



MEMBER OF  
BASQUE RESEARCH  
& TECHNOLOGY ALLIANCE

[www.azti.es](http://www.azti.es)

# Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Ondarroa. Año 2021



Informe Final  
para



**Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa**  
Consortio de Aguas Bilbao Bizkaia

**Pasaia, 22 de junio de 2022**

<b>Tipo documento</b>	Informe Final
<b>Título documento</b>	Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Ondarroa. Año 2021
<b>Fecha</b>	02/09/2022
<b>Proyecto</b>	Realización de los planes de vigilancia del medio receptor correspondientes a las autorizaciones de vertido de las EDAR de Galindo, Gorliz, Ondarroa, Lekeitio y Ondarroa durante el año 2021
<b>Código</b>	IM-21-CONSOR
<b>Autores</b>	Dra. Marta Revilla (AZTI) Dr. Javier Franco (AZTI) Dra. Joana Larreta (AZTI) Dra. Izaskun Zorita (AZTI) Dra. Almudena Fontán (AZTI) Dr. Aitor Laza-Martínez (UPV/EHU)

Si procede, este documento deberá ser citado del siguiente modo:

Revilla, M., A. Fontán, J. Franco, J. Larreta, A. Laza-Martínez, I. Zorita, 2022. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Ondarroa. Año 2021. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 71 pp.

## AUTORES Y AGRADECIMIENTOS

La coordinación de este trabajo ha sido llevada a cabo por Marta Revilla y Javier Franco.

En la redacción del informe han intervenido Almudena Fontán y Marta Revilla, de la Unidad de Investigación Marina de AZTI.

En las labores de muestreo, análisis de muestras, elaboración de bases de datos, gráficos y edición del informe han participado otras personas de dicha unidad, tanto investigadores (Joana Larreta e Izaskun Zorita), como analistas (Ainhoa Arévalo, Beatriz Beldarrain, Jon Berregi, Luis Cuesta, Maite Cuesta, Goretti García, Deniz Kukul, Marivi Lucero, M<sup>a</sup> Inmaculada Martín y Naiara Serrano) y personal de muestreo (Gaizka Bidegain, Ekaitz Erauskin, Lander Larrañaga, Jon Uskola e Iker Urtizberea).

La identificación y el recuento de las comunidades del fitoplancton se llevaron a cabo en el Laboratorio de Fitoplancton de la Universidad del País Vasco por Aitor Laza-Martínez, quien también aportó información de gran utilidad para la interpretación de los resultados.

Finalmente, queremos destacar la colaboración ofrecida por el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia en lo relativo a la entrega de documentación adicional para la interpretación y discusión de los resultados y, en definitiva, en la organización general de este trabajo.



# ÍNDICE

1.	ANTECEDENTES	7
2.	INTRODUCCIÓN	9
3.	OBJETIVOS	15
4.	COLUMNA DE AGUA	17
4.1	Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	17
4.2	Métodos analíticos	18
4.2.1	Variables medidas “in situ” mediante CTD	18
4.2.2	Variables medidas en laboratorio	19
4.2.3	Variables derivadas	21
4.3	Representación de los datos	23
4.4	Metodología para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua	23
4.5	Resultados	26
4.5.1	Contexto meteorológico e hidrográfico	26
4.5.2	Temperatura, pH y salinidad	28
4.5.3	Oxígeno y clorofila “a”	30
4.5.4	Condiciones ópticas	32
4.5.5	Nutrientes inorgánicos disueltos y carbono orgánico total	33
4.5.6	Estado de calidad fisicoquímica	36
4.6	Discusión	38
5.	COMUNIDADES DEL FITOPLANCTON	43
5.1	Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	43
5.2	Métodos analíticos	43
5.3	Metodología para la evaluación de la calidad del fitoplancton	44
5.4	Resultados	45
5.4.1	Descripción de las comunidades	45
5.4.2	Floraciones fitoplanctónicas y algas potencialmente tóxicas	46
5.4.3	Estado de calidad del fitoplancton	48
5.4.4	Evolución temporal de las comunidades	48
5.5	Discusión	50
6.	SEDIMENTOS	55
6.1	Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	55
7.	COMUNIDADES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO	57
7.1	Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	57
8.	DISCUSIÓN GENERAL	59
9.	CONCLUSIONES	63
10.	BIBLIOGRAFÍA	65



MEMBER OF  
BASQUE RESEARCH  
& TECHNOLOGY ALLIANCE

---

11. ANEXOS	69
11.1 Comunidades del fitoplancton	69

## 1 ANTECEDENTES

La Agencia Vasca del Agua (URA) incluye en las autorizaciones de vertido al dominio público marítimo-terrestre o al mar la elaboración y realización de un plan de vigilancia del medio receptor del vertido, cuyo alcance se establece en la documentación que se presenta para la tramitación de la autorización de vertido.

En la actualidad el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (CABB) gestiona 30 Sistemas de Saneamiento, con sus respectivas Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR). En el caso de la EDAR de Ondarroa, el efluente de agua depurada se vierte directamente al mar. En la correspondiente autorización de vertido otorgada por URA se exige el seguimiento ambiental del impacto del vertido en el medio receptor.

Tras sucesivas reuniones mantenidas en 2013 entre el CABB, representado por Alejandro de la Sota, y AZTI, representada por Javier Franco, se presentó una primera propuesta con fecha 21 de mayo de 2013 para el “Plan de vigilancia del medio receptor de los vertidos de la EDAR de Ondarroa”.

Dicha propuesta tuvo entrada en la oficina de las Cuencas Cantábricas Occidentales de URA con fecha 24 de mayo de 2013. Posteriormente, la Dirección de Planificación y Obras de URA emitió un informe en el que se hacían una serie de consideraciones a esta propuesta. El comunicado de URA con dicho informe tuvo entrada en el CABB con fecha 13 de agosto de 2013.

Siguiendo las recomendaciones de URA, se realizó el “Plan de vigilancia del medio receptor correspondiente a la autorización de vertido de la EDAR de Ondarroa para el año 2013”. Asimismo, dichas recomendaciones han sido tenidas en cuenta para la realización de los planes de vigilancia de años posteriores.

El presente informe da cuenta de los resultados obtenidos en el seguimiento ambiental del impacto del vertido en el medio receptor de la EDAR de Ondarroa durante el año 2021.





## 2 INTRODUCCIÓN

El vertido de las aguas residuales domésticas es considerado uno de los focos contaminantes más extendidos que afectan a los ecosistemas costeros. El incremento de la tasa de crecimiento de los asentamientos urbanos en la costa tiene consecuencias drásticas en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Halpern *et al.*, 2007). En este contexto, los estudios de seguimiento ambiental encaminados a evaluar los efectos nocivos de las aguas residuales son esenciales para proteger los ecosistemas marinos.

Muchas de las sustancias disueltas que forman parte de las aguas residuales de origen urbano, por su contenido en carbono orgánico, así como en nitrógeno y fósforo, pueden ser utilizadas por las comunidades microbianas y originar cambios no deseables en los ecosistemas acuáticos.

Los nutrientes en concentración y proporción adecuada son esenciales para las comunidades del microplancton que forman la base de las redes tróficas en los ecosistemas pelágicos. Sin embargo, un aporte excesivo de nutrientes puede causar un incremento de la producción primaria que resulte perjudicial, tanto para el funcionamiento del ecosistema como para los usos del agua. Este fenómeno se conoce como eutrofización. Por ello, resulta de interés vigilar las concentraciones de diferentes formas de nutrientes en el agua. Además, la clorofila se considera una variable de gran utilidad como aproximación a la biomasa fitoplanctónica y como indicador de la respuesta del fitoplancton al enriquecimiento en nitrógeno y fósforo del medio marino (Harding, 1994). Asimismo, pueden ocurrir impactos que no se traduzcan en aumentos de biomasa, sino en cambios en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas (p. ej., favoreciendo unas especies frente a otras, que pueden ser tóxicas o no consumibles por los niveles tróficos superiores).

Entre las variables fisicoquímicas del agua, el oxígeno es una de las que más se utilizan para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos. Los descensos en la concentración de oxígeno disuelto se asocian a factores antrópicos, como los vertidos con alto contenido en materia orgánica, o los crecimientos masivos de fitoplancton que, a su vez, introducen carbono orgánico por vía fotosintética y cuya degradación microbiana se puede encontrar desacoplada (en el tiempo o en el espacio) con su producción.

También resulta de interés incluir en este tipo de estudios las comunidades del bentos de sustrato duro. Las algas y los invertebrados de sustrato duro aportan una información esencial en la evaluación del estado ecológico de las aguas, ya que por su tipo de vida sésil integran las condiciones ambientales del medio donde viven, convirtiéndoles en excelentes indicadores de la salud del ecosistema (Hiscock y Tyler-Walters, 2006). Además, hay que tener en cuenta que la costa vasca es en un 70% rocosa (Pascual *et al.*, 2004) por lo que, dentro de los ecosistemas marinos costeros, dichas comunidades son susceptibles de ser afectadas por los vertidos de aguas residuales.

El vertido de aguas residuales ocasiona una serie de alteraciones crónicas en el medio marino caracterizadas por un enriquecimiento de materia orgánica, introducción de sustancias tóxicas, un aumento de la turbidez y de la tasa de sedimentación, así como un descenso de la salinidad (Azzurro *et al.*, 2010). Como consecuencia, las comunidades de sustrato duro experimentan un deterioro que se manifiesta en un descenso de la riqueza específica y de la diversidad, desaparición de especies sensibles a la contaminación, simplificación estructural de las comunidades y dominancia de especies oportunistas indicadoras de estrés ambiental (Díez *et al.*, 2012).

Por su parte, las comunidades bentónicas de macroinvertebrados de sustrato blando, tanto de fangos como de arenas, están bien representadas en los diferentes hábitats litorales del País Vasco (EUNIS, *European Nature Information System*: <http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp>).

Las comunidades del bentos de sustrato blando resultan indicadores apropiados para evaluar el impacto ecológico de este tipo de contaminación, por diversas razones: proporcionan información integrada en el tiempo, son especies con ciclos de vida cortos que responden de una manera rápida a presiones antrópicas, y presentan sensibilidad al grado de contaminación de los sedimentos, lo que las convierte en buenos indicadores globales de la calidad de éste (Borja *et al.*, 2013).

El Consejo de las Comunidades Europeas adoptó en mayo de 1991 la Directiva 91/271/CEE con el objetivo de proteger al medio ambiente de los efectos negativos de los vertidos de aguas residuales urbanas y aguas residuales procedentes de determinados sectores industriales. La Directiva 91/271/CEE, modificada por la Directiva 98/15/CE, define los sistemas de recogida, tratamiento y vertido de las aguas residuales urbanas. Esta Directiva ha sido transpuesta a la normativa española por el Real Decreto Ley 11/1995, el Real Decreto 509/1996, que lo desarrolla, y el Real Decreto 2116/1998 que modifica el anterior.

Los logros obtenidos por la Directiva 91/271/CEE deben ser integrados con los objetivos de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo (DMA), con el fin de asegurar el 'Buen Estado Ecológico' en todas las aguas.

El principal instrumento de la DMA para conseguir sus objetivos son los Planes Hidrológicos, que deben elaborarse para cada demarcación hidrográfica y que deben incluir el conjunto de actuaciones dirigidas a alcanzar dichos objetivos (URA, 2012). En el caso de las aguas de transición y costeras de la CAPV actualmente está en vía de aprobación el Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Cantábrico Oriental correspondiente al tercer ciclo de planificación (2022-2027).

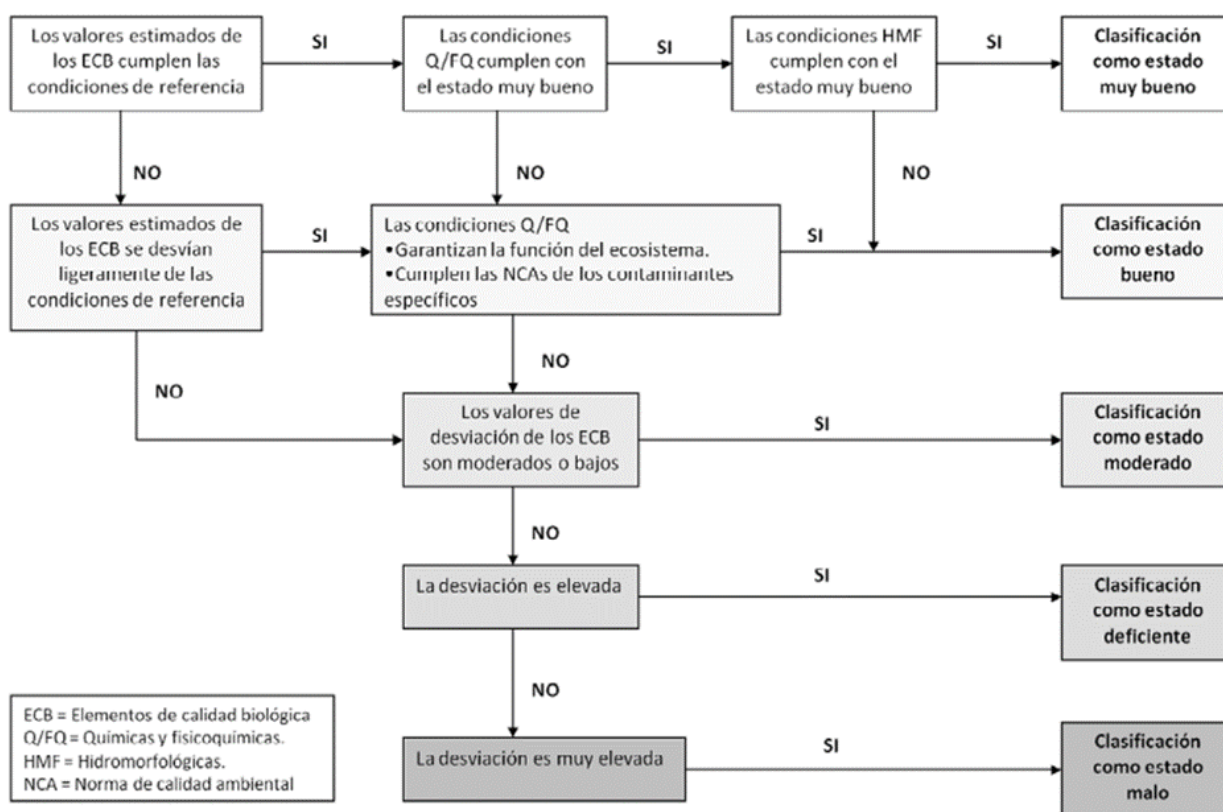
En la normativa española el Real Decreto 817/2015 establece los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales, así como las normas de calidad ambiental. Para la clasificación del estado o potencial ecológico de las **masas de agua costeras** en su Artículo 13 se recogen:

- **Elementos de calidad biológicos**, que incluyen la composición, abundancia y biomasa del fitoplancton, la composición y abundancia de otro tipo de flora acuática y la composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados.
- **Elementos de calidad químicos y fisicoquímicos** de soporte a los elementos de calidad biológicos, que incluye parámetros generales (transparencia, condiciones térmicas y de oxigenación, salinidad y nutrientes) y contaminantes específicos vertidos en cantidades significativas.
- **Elementos de calidad hidromorfológicos** de soporte a los elementos de calidad biológicos, que incluyen las condiciones morfológicas (variación de la profundidad, estructura y sustrato del lecho costero y estructura de la zona ribereña intermareal) y el régimen de mareas (dirección de las corrientes dominantes y exposición al oleaje).

Los indicadores de los citados elementos se definen en el anexo II y los contaminantes específicos en los anexos V y VI (BOE, 2015). Recientemente se ha publicado el Real Decreto 47/2022, *sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias*, que modifica el Real Decreto 817/2015 en cuestiones relativas a la eutrofización (BOE, 2022).

La DMA establece que la calidad de los elementos se determina mediante indicadores, que deberán quedar clasificados en uno de cinco estados posibles: ‘Malo’, ‘Deficiente’, ‘Moderado’, ‘Bueno’ y ‘Muy bueno’. Esta metodología implica también el cálculo de un ratio de calidad ecológica (EQR, *Ecological Quality Ratio*) que oscilará entre 0 (peor estado) y 1 (mejor estado), así como la aplicación de valores numéricos que definan los límites entre las clases de estado.

Según la DMA, la valoración del estado ecológico se corresponde con la peor de las valoraciones efectuadas para cada uno de los indicadores biológicos (el principio ‘uno fuera, todos fuera’). La calidad fisicoquímica sólo interviene en el cálculo del estado ecológico cuando la calidad biológica es ‘Buena’ o ‘Muy buena’ (Figura 2.1).



**Figura 2.1.** Proceso de calificación del Estado Ecológico, basado en la DMA (tomado de Borja *et al.*, 2022).

Para la elaboración de los planes de vigilancia se ha considerado pertinente incluir los elementos que, por las razones mencionadas anteriormente, podrían reflejar mejor el impacto que producen los vertidos de aguas residuales en el medio receptor. Estos han sido: las condiciones fisicoquímicas generales del agua, el fitoplancton (comunidades y biomasa estimada como clorofila "a"), así como las comunidades del bentos de sustrato duro. Al igual que en los planes de vigilancia de años precedentes, el bentos de sustrato blando no se ha podido utilizar en el presente estudio, debido a la ausencia de este hábitat en el entorno de la zona de descarga del efluente.

El estudio del bentos de sustrato duro está planificado para hacerlo cada tres años y habiéndolo realizado en 2013, 2016 y 2019, el siguiente estudio de este elemento biológico corresponde al plan de vigilancia de 2022.

Para la evaluación de la calidad de cada elemento de manera acorde a lo que exige la DMA se han seguido los protocolos que pueden descargarse libremente en la página de URA: <https://www.uragentzia.euskadi.eus/seguimiento-del-estado-de-las-aguas/webura00-01040102seguimiento/es/>

Para cada elemento se han utilizado varias estaciones de muestreo, con el fin de conocer la extensión espacial que podría verse afectada por el vertido, la posible existencia de gradientes, patrones de dispersión de la contaminación, etc.

En los capítulos correspondientes a los elementos objeto de este estudio se describe primero la metodología. A continuación, los resultados obtenidos (incluyendo una valoración de la calidad mediante índices, conforme a la DMA) y, por último, se realiza una discusión con el fin de ayudar a la interpretación de los resultados y para poner éstos en el contexto de estudios anteriores. Posteriormente, para dar una visión integradora de los distintos elementos se realiza una discusión general y, al final, se emiten las principales conclusiones, así como algunas recomendaciones (si las hubiera) de cara a futuros trabajos.

