

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



Informe Final
para



Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa
Consortio de Aguas Bilbao Bizkaia

Pasaia, 22 de junio de 2022

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

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

Revilla, M., A. Fontán, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, A. Laza-Martínez, I. Menchaca, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, 2022. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Gorniz. Año 2021. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 131 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, Iratxe Menchaca, Joxe Mikel Garmendia 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, Iñigo Muxika, J. Germán Rodríguez e Izaskun Zorita), como analistas (Ainhoa Arévalo, Beatriz Beldarrain, Jon Berregi, Luis Cuesta, Maite Cuesta, Goretti García, Deniz Kukul, Marivi Lucero, M^a Inmaculada Martín y Naiara Serrano) y personal de muestreo (Gaizka Bidegain, Ekaitz Erauskin, Lander Larrañaga, Jon Uskola e Iker Urtizbera).

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.

La identificación y recuento de las comunidades bentónicas se llevaron a cabo en AZTI y en INSUB (Sociedad Cultural de Investigación Submarina, de Donostia).

Finalmente, queremos destacar la colaboración ofrecida por el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia en lo relativo a la entrega de datos y en la organización general de este trabajo. Cabe mencionar en concreto al Laboratorio de Saneamiento (EDAR Galindo), por la realización de las analíticas de las muestras de sedimento.

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	19
4.2.1 Variables medidas “in situ” mediante CTD	19
4.2.2 Variables medidas en laboratorio	20
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”	32
4.5.4 Condiciones ópticas	34
4.5.5 Nutrientes inorgánicos disueltos y carbono orgánico total	36
4.5.6 Estado de calidad fisicoquímica	39
4.6 Discusión	43
5. COMUNIDADES DEL FITOPLANCTON	49
5.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	49
5.2 Métodos analíticos	49
5.3 Metodología para la evaluación de la calidad del fitoplancton	50
5.4 Resultados	51
5.4.1 Composición y abundancia del fitoplancton	51
5.4.2 Floraciones fitoplanctónicas y algas potencialmente tóxicas	53
5.4.3 Estado de calidad del fitoplancton	54
5.4.4 Evolución temporal de las comunidades	54
5.5 Discusión	56
6. SEDIMENTOS	63
6.1 Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	63
6.2 Métodos analíticos	65
6.3 Resultados	65
6.3.1 Granulometría	65
6.3.2 Potencial redox y demanda química de oxígeno (materia orgánica)	67

6.3.3	Nitrógeno total	68
6.4	Discusión	69
7.	COMUNIDADES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO	73
7.1	Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	73
7.2	Métodos analíticos	73
7.3	Metodología para la evaluación de la calidad del bentos blando	74
7.4	Resultados	76
7.4.1	Taxonomía y parámetros estructurales	76
7.4.2	Índices de calidad AMBI y M-AMBI	82
7.4.3	Evolución temporal de las comunidades	83
7.4.4	Evolución temporal de los índices de calidad	85
7.5	Discusión	90
8.	DISCUSIÓN GENERAL	93
9.	CONCLUSIONES	101
10.	BIBLIOGRAFÍA	103
11.	ANEXOS	111
11.1	Variables fisicoquímicas de la columna de agua	111
11.2	Comunidades del fitoplancton	118
11.3	Comunidades del bentos de sustrato blando	127

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 Gorliz, el efluente de agua depurada se vierte directamente al mar a través de un emisario submarino.

Con fecha 30 de septiembre de 2013, la Dirección General de URA resuelve convalidar como fecha en la que la autorización de vertido produce plenos efectos jurídicos el día 11 de abril de 2013 (VTM-B-2012-0029/ 5-7/V/B). Esta autorización tiene en su condicionado la remisión anual del estudio de evaluación de los efectos del vertido sobre 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 elaboró una propuesta de trabajo para el “Plan de vigilancia del medio receptor de los vertidos de la EDAR de GORLIZ. Año 2013”. Dicha propuesta recogía el alcance, objetivos, tareas, cronograma y presupuesto, de acuerdo con los requerimientos y especificaciones planteados en las citadas reuniones.

Teniendo en cuenta una serie de consideraciones y comentarios realizados por URA en 2013, sobre las propuestas aportadas por el CABB para los planes de vigilancia, AZTI realizó el estudio de evaluación del medio receptor de la EDAR de Gorliz correspondiente a la anualidad 2013, que fue entregado al CABB con fecha 27 de mayo de 2014. Las recomendaciones de URA se han tenido en cuenta para la realización de los planes de vigilancia de los años siguientes.

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 Gorliz 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).

