivo, que exige una monitorización sistemática de indicadores microbiológicos para minimizar los riesgos sanitarios derivados de la contaminación. De este modo, el marco normativo nacional integra la salvaguarda del ecosistema con la seguridad sanitaria, proporcionando los criterios técnicos necesarios para la interpretación de los resultados obtenidos en el presente estudio [9].

De acuerdo con la regulación específica de los vertidos al medio marino, el marco normativo español se articula principalmente a través de la Ley 22/1988, de Costas y su desarrollo reglamentario mediante el Real Decreto 876/2014, por el que se aprueba el Reglamento General de Costas. Estas disposiciones no establecen límites específicos para los parámetros, sino que determinan que cualquier vertido al dominio público ya sea marítimo o terrestre, requiere autorización administrativa previa, que la otorga la autoridad competente, en la que se fijan las condiciones técnicas de control, seguimiento y limitación de las emisiones. En dichas autorizaciones se determinan entre otros aspectos, los programas de vigilancia ambiental y las medidas necesarias para prevenir efectos adversos sobre el medio receptor [30], [31].

2.5.3 Criterios normativos aplicables al presente estudio

La toma de decisiones respecto a los resultados obtenidos en este estudio se fundamenta atendiendo a la naturaleza específica de cada parámetro monitorizado. Por ello, los indicadores analizados no se evalúan de la misma manera, sino conforme a las regulaciones aplicables según su función dentro de la evaluación ambiental y sanitaria. Este planteamiento permite vincular de forma directa los resultados obtenidos con los requisitos legales, constituyendo la base metodológica para el análisis desarrollado posteriormente [1], [5], [6], [9].

Los parámetros fisicoquímicos se interpretan de acuerdo con las directrices establecidas en la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) y su desarrollo en el ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto 817/2015. Estos criterios permiten establecer valores de referencia ambiental aplicables, considerando tanto los parámetros asociados a la contaminación como aquellos que actúan como elementos de soporte del funcionamiento del ecosistema. Para una correcta interpretación de los valores obtenidos, la normativa contempla la influencia de las condiciones específicas del medio, así como de su contexto hidrodinámico, factores que condicionan la capacidad de asimilación del sistema [1], [6].

En materia específica de vertidos de aguas residuales urbanas, el marco normativo nacional incluye disposiciones que desarrollan las exigencias establecidas en la Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas. Entre ellas se encuentra el Real Decreto 509/1996, que establece los principios generales relativos a la recogida, tratamiento y descarga de estos efluentes en función de las características del medio receptor y del tamaño de la aglomeración urbana. Aunque el presente estudio no constituye un procedimiento administrativo de autorización ni de control reglamentario del vertido, la referencia a este marco normativo permite contextualizar las exigencias generales asociadas a la depuración previa antes de la descarga al medio costero [32].

Conviene precisar que los criterios establecidos en el Real Decreto 817/2015 están diseñados para la clasificación oficial del estado de masas de agua superficiales, y no para la evaluación directa de efluentes antes de su mezcla con el medio receptor. En el presente estudio, dichos valores se emplean exclusivamente con carácter comparativo y orientativo, con el fin de estimar el potencial impacto del vertido sobre el entorno inmediato tras su dilución, sin que ello suponga una clasificación oficial del estado de la masa de agua ni una evaluación administrativa del vertido conforme a la normativa de autorización.

Por su parte, los parámetros microbiológicos se rigen por los criterios establecidos en la Directiva 2006/7/CE y en el Real Decreto 1341/2007, disposiciones orientadas a la protección de la salud humana en zonas de contacto directo o frecuente con el agua. Estos indicadores permiten evaluar la seguridad sanitaria del medio acuático y determinar la compatibilidad de la calidad de este con los usos previstos en el entorno costero. La aplicación de estos criterios proporciona el marco de referencia necesario para valorar los resultados microbiológicos obtenidos y su posible repercusión sobre los usuarios [5], [9].

A continuación, se reflejan en la Tabla 2-2. la procedencia de valores recogidos en normativas aplicables a este estudio. Estos valores quedarán recogidos en el Anexo IV: Valores normativos de referencia utilizados en este estudio.

Parámetro	Normativa de referencia para vertidos	Normativa de referencia medio receptor
pH	-	-
Turbidez (NTU)	-	-
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-	-
Sólidos en suspensión (mg/L)	RD 509/1996	-
DQO (mg/L)	RD 509/1996	-
Nitrógeno y fósforo totales (mg/L)	RD 509/1996	-
Nitrógeno amoniacal y fosfato (mg/L)	-	RD 817/2015
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100mL)	-	Directiva 2006/7/CE
Coliformes totales (UFC/100mL)	-	Indicador microbiológico complementario

Tabla 2-2. Normativa de referencia aplicable a los parámetros asociados según su naturaleza.

Es importante señalar que la aplicación de los criterios normativos en este estudio se realiza con carácter comparativo y diagnóstico, no constituyendo una clasificación oficial del estado de la masa de agua ni un procedimiento administrativo de autorización de vertido. Los valores establecidos en la normativa se emplean como referencia técnica para valorar la compatibilidad ambiental y sanitaria del vertido en el entorno local del sistema

2.6 Enfoques metodológicos en estudios de calidad del agua en dársenas y vertidos puntuales

El planteamiento de los estudios sobre la calidad de las aguas en entornos litorales ha evolucionado desde el análisis meramente descriptivo hacia trabajos que relacionan las presiones detectadas con el estado real del medio. La literatura técnica y científica establece que, para abordar el impacto de un vertido puntual en un recinto portuario, no es suficiente con el recuento de parámetros aislados, sino que se requiere un enfoque metodológico que considere la especialidad física del entorno y la representatividad de las muestras obtenidas. Este apartado expone cómo se estructuran estos estudios según la normativa y la práctica investigadora actual [3], [33].

2.6.1 Diferentes escalas y niveles de análisis

En la evaluación de la calidad ambiental es fundamental diferenciar entre los estudios de escala regional y los de escala local (Figura 2-8). Mientras que la Directiva Marco del Agua y el Real Decreto 817/2015 trabajan principalmente sobre la masa de agua como unidad básica de gestión, los impactos que derivan de los vertidos urbanos e industriales se manifiestan a una escala mucho más reducida. En entornos complejos como las rías, una clasificación de buen estado para el conjunto de masa de agua puede ocultar perturbaciones significativas en microentornos específicos [1], [6], [33].

Las dársenas portuarias constituyen un ejemplo de microentornos con una dinámica propia, que genera una escala de impacto muy diferente a las aguas costeras abiertas. Por ello, la investigación actual distingue entre la escala de gestión, orientada al cumplimiento de objetivos globales en toda la cuenca, y la escala de impacto, que analiza el efecto puntual de una presión sobre su área de influencia inmediata. Los estudios locales son, por tanto, piezas indispensables que complementan la visión general de la demarcación, permitiendo identificar focos que los programas de vigilancia general podrían omitir [1], [6], [33].



Figura 2-8. Esquema de las escalas de análisis empleadas en aguas costeras. Fuente: elaboración propia mediante herramienta de inteligencia artificial generativa.

2.6.2 Diseño de muestreo en entornos portuarios semicerrados

El diseño de los programas de seguimiento en recintos portuarios debe responder a una lógica determinista, centrando el esfuerzo de muestreo en las áreas con mayor riesgo de incumplir los objetivos de calidad. A diferencia de los muestreos de vigilancia, los estudios de diagnóstico local se plantean habitualmente mediante campañas de corta duración que buscan capturar la variabilidad del sistema bajo condiciones críticas [6], [33].

La influencia de las mareas supone un factor metodológico decisivo en estos entornos, pues actúan como el elemento principal de la renovación hídrica. La literatura técnica destaca que el momento de muestreo es crítico ya que un dato obtenido en pleamar representa una situación de máxima dilución, mientras que la bajamar suele reflejar el escenario de mayor retención de contaminantes. Por ello, los diseños de muestreo más rigurosos no se basan en acumulación masiva de datos sino en la selección de puntos representativos situados fuera de la zona de mezcla inmediata, pero dentro del área de influencia del vertido [1], [6], [33], [34].

Asimismo, la operatividad portuaria, especialmente en recintos militares, impone limitaciones reales de accesibilidad y seguridad que condicionan la ubicación de las estaciones de muestreo. En este contexto, los estudios previos en dársenas recomiendan realizar muestreos exploratorios en distintos puntos representativos del área de estudio, con el objetivo de obtener una caracterización inicial del estado del sistema. Este enfoque permite obtener una “fotografía” puntual de la calidad del agua y

estimar la magnitud del impacto del vertido sin necesidad de disponer de series temporales prolongadas, siempre que se considere el contexto hidrometeorológico previo, como episodios de lluvia o periodos de calma anticiclónica [33], [34].

2.6.3 Selección de parámetros en función de los objetivos de estudio

La selección de los indicadores de calidad debe adaptarse a los objetivos del estudio y a las presiones analizadas, priorizando aquellos elementos más sensibles según lo establecido por la normativa europea y nacional [1], [6], [33].

En este sentido, los enfoques metodológicos se agrupan según la finalidad del análisis:

- Estudios de riesgo sanitario: se centran prioritariamente en la microbiología, utilizando indicadores fecal-orales como *E. coli* y enterococos para evaluar la compatibilidad con usos recreativos
- Estudios de vertidos urbanos: priorizan los parámetros fisicoquímicos básicos, como nutrientes, oxígeno disuelto y turbidez, que reflejan de forma inmediata la carga de materia orgánica.
- Estudios de contaminación histórica: se enfocan en matrices persistente como sedimentos y la biota, analizando metales pesados o hidrocarburos que requieren tiempos de exposición prolongados para ser significativos.

Este criterio de selección justifica que en estudios de diagnóstico puntual se utilicen indicadores estándar de soporte fisicoquímico y biológico, permitiendo una interpretación normativa directa sin incurrir en costes analíticos desproporcionados para sustancias que no son el objeto principal de estudio [6], [33].

En coherencia con este planteamiento, en el presente estudio se optó por realizar un análisis fisicoquímico y microbiológico completo tanto del vertido propio como en el aporte externo, con el fin de establecer una comparación directa entre presiones de distinta naturaleza en un mismo entorno receptor.

2.6.4 Posicionamiento metodológico del presente estudio

El presente trabajo se define metodológicamente como un estudio local de enfoque diagnóstico, centrado en la evaluación de un vertido puntual dentro de una dársena portuaria. No pretende ser un análisis de tendencias a largo plazo ni una evaluación integral de la masa de agua en su totalidad, sino un análisis de una presión real e inmediata ejercida por el efluente sobre el medio receptor.

Siguiendo los principios de la guía para la evaluación del estado, este estudio utiliza parámetros estándar de alta fiabilidad y sensibilidad ante vertidos urbanos. La interpretación de los resultados se realiza bajo el prisma normativo del Real Decreto 817/2015 y la Directiva de Aguas de Baño, situando el análisis en un marco metodológico coherente con los programas operativos establecidos en la normativa. Este posicionamiento garantiza que el trabajo se ajuste a los estándares técnicos exigidos para la evaluación de impactos locales, que servirán como base para una posterior discusión de los resultados obtenidos [6], [33].

2.7 Estudios previos y casos de referencia en entornos costeros y portuarios

La revisión de estudios previos permite contextualizar el análisis del vertido objeto de estudio dentro de experiencias técnicas comparables desarrolladas en entornos portuarios. En particular, los trabajos realizados en dársenas y entornos portuarios semicerrados aportan ejemplos comparables en cuanto a diseño de muestreo, selección de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, así como en la aplicación de criterios normativos para interpretar los resultados. Estos antecedentes permiten identificar patrones comunes, rangos de concentración habituales y enfoques de evaluación empleados en situaciones análogas al área de estudio.

En este apartado se recogen y analizan diferentes estudios y casos de referencia relevantes, con el objetivo de establecer un marco comparativo que facilite el análisis de los resultados obtenidos en las aguas vertidas a la dársena de la Escuela Naval Militar y refuerce la validez técnica del presente estudio.

2.7.1 Investigaciones previas en estuarios y rías

Las rías y estuarios atlánticos representan zonas de transición de una complejidad ambiental elevada, caracterizadas por ser ecosistemas altamente productivos, pero, simultáneamente, poseer una gran sensibilidad ante los vertidos de origen humano. Su estado ecológico está íntimamente ligado a la hidrodinámica y a la capacidad de renovación hídrica del sistema receptor. En estos entornos, el régimen de mareas actúa como motor principal para la dispersión y dilución de los efluentes urbanos e industriales, condicionando la permanencia de las sustancias introducidas. La comprensión de estos mecanismos físicos es el paso previo indispensable para evaluar el impacto real de cualquier descarga contaminante en el margen litoral [35], [36].

2.7.1.1 Estudios en estuarios atlánticos no gallegos

El análisis de otros sistemas atlánticos, como el estuario del Río Iro en el suroeste de España, aporta una visión técnica complementaria sobre el comportamiento de los vertidos urbanos en medios mareales. Este sistema se define conceptualmente como un estuario de gran influencia mareal donde la morfología del cauce condiciona de forma determinante los procesos de mezcla de las aguas residuales procedentes de las estaciones depuradoras [35].

La aportación fundamental de estas investigaciones reside en la distinción entre los mecanismos de dilución y autodepuración. Se ha identificado que la dilución promovida por la onda de marea es el mecanismo predominante y más eficaz para reducir la carga de microorganismos indicadores. Por el contrario, los procesos biológicos y químicos de autodepuración, aunque presentes y condicionados por factores como la salinidad, actúan de forma secundaria y en escalas temporales más prolongadas. La eficiencia de estos procesos está estrechamente ligada a la distancia respecto al punto de vertido y a las condiciones específicas del ciclo mareal [35].

Para el desarrollo de este trabajo, el estudio del Río Iro posee un alto valor metodológico al mostrar que la evaluación de un vertido no puede realizarse de forma aislada a la dinámica del medio receptor. La necesidad de integrar la variabilidad hidrodinámica a escala local permite interpretar los resultados analíticos con mayor precisión, reconociendo que la capacidad de asimilación del sistema es una propiedad dinámica y no un valor estático [35].

2.7.1.2 Estudios en rías gallegas

Las Rías Baixas constituyen sistemas geográficos únicos con una importancia socioeconómica fundamental debido a su alta productividad biológica. No obstante, esta riqueza natural convive con una fuerte presión antrópica derivada de la alta densidad de población en sus riberas y de la presencia de importantes núcleos urbanos e industriales. Esta dualidad genera escenarios de riesgo ambiental, especialmente en aquellas zonas donde la actividad portuaria y las descargas urbanas coinciden en espacios con capacidad de renovación limitada [36].

Aunque los programas de control de la Consellería de Sanidade de Galicia indican que la mayor parte de las aguas de baño en Galicia presentan una calidad excelente, se identifican zonas concretas en la Ría de Pontevedra con calificaciones inferiores, como la playa de Loira (Marín) o la de Raxó (Poio), clasificadas como “buenas”. Esta variabilidad muestra la influencia de aportes locales de contaminación, especialmente en entornos con limitada capacidad de renovación [37].

La Ría de Vigo ha sido objeto de estudios sistemáticos por parte del Instituto Español de Oceanografía (IEO), sirviendo como modelo para entender el comportamiento de la contaminación en sistemas de ría. Las investigaciones han revelado la existencia de gradientes espaciales asociados a presiones antrópicas, con una mayor concentración de contaminantes en las zonas interiores respecto a

las áreas más externas. El margen sur, donde se localiza la mayor actividad portuaria e industrial, actúa como el foco principal de estas presiones, reflejando el impacto directo del modelo puerto-ciudad sobre el ecosistema [36].

En el contexto de la Ría de Pontevedra, las instalaciones industriales de gran capacidad, como la biofábrica de ENCE, operan bajo el régimen de Autorización Ambiental Integrada (AAI), establecido por la Directiva 2010/75/UE sobre emisiones industriales. Este instrumento normativo fija las condiciones de funcionamiento y los valores límite de emisión aplicables, basados en el uso de las mejores técnicas disponibles [38], [39].

En estudios como el publicado por ENCE, para dar a conocer las características del vertido de su fábrica al medio marino, debido a su carácter industrial, prestan especial atención a parámetros fisicoquímicos como la DQO, sólidos en suspensión y el pH. Por otro lado, el estudio de la IEO en la ría contigua a la de Pontevedra analiza como los contaminantes microbiológicos como *Escherichia coli* afectan directamente a la fauna marina.

2.7.2 Estudios en entornos portuarios y dársenas

2.7.2.1 Estudios internacionales en entornos portuarios

A nivel internacional, el estudio de la contaminación en el Puerto Masusa (Perú) evidencia el impacto de las actividades portuarias informales sobre masas de agua con renovación condicionada. En este escenario, se han detectado alteraciones significativas en parámetros como el pH, DBO y DQO, lo que indica una alta carga de materia orgánica y aceites derivados de la flota fluvial. Asimismo, la presencia de indicadores microbiológicos como *Escherichia coli* y bacterias coliformes confirma la presión sanitaria ejercida por vertidos fecales directos sin tratamiento previo, comprometiendo la calidad del medio receptor [40].

Complementariamente, estudios desarrollados en áreas portuarias como Salina Cruz (México) demuestran que, en entornos con hidrodinámica limitada, los contaminantes asociados a los vertidos tienden a concentrarse en los compartimentos más estables del sistema, centrándose en los parámetros fisicoquímicos. Estos trabajos refuerzan la necesidad de considerar el comportamiento del medio receptor en su conjunto, aunque el presente estudio se centre en la calidad del agua [41].

2.7.2.2 Estudios en puertos nacionales

En el contexto español, el puerto de Almería constituye un referente en la monitorización sistemática de la calidad ambiental bajo criterios técnicos y normativos. Los programas de vigilancia desarrollados en esta zona se centran en indicadores fisicoquímicos y químicos de la calidad del agua, tales como la turbidez del agua, los hidrocarburos y los metales pesados, para evaluar la evolución de las unidades de gestión acuática portuaria. Estos estudios han demostrado que, aunque las aguas suelen presentar una buena oxigenación, la actividad urbana e industrial propia del recinto genera presiones que afectan a la calidad del medio receptor, requiriendo un control periódico para garantizar el cumplimiento de las Normas de Calidad Ambiental (NCA) [42].

Por otro lado, las investigaciones centrales desarrolladas en la Universidad de Cantabria proponen una metodología de evaluación integrada para vertidos urbanos, industriales y portuarios en estuarios y zonas costeras, tras la observación previa de un elevado número de coliformes totales en sus aguas. Estos trabajos subrayan la insuficiencia de los análisis químicos aislados para evaluar el impacto real sobre los ecosistemas, proponiendo un enfoque multidisciplinar que combine la medición de niveles de contaminantes con el estudio de efectos biológicos o biomarcadores. Bajo la Directiva Marco del Agua, se destaca la complejidad de los entornos portuarios, donde coexisten procesos como el dragado, tráfico marítimo, y otras operaciones propias de la actividad portuaria que incrementan la biodisponibilidad de sustancias peligrosas. Este enfoque permite reducir la incertidumbre asociada a la evaluación de riesgos, proporcionando una visión coherente del estado ambiental en zonas de mezcla de efluentes tratados y no tratados [1], [43].

2.7.2.3 Síntesis y conexión con el presente estudio

La revisión de la literatura técnica evidencia una coincidencia clara: la calidad de las aguas en rías y estuarios depende directamente de la interacción entre la carga del vertido y la hidrodinámica local. Existe un consenso científico sobre la tendencia a la acumulación de sustancias en zonas abrigadas y la importancia de la marea como principal agente facilitador de la dilución [35], [36].

Estas conclusiones refuerzan la necesidad de evaluar los vertidos caso a caso, puesto que el impacto ambiental de un efluente depurado depende del contexto específico de la masa de agua donde se descarga. El presente estudio se plantea como una aplicación local de estos principios, analizando un punto de vertido concreto dentro de una dársena portuaria para determinar su efecto puntual sobre la calidad hídrica. De este modo, este trabajo actúa como un complemento necesario a los estudios regionales, aportando un análisis a escala de detalle que permite contextualizar la presión real del vertido sobre el medio receptor inmediato [35], [36], [44].

3 DESARROLLO DEL TFG

El desarrollo del presente estudio se orienta a evaluar la influencia de los vertidos existentes en la dársena de la Escuela Naval Militar sobre la calidad del agua en su entorno inmediato. Para ello se plantea una aproximación metodológica basada en tres fases principales: la caracterización del entorno de estudio, el diseño y ejecución de una campaña de muestreo en puntos representativos de la dársena y el análisis fisicoquímico y microbiológico de las muestras obtenidas. Este planteamiento permite valorar el comportamiento del efluente en el medio receptor y analizar posibles mejoras en su tratamiento.

3.1 Caracterización del entorno de estudio y de los vertidos a analizar

La caracterización del entorno de estudio se centra en la descripción de las condiciones físicas y funcionales observables en el área inmediata (dársena) donde se producen los vertidos (descarga del aliviadero y aporte fluvial urbano) y cuya calidad del agua podría verse alterada por los mismos. Este apartado describe el escenario real en el que se desarrolla el trabajo de campo, atendiendo de manera exclusiva a los elementos que influyen directamente en el comportamiento del efluente y en la definición del muestreo.

3.1.1 Configuración física de la dársena

La dársena de la Escuela naval Militar constituye un recinto portuario claramente delimitado, definido por la presencia de infraestructuras de abrigo que configuran una lámina de agua protegida respecto al resto de la ría.

El recinto se encuentra delimitado por un muelle principal, el muelle Almirante Vierna, de gran longitud en su margen interior, así como diversos pantalanés y muelles de menor tamaño que fragmentan el espacio acuático. La comunicación con la Ría de Pontevedra se realiza a través de una bocana abierta situada en el sector norte de la dársena, comprendida por dos márgenes de distinta naturaleza: un margen correspondiente a las instalaciones de la Escuela Naval Militar y un margen opuesto de carácter civil, en el que se encuentra el paseo marítimo de Marín. En el interior del recinto principal se localiza una dársena de menor entidad destinada al atraque de veleros y otras embarcaciones recreativas, físicamente separada del resto de la lámina de agua por pantalanés y elementos de amarre. Esta configuración física, representada en la Figura 3-1, condiciona la circulación interna del agua y genera zonas de relativa calma hidráulica.

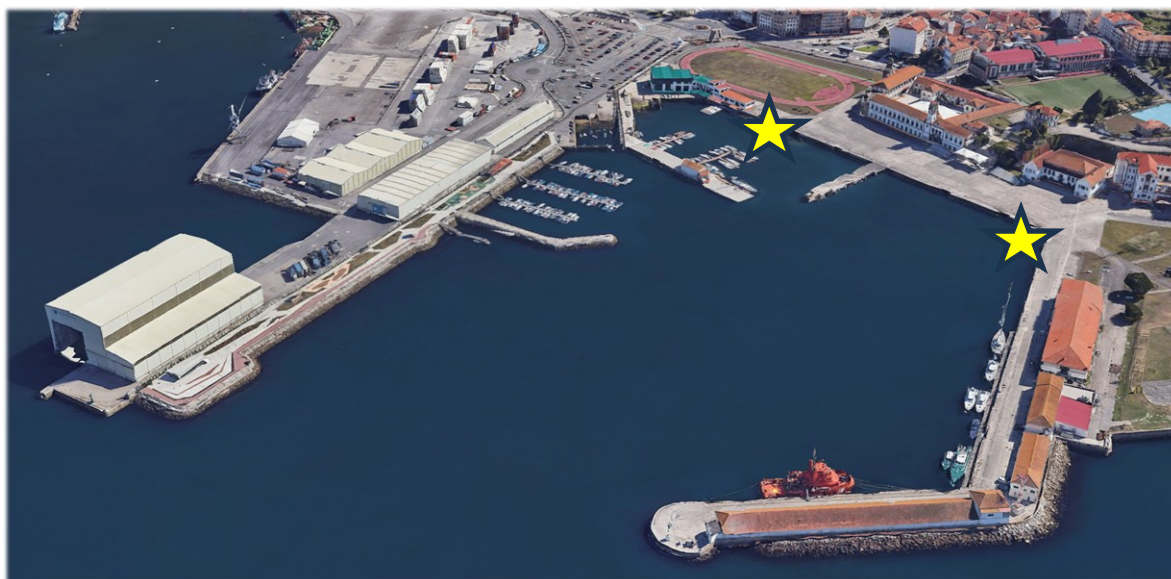


Figura 3-1. Vista aérea de la dársena de la Escuela Naval Militar con marcas en las presiones externas a analizar, con orientación sur. Fuente: elaboración propia a partir de imagen de Google Earth.

La dársena presenta una morfología cuadrada no simétrica, con unas dimensiones aproximadas de unos 127.000 metros cuadrados, y una profundidad variable que oscila entre 1,9 m y 7,2 m, siendo mayor en la zona norte, cerca de la bocana.

Durante las visitas de campo a los lugares donde se ubican los vertidos (marcados con estrellas en la Figura 3-1), se observó una circulación reducida en determinadas áreas del recinto, especialmente en las zonas más interiores, donde la influencia del intercambio con la ría resulta limitada por la propia configuración del entorno construido.

3.1.2 Uso operativo actual del entorno acuático

El entorno acuático de la dársena se utiliza de forma habitual para actividades asociadas a la formación e instrucción de los alumnos de la Escuela Naval Militar. Durante el periodo de estudio se constató la presencia frecuente de maniobras de atraque y desatraque, así como la realización de prácticas de navegación básica, manejo de buques de vela, actividades de buceo o instrucción marinera específica de la Infantería de Marina orientadas, entre otras, al rescate de heridos.

Además de constituir un área de atraque para buques de instrucción específica para los oficiales de la Armada, en la dársena tienen su amarre embarcaciones recreativas y buques dependientes de otros organismos del Estado como el Servicio de Vigilancia Aduanero, Salvamento Marítimo o la Guardia Civil.

Estas actividades se concentran principalmente en distintos sectores del recinto: el sector oeste, donde se localiza uno de los vertidos objeto de estudio y el atraque de las lanchas de instrucción; el sector sureste, donde se encuentran los pantalanés destinados al amarre de los buques de vela y donde la desembocadura del aporte fluvial urbano de Marín, y el sector norte, utilizado de forma habitual como zona de tránsito. La ocupación del recinto por embarcaciones es variable a lo largo del día, siendo el intervalo comprendido entre las 15:30 horas y las 17:00 horas de los días laborables el periodo de menor concentración, coincidente con la salida a la mar de la mayoría de las embarcaciones durante las actividades vespertinas.

La proximidad entre las zonas de uso habitual y la localización de las presiones externas resulta relevante desde un punto de vista operativo, al implicar una interacción directa entre la actividad desarrollada en el recinto y la calidad del medio.

3.1.3 Delimitación metodológica del objeto de análisis

El análisis se centra operativamente en la caracterización de las aguas descargadas por el sistema de alivio del subsistema de saneamiento del sector este del Cuartel Marqués de la Victoria, dentro de la Escuela Naval Militar, la evaluación del aporte fluvial urbano de Marín como presión externa relevante y la influencia de ambas sobre la calidad del agua de la dársena objeto de estudio.

Los sistemas sanitarios de los sectores oeste y centro del complejo, incluyendo algunos servicios sanitarios del propio Cuartel Marqués de la Victoria, están conectados a un sistema independiente con destino a una depuradora, por lo que quedan fuera del objeto del estudio.

Aunque en la dársena puedan existir otras presiones de origen urbano y portuario, el trabajo se centra prioritariamente en el sistema de alivio interno, incorporando de forma comparativa el aporte fluvial urbano para contextualizar la influencia relativa de ambas presiones.

Esta acotación, de carácter funcional, busca analizar la relación directa entre las descargas evaluadas y la respuesta del medio receptor inmediato, reduciendo la incertidumbre en la interpretación de los resultados y reforzando la trazabilidad de los datos y conclusiones

3.1.4 Caracterización técnica del sistema de saneamiento y punto de descarga

Este apartado consiste en dar contexto al efluente objeto de estudio que procede del sistema de saneamiento.

3.1.4.1 Localización y descripción del punto de descarga (aliviadero)

El punto de descarga analizado se localiza en el margen suroeste de la dársena, bajo la escala de acceso al pantalán del muelle Almirante Vierna (Figura 3-1) La descarga se produce a través de un desagüe integrado en el muro sur del recinto (Figura 3-2) siendo el punto de incorporación al medio acuático claramente identificable durante las inspecciones realizadas.



Figura 3-2. Punto de descarga del vertido en el margen oeste de la dársena.

El efluente corresponde a aguas residuales generadas en el sector este de cuartel específico, Cuartel Marqués de la Victoria, incluyendo aguas sanitarias (retretes), aguas grises (duchas y lavabos) y aguas procedentes de la cocina colectiva que presta servicio aproximadamente a unos 500 comensales diarios.

Las aguas residuales son conducidas a un sistema de pretratamiento primario, siendo posteriormente derivadas a un pozo de bombeo intermedio desde el cual son impulsadas hacia la red general de saneamiento de Marín, o en caso de sobrecarga, descargadas mediante el aliviadero, sin disponer de tratamiento secundario ni terciario previo al alivio.

El vertido presenta carácter intermitente, activándose en situaciones de fallo o saturación del sistema de bombeo, así como en episodios de sobrecarga hidráulica asociados a precipitaciones.

Cuando el aliviadero está activo, este vertido resulta especialmente visible en condiciones de bajamar, cuando la menor lámina de agua reduce el efecto de dilución inicial. En el momento de la observación, el efluente mostraba un aspecto turbio y un flujo constante, percibiéndose en la zona inmediata a la descarga un olor intenso y desagradable.