En los anexos se incluyen los listados taxonómicos de las comunidades biológicas objeto de estudio.



### 3 OBJETIVOS

En este informe se detallan las tareas realizadas y los resultados obtenidos durante 2021 para dar respuesta a los requerimientos del plan de vigilancia y control del vertido de la EDAR de Ondarroa en el medio receptor, correspondiente al expediente de autorización del vertido.

El objetivo general consiste en evaluar el impacto del vertido de la EDAR en el ecosistema marino de su entorno.

Con el fin de dar cumplimiento a este objetivo general, como objetivos específicos se propone describir y valorar el estado en el medio receptor de:

1. Las variables relacionadas con la calidad de las aguas (temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto, transparencia, turbidez, sólidos en suspensión, clorofila "a", carbono orgánico total, amonio, nitrato y fosfato). Valoración integrada del estado actual mediante PCQI (Índice de Calidad del Estado Físicoquímico) y según valores límite (oxígeno y nutrientes).
2. Las comunidades del fitoplancton: identificación y recuento de los diferentes taxones; presencia de especies potencialmente tóxicas. Valoración del estado actual mediante el índice P90 Chl-a (percentil 90 de clorofila "a").

No es posible realizar el estudio del sedimento y de las comunidades bentónicas de sustrato blando debido a la ausencia de este tipo de hábitat en la zona cercana a la EDAR.





## 4 COLUMNA DE AGUA

### 4.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

Los muestreos para caracterizar las variables del agua los lleva a cabo el personal de AZTI, a bordo de embarcación neumática, en tres estaciones situadas en el entorno de la EDAR. El tiempo empleado en completar el muestreo de los tres puntos está en torno a unos 10-15 minutos. Los muestreos se realizan a la mañana o al mediodía.

En cuanto a la distribución espacial de los puntos de muestreo, el más cercano al vertido se sitúa a 100 m de éste (OND\_AGUA\_01); los dos restantes a unos 140 m (OND\_AGUA\_02 y OND\_AGUA\_03) (Figura 4.1; Tabla 4.1). La profundidad de la columna de agua en la zona de estudio es de unos 6-11 m (pueden producirse pequeñas variaciones en función de la marea).



**Figura 4.1.** Estaciones de muestreo de aguas en el entorno de los vertidos de la EDAR de Ondarroa. El punto de vertido se señala con círculo rojo.

**Tabla 4.1.** Estaciones de muestreo de aguas en el entorno de los vertidos de la EDAR de Ondarroa. Se indica la distancia y orientación aproximadas respecto al punto de vertido, así como sus coordenadas UTM (ETRS89).

Código estación	Distancia (m)	Orientación	UTMX	UTMY
OND_AGUA_01	~100	NE	546.432	4.797.895
OND_AGUA_02	~140	N	546.352	4.797.955
OND_AGUA_03	~140	E	546.518	4.797.845

En cada estación se registra la profundidad total y la profundidad de visión del disco de Secchi. También se realizan perfiles verticales con un CTD, que reportan información para cada metro de profundidad de: temperatura del agua, salinidad, pH, oxígeno disuelto, fluorescencia (clorofila “a”) y transmitancia (porcentaje de luz transmitida).

Además, por medio de botellas oceanográficas Niskin se toman muestras de agua en superficie y en fondo, con el fin de analizar posteriormente en el laboratorio otras variables indicadoras de las condiciones ópticas (turbidez y sólidos en suspensión) y tróficas del sistema (carbono orgánico total, nitrógeno y fósforo inorgánico disuelto).

Las muestras se recogen en botes oscuros de plástico (PE) de 2 L y se trasladan inmediatamente a los laboratorios de AZTI (centro de Pasaia, Gipuzkoa). El submuestreo (esto es, las filtraciones y el llenado de botes para realizar posteriores análisis) se realiza en un plazo máximo de 24 h desde la recepción de las muestras, manteniéndolas en cámara frigorífica a 4°C, en caso de no poderlo realizar inmediatamente.

## 4.2 Métodos analíticos

### 4.2.1 Variables medidas “in situ” mediante CTD

El CTD adquiere hasta 8 datos por segundo por cada uno de los sensores que contiene. En configuración normal, promedia internamente grupos de 4 datos almacenando 2 valores medios para cada segundo. Con esta configuración y a una tasa de descenso de 0,5 m·s<sup>-1</sup>, se aseguran 4 datos de cada parámetro para cada metro de la columna de agua, lo que supone una resolución vertical inferior al metro.

La calibración del sensor de oxígeno disuelto se realiza vía software, sin modificar los ajustes potenciométricos, frente a determinaciones con el método de Winkler en aguas profundas de concentración relativamente estable.

La conversión de unidades arbitrarias de fluorescencia a unidades de concentración de clorofila “a” se realiza por ajuste de medidas “in situ” y concentraciones determinadas por espectrofotometría (Jasco V-730), tras extracción en acetona de muestras naturales filtradas por filtros GF/F (entre 24 y 48 horas) y aplicando la fórmula para clorofila “a” de Jeffrey & Humphrey (1975). La precisión señalada corresponde a los rangos de expansión medio y bajo del aparato.

La transmitancia (porcentaje de luz transmitida) medida por el transmisorómetro no corresponde exactamente a la medida de la turbidez, aunque resulta un índice general de la distribución vertical de material particulado en la columna de agua, de la que puede separarse el fitoplancton (por su relación con la distribución de clorofila). En general, en ausencia de valores extremos, la transmitancia y la turbidez se correlacionan significativamente, en especial para zonas y épocas concretas.

En cuanto a la salinidad, es importante señalar que las unidades empleadas, Unidades de Salinidad Práctica (USP), son equivalentes a ‰, es decir, a  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Tabla 4.2).

**Tabla 4.2.** Especificaciones técnicas de los sensores del CTD empleado.

Sensor	Nombre	Resolución	Precisión
Temperatura	SBE 25-01 Sealogger	0,0003° C	0,01°C
Salinidad	SBE 25-01 Sealogger	0,00004 S·m <sup>-1</sup>	0,004 USP
pH	SBE 25-01 Sealogger	---	0,01 u
O <sub>2</sub> disuelto	SBE 25-01 Sealogger	---	0,03 ml·L <sup>-1</sup>
Fluorescencia (clorofila)	Sea -Tech	0,001 U.A.F.	0,02 µg·L <sup>-1</sup>
Transmitancia	Sea -Tech (25 cm)	0,01%	0,1%

#### 4.2.2 Variables medidas en laboratorio

La turbidez se mide en un intervalo inferior a 24 horas tras la toma de las muestras. Se emplea un turbidímetro HACH 2100N calibrado con formazina en el rango necesario para cada muestra, asegurando  $\pm 2\%$  de precisión y  $<0,05$  NTU de límite de detección esperado. El método es acorde con la Norma ISO 7027:1990.

La concentración de sólidos en suspensión se determina por gravimetría. Para ello, en las 24 h posteriores al muestreo, se filtra un volumen de agua por un filtro Whatman GF/C de 4,7 cm de diámetro previamente pesado. El volumen depende de cómo se vea de colmatado el filtro, pero generalmente es cercano a 2 L. Este filtro se seca otra vez (24 horas a 105 °C) y se vuelve a pesar para el cálculo de los sólidos totales. Se utiliza una balanza analítica METTLER con resolución de  $10^{-5}$  g, lo que garantiza una precisión de  $0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Las submuestras destinadas a los nutrientes inorgánicos disueltos se mantienen congeladas hasta su análisis. Las concentraciones se miden con un analizador automático BRAN LUEBBE AUTOANALYZER 3. Los métodos empleados son los descritos en Grasshoff *et al.* (1983), modificados para evitar interferencias y contaminación en amonio y fosfato. En la Tabla 4.3 se presentan los límites de cuantificación (LC), correspondientes a los niveles medios de concentración esperados en las estaciones litorales.

**Tabla 4.3.** Límites de cuantificación (LC) para los nutrientes inorgánicos disueltos. Ténganse en cuenta las unidades.

Nutriente	LC ( $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ )	LC ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )
<b>Amonio</b>	1,6	0,029
<b>Nitrato</b>	1,6	0,099
<b>Fosfato</b>	0,16	0,015
<sup>(*)</sup> <b>Silicato</b>	1,6	0,147
<sup>(*)</sup> <b>Nitrito</b>	0,4	0,018

<sup>(\*)</sup> Estos datos se proporcionan en el Anexo I (electrónico), pero no se comentan en el informe.

Las submuestras para el análisis de carbono orgánico total (COT) también se mantienen congeladas hasta su análisis. La determinación, que se realiza con un TOC-L (Shimadzu), se basa en una combustión seca a alta temperatura en atmósfera de oxígeno puro y en la medida del  $\text{CO}_2$  desprendido mediante detector de IR (infrarrojo). Se determina mediante el método NPOC (*Non-Purgable Organic Carbon*), para ello se purga el carbono inorgánico con ácido y a la parte no purgable se le realiza una combustión catalítica ( $\text{Pt-Al}_2\text{O}_3$ ) en tubo de cuarzo.

En lo referente al tratamiento de los datos que se encuentran en cantidades inferiores al LC, atendiendo al anexo V del Real Decreto 60/2011, para la realización de este informe se ha tomado la mitad del valor de dicho límite (BOE, 2011).

### 4.2.3 Variables derivadas

Tras la recopilación y revisión de los datos, estos se organizaron en tablas Excel con el fin de facilitar los análisis matemáticos y estadísticos posteriores. A partir de los datos originales se calcularon otras variables oceanográficas más complejas: el porcentaje de agua dulce y la profundidad de la capa fótica.

El **porcentaje de agua dulce** es fundamental a la hora de interpretar los resultados de los nutrientes e identificar los procesos de aporte producidos por los ríos o los vertidos, y los procesos de dilución producidos por la influencia del mar.

El cálculo del porcentaje de agua dulce se realiza de la siguiente manera:

- Primero, se estima la diferencia de salinidad entre el valor medido en la estación de muestreo y 35,6 (salinidad media de las aguas oceánicas del golfo de Vizcaya):

$$35,6 - \text{valor medido} = \text{diferencia de salinidad}$$

- Posteriormente, se aplica una simple regla de tres: 35,6 es a 100% lo que diferencia de salinidad es a % de agua dulce.

Por otra parte, las condiciones lumínicas de la columna de agua son de especial interés para estimar la capacidad de crecimiento del fitoplancton. La **profundidad de la zona fótica ( $Z_{eu}$ )** se define como aquella donde llega el 1% de la luz recibida justo bajo la superficie.

De forma general, se acepta que la profundidad de compensación (es decir, la profundidad a la cual se igualan la fotosíntesis y la respiración) es similar a la profundidad de la zona fótica (Madariaga, 1987; 1989). Por lo tanto, en la capa fótica el fitoplancton puede mantenerse vivo y dar lugar a nueva biomasa, mientras que la clorofila que se detecta por debajo de la capa fótica deriva de células que no son productivas.

Para calcular la profundidad de la capa fótica se han utilizado los perfiles verticales de PAR ("Photosynthetically Active Radiation") registrados en los muestreos "in situ" con el CTD. Como aproximación a  $Z_{eu}$  se ha tomado la profundidad a la cual el dato de PAR corresponde al 1% del valor registrado en el primer metro de profundidad.

El coeficiente de extinción luminosa ( $k$ ) se puede calcular a partir de la profundidad de la capa fótica tal y como se indica a continuación.

Teniendo en cuenta que la variación vertical de la luz sigue la Ley de Beer-Lambert, la radiación recibida a una profundidad concreta se define como  $I_z$  ( $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ) y equivale a:  $I_z = I_f \cdot e^{-kz}$

Donde  $I_f$  ( $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ) es la radiación medida justo bajo la superficie del agua,  $k$  ( $m^{-1}$ ) es el coeficiente de atenuación o extinción luminosa, y  $z$  (m) es la profundidad concreta.

El coeficiente de extinción puede despejarse así en la anterior ecuación:

$$k = \frac{1}{z} \ln \left( \frac{I_f}{I_z} \right)$$

Finalmente, el coeficiente de extinción ( $k$ ) puede expresarse en función de la profundidad de la capa fótica, introduciendo en la anterior ecuación un valor teórico para la radiación medida justo bajo la superficie del agua ( $I_f$ ). Así, si  $I_f$  es igual a  $100 E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ , entonces la radiación a la profundidad donde llega la capa fótica ( $Z_{eu}$ ) es  $I_z = 1 E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ , y la ecuación anterior queda como:

$$k = - (1 / Z_{eu}) \cdot \ln (1 / 100)$$

$$k = (1 / Z_{eu}) \cdot \ln (100)$$

$$k = 4,605 / Z_{eu}$$

La profundidad de visión del disco de Secchi ( $Z_s$ ) también puede relacionarse con el coeficiente de extinción luminosa mediante el parámetro ( $J_s$ ):

$$k \cdot Z_s = J_s$$

Normalmente,  $1,3 < J_s < 1,8$ . Este parámetro se establece de forma empírica (p. ej., para el estuario de Urdaibai como caso de estudio, véase Madariaga, 1987).

### 4.3 Representación de los datos

En los planes de vigilancia realizados entre los años 2013 y 2017 los datos de las variables del agua se representaban para cada una de las estaciones del entorno de la EDAR. Sin embargo, en el presente informe se muestra la media aritmética realizada con los valores de todas las estaciones.

En los cinco primeros años no se habían observado patrones espaciales, lo que justifica que se haya realizado un promedio de los valores de las estaciones de muestreo. No obstante, en las representaciones gráficas se siguen diferenciando las épocas del año y los niveles de profundidad (superficie y fondo).

El análisis se ha llevado a cabo tanto con los datos del presente plan de vigilancia, como con los de años anteriores, con el fin de mostrar la evolución en el tiempo de las condiciones del agua.

### 4.4 Metodología para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua

La evaluación del estado fisicoquímico de las aguas de superficie se ha llevado a cabo de dos maneras. Por una parte, mediante el índice IC-EFQ, o **PCQI** de sus siglas en inglés (*Physico-Chemical Quality Index*), calculado de forma anual tal y como se ha hecho en informes anteriores. Por otra, aplicando la normativa más reciente del País Vasco (<https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>).

Para el PCQI se ha seguido la misma metodología que comenzó a aplicarse en el PVA de 2013. Como se describe a continuación, se trata de la desarrollada por Bald *et al.* (2005), con ligeras modificaciones (Borja *et al.*, 2015; CHC y URA, 2016).

Las variables utilizadas en el cálculo del PCQI son: porcentaje de saturación de oxígeno, nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y propiedades ópticas (turbidez y sólidos en suspensión). La metodología de Bald *et al.* (2005) implica:

1. Clasificación de las estaciones de muestreo en tramos halinos.
2. Definición de unas condiciones de referencia para cada uno de estos tramos.
3. Evaluación del estado fisicoquímico en función de las condiciones de referencia, mediante técnicas de análisis multivariante (Análisis Factorial).

El índice arroja un valor de EQR (*Ecological Quality Ratio*) con el cual se clasifica el estado fisicoquímico en un sistema de cinco clases, tal y como requiere la DMA. En años recientes, la aplicación del índice PCQI se ha hecho más sencilla mediante el desarrollo de ecuaciones que permiten calcular el valor de EQR sin necesidad de aplicar técnicas de Análisis Factorial (Borja *et al.*, 2015; CHC y URA, 2016).

Tal y como figura en el Plan Hidrológico para la Demarcación del Cantábrico Oriental (CHC y URA, 2016) se presenta a continuación la ecuación que relaciona el valor de EQR de una estación de muestreo euhalina costera con respecto al valor transformado logarítmicamente ( $\ln(1+x)$ ) de cada una de las variables fisicoquímicas:

$$\text{EQR} = -1,09558 + 0,600299 \cdot \text{O2} - 0,162074 \cdot \text{AM} - 0,10975 \cdot \text{NA} - 0,229412 \cdot \text{PO4} - 0,0552014 \cdot \text{TURB} - 0,0268181 \cdot \text{SS}$$

Donde:

O2 = Porcentaje de saturación de oxígeno

AM = Amonio ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )

NA = Nitrato ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )

PO4 = Fosfato ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )

TURB = Turbidez (NTU)

SS = Sólidos en suspensión ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )

El EQR se calcula para cada estación y fecha de muestreo, pudiéndose integrar en un EQR anual para la estación evaluada mediante el cálculo del percentil 25 de los EQRs parciales. Aunque ha habido modificaciones posteriores para adaptar el PCQI a condiciones de referencia ligeramente distintas y a periodos de seis años de datos (Borja *et al.*, 2021), en los PVA se seguirá utilizando la metodología aquí descrita con el fin de no interrumpir la serie temporal.

Los límites de EQR que definen las clases de estado son los siguientes: Muy bueno/Bueno= 0,83; Bueno/Moderado= 0,62; Moderado/Deficiente= 0,41; Deficiente/Malo= 0,20 (CHC y URA, 2016).



Por otro lado, la normativa ambiental incluye unos objetivos respecto al control de la eutrofización de las aguas superficiales, que abarcan a las aguas marinas costeras. Tal y como recoge el Real Decreto 47/2022 (que modifica el 817/2015), el límite entre el estado bueno y el moderado deberá utilizarse a efectos de evaluar el cumplimiento de dichos objetivos (BOE, 2022). En este sentido, la Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico 2022-2027 que compete al País Vasco dispone de unos indicadores y límites de cambio de clase para amonio, nitrato, fosfato y porcentaje de saturación de oxígeno (CHC y URA, 2021). Estos se van a utilizar siguiendo la metodología que se detalla en el informe de URA sobre el estado ecológico de las masas de agua costeras y de transición durante el año 2020 (Borja *et al.*, 2021). Básicamente, consiste en calcular la media aritmética en periodos de seis años para cada una de dichas variables fisicoquímicas y por cada estación de muestreo. Después, cada resultado se evalúa frente a los límites de clase propuestos más recientemente (Tabla 4.4). Finalmente, se aplica el criterio OOA ("One Out All Out"), es decir, la clasificación que le corresponde a cada estación de muestreo es la peor de las clasificaciones parciales obtenidas entre los indicadores empleados.