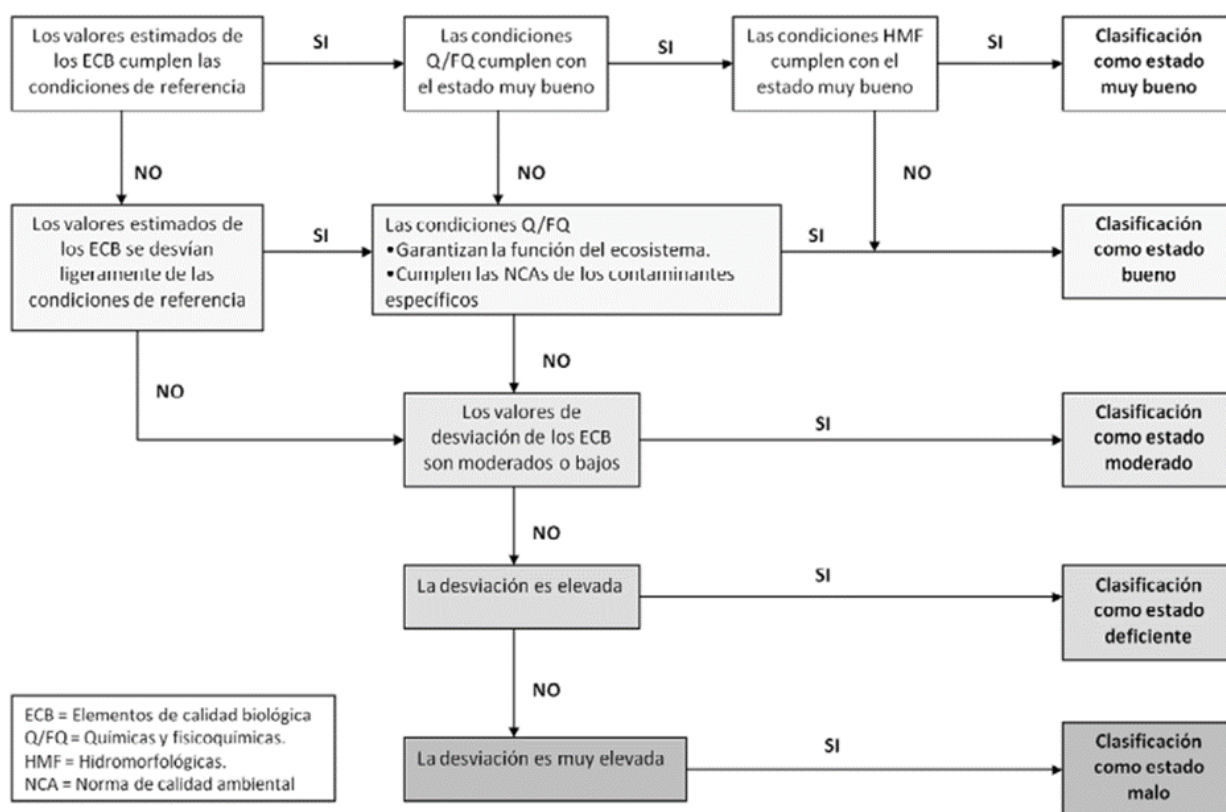


Figura 2.1. Proceso de calificación del Estado Ecológico, basado en la DMA (tomado de Borja *et al.*, 2022).

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 blando y de sustrato duro. Las características generales del sedimento se han utilizado como apoyo a la interpretación de los resultados de las comunidades del bentos blando.

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 en 2021 para dar respuesta a los requerimientos del plan de vigilancia y control del vertido de la EDAR de Gorniz en el medio receptor, correspondiente al expediente de autorización del vertido de la EDAR. Dicho plan de vigilancia se enmarca en la resolución del Viceconsejero de Medio Ambiente del Gobierno Vasco de 27 de octubre de 2008, por la que se formula la Declaración de Impacto Ambiental con carácter favorable y se establecen las medidas protectoras y correctoras y el Programa de Vigilancia Ambiental.

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").
3. Los sedimentos: granulometría, potencial redox, materia orgánica y nitrógeno total.
4. Los macroinvertebrados bentónicos que habitan los sedimentos: composición taxonómica y parámetros estructurales. Valoración del estado actual (indicador de calidad M-AMBI).

4. COLUMNA DE AGUA

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

La toma de muestras y las medidas “in situ” las lleva a cabo el personal de AZTI, a bordo de embarcación neumática, en diez estaciones situadas en el entorno de la EDAR. El tiempo empleado en completar el muestreo de todos los puntos es de algo menos de una hora. Los muestreos se realizan siempre por la mañana (Tabla 4.1).

En la Figura 4.1 se indican, sobre una fotografía aérea, la disposición de las estaciones de muestreo en el entorno del emisario de Gorniz. Se realizan tres transectos radiales desde el emisario, cuya orientación es NE, NW y SW, respectivamente.

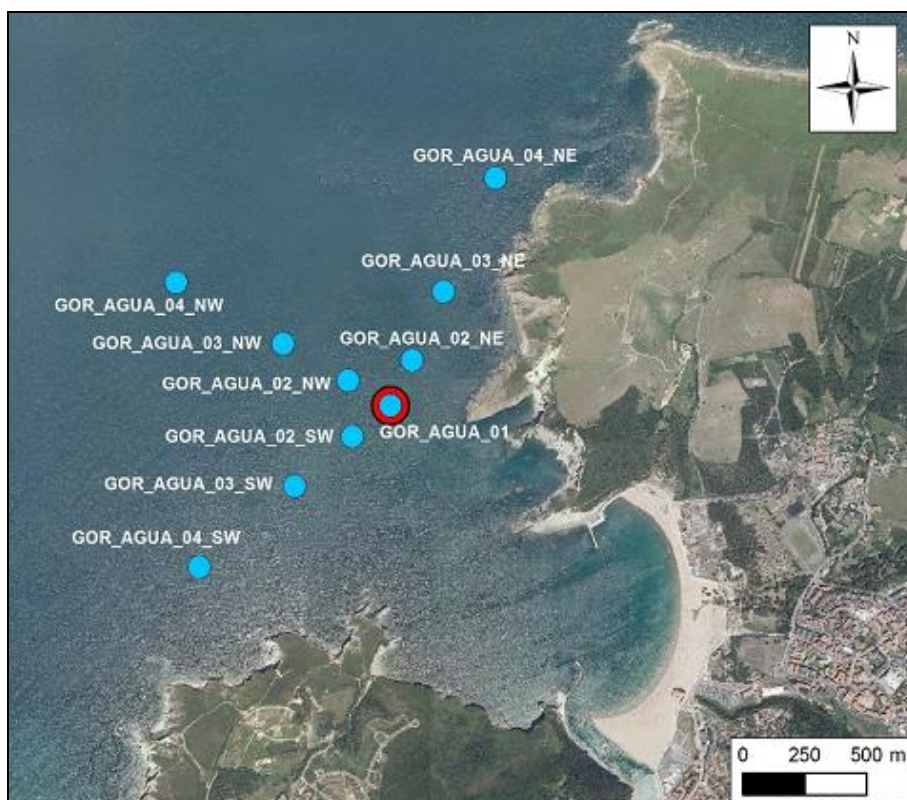


Figura 4.1. Estaciones de muestreo de aguas en el entorno de los vertidos de la EDAR de Gorniz. El punto de vertido se señala con círculo rojo.

El punto de muestreo más cercano al emisario se sitúa encima de éste (GOR_AGUA_01); el resto se sitúan a unos 200 m (estaciones "02"), 500 m (estaciones "03") y 1000 m (estaciones "04"). Las coordenadas de estos puntos se muestran en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Estaciones de muestreo de aguas en el entorno de los vertidos de la EDAR de Gorliz. 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
GOR_AGUA_01	0	-	503 304	4 807 734
GOR_AGUA_02_NE	200	NE	503 390	4 807 914
GOR_AGUA_03_NE	500	NE	503 518	4 808 188
GOR_AGUA_04_NE	1000	NE	503 727	4 808 639
GOR_AGUA_02_NW	200	NW	503 132	4 807 834
GOR_AGUA_03_NW	500	NW	502 870	4 807 981
GOR_AGUA_04_NW	1000	NW	502 438	4 808 225
GOR_AGUA_02_SW	200	SW	503 150	4 807 612
GOR_AGUA_03_SW	500	SW	502 917	4 807 415
GOR_AGUA_04_SW	1000	SW	502 532	4 807 094

La profundidad de la columna de agua en la zona de estudio varía entre 6 y 33 m (pueden producirse pequeñas variaciones en función de la marea). La profundidad en la estación situada sobre el emisario ("01") oscila entre 17 y 21 m. En los radiales NE y SW varía entre 6 y 23 m, siendo entre estas estaciones las más someras las situadas a mayor distancia del vertido ("04"). Por el contrario, las estaciones del radial NW son las de mayor profundidad (20-32 m).