En la zona de incorporación al medio se genera una pluma de mezcla visible que se extiende aproximadamente entre 3 y 5 metros en sentido longitudinal paralelo al muro, y de entre 1,5 y 2,5 metros en dirección transversal hacia el interior, apreciándose una ligera diferenciación cromática respecto al agua circundante en dicho sector. La delimitación visual se realizó atendiendo a la diferenciación de tonalidad y a la zona de turbulencia.



Figura 3-3. Permanencia temporal del efluente en el medio.

Por ello, la dispersión inicial del efluente se ve condicionada por la escasa circulación en dicho sector, favoreciendo su permanencia temporal en el entorno inmediato del muro (Figura 3-3).

Durante las inspecciones se observó la presencia de un número elevado de peces en las inmediaciones del punto de vertido, concentrados en la zona de mezcla inicial, mostrado en la Figura 3-4. Este comportamiento puede estar asociado a la presencia de materia orgánica y nutrientes en el efluente, que actúan como fuente de atracción para determinadas especies, sin que ello implique necesariamente una adecuada calidad del vertido.



Figura 3-4. Zona de mezcla inmediata al vertido, en la que se observa la presencia de peces en las proximidades del punto de descarga.

Durante episodios de precipitación, el caudal del vertido se observó incrementado y con mayor velocidad de descarga que en régimen seco con el aliviadero activo. En condiciones secas y con el sistema de bombeo operativo, no se produce descarga al medio, circulando el agua residual por el circuito interno hacia el sistema de impulsión.

La infraestructura asociada al sistema de vertido presentó signos visibles de envejecimiento durante las diferentes inspecciones (Figura 3-5).



Figura 3-5. Vista general del entorno inmediato del punto de vertido dentro del recinto portuario.

3.1.4.2 Configuración estructural del sistema de saneamiento

Con el objetivo de facilitar la comprensión del funcionamiento hidráulico descrito y de la posición relativa del aliviadero respecto al pozo de bombeo y al punto de descarga, se incorporan a continuación los planos y esquemas técnicos del sistema de saneamiento facilitados.

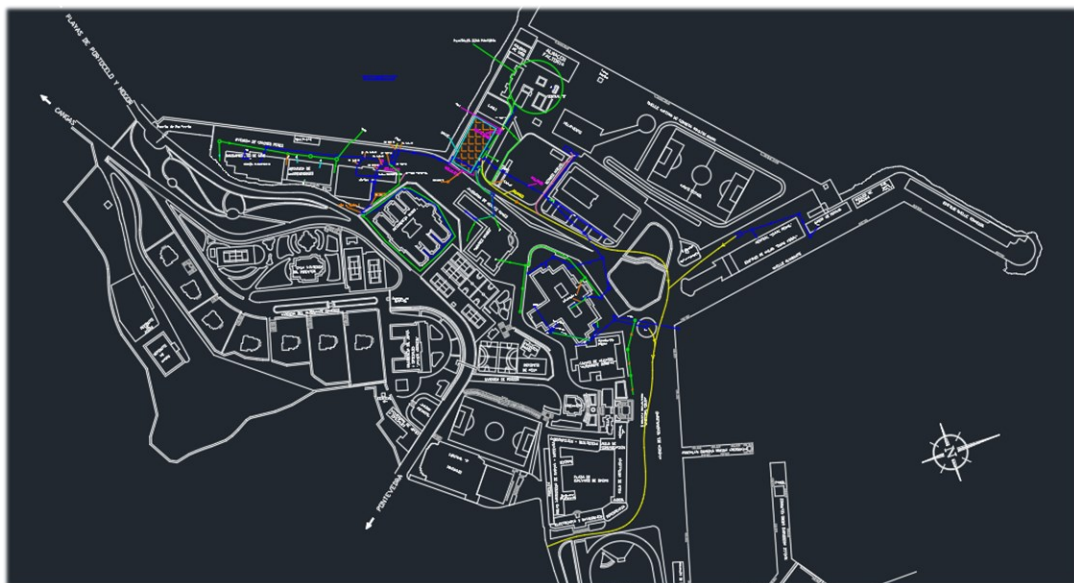


Figura 3-6. Esquema general de la red de saneamiento de la Escuela Naval Militar. Fuente: documentación técnica facilitada por personal de la ENM.

En la documentación gráfica (Figura 3-6) se diferencian los distintos tipos de conducciones mediante codificación cromática: las redes representadas en color verde corresponden a red de aguas pluviales, las conducciones en azul a saneamiento y la línea en amarillo identifica la impulsión asociada al sistema de bombeo.

El plano permite apreciar que la red de saneamiento del recinto aparentemente se concentra principalmente en el sector norte de la instalación, donde se localizan los edificios docentes y residenciales con mayor generación de aguas residuales. En contraste, la zona sur presenta una menor densidad de red sanitaria, al corresponder mayoritariamente a áreas deportivas y espacios abiertos.

No obstante, parte de las redes correspondientes a los sectores oeste y centro del Cuartel Marqués de la Victoria, se encuentran conectadas a un sistema independiente con destino a una estación depuradora existente dentro de la propia Escuela Naval Militar, no formando parte del subsistema objeto del presente estudio.

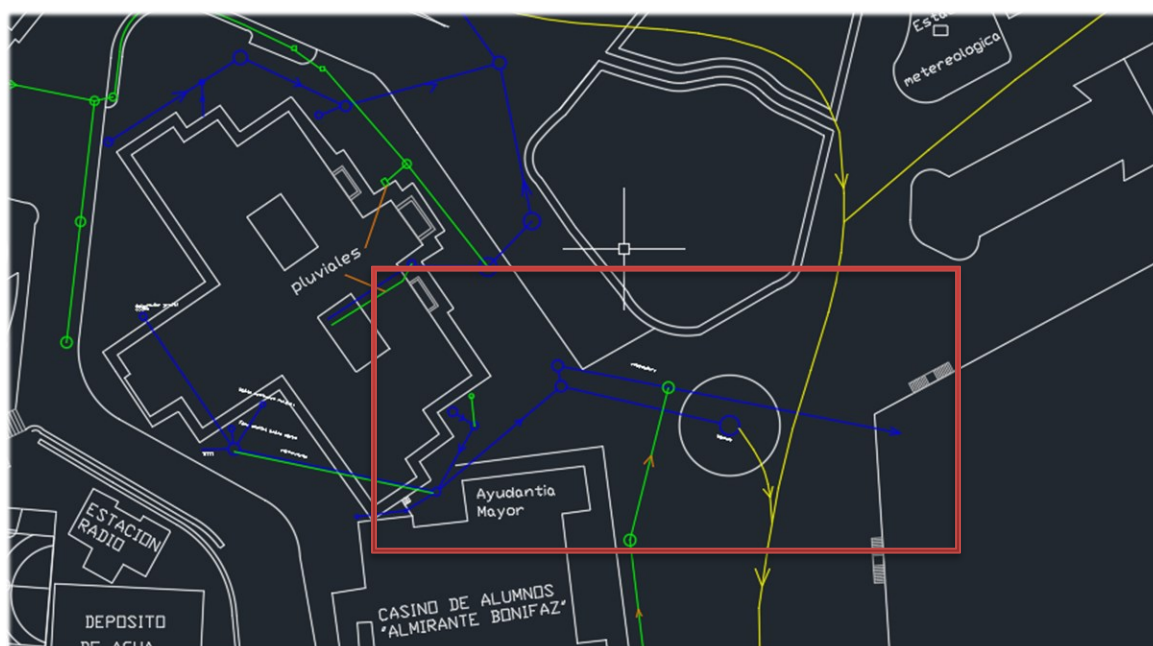


Figura 3-7. Detalle del subsistema de saneamiento del sector este, incluyendo pretratamiento, pozo de bombeo y conexión con el aliviadero. Fuente: documentación técnica facilitada.

El plano detalle (Figura 3-7) permite identificar con mayor precisión la secuencia hidráulica del sistema analizado: conducción de entrada desde las instalaciones sanitarias y cocina colectiva (sector este del Cuartel Marqués de la Victoria), paso por el pretratamiento primario, acumulación en el pozo de bombeo intermedio e impulsión hacia la red general de Marín. Se aprecia igualmente la existencia del aliviadero de seguridad conectado directamente a la dársena cuya activación se produce cuando el nivel en el pozo supera la cota de alivio definida en el diseño hidráulico.

3.1.4.3 Análisis hidráulico de la activación del aliviadero

En sistemas de impulsión con almacenamiento intermedio, el nivel de lámina libre en el pozo supone una variable crítica de control. El funcionamiento ordinario se basa en ciclos de acumulación y evacuación: el efluente entrante se almacena temporalmente hasta alcanzar la cota de arranque de la bomba, produciéndose entonces la impulsión hacia la red general exterior.

La activación del aliviadero se produce cuando el caudal entrante supera la capacidad efectiva de evacuación del sistema, ya sea por incremento de aportes o disminución del rendimiento hidráulico del sistema de impulsión. En estas circunstancias el ascenso del nivel en el pozo alcanza la cota del

aliviadero, generándose la descarga directa al medio receptor como mecanismo de protección del sistema frente a inundaciones.

Desde el punto de vista operativo, la acumulación de sólidos y materiales sedimentados puede reducir el volumen útil del pozo y alterar las condiciones de aspiración de la bomba. Esta reducción del margen operativo implica que variaciones relativamente pequeñas del caudal entrante puedan traducirse en incrementos significativos del nivel en el interior del pozo y aumente la probabilidad de activación del aliviadero.

A esto se le añade la existencia de una conexión hidráulica con un manantial que aporta caudal de forma continua al sistema. Este aporte introduce un caudal base independiente al uso sanitario, elevando el nivel medio de funcionamiento del pozo. En escenarios de precipitación o aumento del nivel freático, el caudal procedente del manantial puede aumentar, reduciendo aún más el margen disponible entre el nivel operativo normal y la cota del aliviadero.

Por tanto, esta combinación de elementos configura un régimen hidráulico potencialmente sensible a fluctuaciones de caudal, especialmente en un contexto climático como el de Galicia caracterizado por una elevada pluviometría anual y episodios recurrentes de precipitación.

La ausencia de determinación del volumen útil efectivo del pozo de bombeo y del caudal instantáneo entrante impide estimar con precisión el caudal descargado durante la activación del aliviadero. Dado que el funcionamiento del alivio depende directamente del nivel hidráulico en el interior del pozo, pequeñas variaciones en el volumen disponible o en el aporte entrante pueden traducirse en diferencias significativas en el caudal vertido y en la duración del episodio de descarga.

3.1.4.4 Estado operativo del sistema de saneamiento durante las campañas de muestreo

El sistema de saneamiento asociado al sector este del Cuartel Marqués de la Victoria se configura como una red interna con pretratamiento primario (fosa séptica y decantador de grasas) que descarga en el pozo de bombeo que impulsa el efluente hacia la red general de aguas residuales del ayuntamiento de Marín. En condiciones normales de operación, la evacuación se realiza exclusivamente mediante impulsión, no produciéndose vertido directo a la dársena. El aliviadero existente actúa como elemento de seguridad hidráulica, diseñado para evitar la inundación del sistema en situaciones de sobrecarga o de fallo de impulsión.

Durante las campañas de inspección se documentaron episodios de obstrucción en el sistema de bombeo, asociados a la acumulación de sólidos gruesos y materiales textiles en la arqueta previa y en el interior del pozo de bombeo, tal y como muestra la Figura 3-8.



Figura 3-8. Acumulación de materiales textiles y sólidos gruesos en la arqueta previa al pozo de bombeo.

En uno de los episodios de inspección se presenció la necesaria intervención de un camión de aspiración para la retirada de lodos y depósitos sedimentados que impedían el funcionamiento adecuado del sistema de impulsión.

La presencia de acumulaciones significativas en el fondo del pozo evidencia la existencia de retención prolongada de sólidos alterando las condiciones hidráulicas de funcionamiento previstas en el diseño de la red (Figura 3-9).



Figura 3-9. Estado del pozo de bombeo durante intervención por obstrucción.

3.1.5 Caracterización del aporte fluvial urbano

3.1.5.1 Localización y configuración física del aporte

El aporte fluvial urbano analizado desemboca en el sector sureste de la dársena de la Escuela Naval Militar, en las proximidades de los pantalanos destinados al amarre de embarcaciones de vela y recreo. Su incorporación al medio receptor se produce directamente en la lámina interior del recinto portuario, sin estructuras visibles de tratamiento previo en su tramo final

Desde el punto de vista morfológico, se trata de un cauce de sección abierta en su tramo final, que canaliza escorrentías y aportes procedentes del entorno urbano del municipio de Marín. El punto de desembocadura se sitúa dentro del espacio semicerrado de la dársena, lo que implica que la dilución inicial del aporte depende de la circulación interna del recinto y del régimen mareal.

La ubicación relativa del cauce (Figura 3-10) respecto a las infraestructuras portuarias y zonas de uso habitual permite identificar su potencial influencia sobre sectores frecuentados por embarcaciones y personal en formación.



Figura 3-10. Localización de la desembocadura del aporte fluvial urbano en el sector sureste de la dársena. Fuente: elaboración a partir de imagen satelital.

La Figura 3-11 muestra el plano técnico de la zona sur de la Escuela Naval Militar, donde se indica la localización del aporte fluvial urbano identificado y su relación con la dársena estudiada.

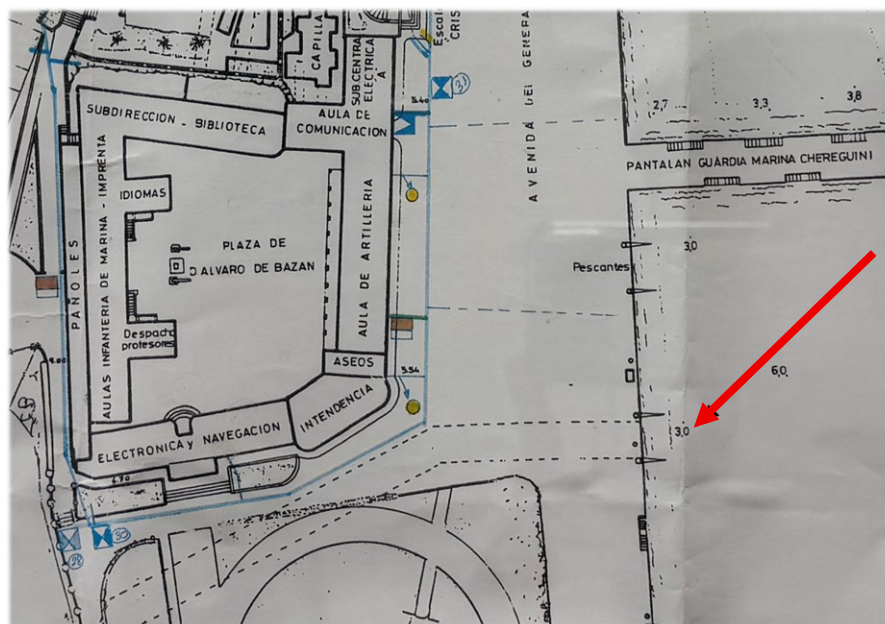


Figura 3-11. Plano técnico de la zona sur de la Escuela Naval Militar y localización del aporte fluvial urbano. Fuente: documentación técnica facilitada por la ENM.

3.1.5.2 Naturaleza del aporte

El aporte fluvial urbano recoge aguas procedentes del entorno urbano exterior al recinto militar, pudiendo incluir escorrentías superficiales, drenajes pluviales y posibles aportes asociados a infraestructuras urbanas. Su régimen hidráulico depende de factores hidrológicos externos tales como precipitaciones, escorrentía urbana y posibles aportes subterráneos.

Durante las visitas realizadas en condiciones secas, se observó la presencia de flujo continuo en el punto de desembocadura, sin evidenciarse interrupciones totales del caudal. En episodios de precipitación, es previsible un incremento del caudal aportado, aunque no se realizó medición directa del mismo en el presente estudio.

3.1.5.3 Observaciones visuales del medio en la zona de la desembocadura

En las inspecciones visuales del entorno inmediato a la desembocadura, el agua presentaba una coloración ligeramente opaca y menor transparencia respecto al agua marina circundante, tal y como se puede apreciar en la imagen satelital de la Figura 3-10. Se observó la presencia de partículas en suspensión, además de residuos de diferentes tipos, sin apreciarse formación significativa de espuma.

La diferenciación cromática respecto al agua del resto de la dársena sugiere una posible variación en la carga de sólidos o materia en suspensión, si bien dicha apreciación se basa exclusivamente en observación visual (Figura 3-12) y fue posteriormente contrastada mediante análisis de diferentes parámetros en el punto de muestreo correspondiente.



Figura 3-12. Aspecto visual del agua en la zona de desembocadura del aporte fluvial urbano durante la inspección en condiciones secas.

3.1.5.4 Consideraciones comparativas respecto al sistema de alivio interno

A diferencia del sistema de alivio asociado al subsistema de saneamiento del sector este del Cuartel Marqués de la Victoria, cuya activación es intermitente y depende de condiciones operativas concretas, el aporte fluvial urbano constituye una presión estructural externa al recinto y a las instalaciones de la Escuela Naval Militar, potencialmente continua o semipermanente.

Mientras que el sistema de alivio es susceptible a intervención técnica directa mediante mejoras en la infraestructura o en la gestión operativa, el aporte fluvial depende de dinámicas urbanas y meteorológicas externas, condicionando así su control.

El análisis completo realizado en la desembocadura del aporte fluvial urbano permite comparar no solo la carga microbiológica, sino también la composición fisicoquímica y orgánica de la presión concreta respecto al sistema interno, aportando una visión integral de ambas presiones.

3.2 Metodología de muestreo

3.2.1 Diseño del muestreo: número y tipología de puntos de muestreo

Aunque la Directiva Marco del Agua establece la masa de agua como unidad de gestión, en este trabajo se adopta una escala de impacto local con el objetivo de detectar posibles alteraciones que podrían no apreciarse en evaluaciones realizadas a mayor escala.

La planificación y la ejecución del muestreo se basaron en los principios generales establecidos en la serie UNE-EN ISO 5667 para el muestreo de aguas superficiales, en particular, en lo relativo a la selección de puntos de muestreo representativos del medio y de las posibles fuentes de vertido, la aplicación de procedimientos adecuados de toma de muestra para evitar alteraciones de la calidad del agua, y las recomendaciones para la conservación y almacenamiento de las muestras para su posterior análisis en laboratorio. Estos criterios permiten minimizar posibles contaminaciones o modificaciones de las muestras y garantizar la fiabilidad de los resultados obtenidos. No obstante, el muestreo realizado en este trabajo no constituye un programa oficial de seguimiento reglamentario [39].

El diseño del muestreo se planteó teniendo en cuenta las características físicas de la dársena, la ubicación del punto de vertido, la presencia de aportes fluviales externos dentro del recinto y factores que condicionan la dinámica de dispersión y renovación del agua en el entorno portuario. Al tratarse de un entorno semicerrado, con una circulación del agua limitada, la capacidad de dilución de las presiones puede verse reducida, favoreciendo la permanencia temporal de contaminantes en el entorno inmediato. Asimismo, se consideraron las condiciones meteorológicas previas y el régimen mareal en el momento del muestreo, ya que ambos factores pueden influir tanto en la activación del sistema de alivio en el sistema de saneamiento, como en el aumento del caudal del aporte fluvial urbano o como en la renovación del agua dentro de la dársena, lo que condiciona la interpretación posterior de los resultados.

Se establecieron cuatro puntos de muestreo diferenciados en función del origen del agua, el escenario operativo del sistema y su relación directa con la dársena como medio receptor. Para facilitar la comprensión espacial del diseño de muestreo, se presenta a continuación un esquema conceptual con la localización de los puntos de muestreo (Figura 3-13)

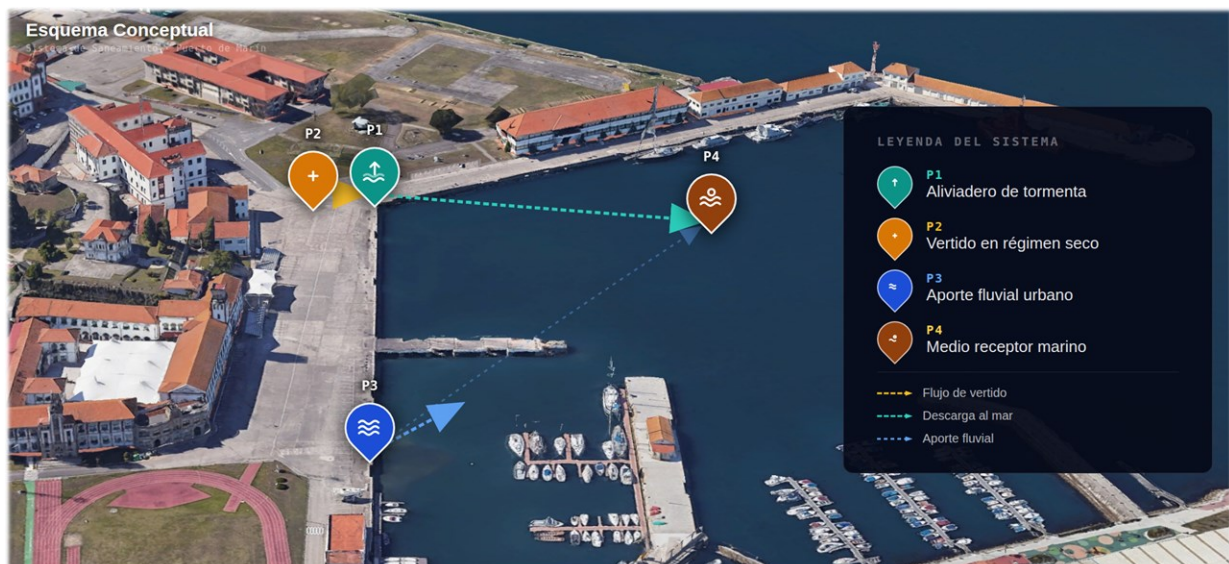


Figura 3-13. Esquema conceptual de los puntos de muestreo realizados. Fuente: elaboración propia a partir de imagen satelital.

La selección de estos puntos respondió a un criterio funcional orientado a caracterizar el vertido asociado a la Escuela Naval Militar en sus distintas condiciones hidráulicas, así como a contextualizar su influencia dentro del entorno inmediato. Esta configuración permite analizar la calidad del efluente tanto en el momento de su descarga al medio como en condiciones normales de funcionamiento del

sistema, incorporando además un punto externo que aporta agua a la dársena y que puede influir en la calidad global del recinto. Además, la selección de puntos muestreo tanto del aporte fluvial como del medio receptor permite valorar la influencia de los diferentes vertidos a la dársena

En los siguientes apartados se lleva a cabo una explicación detallada de cada uno de los cuatro puntos de muestreo. Cabe destacar que, las muestras fueron tomadas por duplicado en cada punto con el objetivo de verificar la reproducibilidad analítica y reducir la incertidumbre asociada al procedimiento de laboratorio. No obstante, debe señalarse que dichos duplicados corresponden al mismo momento temporal y no constituyen una serie temporal de seguimiento. En consecuencia, los resultados representan una caracterización puntual del sistema bajo las condiciones existentes en el momento del muestreo.

3.2.1.1 Punto P1- Efluente en conducto de descarga (aliviadero activo)

El punto P1 se situó directamente en el conducto de vertido durante la activación del aliviadero en episodio de lluvia, interceptando el flujo descargado antes de su mezcla con el agua de la dársena. Este punto permite:

- Determinar la carga fisicoquímica y microbiológica del efluente en condiciones de alivio.
- Evaluar la calidad real del agua vertida a la dársena cuando el sistema entra en régimen de descarga.
- Analizar la posible variación composicional asociada a episodios de precipitación y sobrecarga hidráulica.
- Comparar el vertido con valores de referencia ambiental y sanitaria que permitan estimar su compatibilidad con el medio receptor tras la dilución.

La toma de muestras tuvo lugar el día 30 de enero de 2026 a las 08:30 horas, bajo condiciones meteorológicas caracterizadas por una precipitación acumulada aproximada de 3 mm/hora en las horas previas tras un periodo largo e intenso de lluvias, y en condiciones de bajamar.

La captación se realizó mediante dos cubos y dos recipientes estériles directamente en el chorro, recogiendo un volumen aproximado de unos 4 L. Para su acceso se empleó una embarcación semirrígida facilitada por la Escuela Naval Militar (Figura 3-14).



Figura 3-14. Toma de muestra en el punto de descarga del aliviadero mediante embarcación semirrígida.

Es conveniente mencionar que la designación de este punto en condiciones de precipitación se realizó debido al predominio de episodios de lluvia durante el periodo de las campañas de muestreo y análisis, y una posterior reparación en el régimen hidráulico del sistema que detuvo el vertido a la dársena por alivio. No obstante, durante la semana previa a la finalización del proyecto, el sistema de alivio entró en funcionamiento en condiciones secas, lo que permitió añadir un análisis microbiológico complementario (3.2.1.6).

3.2.1.2 Punto P2- Efluente en régimen seco destinado al almacenamiento en el pozo de bombeo

El punto P2 se localizó dentro del circuito hidráulico, en el tramo previo al aliviadero, en condiciones secas y con el sistema de bombeo operativo, no produciéndose descarga al medio en el momento del muestreo.

Este punto permite:

- Evaluar la composición fisicoquímica y microbiológica del efluente en régimen ordinario.
- Analizar la eficacia del pretratamiento (fosa séptica y decantador de grasas).
- Identificar posibles variaciones asociadas a la acumulación de sólidos o incidencias operativas del sistema de bombeo.

El muestreo se realizó el día 23 de febrero en horario de tarde (aproximadamente las 15:00 horas). La selección de este intervalo horario respondió a un criterio operativo, al coincidir con un periodo en el que se espera una generación de aguas residuales con mayor concentración de carga contaminante asociadas a la actividad de cocina colectiva y al uso de las instalaciones sanitarias.

La muestra se tomó directamente en el interior del circuito mediante acceso al punto previo al alivio, garantizando que la muestra representara el efluente sin dilución externa.

Se recogió un volumen de 2 L para los análisis fisicoquímicos mediante un cubo cerrado y se utilizaron dos recipientes estériles para el análisis microbiológico y de nutrientes al tratarse de parámetros relacionados con el riesgo sanitario.

Se realizaron los mismos análisis fisicoquímicos y microbiológicos que en el punto anterior con el fin de caracterizar el efluente en régimen ordinario.

3.2.1.3 Punto P3- Aporte fluvial a la dársena

El punto P3 se estableció en la desembocadura a la dársena de escorrentía que transporta aportes urbanos procedentes del entorno de Marín, ajenos al sistema interno de la Escuela Naval Militar.

Debe precisarse que el punto P3 no corresponde a una caracterización hidrológica del cauce fluvial aguas arriba, sino a la evaluación de la calidad del agua en su punto de incorporación al medio receptor. Dado que no fue posible realizar muestreos en tramos previos del cauce, la medición se efectuó en su desembocadura dentro de la dársena, condicionando así los análisis mediante la influencia del agua marina. Representa por tanto un punto de mezcla inmediata del aporte bruto con el medio receptor.

Se realizó un análisis fisicoquímico y microbiológico completo, con el fin de conocer su contribución relativa al deterioro de la calidad del agua de la dársena.

Se tomaron las muestras el día 24 de febrero en horario de tarde con condiciones secas sin precipitaciones en los días anteriores, durante la bajamar. Se empleó una embarcación semirrígida facilitada por la ENM para el acceso a la desembocadura del aporte y se tomaron las muestras a 30 cm bajo la superficie, evitando zonas de estancamiento, con el objetivo de tener una muestra representativa del agua en circulación. Este punto permite:

- Determinar la carga fisicoquímica y microbiológica asociada a aportes urbanos externos.
- Comparar la magnitud relativa de la contaminación entre el vertido propio y otras presiones presentes en el entorno.

- Evaluar si la calidad general del recinto puede estar condicionada por fuentes distintas al sistema de saneamiento.

Se recogió el volumen necesario para los análisis fisicoquímicos mediante un cubo cerrado y se utilizó un recipiente estéril para el análisis microbiológico y de nutrientes al tratarse de parámetros relacionados con el riesgo sanitario.

3.2.1.4 Punto P4- Punto de control en la lámina de agua de la dársena

El punto P4 se estableció en la lámina de agua interior de la dársena, en un sector representativo de uso habitual para actividades formativas y maniobras, alejado tanto del conducto de descarga como de la desembocadura del aporte externo fluvial.

Este punto adquiere especial relevancia dentro del presente estudio, al representar el estado real del agua en la zona de uso habitual, permitiendo valorar de forma integrada el efecto acumulado de las aguas vertidas al recinto y su dilución en el medio.

La determinación de parámetros microbiológicos y de nutrientes responde al objetivo específico de evaluar el posible riesgo sanitario asociado al uso habitual del medio acuático por parte del personal. Además, la realización de análisis de parámetros fisicoquímicos tiene como objetivo su comparación con el resto de los puntos de muestreo y normativa.

Las muestras se tomaron el día 24 de febrero en horario de tarde con condiciones secas sin precipitaciones en los días anteriores, en condiciones de bajamar. Para su toma se empleó una embarcación semirrígida facilitada por la ENM, y esta se realizó a 30 cm bajo la superficie evitando así zonas de estancamiento o turbulencias locales. Permite:

- Evaluar los parámetros fisicoquímicos, la calidad microbiológica y la cantidad de nutrientes del agua en una zona de contacto frecuente con el personal.
- Determinar la posible presencia de contaminación fecal en el entorno operativo habitual de la dársena.
- Valorar de forma diagnóstica el posible riesgo asociado al uso del medio acuático.

Se recogió el volumen necesario para los análisis fisicoquímicos y microbiológicos mediante dos recipientes estériles.