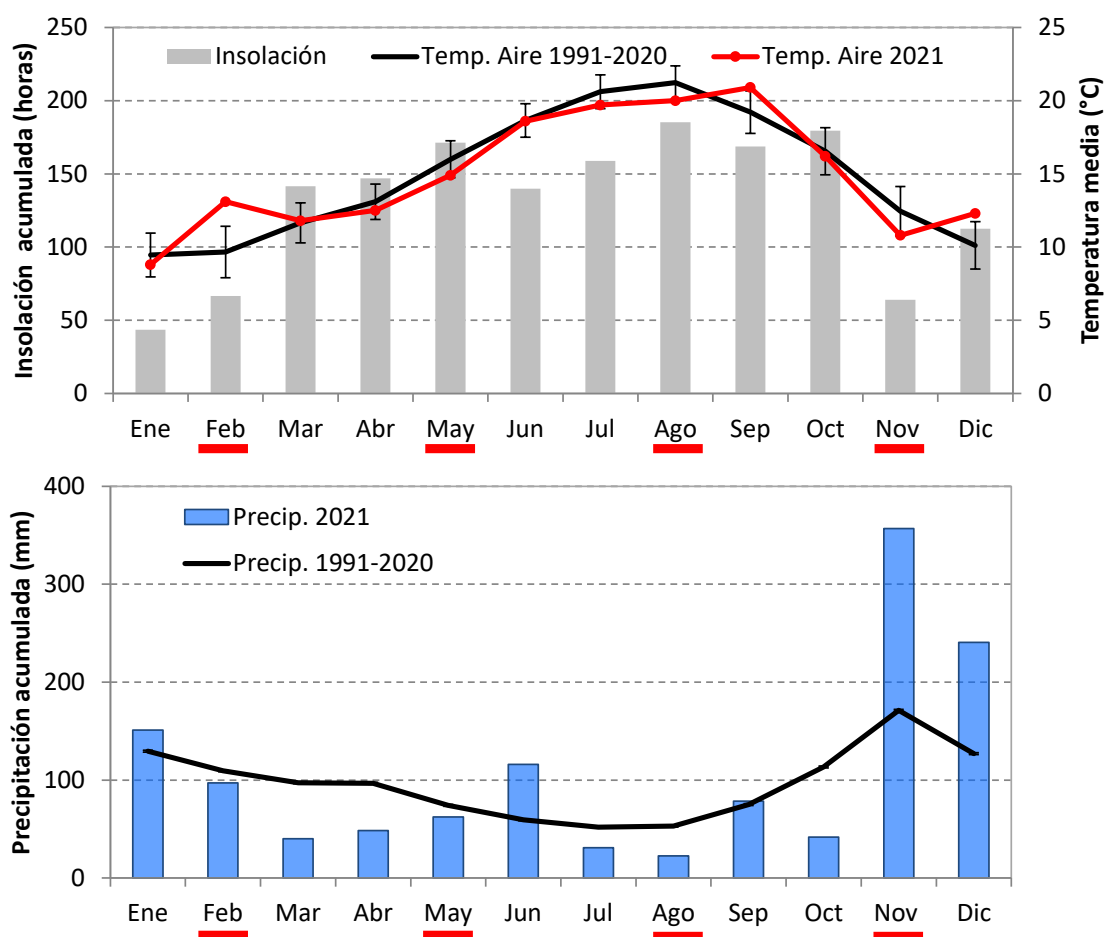
**Tabla 4.4.** Indicadores fisicoquímicos y límites de cambio de clase de estado para aguas costeras, según constan en el Apéndice 2.6.2 de las Disposiciones Normativas del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental - Propuesta de Confederación Hidrográfica del Cantábrico (CHC) y URA, junio 2021. <https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>

Tipo	Tramo	Indicador	Unidades	Límites entre clases de estado	
				Muy Bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
AC- T12	Euhalino marino (>34)	Saturación de oxígeno	%	≥95	≥85
		Amonio	μmol·L <sup>-1</sup>	≤2,4	≤6,7
		Nitrato	μmol·L <sup>-1</sup>	≤3,2	≤12,9
		Fosfato	μmol·L <sup>-1</sup>	≤0,23	≤0,65

## 4.5 Resultados

### 4.5.1 Contexto meteorológico e hidrográfico

Con el fin de describir las condiciones del agua en diferentes épocas del año, se realizaron cuatro campañas de muestreo repartidas en los meses de febrero, mayo, agosto y noviembre de 2021. La Figura 4.2 muestra para cada mes del mismo año algunas variables meteorológicas medidas cerca de la costa de Bizkaia: temperatura media del aire, horas sin nubosidad y precipitación acumulada.



**Figura 4.2.** Insolación (horas sin nubosidad), temperatura del aire y precipitación mensual entre enero y diciembre de 2021. Se indica también el promedio de largo plazo 1991-2020 (línea negra). Los meses durante los cuales se realizaron campañas de muestreo de aguas y fitoplancton se subrayan en rojo. Datos de AEMET (estación del aeropuerto de Bilbao).

En este informe hemos seguido las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial de utilizar el nuevo periodo de 30 años más reciente (1991-2020) para calcular las medias climatológicas. Así pues, para evaluar si hubo condiciones anómalas, en la Figura 4.2 se han representado también las climatologías del nuevo periodo de referencia (1991-2020) para precipitación y temperatura.

El primer semestre de 2021 fue normal o más frío de lo habitual, con la salvedad del mes de febrero que fue muy cálido. Las precipitaciones se situaron por debajo de la media de largo plazo (1991-2020), a excepción de los meses de enero y junio que fueron más lluviosos de lo habitual (el 21% del total del año). Julio y agosto fueron más fríos y secos de lo normal, mientras que septiembre fue muy caluroso y normal en cuanto a precipitaciones. En verano, agosto mostró el mínimo anual de precipitación mensual acumulada (23 mm) y en septiembre se registró el máximo de la temperatura promedio mensual (20,9 °C).

El otoño se caracterizó por un mes de octubre con temperatura normal para la época y baja pluviosidad. Noviembre y diciembre destacaron por ser muy lluviosos (46% del total registrado en el año). En contraste, noviembre fue muy frío y diciembre fue más cálido de lo habitual.

En resumen, las temperaturas en 2021 se situaron por debajo o en torno a la media de largo plazo a excepción de los meses de febrero, septiembre y diciembre, que fueron muy cálidos. En cuanto a precipitación, 2021 se caracterizó por ser seco con la salvedad de los meses de enero, junio, noviembre y diciembre, que acumularon el 67% de la precipitación total del año (Figura 4.2).

El río Artibai desemboca cerca de la EDAR de Ondarroa y la estación de aforo de Berriatua puede servir para conocer la influencia que tuvieron los aportes fluviales en esta zona costera durante las diferentes campañas realizadas.

En la Tabla 4.5 se muestra el dato de caudal fluvial, junto con los de diferentes variables atmosféricas, tomando los cinco días más cercanos a las fechas de muestreo. Entre los realizados en 2021, el de febrero presentó los máximos de precipitación y caudal fluvial. No obstante, en los días cercanos a esta campaña de invierno el caudal del Artibai solo fue levemente superior a la media anual histórica de este río ( $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) (Valencia *et al.*, 2004). Las precipitaciones fueron poco importantes en las campañas de primavera, verano y otoño. De la misma forma, el caudal se mantuvo en niveles bajos en esas campañas, especialmente en la de verano. Esta última, además, mostró los valores más elevados de temperatura e insolación, como puede verse en la Tabla 4.5.

**Tabla 4.5.** Información relativa a las campañas de muestreo de aguas. Las condiciones meteorológicas y el caudal fluvial se han calculado como promedio del día de muestreo y los cuatro días previos, a excepción de la precipitación, que indica el acumulado durante los mismos días.

Año 2021	23-Feb	6-May	10-Ago	11-Nov
* Temp. máx. aire (°C)	19,0	19,2	23,1	15,0
* Insolación (horas)	3,1	5,4	5,5	3,7
* Viento (m·s <sup>-1</sup> )	5,3	2,4	2,3	1,7
* Precipitación (mm)	29,6	1,4	1,4	1,2
† Caudal (m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup> )	3,0	0,4	0,2	1,4

(\*) AEMET (estación del aeropuerto de Bilbao, altitud 42 m, UTMX 507.638; UTMY 4.793.919).

(†) Río Artibai (Berriatua). Datos proporcionados por URA.

#### 4.5.2 Temperatura, pH y salinidad

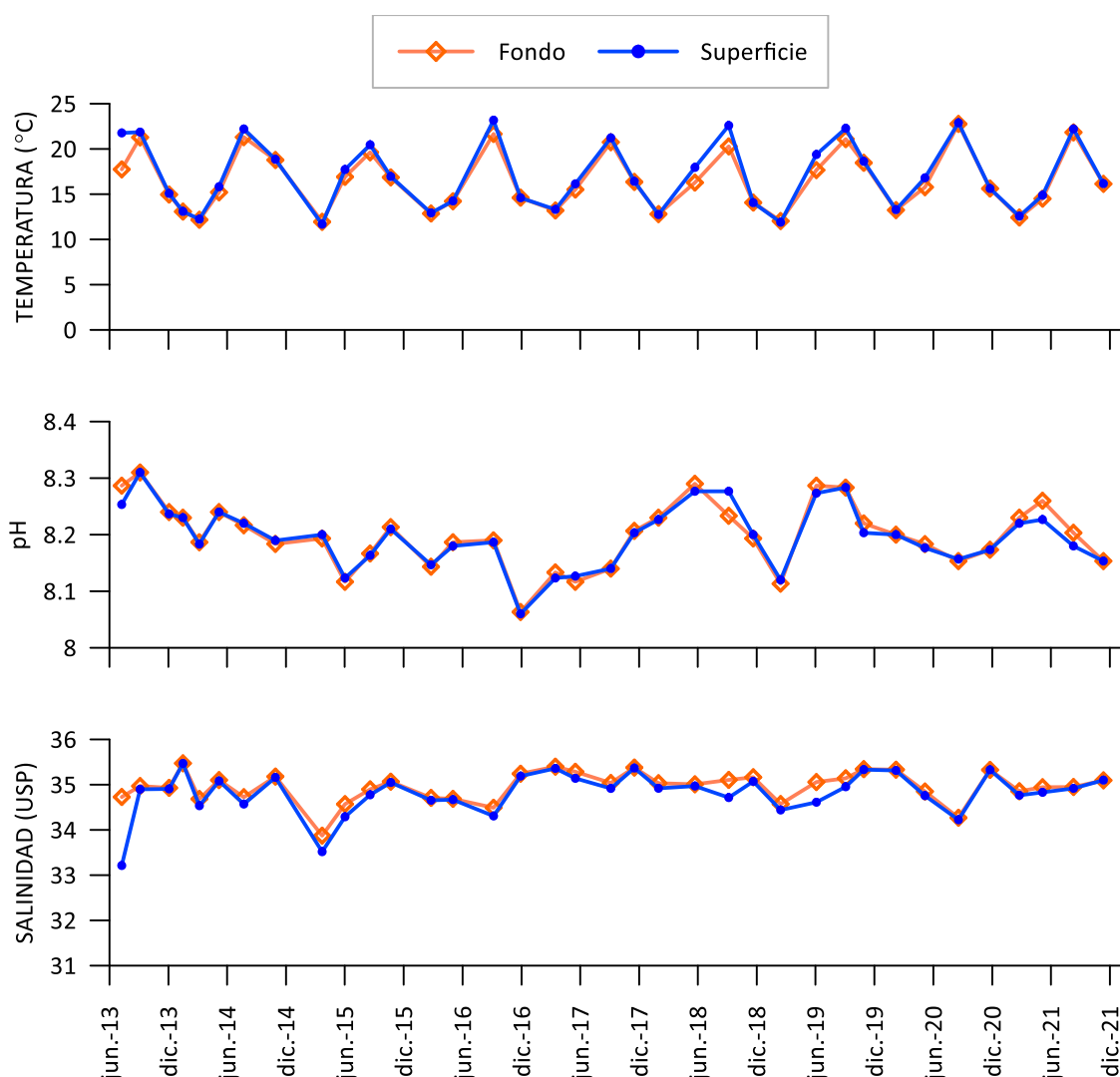
En cuanto a la **temperatura del agua**, el rango de variación entre 2013 y 2021 abarcó desde 11,7 hasta 23,3 °C (considerando todas las estaciones y las dos profundidades de muestreo). En el plan de vigilancia de 2021 la temperatura se situó dentro del rango de los años precedentes.

En la Figura 4.3 se muestra la evolución temporal de las variables hidrográficas generales en las aguas de superficie y de fondo, como promedio de las tres estaciones de muestreo.

La variabilidad anual de la temperatura fue marcada y, de acuerdo con un ciclo estacional típico, presentó valores mínimos en invierno y máximos en verano. Por el contrario, las diferencias entre superficie y fondo fueron generalmente muy pequeñas (Figura 4.3).

En lo que se refiere al **pH**, su rango de variación entre 2013 y 2021 fue muy estrecho (desde 8,06 hasta 8,36). Los valores medidos en 2021 fueron los habituales para el agua de mar y estuvieron dentro del rango de los años precedentes. En la Figura 4.3 no se aprecian tendencias a largo plazo, ni ciclos estacionales. Las diferencias entre profundidades fueron generalmente poco apreciables.

En cuanto a la **salinidad**, su rango de variación desde 2013 fue 33,14 – 35,48 USP. En 2021 los valores se encontraron dentro del rango de los años anteriores. En la Figura 4.3 se muestra la evolución temporal de la salinidad promedio de las estaciones de muestreo. En la serie histórica se han observado algunos descensos importantes de la salinidad (julio de 2013 y marzo de 2015) que se relacionaron con periodos precedentes de lluvia intensa. Por el contrario, entre las campañas de 2021 apenas hubo variabilidad, solo se observó una leve tendencia de aumento desde invierno hasta otoño.



**Figura 4.3.** Evolución temporal del valor medio de temperatura, pH y salinidad de las tres estaciones de muestreo situadas en el entorno del vertido, en superficie y fondo.

En cuanto al grado de estratificación salina, ha sido muy leve a lo largo de toda la serie, con excepción de julio de 2013, campaña que tuvo lugar tras varias semanas de alta pluviosidad. En 2021 la mayor diferencia entre la salinidad de superficie y la de fondo se observó en primavera, pero fue casi inapreciable (Figura 4.3).

En la Tabla 4.6 se indica el **porcentaje de agua dulce** calculado para las aguas de superficie y de fondo en 2021. Los valores fueron muy bajos, entre 1 y 3%, lo que indica que se trató prácticamente de agua marina.

**Tabla 4.6.** Contenido aproximado de agua dulce (%), para los diferentes puntos de muestreo y campañas realizadas en 2021. S: Superficie. F: Fondo.

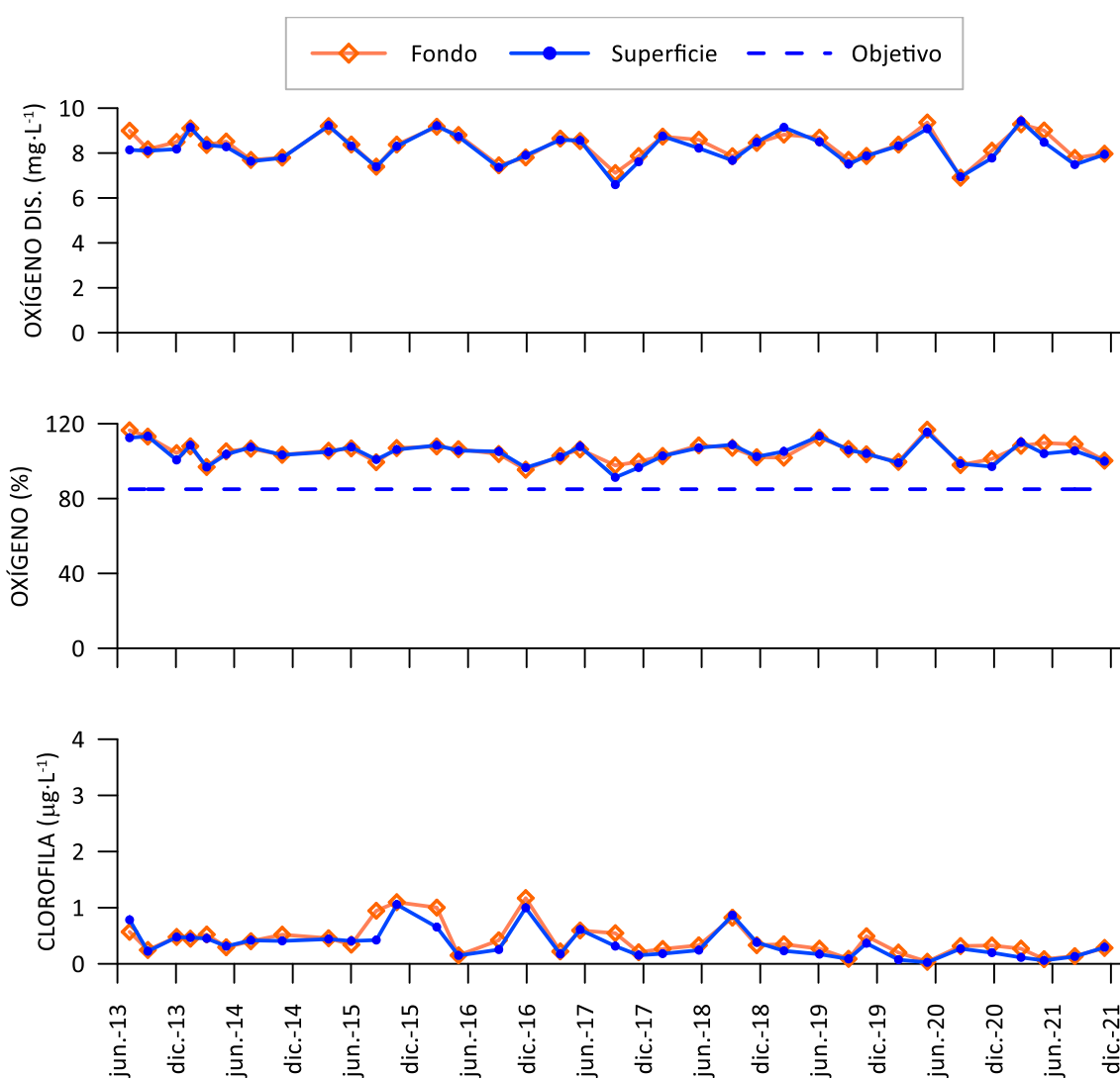
Código estación	Profundidad	23-Feb, 2021	6-May, 2021	10-Ago, 2021	11-Nov, 2021
OND_AGUA_01	S	3	2	2	1
OND_AGUA_02	S	2	2	2	1
OND_AGUA_03	S	2	2	2	1
OND_AGUA_01	F	2	2	2	1
OND_AGUA_02	F	2	2	2	1
OND_AGUA_03	F	2	2	2	1

### 4.5.3 Oxígeno y clorofila “a”

La **concentración de oxígeno** disuelto varió entre 6,4 y 9,8 mg·L<sup>-1</sup> teniendo en cuenta el total de los datos recopilados desde 2013. Los valores de 2021 se situaron dentro del rango de los años previos. En la Figura 4.4 se muestra el promedio de las tres estaciones de muestreo, pudiéndose percibir un patrón anual con máximos generalmente en invierno y mínimos en verano. En cuanto a las diferencias entre superficie y fondo, han sido hasta ahora muy leves.