En cada estación se registra la profundidad de visión del disco de Secchi y se realizan perfiles verticales con CTD con los que se obtiene para cada metro los valores 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.

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 (Tabla 4.2). 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 $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, se aseguran 4 datos de cada parámetro para cada metro de la columna de agua, lo que supone una resolución vertical inferior al metro.

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 ⁻¹	0,004 USP
pH	SBE 25-01 Sealogger	---	0,01 u
O ₂ disuelto	SBE 25-01 Sealogger	---	0,03 ml·L ⁻¹
Fluorescencia (clorofila)	Sea -Tech	0,001 U.A.F.	0,02 µg·L ⁻¹
Transmitancia	Sea -Tech (25 cm)	0,01%	0,1%

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

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 transmisómetro 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.

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 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)
Amonio	1,6	0,029
Nitrato	1,6	0,099
Fosfato	0,16	0,015
^(*) Silicato	1,6	0,147
^(*) Nitrito	0,4	0,018

^(*) 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 CO₂ 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 (Pt-Al₂O₃) 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 zona fótica el fitoplancton puede mantenerse vivo y dar lugar a nueva biomasa, mientras que la clorofila que se detecta por debajo de la zona fótica deriva de células que no son productivas.

Para calcular la profundidad de la zona 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). Este 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.

Por otra parte, en el Anexo 11.1 del informe se puede encontrar la representación de los diez puntos de muestreo individualmente para ver en detalle los niveles de las variables de la estación más cercana al vertido en comparación con las otras.

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).

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 ⁻¹	≤2,4	≤6,7
		Nitrato	μmol·L ⁻¹	≤3,2	≤12,9
		Fosfato	μmol·L ⁻¹	≤0,23	≤0,65

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.

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.

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.

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).

Cabe señalar que en otoño llovió de forma casi continua durante tres semanas, entre el 21 de noviembre y el 11 de diciembre, lo que originó fuertes riadas y plumas costeras. La última campaña del año se había realizado antes, el día 11 de noviembre, por lo que no se vio afectada por estos temporales.

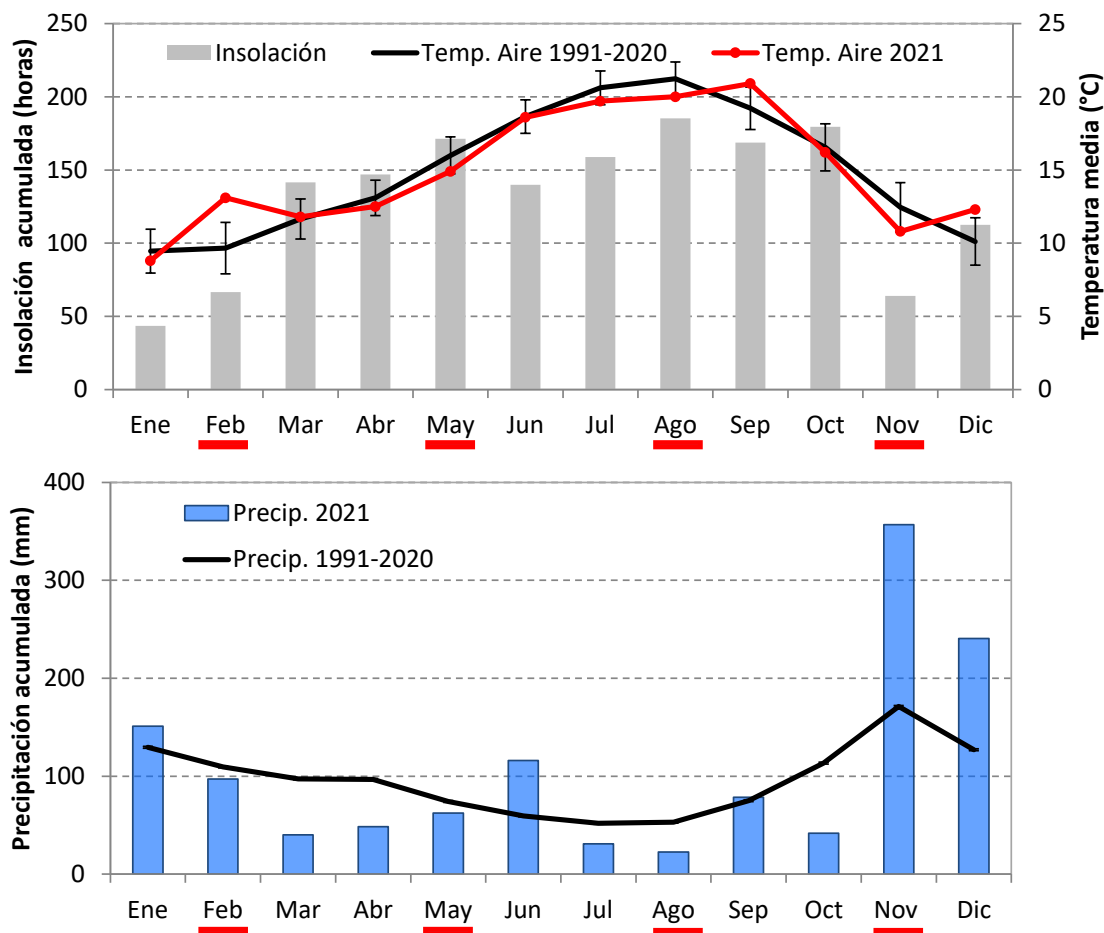


Figura 4.2. Insolación (horas sin nubosidad), temperatura del aire y precipitación mensual entre enero y diciembre de 2021. Se indica también el promedio de largo plazo 1991-2020 (línea negra). Los meses durante los cuales se realizaron campañas de muestreo de aguas y fitoplancton se subrayan en rojo.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

El río más cercano a la zona de vertido de la EDAR de Gorniz es el Butroe. Para conocer la importancia relativa que tuvieron los aportes fluviales en esta zona costera en cada una de las campañas, se ha hecho uso de los datos de la estación de aforo de Mungia. También se han tratado los datos de algunas variables atmosféricas medidas en la costa de Bizkaia durante los cinco días más próximos a los muestreos.