3.2.1.5 Limitaciones operativas del muestreo

El muestreo se centró en la caracterización del vertido asociado a la Escuela Naval Militar y en su contextualización dentro de la dársena, incluyendo un aporte fluvial externo y un punto representativo del agua interior del recinto.

No se incluyeron estaciones en la bocana de intercambio con la ría ni en sectores alejados, ya que el objetivo del estudio se limita al ámbito local de los vertidos analizado. Tampoco se incorporaron otros posibles focos secundarios que requerirían un diseño específico independiente.

Tampoco se realizaron muestreos en tramos interiores del cauce urbano exterior al recinto, limitándose la caracterización del aporte fluvial al punto de desembocadura en la dársena por criterios de accesibilidad y coherencia con la escala local del estudio.

No se realizaron perfiles verticales de la columna de agua, limitándose la toma a un máximo de 30 centímetros de la capa superficial. Esta decisión se justifica por la cota de descarga del vertido de saneamiento y por el interés en evaluar la fracción de agua más directamente expuesta al contacto humano durante las actividades desarrolladas en la dársena.

El sistema interno (P1 y P2) se muestreó en jornadas distintas, correspondientes a condiciones hidráulicas diferentes (episodio de lluvia y régimen seco). Los puntos P3 y P4 se tomaron en condiciones

secas. Por ello, los resultados deben interpretarse como caracterizaciones en escenarios concretos y no como comparaciones simultáneas bajo las mismas condiciones ambientales.

No se incluyeron análisis de contaminantes persistentes como metales pesados o hidrocarburos, al no formar parte del alcance definido para este estudio ni de la naturaleza principal del vertido evaluado.

3.2.1.6 Muestreo microbiológico simultáneo

El muestreo inicial permitió una caracterización general de los diferentes puntos. Una vez evaluados los resultados se decidió realizar un muestreo simultáneo complementario que permitiese comparar la microbiología de los diferentes puntos bajo las mismas condiciones meteorológicas y operativas, al tratarse del parámetro con mayor riesgo sanitario.

Se tomaron muestras en cuatro puntos del sistema en condiciones de régimen seco (Figura 3-15), sin precipitaciones en los días previos, en una franja horaria en la que no se espera una elevada carga en el vertido (martes 17 de marzo a las 12:00 horas).



Figura 3-15. Muestreo del aliviadero durante el análisis complementario.

3.2.2 Criterios normativos de referencia para interpretación de los resultados

Con el fin de garantizar una interpretación objetiva y técnicamente fundamentada de los resultados obtenidos, se establecen a continuación los criterios normativos de referencia empleados en el análisis comparativo de los datos.

Dado el carácter diagnóstico y local del presente estudio, la aplicación de dichos criterios no constituye una clasificación oficial del estado de la masa de agua ni un procedimiento administrativo de control reglamentario del vertido, sino una herramienta de contextualización orientada a valorar la magnitud relativa de las concentraciones observadas.

En este contexto, los resultados obtenidos en el presente estudio deben interpretarse como una aproximación preliminar a la posible influencia de los vertidos analizados sobre la calidad del agua de la dársena. En caso de observarse indicios de aportes relevantes de contaminantes, sería recomendable realizar campañas de muestreo más completas por parte de las administraciones competentes y evaluar la aplicación de medidas de control o mejora del tratamiento del vertido.

3.2.2.1 Evaluación del vertido (P1 y P2)

Para el análisis del efluente procedente del sistema de alivio interno (P1) y del régimen seco previo al aliviadero (P2), se toma como referencia orientativa el marco normativo estatal aplicable a vertidos de aguas residuales urbanas sometidas a tratamiento (Tabla 3-1), permitiendo contextualizar la magnitud de las concentraciones obtenidas, desarrollado, entre otras disposiciones, por el Real Decreto 509/1996.

La elección de este marco normativo se justifica por la naturaleza del origen del vertido analizado, constituido por aguas residuales generadas en la Escuela Naval Militar que pueden mezclarse con aguas pluviales dentro del sistema de drenaje, dando lugar a un efluente de características comparables al que podría proceder de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR).

Debe precisarse que los criterios establecidos en dicha normativa están diseñados para regular condiciones generales de tratamiento y autorización de vertidos, no para la evaluación puntual de concentraciones en un estudio académico de carácter diagnóstico. Por ello, su utilización en el presente trabajo se limita a una comparación orientativa que permite contextualizar la magnitud de los valores obtenidos, sin que ello implique la determinación formal de incumplimiento de la normativa.

Parámetro	Valor de referencia	Unidad
Sólidos en suspensión	< 35	mg/L
DQO	< 125	mg/L
Nitrógeno total	< 15	mg/L
Fósforo total	< 2	mg/L

Tabla 3-1. Valores de referencia establecidos en el RD 509/1996

3.2.2.2 Evaluación del aporte externo (P3)

El punto P3, correspondiente al aporte fluvial urbano externo, se analiza con el objetivo de contextualizar la influencia relativa de las presiones presentes en el entorno sobre la calidad del agua en la dársena. Este punto se sitúa en la zona de desembocadura del cauce urbano, donde el flujo procedente del sistema de drenaje se encuentra ya influenciado por la dinámica marina y por los procesos de mezcla característicos del medio estuarino.

Debido a esta condición de mezcla entre aporte continental y agua marina, los resultados obtenidos se interpretan con carácter descriptivo, sin realizar una comparación directa con límites normativos específicos, ya que no existe una normativa aplicable de forma directa a este tipo de aportes urbanos fuera de su análisis bruto.

3.2.2.3 Evaluación del medio receptor (P4)

En el punto P4, representativo de la lámina de agua interior de la dársena en zona de uso habitual, la interpretación microbiológica se realiza tomando como referencia los criterios establecidos en la Directiva 2006/7/CE y su transposición mediante el Real Decreto 1341/2007 (Tabla 3-2), relativos a la calidad de las aguas de baño, aunque la dársena objeto de estudio no esté categorizada como tal.

Parámetro	Valor de referencia	Unidad
<i>Escherichia coli</i>	<500	UFC/100mL
Enterococos intestinales	<200	UFC/100mL

Tabla 3-2. Valores de referencia microbiológica en la normativa de aguas de baño[5], [9].

Dado que en el presente estudio únicamente se determinó *Escherichia coli* junto a bacterias coliformes totales y no explícitamente enterococos intestinales debido a limitaciones operativas, la comparación se realizará de forma parcial y exclusivamente con carácter orientativo sanitario, sin que ello implique la clasificación oficial de la zona como agua de baño.

Los parámetros fisicoquímicos determinados en el medio receptor se emplearán como referencia para contextualizar la calidad de la masa de agua, dado que en la normativa vigente únicamente se establecen límites para nutrientes en masas de agua de transición como la Ría de Pontevedra objeto de estudio. La masa de agua en la que se localiza la dársena se corresponde con un sistema estuarino atlántico, por lo que se consideran los valores de referencia establecidos para masas de agua de transición de tipo estuario atlántico (AT-T12 [45]) en el Real Decreto 817/2015, que establece los valores de referencia presentados en la Tabla 3-3.

Parámetro	Valor de referencia	Unidad
Fosfato	0,34	mg/L
Nitrógeno amoniacal (NH ₄ ⁺)	0,29	mg/L

Tabla 3-3. Valores de referencia de nutrientes del RD 817/2015 para masas de agua AT-T12.

3.2.2.4 Consideración final

La comparación normativa realizada en el presente trabajo tiene carácter técnico-diagnóstico y se enmarca en una escala local de análisis. No sustituye a los procedimientos oficiales de seguimiento establecidos en el marco de la Directiva Marco del Agua ni a los programas de control sanitario reglamentarios, sino que proporciona un criterio objetivo de valoración que servirá de base para la discusión de resultados y las propuestas de mejora.

3.3 Metodología analítica

Las muestras obtenidas durante las campañas de muestreo fueron analizadas en laboratorio con el objetivo de determinar los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos previamente definidos.

3.3.1 Análisis de parámetros fisicoquímicos

3.3.1.1 Determinación del pH

El pH se determinó mediante el método potenciométrico utilizando un pH-metro de sobremesa Hanna HI5221 (Hanna Instruments, Woonsocket, EE. UU.) equipado con electrodo combinado de vidrio.

Antes de cada sesión de medida, el equipo fue calibrado con soluciones tampón patrón de pH conocido, siguiendo las recomendaciones del fabricante basadas en los principios establecidos en la norma UNE-EN ISO 10523, con el objetivo de garantizar la exactitud de las lecturas. Las medidas se realizaron a temperatura ambiente [46].

3.3.1.2 Determinación de la conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica se determinó mediante método conductimétrico utilizando un conductímetro portátil modelo Hanna Instruments HI8733 Conductivity Meter, previamente calibrado.

El equipo fue verificado antes de su uso mediante solución patrón de conductividad conocida, siguiendo las recomendaciones del fabricante y los principios establecidos en la norma UNE-EN 27888 para la determinación de la conductividad eléctrica en aguas [47].

Las mediciones se realizaron tras la estabilización de la lectura y la compensación automática de temperatura (ATC), expresándose los resultados en microsiemens por centímetro (μS/cm).

3.3.1.3 Determinación de la turbidez

La determinación de la turbidez se realizó mediante técnica nefelométrica de dispersión de luz a 90°, empleando un turbidímetro modelo LW-TN3024 (CienyTech, China) previamente calibrado. El método se basa en el principio descrito en la norma UNE-EN ISO 7027 para la determinación de turbidez en aguas [48].

La verificación del equipo se realizó utilizando soluciones patrón de turbidez comerciales con valores conocidos de NTU, suministradas por el fabricante del equipo. Estos patrones permitieron comprobar el correcto funcionamiento del turbidímetro antes de la realización de las mediciones.

Las mediciones se realizaron en muestras homogeneizadas, evitando la presencia de burbujas o partículas adheridas a la cubeta que pudieran alterar la dispersión de la luz incidente. Antes de cada lectura la cubeta fue limpiada externamente con material libre de pelusa para evitar interferencias ópticas.

Los resultados se expresaron en Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU).

3.3.1.4 Determinación del contenido en sólidos

El análisis del contenido en sólidos se realizó siguiendo métodos estandarizados de análisis de aguas, basados en los procedimientos descritos en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), con el objetivo de cuantificar las diferentes fracciones de sólidos presentes en el efluente analizado[49].

3.3.1.4.1 Sólidos totales (ST)

Para determinar los sólidos totales se emplearon crisoles previamente acondicionados mediante calcinación en mufla a 550 °C durante 15 minutos, con el fin de eliminar la humedad y posibles residuos orgánicos presentes en los mismos. Tras su enfriamiento en desecador, se procedió a su pesada en una balanza analítica de marca GRAM modelo FV-220C.

Se añadieron 7,5 mL de muestra en cada crisol y se sometieron a secado en estufa a 105 °C hasta conseguir una evaporación completa del agua. Una vez alcanzado peso constante, los crisoles se enfriaron en desecador, y se volvieron a pesar nuevamente.

La concentración de sólidos totales se calculó por diferencia de masa entre crisol vacío y crisol con residuo seco, dividiendo el incremento de masa entre el volumen de muestra empleado. Los resultados se expresaron en miligramos por litro (mg/L).

3.3.1.4.2 Sólidos volátiles totales (SVT)

Una vez determinados los sólidos totales, los crisoles con el residuo seco fueron sometidos a calcinación en mufla a 550 °C durante 30 minutos. Tras su enfriamiento en un desecador, se procedió a su pesada.

Este procedimiento permitió determinar los sólidos volátiles totales por diferencia de masa antes y después de la calcinación, atribuyéndose principalmente la pérdida de peso a la fracción orgánica de la muestra. Los resultados se expresaron en mg/L.

3.3.1.4.3 Sólidos fijos (SF)

Los sólidos fijos, o inorgánicos totales, se calcularon como la diferencia entre sólidos totales y sólidos volátiles totales:

$$SF = ST - SVT$$

3.3.1.4.4 Sólidos en suspensión totales (SST)

La filtración a vacío (Figura 3-16) se realizó mediante filtros de microfibra de vidrio de 47 mm de diámetro (Branchia, REF A0478855), con un tamaño de poro nominal de aproximadamente 1,2 µm, previamente acondicionados en mufla a 550 °C. Estos filtros presentan alta capacidad de retención de partículas finas y estabilidad térmica, lo que los hace adecuados para la determinación de sólidos en suspensión



Figura 3-16. Sistema de filtración a vacío empleado para la determinación de sólidos en suspensión y análisis microbiológico por filtración de membrana.

Tras la filtración, el filtro fue secado en estufa a 105 °C hasta peso constante, enfriado en desecador y pesado nuevamente.

La concentración de sólidos en suspensión totales se obtuvo por la diferencia de masa del filtro antes y después del secado, dividiendo el incremento de masa por el volumen de muestra filtrado. Los resultados se expresaron en mg/L.

3.3.1.4.5 Sólidos disueltos (SD)

Los sólidos disueltos se calcularon por diferencia entre sólidos totales y los sólidos en suspensión totales:

$$SD = ST - SST$$

3.3.1.4.6 Sólidos en suspensión volátiles (SSV)

Los filtros empleados para la determinación de SST fueron sometidos posteriormente a calcinación en mufla a 550°C durante 30 minutos. Tras su enfriamiento y pesada, la pérdida de masa permitió calcular los sólidos en suspensión volátiles, expresados en mg/L

3.3.1.4.7 Sólidos en suspensión no volátiles (SSF)

Se determinaron por diferencia entre sólidos en suspensión totales y los sólidos en suspensión volátiles:

$$SSF = SST - SSV$$

3.3.1.5 Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) se determinó mediante el método de oxidación con dicromato potásico en medio fuertemente ácido, siguiendo métodos estandarizados de análisis de aguas descritos en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) [50].

El método se basa en la oxidación química de la materia orgánica presente en la muestra mediante dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) en medio ácido (H_2SO_4 concentrado), empleándose sulfato de plata (Ag_2SO_4) como catalizador del proceso de oxidación (Figura 3-17). Para evitar interferencias derivadas de la presencia de cloruros, se empleó sulfato de mercurio ($HgSO_4$) como agente enmascarante.

Se tomaron 2,5 mL de muestra en tubos de digestión, añadiéndose posteriormente 1,5 mL de disolución digestora ($K_2Cr_2O_7 + HgSO_4$) y 3,5 mL de disolución catalítica ($H_2SO_4 + Ag_2SO_4$). Las muestras fueron sometidas a digestión térmica en bloque digestor (Figura 3-19) a 150 °C durante 2 horas.



Figura 3-17. Etapas de digestión y valoración en la determinación de la DQO.

Tras el enfriamiento a temperatura ambiente, el exceso de dicromato no consumido fue determinado por valoración con una disolución normalizada de sulfato ferroso amónico (FAS 0,035 N), empleando ferroína como indicador redox. El punto final de la valoración se identificó mediante el viraje de color de azul verdoso a rojo (Figura 3-17).

La concentración de DQO se calculó a partir de la diferencia entre el volumen de FAS consumido por el blanco (B) y por la muestra (A), aplicando la expresión:

$$DQO = \frac{(B - A) \cdot N_{FAS} \cdot 8000}{V_{muestra}}$$

Donde “N FAS” corresponde a la normalidad de la disolución valorada y “V muestra” al volumen de muestra analizado (2,5 mL).

La valoración se realizó en una bureta graduada. Los resultados se expresaron en mg O_2/L . No se determinó oxígeno disuelto ni DBO, al centrarse el estudio en la caracterización de la carga orgánica potencial mediante DQO.

3.3.1.6 Determinación de nutrientes

La determinación de nutrientes se realizó mediante métodos colorimétricos espectrofotométricos aplicados al efluente analizado, utilizando un fotómetro multiparámetro (Figura 3-18) y reactivos específicos para cada analito, conforme a las instrucciones técnicas del fabricante y a los principios establecidos en las normas correspondientes.



Figura 3-18. Fotómetro multiparámetro empleado para la determinación espectrofotométrica de nutrientes.

Las mediciones se efectuaron tras la adición de los reactivos correspondientes y el tiempo de reacción establecido para cada parámetro, obteniéndose la concentración mediante la lectura del equipo, el cual ya cuenta con una recta de calibración integrada. Para la determinación de la mayoría de los nutrientes es necesario realizar un blanco de medida con agua destilada, permitiendo su comparación posterior con la muestra. En algunos casos como en el protocolo del fosfato HR el blanco es la misma muestra antes de iniciar los procesos de mezcla para el análisis.

Las mediciones se realizaron por duplicado, empleándose el valor medio como resultado final.

3.3.1.6.1 Nitrógeno amoniacal (TAN)

La determinación del nitrógeno amoniacal se realizó mediante un método colorimétrico basado en el reactivo de Nessler (ASTM D1426), utilizando un fotómetro digital con lectura a 420 nm y reactivos específicos del fabricante correspondientes a los kits HI93733-01 (rango alto) y HI93715-01 (rango medio) de Hanna Instruments, siguiendo el procedimiento indicado por el fabricante [51], [52].

El procedimiento consistió en la adición secuencial de los reactivos indicadores a la muestra, seguida de un tiempo de reacción controlado de 3 minutos y 30 segundos, tras el cual se realizó la lectura espectrofotométrica directa.

Dado que no se conocía previamente la concentración de este nutriente en las muestras analizadas, se empleó inicialmente el procedimiento correspondiente al rango alto (0,0–100,0 mg/L), que permite abarcar un intervalo de concentración más amplio, aunque con menor resolución analítica. Cuando los resultados obtenidos se situaron dentro del intervalo de medida del rango medio, se repitió la determinación utilizando este último procedimiento lo que permite mejorar la precisión y exactitud de los valores obtenidos.

El método de Nessler determina el nitrógeno amoniacal total (TAN, Total Ammonia Nitrogen), correspondiente a la suma del nitrógeno presente en la muestra en forma de amoniaco (NH_3) y de ión amonio (NH_4^+), especies que se encuentran en equilibrio químico en el medio acuoso.

Los resultados se expresaron como mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$, es decir, como masa de nitrógeno asociada al nitrógeno amoniacal total presente en la muestra. Para obtener las concentraciones individuales de amoniaco (NH_3) y de ion amonio (NH_4^+), se estimó la fracción de amoniaco libre a partir del equilibrio $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ en función del pH de la muestra, utilizando la expresión:

$$\alpha_{\{\text{NH}_3\}} = \frac{1}{(1 + 10^{(\text{pKa} - \text{pH})})}$$

donde α_{NH_3} representa la fracción de nitrógeno amoniacal presente como NH_3 y pKa corresponde a la constante de disociación del sistema $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ (aproximadamente 9,25 a 25 °C).

A partir de esta fracción se calcularon las concentraciones de NH_3 y NH_4^+ en términos de nitrógeno. Posteriormente, cuando fue necesario expresar los resultados como concentración de las especies químicas completas, se aplicaron las relaciones estequiométricas correspondientes entre las masas molares del nitrógeno (14 g/mol), del amoníaco (17 g/mol) y del ion amonio (18 g/mol).

3.3.1.6.2 Nitrógeno total (NT)

La determinación del nitrógeno total se realizó mediante una adaptación del método de ácido cromotrópico, método colorimétrico espectrofotométrico utilizando el kit de reactivos HI94767B-50 (rango alto) de Hanna Instruments y fotómetro multiparámetro con lectura a 420 nm, conforme al protocolo técnico del fabricante del equipo [53].

El método se fundamenta en una digestión previa de la muestra mediante persulfato en medio ácido, que permite oxidar las diferentes formas orgánicas e inorgánicas del nitrógeno presentes a nitrato. Posteriormente, el nitrato generado reacciona formando un complejo coloreado medido espectrofotométricamente a 420 nm, cuya intensidad es proporcional a la concentración de nitrógeno total presente en la muestra.

Para el procedimiento, se añadió 0,5 mL de muestra al vial de digestión con persulfato, agitándose vigorosamente durante 30 segundos y sometiendo posteriormente a calentamiento durante 30 minutos a 105 °C (Figura 3-19). Después de su enfriamiento a temperatura ambiente, se añadieron los reactivos indicados por el fabricante, respetando los tiempos de reacción establecidos, y se transfirieron 2 mL de muestra digerida al vial de medición correspondiente.



Figura 3-19. Bloque digestor empleado para la etapa de digestión térmica en la determinación de nitrógeno y fósforo totales y DQO.

Previamente a la lectura, se realizó la puesta a cero del equipo con el vial blanco preparado con agua destilada sometida al mismo procedimiento de digestión. Finalmente, se realizó la lectura automática mediante el modo específico del equipo.

Los resultados se expresaron en mg/L de nitrógeno total (N), siendo intervalo de medida del método de 0 a 150 mg N/L.

3.3.1.6.3 Fosfato (PO_4^{3-})

La determinación del fosfato (PO_4^{3-}), como fracción soluble reactiva del fósforo presente en el efluente, se realizó mediante un método colorimétrico espectrofotométrico utilizando el modo Fosfato HR (rango alto) del fotómetro multiparámetro empleado en el laboratorio. El método se basa en una adaptación del método del ácido ascórbico descrito en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18ª edición), implementado mediante reactivos comerciales específicos

correspondientes al kit HI93717-01 de Hanna Instruments, con lectura espectrofotométrica a 525 nm [54].

El intervalo de medida del método es 0,0 a 30,0 mg/L expresado como PO_4^{3-} .

Para dicho procedimiento se introdujeron 10 mL de muestra sin tratar en una cubeta limpia hasta la marca correspondiente, realizándose previamente la puesta a cero del equipo con la muestra sin reactivos. Posteriormente, se añadieron 10 gotas del reactivo indicador A y el contenido de un sobre del reactivo indicador B. La cubeta se cerró y agitó suavemente hasta completar la disolución de los reactivos.

Tras un tiempo de reacción de 5 minutos, el equipo realizó la lectura automática, expresándose el resultado en mg/L de fosfato. Además, el instrumento permitió la conversión del resultado a mg/L de fósforo (P) o pentóxido de difósforo (P_2O_5).

Se consideraron las posibles interferencias indicadas por el fabricante, especialmente la presencia de sílice, arseniatos o concentraciones elevadas de color o turbidez, que pueden afectar a la reacción colorimétrica

3.3.1.6.4 Fósforo total (PT)

La determinación del fósforo total se realizó mediante método colorimétrico espectrofotométrico utilizando el reactivo HI96763B-50 (rango alto) de Hanna Instruments y fotómetro multiparámetro con lectura a 420 nm, conforme al protocolo técnico del fabricante del equipo [55].

El método se basa en una digestión previa de la muestra con persulfato en medio alcalino, seguida de calentamiento a 150 °C durante 30 minutos, lo que permite oxidar las diferentes formas orgánicas e inorgánicas del fósforo presentes a ortofosfato. Posteriormente, el ortofosfato reacciona en medio ácido formando un complejo vanadomolibdofosfórico de color amarillo, cuya intensidad es proporcional a la concentración de fósforo total presente en la muestra.

Para el procedimiento, se añadieron 5 mL de muestra al vial de digestión, junto con el sobre de persulfato, 2 mL de solución NaOH (HI93758C-0) y 0,5 mL del reactivo fósforo total HR (HI9763B-0). Tras la digestión térmica y enfriamiento a temperatura ambiente, se realizó la lectura mediante el modo específico del equipo.

Los resultados se expresaron en mg/L de fósforo total (P). El intervalo de medida del método es de 0,0 a 32,6 mg P/L.

3.3.2 Análisis de parámetros microbiológicos: *E. coli* y coliformes totales

La determinación microbiológica se realizó mediante la técnica de filtración por membrana, aplicada al efluente (P1, P2) y a las muestras del medio receptor (P3 y P4) con el objetivo de cuantificar *Escherichia coli* y coliformes totales como indicadores de contaminación fecal.

Este análisis microbiológico permite:

- Caracterizar la carga fecal del efluente tras el tratamiento primario existente (P2).
- Evaluar la presencia y magnitud de la contaminación fecal en el vertido del aliviadero (P1), en una el aporte fluvial urbano (P3), y en el medio receptor (P4).
- Analizar la influencia directa de los vertidos sobre el entorno inmediato de la dársena.

El método utilizado se basó en el protocolo realizado por la Universidad Politécnica de Valencia (UPV) durante sus ensayos [25].

3.3.2.1 Preparación del material y condiciones de esterilidad

El sistema de filtración reutilizable (embudo, soporte y matraz de vacío) fue desinfectado mediante ebullición en agua durante 30 minutos antes de cada jornada de trabajo, orientado a reducir la carga microbiana del material.

Las pinzas metálicas utilizadas para la manipulación de las membranas fueron esterilizadas mediante flameado directo antes de cada uso, permitiendo su enfriamiento previo a su utilización.

Se emplearon membranas filtrantes estériles de nitrato de celulosa, 47 mm de diámetro y 0,45 µm de tamaño de poro, adecuadas para la retención de bacterias coliformes presentes en suspensión (Branchia, modelo MCNB-447-100). Las placas de Petri y recipientes para diluciones fueron estériles y de un solo uso, trabajando bajo condiciones asépticas todo el procedimiento para evitar contaminaciones cruzadas.

3.3.2.2 Medio de cultivo

Se empleó un medio cromogénico selectivo y diferencial para la enumeración simultánea de coliformes totales y *Escherichia coli*.

Este medio permite la diferenciación directa tras incubación mediante la aparición de colonias con coloración característica:

- Colonias azul oscuro o violeta → *Escherichia coli*
- Colonias rosadas o rojizas → Coliformes totales (*Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella*).

Las placas contenían el medio cromogénico previamente preparado (ReadyPlate CHROM CCA, Millipore, REF 1466890020), suministrado en condiciones estériles. Estas se mantuvieron cerradas hasta el momento de su utilización, evitando así su exposición innecesaria al ambiente

La determinación de coliformes totales se realizó de manera simultánea como resultado inherente al método empleado. Este parámetro se incluyó como complemento de caracterización microbiológica del efluente y del medio receptor, sin atribuirle valor normativo directo en la comparación diagnóstica realizada.

La diferenciación entre bacterias coliformes y *Escherichia coli* en el medio cromogénico se basa en la detección de actividades enzimáticas específicas. La Figura 3-20 muestra de forma esquemática esta base microbiológica

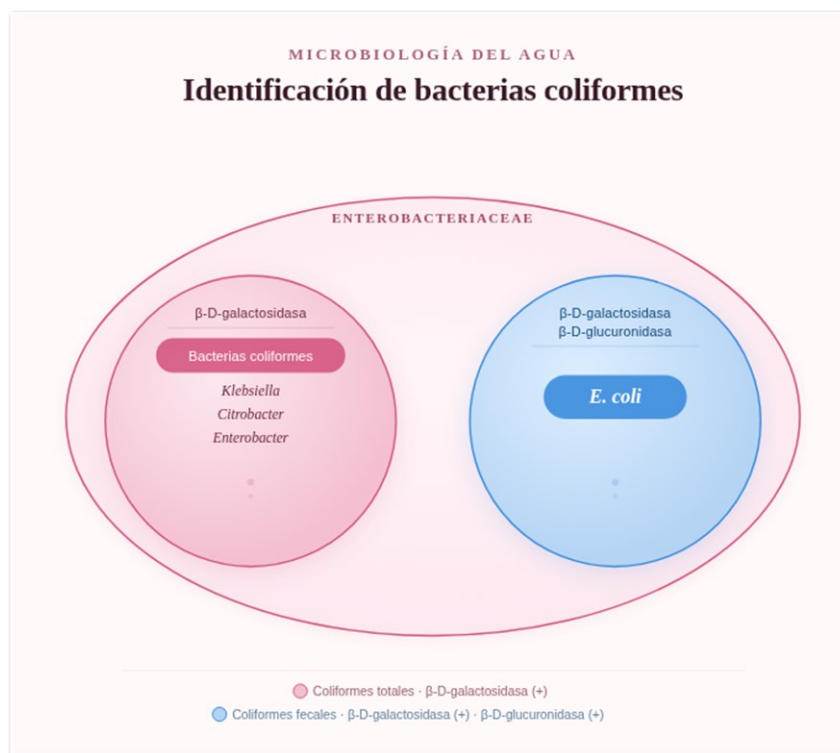


Figura 3-20. Identificación de bacterias coliformes basada en la detección de actividades enzimáticas específicas.
Fuente: elaboración propia basada en protocolo UPV [25].

3.3.2.3 Filtración por membrana e incubación

Para el análisis de las diferentes muestras se filtraron 10 mL o bien 100 mL, realizándose previamente diluciones seriadas decimales sucesivas empleando agua destilada estéril. Las diluciones se prepararon en condiciones asépticas y se homogeneizaron adecuadamente tras la filtración. Posteriormente se tuvo en cuenta el correspondiente factor de corrección de volumen filtrado al igual que el de dilución.

El procedimiento de filtración consistió en:

1. Colocar una membrana estéril sobre el soporte del sistema de filtración.
2. Verter el volumen seleccionado de muestra o dilución en el embudo.
3. Aplicar vacío hasta el paso completo del líquido a través de la membrana.
4. Retirar cuidadosamente la membrana con pinzas estériles y transferirla al medio de cultivo.

El tamaño del poro del filtro empleado permitió la retención eficaz de bacterias presentes en suspensión. Posteriormente, este filtro se colocó sobre la placa Petri con el medio de cultivo. Las placas se incubaron invertidas en una estufa regulada a 37 °C durante un periodo de 21 ± 3 horas. La temperatura se mantuvo constante durante el periodo de incubación, permitiendo el desarrollo diferencial de coliformes totales y *Escherichia coli*.

A modo de control interno de calidad, se realizaron blancos de filtración y cultivo con agua estéril para verificar la ausencia de contaminación externa durante el procedimiento.