La  **saturación de oxígeno** en el conjunto de los datos desde 2013 hasta 2021 fluctuó entre 86 y 124%, estando los valores de este último año dentro del rango de años previos. Todos los valores de la serie cumplieron el objetivo de calidad de las aguas costeras (≥85%) (BOE, 2016; CHC y URA, 2021). Esto indica buenas condiciones de oxigenación en las aguas del entorno de la EDAR de Ondarroa. La saturación apenas presentó diferencias en el eje vertical de la columna de agua, igual que sucedía con la concentración (Figura 4.4).

La concentración de **clorofila** en el total de los datos medidos desde 2013 osciló entre valores inferiores al LC ( $<0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y  $1,28 \mu\text{g L}^{-1}$ . En 2021 se encontró dentro del rango de los años previos. En la Figura 4.4 se presenta la evolución temporal del promedio de las tres estaciones. Esta serie no manifiesta de manera clara tendencias ni ciclos estacionales, aunque desde diciembre de 2018 las concentraciones parecen haber descendido ligeramente. Los picos fueron de pequeña magnitud (cerca de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y no se detectaron todos los años. Las diferencias entre superficie y fondo apenas fueron apreciables a lo largo de la serie temporal.

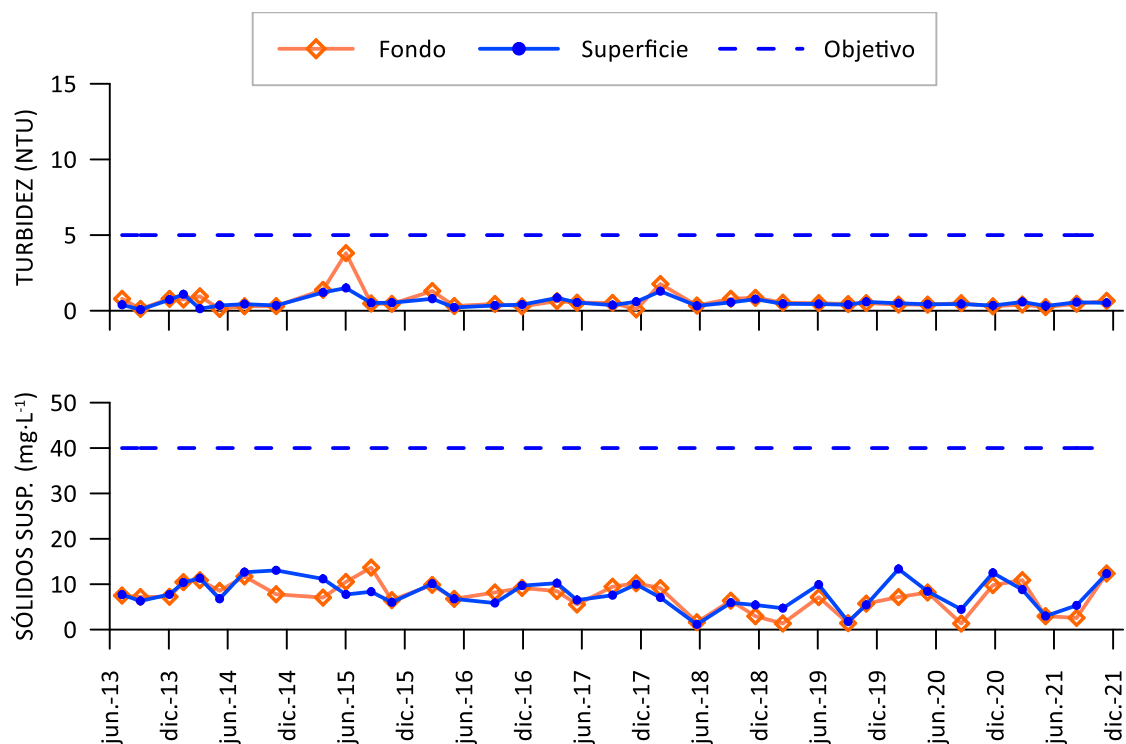


**Figura 4.4.** Evolución temporal del valor medio de la concentración de oxígeno disuelto, de la saturación de oxígeno y de la concentración de clorofila determinada *in situ* en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados Moderado y Bueno) para la saturación de oxígeno en aguas de superficie (BOE, 2016; CHC y URA, 2021).

#### 4.5.4 Condiciones ópticas

Desde el inicio del estudio en 2013 la **turbidez** varió en un rango de 0,05 a 8,01 NTU (considerando todas las muestras, sin realizar promedios). Las medidas realizadas en 2021 se situaron dentro del rango de los años previos.

La Figura 4.5 muestra el promedio de las tres estaciones. Como puede verse, las aguas de superficie y fondo presentaron valores muy similares en la mayoría de los muestreos. Resulta difícil describir tendencias o patrones cíclicos en esta serie. Los valores fueron generalmente muy bajos, la mayoría inferiores a 2 NTU. Por encima de dicho valor sólo se encontraron muestras tomadas en invierno (exceptuando el máximo de junio de 2015). Con lo cual, puede detectarse cierta influencia estacional relacionada con las riadas o con la turbulencia debida al oleaje, procesos ambos que son más frecuentes en invierno.



**Figura 4.5.** Evolución temporal del valor medio de la turbidez y de la concentración de sólidos en suspensión en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica, de manera orientativa, el límite entre los estados Moderado y Bueno (CHC y URA, 2016), aunque para estas variables no se hayan establecido objetivos en la última revisión del Plan Hidrológico (CHC y URA, 2021).



La concentración de **sólidos en suspensión**, considerando cada uno de los datos de la serie histórica, varió entre 0,7 y 14,3 mg·L<sup>-1</sup>. En 2021 los valores se situaron en el rango de años precedentes.

La concentración de sólidos promediada para superficie y fondo muestra un patrón de dientes de sierra a lo largo del tiempo (Figura 4.5). Al igual que para la turbidez, no se observa una tendencia a largo plazo, ni tampoco un ciclo estacional constante. De hecho, si se estableciera un punto de corte en 12 mg·L<sup>-1</sup> para los valores más altos, se podrían detectar picos de este orden en cualquier época del año. En cuanto a la variabilidad en la columna de agua, solo de manera esporádica fue posible percibir ciertas diferencias, pero sin un patrón determinado, ya que en algunas campañas las aguas más cargadas fueron las de superficie, y en otras las de fondo.

En cuanto a la **transparencia del agua**, la profundidad de visión del disco de Secchi en 2021 varió entre 6 y 10 m, dentro del rango que había presentado esta variable en años previos. A lo largo de la serie temporal los valores mínimos se han observado en invierno, con 3–4 m en los años 2014 y 2018 (datos no mostrados). En algunas campañas la profundidad de visión del disco ha llegado al fondo de la columna de agua y, por tanto, el valor medido probablemente haya subestimado el valor real.

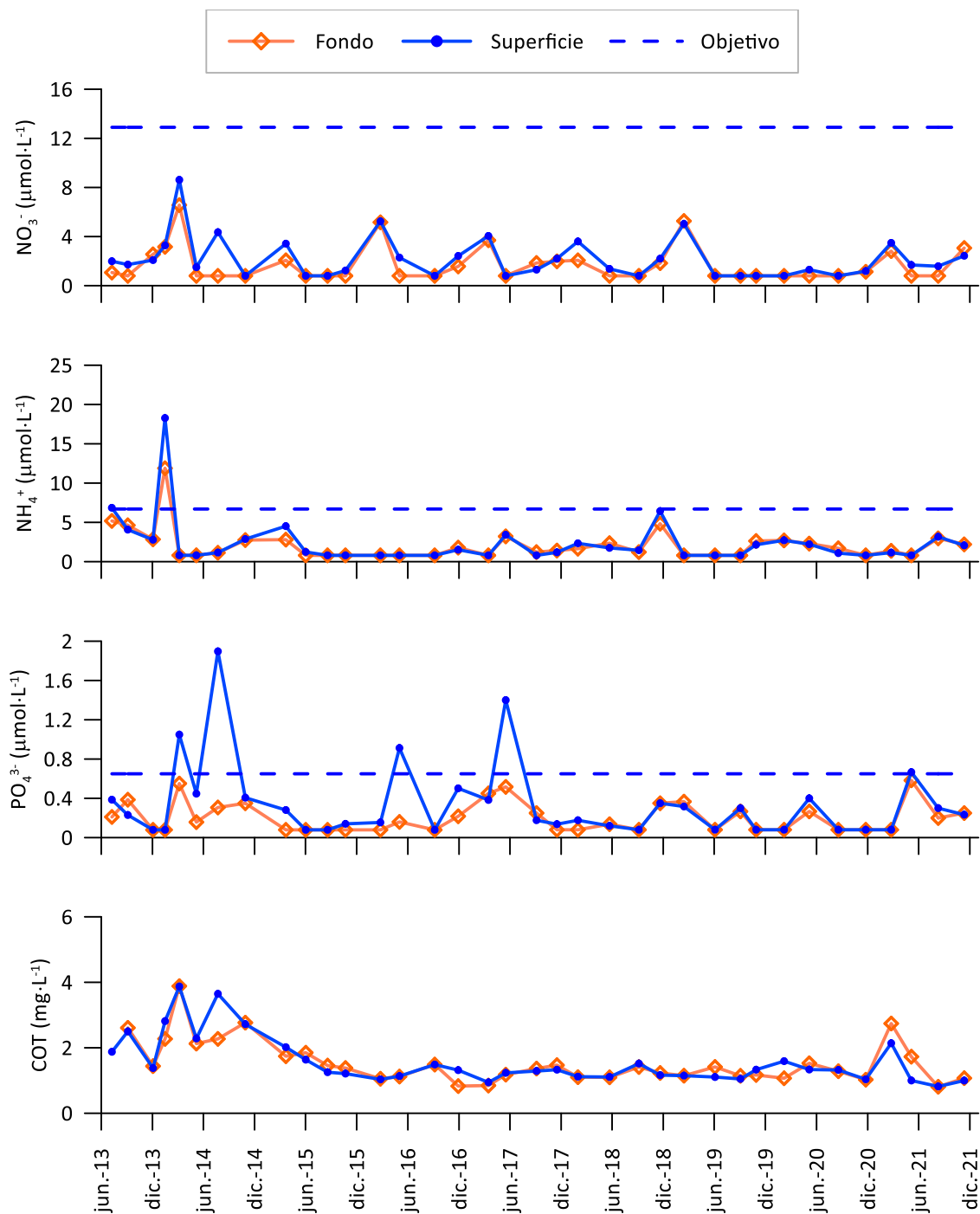
La profundidad de la **zona fótica** (a la que llega el 1% de la luz incidente en superficie y que delimita la zona de crecimiento del fitoplancton) en los muestreos realizados a lo largo de 2021 abarcó en todos los casos el 100% de la profundidad de la columna de agua. Esto también se ha visto siempre en estudios previos (2013–2020) y es lo esperable, dada la poca profundidad de la zona.

#### 4.5.5 Nutrientes inorgánicos disueltos y carbono orgánico total

Para el conjunto de las muestras analizadas entre 2013 y 2021, la concentración de **nitrato** osciló desde medidas inferiores al LC (<1,6 μmol L<sup>-1</sup>) hasta 12,5 μmol L<sup>-1</sup>. Por tanto, ningún valor ha superado el umbral de 12,9 μmol L<sup>-1</sup> establecido como objetivo para las aguas de superficie (CHC y URA, 2021).

Las concentraciones de nitrato medidas en este último año alcanzaron como máximo 4,3 μmol L<sup>-1</sup> (valor medido en invierno, en superficie).

Como puede verse en la Figura 4.6, a lo largo de toda la serie, salvo en invierno los valores generalmente han sido muy bajos.



**Figura 4.6.** Evolución temporal del valor medio de la concentración de nitrato, amonio, fosfato y carbono orgánico total en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados Moderado y Bueno) para los nutrientes en aguas de superficie (CHC y URA, 2021).

La concentración de **amonio** en el conjunto de datos osciló desde medidas inferiores al LC ( $<1,6 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) hasta  $23,8 \mu\text{mol L}^{-1}$ . Los valores registrados en 2021 entraron en el rango de los de años precedentes, midiéndose como máximo  $3,3 \mu\text{mol L}^{-1}$  (verano, aguas de superficie).

A lo largo de la serie temporal algunas muestras de manera individual superaron el umbral establecido como objetivo de calidad, que en aguas costeras es  $6,7 \mu\text{mol L}^{-1}$  (CHC y URA, 2021). Esto ocurrió, por ejemplo, en la muestra tomada en noviembre de 2018 en las aguas de superficie de la estación OND\_AGUA\_02 ( $9,2 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Este último caso, sin embargo, no es achacable al vertido de la EDAR de Ondarroa. Así, por esas fechas el amonio presentó concentraciones altas a lo largo de toda la costa vasca (véanse los informes de los planes de vigilancia de Lekeitio, Bakio y Gorniz, así como Borja *et al.*, 2019).

Teniendo en cuenta el promedio de las tres estaciones del entorno de la EDAR, el amonio cumplió el objetivo de calidad en la mayor parte de la serie temporal (Figura 4.6). Únicamente no se cumplió el objetivo en julio de 2013 y enero de 2014.

La concentración de **fosfato** en el total de las muestras medidas desde el inicio del estudio varió entre valores inferiores al LC ( $<0,16 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) y  $4,51 \mu\text{mol L}^{-1}$ . En 2021 los valores fueron bajos con la excepción de las muestras tomadas en primavera, cuyo máximo alcanzó  $0,85 \mu\text{mol L}^{-1}$  en la estación OND\_AGUA\_03 (superficie).

En aguas costeras el valor umbral que actualmente determina incumplimiento del objetivo de calidad para el fosfato es  $0,65 \mu\text{mol L}^{-1}$  (CHC y URA, 2021). Este umbral se ha superado en 11 de las 72 muestras analizadas hasta ahora (15% aproximadamente). Los casos de superación se han dado en las estaciones OND\_AGUA\_01 y OND\_AGUA\_03, casi siempre en superficie. Hay que señalar que la frecuencia e intensidad de estos casos ha disminuido desde 2018.

Realizando el promedio con las tres estaciones de muestreo los picos resultan algo más suavizados que si se considera cada muestra individualmente (Figura 4.6). No obstante, en lo que se refiere a las concentraciones de fosfato promediadas espacialmente, también se puede percibir en algunas campañas el impacto fisicoquímico debido al vertido de aguas residuales, sobre todo en las aguas de superficie. Esto se pone de manifiesto en la superación del umbral en marzo y julio de 2014, así como en mayo de 2016, 2017 y 2021.

La concentración de **carbono orgánico total**, considerando el total de las muestras recogidas desde 2013, osciló en un rango de 0,4 a 5,4 mg L<sup>-1</sup>. En 2021 se observaron picos moderados (~3 mg L<sup>-1</sup>), varios en invierno y alguno en primavera.

Como puede observarse en la Figura 4.6, durante 2013 y 2014 el COT fue relativamente más alto que en los años siguientes. Esto también se ha visto en otras zonas de la costa de Bizkaia (PVA de Lekeitio, Bakio y Gorniz) y puede achacarse a un cambio metodológico. El equipo de análisis se sustituyó en octubre del 2015 por otro de la misma marca (Shimadzu) y con un detector de similares características que el anterior. Dicho cambio mejoró la sensibilidad, así como el hecho de incorporar en el nuevo equipo una columna de combustión específica para aguas salinas.

#### 4.5.6 Estado de calidad fisicoquímica

Como puede verse en la Tabla 4.7, en 2021 el estado fisicoquímico general de las aguas de superficie se clasificó en la máxima categoría ('Muy bueno') en las tres estaciones de muestreo, al aplicar el PCQI (que integra nutrientes, oxígeno, turbidez y sólidos en suspensión).

**Tabla 4.7.** Clasificación del estado de calidad fisicoquímica de las aguas de superficie en las estaciones del entorno de la EDAR mediante el índice PCQI. EQR: *Ecological Quality Ratio*.

Código Estación	Campaña	EQR	Estado
<b>OND_AGUA_01</b>	23-feb-21	1,29	Muy bueno
	6-may-21	1,38	Muy bueno
	10-ago-21	1,27	Muy bueno
	11-nov-21	1,24	Muy bueno
	<b>Total</b>	<b>1,26</b>	<b>Muy bueno</b>
<b>OND_AGUA_02</b>	23-feb-21	1,35	Muy bueno
	6-may-21	1,37	Muy bueno
	10-ago-21	1,31	Muy bueno
	11-nov-21	1,20	Muy bueno
	<b>Total</b>	<b>1,28</b>	<b>Muy bueno</b>
<b>OND_AGUA_03</b>	23-feb-21	1,39	Muy bueno
	6-may-21	1,25	Muy bueno
	10-ago-21	1,18	Muy bueno
	11-nov-21	1,22	Muy bueno
	<b>Total</b>	<b>1,21</b>	<b>Muy bueno</b>

Límites de EQR que definen las clases de estado: Muy bueno/Bueno = 0,83; Bueno/Moderado = 0,62; Moderado/Deficiente = 0,41; Deficiente/Malo = 0,20.