Como puede verse en la Tabla 4.5, entre los muestreos de aguas realizados en 2021, el de febrero se caracterizó por las condiciones de mayor precipitación y descarga fluvial. El caudal del Butroe en los días cercanos a esta campaña de invierno fue similar a la media anual citada por Valencia *et al.* (2004) para este río: $4,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

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 ⁻¹)	5,3	2,4	2,3	1,7
* Precipitación (mm)	29,6	1,4	1,4	1,2
† Caudal (m ³ ·s ⁻¹)	4,7	0,3	0,2	0,9

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

(†) Río Butroe (Mungia). Datos proporcionados por URA.

El caudal del Butroe durante las campañas realizadas en mayo, agosto y noviembre fue mucho más bajo que la media anual histórica de este río señalada por Valencia *et al.* (2004) (Tabla 4.5). De igual forma, las precipitaciones fueron escasas durante dichas campañas.

Aunque los valores más altos de insolación y temperatura del aire correspondieron a las campañas de primavera y verano, cabe destacar la temperatura relativamente alta del muestreo de invierno (Tabla 4.5).

4.5.2 Temperatura, pH y salinidad

En cuanto a la **temperatura del agua** en el entorno del emisario, su rango de variación entre 2013 y 2021 abarcó desde 11,3 hasta 22,0 °C (considerando los datos de todas las estaciones de muestreo, tanto de superficie como de fondo). El máximo de la serie se midió en agosto de 2020. En 2021 los datos se encontraron en el rango de años previos.

En la Figura 4.3 se muestra la evolución temporal de la temperatura como promedio de las diez estaciones de muestreo, para cada nivel de profundidad por separado. La variabilidad anual fue muy marcada, especialmente en superficie. Así, de acuerdo con un ciclo estacional típico, se midieron los valores mínimos en invierno y los máximos en verano.

En cuanto a la **estratificación térmica**, teniendo en cuenta los valores promediados espacialmente, en 2021 fue prácticamente inapreciable. En la serie temporal se ha visto con bastante frecuencia estratificación en verano y, en ocasiones, en primavera. En invierno y en otoño la temperatura ha sido muy similar entre superficie y fondo (Figura 4.3).

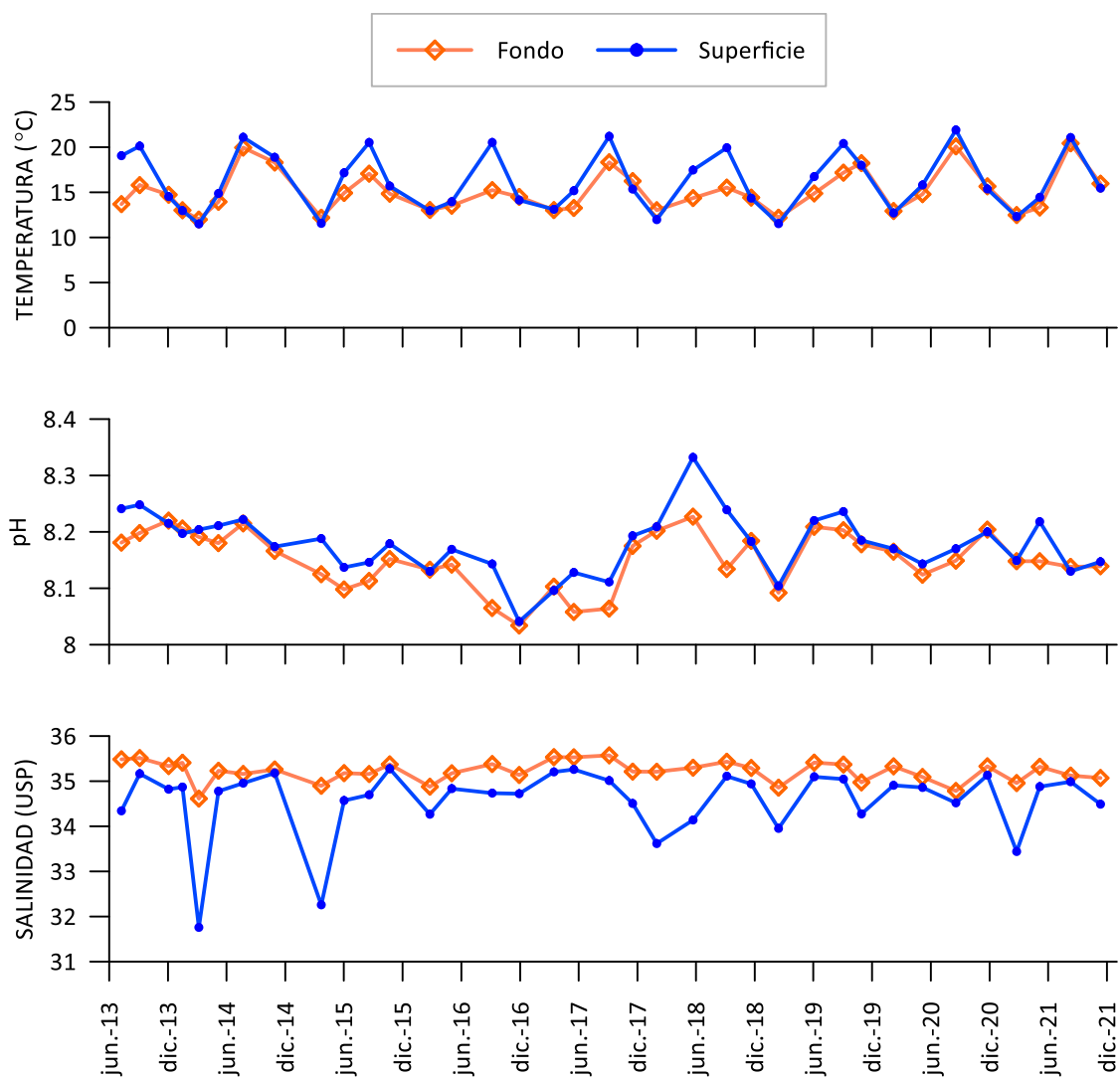


Figura 4.3. Evolución temporal del valor medio de temperatura, pH y salinidad de las diez estaciones de muestreo situadas en el entorno del vertido, en superficie y fondo.

En lo que se refiere al **pH**, su rango de variación en el conjunto de los datos fue muy estrecho (desde 8,01 hasta 8,37). En 2021 se situó en el rango de años previos.

En la Figura 4.3 se muestra la variación del pH a lo largo de las campañas realizadas desde 2013, tras promediar los datos de las diez estaciones de muestreo.

Para el pH no se pudo apreciar un ciclo estacional (Figura 4.3). Sin embargo, cabe destacar la campaña de primavera de 2018, por presentar el valor medio más alto de la serie en las aguas de superficie, dado que en todas las estaciones fue cercano a 8,3. Esto posiblemente se debió a una intensa actividad fotosintética. De hecho, la abundancia celular del fitoplancton en las cercanías del emisario presentó los valores más altos en mayo y, una semana antes, se habían observado floraciones fitoplanctónicas también en otras zonas de la costa vasca.