3.3.2.4 Recuento y cálculo de los resultados

Finalizado el periodo de incubación, las colonias desarrolladas sobre la superficie de la membrana fueron diferenciadas según su coloración característica. Las colonias de color azul oscuro o violeta fueron identificadas como *Escherichia coli*, mientras que las de color rosado o rojizo se corresponden con la suma de colonias de *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella*.

Posteriormente, se realizó el recuento manual de las colonias desarrolladas sobre la superficie de la membrana. Se tuvo en cuenta el rango contable recomendado de colonias (10-200), sirviendo de apoyo a la obtención el orden de magnitud de cada punto. Por tanto, las determinaciones que presentaron crecimiento confluyente fueron descartadas y repetidas aplicando diluciones hasta obtener valores cuantificables en torno al rango mencionado.

Los resultados se expresaron como Unidades Formadoras de Colonia por 100 mililitros de muestra (UFC/100 mL).

En caso de dilución previa, y cuando el volumen de muestra filtrado no fue igual a 100 mL, el valor final se calculó aplicando los correspondientes factores de proporción mediante la siguiente expresión:

$$\frac{UFC}{100\text{ mL}} = \frac{(Colonias\ contadas \times Factor\ de\ dilución \times 100)}{V\ filtrado\ (mL)}$$

3.3.2.5 Ajuste del procedimiento por elevada carga microbiológica del efluente

Debido a que se desconocía inicialmente el rango de contaminación microbiológica presente en cada muestra, se realizaron filtraciones empleando distintas diluciones con el objetivo de obtener membranas dentro del rango de recuento recomendado.

Durante la filtración inicial del efluente bruto (P1) sin dilución previa, se observó tras la incubación un crecimiento confluyente que cubría prácticamente la totalidad de la superficie de la membrana, presentando una coloración homogénea que impedía la diferenciación individual de las colonias, apreciable en la Figura 3-21.

Esta situación corresponde a un recuento no cuantificable (TNTC, *Too Numerous To Count*) indicativo de una concentración bacteriana superior al límite de cuantificación directa del método.

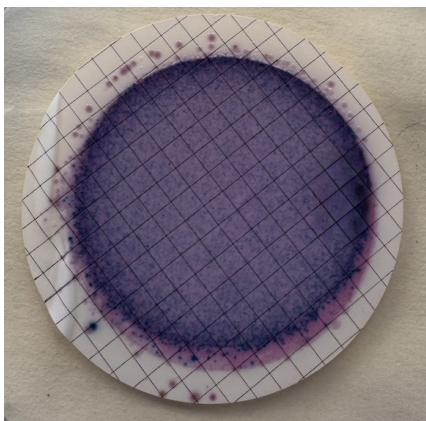


Figura 3-21. Membrana correspondiente al efluente sin dilución previa.

Para la obtención de placas dentro del rango contable recomendado (aproximadamente entre 10 y 200 colonias por membrana), se procedió a realizar diluciones seriadas decimales sucesivas del efluente.

En este caso fue necesario alcanzar diluciones de hasta 10^{-5} (1:100.000) (Figura 3-22) y 10^{-6} (1:1.000.000) para obtener recuentos diferenciables y técnicamente válidos.

Este ajuste metodológico permitió evitar la saturación física de la membrana, garantizar la validez estadística del recuento y obtener una estimación representativa de la carga microbiológica real del vertido.

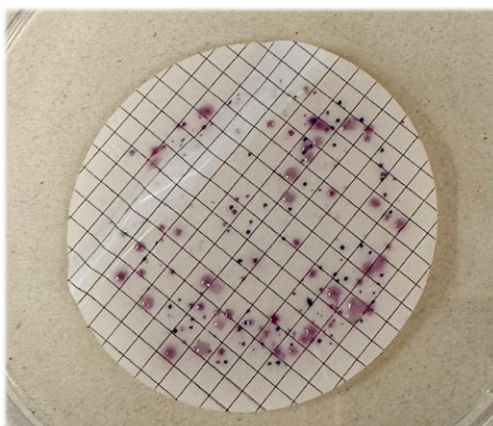


Figura 3-22. Membrana correspondiente a la dilución 1:100.000 del efluente (P1), con crecimiento bacteriano cuantificable tras incubación.

3.3.3 Control de calidad analítico

Con el objetivo de garantizar la fiabilidad, precisión y trazabilidad de los resultados obtenidos, los procedimientos analíticos descritos en los apartados anteriores incorporaron medidas específicas de control de calidad adaptadas a la naturaleza de cada determinación

Los equipos de medida empleados (pH-metro, conductímetro, turbidímetro y fotómetro multiparámetro) fueron calibrados previamente a su utilización siguiendo las recomendaciones del fabricante y los principios establecidos en las normas técnicas indicadas en cada procedimiento.

En el caso del pH-metro se emplearon soluciones tampón patrón de valores conocidos, mientras que para la conductividad y turbidez se utilizaron soluciones patrón certificadas dentro del rango operativo de trabajo. En las determinaciones espectrofotométricas se realizó la puesta a cero del equipo mediante blancos preparados conforme al procedimiento correspondiente.

En el análisis de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se realizó valoración del blanco de reactivos, permitiendo la corrección del consumo no atribuible a la muestra.

Estas medidas permitieron asegurar que las concentraciones calculadas correspondieran exclusivamente a la carga presente en las muestras analizadas.

3.3.3.1 Incertidumbre asociada a los resultados

Debe señalarse que pese a los procedimientos de esterilización y de los análisis, es importante considerar una posible incertidumbre en los resultados asociada principalmente a los siguientes factores:

- La precisión volumétrica en la preparación de reactivos y diluciones.
- La sensibilidad y resolución instrumental de los equipos de medida.
- La variabilidad inherente al crecimiento bacteriano en técnicas de cultivo.
- La ausencia de determinación directa de caudales, lo que limita la estimación de cargas másicas.

No obstante, las medidas de control aplicadas permiten considerar que los resultados obtenidos presentan un grado de fiabilidad adecuado para el enfoque del presente estudio.

3.4 Ensayo experimental de desinfección mediante radiación ultravioleta

Dada la elevada carga microbiológica observada en el efluente vertido a la dársena por el aliviadero (P1), se diseñó un ensayo experimental empleando un reactor con radiación ultravioleta (UV-C) para así evaluar la eficacia potencial de incluir una etapa de desinfección basada en esta tecnología, posterior al tratamiento primario existente en la ENM.

3.4.1 Características técnicas del reactor UV

El sistema de desinfección empleado consiste en un reactor UV en línea fabricado en acero inoxidable, diseñado para su instalación en conducciones presurizadas. En su interior alberga una lámpara germicida de baja presión emisora de radiación ultravioleta en el rango UV-C, con una longitud de onda predominante de 254 nm, adecuada para la inactivación microbiológica mediante alteración del ADN bacteriano.

La lámpara se encuentra protegida por una camisa de cuarzo, material que permite la transmisión eficiente de la radiación UV-C al fluido circundante, evitando el contacto directo entre la lámpara y el agua residual. El efluente circula por el espacio anular comprendido entre la pared interior del reactor y la superficie externa de la camisa de cuarzo, asegurando la exposición directa del volumen tratado al campo de radiación.

Este tipo de configuración permite una irradiación homogénea del flujo y minimiza pérdidas de intensidad asociadas a materiales absorbentes.

3.4.2 Descripción del ensayo experimental

Se partió de un volumen inicial de 400 mL de efluente bruto, previamente homogeneizado para asegurar la representatividad de la muestra. El volumen fue introducido en el reactor UV, asegurando una exposición continua del agua a la radiación emitida por la lámpara UV-C.

Durante el ensayo no se realizaron diluciones ni modificaciones fisicoquímicas de la muestra, con el fin de mantener condiciones representativas del efluente real.

El sistema operó en condiciones ambientales de laboratorio, registrándose una temperatura estable durante el periodo experimental y próxima a la temperatura ambiente.

Se estableció un seguimiento cinético mediante la toma de alícuotas de 30 mL tras los siguientes tiempos de exposición UV:

- 5 minutos.
- 15 minutos.
- 30 minutos.
- 1 hora.
- 3 horas.

Los tiempos exactos de muestreo fueron registrados durante el desarrollo del experimento.

La selección de estos intervalos respondió a la necesidad de evaluar tanto la inactivación inicial rápida (primeros minutos) como la posible estabilización o meseta de reducción microbiológica a tiempos prolongados. Durante el ensayo, la muestra se mantuvo expuesta de forma continua a la radiación emitida por la lámpara UV-C. A intervalos de tiempo establecidos se retiraron alícuotas de 30 mL para su posterior análisis microbiológico, manteniéndose el volumen restante bajo irradiación durante todo el periodo experimental.

3.4.3 Conservación y análisis de muestras

El objetivo principal de este ensayo fue evaluar la capacidad de desinfección del sistema de radiación UV-C sobre el efluente analizado. Por este motivo, el seguimiento experimental se centró en la evolución de los indicadores microbiológicos (*Escherichia coli* y coliformes totales), utilizados habitualmente para evaluar la eficacia de los procesos de desinfección.

La radiación UV actúa principalmente mediante la inactivación de los microorganismos a través del daño fotoquímico en su ADN, sin provocar modificaciones significativas en las propiedades fisicoquímicas del agua. Por esta razón, en los estudios de desinfección mediante UV el análisis suele centrarse en los parámetros microbiológicos, ya que otros parámetros fisicoquímicos como pH, conductividad o composición química del agua no experimentan cambios relevantes durante el proceso.

Inmediatamente tras cada toma:

- Se determinó la turbidez de la muestra, permitiendo determinar su evolución y verificar posibles variaciones en la transmisión óptica durante el ensayo.
- Las alícuotas fueron transferidas a tubos estériles nuevos.
- Cada tubo fue etiquetado correctamente con tiempo de exposición y fecha.

Las muestras de 10 mL destinadas a análisis microbiológico (*Escherichia coli* y coliformes) fueron conservadas en refrigeración cuando el análisis se realizó en el mismo día o al siguiente. En el caso en el que se tuvo que realizar el análisis tras un mayor tiempo de almacenamiento del descrito, que fue de 3 días para la muestra correspondiente al ensayo de exposición UV de tres horas, se tuvo en cuenta que esto provoca la reducción bacteriana y no lo contrario.

3.4.4 Evaluación de la eficacia de desinfección

El rendimiento del tratamiento depende de la dosis de radiación recibida, habitualmente expresada en mJ/cm^2 , definida como el producto entre la intensidad de irradiancia y el tiempo de exposición. Dado que no se determinó instrumentalmente la irradiancia específica del sistema, el tiempo de exposición se empleó como variable de control para evaluar la evolución cinética de la inactivación microbiológica.

La eficacia del tratamiento se evaluará mediante el cálculo de la reducción logarítmica de *Escherichia coli*, expresada como:

$$\text{Reducción logarítmica} = \log_{10} \left(\frac{N_0}{N_t} \right)$$

donde N_0 corresponde a la concentración inicial y N_t a la concentración tras cada intervalo de exposición. Este enfoque permite cuantificar la capacidad de inactivación microbiológica del sistema y comparar su rendimiento con referencias habituales en procesos de desinfección.

La reducción logarítmica se emplea habitualmente en estudios de desinfección microbiológica, ya que permite describir de forma adecuada disminuciones en varios órdenes de magnitud de la concentración bacteriana y facilita la comparación de resultados entre diferentes estudios y tecnologías de tratamiento.

En aplicaciones prácticas de desinfección con radiación UV-C, diversos estudios experimentales y guías técnicas sugieren que dosis de radiación en el orden de 20 – 40 mJ/cm² pueden ser suficientes para lograr reducciones del orden de 3 log en bacterias como *Escherichia coli*, dependiendo de la transmitancia del agua y las condiciones de reactor UV. Esta estimación se encuentra respaldada tanto por ensayos experimentales de inactivación microbiana como por recomendaciones de diseño de sistemas UV-C para tratamiento de aguas [56], [57].

La presencia de sólidos en suspensión, materia orgánica disuelta y compuestos absorbentes puede reducir la penetración efectiva de la radiación UV en el efluente. Por este motivo, se determinó la turbidez en cada intervalo de muestreo tras la toma de cada alícuota, como parámetro indirecto de la transmitancia óptica del agua.

La presencia de sólidos en suspensión puede generar fenómenos de sombreado o protección física de microorganismos frente a la radiación UV, reduciendo la eficacia real de inactivación. Este efecto debe considerarse en la interpretación de los resultados obtenidos.

3.4.5 Limitaciones del experimento

El presente ensayo se realizó a escala de laboratorio y bajo condiciones controladas, por lo que sus resultados deben interpretarse en el contexto de las limitaciones inherentes al diseño experimental.

No se determinó de forma instrumental la irradiancia específica del sistema ni la dosis UV aplicada, por lo que el tiempo de exposición se empleó como variable de control indirecta. Asimismo, la transmitancia UV del efluente no fue medida directamente, utilizándose la turbidez como indicador aproximado de su comportamiento óptico.

El volumen tratado (400 mL) no reproduce las condiciones hidráulicas reales del sistema de alivio, donde los caudales pueden variar significativamente durante episodios de precipitación. Por tanto, el ensayo permite evaluar la eficacia potencial del tratamiento UV en términos comparativos, pero no constituye una simulación exacta de funcionamiento a escala real.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización fisicoquímica de los puntos de muestreo

En el presente apartado se exponen y analizan los resultados obtenidos a partir de las determinaciones fisicoquímicas realizadas sobre las muestras recogidas en los distintos puntos de muestreo. Los datos se presentan de forma sintetizada mediante tablas y figuras, incluyendo los valores medios o representativos empleados para su interpretación y comparación entre puntos.

Con el objetivo de facilitar la lectura y evitar una excesiva carga de información en el cuerpo principal del documento, los datos completos derivados de los análisis, incluyendo los valores individuales registrados, duplicados analíticos y cálculos intermedios, se recogen íntegramente en el El desarrollo de trabajos técnicos en el ámbito de la ingeniería exige mantener una actitud éticamente responsable tanto en la obtención de los datos como en su análisis e interpretación. La información derivada de estudios experimentales puede influir en la toma de decisiones relacionadas con la gestión de infraestructuras, la planificación de mejoras técnicas o la adopción de medidas de control ambiental. Por ello, resulta fundamental aplicar criterios de rigor, objetividad y honestidad científica a lo largo de todo el proceso.

En este contexto, las Fuerzas Armadas, y en particular la Escuela Naval Militar, desempeñan un papel relevante en la promoción de actuaciones que integren criterios técnicos con principios éticos y sociales. La gestión adecuada de las instalaciones y de los vertidos asociados no solo responde a exigencias normativas, sino también a un compromiso con la protección del medio marino y con la sociedad. Este tipo de proyectos contribuye a evaluar el impacto de las actividades desarrolladas y a proponer mejoras orientadas a la conservación del entorno.

En el presente trabajo se ha llevado a cabo la recogida y análisis de muestras de agua con el objetivo de evaluar distintos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Este proceso implica garantizar la fiabilidad de los resultados mediante una correcta aplicación de los métodos de muestreo, el uso adecuado de las técnicas analíticas y un registro preciso de la información. Cualquier desviación en estas fases podría dar lugar a interpretaciones erróneas y, en consecuencia, a decisiones técnicas poco fundamentadas.

Asimismo, la interpretación de los resultados requiere una actitud crítica que tenga en cuenta tanto el contexto en el que se han obtenido como las limitaciones inherentes al muestreo y a la variabilidad del medio. Reconocer y explicitar estas limitaciones forma parte de una práctica profesional responsable, ya que evita la formulación de conclusiones que excedan el alcance real del estudio.

Otro aspecto clave desde el punto de vista ético es la forma en que se comunican los resultados. La transparencia y claridad en la presentación de la información permiten que el trabajo sea comprendido,

evaluado y, en su caso, utilizado como referencia para futuras investigaciones o para la mejora de sistemas existentes. De este modo, se contribuye a reforzar la credibilidad del análisis realizado.

Por último, el ejercicio de la ingeniería implica que las soluciones propuestas sean viables y estén basadas en criterios realistas. Las mejoras planteadas deben responder a una evaluación técnica fundamentada y ser aplicables en condiciones reales, de manera que contribuyan de forma efectiva a la protección y conservación del medio marino.

Anexo III: Tablas completas de datos experimentales y resultados analíticos donde se presentan las hojas de cálculo empleadas en el tratamiento de los resultados.

4.1.1 pH

Los valores de pH obtenidos en los distintos puntos de muestreo se recogen en la Tabla 4-1.

Punto	pH
P1	6,8
P2	6,4
P3	7,7
P4	7,5

Tabla 4-1. Valores de pH para los diferentes puntos de muestreo.

El valor más bajo se obtuvo en el punto P2 (6,4), correspondiente al efluente en régimen seco. Este valor ligeramente ácido puede estar asociado a la presencia de materia orgánica y procesos de degradación biológica característicos de aguas residuales o escorrentías urbanas.

El punto P1 presentó un valor de 6,8 durante la activación del aliviadero, mostrando una diferencia de 0,4 unidades respecto al régimen seco interno. Este ligero incremento del pH podría estar relacionado con la dilución del efluente por el aporte adicional de agua durante el episodio de descarga.

Los valores de pH del agua residual del sistema de saneamiento (P1-P2) se sitúan próximos a la neutralidad y dentro del rango típico de aguas residuales urbanas, atribuyéndose dicha acidez a la presencia de compuestos orgánicos procedentes de la degradación de la materia orgánica aún presente en el efluente.

En contraste, los puntos correspondientes al entorno exterior y al medio receptor (P3 y P4) registraron valores superiores (7,7 y 7,5 respectivamente), situándose ambos en un rango ligeramente básico. Estos valores son coherentes con la influencia del agua marina presente en la dársena, que tiende a presentar pH cercanos o ligeramente superiores a la neutralidad, siendo un rango típico en estuarios un pH de entre 7,8 y 8,3 para el agua de mar.

La variación máxima observada entre los puntos de muestreo fue de 1,3 unidades de pH, lo que indica una diferencia apreciable entre el efluente y el medio receptor, aunque los valores registrados se mantienen dentro de rangos habituales para aguas naturales y sistemas costeros.

4.1.2 Turbidez

La turbidez constituye un parámetro indicativo de la presencia de partículas en suspensión en el agua, incluyendo materia orgánica, sólidos minerales y microorganismos asociados a la fracción particulada.

Los valores obtenidos se recogen en la Tabla 4-2.

Punto	Turbidez
P1	29,60
P2	612
P3	1,45
P4	0,52

Tabla 4-2. Valor medio de la turbidez de las diferentes muestras.

Con el fin de facilitar la comparación visual entre los distintos puntos de muestreo, los valores de turbidez obtenidos se representan gráficamente en la Figura 4-1. Dado el elevado contraste existente entre el valor registrado en el punto P2 y los correspondientes al resto de localizaciones, la representación se ha realizado utilizando una escala logarítmica en el eje vertical, lo que permite apreciar con mayor claridad las diferencias relativas entre las muestras analizadas.

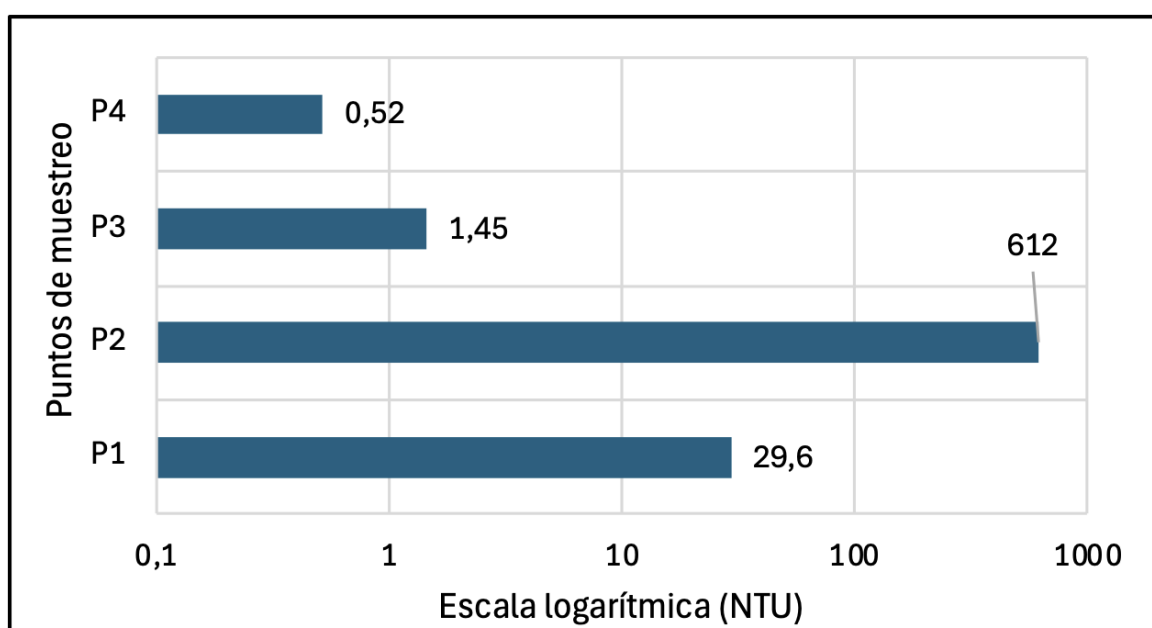


Figura 4-1. Representación gráfica con los valores medios de turbidez.

Se observaron diferencias marcadas entre los puntos de muestreo, lo que refleja distintos niveles de carga de sólidos en suspensión entre el efluente y el medio receptor.

El valor correspondiente al punto P2 (612 NTU) fue significativamente superior al registrado en el resto de los puntos de muestreo, representando el máximo de la serie analizada. Esta turbidez extremadamente elevada indica una elevada concentración de partículas en suspensión, lo que resulta coherente con una mayor presencia de sólidos en suspensión (SST), generalmente asociados a materia orgánica, sedimentos y otros materiales transportados por el sistema de drenaje urbano.

Durante la activación del aliviadero (P1), se obtuvo una turbidez de 29,6 NTU, inferior a P2, pero notablemente superior a los valores registrados en el entorno exterior. Esta disminución respecto a P2 puede explicarse por un efecto de dilución producido durante el episodio de descarga, aunque el valor sigue reflejando una importante carga particulada asociada al vertido.

El aporte fluvial urbano (P3) presentó una turbidez de 1,45 NTU, mientras que el medio receptor (P4) registró el valor más bajo, con 0,52 NTU. Estos valores son característicos de aguas relativamente claras y evidencian una menor presencia de sólidos en suspensión en comparación con el efluente interno.

La diferencia máxima entre puntos alcanzó 611,48 NTU, evidenciando un contraste muy elevado entre el efluente procedente del sistema de saneamiento y la lámina de agua de la dársena. Este gradiente de turbidez subraya la elevada carga de sólidos asociada al vertido y su potencial influencia en la calidad del agua del entorno inmediato.

4.1.3 Conductividad

La conductividad eléctrica constituye un parámetro indicativo de la concentración total de sales y especies iónicas disueltas en el agua. En el ámbito de las aguas residuales, valores elevados suelen asociarse a la presencia de compuestos minerales y orgánicos ionizados, mientras que variaciones entre escenarios pueden reflejar procesos de dilución o concentración del efluente.

Los valores obtenidos en los distintos puntos de muestreo se recogen en la Tabla 4-3.

Punto	Conductividad eléctrica
P1	327 $\mu\text{S/cm}$
P2	797 $\mu\text{S/cm}$
P3	21800 $\mu\text{S/cm}$
P4	32600 $\mu\text{S/cm}$

Tabla 4-3. Valores obtenidos en el análisis de la conductividad.

Los puntos correspondientes al sistema interno (P1 y P2) presentaron valores inferiores a 1.000 $\mu\text{S/cm}$, registrándose 327 $\mu\text{S/cm}$ en P1 y 797 $\mu\text{S/cm}$ en P2. Estos valores son característicos de aguas continentales con baja a moderada mineralización y resultan coherentes con la naturaleza del efluente procedente del sistema de drenaje urbano.

La diferencia observada entre ambos puntos puede asociarse a las condiciones hidráulicas del sistema. El valor registrado en P2, correspondiente al régimen seco interno, refleja una mayor concentración de sales disueltas, mientras que el valor inferior obtenido en P1 durante la activación del aliviadero podría estar relacionado con procesos de dilución asociados al incremento del caudal.

Por otro lado, los puntos asociados al medio receptor y al aporte externo mostraron valores significativamente superiores. El aporte fluvial urbano (P3) registró 21.800 $\mu\text{S/cm}$, mientras que el medio receptor (P4) alcanzó 32.600 $\mu\text{S/cm}$, constituyendo el valor máximo observado, lo cual resulta coherente al tratarse de la muestra que presenta una mayor salinidad. Estos valores elevados son característicos de aguas con una marcada influencia marina, donde la presencia de sales disueltas incrementa notablemente la conductividad eléctrica.

La diferencia máxima entre puntos fue de 32.273 $\mu\text{S/cm}$, reflejando el fuerte contraste existente entre el efluente procedente del sistema de saneamiento y las aguas de la dársena, dominadas por la salinidad del medio marino. Este gradiente representa la influencia del agua marina en los puntos exteriores y evidencia la diferencia de composición química entre ambos tipos de agua.

4.1.4 Sólidos

Los sólidos constituyen un parámetro fundamental en la caracterización de aguas residuales, al reflejar la cantidad total de materia presente en la muestra, tanto en forma disuelta como en suspensión. Su análisis permite estimar la carga física del vertido y valorar su posible influencia sobre la turbidez.

4.1.4.1 Sólidos Totales

Los sólidos totales (ST) representan el conjunto de materia presente en la muestra tras la evaporación completa del agua, incluyendo tanto la fracción disuelta como la fracción en suspensión. Asimismo, la determinación de los sólidos volátiles totales (SVT) y de los sólidos fijos (SF), tras calcinación a 550 °C, permite diferenciar entre la fracción orgánica e inorgánica de dichos sólidos. Los valores obtenidos para estos parámetros se recogen en la Tabla 4-4.

Punto	ST (mg/L)	SVT (mg/L)	SF (mg/L)
P1	287 ± 9	47 ± 9	240 ± 0
P2	1080 ± 28	360 ± 20	720 ± 16
P3	13080 ± 80	120 ± 0	12960 ± 80
P4	19560 ± 60	90 ± 10	19470 ± 50

Tabla 4-4. Valor medio de los sólidos totales para los diferentes puntos de muestreo.

Los resultados evidencian diferencias muy marcadas entre el efluente procedente del sistema de saneamiento y las aguas del medio receptor. En el punto P1, asociado al vertido durante la activación del aliviadero, se obtuvo una concentración de sólidos totales de 287 mg/L, con 47 mg/L de sólidos volátiles y 240 mg/L de sólidos fijos. Estos valores indican una presencia moderada de sólidos, con una fracción orgánica apreciable asociada al efluente. Este comportamiento es representativo de un vertido diluido como consecuencia del incremento de caudal pluvial.

Por el contrario, en el punto P2, correspondiente al sistema en régimen seco, se registró una concentración de sólidos totales notablemente superior (1.080 mg/L), acompañada de 360 mg/L de sólidos volátiles y 720 mg/L de sólidos fijos. Este incremento refleja la acumulación progresiva de compuestos en la red de saneamiento en ausencia de dilución por aportes pluviales, dando lugar a un efluente más concentrado y con una mayor carga orgánica.

En los puntos del medio receptor se observaron valores considerablemente más elevados de sólidos totales, alcanzando 13.080 mg/L en P3 y 19.560 mg/L en P4. Sin embargo, en estos casos se aprecia un claro predominio de la fracción mineral, con valores de sólidos fijos muy superiores a los volátiles (12.960 mg/L frente a 120 mg/L en P3, y 19.470 mg/L frente a 90 mg/L en P4). Esta distribución pone de manifiesto que la mayor parte de los sólidos presentes en el agua de la dársena corresponde a sales minerales disueltas, lo cual resulta característico de ambientes con fuerte influencia marina y coherente con los elevados valores de conductividad registrados en estos puntos (salinidad).

4.1.4.2 Sólidos en Suspensión

Los resultados de sólidos en suspensión (SST), junto con su fracción volátil (SSV) y fija (SSF), permiten caracterizar la naturaleza de la materia particulada presente en los distintos puntos de muestreo, así como su contribución relativa respecto a los sólidos totales (Tabla 4-5).

Punto	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	% SST respecto a ST
P1	75 ± 4	45 ± 4	30 ± 0	26%
P2	608 ± 17	162 ± 6	447 ± 12	56%
P3	3 ± 1	1,5 ± 0,5	1,5 ± 0,5	≈0%
P4	1,5 ± 0,5	1 ± 0	0,5 ± 0,5	≈0%

Tabla 4-5. Sólidos en suspensión totales.

En el punto P1 se obtuvo una concentración de SST de 75 mg/L, de los cuales 45 mg/L corresponden a la fracción volátil y 30 mg/L a la fracción fija. Esto indica una proporción significativa de materia orgánica en suspensión, representando aproximadamente un 26 % de los sólidos totales. Este comportamiento está en línea con un vertido diluido durante episodios de lluvia, donde, si bien disminuye la concentración global, se mantiene una fracción orgánica relevante asociada al arrastre de materia residual.

En el punto P2 se registró un notable incremento de los SST, alcanzando 608 mg/L, con una fracción volátil de 162 mg/L y una fracción fija de 447 mg/L. En este caso, los sólidos en suspensión representan aproximadamente un 56 % de los sólidos totales, lo que evidencia un claro predominio de materia

particulada. Este resultado es característico de condiciones de tiempo seco, en las que la ausencia de dilución favorece la acumulación de sólidos en suspensión, tanto de naturaleza orgánica como inorgánica, en el sistema de saneamiento.