En la Tabla 4.8 se muestra el resultado de utilizar los indicadores fisicoquímicos que constan en la actual normativa ambiental para la evaluación del estado trófico (BOE, 2022). A diferencia del PCQI, en esta otra evaluación no se contempla la calidad óptica de las aguas y, además, se hace uso de los datos de seis años.

**Tabla 4.8.** Clasificación del estado de calidad fisicoquímica de las aguas de superficie en periodos de seis años, mediante los indicadores y límites de clase incluidos en la Propuesta de Proyecto del Plan Hidrológico 2022-2027 (CHC y URA, 2021). La última columna indica el resultado final del estado fisicoquímico, que corresponde a la calificación mínima obtenida en el conjunto de los indicadores.

PVA	Datos (Superf.)	Estación (AGUA)	Promedio de las medidas				Estado según indicadores				
			O2 (%)	Amonio ( $\mu\text{mol/l}$ )	Nitrato ( $\mu\text{mol/l}$ )	Fosfato ( $\mu\text{mol/l}$ )	O2	Amonio	Nitrato	Fosfato	Mínimo
2018	2013-2018	OND_01	104	2,8	2,6	0,44	MB	B	MB	B	B
		OND_02	104	3,0	2,0	0,22	MB	B	MB	MB	B
		OND_03	104	2,6	2,6	0,55	MB	B	MB	B	B
2019	2014-2019	OND_01	104	1,5	2,5	0,45	MB	MB	MB	B	B
		OND_02	104	1,6	1,8	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		OND_03	104	1,8	2,6	0,55	MB	MB	MB	B	B
2020	2015-2020	OND_01	104	1,6	1,9	0,28	MB	MB	MB	B	B
		OND_02	104	1,7	1,6	0,17	MB	MB	MB	MB	MB
		OND_03	103	1,8	2,1	0,36	MB	MB	MB	B	B
2021	2016-2021	OND_01	104	1,7	2,0	0,31	MB	MB	MB	B	B
		OND_02	104	1,7	1,7	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		OND_03	103	1,7	2,3	0,39	MB	MB	MB	B	B

O2 (oxígeno, %): Muy bueno (MB) si  $\geq 95$ ; Bueno (B) si  $\geq 85$ ; Incumple si  $< 85$   
 Amonio ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ): Muy bueno (MB) si  $\leq 2,4$ ; Bueno (B) si  $\leq 6,7$ ; Incumple si  $> 6,7$   
 Nitrato ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ): Muy bueno (MB) si  $\leq 3,2$ ; Bueno (B) si  $\leq 12,9$ ; Incumple si  $> 12,9$   
 Fosfato ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ): Muy bueno (MB) si  $\leq 0,23$ ; Bueno (B) si  $\leq 0,65$ ; Incumple si  $> 0,65$

Los objetivos se llevan cumpliendo desde el primer periodo para el cual es posible evaluarlos (2013-2018), alcanzándose como mínimo un estado 'Bueno' entre los indicadores fisicoquímicos contemplados en el Proyecto de Plan Hidrológico (CHC y URA, 2021). La estación OND\_AGUA\_02 presenta mejor calificación que el resto, su estado lleva siendo 'Muy bueno' desde el periodo 2014-2019 (Tabla 4.8).

## 4.6 Discusión

A pesar de que febrero fue un mes muy cálido, la temperatura del agua durante las campañas se encontró en el rango típico de las aguas de la plataforma del sudeste del golfo de Vizcaya y presentó, como éstas, una marcada estacionalidad (véase, por ejemplo, González *et al.*, 2008; Goikoetxea *et al.*, 2009; Revilla *et al.*, 2010).

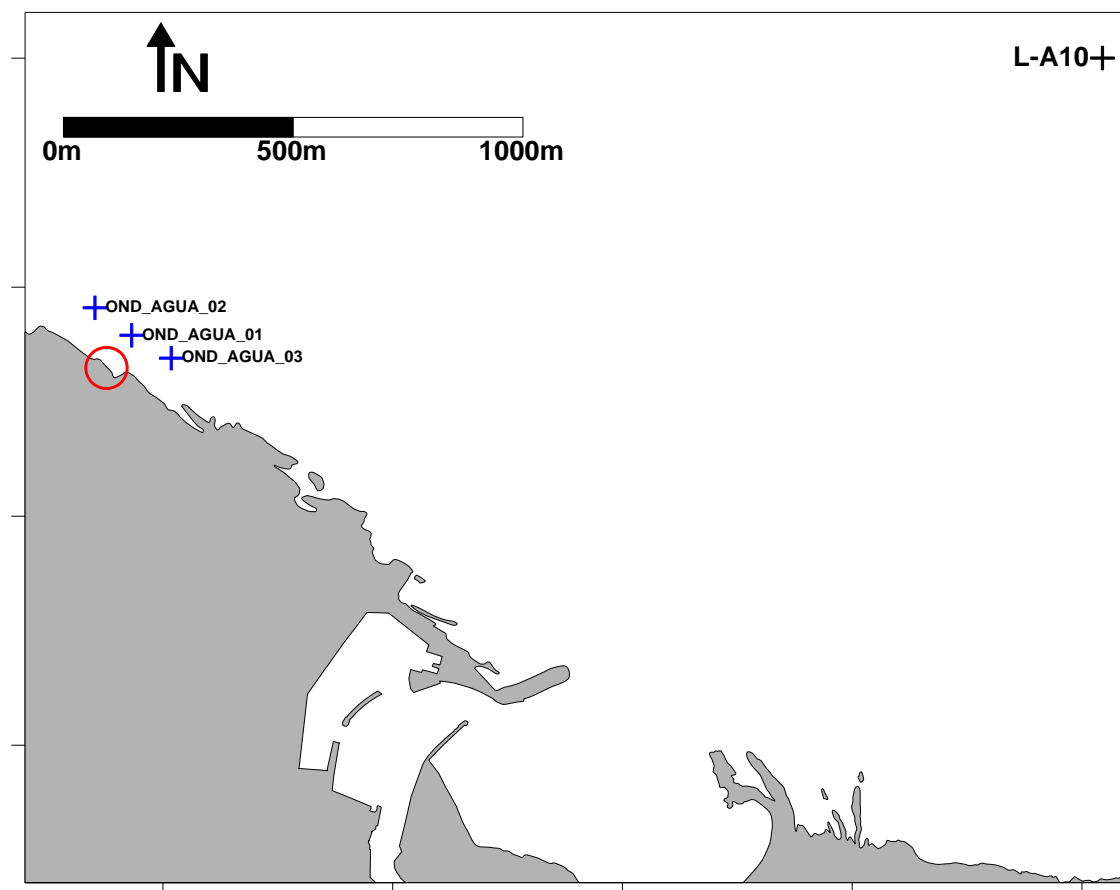
La variación estacional de la temperatura del agua, debido a su influencia sobre la densidad, influye de manera importante en los procesos de mezcla y estratificación vertical. En invierno la columna de agua está bien mezclada, mientras que en verano se encuentra estratificada térmicamente (presentando grados intermedios en primavera y en otoño). Además, el oleaje modula la estructura de la columna de agua y también tiene un componente estacional, ya que en promedio es más fuerte durante otoño e invierno, potenciando la mezcla vertical.

En las campañas realizadas en 2021 la temperatura y la salinidad fueron bastante homogéneas a lo largo de la columna de agua. Esto es lo habitual en la zona de estudio y puede explicarse por la poca profundidad que presenta (alrededor de 10 m), lo cual favorece la mezcla vertical.

La desembocadura del río Artibai se encuentra próxima al vertido de la EDAR, aproximadamente a 1 km (Figura 4.7). Por tanto, la calidad del agua en el medio receptor del vertido puede verse influida por los aportes de este río. Durante las campañas de 2021, los aportes fluviales y pluviales no fueron elevados. De hecho, los muestreos de primavera, verano y otoño estuvieron precedidos por largos periodos de precipitaciones muy por debajo de la media histórica. El contenido de agua dulce en el medio receptor tampoco fue alto, el máximo (3%) se midió en las aguas de superficie en invierno, en concordancia con la variación del caudal del Artibai.

En conclusión, en la temperatura y la salinidad del medio receptor no se encontró señal de vertidos.

En estuarios y bahías costeras del País Vasco se ha descrito una elevada variabilidad hidrográfica a corta escala temporal, acoplada a las descargas de los ríos que desembocan en ellas (véase, por ejemplo, García-Soto *et al.*, 1990; Madariaga y Orive, 1995). Sin embargo, en zonas costeras abiertas como las del litoral del País Vasco la dinámica es diferente. Las condiciones de las aguas litorales, aunque responden a los aportes de los ríos, lo hacen a una escala espacial y temporal más amplia que en otras zonas más abrigadas.



**Figura 4.7.** Localización de las estaciones de muestreo para la caracterización de la columna de agua en la zona del vertido y localización de la estación más próxima de la Agencia Vasca del Agua (L-A10). El punto de vertido se señala con círculo rojo. En la parte inferior del mapa puede apreciarse la desembocadura del río Artibai.

Las estaciones del entorno de la EDAR se han comparado con la estación L-A10 de la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” de URA, que se encuentra más alejada de la costa (a unos 2 km de distancia) y, por lo tanto, de la presión antrópica (Figura 4.7). Para ello se han tenido en cuenta los valores medidos en las cuatro campañas estacionales realizadas en 2021 en ambas zonas.

Como puede verse en la Tabla 4.9, la salinidad promedio fue bastante similar entre las estaciones de la EDAR y la estación L-A10. Por tanto, el contenido medio de agua dulce fue prácticamente el mismo. Además, la temperatura, el pH y el resto de las variables fisicoquímicas mostraron valores medios muy similares. Las ligeras diferencias observadas pueden deberse a que los muestreos, aunque realizados con frecuencia estacional en ambos seguimientos, no se hicieron exactamente en los mismos días del año.

También debe considerarse, como factor de influencia natural, la menor profundidad de la zona cercana a la EDAR (unos 10 m), frente a la de la estación L-A10 (unos 35 m) que puede implicar diferencias en cuanto a los aportes procedentes del sedimento, tanto de material particulado y como de sustancias disueltas.

**Tabla 4.9.** Promedio calculado para las diferentes variables del agua en las estaciones del entorno de la EDAR y en la estación L-A10. En ambos seguimientos se incluyen los datos de superficie de las cuatro campañas de muestreo más recientes realizadas en 2021. S.D. Sin dato.

Variable	Unidades	EDAR	L-A10
Salinidad	USP	34,90	34,89
Temperatura	°C	16,45	16,48
pH	Unid. pH	8,20	8,19
Saturación de Oxígeno	%	104,88	104,28
Turbidez	NTU	0,49	0,41
Sólidos en suspensión	mg·L <sup>-1</sup>	7,35	6,37
Amonio	μmol·L <sup>-1</sup>	1,80	0,80
Nitrato	μmol·L <sup>-1</sup>	2,30	2,49
Fosfato	μmol·L <sup>-1</sup>	0,32	0,14
Carbono orgánico total	mg·L <sup>-1</sup>	1,24	S.D.
Clorofila "a"	μg·L <sup>-1</sup>	0,15	0,20

La evaluación de la calidad fisicoquímica se realizó con dos métodos. Aplicando el PCQI, que integra variables tróficas (nutrientes y oxígeno) y calidad óptica, en 2021 las tres estaciones estudiadas en el entorno del vertido de la EDAR quedaron clasificadas en un estado 'Muy bueno'. Además, en las tres estaciones de la zona receptora del vertido se cumplió el objetivo de alcanzar al menos el Buen estado en cuanto a tres nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y al oxígeno (CHC y URA, 2021).



La costa del País Vasco tiene una elevada capacidad de dilución y de dispersión, derivada de su elevado volumen de agua y del dinamismo del oleaje, mareas y corrientes (Valencia *et al.*, 2004). Por lo tanto, es coherente con esta capacidad que sus aguas cumplan con los objetivos de calidad. Aunque, de manera muy esporádica podrían encontrarse condiciones de mala calidad. Por ejemplo, Valencia *et al.* (1989) indicaron que las plumas fluviales afectaban de manera ocasional a la transparencia del agua en la zona interna de la plataforma costera del País Vasco.

En cuanto a la concentración de clorofila “a”, que puede utilizarse como una estima de la biomasa fitoplanctónica, es un indicador adecuado de la respuesta del fitoplancton a la presión de eutrofización, siempre que no exista limitación por luz. En el entorno de la EDAR de Ondarroa la zona fótica supuso el 100% de la columna de agua, por lo que la producción primaria no habría estado limitada por la luz y el fitoplancton podría haber respondido al aporte de nutrientes. Sin embargo, la clorofila fue bastante similar entre el entorno de la EDAR y la estación L-A10 y no se observaron situaciones de exceso de clorofila que pudieran afectar al ecosistema marino. Esto resultó coherente con las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos.

En el siguiente capítulo (sobre fitoplancton) se realiza una evaluación de la clorofila como indicador de eutrofia de acuerdo a la normativa vigente (BOE, 2015; 2022).



## 5 COMUNIDADES DEL FITOPLANCTON

### 5.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

En cada campaña de aguas se tomó una muestra en superficie en la estación central (Figura 4.1; Tabla 4.1), a la cual se le asignó el código OND\_FITO\_01\_S. Estas muestras se depositaron en botellas de cristal topacio de 125 ml, fijándose con 0,5 ml de una solución de Lugol ácido (concentración final 0,4% v/v). Las muestras se mantuvieron refrigeradas y en oscuridad hasta el momento de su análisis.

### 5.2 Métodos analíticos

Para el recuento de las microalgas se siguió el método de Utermöhl (Utermöhl, 1958). Esto consiste en utilizar cámaras de sedimentación donde se introduce una alícuota de agua y, por gravedad, al cabo de un tiempo determinado, las células de fitoplancton quedan depositadas en el fondo de manera aleatoria (Figura 5.1). La identificación y el análisis cuantitativo de la muestra que queda recogida en la base de la cámara se realiza mediante microscopio invertido (Edler y Elbrächter, 2010). Se trata del mismo método que el empleado en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” (p. ej., Borja *et al.*, 2013) y los análisis son efectuados por el mismo equipo investigador (Laboratorio de Fitoplancton de la UPV/EHU). Para ello, se siguieron las recomendaciones de las normas europeas EN 15204:2006 (AENOR, 2007) y EN 15972:2011 (AENOR, 2012).



**Figura 5.1** Utilización de cámaras de sedimentación para la preparación de las muestras de fitoplancton según el método de Utermöhl.

La identificación se llevó a cabo a nivel de género o especie, cuando ello fue posible. Las células de tamaño muy pequeño, u organismos muy frágiles, se clasificaron en niveles jerárquicos superiores (orden o clase). Finalmente, se integraron en los siguientes grupos: clorofitas (clorofíceas, prasinofíceas, trebouxiofíceas y ulvofíceas), diatomeas, ocrofitas (crisofíceas, dictiocofíceas, xantofíceas y rafidofíceas) criptofíceas, dinoflagelados, euglenofíceas, haptofitas (primnesiales), ciliados kleptoplastidiales (*Mesodinium* spp.), cianofíceas (filamentos), nanoflagelados heterótrofos (sólo aquellos que se incluyen tradicionalmente en estudios de fitoplancton, esto es, *Ebria tripartita*, *Katablepharis remigera*, *Leucocryptos* sp. y *Telonema* sp.) y pequeñas formas sin clasificar ( $\leq 10 \mu\text{m}$ ).

Para comprobar los nombres científicos actualmente aceptados y evitar la utilización de sinónimos se consultó el Registro Europeo de Especies Marinas ([www.marbef.org/data](http://www.marbef.org/data)) y el de AlgaeBase ([www.algaebase.org](http://www.algaebase.org)).

### 5.3 Metodología para la evaluación de la calidad del fitoplancton

La DMA indica que en cuanto al fitoplancton deberán tenerse en cuenta la biomasa, abundancia y composición, así como la frecuencia e intensidad de las floraciones. Revilla *et al.* (2009; 2012) desarrollaron una herramienta de evaluación de las aguas costeras del País Vasco. Posteriormente, sufrió algunas modificaciones que dieron lugar al índice SPT (*Spanish Phytoplankton Tool*), tal y como aparece en BOE (2015). Dicho índice se basa en dos métricas: el percentil 90 de la concentración de clorofila “a” (P90 Chl-a) y la frecuencia de floraciones de un taxón individual cualquiera (Blooms). Sin embargo, a lo largo del ejercicio de intercalibración de métodos entre los Estados miembros fue posible validar únicamente las métricas basadas en la clorofila (Comisión Europea, 2018).

Por ello, se ha decidido utilizar solo el P90 Chl-a para la evaluación. Esta métrica requiere un periodo de seis años de datos, el primer periodo al cual puede aplicarse en este PVA es el de 2013–2018. El protocolo para efectuar la evaluación se encuentra publicado en la web de URA (<https://www.uragentzia.euskadi.eus/seguiamiento-del-estado-de-las-aguas/webura00-01040102seguiamiento/es/>).

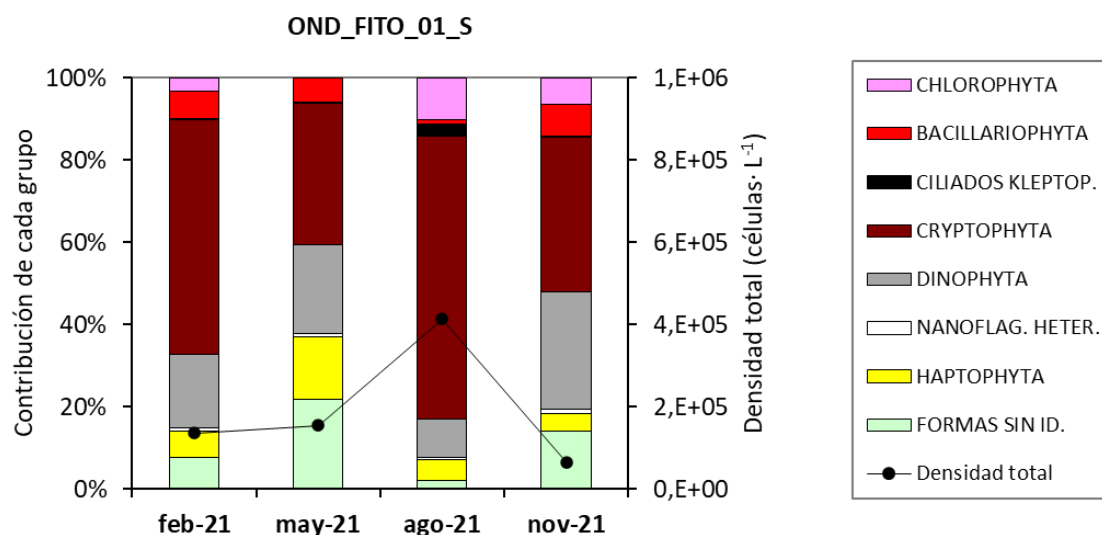
Por otra parte, aunque la DMA no tenga en cuenta las especies tóxicas o nocivas, éstas se han incluido en el informe con el fin de tener una visión más completa del fitoplancton. Además, se han seguido identificando las floraciones mediante el umbral que se estableció para el índice SPT (400 000 células·L<sup>-1</sup>), aunque no se utilicen en la evaluación.