En cuanto a las diferencias entre profundidades, el pH en superficie tendió a ser mayor que en fondo en las campañas de primavera y verano (Figura 4.3).

Respecto a la **salinidad**, en el total de los datos tomados desde 2013 (superficie y fondo) su rango estuvo entre 30,4 y 35,7 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 diez estaciones de muestreo. En las aguas de fondo su variación fue muy leve, oscilando alrededor de 35 USP. Sin embargo, las aguas de superficie mostraron descensos de salinidad muy acusados en algunos inviernos (especialmente en 2014 y 2015, cuando el promedio de la zona de muestreo estuvo en torno a 32 USP); esto sucedió tras épocas de abundantes lluvias, lo cual refleja la influencia de las plumas fluviales en esta zona de la costa.

En cuanto a la estratificación salina, como puede verse en la Figura 4.3, se apreciaron valores de salinidad más bajos en las aguas de superficie respecto a las de fondo a lo largo de toda la serie. Las diferencias más marcadas correspondieron a las campañas de invierno de 2014 y 2015. En cuanto a 2021, las condiciones de estratificación más notables correspondieron también al invierno.

El **porcentaje de agua dulce** estimado en este último plan de vigilancia para cada estación y profundidad de muestreo se presenta en la Tabla 4.6. Hubo un rango de variación amplio (<1%–12%), siendo las muestras de superficie en febrero las que presentaron mayor variabilidad. En el resto los valores oscilaron entre menos de 1% y 4%.

El porcentaje de agua dulce de algunas estaciones durante la campaña de invierno de 2021 está entre los más altos de la serie temporal (el máximo hasta ahora ha sido 15%, registrado en marzo de 2014 en la estación GOR_AGUA_04_NE).

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

Código estación	Profundidad	23-Feb, 2021	6-May, 2021	10-Ago, 2021	11-Nov, 2021
GOR_AGUA_01	S	11	2	2	4
GOR_AGUA_02_NE	S	6	2	2	3
GOR_AGUA_03_NE	S	2	2	2	3
GOR_AGUA_04_NE	S	2	2	2	2
GOR_AGUA_02_NW	S	12	3	2	4
GOR_AGUA_03_NW	S	9	3	2	3
GOR_AGUA_04_NW	S	5	2	2	3
GOR_AGUA_02_SW	S	7	1	2	3
GOR_AGUA_03_SW	S	5	2	2	3
GOR_AGUA_04_SW	S	2	2	2	3
GOR_AGUA_01	F	2	1	1	1
GOR_AGUA_02_NE	F	2	1	1	1
GOR_AGUA_03_NE	F	2	1	1	2
GOR_AGUA_04_NE	F	2	1	1	2
GOR_AGUA_02_NW	F	2	1	1	1
GOR_AGUA_03_NW	F	2	1	1	1
GOR_AGUA_04_NW	F	1	<1	1	1
GOR_AGUA_02_SW	F	2	1	1	1
GOR_AGUA_03_SW	F	2	1	1	1
GOR_AGUA_04_SW	F	2	1	2	2

Aunque la estación más cercana al emisario (GOR_AGUA_01) no suele presentar un porcentaje de agua dulce mayor que el resto de las estaciones, en febrero de 2021 sí se pudo observar un fuerte gradiente de dilución desde la zona donde ésta se encuentra situada (Tabla 4.6). En dicha campaña la descarga de agua dulce afectó sobre todo al radial NW, en esa dirección la estación situada a 200 m presentó un contenido algo mayor incluso que la situada sobre el punto de vertido. En las aguas de superficie las condiciones se normalizaron a partir de unos 500–1000 m de distancia aproximadamente (estaciones “03”, “04”). En las aguas de fondo no se percibió un gradiente de dilución.

En el Anexo 11.1 se muestran en detalle los datos de las variables del agua para cada estación de muestreo. En febrero de 2021 la temperatura y el pH no mostraron diferencias espaciales, al contrario que la salinidad. De hecho, durante la campaña de invierno los aportes de agua dulce solo afectaron a la turbidez, los sólidos en suspensión y el nitrato de las aguas de superficie (Figura 11.4; Figura 11.5).

4.5.3 Oxígeno y clorofila “a”

La **concentración de oxígeno disuelto** varió entre 6,5 y 9,5 mg L⁻¹, teniendo en cuenta el total de los datos recopilados desde 2013 (superficie y fondo). Los valores de 2021 se situaron dentro del rango de los años previos.

En la Figura 4.4 se presenta la evolución temporal de la concentración de oxígeno disuelto como promedio de las diez estaciones de muestreo. Aunque no se puede percibir un ciclo anual muy marcado, se midieron generalmente valores más altos en invierno y primavera, y más bajos en verano. En la mayoría de las campañas las aguas de superficie mostraron concentraciones similares o levemente mayores que las de fondo.

La **saturación de oxígeno** en el conjunto de los datos tomados desde 2013 en las aguas de superficie y fondo fluctuó entre 80 y 118%. En 2021 las medidas se situaron dentro del rango de los años precedentes.

En toda la serie de datos de saturación de oxígeno ha habido muy pocos casos por debajo del límite considerado como objetivo de calidad (85%): dos de ellos en superficie (campañas de invierno 2015 y 2019) y otros dos en fondo (verano 2016). Teniendo en cuenta que el objetivo de calidad se aplica a las aguas de superficie sobre el promedio de seis años de datos, dicho objetivo se lleva cumpliendo hasta ahora.

En cuanto a la concentración de **clorofila “a”**, su rango en el total de los datos medidos desde 2013 fue entre valores inferiores al límite de cuantificación (LC) (<0,05 µg L⁻¹) y 4,30 µg L⁻¹. Se trata de valores normales para la zona costera del País Vasco. Los valores de 2021 se situaron en la parte inferior de ese rango.

En la Figura 4.4 se presenta la evolución temporal de la concentración de clorofila promediada para las diez estaciones de muestreo. No es posible establecer ciclos estacionales, ya que se han dado picos de manera esporádica en cualquier época del año. El valor medio más alto correspondió a la campaña de verano de 2018, en fondo (1,85 µg L⁻¹). Por el contrario, en otoño de 2018 se observaron valores mínimos a lo largo de todos los puntos de muestreo (tanto en superficie como en fondo). A partir de entonces las concentraciones se han mantenido muy bajas, especialmente durante 2020 y 2021 en las aguas de superficie.