Por el contrario, en los puntos P3 y P4, correspondientes al medio receptor, se obtuvieron concentraciones muy bajas de SST (3 mg/L y 1,5 mg/L, respectivamente), con valores prácticamente despreciables tanto de SSV como de SSF. La contribución de los sólidos en suspensión respecto a los sólidos totales es inferior al 0,05 % en ambos casos, lo que indica un claro predominio de sólidos disueltos. Este comportamiento es característico de aguas marinas, donde la elevada salinidad determina altas concentraciones de sólidos totales en forma disuelta, mientras que la fracción en suspensión resulta mínima.

4.1.4.3 Sólidos Disueltos (SD)

Los sólidos disueltos (SD), calculados como diferencia entre sólidos totales y sólidos en suspensión totales, representan la fracción que permanece en solución y que no es retenida por el filtro (Tabla 4-6).

Punto	SD (mg/L)
P1	212
P2	472
P3	13077
P4	19558

Tabla 4-6. Sólidos disueltos.

Los sólidos disueltos representan la fracción de materia que permanece en solución tras la eliminación de las partículas en suspensión mediante filtración.

La concentración en P1 determinada fue de 212 mg/L, valor que refleja la presencia de compuestos solubles asociados al vertido del sistema de saneamiento, incluyendo tanto sales minerales como sustancias orgánicas disueltas.

En el punto P2, la concentración aumentó hasta 472 mg/L, lo que indica una mayor presencia de compuestos disueltos en el efluente cuando el sistema opera en condiciones de régimen seco. Este comportamiento está en línea con la acumulación de sustancias solubles en la red de saneamiento durante periodos sin precipitaciones.

Por su parte, los puntos localizados en el medio receptor presentaron valores muy superiores. En P3 se registraron 13.077 mg/L, mientras que en P4 se alcanzaron 19.558,5 mg/L. Estas concentraciones tan elevadas se deben fundamentalmente a la gran cantidad de sales disueltas presentes en el agua marina, lo que explica su relación directa con los altos niveles de conductividad observados en estas mismas muestras.

4.1.5 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO se determinó con el objetivo de evaluar la magnitud de la presión orgánica asociada a los distintos aportes identificados en la dársena y analizar su posible influencia sobre el medio receptor.

Además de la DQO total, se determinó la DQO soluble mediante filtración previa de la muestra, con el fin de diferenciar la fracción orgánica disuelta de aquella asociada a partículas en suspensión.

Los valores representativos de DQO bruta obtenidos en los distintos puntos de muestreo se recogen en la Tabla 4-7.

Punto	DQO bruta (mg/L)
P1	571 ± 18
P2	3248 ± 0
P3	347 ± 11
P4	274 ± 28

Tabla 4-7. Valores representativos de DQO bruta para cada punto de muestreo.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto diferencias claras entre el efluente procedente del sistema de saneamiento y las muestras correspondientes al entorno exterior y al medio receptor.

Con el aliviadero activo, se registró una concentración de 571 mg O₂/L, valor que se sitúa dentro del rango típico de las aguas residuales urbanas (aproximadamente 250–1000 mg O₂/L) o de mezclas de escorrentía urbana con aguas residuales. Este resultado evidencia la presencia de una carga orgánica significativa asociada al vertido analizado.

En régimen seco (P2) se registró una concentración de 3.248 mg O₂/L, valor muy superior al observado durante la activación del aliviadero. Este aumento indica una mayor concentración de materia orgánica cuando el sistema opera sin dilución hidráulica, lo que resulta coherente con la acumulación progresiva de contaminantes en la red de saneamiento durante periodos sin precipitaciones.

En P3 y P4 se obtuvieron valores de 347 mg O₂/L y 274 mg O₂/L, respectivamente. Aunque inferiores a los registrados en el efluente, estos valores son anómalamente elevados para un medio marino, lo que sugiere la influencia de aportes de origen antrópico. En particular, el valor registrado en P3 sugiere la posible contribución de este punto a la carga orgánica presente en la dársena, al situarse por encima de los niveles medios esperados para aguas marinas. Este comportamiento podría estar relacionado con el vertido de aguas residuales de origen urbano al aporte fluvial (P3) durante el curso hasta su desembocadura en la dársena, y con procesos de acumulación de materia orgánica en el interior de la dársena.

La DQO soluble se determinó tras filtración previa de la muestra, con el fin de estimar la fracción orgánica disuelta. Los valores obtenidos se recogen en la Tabla 4-8.

Punto	DQO soluble (mg/L)	DQOs / DQO
P1	500 ± 60	0,88
P2	1456 ± 112	0,45
P3	314 ± 11	0,90
P4	246 ± 0	0,90

Tabla 4-8. Valores obtenidos de DQO soluble.

Los resultados obtenidos indican que una parte importante de la materia orgánica presente en las muestras se encuentra en forma disuelta, tal y como reflejan los valores de la relación DQOs/DQO. No obstante, esta distribución varía significativamente entre los distintos puntos de muestreo.

En el punto P1, la DQO soluble alcanzó un valor de 500 mg O₂/L, con una relación DQOs/DQO de 0,88, lo que indica que aproximadamente el 88 % de la materia orgánica total se encuentra en forma disuelta. Este predominio de la fracción soluble resulta coherente con los valores de sólidos en suspensión obtenidos, que representan en torno al 26 % de los sólidos totales, lo que sugiere una menor contribución relativa de la materia particulada. Este comportamiento es característico de un vertido diluido durante episodios de lluvia.

En el punto P2, la DQO soluble fue significativamente superior (1.456 mg O₂/L); sin embargo, la relación DQOs/DQO descendió hasta 0,45, indicando que únicamente el 45 % de la materia orgánica se encuentra en forma disuelta. Esto implica que la fracción mayoritaria de la materia orgánica se presenta

en forma particulada. Este resultado es coherente con los elevados valores de sólidos en suspensión registrados en este punto, que suponen aproximadamente el 56 % de los sólidos totales, así como con la elevada concentración de sólidos en suspensión volátiles, evidenciando un claro predominio de materia orgánica particulada. Este comportamiento es característico de aguas residuales en condiciones de tiempo seco, donde la ausencia de dilución favorece la acumulación de sólidos.

En los puntos P3 y P4, correspondientes al medio receptor, se obtuvieron valores de DQO soluble de 314 mg O₂/L y 246 mg O₂/L, respectivamente, con relaciones DQOs/DQO de 0,90 en ambos casos. Estos valores indican que aproximadamente el 90 % de la materia orgánica presente se encuentra en forma disuelta, lo que es coherente con los muy bajos valores de sólidos en suspensión registrados (inferiores al 0,05 % de los sólidos totales). Este comportamiento es característico de aguas marinas, donde la materia orgánica se encuentra mayoritariamente en forma disuelta.

No obstante, las concentraciones de DQO registradas en el medio receptor son superiores a las esperadas para aguas marinas no impactadas, lo que sugiere la influencia de aportes de origen antrópico o la acumulación de materia orgánica en el interior de la dársena.

Con el fin de visualizar la distribución de la materia orgánica entre la fracción total y la fracción disuelta en los distintos puntos de muestreo, se representa a continuación la comparación entre los valores de DQO bruta y DQO soluble obtenidos en cada punto (Figura 4-2).

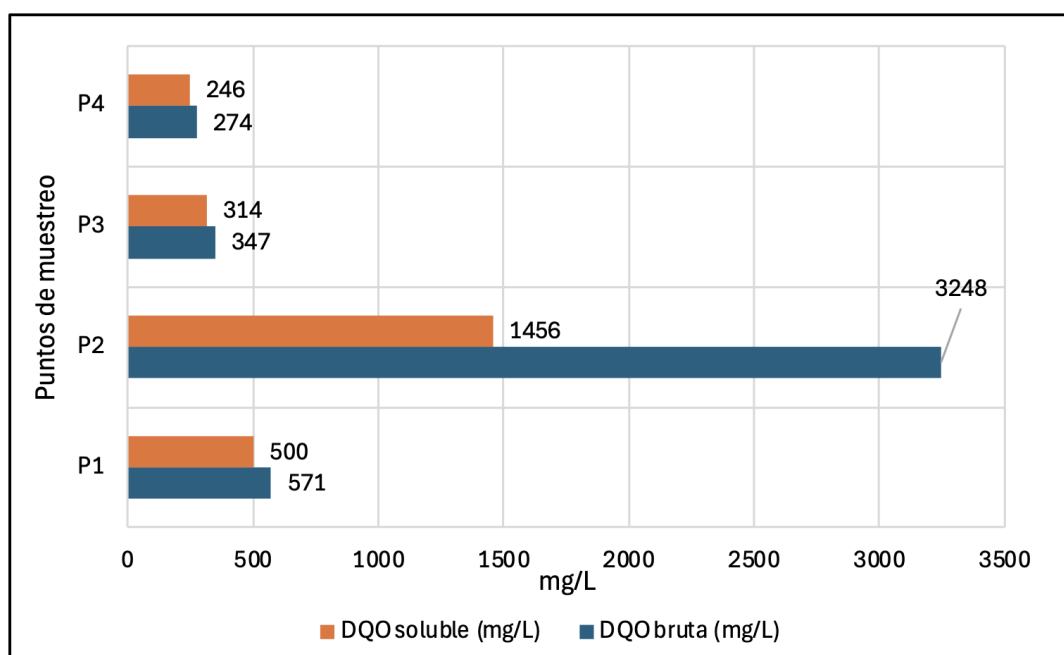


Figura 4-2. Comparación entre DQO bruta y soluble en los distintos puntos de muestreo

La fracción orgánica asociada a partículas en suspensión se estimó por diferencia entre la DQO bruta y la DQO soluble. Los resultados se recogen en la Tabla 4-9.

Punto	DQO particulada (mg/L)
P1	500
P2	1456
P3	314
P4	246

Tabla 4-9. Fracción orgánica particulada.

La fracción orgánica particulada se estimó a partir de la diferencia entre la DQO total y la DQO soluble, lo que permite evaluar la proporción de materia orgánica asociada a partículas en suspensión.

En el punto P1, la DQO particulada alcanzó 71 mg O₂/L, lo que representa aproximadamente un 12 % de la DQO total. Este resultado indica que la mayor parte de la materia orgánica presente en el vertido se encuentra en forma disuelta, mientras que la fracción asociada a partículas es relativamente reducida.

La fracción particulada de P2 fue de 1.792 mg O₂/L, valor considerablemente superior al observado en el resto de los puntos de muestreo. Este resultado refleja una elevada cantidad de materia orgánica asociada a partículas en suspensión en el efluente del sistema de saneamiento en condiciones de régimen seco. La magnitud de este valor es coherente con los altos niveles de turbidez y sólidos en suspensión registrados en este mismo punto.

Los valores obtenidos en P3 y P4 fueron de 33 mg O₂/L y 28 mg O₂/L, respectivamente, lo que indica que en el medio receptor la materia orgánica se encuentra principalmente en forma disuelta o asociada a partículas muy finas.

Estos resultados sugieren que la carga orgánica del sistema presenta comportamientos diferenciados según el punto de muestreo, predominando la fracción soluble en el medio receptor y aumentando la fracción particulada en el efluente interno, especialmente bajo condiciones de régimen seco.

4.1.6 Nutrientes

La determinación de nutrientes se realizó con el objetivo de evaluar la carga nitrogenada y fosforada asociada a los distintos aportes analizados, dado su papel fundamental en los procesos de eutrofización y en la caracterización de aguas residuales de origen doméstico.

Se analizaron nitrógeno amoniacal total (NH₃-N), nitrógeno total (NT), fosfato (PO₄³⁻) y fósforo total (PT).

4.1.6.1 Nitrógeno total (NT)

El nitrógeno total (NT) representa la suma de las distintas formas nitrogenadas presentes en la muestra, incluyendo nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y las formas oxidadas como nitratos y nitritos. Los valores de nitrógeno total se recogen en Tabla 4-10.

Punto	NT (mg/L)
P1	10 ± 0
P2	44 ± 4
P3	4,40 ± 0,20
P4	3,35 ± 0,25

Tabla 4-10. Valores obtenidos de nitrógeno total.

En el punto P1 se registró una concentración de 10 mg/L de NT. La comparación con el nitrógeno amoniacal (NH₃-N) indica que aproximadamente el 35 % del nitrógeno total se encuentra en forma reducida, lo que sugiere una contribución relevante de nitrógeno procedente de materia orgánica reciente o de procesos de degradación de compuestos nitrogenados.

En régimen seco (P2) se obtuvo el valor más elevado, con una concentración de 44 mg/L de NT. Este resultado refleja una mayor carga nitrogenada asociada al sistema sanitario, característica de aguas residuales urbanas donde predominan los compuestos nitrogenados derivados de materia orgánica y de actividades domésticas.

Los valores correspondientes al aporte fluvial (P3) y al medio receptor (P4) fueron de 4,4 mg/L y 3,35 mg/L, respectivamente. Estas concentraciones son notablemente inferiores a las observadas en los puntos vinculados al sistema sanitario, lo que indica una menor influencia directa de aportes de origen residual y una mayor dilución en el medio acuático. La ligera disminución entre P3 y P4 sugiere además

un proceso de dispersión y mezcla en la dársena que reduce la concentración de nitrógeno total en el agua del medio receptor.

4.1.6.2 Nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$)

Los valores obtenidos de nitrógeno amoniacal total (TAN), junto con el pH de cada punto de muestreo y las concentraciones estimadas de NH_3 y NH_4^+ se recogen en la Tabla 4-11.

Punto	TAN ($\text{NH}_3\text{-N}$ mg/L)	pH	NH_3 (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	Unidad
P1	3,50 ± 0,40	6,8	0,010	4,49	mg/L
P2	11,85 ± 0,25	6,4	0,016	15,23	mg/L
P3	0,70 ± 0,10	7,7	0,034	0,86	mg/L
P4	0,35 ± 0,05	7,5	0,009	0,44	mg/L

Tabla 4-11. Valores obtenidos de nitrógeno amoniacal.

El nitrógeno amoniacal constituye una de las formas reducidas del nitrógeno presentes en el agua y suele asociarse a procesos recientes de degradación de materia orgánica nitrogenada. Su presencia en concentraciones elevadas es característica de aguas residuales urbanas o de sistemas de saneamiento donde se produce acumulación de compuestos orgánicos.

Como era de esperar, los valores de nitrógeno amoniacal obtenidos fueron inferiores a los de nitrógeno total determinados previamente. Esto se debe a que el nitrógeno amoniacal representa únicamente una de las fracciones del nitrógeno total presente en el agua, que incluye además otras formas de nitrógeno como nitratos, nitritos y nitrógeno orgánico.

En el punto P1 se registró una concentración de 3,5 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$, equivalente aproximadamente a 4,49 mg/L de NH_4^+ . Este valor indica la presencia de nitrógeno reducido en el vertido, aunque en una magnitud moderada, lo que resulta coherente con el efecto de dilución asociado al aumento de caudal durante el episodio de descarga.

La concentración máxima se observó en P2, con 11,85 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$, correspondiente aproximadamente a 15,23 mg/L de NH_4^+ . Este valor refleja el comportamiento del sistema en régimen seco, donde la ausencia de aportes adicionales de agua favorece la concentración de compuestos presentes en la red de saneamiento, incluyendo el nitrógeno en forma amoniacal procedente de la degradación de materia orgánica.

El aporte fluvial urbano (P3) presentó 0,7 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ (0,86 mg/L como NH_4^+), mientras que en el medio receptor (P4) la concentración descendió hasta 0,35 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ (0,44 mg/L como NH_4^+). Estos valores son compatibles con aguas superficiales sometidas a mayor dilución y a procesos naturales de transformación del nitrógeno, como la nitrificación.

Cabe señalar que el nitrógeno amoniacal total corresponde a la suma del amoníaco libre (NH_3) y del ion amonio (NH_4^+), especies que se encuentran en equilibrio químico dependiente del pH y de la temperatura del agua. A los valores de pH registrados en las muestras, la mayor parte del nitrógeno amoniacal se encuentra previsiblemente en forma de ion amonio, siendo muy reducida la fracción presente como amoníaco libre.

Desde el punto de vista de evaluación ambiental, resulta de especial interés la concentración de NH_4^+ , ya que esta es la forma habitualmente considerada en la normativa y en los criterios de calidad de aguas. Por este motivo, los valores de nitrógeno amoniacal expresados inicialmente como $\text{NH}_3\text{-N}$ se transformaron a concentración de ion amonio para facilitar su comparación con los límites establecidos en la legislación aplicable.

4.1.6.3 Fósforo total (PT)

El fósforo total permite evaluar la cantidad global de fósforo presente en la muestra, incluyendo tanto la fracción soluble como aquella asociada a partículas en suspensión o a materia orgánica. Los valores de fósforo total se recogen en la Tabla 4-12.

Punto	PT (mg/L)
P1	3,30 ± 0,20
P2	22,65 ± 1,85
P3	0,80 ± 0,10
P4	0,40 ± 0,10

Tabla 4-12. Valores obtenidos de fósforo total.

En el punto P1, el fósforo total alcanzó 3,3 mg/L, valor que refleja la presencia de compuestos fosforados en el vertido procedente del sistema de saneamiento. Parte de este fósforo puede encontrarse ligado a partículas o a materia orgánica presente en suspensión.

La concentración más elevada se registró en P2, donde se determinó un valor de 22,65 mg/L. Esta diferencia respecto al punto anterior pone de manifiesto el efecto de acumulación de compuestos fosforados en la red cuando el sistema funciona en régimen seco. Además, los elevados valores de sólidos en suspensión registrados en este mismo punto sugieren que una parte significativa del fósforo se encuentra asociada a partículas.

En los puntos exteriores se observaron concentraciones considerablemente menores. El aporte fluvial urbano (P3) presentó 0,8 mg/L, mientras que el medio receptor (P4) registró 0,4 mg/L. Estas cifras indican una carga fosforada relativamente baja en comparación con el efluente interno, lo que evidencia nuevamente el efecto de dilución presente en el entorno de la dársena.

4.1.6.4 Fosfato (PO_4^{3-})

El fosfato representa la fracción soluble y directamente disponible del fósforo presente en el agua. Debido a su elevada biodisponibilidad, este compuesto desempeña un papel relevante en los procesos de eutrofización de los sistemas acuáticos [58]. Los resultados de fosfato reactivo se presentan en la Tabla 4-13.

Punto	PO_4^{3-} (mg/L)
P1	6,55 ± 0,45
P2	13,20 ± 0,40
P3	0,60 ± 0,10
P4	0,25 ± 0,05

Tabla 4-13. Valores obtenidos de fosfato.

Como era de esperar, las concentraciones de fosfato reactivo fueron inferiores a las de fósforo total determinadas previamente. Esto se debe a que el fosfato representa únicamente la fracción soluble e inmediatamente biodisponible del fósforo presente en el agua, mientras que el fósforo total incluye además otras formas como el fósforo orgánico y el fósforo particulado asociado a sólidos en suspensión. Cabe señalar que las concentraciones de fosfato están expresadas como PO_4^{3-} , mientras que el fósforo total se expresa como fósforo elemental, por lo que ambas magnitudes no son directamente comparables sin una conversión previa.

Las concentraciones más elevadas se registraron en los puntos asociados al sistema de saneamiento. En P1 se obtuvo un valor de 6,55 mg/L, indicativo de un aporte significativo de fósforo soluble en el

vertido. Este tipo de concentraciones es habitual en aguas residuales urbanas, donde el fósforo puede proceder de detergentes domésticos, materia orgánica o residuos alimentarios.

En P2, correspondiente al funcionamiento del sistema en régimen seco, la concentración aumentó hasta 13,2 mg/L, constituyendo el valor máximo observado. Este incremento confirma el efecto de concentración del efluente en ausencia de dilución, así como la acumulación de compuestos fosforados en la red de saneamiento.

Por el contrario, en los puntos localizados fuera del sistema de saneamiento se registraron valores mucho más bajos. El aporte fluvial urbano (P3) presentó 0,6 mg/L, mientras que en el medio receptor (P4) se determinó una concentración de 0,25 mg/L. Estos resultados reflejan una menor influencia directa de vertidos urbanos concentrados y una mayor dilución asociada a la mezcla con el agua de la dársena.

La distribución de los valores obtenidos indica que la mayor parte del fósforo reactivo se encuentra asociada al efluente procedente del sistema de saneamiento.

4.2 Caracterización microbiológica de los puntos de muestreo

El análisis microbiológico permitió cuantificar *Escherichia coli* y la suma total de coliformes (incluyéndose la anterior) en el efluente (P1 y P2) y en las muestras del medio receptor (P3 y P4), mediante técnica de filtración por membrana y empleo de medio cromogénico selectivo y diferencial.

4.2.1 Comparación cualitativa del crecimiento bacteriano

En las diluciones bajas (1:100) correspondientes a los puntos internos del sistema (P1 y P2), se observó crecimiento confluyente sobre la totalidad de la membrana, generando una tinción lila prácticamente uniforme que impedía la diferenciación individual de colonias, tal y como se observa en la Figura 4-3.

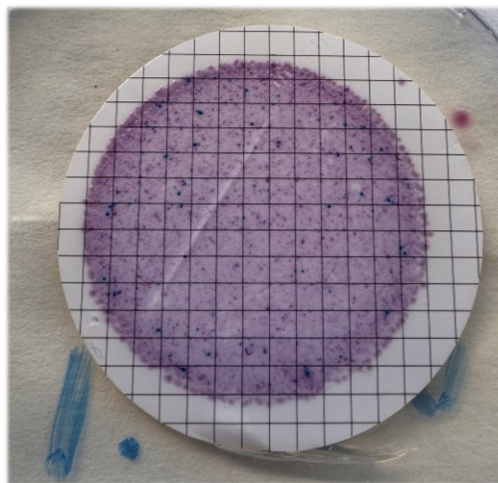


Figura 4-3. Membrana correspondiente al efluente (P1) a dilución 1:100, mostrando crecimiento confluyente generalizado.

La intensidad del crecimiento observado justificó la necesidad de aplicar diluciones seriadas sucesivas hasta obtener recuentos técnicamente válidos, como se muestra en Figura 4-4.

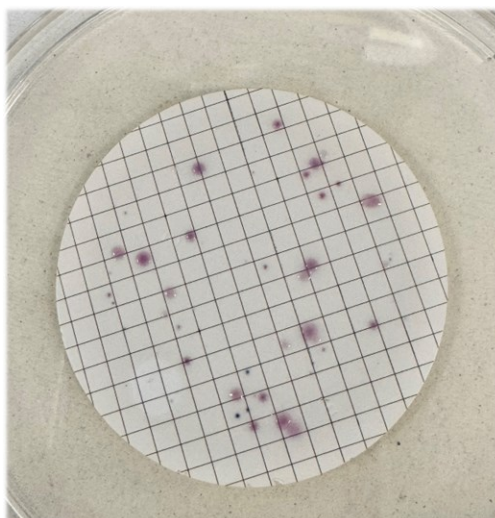


Figura 4-4. Membrana correspondiente a la dilución 1:1.000.000 del efluente (P1), con colonias diferenciadas.

En el caso del aporte fluvial urbano (P3), la dilución 1:100 también presentó crecimiento abundante (TNTC). No obstante, fue posible diferenciar colonias individuales sobre el fondo del filtro, indicando una densidad bacteriana inferior a la observada en el efluente interno, donde en la misma dilución (1:100) el crecimiento resultó completamente confluyente e imposibilitó la diferenciación de colonias individuales (Figura 4-5). Este resultado, confirma de manera cualitativa la hipótesis de partida: dada la naturaleza del efluente en P1 su carga microbiológica debería ser sustancialmente superior a la del aporte fluvial (P3).

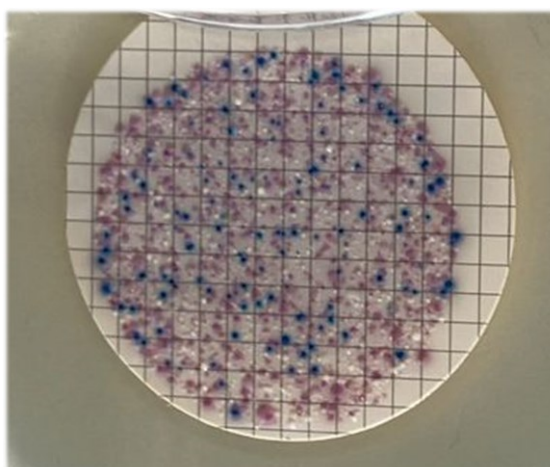


Figura 4-5. Membrana correspondiente al punto P3 a dilución 1:100, mostrando crecimiento abundante con colonias individualizables.

4.2.2 Comparación cuantitativa de los puntos de muestreo

Dada la elevada carga bacteriana observada en las muestras internas del sistema, fue necesario aplicar diluciones seriadas decimales sucesivas hasta obtener placas dentro del rango contable recomendado (10–200 colonias por membrana).

Aunque los recuentos de *E. coli* se situaron por debajo del rango óptimo de cuantificación recomendado (10–200 colonias por membrana), las placas seleccionadas correspondieron a las diluciones que permitieron una diferenciación clara de las colonias características, por lo que los valores obtenidos se consideran estimaciones representativas del orden de magnitud de la contaminación microbiológica presente.

Los valores obtenidos se recogen en la Tabla 4-14. Valores de concentración de coliformes totales y *E. coli* en los puntos de muestreo.

E. coli	Dilución	Colonias	UFC/100mL	Volumen
P1	1:1000000	4	4,00E+06	100 mL
P2	1:1000000	3	3,00E+07	10 mL
P3	1:10000	3	3,00E+05	10 mL
P4	1:10	20	2,00E+03	10 mL
Coliformes totales	Dilución	Colonias	UFC/100mL	Volumen
P1	1:1000000	25	2,50E+07	100 mL
P2	1:1000000	29	2,90E+08	10 mL
P3	1:10000	12	1,20E+06	10 mL
P4	1:10	80	8,00E+03	10 mL

Tabla 4-14. Valores de concentración de coliformes totales y *E. coli* en los puntos de muestreo.

En el punto P1, correspondiente a la activación del aliviadero, fue necesario alcanzar una dilución de 10^{-6} (1:1.000.000) para obtener una placa dentro del rango contable. En esta dilución se contabilizaron 25 colonias totales, de las cuales 4 presentaron la coloración azul característica de *Escherichia coli*. A partir de estos recuentos se estimó una concentración de $4,0 \cdot 10^6$ UFC/100 mL para *E. coli* y $2,5 \cdot 10^7$ UFC/100 mL para coliformes totales, lo que indica una elevada carga microbiológica asociada al vertido, aunque inferior a la observada en condiciones de tiempo seco.

En el punto P2, correspondiente al sistema en régimen seco, también fue necesaria una dilución de 10^{-6} (1:1.000.000), registrándose 29 colonias totales y 3 colonias de *E. coli*. Las concentraciones estimadas fueron de $3,0 \cdot 10^7$ UFC/100 mL para *E. coli* y $2,9 \cdot 10^8$ UFC/100 mL para coliformes totales, constituyendo los valores más elevados del estudio. Estos resultados reflejan una mayor carga microbiológica en ausencia de dilución hidráulica, en coherencia con los valores más altos de sólidos en suspensión y materia orgánica determinados en este punto.

En el punto P3, la dilución adecuada para el recuento fue 10^{-4} (1:10.000), en la que se contabilizaron 12 colonias totales y 3 colonias de *E. coli*. Las concentraciones resultantes fueron de $3,0 \cdot 10^5$ UFC/100 mL para *E. coli* y $1,2 \cdot 10^6$ UFC/100 mL para coliformes totales, evidenciando una disminución significativa de la carga microbiológica respecto a los puntos de vertido como consecuencia de los procesos de dilución y dispersión en el medio receptor.

Finalmente, en el punto P4 la dilución válida fue 10^{-1} (1:10), registrándose 80 colonias totales y 20 colonias de *E. coli*. Las concentraciones estimadas fueron de $2,0 \cdot 10^3$ UFC/100 mL para *E. coli* y $8,0 \cdot 10^3$ UFC/100 mL para coliformes totales, lo que refleja una notable reducción de la contaminación microbiológica. Este descenso es coherente con la influencia del medio marino, donde factores como la dilución, la salinidad y la radiación contribuyen a la inactivación bacteriana.

En conjunto, los resultados muestran un claro gradiente decreciente de la carga microbiológica desde el punto P2 hasta el punto P4 ($P2 > P1 > P3 > P4$), comportamiento coherente con los resultados fisicoquímicos obtenidos, especialmente con los sólidos en suspensión y la distribución de la materia orgánica. En particular, la menor concentración microbiológica observada durante la activación del aliviadero se encuentra asociada a la reducción de la fracción particulada del efluente, lo que sugiere que una parte significativa de los microorganismos se transporta ligada a partículas en suspensión.

Para facilitar la comparación de la carga microbiológica entre los distintos puntos de muestreo, las concentraciones de coliformes totales y *Escherichia coli* se representan gráficamente en la Figura 4-6.