Los resultados de la evaluación con la métrica Blooms conllevan mayor incertidumbre que los que se obtienen con el P90 Chl-a. Una comparación realizada por Revilla *et al.* (2014) concluyó que la métrica basada en el porcentaje de floraciones tiende a sobrestimar la calidad del fitoplancton en las aguas menos impactadas, ya que origina un ratio de calidad ecológica (EQR) muy superior al máximo teórico (1,000) en muchos casos. Sin embargo, dichas métricas miden aspectos distintos de las comunidades, pudiendo generar información complementaria, no redundante. Por ello, estos investigadores recomendaron que, en caso de que se decidiera utilizar solo la clorofila “a” para la evaluación, se siguiese estudiando la abundancia y composición del fitoplancton, al menos, en las zonas que reciben aportes antrópicos de nutrientes.

## 5.4 Resultados

### 5.4.1 Descripción de las comunidades

En el Anexo 11.1 se aportan los datos de la abundancia celular de cada taxón individual. A continuación, en la Figura 5.2, se ha simplificado la estructura de la comunidad, sumando la abundancia en grupos de orden jerárquico superior y mostrando su contribución relativa al total de células.



**Figura 5.2.** Contribución de cada grupo a la densidad total (en %) y densidad total de fitoplancton (en células L<sup>-1</sup>) durante las campañas del presente plan de vigilancia. No se muestra la contribución relativa de aquellos grupos que, aunque se detectaron, aportaron en conjunto menos del 1%.

La densidad celular en la mayoría de las muestras fue baja. En agosto se observó un pico moderado en el que destacó la criptofita *Plagioselmis* spp. (Figura 5.2).

Las comunidades estuvieron compuestas mayoritariamente por células de tamaño pequeño (clorofitas prasinofíceas, criptofitas, haptofitas primnesiales y formas indeterminadas inferiores a 10  $\mu\text{m}$ ).

Las diatomeas fueron un grupo poco abundante, y aún más las dictiocofíceas. Los dinoflagelados, aunque contribuyeron de manera importante a la riqueza, se mantuvieron en abundancias bajas o moderadas (Anexo 11.1).

Hubo presencia de especies asociadas al bentos, lo que no es de extrañar por la poca profundidad de la zona y por su proximidad al litoral. Entre estas se pueden citar a los dinoflagelados *Ostreopsis* spp. y *Amphidinium* sp. También fueron probablemente de origen bentónico diatomeas como *Licmophora* spp. y muchas de la pennadas no identificadas.

Nanoflagelados heterótrofos (*Leucocryptos* spp.) se observaron en todas las muestras, aunque no destacaron. Tampoco lo hicieron los ciliados kleptoplastidiales (*Mesodinium rubrum* complex), cuyo máximo se midió en verano (12 744 células·L<sup>-1</sup>).

La presencia de euglenofitas fue testimonial y no se detectaron filamentos de cianofíceas.

#### **5.4.2 Floraciones fitoplanctónicas y algas potencialmente tóxicas**

La abundancia celular total en las muestras de 2021 se mantuvo por debajo de un millón de células por litro. Además, como puede verse en el Anexo 11.1, entre los taxones individuales el máximo alcanzado fue el de las criptofitas *Plagioselmis* spp. el 10 de agosto: 263 376 células·L<sup>-1</sup>. Dicho pico no superó el umbral de “bloom”, que en las aguas costeras del Cantábrico oriental está fijado en 400 000 células·L<sup>-1</sup> (BOE, 2015).

En cuanto a las especies con potencial para producir toxinas, como es habitual en los medios marinos costeros, se observaron varias en el entorno del vertido de la EDAR (Anexo 11.1). En relación con las especies que se tienen en cuenta en los programas de vigilancia de aguas destinadas al cultivo de marisco (por su potencial efecto sobre la salud humana), todas las muestras presentaron algún taxón potencialmente tóxico, como se describe a continuación.

Algunas diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* producen ácido domoico, una toxina amnésica. En la mayoría de las muestras de superficie de la estación OND\_AGUA\_01 se observaron individuos de este género. Pero, su abundancia fue muy baja (en conjunto no superó 1600 células·L<sup>-1</sup>). A nivel de especie se llegó a identificar *P. galaxiae*.

Se observaron algunos dinoflagelados potencialmente tóxicos, también en abundancias muy bajas. Entre ellos se puede mencionar *Alexandrium* sp. (0–60 células·L<sup>-1</sup>). Algunas especies de este género producen toxinas del síndrome paralizante, pero con microscopía convencional generalmente no pueden distinguirse de las que no son tóxicas.

No se observó ninguna de las tres especies a las que se les reconoce capacidad para producir yesotoxinas (*Gonyaulax spinifera*, *Lingulodinium polyedra* y *Protoceratium reticulatum*).

Sin embargo, sí hubo presencia de dinoflagelados que se asocian al síndrome diarreico: *Dinophysis acuminata* (20 y 60 células·L<sup>-1</sup>, en febrero y mayo, respectivamente); *Dinophysis caudata* (80 células·L<sup>-1</sup>, en agosto); *Phalacroma rotundatum* (60 células·L<sup>-1</sup>, en mayo, y 20 células·L<sup>-1</sup> en agosto y noviembre).

En noviembre también se observó *Ostreopsis* spp. (*siamensis/ovata*) (40 células·L<sup>-1</sup>), que potencialmente puede producir una toxina asociada a intoxicaciones por consumo de pescado, y también se asocia a problemas respiratorios y cutáneos en zonas de baño.

Por otra parte, se identificaron organismos que no se relacionan con efectos tóxicos en humanos, pero que pueden ser perjudiciales para los ecosistemas cuando alcanzan abundancias relativamente altas.

Así, se pueden citar los dinoflagelados *Prorocentrum compressum*, *P. cordatum*, *P. micans*, *P. triestinum*, *Tripos furca* y *T. fusus* (todos ellos en baja abundancia, <1000 células·L<sup>-1</sup>). También cabe citar entre los dinoflagelados potencialmente nocivos las formas gymnodiniales de tamaño inferior a 20 µm, que no fue posible identificar a mayor detalle y que podrían incluir especies tóxicas (Kareniaceae). Estas formas presentaron como máximo unas 32 000 células·L<sup>-1</sup> (muestra de verano). En todo caso, no se observaron individuos del género *Karlodinium*, y se identificaron solo 20 células·L<sup>-1</sup> como *Karenia* spp.

En cuanto a las diatomeas y ocrofitas que pueden producir mortalidad de peces u otros efectos deletéreos en los ecosistemas se observaron *Skeletonema* sp. (5–10 µm), *Rhizosolenia setigera* f. *setigera*, *Rhizosolenia* spp., *Dictyocha fibula* y *Octactis speculum*, pero su abundancia fue baja (<250 células·L<sup>-1</sup>). No se detectaron rafidofíceas.

Por último, en lo que se refiere a pequeños flagelados potencialmente nocivos, las haptofitas de difícil identificación, englobadas aquí en el taxón *Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis*, estuvieron presentes en todas las campañas. Su máximo se observó en primavera, unas 23 400 células·L<sup>-1</sup>. No se encontraron colonias de *Phaeocystis globosa*.

### 5.4.3 Estado de calidad del fitoplancton

En el periodo de evaluación que comprende los últimos seis años (2016–2021) el percentil 90 calculado con los datos de clorofila de superficie en la estación OND\_AGUA\_01 es 0,73 µg L<sup>-1</sup>. Este valor es menor que los obtenidos en evaluaciones previas, concretamente, desde el periodo 2013-2018 el rango de esta métrica había abarcado 0,83–0,86 µg L<sup>-1</sup>. Por lo tanto, se observa una disminución de la biomasa fitoplanctónica en la zona, lo cual, por otro lado, es algo que se ha observado de manera general a lo largo de la costa de Bizkaia (véanse los PVA de Gorniz, Bakio y Lekeitio).

El EQR obtenido es 1,370, lo que indica un estado 'Muy bueno'. Esta misma calificación le ha correspondido a la estación L-A10 de la "Red de Seguimiento" de URA desde el periodo 1998-2003, el primero en el cual es posible evaluarla con Chl-a. En este último periodo, el EQR de la estación litoral también presenta el máximo de su serie temporal, con 1,563 (Borja *et al.*, 2022).

### 5.4.4 Evolución temporal de las comunidades

En la Figura 5.3 se observa la evolución que han presentado en las aguas receptoras del vertido las variables que describen de forma general la estructura de la comunidad de fitoplancton (abundancia total, diversidad H' y riqueza), desde el primer plan de vigilancia (2013).

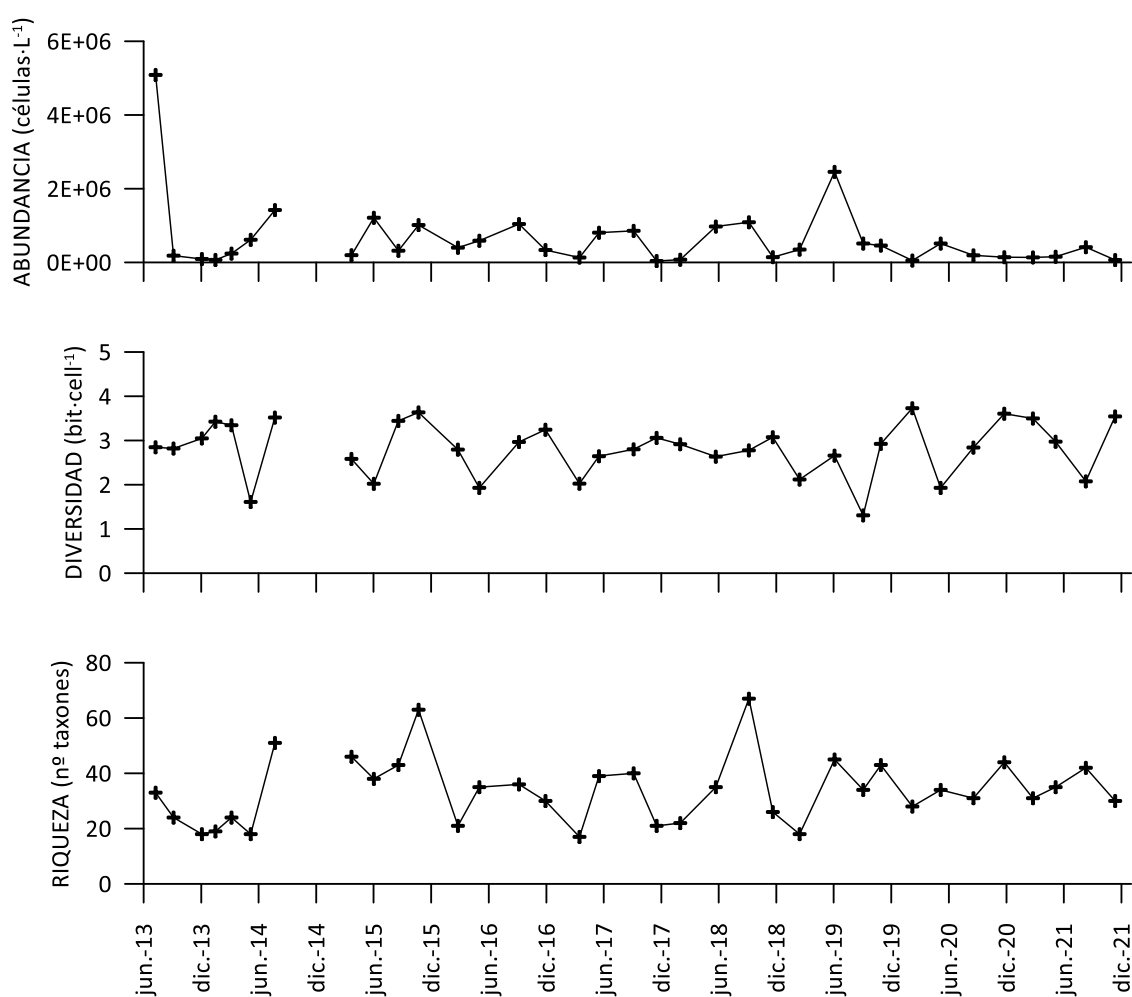
En lo que se refiere a tendencias a largo plazo, los años 2020 y 2021 se han caracterizado por abundancias celulares muy bajas. En la serie temporal, los picos más fuertes tuvieron lugar con condiciones hidrográficas típicas de primavera: 9 de julio de 2013 (unos 5 millones de células por litro) y 4 de junio de 2019 (2,5 millones).

A pesar de la fuerte variabilidad temporal inherente al fitoplancton, es posible detectar un patrón estacional en la abundancia. Los mínimos suelen observarse en invierno, aunque a veces también en otoño. Las muestras de primavera (con excepción del año 2021) han presentado siempre valores superiores a 500 000 células·L<sup>-1</sup>. Por encima de ese nivel han estado con cierta frecuencia también las de verano.



En cuanto a la diversidad, el índice  $H'$  ha variado en un amplio rango: desde 1,3 hasta 3,7 bit·cell<sup>-1</sup>. El valor de invierno de 2020 ha sido el máximo registrado hasta ahora en este plan de vigilancia. El mínimo se observó también recientemente, en verano de 2019.

La riqueza ha presentado una fuerte variabilidad, entre 17 y 67 taxones, los valores más altos hasta ahora se han visto en ciertas muestras de verano u otoño. La riqueza en 2021 se encuentra en el rango de años previos y puede considerarse moderada (Figura 5.3).



**Figura 5.3.** Evolución temporal de la densidad celular, el índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) y el número de taxones de fitoplancton en superficie en OND\_AGUA\_01.

## 5.5 Discusión

Con el fin de evaluar si las comunidades del fitoplancton en la zona próxima a los vertidos de la EDAR presentaban diferencias en su composición y abundancia con las de la zona costera adyacente, se han tenido en cuenta los resultados obtenidos en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV”. Concretamente se han estudiado los de una serie de años recientes (2010–2019) en la estación L-A10, que se ha muestreado en superficie con periodicidad trimestral. No hay datos de fitoplancton para esta estación en años posteriores, con lo cual, la comparación con la estación OND\_AGUA\_01 debe interpretarse con precaución dado que los periodos temporales de las series no son coincidentes en su totalidad.

En la estación L-A10 (situada a unos 2 km de la EDAR) se han observado picos de abundancia fitoplanctónica que alcanzaban 1–2 millones de células por litro. Estos han tenido lugar en invierno (febrero o marzo), primavera (mayo) y, con menor frecuencia, en verano (agosto) y otoño (octubre). Los organismos con mayor abundancia han sido diatomeas de los géneros *Chaetoceros*, *Dactyliosolen*, *Pseudo-nitzschia* y *Thalassiosira*, así como, haptofitas primnesiales, criptofitas (*Plagioselmis* spp.) y pequeñas formas no identificables.

En la estación OND\_AGUA\_01 la densidad fitoplanctónica en superficie ha sido generalmente bastante similar a la de la estación L-A10. Como excepción, el máximo en el entorno de la EDAR, que se midió en julio de 2013 ( $\sim 5 \cdot 10^6$  células·L<sup>-1</sup>) y que estuvo compuesto mayoritariamente por haptofitas, superó a los observados en la estación L-A10 desde 2010.

La composición de la comunidad en el entorno de la EDAR tampoco ha resultado muy diferente a la de la zona costera adyacente. Sin embargo, en los planes de vigilancia efectuados desde 2013 las floraciones de diatomeas han sido menos frecuentes y ninguna de ellas se ha registrado en invierno o en primavera. Así, en la estación OND\_AGUA\_01 se cuenta con el primer caso en septiembre de 2018 (*Chaetoceros* spp. y *Pseudo-nitzschia galaxiae*) y el segundo en septiembre de 2019 (*Skeletonema* sp.).

En los mares costeros de clima templado, a finales de primavera se desarrolla una termoclina y progresivamente desciende la concentración de nutrientes en la capa superficial de la columna de agua (consumidos por el fitoplancton), lo que deriva en un descenso de la biomasa fitoplanctónica en esa capa durante la época estival. Teniendo en cuenta la mayor cercanía al medio terrestre de la estación OND\_AGUA\_01, se espera que puedan producirse floraciones también en verano, debido a que los aportes

continentales (tanto de fuentes naturales, como antrópicas) facilitarán la disponibilidad de nutrientes durante la época de limitación debida a la estratificación térmica.

En la bibliografía se señala que algunas diatomeas del género *Skeletonema* se ven favorecidas por aportes de agua dulce y nutrientes (por su requerimiento de silicato) y que, por ello, pueden ser indicadoras de eutrofización (Nincevic-Gladan *et al.*, 2015).

En todo caso, el grado de eutrofización no se puede considerar alto en el entorno del vertido de la EDAR de Ondarroa, ya que las floraciones estivales de diatomeas registradas en verano no han producido un aumento excepcional de biomasa fitoplanctónica (clorofila) ni, en consecuencia, efectos negativos sobre las condiciones del agua, como déficit de oxígeno o descenso de la transparencia.

Por otra parte, la presencia de especies potencialmente tóxicas o nocivas son parámetros importantes a tener en cuenta dentro de los seguimientos del fitoplancton, ya que su presencia en el agua puede suponer un peligro para la salud humana y/o la fauna marina (Masó y Garcés, 2006; Anderson, 2009).

Ciertas floraciones producen efectos nocivos sobre los ecosistemas debido al exceso de biomasa fitoplanctónica. Por ejemplo, la turbidez asociada puede afectar a las praderas marinas. En el caso de la estación OND\_AGUA\_01, no se han observado crecimientos masivos de fitoplancton que dieran lugar a descensos drásticos de la transparencia del agua (como puede comprobarse por los valores de disco de Secchi y de turbidez).