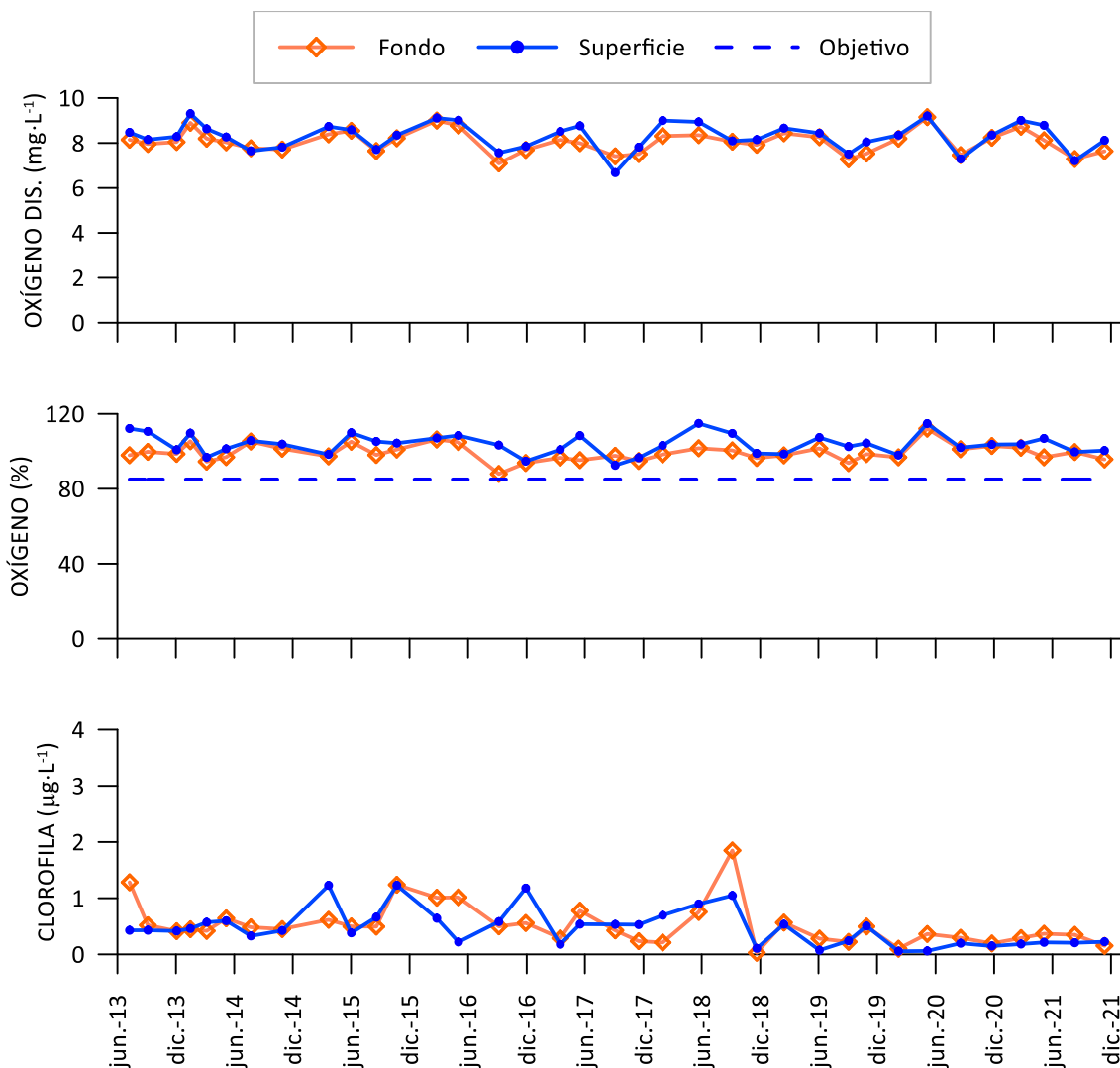


Figura 4.4. Evolución temporal del valor medio de la concentración de oxígeno disuelto, de la saturación de oxígeno y de la concentración de clorofila determinada *in situ* en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados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

Por otra parte, no se detectó ningún patrón espacial en la concentración de oxígeno disuelto, en la saturación de oxígeno o en la concentración de clorofila “a” con la distancia respecto al punto de vertido o con la orientación radial de las estaciones (Anexo 11.1).

4.5.4 Condiciones ópticas

Desde el inicio del estudio en 2013 la **turbidez** varió en un rango de 0,01 a 52,80 NTU (considerando todas las muestras, sin realizar promedios). Las medidas realizadas en 2021 se situaron dentro del rango de los años previos. Hay que señalar que desde 2019 predominan valores muy bajos, así en los últimos tres años el 93% han sido inferiores a 1 NTU, mientras que en los años anteriores (2013-2018) lo fueron el 54%.

A lo largo de la serie temporal se observaron algunos picos de turbidez por encima de 5 NTU, concretamente en 40 muestras de 720 analizadas hasta ahora. La mayoría de estos casos correspondieron a campañas de invierno (80%) y el resto a primavera u otoño.

El hecho de haber encontrado la mayoría de los picos de turbidez en invierno indica que existe una influencia natural relacionada con las riadas y/o la turbulencia debida al oleaje, procesos que son más frecuentes en esa época del año. De hecho, en la Figura 4.5 se aprecia este ciclo, aunque en los últimos años ha sido más leve.

En cuanto a la variabilidad de la turbidez entre superficie y fondo, con los valores promediados para todo el área de estudio las diferencias entre los dos niveles suelen ser muy pequeñas (Figura 4.5). No obstante, el valor medio más elevado hasta la fecha se ha observado en superficie (marzo de 2016).

La concentración de **sólidos en suspensión**, tomando cada uno de los datos de la serie histórica, varió entre 1,1 y 26,7 mg·L⁻¹. El máximo se registró en invierno de 2021 en las aguas de superficie de la estación GOR_AGUA_02_NW, la que también tenía el mayor contenido de agua dulce (Tabla 4.6). Todos los valores obtenidos desde 2013 estuvieron por debajo del límite entre los estados 'Bueno' y 'Moderado' (40 mg·L⁻¹), establecido por CHC y URA (2016) para las aguas costeras del País Vasco. Aunque actualmente las variables ópticas han dejado de tenerse en cuenta para evaluar el cumplimiento de objetivos ambientales (CHC y URA, 2021), los umbrales previamente utilizados podrían servir como aproximación para detectar presiones que afectaran a la disponibilidad de luz en los ecosistemas acuáticos.