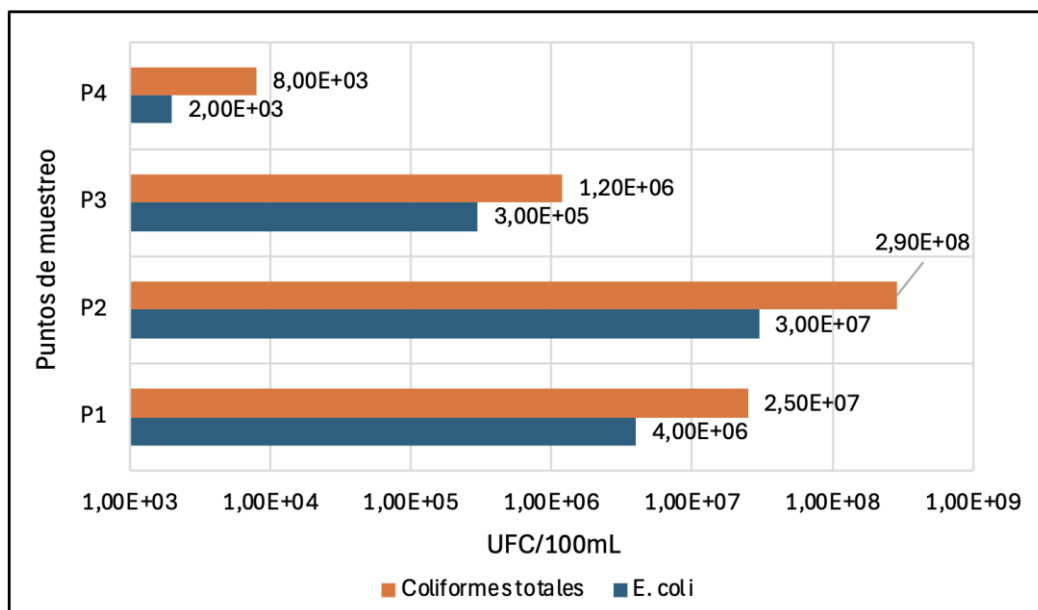


Figura 4-6. Concentración de *E. Coli* y coliformes totales en los distintos puntos de muestreo.

Los resultados evidencian una elevada carga microbiológica tanto en el vertido activo (P1) como en régimen seco (P2), situándose los coliformes totales en el orden de magnitud de 10^7 y 10^8 UFC/100 mL, respectivamente. Estos valores son característicos de aguas residuales de origen urbano con presencia significativa de contaminación fecal, cuyo rango típico oscila entre 10^6 y 10^8 UFC/100 mL [22].

La concentración de *Escherichia coli* alcanzó valores de $4,0 \cdot 10^6$ UFC/100 mL en P1 y $3,0 \cdot 10^7$ UFC/100 mL en P2. La presencia de este microorganismo indicador confirma el origen fecal de la contaminación microbiológica presente en el efluente analizado.

La proporción de *E. coli* respecto al total de coliformes fue aproximadamente del 16 % en P1 y del 17 % en P2. Esta relación es coherente con lo descrito en aguas residuales, donde los coliformes totales incluyen bacterias tanto de origen fecal como ambiental, mientras que *Escherichia coli* constituye principalmente una fracción asociada a contaminación fecal.

Se observa una mayor concentración bacteriana en condiciones de régimen seco ($P2 > P1$). Este comportamiento resulta coherente con la ausencia de dilución hidráulica, que favorece la acumulación de materia orgánica y microorganismos en el sistema de saneamiento.

Por el contrario, durante la activación del aliviadero (P1), el incremento de caudal asociado a episodios de lluvia provoca un efecto de dilución que reduce la concentración microbiológica del vertido.

No obstante, este efecto no debe atribuirse únicamente a la dilución hidráulica. Dado que el muestreo se realizó tras un periodo prolongado de precipitaciones, es probable que el sistema de saneamiento se encontrara previamente lavado, con una menor acumulación de sólidos y materia orgánica en la red. Por ello, la reducción de la carga microbiológica observada en P1 responde tanto a la dilución como a una disminución de la fracción particulada.

Asimismo, la comparación entre los puntos P3 y P4 muestra una disminución progresiva de la carga microbiológica, alcanzándose en P4 las concentraciones más bajas de *Escherichia coli* y coliformes totales. Este patrón sugiere un efecto combinado de dilución, dispersión y mortalidad bacteriana en el medio receptor, especialmente bajo la influencia de las condiciones marinas.

En conjunto, los resultados ponen de manifiesto la elevada carga bacteriana presente en el efluente residual generado en la ENM y su potencial impacto sobre la calidad del agua de la dársena, lo que refuerza la necesidad de aplicar tratamientos de desinfección eficaces antes de su vertido al medio

receptor. En este contexto, la aplicación de radiación UV-C constituye una alternativa de interés para la reducción de microorganismos indicadores de contaminación fecal.

4.3 Ensayo experimental de desinfección mediante radiación ultravioleta (UV-C)

El ensayo experimental de desinfección mediante radiación ultravioleta (UV-C) se desarrolló con el objetivo de medir la capacidad de inactivación microbiológica del efluente bruto procedente del sistema de saneamiento interno, simulando la incorporación de una etapa adicional de tratamiento.

Durante el desarrollo del experimento se realizaron dos aproximaciones analíticas diferenciadas para determinar coliformes totales y *E. coli*:

1. Análisis principal sobre el efluente sin dilución previa, orientado a la observación del comportamiento global del crecimiento bacteriano tras distintos tiempos de exposición a radiación UV-C. En este caso, se consideraron los coliformes totales como indicador del crecimiento bacteriano general.
2. Un análisis cuantitativo posterior, empleando diluciones adecuadas que permitieron obtener recuentos dentro del rango contable (10–200 colonias), centrado en la determinación de *Escherichia coli* como indicador específico de contaminación fecal y parámetro de referencia en normativa.

Esta doble aproximación permitió combinar una valoración cualitativa del efecto desinfectante con una cuantificación matemática rigurosa de la reducción bacteriana.

4.3.1 Análisis cualitativo

En el primer enfoque, se analizó directamente el efluente bruto sometido a irradiación UV-C en los distintos intervalos de tiempo establecidos (5 min, 15 min, 30 min, 1 h y 3 h).

Como era de esperar, debido a la elevada carga microbiológica inicial del efluente, las placas correspondientes al tiempo 0 (sin irradiación) presentaron crecimiento confluyente generalizado (TNTC, *Too Numerous To Count*), cubriendo prácticamente la totalidad de la superficie de la membrana (Figura 4-7).

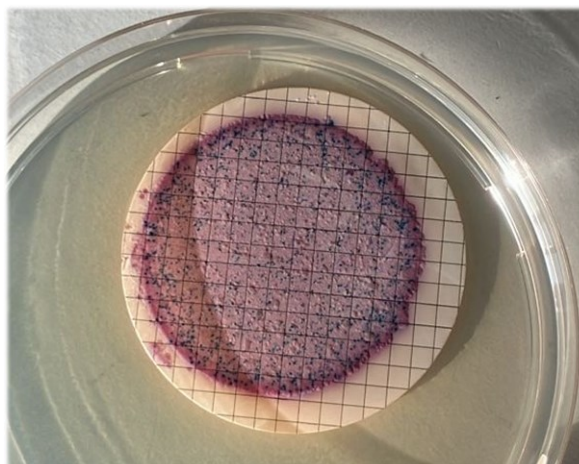


Figura 4-7. Membrana correspondiente al tiempo 0 (sin irradiación) mostrado crecimiento confluyente generalizado (TNTC).

Tras los primeros minutos de exposición (5 y 15 minutos), aunque el crecimiento continuó siendo no cuantificable, se observó una reducción visual en la densidad bacteriana (Figura 4-8), apreciándose:

- Mayor diferenciación parcial entre colonias.
- Disminución de la intensidad cromática homogénea.
- Aparición de zonas menos saturadas en la membrana.

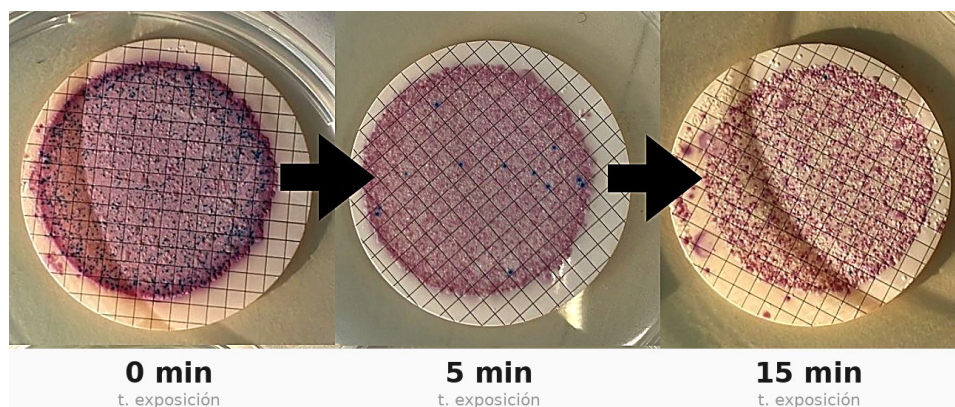


Figura 4-8. Comparación entre membrana sin irradiación, 5 y 15 minutos de exposición UV-C, donde se aprecia una reducción cualitativa del crecimiento bacteriano.

A partir de 30 minutos, el crecimiento continuó disminuyendo visualmente, aunque en algunos casos permaneció fuera del rango contable recomendado.

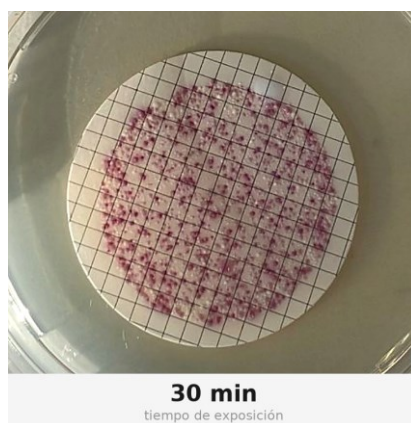


Figura 4-9. Membrana correspondiente a 30 minutos de exposición UV-C.

Este primer análisis permitió confirmar cualitativamente la acción inactivadora de la radiación UV-C, evidenciando una reducción progresiva del crecimiento bacteriano, si bien la elevada concentración inicial impidió en esta fase una cuantificación directa precisa.

4.3.2 Análisis cuantitativo

Con el fin de obtener resultados cuantificables, se realizaron recuentos microbiológicos mediante diluciones adecuadas, permitiendo trabajar dentro del rango contable recomendado (10–200 colonias). En este análisis se seleccionó *Escherichia coli* como microorganismo indicador, al tratarse de un parámetro específico de contaminación fecal y de referencia en la normativa de calidad de aguas. Los resultados obtenidos se recogen en la Tabla 4-15.

Tiempos de exposición	E. coli (UFC/100 mL)	Colonias	Dilución	Reducción logarítmica	% Reducción
0 minutos	4,00E+06	40	1:10000	0,00	-
5 minutos	3,50E+06	35	1:10000	0,06	13%
15 minutos	2,20E+06	22	1:10000	0,26	45%
30 minutos	1,10E+06	11	1:10000	0,56	73%
1 hora	3,50E+05	35	1:1000	1,06	91%
3 horas	7,00E+04	70	1:100	1,76	98%

Tabla 4-15. Valores de reducción de coliformes totales mediante ensayo UV-C.

La evolución de la reducción logarítmica de *E. coli* en función del tiempo de exposición a radiación UV-C se representa en la Figura 4-10.

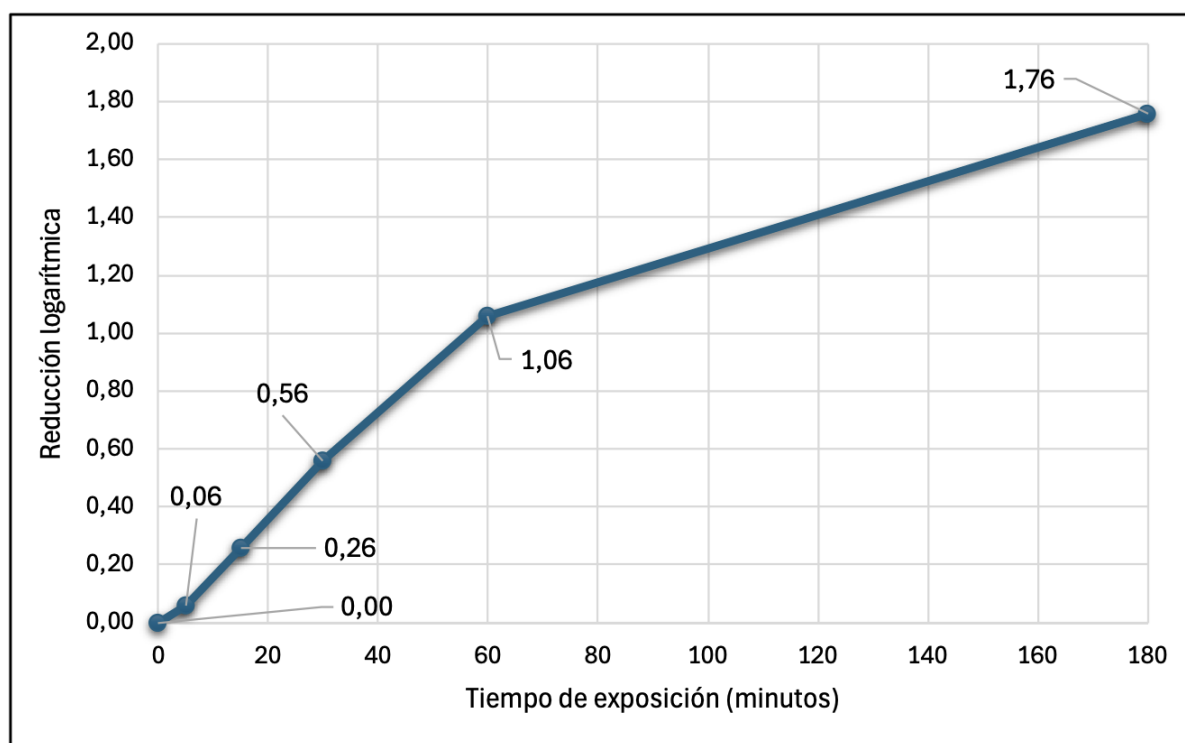


Figura 4-10. Evolución de la reducción logarítmica de coliformes totales en el efluente P1 en función del tiempo de exposición a radiación UV-C.

La reducción logarítmica se calculó según la expresión indicada en el apartado 3.4.4, tomando como concentración inicial la determinada en el efluente sin tratamiento previo a la exposición a radiación UV-C.

La concentración inicial (N_0) fue de $4,0 \cdot 10^6$ UFC/100 mL, correspondiente al efluente del sistema en el momento inicial del ensayo. Tras 5 minutos de exposición, la concentración bacteriana descendió a $3,5 \cdot 10^6$ UFC/100 mL, lo que representa una reducción aproximada de 0,06 unidades logarítmicas respecto al valor inicial, equivalente a una disminución del 13 %. Este descenso inicial indica un efecto limitado de la radiación UV-C en los primeros instantes de irradiación.

A los 15 minutos de exposición, la concentración registrada fue de $2,2 \cdot 10^6$ UFC/100 mL, alcanzándose una reducción acumulada de aproximadamente 0,26 log, lo que corresponde a una disminución del 45 %. En el intervalo de 30 minutos, la concentración disminuyó hasta $1,1 \cdot 10^6$ UFC/100 mL, equivalente a una reducción de 0,56 log y un 73 % de reducción, evidenciando una tendencia progresiva de inactivación bacteriana conforme aumenta el tiempo de exposición.

Tras 1 hora de irradiación, la concentración bacteriana se redujo hasta $3,5 \cdot 10^5$ UFC/100 mL, alcanzando una reducción acumulada de aproximadamente 1,06 log respecto al valor inicial, lo que supone una disminución del 91 %. Este resultado refleja una reducción significativa de la carga microbiológica.

Finalmente, tras 3 horas de exposición continua a radiación UV-C, la concentración bacteriana se situó en $7,0 \cdot 10^4$ UFC/100 mL, lo que representa una reducción total de aproximadamente 1,76 unidades logarítmicas en comparación con la concentración inicial, equivalente a una eliminación del 98 % de la carga bacteriana.

Los resultados obtenidos muestran una disminución progresiva de la concentración bacteriana con el incremento del tiempo de exposición a la radiación UV-C, evidenciando la capacidad del tratamiento para reducir la carga microbiológica del efluente. No obstante, la magnitud de la reducción observada,

aunque significativa, se mantiene por debajo de las reducciones logarítmicas típicas de sistemas UV industriales optimizados, donde se alcanzan reducciones superiores a 3–4 log en condiciones controladas.

Esta diferencia puede atribuirse, en primer lugar, a las características fisicoquímicas del efluente analizado. En particular, la turbidez relativamente elevada (29,6 NTU) y la presencia de sólidos en suspensión (75 mg/L) pueden generar fenómenos de sombreado bacteriano, reduciendo la penetración efectiva de la radiación UV en la muestra y limitando la eficacia del proceso de desinfección. Estas condiciones favorecen la protección parcial de los microorganismos frente a la radiación, disminuyendo la tasa de inactivación observada.

La turbidez del efluente se mantuvo constante durante el ensayo, lo cual es coherente con la naturaleza del tratamiento mediante radiación UV-C, que no implica la eliminación de sólidos en suspensión. No obstante, su valor elevado condiciona de forma directa la eficacia del proceso, al limitar la penetración de la radiación y favorecer la protección de los microorganismos frente a la irradiación.

Por otro lado, no se observaron variaciones apreciables en el pH a lo largo del ensayo, manteniéndose dentro de un rango neutro. Este comportamiento resulta esperable, dado que la radiación UV-C no induce cambios químicos significativos en el medio, por lo que la inactivación microbiológica observada puede atribuirse fundamentalmente al efecto directo de la radiación.

Asimismo, es importante considerar que el ensayo se realizó utilizando una lámpara UV-C de tipo comercial, habitualmente empleada para la potabilización de agua a pequeña escala. Este tipo de dispositivos presenta una menor potencia y un diseño menos optimizado en comparación con los sistemas UV utilizados en instalaciones industriales de tratamiento de aguas residuales, los cuales están específicamente diseñados para la eliminación de carga microbiológica en efluentes complejos.

Por tanto, aunque el tratamiento mediante radiación UV-C mostró una reducción apreciable de la carga bacteriana, los resultados obtenidos indican que la eficacia del proceso se encuentra condicionada tanto por las características del efluente como por las limitaciones del sistema de irradiación empleado.

4.4 Discusión integrada de los resultados del muestreo

4.4.1 Interpretación de los resultados analíticos de cada vertido

Para interpretar de forma conjunta los resultados obtenidos, se analizan a continuación las características de los distintos aportes presentes en la dársena y su influencia sobre el medio receptor.

La Tabla 4-16 resume los principales parámetros fisicoquímicos y microbiológicos obtenidos en los distintos puntos de muestreo, esenciales para la discusión de estos.

Parámetro	P1	P2	P3	P4
pH	6,8	6,4	7,7	7,5
Turbidez (NTU)	29,6	612	1,45	0,52
Conductividad (µS/cm)	327	797	21800	32600
SST (mg/L)	75	608	3	1,5
DQO (mg O ₂ /L)	571	3248	347	274
NT (mg/L)	10	44	4,4	3,35
PT (mg/L)	3,3	22,65	0,8	0,4
NH ₄ ⁺ (mg/L)	4,49	15,23	0,86	0,55
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	6,55	13,2	0,6	0,25
E. coli (UFC/100 mL)	4,0 × 10 ⁶	3,0 × 10 ⁷	3,0 × 10 ⁵	2,0 × 10 ³

Tabla 4-16. Síntesis de los principales parámetros fisicoquímicos y microbiológicos determinados.

4.4.1.1 Sistema de saneamiento interno: comportamiento del efluente en régimen seco y durante la activación del aliviadero (P2-P1)

Los puntos P2 y P1 permiten analizar el comportamiento del sistema de saneamiento del sector este del Cuartel Marqués de la Victoria en dos situaciones distintas: por un lado, el funcionamiento habitual en régimen seco (P2), y por otro, el momento en el que el sistema entra en alivio en condiciones de lluvia y descarga directamente a la dársena (P1). La comparación entre ambos permite entender cómo cambia el efluente cuando el sistema se ve sometido a sobrecargas hidráulicas.

En condiciones de régimen seco (P2), el efluente presenta concentraciones muy elevadas en la mayoría de los parámetros analizados. La turbidez alcanza 612 NTU y los sólidos en suspensión (SST) 608 mg/L. Estos valores también superan los rangos habituales de sólidos en suspensión en aguas residuales urbanas, que suelen situarse típicamente entre 100 y 350 mg/L [58], lo que refuerza la elevada carga particulada del efluente analizado. Este comportamiento es coherente con un sistema sin aportes de dilución, donde los sólidos y la materia orgánica se van acumulando progresivamente en la red. Además, esta elevada presencia de partículas implica una mayor capacidad de transporte de contaminantes asociados, como materia orgánica, nutrientes o microorganismos.

La carga orgánica también es muy elevada. La DQO alcanza 3248 mg O₂/L, reflejando una alta concentración de materia orgánica. La diferencia entre la DQO total y la soluble indica que una parte importante de esta carga está asociada a partículas en suspensión, en línea con los valores de turbidez y sólidos observados. Este valor es claramente superior a los rangos típicos de aguas residuales urbanas sin tratamiento, donde la DQO suele situarse aproximadamente entre 250 y 1000 mg O₂/L, lo que indica un efluente especialmente concentrado en condiciones de régimen seco[58].

Los nutrientes presentan igualmente valores elevados, con 44 mg/L de nitrógeno total, 11,85 mg/L de nitrógeno amoniacal, 13,2 mg/L de fosfato y 22,65 mg/L de fósforo total. Estas concentraciones son típicas de aguas residuales de origen doméstico y suponen un aporte relevante de nutrientes, lo que puede favorecer procesos de eutrofización en el medio receptor, especialmente en lugares de hidrodinámica reducida como dársenas portuarias.

Desde el punto de vista microbiológico, el efluente en régimen seco también presenta una carga bacteriana muy elevada. La concentración de *Escherichia coli* alcanza $3,0 \cdot 10^7$ UFC/100 mL y la de coliformes totales $2,9 \cdot 10^8$ UFC/100 mL. Estas concentraciones se encuentran dentro del rango típico de aguas residuales urbanas con contaminación fecal, donde los coliformes fecales suelen situarse entre 10^6 y 10^8 UFC/100 mL[22].

Cuando el sistema entra en alivio (P1), se observa una disminución clara de las concentraciones. La turbidez desciende hasta 29,6 NTU y los SST hasta 75 mg/L, mientras que la DQO se reduce hasta 571 mg O₂/L. Esta reducción se debe principalmente al efecto de dilución provocado por el aumento de caudal durante episodios de lluvia o sobrecarga.

Sin embargo, esta dilución no implica necesariamente una menor carga total vertida, ya que el mayor volumen de agua puede arrastrar una cantidad considerable de contaminantes hacia el medio receptor.

A pesar de esta disminución de las concentraciones, el efluente sigue presentando valores relevantes. La DQO registrada en P1 continúa indicando una presencia importante de materia orgánica, y los nutrientes mantienen concentraciones apreciables (10 mg/L de nitrógeno total y 6,55 mg/L de fosfato), lo que evidencia que el vertido sigue siendo una fuente de contaminación.

En cuanto a la microbiología, en P1 se registraron concentraciones de *Escherichia coli* de $4,0 \cdot 10^6$ UFC/100 mL y de coliformes totales de $2,5 \cdot 10^7$ UFC/100 mL. Aunque estos valores son elevados, resultan inferiores a los observados en régimen seco, lo que es coherente con el efecto de dilución y con la menor presencia de sólidos en suspensión.

En definitiva, la comparación entre P2 y P1 indica que el sistema genera un efluente muy cargado en condiciones normales, tanto desde el punto de vista orgánico como microbiológico. Durante la

activación del aliviadero, las concentraciones disminuyen, pero el vertido sigue teniendo una carga contaminante significativa en el momento de su descarga.

Todo ello indica que el sistema de alivio constituye una fuente importante de presión contaminante sobre la dársena, especialmente durante episodios de descarga, lo que refuerza la necesidad de considerar mejoras en el tratamiento o en la gestión del efluente antes de su vertido.

4.4.1.2 Aporte fluvial urbano a la dársena (P3)

El punto P3 corresponde al aporte fluvial urbano que desemboca en el sector sureste de la dársena y recoge escorrentías procedentes del entorno urbano de Marín. La muestra se tomó en la zona de desembocadura dentro del recinto portuario, por lo que el agua analizada representa parcialmente una mezcla entre el caudal del cauce urbano y el agua marina presente en la dársena.

Este efecto de mezcla se refleja claramente en los valores de conductividad registrados. En el punto P3 se obtuvo una conductividad de 21.800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, muy superior a la que se esperaría en un cauce puramente continental. Este valor indica que, al llegar a la dársena, el agua del aporte fluvial se mezcla rápidamente con el agua marina presente en el recinto portuario. Como resultado, en la zona de desembocadura se genera un área de transición donde las características del agua están condicionadas tanto por el aporte continental como por la influencia marina. Esta situación puede influir también en la forma en que los contaminantes transportados por el drenaje urbano se dispersan en el interior de la dársena.

A pesar de esta influencia marina, varios parámetros permiten reconocer la contribución del drenaje urbano en el agua analizada. La DQO registrada (347 $\text{mg O}_2/\text{L}$) es notablemente superior al esperado en aguas superficiales no impactadas, donde la DQO suele ser generalmente inferior a 20–50 $\text{mg O}_2/\text{L}$, lo que confirma la influencia de aportes urbanos en este punto[7]. Este tipo de valores suele estar asociado a aguas afectadas por escorrentías urbanas, donde el arrastre de materia orgánica procedente de superficies pavimentadas, residuos urbanos o pequeñas aportaciones al sistema de drenaje puede aumentar la carga orgánica transportada por el cauce.

Esta interpretación se ve reforzada por los resultados de sólidos, ya que, aunque la concentración de sólidos en suspensión es muy baja (3 mg/L), se detecta la presencia de una fracción volátil asociada a materia orgánica. Asimismo, la elevada concentración de sólidos totales, dominada por la fracción mineral disuelta, no impide la presencia de compuestos orgánicos en forma disuelta o asociados a partículas finas. Este comportamiento sugiere que la materia orgánica presente en el agua se encuentra principalmente en forma disuelta o en fracciones particuladas de pequeño tamaño, lo que resulta coherente con los valores elevados de DQO soluble registrados en este punto.

También se detectaron nutrientes con concentraciones de 4,4 mg/L de nitrógeno total y 0,6 mg/L de fosfato. La presencia de estos compuestos apunta a aportes asociados a la actividad urbana, como escorrentías procedentes de zonas impermeables, fertilizantes o residuos orgánicos arrastrados por el agua de lluvia. Cuando estos nutrientes llegan a sistemas costeros con renovación limitada del agua, pueden favorecer procesos de enriquecimiento del medio y contribuir a la acumulación de compuestos nitrogenados y fosforados en el entorno inmediato de la desembocadura.

Desde el punto de vista microbiológico, el punto P3 presentó concentraciones de *Escherichia coli* de $3,0 \cdot 10^5$ UFC/100 mL y de coliformes totales de $1,2 \cdot 10^6$ UFC/100 mL. Estas concentraciones superan ampliamente los valores típicos de aguas superficiales de buena calidad, donde *Escherichia coli* suele encontrarse por debajo de $10^2 - 10^3$ UFC/100 mL[4], lo que indica la presencia de contaminación fecal. La detección de estas bacterias sugiere que el cauce recoge aportes de origen antrópico procedentes del entorno urbano, como escorrentías contaminadas o posibles conexiones con infraestructuras de saneamiento. Este tipo de contaminación es habitual en sistemas de drenaje urbano, donde el agua de lluvia puede arrastrar microorganismos acumulados en superficies urbanas o presentes en el propio sistema de drenaje.

Los resultados obtenidos muestran que este aporte fluvial no solo transporta agua procedente del entorno urbano, sino también materia orgánica, nutrientes y microorganismos asociados a la actividad humana. Aunque su influencia depende en gran medida de las condiciones meteorológicas y del caudal que transporte el cauce en cada momento, este tipo de aportes puede contribuir a la presión contaminante que recibe la dársena, especialmente durante episodios de lluvia en los que el arrastre de contaminantes suele ser mayor.

4.4.1.3 Condiciones del medio receptor (P4)

El punto P4 se localiza en la lámina de agua interior de la dársena, en una zona representativa del área donde se realizan habitualmente actividades de formación y maniobras. Este punto permite evaluar el estado del medio receptor tras la mezcla de los distintos aportes presentes en el entorno y refleja, por tanto, la calidad real del agua en el espacio donde se desarrollan las actividades habituales dentro del recinto.

Los parámetros fisicoquímicos obtenidos reflejan claramente la influencia predominante del agua marina en este punto. La conductividad registrada ($32.600 \mu\text{S}/\text{cm}$) y la concentración de sólidos totales ($19.560 \text{ mg}/\text{L}$) son características de aguas con elevada salinidad, lo que confirma que la composición del agua en esta zona está dominada por el agua de mar que entra en la dársena desde la ría.

En contraste, los valores de turbidez y sólidos en suspensión fueron muy bajos, con $0,52 \text{ NTU}$ y $1,5 \text{ mg}/\text{L}$ respectivamente. Esto indica que, en el momento del muestreo, el agua presentaba una baja concentración de material particulado en suspensión y una apariencia relativamente clara. Estas condiciones sugieren que los procesos de mezcla y dispersión dentro de la dársena permiten reducir de forma importante la presencia de partículas procedentes de los distintos aportes.

Aun así, algunos parámetros evidencian que el agua de la dársena no está completamente aislada de las presiones existentes en el entorno. La Demanda Química de Oxígeno registrada ($274 \text{ mg O}_2/\text{L}$) continúa siendo superior al rango típico de aguas naturales no impactadas ($<20\text{--}50 \text{ mg O}_2/\text{L}$), lo que indica la persistencia de materia orgánica en el sistema [7]. Algo similar ocurre con los nutrientes, ya que se detectaron concentraciones de $3,35 \text{ mg}/\text{L}$ de nitrógeno total y $0,25 \text{ mg}/\text{L}$ de fosfato. La presencia de estos compuestos sugiere que el agua de la dársena recibe aportes continuos de materia orgánica y nutrientes que pueden acumularse en el sistema, especialmente teniendo en cuenta que se trata de un espacio portuario parcialmente protegido donde la renovación del agua puede ser limitada.