Los crecimientos masivos de fitoplancton también pueden afectar a la fauna piscícola, debido al descenso de oxígeno que ocurre con la degradación bacteriana de la materia orgánica, o por obturación de las branquias. En relación con estos efectos, algunas diatomeas producen mucilagos que pueden dar lugar a fenómenos de anoxia (los géneros *Thalassiosira*, *Coscinodiscus*, *Chaetoceros* y *Rhizosolenia*).

Otras especies de fitoplancton pueden ocasionar daños en los epitelios branquiales, entre ellas las diatomeas *Chaetoceros socialis* y *Leptocylindrus minimus*, así como la familia de dictiocofíceas (por ejemplo, *Dictyocha* spp.). En general, cualquier especie perteneciente a uno de estos géneros que aparezca regularmente en densidades muy elevadas (del orden de  $10^5$ – $10^6$  células·L<sup>-1</sup>) puede ser considerada como perjudicial.

En el caso de las muestras de la estación más cercana al punto de vertido de la EDAR de Ondarroa, aunque se identificaron en 2021 algunos géneros de diatomeas y dictiocofíceas que pueden ser perjudiciales para los peces, su densidad fue bastante baja, como puede comprobarse en el Anexo 11.1. Además, no hubo problemas de anoxia (ni siquiera hipoxia).

En cuanto a la capacidad de producción de toxinas, los dinoflagelados son el grupo fitoplanctónico que presenta un mayor número de especies tóxicas conocidas (Tabla 5.1). Algunos dinoflagelados producen potentes endotoxinas que pueden pasar por la cadena alimenticia y llegar a las personas a través del consumo de marisco o pescado. En función de los efectos que producen se pueden distinguir diferentes intoxicaciones (síndromes diarreicos, neurotóxicos o paralizantes) (Van Dolah, 2000).

Hay que recalcar que algunos dinoflagelados pueden causar síndromes tóxicos incluso cuando en el agua se encuentran en concentraciones muy bajas. Esto es así porque los organismos filtradores que se alimentan del fitoplancton concentran las toxinas.

En áreas destinadas al cultivo de moluscos algunos gestores utilizan umbrales de alerta que se aplican a la abundancia del fitoplancton potencialmente tóxico. Dichos umbrales difieren a lo largo de las costas europeas, ya que la toxicidad también depende de factores ambientales y son, además, específicos para los distintos taxones. En todo caso, los umbrales son más bajos que los que habitualmente se entienden como característicos de un "bloom". Por ejemplo, para las especies que pueden producir toxinas diarreicas (*Dinophysis* spp.) hay umbrales de 500 células·L<sup>-1</sup> (Ifremer, 2013) o incluso de 100 células·L<sup>-1</sup> (Swan y Davidson, 2012). En el caso de las que pueden causar el síndrome paralizante los umbrales son aún más restrictivos: por ejemplo, la sola presencia de *Alexandrium* sp. (una célula observada) puede decidir el cierre de una zona de producción (Swan y Davidson, 2012).

En las aguas de superficie de la estación OND\_AGUA\_01 la densidad de dinoflagelados en general fue baja, aunque no debería obviarse su importancia con relación al cultivo o recolección de moluscos (mejillones, por ejemplo), dado que aparece esporádicamente alguna especie con potencial para producir toxinas y algunas de ellas son muy peligrosas (concretamente, las del síndrome paralizante). No obstante, la presencia de especies tóxicas es habitual en las aguas de superficie a lo largo de la costa del País Vasco, algo que no debe extrañar dado que también son comunes en múltiples zonas de Europa (Muñiz *et al.*, 2017). Las toxinas fitoplanctónicas no deben relacionarse con la contaminación del agua por efecto de vertidos, de hecho, algunas especies proceden de mar abierto, o tienden a producir más cantidad de toxina cuando se hayan limitadas por nutrientes (Davidson *et al.*, 2014).

**Tabla 5.1.** Algunas especies de dinoflagelados marinos que en la actualidad son reconocidas como tóxicas o causantes de otros efectos perjudiciales. DSP: *Diarrheic Shellfish Poisoning*; NSP: *Neurotoxic Shellfish Poisoning*; PSP: *Paralytic Shellfish Poisoning*. Fuente: *UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae*.

Dinoflagelados perjudiciales	Distribución	Efecto
<i>Alexandrium</i> spp. (PSP), <i>Gymnodinium catenatum</i> (PSP),	Cosmopolita, aguas costeras, estuarios.	Ciertas especies pueden producir <b>PSP</b> , afectan también a la fauna marina.
<i>Amphidinium carterae</i> , <i>A. operculatum</i>	Cosmopolita, aguas costeras.	Compuestos hemolíticos y antifúngicos. Ictiotóxicas, efectos en invertebrados.
<i>Tripos fusus</i> , <i>T. tripos</i> , <i>T. furca</i> (sinónimos: <i>Ceratium fusus</i> , <i>C. tripos</i> , <i>C. furca</i> ).	Cosmopolita, aguas costeras y salobres.	Mareas rojas y fenómenos de anoxia que afectan a diversos organismos marinos.
<i>Cochlodinium polykrikoides</i>	Cosmopolita, aguas templadas y tropicales.	Mortandades masivas de peces.
<i>Dinophysis</i> spp. (DSP); <i>Phalacroma mitra</i> (DSP), <i>P. rotundatum</i> (DSP) (sinónimos: <i>Dinophysis mitra</i> , <i>D. rotundata</i> )	Cosmopolita, zonas templadas y frías, aguas costeras y salobres.	Producen <b>DSP</b> a concentraciones bajas, de $10^2$ - $10^3$ células L <sup>-1</sup> . <i>Dinophysis caudata</i> puede formar mareas rojas.
<i>Gambierdiscus</i> spp.	Bentónica. Tropical	Ciguatera, una intoxicación por consumo de pescado.
<i>Gonyaulax spinifera</i> , <i>Lingulodinium polyedra</i> , <i>Protoceratium reticulatum</i>	Cosmopolita	Producen yessotoxinas que pueden causar intoxicación por consumo de marisco. Asociados a mortandades de fauna marina (anoxia).
<i>Heterocapsa circularisquama</i>	Japón, aguas costeras	Forma mareas rojas que producen mortandades de peces y bivalvos por la actividad hemolítica de su toxina.
<i>Karenia brevis</i> (NSP), <i>K. brevisulcata</i> , <i>K. papilionacea</i> , <i>K. mikimotoi</i>	Cosmopolita, zonas templadas (Irlanda, Galicia, Portugal) y subtropicales (golfo de México)	Brevetoxinas (compuestos neurotóxicos). Mortandades de fauna marina. <i>K. brevisulcata</i> produce aerosoles tóxicos (perjudicial en aguas de baño).
<i>Karlodinium</i> spp., <i>K. veneficum</i>	Cosmopolita, aguas costeras, estuarios	Algunas especies resultan tóxicas para peces y bivalvos.
<i>Noctiluca scintillans</i>	Tropical, subtropical y templada	Forma mareas rojas, pudiendo resultar mortal para los peces al acumular grandes cantidades de amonio.
<i>Pfiesteria piscicida</i>	Costa Este de EE. UU.	Ictiotóxica, epizootica. También produce el <i>síndrome del estuario</i> en humanos.
<i>Prorocentrum lima</i> (DSP), <i>Prorocentrum</i> spp.	Aguas costeras, estuarios	La especie bento-planctónica <i>P. lima</i> puede producir <b>DSP</b> ; otras (p. ej., <i>P. minimum</i> ) relacionadas con efectos deletéreos en fauna marina.
<i>Protoberidinium crassipes</i> (vector, no productor), <i>Azadinium dexteroporum</i>	Cosmopolita	<b>Azaspirácidos</b> (biotoxinas lipofílicas asociadas a síndromes por consumo de marisco).

En lo referente al grupo de las diatomeas, el carácter tóxico de varias especies del género *Pseudo-nitzschia* se debe a que son capaces de sintetizar ácido domoico, una potente neurotoxina que puede bioacumularse en organismos planctófagos como bivalvos, crustáceos o peces. Este hecho conlleva un grave riesgo para los niveles superiores ya que se puede transmitir fácilmente a otras especies de aves marinas y mamíferos. En el caso de los humanos provoca la intoxicación denominada *Amnesic Shellfish Poisoning* (ASP).

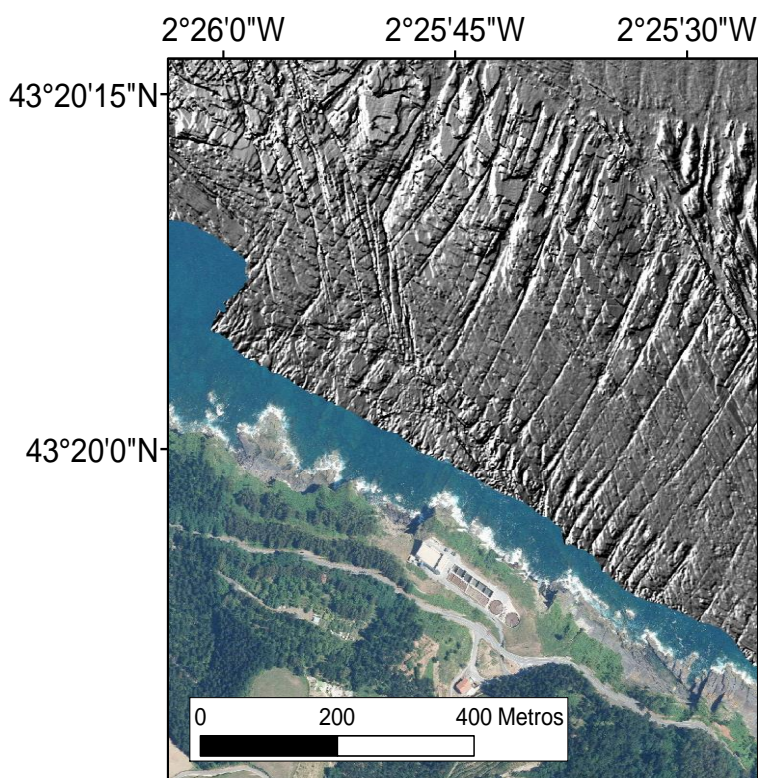
En la estación OND\_AGUA\_01 se identificaron algunas células pertenecientes al género *Pseudo-nitzschia* (Anexo 11.1). Estas diatomeas son recurrentes en la costa del País Vasco, donde puede alcanzar densidades de 1–2 millones de células por litro. Concretamente, en mayo de 2010 se observaron valores de ese orden en las aguas de superficie de la estación L-A10 (a unos 2 km de la EDAR), así como en otra estación de URA situada a mayor distancia (L-RF20, a unos 10 km). En zonas de producción de bivalvos de Escocia se utiliza un valor de 50 000 células·L<sup>-1</sup> como umbral de alerta para *Pseudo-nitzschia* spp. (Swan y Davidson, 2012). La abundancia en el entorno de la EDAR de Ondarroa durante las campañas de 2021 estuvo muy por debajo de dicho límite.

Por último, algunas haptofitas primnesiofíceas (p. ej., *Chrysochromulina polylepis*) pueden resultar tóxicas para la fauna marina (peces, bivalvos, crustáceos, etc.) cuando alcanzan abundancias del orden de 10<sup>6</sup> células·L<sup>-1</sup> o superiores (Landsberg, 2002). En la estación OND\_AGUA\_01 se encontraron primnesiofíceas que podrían pertenecer al género *Chrysochromulina*, aunque con una abundancia mucho menor. El grupo de las primnesiofíceas y, concretamente, el género *Chrysochromulina* están ampliamente extendidos por la costa vasca (véase, p. ej., Borja *et al.*, 2013).

## 6 SEDIMENTOS

### 6.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

En un estudio previo realizado en el año 2013 se intentó muestrear el sedimento en el entorno de la EDAR de Ondarroa, con el fin de controlar la posible afección del vertido a los fondos desde el punto de vista de su estructura y calidad fisicoquímica. Sin embargo, no fue posible tomar muestras representativas de sedimento, debido a que el sustrato es rocoso en la zona adyacente a la EDAR de Ondarroa a lo largo de una gran extensión (Figura 6.1).



**Figura 6.1.** Batimetría de alta resolución realizada por AZTI en el entorno de la EDAR de Ondarroa.

Por lo tanto, debido a que no es viable el muestreo de sedimentos en las proximidades de la zona de vertido, este componente no se tiene en cuenta en los planes de vigilancia de la EDAR de Ondarroa.





## **7 COMUNIDADES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO**

### **7.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras**

Del mismo modo que ocurre con los sedimentos, no se han hecho estudios del bentos de sustrato blando para el plan de vigilancia de la EDAR de Ondarroa, por estar dichos estudios condicionados a la existencia de fondos blandos en las proximidades de la zona de vertido.



## 8 DISCUSIÓN GENERAL

El presente estudio tiene como objetivo básico conocer el impacto antrópico que tiene el vertido de la EDAR de Ondarroa sobre los principales componentes del ecosistema marino de su entorno. Para ello, se han estudiado las condiciones fisicoquímicas del agua, así como las comunidades del fitoplancton. Inicialmente estaba previsto valorar también el estado de los sedimentos y las comunidades bentónicas de sustrato blando. Sin embargo, la ausencia de este tipo de sustrato (debido a la geología natural de la zona) no lo hace posible.

Desde 2013 las variables del agua y las del fitoplancton se estudian en la zona cercana al vertido (a unos 100–150 m de distancia), realizándose cuatro campañas estacionales a lo largo del año. En 2021 tuvieron lugar en febrero, mayo, agosto y noviembre. Con ello, se pudo obtener una información que abarcaba la variabilidad anual de las condiciones meteorológicas e hidrográficas de la zona de estudio. Los resultados obtenidos, además, son comparados con los de una estación situada a unos 2 km mar adentro, que puede utilizarse como control (L-A10) y que se muestrea también estacionalmente.

Al igual que en años precedentes, para las condiciones fisicoquímicas del agua no se encontraron diferencias destacables entre los valores medios anuales de la zona cercana al vertido y los de la estación control. Además, las variables hidrográficas en el entorno de la EDAR mostraron un patrón coherente con las condiciones meteorológicas del periodo de estudio y conforme a lo esperado en las aguas costeras del País Vasco.

En verano, a diferencia de otras zonas más exteriores de la plataforma costera, la estratificación termohalina fue apenas perceptible en la zona de vertido de la EDAR. Esto es debido a su poca profundidad, como máximo, unos 10 metros, lo que propicia la mezcla vertical. Como consecuencia de ello, las características fisicoquímicas fueron muy similares entre las aguas de superficie y las de fondo en el entorno de la EDAR de Ondarroa.

A pesar de que podría haber cierta fertilización en la costa de Ondarroa como consecuencia de los aportes de la EDAR, hay que tener en cuenta que los ríos cercanos, en épocas lluviosas, también aportan sustancias disueltas y partículas. Debido a ello, a veces resulta difícil separar la influencia de los aportes de aguas residuales originados por la EDAR de los aportes de aguas continentales que llegan a la costa de Ondarroa a través de los ríos.

Aunque en ocasiones los factores océano-meteorológicos (aportes fluviales, oleaje y corrientes) pueden influir notablemente en las condiciones fisicoquímicas del medio receptor de la EDAR, las variables medidas en el agua se suelen mantener en rangos muy estrechos. Esto refleja la capacidad que presenta esta zona costera para diluir y dispersar las aguas continentales en condiciones normales de aporte.

En 2021 el estado fisicoquímico del agua se clasificó durante cada una de las campañas y en cada una de las tres estaciones de muestreo como 'Muy bueno' según el índice PCQI. Además, los indicadores de eutrofia (nutrientes y oxígeno) no sobrepasaron el límite entre el estado 'Bueno' y el 'Moderado' (promediando los valores de seis años). Por tanto, no se observó un impacto generalizado del vertido sobre la calidad fisicoquímica del agua en la zona receptora.

Desde 2013 la influencia del vertido se ha detectado sólo de manera esporádica en algunos nutrientes, generalmente en el fosfato, que ha mostrado concentraciones elevadas en algunas muestras de superficie. Los picos de amonio empezaron a ser menos marcados a partir de 2014 y los de fosfato a partir de 2018.

En cuanto al fitoplancton, la biomasa (clorofila "a"), al igual que en años anteriores, se mantuvo en niveles bajos, típicos del medio marino costero del País Vasco. Además, los picos de abundancia celular estuvieron en el rango de los que han caracterizado la estación control (L-A10) en años recientes.

La composición de la comunidad fitoplanctónica en la zona de vertido no fue muy diferente comparada con la de la zona costera adyacente. En cuanto a las especies potencialmente tóxicas o nocivas, su abundancia estuvo en el rango que habitualmente presentan dichas especies en las aguas costeras del País Vasco.

En base al percentil 90 de los datos de clorofila de superficie, en la zona de vertido de la EDAR el estado del fitoplancton se clasificó en 2021 como 'Muy bueno', al igual que en las evaluaciones previas.

La presencia de alguna floración en verano (como la de la diatomea *Skeletonema* sp. en septiembre de 2019) puede ser indicadora de cierta alteración en la estructura de la comunidad fitoplanctónica debida al enriquecimiento en nutrientes derivado de los vertidos, pero no hay evidencias de que estas floraciones hayan producido efectos negativos sobre la calidad del agua ni sobre otras comunidades biológicas. En las campañas trimestrales de 2021 no se registraron floraciones.

Todo ello lleva a concluir que no existe un riesgo de eutrofización importante en el medio receptor del vertido de la EDAR de Ondarroa, lo cual es coherente con la ya mencionada alta capacidad de dilución y dispersión de los aportes alóctonos que presenta la plataforma costera del Cantábrico (Valencia *et al.*, 2004).

La calidad del medio receptor se mantiene muy estable, como muestra la serie temporal de los resultados de la clasificación del estado fisicoquímico y del estado biológico, en la tabla siguiente. Solo uno de los indicadores ha presentado un cambio de categoría importante: la flora del bentos de sustrato duro (según el CFR). Con la excepción de dicho indicador, que en 2013 presentaba estado 'Moderado' en uno de los puntos de muestreo, todos los casos restantes han cumplido hasta ahora con el objetivo de la DMA: alcanzar como mínimo el buen estado.