Respecto a patrones estacionales y tendencias a largo plazo en la concentración de sólidos, con un patrón de dientes de sierra se hace difícil establecerlos. Ocurre lo mismo con la variabilidad en el eje vertical, solo de manera esporádica fue posible percibir ciertas diferencias, pero sin un patrón determinado ya que en algunas campañas las aguas con mayor carga de sólidos fueron las de superficie, y en otras las de fondo (Figura 4.5).

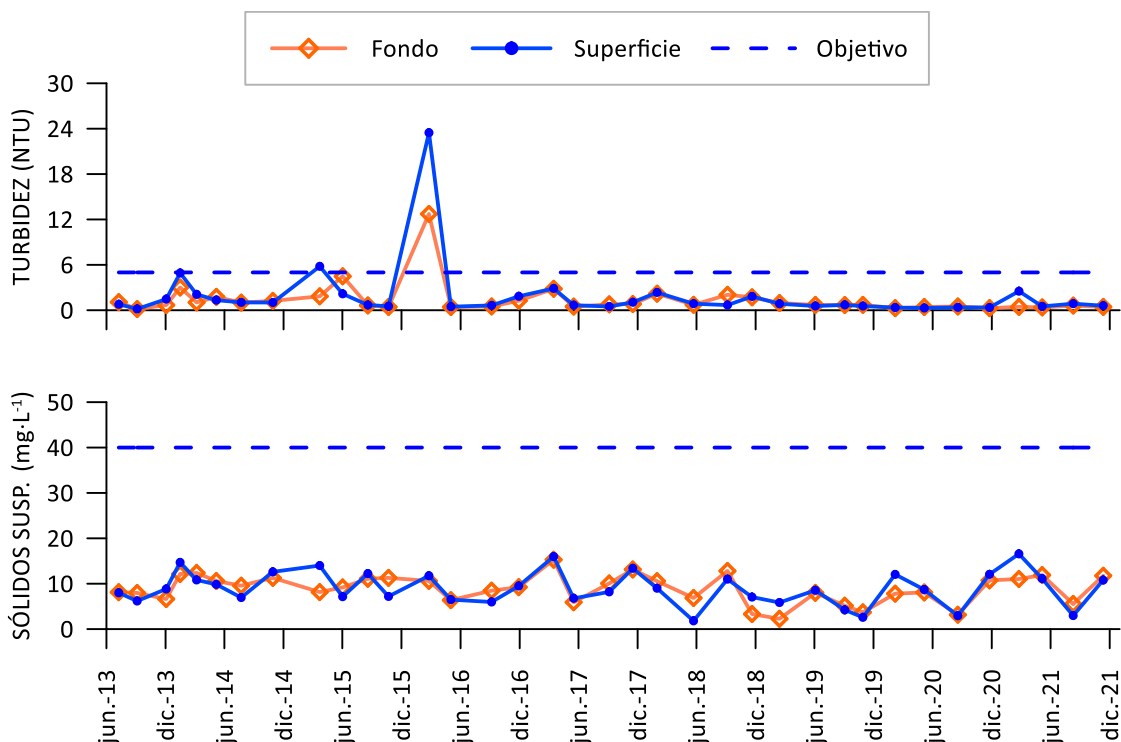


Figura 4.5. Evolución temporal del valor medio de la turbidez y de la concentración de sólidos en suspensión en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica, de manera orientativa, el límite entre los estados Moderado y Bueno (CHC y URA, 2016), aunque para estas variables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

En el Anexo 11.1 se presentan los datos de turbidez y sólidos en suspensión por cada estación de muestreo. No se observa de manera sistemática un efecto de la distancia ni de la orientación respecto al punto de vertido.

En cuanto a la **transparencia del agua**, la profundidad de visión del disco de Secchi a lo largo de la serie temporal varió entre 1 y 14 m. El mínimo se registró en varias campañas de invierno (2014, 2015 y 2021). El máximo se registró en mayo de 2021, superando el anterior de 13 m (medido en verano de 2013 y en algunas campañas más a lo largo de 2020).

En algunos casos la profundidad de visión del disco llegó al fondo de la columna de agua y, por tanto, el valor medido probablemente subestimase el valor real (por esa razón no se ha calculado el promedio de la zona y, por tanto, no se presenta una figura similar a la del resto de las variables del agua).

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) abarcó aproximadamente el 100% de la profundidad de la columna de agua en todas las estaciones y muestreos realizados a lo largo de 2021.

4.5.5 Nutrientes inorgánicos disueltos y carbono orgánico total

En el conjunto de las muestras analizadas desde 2013 (superficie y fondo) la concentración de **nitrito** osciló entre valores inferiores al LC ($<1,6 \mu\text{mol L}^{-1}$) y un máximo de $15,6 \mu\text{mol L}^{-1}$. En 2021 se situó en el rango de los años precedentes.

En la Figura 4.6 se muestra, para diferentes nutrientes, las concentraciones calculadas como promedio de los datos de las diez estaciones situadas en el entorno del emisario. A lo largo de la serie histórica el nitrato en aguas de superficie ha seguido un ciclo estacional caracterizado por máximos en invierno y mínimos en verano, y ocasionalmente también se han medido valores relativamente altos en otoño. En las aguas de fondo la variabilidad temporal ha sido bastante similar, pero con picos menos pronunciados.

La presencia de las concentraciones más altas de nitrato en las aguas de superficie indica que los aportes continentales han tenido una gran influencia en el área de estudio. Además, la estacionalidad observada en los picos, tanto en superficie como en fondo, indica una dinámica asociada a las descargas fluviales, así como a la mezcla de la columna de agua, en épocas de inestabilidad atmosférica.

El objetivo de calidad para el nitrato consiste en no superar $12,9 \mu\text{mol L}^{-1}$, valor umbral entre el estado 'Bueno' y 'Moderado' (CHC y URA, 2021). Como puede verse la Figura 11.5 del Anexo, solo de manera muy ocasional se han medido concentraciones superiores a este límite. Además, la magnitud de los picos se ha moderado con el tiempo, sobre todo en las aguas de superficie. Como consecuencia de ello, en los últimos años las diferencias entre las concentraciones de superficie y las de fondo han sido muy leves (Figura 4.6). Como se verá más adelante, también parece haber descendido el fosfato durante los últimos años, a partir de 2019.