Desde el punto de vista microbiológico, el agua presentó concentraciones de *Escherichia coli* de $2,0 \cdot 10^3 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ y de coliformes totales de $8,0 \cdot 10^3 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$. Aunque estos valores son considerablemente menores que los registrados en los puntos de vertido, la presencia de estas bacterias indica que los aportes analizados siguen teniendo influencia sobre la calidad microbiológica del agua en el interior de la dársena. Esto resulta especialmente relevante si se tiene en cuenta que en este entorno se realizan actividades de formación y maniobras con presencia habitual de personal. En este contexto, la detección de bacterias indicadoras de contaminación fecal evidencia que los procesos de dilución no eliminan completamente la señal de contaminación fecal en el sistema.

Los valores obtenidos, en comparación con los rangos descritos en la bibliografía, evidencian que los aportes asociados al sistema de saneamiento interno y al drenaje urbano constituyen focos relevantes de contaminación, generando una presión significativa sobre la calidad del agua de la dársena. Esta presión se manifiesta tanto en el incremento de la carga orgánica y de nutrientes como en la presencia de contaminación fecal, superando en varios parámetros los niveles característicos de aguas naturales no impactadas.

4.4.2 Comparación de los resultados con la respectiva normativa

Una vez analizadas las características fisicoquímicas y microbiológicas de los distintos aportes presentes en la dársena, resulta necesario contextualizar los valores obtenidos mediante su comparación con criterios normativos y referencias ambientales. Este análisis permite valorar la magnitud relativa de

las concentraciones registradas y estimar su posible implicación desde el punto de vista ambiental y sanitario (normativa descrita en el apartado 2.5).

4.4.2.1 Vertido del efluente del sistema de saneamiento interno (P1 y P2)

Para contextualizar los resultados obtenidos en el sistema de saneamiento interno del Cuartel Marqués de la Victoria, se realizó una comparación orientativa entre los valores medidos en los puntos P2 (régimen seco) y P1 (descarga durante la activación del aliviadero) y los valores de referencia establecidos en el Real Decreto 509/1996, que desarrolla la Directiva 91/271/CEE relativa al tratamiento de aguas residuales urbanas.

En la Tabla 4-17 se presentan los valores registrados para los principales parámetros regulados por la normativa.

Parámetro	P2	P1	Valor de referencia RD 509/1996
DQO (mg O ₂ /l)	3248	571	125
SST (mg/l)	608	75	35
Fósforo total (mg/L)	22,65	3,30	2
Nitrógeno total (mg/L)	44	10	15

Tabla 4-17. Comparación de parámetros del efluente con valores de referencia normativos (RD 509/1996).

Como puede observarse, las concentraciones registradas superan ampliamente los valores de referencia establecidos para efluentes tratados. En régimen seco (P2), los valores de DQO y de sólidos en suspensión son muy superiores a los límites establecidos en la normativa, lo que indica una elevada carga de materia orgánica y particulada en el efluente. Durante la activación del aliviadero (P1) se observa una reducción de las concentraciones, atribuible al efecto de dilución asociado al aumento del caudal. Aun así, los valores de DQO y sólidos en suspensión continúan situándose por encima de los valores de referencia establecidos para vertidos procedentes de sistemas de tratamiento.

En cuanto a los nutrientes, el fósforo total registrado en ambos puntos también supera el valor de referencia establecido en la normativa. El nitrógeno total presenta un comportamiento diferente entre ambos puntos: en régimen seco (P2) el valor registrado es claramente superior al valor de referencia, mientras que durante la activación del aliviadero (P1) la concentración medida se sitúa por debajo del valor establecido en el Real Decreto 509/1996.

Aunque la normativa considerada no establece límites específicos para parámetros microbiológicos como *Escherichia coli*, los resultados obtenidos reflejan claramente una elevada carga bacteriana en ambos puntos de muestreo. Las concentraciones registradas, especialmente en régimen seco, son propias de aguas residuales con contaminación fecal y podrían dificultar el cumplimiento de los criterios de calidad exigidos para otros usos del agua, como las aguas de baño.

En este contexto, incluso cuando algunos parámetros fisicoquímicos se reducen por efecto de la dilución, el vertido sigue suponiendo un riesgo desde el punto de vista sanitario. Por este motivo, la

carga microbiológica debe tenerse en cuenta como un aspecto clave en la evaluación del impacto del efluente sobre el medio receptor.

4.4.2.2 Aporte fluvial urbano (P3)

El punto P3 corresponde al aporte fluvial urbano que desemboca en la dársena, por lo que el agua analizada representa una mezcla entre el drenaje continental y el agua marina presente en el recinto portuario. De acuerdo con el marco normativo descrito anteriormente, la comparación en este punto se centra en aquellos parámetros para los que existen criterios de referencia aplicables al medio receptor.

En el caso del pH, los valores registrados se sitúan dentro del intervalo habitual establecido en la normativa de referencia (6–9), por lo que no se observan desviaciones relevantes en este parámetro.

Desde el punto de vista microbiológico, la concentración de *Escherichia coli* registrada en P3 ($3,0 \cdot 10^5$ UFC/100 mL) supera ampliamente los valores de referencia establecidos en la Directiva 2006/7/CE para aguas de baño (250–500 UFC/100 mL). Aunque esta normativa se utiliza únicamente de forma orientativa, debido a que la dársena no está categorizada como tal, el resultado representa la influencia de contaminación fecal asociada al drenaje urbano que llega a la dársena.

En cuanto a los nutrientes, las concentraciones determinadas (4,4 mg/L de nitrógeno total y 0,6 mg/L de fosfato) se sitúan en el rango de aguas superficiales afectadas por aportes antrópicos, donde los niveles de nitrógeno y fósforo pueden incrementarse significativamente respecto a condiciones naturales [7], lo que indica la llegada de compuestos nitrogenados y fosforados al medio receptor.

La comparación con estos valores de referencia sugiere que el aporte fluvial urbano constituye una fuente adicional de nutrientes y contaminación microbiológica hacia la dársena, aunque con una carga inferior a la observada en el sistema de saneamiento interno.

4.4.2.3 Comparación del medio receptor (P4) con criterios normativos y ambientales.

El punto P4 representa el agua del medio receptor en el interior de la dársena, donde se produce la mezcla de los distintos aportes presentes en el entorno. Con el fin de contextualizar los resultados obtenidos, se realizó una comparación orientativa con distintos criterios normativos y valores de referencia ambientales aplicables a la calidad del agua (Tabla 4-18).

Parámetro	P4	Valor de referencia	Fuente de referencia
Nitrógeno amoniacal	0,35	< 0,29	Real Decreto 817/2015
Fosfato	0,25	< 0,34	Real Decreto 817/2015
<i>E. coli</i>	2.000	250-500	Directiva 2006/7/CE

Tabla 4-18. Comparación de los valores registrados en el punto P4 con referencias ambientales y normativas.

Tal y como se observa en la tabla, la concentración de nitrógeno amoniacal registrada en P4 (0,35 mg/L) supera el valor de referencia establecido en el Real Decreto 817/2015 para este tipo de masas de agua (0,29 mg/L). Por el contrario, la concentración de fosfato observada (0,25 mg/L) se sitúa por debajo del valor de referencia considerado para este parámetro (0,34 mg/L).

Sin duda, el resultado más significativo de esta comparativa es el relativo a la concentración de *Escherichia coli* registrada en P4 (2000 UFC/100 mL), pues supera ampliamente los valores de referencia establecidos para aguas de baño en la Directiva 2006/7/CE (250–500 UFC/100 mL). Aunque la dársena analizada no está catalogada oficialmente como zona de baño, sí que se emplea en muchas ocasiones para fines formativos del alumnado de la ENM, que estaría en contacto directo con la misma,

por lo que esta referencia orientativa revela que el riesgo sanitario es muy elevado en comparación con lo previsto para zonas de baño.

Los resultados obtenidos evidencian que la calidad del agua en la dársena está condicionada por la interacción de varias presiones. El sistema de saneamiento interno genera un efluente con elevada carga orgánica y microbiológica que, durante episodios de alivio, puede descargarse directamente al medio. A este aporte se suma la influencia del drenaje urbano externo. Aunque la mezcla con el agua marina reduce parcialmente las concentraciones en el interior de la dársena, la presencia de materia orgánica, nutrientes y bacterias indicadoras confirma que estos aportes continúan influyendo en la calidad del medio receptor.

4.4.3 Implicaciones del estudio y propuestas de mejora del sistema sanitario

Tras el análisis de los resultados obtenidos, es necesario evaluar sus implicaciones para la gestión del sistema de saneamiento interno analizado. La elevada carga orgánica y microbiológica del efluente pone de manifiesto la limitada eficacia del sistema actual y la necesidad de considerar estrategias de mejora que reduzcan su impacto sobre el medio receptor.

Los ensayos de radiación UV-C realizados (apartado 0) evidencian que, si bien este tratamiento permite reducir la carga microbiológica, su aplicación en las condiciones del sistema estudiado presenta una eficacia limitada. Este comportamiento está condicionado tanto por las características del efluente como por la ausencia de etapas previas de eliminación de sólidos que favorezcan la transmisión de la radiación.

En el sistema analizado, el tratamiento existente —basado en un decantador de grasas y una fosa séptica— no logra reducir de forma suficiente la carga contaminante, tal y como reflejan los resultados fisicoquímicos y microbiológicos, manteniéndose concentraciones elevadas de materia orgánica, sólidos en suspensión y microorganismos indicadores.

En este contexto, la mejora del sistema debería orientarse prioritariamente a reforzar las etapas de clarificación del efluente, mediante la optimización de la retención de sólidos o la incorporación de procesos adicionales de separación o filtración que permitan reducir la turbidez y la concentración de partículas en suspensión. La aplicación posterior de un tratamiento de desinfección, como la radiación UV-C, en condiciones más favorables, permitiría aumentar su eficacia y mejorar la calidad microbiológica del vertido.

Asimismo, el mantenimiento adecuado de los elementos de tratamiento existentes y la revisión periódica del sistema constituyen aspectos clave para garantizar su correcto funcionamiento y minimizar la carga contaminante descargada al medio.

Los resultados obtenidos evidencian la necesidad de implementar mejoras en el sistema de saneamiento con el fin de reducir la carga contaminante del efluente y minimizar su impacto sobre la calidad del agua de la dársena.

4.4.4 Análisis microbiológico complementario

Los resultados obtenidos muestran concentraciones de coliformes totales de $1,1 \cdot 10^7$ UFC/100 mL en el interior de la red de saneamiento (P2) y $8 \cdot 10^6$ UFC/100 mL en el punto de vertido (P1). Ambos valores se sitúan en el mismo orden de magnitud y son coherentes con los obtenidos en el primer muestreo, manteniéndose la relación $P2 > P1$, aunque en este caso de forma menos acusada (Figura 4-11).

Respecto a las concentraciones de *E. coli*, en los puntos P1 y P2 se obtuvieron valores de $2 \cdot 10^6$ y $5 \cdot 10^6$ UFC/100 mL, respectivamente, a partir de siembras de 10 mL sin dilución, a diferencia del primer muestreo, en el que fueron necesarias diluciones seriadas elevadas. Estos resultados son también del mismo orden de magnitud y mantienen la relación $P2 > P1$, en concordancia con la campaña inicial, si bien con una diferencia menos marcada.

En comparación con el primer muestreo, se observa una ligera reducción o, en su caso, un mantenimiento de las concentraciones dentro del mismo orden de magnitud, especialmente en el punto P2, donde previamente se alcanzaban valores del orden de 10^8 UFC/100 mL para coliformes totales. En esta segunda campaña, las concentraciones tienden a aproximarse entre ambos puntos, lo que indica una menor diferenciación entre el interior de la red y el punto de vertido en las condiciones estudiadas.

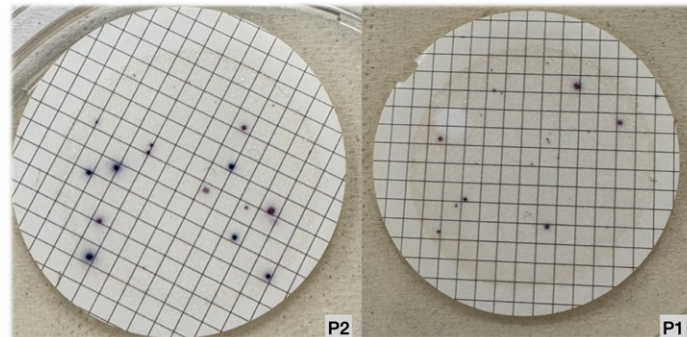


Figura 4-11. Membranas correspondientes a P2 y P1 en régimen seco con baja carga sanitaria esperada (1:100.000).

La diferencia entre ambos valores es reducida y poco significativa, especialmente teniendo en cuenta la variabilidad inherente a los métodos de recuento en placa. En este sentido, uno de los recuentos obtenidos (8–11 colonias) se encuentra por debajo del rango óptimo de cuantificación (10–200 colonias), lo que introduce cierta incertidumbre en la estimación de las concentraciones, si bien permite establecer con fiabilidad su orden de magnitud.

La similitud entre las concentraciones registradas en el interior de la red y en el punto de vertido indica que, en las condiciones estudiadas, no se produce una dilución apreciable ni una reducción significativa de la carga bacteriana durante el tránsito del agua residual. Este comportamiento resulta coherente con situaciones de baja actividad, caracterizadas por caudales reducidos y tiempos de residencia limitados, en los que los procesos de mezcla o inactivación bacteriana tienen escasa influencia.

En cuanto al cumplimiento normativo, las concentraciones registradas en el punto de vertido (P1) continúan superando ampliamente los valores de referencia establecidos para aguas de baño, por lo que el vertido sigue sin cumplir la normativa vigente.

Los resultados reflejan, por tanto, una distribución relativamente homogénea de la carga microbiológica entre la red y el punto de vertido en condiciones de baja ocupación, confirmando el papel del aliviadero como punto de emisión directa de contaminación hacia el medio receptor incluso en ausencia de episodios de lluvia.

En cuanto a los coliformes totales en el medio receptor, en el punto P3 se registraron 30 colonias en una dilución 1:10.000, también mediante siembra de 10 mL, lo que corresponde a una concentración estimada de $3 \cdot 10^6$ UFC/100 mL. Por su parte, en el punto P4 se obtuvieron 135 colonias en una dilución 1:10 (10 mL), equivalente a $1,35 \cdot 10^4$ UFC/100 mL (Figura 4-12)

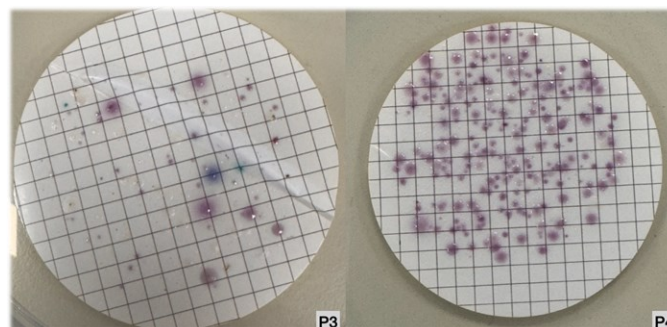


Figura 4-12. Membranas correspondientes a P3 y P4 en el análisis complementario.

El valor obtenido en P3 ($3 \cdot 10^6$ UFC/100 mL), correspondiente al aporte fluvial urbano, refleja una carga microbiológica elevada, aunque inferior a la registrada en el sistema de saneamiento. Este resultado es coherente con los datos obtenidos previamente, donde se identificaba este punto como una fuente adicional de contaminación de origen antrópico, asociada al drenaje urbano. Dado que en esta campaña los muestreos se realizaron de forma simultánea, puede establecerse una relación temporal más robusta entre los distintos puntos.

En este sentido, los resultados indican que la carga microbiológica observada en P4 está condicionada por la contribución conjunta del vertido (P1) y del aporte fluvial (P3), confirmando la interacción entre ambos focos y su influencia directa sobre la calidad del agua en la dársena.

Por su parte, el valor registrado en P4 ($1,35 \cdot 10^4$ UFC/100 mL) es significativamente inferior al observado tanto en el vertido como en el aporte fluvial, lo que confirma la tendencia ya identificada en el análisis principal. Esta reducción de la carga microbiológica es coherente con los procesos de dilución, dispersión e inactivación bacteriana en el medio receptor, dando lugar a una mejora progresiva de la calidad del agua en la dársena, aunque sin alcanzar niveles compatibles con los criterios normativos.

5 CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS

5.1 Conclusiones

Los resultados obtenidos indican que la calidad del agua en la dársena está condicionada tanto por el sistema de saneamiento interno como por el aporte fluvial urbano. En términos de concentración, el vertido asociado al sistema de saneamiento presenta los valores más elevados. No obstante, la contribución relativa de cada fuente en términos de carga total no puede establecerse con precisión, ya que no se dispone de datos de caudal, siendo posible que el aporte fluvial, debido a su mayor volumen, tenga una contribución significativa o incluso dominante. Este resultado responde al objetivo general del estudio y es coherente con la hipótesis H1.

El vertido asociado al aliviadero presenta una elevada carga orgánica, de sólidos y microbiológica, propia de un efluente insuficientemente tratado. Las concentraciones registradas superan los valores esperables en un vertido correctamente depurado, lo que evidencia que el tratamiento primario existente resulta insuficiente para garantizar un vertido compatible con los requisitos ambientales y sanitarios. Este resultado confirma la hipótesis H2.

Tras episodios de lluvia se observa una disminución de las concentraciones, atribuible a la combinación de procesos de dilución hidráulica y lavado previo del sistema de saneamiento. Sin embargo, esta reducción no implica una mejora efectiva del vertido, ya que la carga contaminante total vertida al medio receptor permanece elevada.

El aporte fluvial urbano presenta indicios de contaminación por aguas residuales en su red de drenaje, lo que indica la existencia de aportes antrópicos adicionales, pudiendo constituir una fuente relevante de carga contaminante en función de su caudal. Este resultado responde al objetivo específico de identificación de fuentes de contaminación.

En el medio receptor, los procesos de dilución y dispersión no eliminan la influencia de los aportes. Se mantienen concentraciones apreciables de nutrientes y contaminación fecal, lo que refleja una capacidad limitada de autodepuración, condicionada por la baja renovación hidrodinámica. En relación con los nutrientes, los resultados obtenidos muestran que su presencia, incluso en concentraciones moderadas, contribuye al deterioro de la calidad del agua y puede favorecer procesos de eutrofización, por lo que constituyen un factor relevante en la evaluación global del sistema.

El análisis complementario realizado en condiciones de régimen seco y baja actividad confirma la consistencia de los resultados obtenidos, reproduciendo el mismo patrón espacial de distribución de la carga microbiológica entre el sistema de saneamiento, el aporte fluvial y el medio receptor.

La comparación con valores de referencia establecidos para aguas de baño pone de manifiesto que las concentraciones registradas se sitúan por encima de los niveles orientativos de calidad, destacando

la presencia de concentraciones elevadas de *Escherichia coli* en la dársena, lo que indica un potencial riesgo sanitario en un entorno con contacto humano frecuente. Este resultado confirma la hipótesis H3.

El ensayo de desinfección en el vertido procedente del aliviadero mediante radiación UV-C demuestra que la reducción microbiológica es viable, aunque su eficacia se ve limitada por la elevada turbidez y el contenido en sólidos en suspensión, lo que requiere un tratamiento previo adecuado. Este resultado permite validar la hipótesis H4, si bien la reducción alcanzada no resulta suficiente para garantizar el cumplimiento de los criterios de calidad establecidos.

El problema identificado presenta un carácter estructural, siendo el sistema de saneamiento interno, y en particular el aliviadero, una de las principales fuentes de presión sobre la calidad del agua en la dársena. La descarga recurrente de efluentes insuficientemente tratados en un entorno con limitada capacidad de renovación impide la recuperación natural del medio y favorece la persistencia de la contaminación.

En este contexto, y en coherencia con los objetivos planteados, la mejora de la calidad del agua debe abordarse prioritariamente en origen, mediante la optimización del sistema de saneamiento y el control conjunto de los distintos aportes identificados. Las medidas de tratamiento posteriores, como la desinfección, deben considerarse complementarias, ya que no resuelven el problema fundamental asociado a la insuficiencia del tratamiento previo.

A modo de resumen, los resultados muestran que el sistema actual no permite alcanzar unas condiciones compatibles con el uso del entorno, lo que evidencia la necesidad de una revisión integral de la gestión de los vertidos en la dársena.

5.2 Líneas futuras

A partir de los resultados obtenidos, se proponen las siguientes líneas futuras de trabajo:

- Identificación y caracterización de un vertido localizado en las proximidades del área del CASI, cuya procedencia no ha podido ser determinada en el presente estudio y que descarga directamente a la ría, con el fin de analizar su origen, naturaleza y posible relación con infraestructuras de saneamiento o drenaje urbano.
- Análisis de alternativas de mejora del sistema de saneamiento, incluyendo la optimización de las infraestructuras existentes y la posible incorporación de tratamientos adicionales antes del vertido.
- Medición y monitorización de caudales de los diferentes vertidos, con el fin de cuantificar las cargas contaminantes vertidas y mejorar la interpretación de los procesos de dilución y transporte en el sistema.
- Análisis de estrategias de gestión del sistema orientadas a reducir al mínimo la activación de los aliviaderos, incluyendo la optimización operativa de la red y la posible implementación de medidas de control en episodios de lluvia.
- Estudio de la viabilidad de incorporar tratamientos de desinfección basados en procesos de oxidación avanzada, como la combinación de radiación UV-C y peróxido de hidrógeno, evaluando su integración en el sistema de saneamiento existente y su eficacia en la reducción de la carga microbiológica del efluente.
- Análisis detallado del recorrido del aporte fluvial urbano, con el fin de identificar posibles entradas de contaminación fecal asociadas a conexiones erróneas, infiltraciones o aportes directos al sistema.

- Evaluación de la eficacia real del sistema de tratamiento existente (fosa séptica y decantador de grasas), con el fin de determinar sus limitaciones y posibles mejoras en condiciones de operación reales.
- Ampliación del programa de muestreo en el tiempo, incluyendo campañas en distintas condiciones (precipitación, ocupación y estacionalidad), con el fin de evaluar la variabilidad temporal del sistema y mejorar la representatividad de los resultados
- Incorporación de parámetros adicionales de análisis, como nutrientes (nitritos y nitratos), indicadores de contaminación orgánica (DBO_5 y oxígeno disuelto), indicadores de contaminación fecal (enterococos intestinales) u otros parámetros relevantes que permitan una caracterización más completa del impacto de los vertidos.
- Evaluación de la eficacia del sistema de depuración del sector oeste de la Escuela Naval Militar, mediante el análisis de la calidad del efluente tratado antes de su bombeo a la ría, con el objetivo de determinar su rendimiento en la eliminación de materia orgánica, nutrientes y carga microbiológica.

6 BIBLIOGRAFÍA

En esta sección figurarán todas las referencias, sean recursos web, libros, artículos, etc., incluyendo la información de autores, título de la obra, nombre de la publicación, año, edición y enlace más fecha de último acceso en el caso de referencias a recursos online.

- [1] Parlamento Europeo y Consejo, “Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas”, 2000. [En línea]. Disponible en: <https://www.boe.es/doue/2000/327/L00001-00073.pdf> (Accedido: 21-01-2026).
- [2] United Nations Environment Programme, *UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern*. UN, 2016. doi: 10.18356/4392feb8-en.
- [3] European Environment Agency, *European waters: Assessment of status and pressures 2018*. Publications Office, 2018. doi: 10.2800/303664.
- [4] World Health Organization, *Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Volume 1: Coastal and Fresh Waters*. 2003.
- [5] Parlamento Europeo y Consejo, “Directiva 2006/7/CE relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño”, 2006. [En línea]. Disponible en: <https://www.boe.es/doue/2006/064/L00037-00051.pdf> (Accedido: 21-01-2026)
- [6] Gobierno de España, “Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre...”, BOE, 2015. [En línea]. Disponible en: <https://www.boe.es/boe/dias/2015/09/12/pdfs/BOE-A-2015-9806.pdf> (Accedido: 21-01-2026)
- [7] D. V. Chapman, *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*, 2nd ed. Taylor & Francis, 1996.
- [8] FilterWater, “Water Pollution”. [En línea]. Disponible en: <https://www.filterwater.com/t-articles.water-pollution.aspx> (Accedido: 27-01-2026).
- [9] Gobierno de España, “Real Decreto 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño”, BOE, 2007.
- [10] Council of the European Communities, “Directive 91/271/EEC concerning urban waste-water treatment”, 1991. [En línea]. Disponible en: <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/271/oj> (Accedido: 22-01-2026)
- [11] Xunta de Galicia, “DOG núm. 104, 30 de mayo de 2001”. [En línea]. Disponible en: https://www.xunta.gal/dog/Publicados/2001/20010530/DOG_20010530_NUM_104_es.PDF (Accedido: 10-03-2026)
- [12] Faro de Vigo, “La Escuela Naval y el Puerto pactan el uso de la dársena pesquera ubicada en la zona de seguridad militar”, 2021. [En línea]. Disponible en: <https://www.farodevigo.es/pontevedra/2021/04/23/escuela-naval-puerto-pactan-darsena-48589751.html> (Accedido: 28-01-2026).

- [13] European Environment Agency, “Seas and coasts”. [En línea]. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/seas-and-coasts> (Accedido: 21-01-2026).
- [14] United Nations Environment Programme, *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Cambridge University Press, 2019. doi: 10.1017/9781108627146.
- [15] IAEA, “Aguas subterráneas: ¿cómo se estudia su polución y sostenibilidad?”. [En línea]. Disponible en: <http://www.iaea.org/es/newscenter/news/aguas-subterraneas-como-se-estudia-su-polucion-y-sostenibilidad> (Accedido: 05-02-2026).
- [16] United Nations Environment Programme, UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern. [En línea]. Disponible en: https://wesr.unep.org/media/docs/assessments/UNEP_Frontiers_2016_report_emerging_issues_of_environmental_concern.pdf (Accedido: 21-01-2026)
- [17] World Ports Sustainability Program, “Environmental Indicators for Ports (EnviCom WG Report)”. [En línea]. Disponible en: <https://sustainableworldports.org/wp-content/uploads/EnviCom-WG-150-FINAL-VERSION.pdf> (Accedido: 21-01-2026)
- [18] V. Selén, “Port environmental management contributions (Darbra et al.)”.
- [19] European Environment Agency, *Marine Messages II. Publications Office, 2019*. doi: 10.2800/71245.
- [20] Shape Our Water, “Combined sewer system”. [En línea]. Disponible en: <https://www.shapeourwater.org/graphics/combined-sewer-system> (Accedido: 27-01-2026).
- [21] Mr. Rooter, “How Does Home Plumbing Work?”. [En línea]. Disponible en: <https://www.mrrooter.ca/about/blog/how-does-home-plumbing-work/> (Accedido: 27-01-2026).
- [22] G. Tchobanoglous et al., *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed. McGraw-Hill, 2003.
- [23] Blogspot, “Visualización planta de tratamiento de aguas residuales”. [En línea]. Disponible en: <http://tratamientoaguasresidualesliliana.blogspot.com/2015/05/visualizacion-planta-de-tratamiento.html> (Accedido: 27-01-2026)
- [24] A. G. Navia, “¿Qué está pasando en el Mar Menor? La eutrofización y sus efectos”, The Objective, 2022. [En línea]. Disponible en: <https://theobjective.com/sociedad/medioambiente/2022-04-27/mar-menor-eutrofizacion/> (Accedido: 10-03-2026).
- [25] Universidad Politécnica de Valencia (UPV), YouTube, “Identificación y recuento de E. coli y bacterias coliformes”. [En línea]. Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=CbotgiHNmWo> (Accedido: 16-03-2026)
- [26] P. M. Chapman et al., “Appropriate Applications of Sediment Quality Values for Metals and Metalloids”, *Environmental Science & Technology*, 1999. doi: 10.1021/es990083n.
- [27] G. Birch y S. Taylor, “Source of heavy metals in sediments of the Port Jackson estuary, Australia”, *Science of the Total Environment*, 1999. doi: 10.1016/S0048-9697(99)00007-8
- [28] International Maritime Organization, *IMO and the Environment*, 2011.
- [29] J. M. Neff, *Bioaccumulation in Marine Organisms*. Elsevier, 2002.
- [30] Gobierno de España, “Real Decreto 876/2014, Reglamento General de Costas”, BOE, 2014.
- [31] Gobierno de España, “Ley 22/1988, de Costas”, BOE, 1988.
- [32] Gobierno de España, “Real Decreto 509/1996 sobre tratamiento de aguas residuales urbanas”. [En línea]. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1996-7159> (Accedido: 26-02-2026).
- [33] Ministerio para la Transición Ecológica, “Guía para evaluación del estado de aguas”. [En línea]. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/guia-para-evaluacion-del-estado-aguas-superficiales-y-subterraneas_tcm30-514230.pdf (Accedido: 07-02-2026).
- [34] Instituto Español de Oceanografía, “Informe sobre la calidad del medio marino”, 2022. [En línea]. Disponible en:

- https://www.ieo.es/documents/10640/7708614/4_informe+IEO_ABRIL_2022.pdf. (Accedido: 07-02-2026).
- [35] A. Acevedo-Merino et al., “Dilution and autodepuration processes in a coastal system affected by urban wastewater discharges”, *Ciencias Marinas*, vol. 31, no.1B, 2005.
- [36] Documento técnico, “Ría de Vigo”.
- [37] N. Dávila, “Sanidade certifica la calidad del agua...”, *Faro de Vigo*, 2024. [En línea]. Disponible en: <https://www.farodevigo.es/pontevedra/2024/12/08/sanidade-certifica-calidad-agua-50-112416481.html>. (Accedido: 18-03-2026).
- [38] Parlamento Europeo y Consejo, “Directiva 2010/75/UE sobre emisiones industriales”, 2010.
- [39] ENCE, “Efluentes de vertido”. [En línea]. Disponible en: <https://ence.es/celulosa/pontevedra/indicadores/efluentes-de-vertido/> (Accedido: 12-03-2026).
- [40] C. P. Cerdeña et al., “Contaminación de las aguas del río Itaya...”, 2014.
- [41] M. C. González-Lozano et al., “Evaluación de la contaminación en sedimentos...”, *Interciencia*, 2006.
- [42] Autor desconocido, “Informe calidad del agua 2025”. [En línea]. Disponible en: https://apalmeria.com/wp-content/uploads/2025/09/02_informe-calidad-agua_abril-junio-2025.pdf. (Accedido: 06-02-2026).
- [43] Documento técnico, "Evaluación integrada de vertidos urbanos, industriales y portuarios a estuarios y zonas costeras mediante análisis químicos y medidas de efectos biológicos: (una propuesta para la Directiva Marco del Agua)".
- [44] Trabajo Fin de Grado, “TorresRueda_Pablo_TFG_2018”.
- [45] Gobierno de España, “Real Decreto 817/2015...”, BOE, 2015. [En línea]. Disponible en: <https://www.boe.es/eli/es/rd/2015/09/11/817> (Accedido: 05-02-2026).
- [46] Norma UNE-EN ISO 10523:2012. Calidad del agua. Determinación del pH.
- [47] Norma UNE-EN 27888:1994. Calidad del agua. Determinación de la conductividad eléctrica
- [48] Norma UNE-EN ISO 7027-1:2016. Calidad del agua. Determinación de la turbidez.
- [49] Procedimiento de laboratorio CUD, “Determinación de sólidos”.
- [50] Procedimiento de laboratorio CUD, “DQO”.
- [51] Procedimiento de laboratorio CUD, “Amonio y amoniaco”.
- [52] ISO 7150-1:1984, Water quality. Determination of ammonium.
- [53] Hanna Instruments, "Protocolo para la determinación de nitrato".
- [54] Hanna Instruments, "Protocolo para la obtención de fosfato HR".
- [55] Hanna Instruments, "Protocolo de obtención de fósforo total".
- [56] J. R. Bolton y K. G. Linden, “Standardization of Methods for Fluence (*UV Dose*) Determination in Bench-Scale UV Experiments”, *Journal of Environmental Engineering*, 2003.
- [57] M. Guo, J. Huang, H. Hu, W. Liu, y J. Yang, "UV inactivation and characteristics after photoreactivation of *Escherichia coli* with plasmid: Health safety concern about UV disinfection", *Water Research*, vol. 46, n.º 13, pp. 4031-4036, sep. 2012, doi: 10.1016/j.watres.2012.05.005.
- [58] Metcalf & Eddy, Inc., *Wastewater Engineering: Treatment and Resource recovery*, 5.^a ed. New York: McGraw-Hill Education.