Plan de vigilancia	PCQI			Umbral P. H. 3er ciclo (*)			P90 Chl-a	M-AMBI	RICQI			CFR		
	Fisicoquímica general del agua			Oxígeno, Amonio, Nitrito y Fosfato			Biomasa del Fitoplancton	Macroinvertebrados del sedimento	Flora y fauna del bentos de sustrato duro			Flora del bentos de sustrato duro		
	OND_01	OND_02	OND_03	OND_01	OND_02	OND_03	OND_01	-	01_01	01_02	01_03	01_01	01_02	01_03
2013	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	B	-	-	Mo	-
2014	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	B	B	B	B	B	B
2017	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2018	MB	MB	MB	B	B	B	MB	-	-	-	-	-	-	-
2019	MB	MB	MB	B	MB	B	MB	-	B	B	B	B	B	B
2020	MB	MB	MB	B	MB	B	MB	-	-	-	-	-	-	-
2021	MB	MB	MB	B	MB	B	MB	-	-	-	-	-	-	-

PCQI: "Physico-Chemical Quality Index"

(\*) Clasificación según los límites que figuran en la revisión de junio de 2021 del Plan Hidrológico. Estos se han aplicado a la media aritmética de los valores obtenidos en superficie en periodos de 6 años y se ha tomado como resultado la peor de las clasificaciones obtenidas con los cuatro indicadores;

P90 Chl-a: Percentil 90 de Clorofila "a" (aplicado a periodos de 6 años);

M-AMBI: "Multivariate AMBI (AZTI Marine Biotic Index)";

RICQI: "Rocky Intertidal Community Quality Index";

CFR: Calidad de Fondos Rocosos;

Calificación del estado: (-) No evaluado; (MB) Muy bueno; (B) Bueno; (Mo) Moderado; (D) Deficiente; (M) Malo.

## 9 CONCLUSIONES

En cuanto a la calidad de las aguas, a la vista de los resultados obtenidos en este informe, se puede concluir que el medio receptor del vertido de la EDAR de Ondarroa cumplió en 2021 con los objetivos de la Directiva 2000/60/CE (DMA). Así, las tres estaciones muestreadas en su entorno presentaron un estado fisicoquímico 'Muy bueno' según el índice PCQI y cumplieron los objetivos de calidad de los nutrientes y oxígeno.

El estado biológico del fitoplancton en el medio receptor se clasificó en la categoría máxima ('Muy bueno'), en base a la concentración de clorofila "a" medida en las aguas de superficie durante los últimos seis años. Además, como en años previos, la abundancia celular del fitoplancton y su composición taxonómica fue la que habitualmente se encuentra en las aguas costeras del País Vasco, sin apreciarse crecimientos masivos que pudieran generar efectos nocivos sobre los ecosistemas.

Por lo tanto, los resultados obtenidos en los diferentes elementos estudiados (condiciones fisicoquímicas del agua y fitoplancton) son coherentes entre sí e indican que el vertido de la EDAR de Ondarroa tiene un impacto asumible en el medio receptor. Dicho impacto no produce alteraciones ecológicas relevantes en la masa de agua del entorno de la EDAR.





## 10 BIBLIOGRAFÍA

- AENOR, 2007. Calidad del agua. Guía para el recuento de fitoplancton por microscopía invertida (técnica de Utermöhl). Norma española UNE-EN 15204, 44 pp.
- AENOR, 2012. Calidad del agua. Directrices para el estudio cuantitativo y cualitativo del fitoplancton marino. Norma española UNE-EN 15972, 29 pp.
- Anderson D.M., 2009. Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean and Coastal Management*, 52: 342–347.
- Azzurro E., M. Matiddi, E. Fanell, P. Guidetti, G. La Mesa, A. Scarpato, V. Axiak, 2010. Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-redfish assemblages. *Mar. Environ. Res.* 69: 390-397.
- Bald J., A. Borja, I. Muxika, J. Franco, V. Valencia, 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 50(12): 1508-1522.
- BOE, 2011. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. *Boletín Oficial del Estado* Núm. 19, pp. 6854-6870.
- BOE, 2015. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. *Boletín Oficial del Estado* Núm. 219, pp. 80582-80662.
- BOE, 2016. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. *Boletín Oficial del Estado* Núm. 439, pp. 2972-4301.
- BOE, 2022. Real Decreto 47/2022, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. *Boletín Oficial del Estado* Núm. 17, pp. 5664-5684.
- Borja Á., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.M<sup>a</sup> Ruiz, J.C. Sola, A. Manzanos, 2013. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de Resultados. Campaña 2012. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua. 20 tomos, 641 pp.
- Borja Á., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.M<sup>a</sup> Ruiz, J.C. Sola, A. Manzanos, 2015. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de Resultados. Campaña 2014. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 651 pp.

- Borja Á., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.M<sup>a</sup> Ruiz, J.C. Sola, A. Manzanos, 2019. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2018. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 412 pp.
- Borja Á., J. Bald, M.C. Uyarra, J. Franco, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, S. Pouso, J.M. Garmendia, A. Lanzén, M. Revilla, J.G. Rodríguez, Y. Sagarminaga, O. Solaun, A. Uriarte, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, J.C. Sola, I. Cruz, M.A. Marquiegui, J. Martínez, J.M<sup>a</sup> Ruiz, M. Cano, A. Laza-Martínez, A. Manzanos, 2021. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2020. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, 384 pp.
- Borja Á., J. Bald, M.C. Uyarra, J. Franco, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, S. Pouso, J.M. Garmendia, A. Lanzén, M. Revilla, J.G. Rodríguez, Y. Sagarminaga, O. Solaun, A. Uriarte, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, J.C. Sola, I. Cruz, M.A. Marquiegui, J. Martínez, J.M<sup>a</sup> Ruiz, M. Cano, A. Laza-Martínez, A. Manzanos, 2022. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2021. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, en preparación.
- CHC (Confederación Hidrográfica del Cantábrico), URA, 2016. Plan Hidrológico, Revisión 2015 – 2021. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. MEMORIA - ANEJO VIII: Seguimiento y evaluación del estado. *Aprobado por Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro.* <http://www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/plan-hidrologico-de-la-demarcacion-hidrografica-del-cantabrico-oriental-2015-2021/u81-0003333/es/>
- CHC (Confederación Hidrográfica del Cantábrico), URA, 2021. Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027. Texto Consulta Pública Junio 2021. NORMATIVA. <https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>
- Comisión Europea, 2018. Decisión de la Comisión de 12 de febrero de 2018 por la que se fijan, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los Estados miembros a raíz del ejercicio de intercalibración, y por la que se deroga la Decisión 2013/480/UE. Diario Oficial de la Unión Europea, L47: 1-91. Decisión notificada con el número C(2018) 696.
- Davidson K., R.J. Gowen, P.J. Harrison, L.E. Fleming, P. Hoagland, G. Moschonas, 2014. Anthropogenic nutrients and harmful algae in coastal waters. *J. Environ. Manag.* 146: 206-216. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.002>.
- Díez I., M. Bustamante, A. Santolaria, J. Tajadura, N. Muguerza, A. Borja, I. Muxika, J.I. Saiz-Salinas, J.M. Gorostiaga, 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecol. Indic.* 12: 58-71.

- Edler L., M. Elbrächter, 2010. The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis. En: B. Karlson, C. Cusack, E. Bresnan (Eds.). Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. IOC Manuals and Guides, 55: 13-22. Paris, UNESCO.
- García-Soto C., I. de Madariaga, F. Villate, E. Orive, 1990. Day-to-day variability in the plankton community of a coastal shallow embayment in response to changes in river runoff and water turbulence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31: 217-229.
- Goikoetxea N., Á. Borja, A. Fontán, M. González, V. Valencia, 2009. Trends and anomalies of sea surface temperature during the last 60 years, within the southeastern Bay of Biscay. *Continental Shelf Research*, 29: 1060-1069.
- González M., J. Mader, A. Fontán, A. Uriarte, L. Ferrer, 2008. Análisis de la tendencia de la temperatura superficial del agua en Donostia-San Sebastián, a partir del estudio de la serie del Aquarium (1946-2007). *Revista de investigación marina*, 4: 7pp. <http://www.azti.es/rim>.
- Grasshoff K., M. Ehrhardt, K. Kremling, 1983. *Methods in seawater analysis*. Weinheim, Verlag Chemie, Germany. 419 pp.
- Halpern B., K. Selkoe, F. Micheli, C. Kappel, 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Con. Biol.* 21: 1301-1315.
- Harding L., 1994. Long term trends in the distribution of phytoplankton in Chesapeake Bay: roles of light, nutrients and streamflow. *Marine Ecology Progress Series*, 104: 267-291.
- Hiscock K., H. Tyler-Walters, 2006. Assessing the sensitivity of seabed species and biotopes – the Marine Life Information Network (MarLIN). *Hydro*. 555: 309-332.
- Ifremer, 2013. *Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral 2012*. Laboratoire Environnement Ressources Arcachon, 127 pp.
- Jeffrey S.W., G.F. Humphrey, 1975. New spectrophotometric equations for determining Chlorophyll a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie Pflanzen*, 167: 191-194.
- Landsberg J.H. 2002. The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms. *Reviews in Fisheries Science*, 10(2): 113-390.
- Madariaga I., 1987. Variabilidad a pequeña escala temporal de la biomasa y de la producción primaria en el estuario de Gernika en julio de 1987. Tesis de Licenciatura, Universidad del País Vasco, Bilbao. 157 pp.
- Madariaga I., 1989. Uhertasun-aldakuntzak Gernikako estuarioan. *Elhuyar* 15: 8-12.
- Madariaga I., E. Orive, 1995. Variabilidad hidrográfica a pequeña escala espacio-temporal en el estuario de Gernika: apuntes para su modelización. En: Angulo, E. y Quincoces, I. (eds.). *Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Investigación Básica y Aplicada*, 19-38. Gobierno Vasco, Vitoria-Gazteiz.
- Masó M., E. Garcés. 2006. Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 620–630.
- Muñiz O., M. Revilla, J.G. Rodríguez, A. Laza-Martínez, S. Seoane, J. Franco, E. Orive. 2017. Evaluation of phytoplankton quality and toxicity risk based on a long-term time series previous to the implementation of a bivalve farm (Basque coast as a case study). *Regional Studies in Marine Science*, 10: 10-19.

- Nincevic-Gladan, Z., M. Buzanic, G. Kuspilic, B. Grbec, S. Matijevic, S. Skejic, I. Marasovic, M. Morovic, 2015. The response of phytoplankton community to anthropogenic pressure gradient in the coastal waters of the eastern Adriatic Sea. *Ecological Indicators*, 56: 106–115.
- Pascual A., A. Cearreta, J. Rodríguez-Lázaro, A. Uriarte, 2004. Geology and palaeoceanography. In: Borja A. and Collins M (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography series 70, Elsevier, Amsterdam. pp 53-73.
- Revilla M., J. Franco, J. Bald, Á. Borja, A. Laza, S. Seoane, V. Valencia, 2009. Assessment of the phytoplankton ecological status in the Basque coast (northern Spain) according to the European Water Framework Directive. *Journal of Sea Research*, 61: 60–67.
- Revilla M., Á. Borja, A. Fontán, J. Franco, M. González, V. Valencia, 2010. A two-decade record of surface chlorophyll "a" and temperature in offshore waters of the Basque country (southeastern Bay of Biscay). *Revista de Investigación Marina*, 17(2): 13–20. <http://www.azti.es/rim>.
- Revilla M., Á. Borja, G. Chust, A. Fontán, J. Franco, M. González, S. Novoa, Y. Sagarminaga, V. Valencia, 2012. Estudio de la clorofila, elemento clave para la Estrategia Marina Europea y la Directiva Marco del Agua. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 102 pp.
- Revilla M., J.M. Garmendia, A. Uriarte, O. Solaun, I. Zorita, J. Franco, 2014. Eutrofización en el medio marino del País Vasco: influencia antrópica e impactos sobre el fitoplancton. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua. 120 pp.
- Revilla, M., J. Bald, M. Bustamante, I. Díez, J. Franco, J.M. Gorostiaga, J.M. Garmendia, A. Laza-Martínez, I. Menchaca, N. Muguerza, I. Muxika, E. Quintano, J.G. Rodríguez, J.I. Saiz-Salinas, J. Tajadura, I. Zorita, 2020. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Ondarroa. Año 2019. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 85 pp.
- Swan S.C., K. Davidson, 2012. Monitoring Programme for the Presence of Toxin Producing Plankton in Shellfish Production Areas in Scotland. Contract Reference: FS315019/PAU179E. Food Standards Agency, 70 pp.
- URA, 2012. Proyecto de Plan Hidrológico. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental 2010-2021. Ámbito de las Cuencas Internas del País Vasco, 376 pp.
- Utermöhl H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9:1-38.
- Valencia V., L. Motos, J. Urrutia, 1989. Estudio de la variación temporal de la hidrografía y el plancton en la zona nerítica frente a San Sebastián. *Informes Técnicos (Departamento de Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco)* 20: 1-81.
- Valencia V., J. Franco, Á. Borja, A. Fontán, 2004. Hydrography of the southeastern Bay of Biscay. In: Borja, A., Collins, M. (eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, vol. 70. Elsevier, Amsterdam, pp. 159–194.
- Van Dolah F.M., 2000. Marine algal toxins: Origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives*, 108: 133-141.

## 11 ANEXOS

### 11.1 Comunidades del fitoplancton

**Tabla 11.1.** Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L<sup>-1</sup>) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación OND\_AGUA\_01. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. CHLRO.: Chlorophyta; BACILL.: Bacillariophyta. OCHRO.: Ochrophyta; CRYPTO.: Cryptophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
CHLORO.	Prasinophyceae	<i>Pyramimonas</i> sp.	4248		8496	4248
		<i>Tetraselmis</i> sp.			33984	
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Bacteriastrium</i> sp.		380		
		<i>Cerataulina pelagica</i>		320	400	
		<i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i>	60		220	
		<i>Chaetoceros (Hyalochaete) spp.</i>	180			
		<i>Coscinodiscus</i> sp.	40			
		<i>Cylindrotheca closterium</i>		80		
		<i>Guinardia delicatula</i>	80			
		cf. <i>Haslea</i>		80		20
		<i>Lauderia annulata</i>	1280			
		<i>Leptocylindrus convexus</i>				1160
		<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>		120	440	
		<i>Licmophora</i> sp.	160	220		
		<i>Nitzschia longissima</i>		20	160	100
		PENNALES <=10 µm				708
		PENNALES 10-50 µm	7434	6372		3540
		<i>Proboscia alata</i>		20		
		<i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i>			1120	420
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm		1520		40
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm		80	40	160
		<i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>setigera</i>				80
<i>Rhizosolenia</i> spp.	160			20		
<i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm			220			
OCHRO.	Dictyochophyceae	<i>Dictyocha fibula</i>				20
		<i>Octactis speculum</i>	180			20
CRYPTO.	Cryptophyceae	CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm	20178			
		CRYPTOPHYCOPHYTA <5 µm		2124		8496
		<i>Plagioselmis</i> spp.	26550	31860	263376	9204
		<i>Teleaulax amphioxeia</i>	15930			
		<i>Teleaulax gracilis</i>	5310	14868	21240	
		<i>Teleaulax minuta</i>	1062			4956
		<i>Teleaulax</i> spp.	8496	4248		2124

**Tabla 11.1 (cont.).** Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L<sup>-1</sup>) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación OND\_AGUA\_01. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. DINO.: Dinophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
DINO.	Dinophyceae	<i>Alexandrium</i> sp.		40	60	
		<i>Amphidinium crassum</i>	20			
		<i>Azadinium caudatum</i> var. <i>caudatum</i>	40			
		DINOPHYCEAE (THECATA) <=20 µm				1416
		<i>Dinophysis acuminata</i>	20	60		
		<i>Dinophysis caudata</i>			80	
		<i>Goniodoma polyedricum</i>			40	
		GYMNODINIALES <=20 µm	7434	2124	31860	10620
		<i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i>	1062	29736	2124	4956
		<i>Gyrodinium</i> sp. <=20 µm			1062	
		<i>Gyrodinium</i> sp. 20-50 µm		60	20	
		<i>Gyrodinium</i> sp. >50 µm		20		80
		<i>Heterocapsa</i> sp.	15930		2124	1416
		<i>Karenia</i> sp.			20	
		<i>Katodinium</i> sp.	40	400		
		<i>Kryptoperidinium triquetrum</i>			20	
		<i>Lessardia elongata</i>			20	
		<i>Mesoporos perforatus</i>			60	40
		<i>Ostreopsis</i> spp. ( <i>siamensis/ovata</i> )				40
		<i>Oxytoxum gracile</i>			20	
		<i>Oxytoxum laticeps</i>			120	
		<i>Oxytoxum sceptrum</i>				20
		<i>Oxytoxum scolopax</i>	20			
		<i>Phalacroma rotundatum</i>		60	20	20
		<i>Prorocentrum compressum</i>				20
		<i>Prorocentrum cordatum</i>		40		
		<i>Prorocentrum micans</i>		100	100	
		<i>Prorocentrum triestinum</i>			20	
		<i>Protooperidinium curtipes</i>		60		
		<i>Protooperidinium divergens</i>			20	
		<i>Protooperidinium steinii</i>		80	20	
		<i>Protooperidinium</i> sp.			20	
		<i>Scrippsiella</i> group		20		
		<i>Torodinium</i> sp.		60		
		<i>Tripos candelabrus</i>	20			
		<i>Tripos furca</i>	20	60	60	
		<i>Tripos fusus</i>		760	20	
		<i>Tripos horridus</i>			40	

**Tabla 11.1 (cont.).** Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L<sup>-1</sup>) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación OND\_AGUA\_01. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. EUGLEN.: Euglenophyta; HAPTO.: Haptophyta;

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
EUGLEN.	Euglenophyceae	<i>Eutreptiella eupharyngea</i>			20	
		<i>Rapaza viridis</i>	20		40	
HAPTO.	Prymnesiophyceae	<i>Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis</i>	8496	23364	21240	2832
		<i>Chrysochromulina lanceolata</i>			200	
OTROS	Autótrofos/heter.	Formas sin identificar (<=10 µm)	10620	33984	8496	9204
	Ciliados autótrofos	<i>Mesodinium rubrum</i> complex	280	440	12744	60
	Nano. heterótrofos	<i>Leucocryptos</i> spp.	1062	1062	2124	708