ANEXO I: IMPLICACIONES SOCIALES, ECONÓMICAS, Y AMBIENTALES

La calidad del agua en entornos costeros constituye un aspecto clave para el equilibrio de los ecosistemas marinos y el desarrollo de las actividades humanas asociadas. En este contexto, la Ría de Pontevedra representa un ecosistema de gran valor ambiental dentro del litoral gallego, donde la entrada de aguas que contienen materia orgánica, nutrientes o microorganismos indicadores de contaminación fecal puede provocar alteraciones en el estado del medio marino y en su equilibrio ecológico. Por este motivo, el control de las distintas fuentes de aporte al sistema resulta fundamental para comprender la situación ambiental de la zona y prevenir posibles impactos sobre los ecosistemas costeros.

Este estado ambiental presenta, además, una clara dimensión social. En Galicia existen numerosas actividades vinculadas al medio marino, como el marisqueo, la pesca o el uso recreativo del litoral, que dependen directamente del mantenimiento de unas condiciones adecuadas. La presencia de contaminación microbiológica puede suponer un riesgo para la salud pública y afectar al aprovechamiento de los recursos marinos, lo que pone de manifiesto la importancia de una correcta gestión de los vertidos y de los aportes de origen urbano.

Desde una perspectiva económica, la conservación de estas condiciones ambientales resulta igualmente relevante. La degradación del medio marino puede repercutir negativamente en sectores productivos vinculados al mar, así como en actividades turísticas y recreativas. En este sentido, la identificación de las posibles fuentes de contaminación y la evaluación del funcionamiento de los sistemas de tratamiento existentes constituyen herramientas esenciales para orientar la gestión ambiental y prevenir impactos que podrían generar costes económicos a largo plazo.

En este contexto general, el estudio de la dársena de la Escuela Naval Militar adquiere especial relevancia. Las condiciones del agua en esta zona pueden verse condicionadas tanto por el vertido procedente del sistema de saneamiento como por el aporte fluvial de origen urbano que desemboca en el recinto portuario. El análisis desarrollado en el presente trabajo permite valorar el comportamiento del sistema de tratamiento existente y examinar posibles alternativas que contribuyan a mejorar estas condiciones antes de su incorporación al medio marino. Entre estas opciones se encuentra la aplicación de tecnologías de desinfección, como la radiación ultravioleta, que permiten reducir la presencia de microorganismos en el efluente sin introducir reactivos químicos adicionales.

ANEXO II: REFLEXIONES ÉTICAS Y SOCIALES

El desarrollo de trabajos técnicos en el ámbito de la ingeniería exige mantener una actitud éticamente responsable tanto en la obtención de los datos como en su análisis e interpretación. La información derivada de estudios experimentales puede influir en la toma de decisiones relacionadas con la gestión de infraestructuras, la planificación de mejoras técnicas o la adopción de medidas de control ambiental. Por ello, resulta fundamental aplicar criterios de rigor, objetividad y honestidad científica a lo largo de todo el proceso.

En este contexto, las Fuerzas Armadas, y en particular la Escuela Naval Militar, desempeñan un papel relevante en la promoción de actuaciones que integren criterios técnicos con principios éticos y sociales. La gestión adecuada de las instalaciones y de los vertidos asociados no solo responde a exigencias normativas, sino también a un compromiso con la protección del medio marino y con la sociedad. Este tipo de proyectos contribuye a evaluar el impacto de las actividades desarrolladas y a proponer mejoras orientadas a la conservación del entorno.

En el presente trabajo se ha llevado a cabo la recogida y análisis de muestras de agua con el objetivo de evaluar distintos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Este proceso implica garantizar la fiabilidad de los resultados mediante una correcta aplicación de los métodos de muestreo, el uso adecuado de las técnicas analíticas y un registro preciso de la información. Cualquier desviación en estas fases podría dar lugar a interpretaciones erróneas y, en consecuencia, a decisiones técnicas poco fundamentadas.

Asimismo, la interpretación de los resultados requiere una actitud crítica que tenga en cuenta tanto el contexto en el que se han obtenido como las limitaciones inherentes al muestreo y a la variabilidad del medio. Reconocer y explicitar estas limitaciones forma parte de una práctica profesional responsable, ya que evita la formulación de conclusiones que excedan el alcance real del estudio.

Otro aspecto clave desde el punto de vista ético es la forma en que se comunican los resultados. La transparencia y claridad en la presentación de la información permiten que el trabajo sea comprendido, evaluado y, en su caso, utilizado como referencia para futuras investigaciones o para la mejora de sistemas existentes. De este modo, se contribuye a reforzar la credibilidad del análisis realizado.

Por último, el ejercicio de la ingeniería implica que las soluciones propuestas sean viables y estén basadas en criterios realistas. Las mejoras planteadas deben responder a una evaluación técnica fundamentada y ser aplicables en condiciones reales, de manera que contribuyan de forma efectiva a la protección y conservación del medio marino.

ANEXO III: TABLAS COMPLETAS DE DATOS EXPERIMENTALES Y RESULTADOS ANALÍTICOS

El presente anexo recoge las tablas completas de datos obtenidas durante el tratamiento y cálculo de los resultados experimentales del estudio. Se incluyen las hojas de cálculo empleadas para el procesamiento de los datos analíticos, donde se presentan los valores originales registrados en laboratorio, los duplicados realizados para cada determinación, los factores de dilución aplicados y las operaciones utilizadas para la obtención de los resultados finales presentados en el capítulo de resultados. El objetivo de este anexo es facilitar la trazabilidad del tratamiento de los datos experimentales y mostrar de forma íntegra los cálculos realizados durante el análisis de los distintos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

A continuación, se presentan las tablas correspondientes a los datos experimentales brutos registrados durante las determinaciones fisicoquímicas realizadas en laboratorio. En ellas se incluyen las mediciones individuales obtenidas para cada punto de muestreo y los valores medios utilizados posteriormente para la representación y análisis de los resultados.

Puntos	pH	Turbidez			Conductividad eléctrica
P1-1	6,8	29,50 NTU	29,65 NTU	29,55 NTU	324 microsiemens/cm
P1-2	6,79	27,51 NTU	27,48 NTU	27,52 NTU	330 microsiemens/cm
P2	6,4	612 NTU	608 NTU	613 NTU	797 microsiemens/cm
P3	7,7	1,47 NTU	1,43 NTU	1,45 NTU	21800 milisiemens/cm
P4	7,5	0,42 NTU	0,52 NTU	0,63 NTU	32600 milisiemens/cm

Tabla Anexo III-1. Tabla de pH, turbidez y conductividad eléctrica

Seguidamente, se muestran las tablas de cálculo correspondientes a la determinación del contenido en sólidos. Estas hojas de cálculo recogen las masas registradas en cada etapa del procedimiento experimental, incluyendo el acondicionamiento previo de los crisoles y filtros, así como las operaciones empleadas para obtener las concentraciones finales de sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos fijos y sólidos en suspensión.

Crisoles P1	Vacio	Húmedo	105°	Mufla	Muestra	g Húmedos	ST g/l	SV g/l	SF g/l
P1-1	15,2364	20,4187	15,2378	15,2376	5 mL	5,1823	0,2800	0,0400	0,2400
P1-2	15,8741	21,0352	15,8755	15,8753	5 mL	5,1611	0,2800	0,0400	0,2400
P1-3	15,4420	20,7743	15,4435	15,4432	5 mL	5,3323	0,3000	0,0600	0,2400
Filtros P1	Vacio	Húmedo	105°	Mufla	Muestra	g Húmedos	SST (g/l)	SSV g/l	SSF g/l
P1-1	2,3281	2,5540	2,3297	2,3287	20 mL	0,2259	0,0800	0,0500	0,0300
P1-2	2,3189	2,6850	2,3203	2,3195	20 mL	0,3661	0,0700	0,0400	0,0300
P1-3	2,3392	2,6115	2,3407	2,3398	20 mL	0,2723	0,0750	0,0450	0,0300
Crisoles P2	Vacio	Húmedo	105°	Mufla	Muestra	g Húmedos	ST g/l	SV g/l	SF g/l
P2-1	15,3842	20,2175	15,3894	15,3877	5 mL	4,8333	1,0400	0,3400	0,7000
P2-2	15,5181	20,3540	15,5236	15,5217	5 mL	4,8359	1,1000	0,3800	0,7200
P2-3	15,6228	20,4622	15,6283	15,6265	5 mL	4,8394	1,1000	0,3600	0,7400
Filtros P2	Vacio	Húmedo	105°	Mufla	Muestra	g Húmedos	SST (g/l)	SSV g/l	SSF g/l
P2-1	2,3278	2,8941	2,3395	2,3364	20 mL	0,5663	0,5850	0,1550	0,4300
P2-2	2,3185	2,9152	2,3308	2,3276	20 mL	0,5967	0,6150	0,1600	0,4550
P2-3	2,3389	2,9010	2,3514	2,3480	20 mL	0,5621	0,6250	0,1700	0,4550
Crisoles P3/4	Vacio	Húmedo	105°	Mufla	Muestra	g Húmedos	ST g/l	SV g/l	SF g/l
P3-1	15,3000	20,0700	15,3650	15,3644	5 mL	4,7700	13,0000	0,1200	12,8800
P3-2	15,6120	20,3800	15,6778	15,6772	5 mL	4,7680	13,1600	0,1200	13,0400
P4-1	15,2480	20,0900	15,3455	15,3451	5 mL	4,8420	19,5000	0,0800	19,4200
P4-2	15,3100	20,1500	15,4081	15,4076	5 mL	4,8400	19,6200	0,1000	19,5200
Filtros P3/4	Vacio	Húmedo	105°	Mufla	Muestra	g Húmedos	SST (g/l)	SSV g/l	SSF g/l
P3-1	2,1048	2,7253	2,1050	2,1049	100mL	0,6205	0,0020	0,0010	0,0010
P3-2	2,2145	2,8326	2,2149	2,2147	100mL	0,6181	0,0040	0,0020	0,0020
P4-1	2,1768	2,7981	2,1769	2,1768	100mL	0,6213	0,0010	0,0010	0,0000
P4-2	2,2394	2,8609	2,2396	2,2395	100mL	0,6215	0,0020	0,0010	0,0010

Tabla Anexo III-2. Tabla de sólidos y sus variantes.

En la Tabla Anexo III-3 se pueden observar los valores medios obtenidos previamente y las desviaciones correspondientes a cada análisis.

Crisoles P1	ST (P)	Desv.ST g/l	SVT (P)	Desv.SV g/l	SF (P)	Desv.SF g/l
P1-1	0,287	0,009	0,047	0,009	0,240	0,000
P1-2	-	-	-	-	-	-
P1-3	-	-	-	-	-	-
Filtros P1	SST (P)	Desv.SST g/l	SSV (P)	Desv.SSV g/l	SSF (P)	Desv.SSF g/l
P1-1	0,075	0,004	0,045	0,004	0,030	0,000
P1-2	-	-	-	-	-	-
P1-3	-	-	-	-	-	-
Crisoles P2	ST (P)	Desv.ST g/l	SVT (P)	Desv.SV g/l	SF (P)	Desv.SF g/l
P2-1	1,080	0,028	0,360	0,016	0,720	0,016
P2-2	-	-	-	-	-	-
P2-3	-	-	-	-	-	-
Filtros P2	SST (P)	Desv.SST g/l	SSV (P)	Desv.SSV g/l	SSF (P)	Desv.SSF g/l
P2-1	0,608	0,017	0,162	0,006	0,447	0,012
P2-2	-	-	-	-	-	-
P2-3	-	-	-	-	-	-
Crisoles P3/4	ST (P)	Desv.ST g/l	SVT (P)	Desv.SV g/l	SF (P)	Desv.SF g/l
P3-1	13,080	0,080	12,960	0,000	12,960	0,080
P3-2	-	-	-	-	-	-
P4-1	-	-	-	-	-	-
P4-2	19,560	0,060	0,090	0,010	19,470	0,050
Filtros P3/4	SST (P)	Desv.SST g/l	SSV (P)	Desv.SSV g/l	SSF (P)	Desv.SSF g/l
P3-1	0,003	0,001	0,001	0,001	0,002	0,000
P3-2	-	-	-	-	-	-
P4-1	-	-	-	-	-	-
P4-2	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001

Tabla Anexo III-3. Valores medios y desviaciones obtenidas en los análisis de sólidos.

En algunos casos se detectaron valores incoherentes atribuibles a posibles errores experimentales durante el procedimiento de laboratorio. Estos datos fueron descartados del cálculo final y se incluyen igualmente en este anexo con fines de trazabilidad.:

ANTIGUO ANÁLISIS DE SÓLIDOS P1, DESCARTADO POR INCOHERENCIAS FÍSICAS									
Crisoles P1	Vacio	Húmedo	105°	Mufla	Muestra	g Húmedos	ST g/l	SV g/l	SVT
P1 (9a (1))	15,3007	20,071	15,3044	15,3039	5 mL	4,7703	0,74	0,1	0,1
P1 (9b (2))	16,594	21,339	16,5972	16,5968	5 mL	4,745	0,64	0,08	0,08
P1 (8b (2))	13,751	18,5775	13,7516	13,7513	5 mL	4,8265	0,12	0,06	0,06
Filtros P1	Vacio	Húmedo	105°	Mufla	Muestra	g Húmedos	SD (g/l)	SV g/l	
P1 (1(1))	2,3281	2,554	2,3317	2,3316	5 mL	0,2259	0,72	0,02	
P1 (2(2))	2,3189	2,685	2,3224	2,3219	5 mL	0,3661	0,7	0,1	
P1 (3(2))	2,3392	2,6115	2,3458	2,3449	5 mL	0,2723	1,32	0,18	

Tabla Anexo III-4. Análisis de sólidos descartado por incoherencias.

A continuación, se incluyen las tablas correspondientes al cálculo de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). En ellas se presentan los volúmenes registrados durante la valoración, los datos del blanco de reactivos, la normalidad de la disolución valorante y las operaciones realizadas para la obtención de la concentración final expresada en mg O₂/L.

Tubos	dilución	V Fas (ml)	DQO	Descarte
P1-1	1:01	3,7	772,8	
P1-2	1:01	5,5	571,2	
P1-2b	1:01	5,7	548,8	
P1-2c	1:01	5,3	593,6	
P1-3	1:02	10	67,2	
P1-4	1:05	9,3	145,6	
P1-5	1:1 soluble	5,6	560	
P1-6	1:1 soluble	0,3	1153,6	
P1-6B	1:1 soluble	2,5	907,2	
P1-6C	1:1 soluble	6,67	440,16	
Blanco 1		10,6		
Tubos	dilución	V Fas (ml)	DQO	Medias
P2-1	1:01	0	1254,4	
P2-2	1:01	0	1254,4	
P2-1 (2)	1:10	8,3	324,8	
P2-2 (2)	1:10	8,3	324,8	
P3-1	1:01	8,2	336	
P3-2	1:01	8	358,4	
P4-1	1:01	9	246,4	
P4-2	1:01	8,5	302,4	
P2-3	1:1 soluble		1254,4	
P2-4	1:1 soluble		1254,4	
P2-3 (2)	1:10 soluble	9,8	156,8	
P2-4 (2)	1:10 soluble	10	134,4	
P3-1	1:1 soluble	8,5	302,4	
P3-2	1:1 soluble	8,3	324,8	
P4-1	1:1 soluble	9	246,4	
P4-2	1:1 soluble	9	246,4	
Blanco 2	1:01	11,2		

Tabla Anexo III-5. Análisis DQO con resultados válidos y descartes.

Posteriormente, se presentan las hojas de cálculo empleadas para el registro y tratamiento de los resultados obtenidos en la determinación de nutrientes mediante método colorimétrico espectrofotométrico. En estas tablas se incluyen los valores registrados por el equipo para cada determinación y los cálculos realizados para la obtención de los valores finales utilizados en el análisis de resultados.

Muestra	P total (HR)	N total (HR)	PO-34	(NH3-N)	Unidad
P1-1	3,1	10	6,1	3,1	mg/L
P1-2	3,5	10	7	3,9	mg/L
P2-1	24,5	40	12,8	11,6	mg/L
P2-2	20,8	48	13,6	12,1	mg/L
P3-1	0,7	4,2	0,5	0,6	mg/L
P3-2	0,9	4,6	0,7	0,8	mg/L
P4-1	0,3	3,1	0,2	0,3	mg/L
P4-2	0,5	3,6	0,3	0,4	mg/L
Medias	P total (HR)	N total (HR)	PO-34	(NH3-N)	Unidad
P1	3,3	10	6,55	3,5	mg/L
P2	22,65	44	13,2	11,85	mg/L
P3	0,8	4,4	0,6	0,7	mg/L
P4	0,4	3,35	0,25	0,35	mg/L
Desv.	P total (HR)	N total (HR)	PO-34	(NH3-N)	Unidad
P1	0,2	0	0,45	0,4	mg/L
P2	1,85	4	0,4	0,25	mg/L
P3	0,1	0,2	0,1	0,1	mg/L
P4	0,1	0,25	0,05	0,05	mg/L

Tabla Anexo III-6. Resultados experimentales de los nutrientes analizados.

Por último, se muestran las tablas correspondientes al análisis microbiológico realizado mediante técnica de filtración por membrana. En ellas se recogen los recuentos de colonias obtenidos para cada dilución, los factores de dilución aplicados y las operaciones utilizadas para el cálculo de la concentración final de bacterias expresada en unidades formadoras de colonia por 100 mL (UFC/100 mL).

E. coli	Dilución	Colonias	UFC/100mL	Volumen
P1	1:1000000	4	4,00E+06	100 mL
P2	1:1000000	3	3,00E+07	10 mL
P3	1:10000	3	3,00E+05	10 mL
P4	1.10	20	2,00E+03	10 mL
Coliformes totales	Dilución	Colonias	UFC/100mL	Volumen
P1	1:1000000	25	2,50E+07	100 mL
P2	1:1000000	29	2,90E+08	10 mL
P3	1:10000	12	1,20E+06	10 mL
P4	1.10	80	8,00E+03	10 mL

Tabla Anexo III-7. Valores microbiológicos obtenidos en los análisis.

ANEXO IV: VALORES NORMATIVOS DE REFERENCIA UTILIZADOS EN ESTE ESTUDIO

En este anexo se recogen las tablas normativas empleadas como referencia para la interpretación de los resultados obtenidos en el presente trabajo. Estas tablas proceden de la legislación vigente aplicable tanto a la evaluación de vertidos de aguas residuales urbanas como a la caracterización de la calidad de las masas de agua.

En primer lugar, se incluyen los valores de referencia correspondientes a nutrientes en masas de agua de transición recogidos en el Real Decreto 817/2015, que desarrolla la Directiva Marco del Agua en España. En este caso se han considerado los valores correspondientes al tipo de masa de agua AT-12, correspondiente a estuarios atlánticos mesomareales con descargas irregulares de río, tipología en la que se enmarca la Ría de Pontevedra y, por tanto, el entorno de la dársena objeto de estudio.

Tipos aguas de transición	Indicador	Unidades	Valor absoluto	Indicadores biológicos e hidromorfológicos: RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): Concentración			
			Condición de referencia/ condición específica del tipo	Límite muy bueno/ bueno	Límite bueno/ moderado	Límite moderado/ deficiente	Límite deficiente/ malo
AT-T09	QSB		Euhalino: R=30; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 297; N+ = 1127; Polihalino: R=15; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 34; N+ = 578; Oligo(mesohalino): R=11; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 84; N+ = 481	0,8	0,60	0,40	0,20
AT-T09	M-AMBI		S'18 ups: R=13; H'=2,5; AMBI=2,8 S=18-30 ups: R=32; H'=3,8; AMBI=2 S=30-34,5 ups: R=40; H'=3,5; AMBI=2,1	0,77	0,53		
AT-T09	AFI		Calculado con peces(2): R'9; AFICont '30; AFIntro '30; AFISalud '5; AFIplano: 10-60; AFIOmni: 2,5-20; AFIPisc: 10-50; AFIResi'5; AFIRes: 10-40	0,78	0,55		
AT-T09	TFCI		-	0,9	0,65		
AT-T10	Chla	µg/L	5,33(S'30ups) 2,67(S≥30ups)ups	8 (S'30ups) 4 (S≥30ups)	12 (S'30ups) 8(S≥30ups)	16 (S'30ups) 12 (S≥30ups)	32 (S'30ups) 16(S≥30ups)
AT-T10	Blooms	%	16,7	20	39	69	89
AT-T10	SPTT-2		S=0-5 ups: ChIA: 4,40 µg/L; blooms: 16,7%; S=5-18 ups: ChIA: 3,40 µg/L; blooms: 16,7%; S=18-30 ups: ChIA: 2,20 µg/L; blooms: 16,7%; S=30-34 ups: ChIA: 1,30 µg/L; blooms: 16,7%	0,76	0,38	0,23	0,18
AT-T10	IQA		-	(1)	(1)		
AT-T10	M-AMBI		S'18ups: R=13; H'=2,5; AMBI=2,8 S=18-30ups: R=32; H'=3,8; AMBI=2 S=30-34,5ups: R=40; H'=3,5; AMBI=2,1	0,77	0,53		
AT-T10	AFI		Calculado con peces(2): R'9; AFICont '30; AFIntro '30; AFISalud '5; AFIplano: 10-60; AFIOmni: 2,5-20; AFIPisc: 10-50; AFIResi'5; AFIRes: 10-40	0,78	0,55		
AT-T10	TFCI		-	0,9	0,65		
AT-T11	Chla	µg/L	5,33(S'30ups) 2,67 (S≥30ups)	8 (S'30ups) 4 (S≥30ups)	12 (S'30ups) 8 (S≥30ups)	16 (S'30ups) 12 (S≥30ups)	32 (S'30ups) 16(S≥30ups)
AT-T11	Blooms	%	16,7	20	39	69	89
AT-T12	ITWf		0,49	0,92	0,72		
AT-T12	TaSBEM		-	(1)	(1)		
AT-T12	Amonio	mg NH ₄ /L			0,29		
AT-T12	Nitritos	mg NO ₂ /L			0,18		
AT-T12	Nitratos	mg NO ₃ /L			11		
AT-T12	Fosfatos	mg PO ₄ /L			0,34		
AT-T13	ITWf		0,49	0,92	0,72		

Tabla Anexo IV-1 Valores de referencia para nutrientes en masas de agua de transición tipo AT-12 según el Real Decreto 817/2015.

A continuación, se incluyen los requisitos generales aplicables a los vertidos de aguas residuales urbanas establecidos en el Real Decreto 509/1996, que desarrolla la Directiva 91/271/CEE relativa al tratamiento de aguas residuales urbanas. Estos valores se han utilizado como referencia para contextualizar las concentraciones medidas en el efluente del sistema de saneamiento interno analizado en el estudio.

La normativa establece, además de valores de concentración máxima admisible, un porcentaje mínimo de reducción asociado al proceso de tratamiento. Este porcentaje hace referencia a la disminución de la carga contaminante entre el agua residual de entrada a la instalación de tratamiento y el efluente final vertido al medio receptor. De esta forma, se garantiza que el sistema de depuración reduzca de manera efectiva la materia orgánica y los sólidos presentes en el agua residual.

Asimismo, el Real Decreto 509/1996 especifica los métodos de medida de referencia que deben emplearse para la determinación de estos parámetros. En el caso de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), la determinación se realiza mediante incubación de la muestra durante cinco días a 20 °C en ausencia de luz. Para la demanda química de oxígeno (DQO) se utiliza el método de oxidación con dicromato potásico, mientras que los sólidos en suspensión se determinan mediante filtración de la muestra a través de una membrana de 0,45 µm y posterior secado y pesaje del residuo retenido.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO 5 a 20 °C) sin nitrificación (2).	25 mg/l O ₂	70-90 40 de conformidad con el apartado 3 del artículo 5 R.D.L. (3).
Demanda química de oxígeno (DQO).	125 mg/l O ₂	75
Total de sólidos en suspensión.	35 mg/l (4) 35 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (más de 10.000 h-e) (3). 60 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (de 2.000 a 10.000 h-e) (3).	90 (4) 90 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (más de 10.000 h-e) (3). 70 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (de 2.000 a 10.000 h-e) (3).

Tabla Anexo IV-2. Requisitos de vertido de aguas residuales urbanas según el Real Decreto 509/1996.

Por último, se presentan los requisitos adicionales establecidos en la misma normativa para vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento ubicadas en zonas sensibles, en los que se incluyen límites específicos para nutrientes como el nitrógeno y el fósforo totales. En estos casos, además de los valores de concentración, la normativa establece también porcentajes mínimos de reducción asociados al tratamiento, con el objetivo de limitar los aportes de nutrientes que pueden favorecer procesos de eutrofización en el medio receptor.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)
Fósforo total.	2 mg/l P (de 10000 a 100000 h-e). 1 mg/l P (más de 100.000 h-e).	80
Nitrógeno total (2).	15 mg/l N (de 10000 a 100000 h-e). 10 mg/l N (más de 100000 h-e) (3).	70-80

Tabla Anexo IV-3. Requisitos adicionales para vertidos en zonas sensibles según el Real Decreto 509/1996.

ANEXO V: DECLARACIÓN DEL USO DE HERRAMIENTAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

En el desarrollo del presente Trabajo de Fin de Grado se ha hecho uso puntual de herramientas basadas en inteligencia artificial con el único objetivo de mejorar la calidad formal del documento y apoyar la elaboración de determinados recursos gráficos.

Concretamente, dichas herramientas han sido empleadas para tareas de revisión lingüística, incluyendo la corrección gramatical, ortográfica y de estilo, así como la reformulación de fragmentos para lograr una mayor claridad y coherencia expositiva. También se han utilizado de forma puntual para la creación de algunas imágenes y para la adaptación o elaboración de figuras con el fin de facilitar su traducción respecto a versiones originales en otros idiomas.

En ningún caso se han utilizado estas herramientas para la generación autónoma de contenidos científicos, resultados, análisis o conclusiones.

El contenido técnico, la interpretación de los datos, el análisis realizado y las conclusiones presentadas son responsabilidad exclusiva del autor, quien garantiza la originalidad del trabajo y el cumplimiento de las normas éticas y académicas vigentes.

Del mismo modo, el uso de estas herramientas se ha realizado de forma crítica y supervisada, revisando y validando manualmente todas las sugerencias y materiales incorporados al documento final.