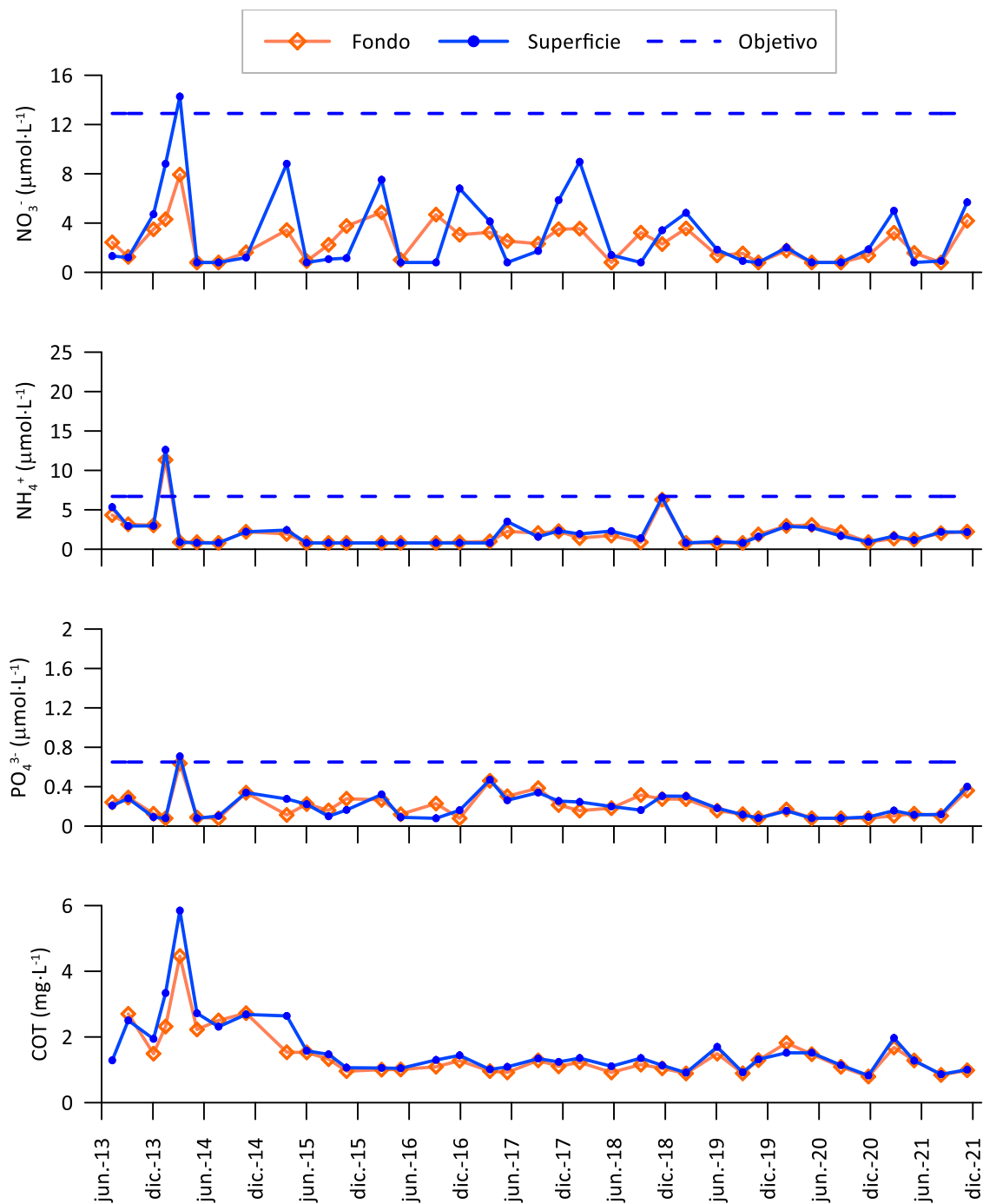


Figura 4.6. Evolución temporal del valor medio de la concentración de nitrato, amonio, fosfato y carbono orgánico total en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados Moderado y Bueno) para los nutrientes en aguas de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

La concentración de **amonio** desde 2013 osciló entre valores inferiores al LC ($<1,6 \mu\text{mol L}^{-1}$) y $18,8 \mu\text{mol L}^{-1}$. Los valores registrados en 2021 entraron en el rango de años precedentes. Como puede verse en la Figura 11.5 del Anexo, a lo largo de la serie fue frecuente encontrar concentraciones de amonio muy bajas, aunque otras superaron el objetivo de calidad de $6,7 \mu\text{mol L}^{-1}$ (CHC y URA, 2021). Los valores más altos se midieron en enero de 2014. También hubo picos que superaron el umbral en mayo de 2017 (una sola muestra) y en noviembre de 2018. Hay que señalar que en otoño de 2018 se observaron concentraciones similarmente altas de amonio a lo largo de toda la costa del País Vasco (Borja *et al.*, 2019), con lo cual, esos últimos picos no se pueden achacar al vertido del emisario.

Teniendo en cuenta el promedio de las diez estaciones del entorno de la EDAR, no se aprecia una tendencia a largo plazo para el amonio, ni tampoco un ciclo estacional (Figura 4.6).

La concentración de **fosfato**, en el total de las muestras desde el inicio del estudio, varió entre valores inferiores al LC ($<0,16 \mu\text{mol L}^{-1}$) y $0,85 \mu\text{mol L}^{-1}$. En 2021 los valores de fosfato se situaron dentro del rango de la serie histórica. El valor umbral entre el estado 'Bueno' y 'Moderado' para el fosfato es $0,65 \mu\text{mol L}^{-1}$ (CHC y URA, 2021). Solo en dos campañas se han medido concentraciones por encima de dicho umbral: marzo de 2014 y septiembre de 2017 (en esta última, en una sola muestra). Además, desde 2019 muchas de las estaciones presentan valores mínimos, cercanos al LC, como puede verse en la Figura 11.6 del Anexo.

Si se considera el promedio con las diez estaciones de muestreo, los picos del fosfato resultan algo más suavizados que si se considera cada muestra individualmente y solo se percibe la superación del umbral en marzo de 2014 (Figura 4.6). En cuanto a la variación del fosfato con la profundidad, las diferencias entre superficie y fondo para el valor medio de la zona no han sido muy acusadas. Esta homogeneidad vertical también se observa en el amonio (no así en el nitrato hasta 2019).

La concentración de **carbono orgánico total**, considerando el total de las muestras recogidas desde 2013, osciló en un rango de $0,3$ a $6,4 \text{ mg L}^{-1}$. En 2021 los valores de COT se situaron dentro del rango de los años precedentes.

En la Figura 4.6 se muestra el promedio de la concentración de COT de las diez estaciones calculado para cada campaña. La tendencia de descenso observada en los primeros años es común a otras zonas de la costa vasca (PVA de Ondarroa, Lekeitio y Bakio) y puede achacarse a un cambio en el equipo de análisis a finales de 2015.

Como puede verse en el Anexo 11.1, respecto a la variabilidad entre estaciones de muestreo para los nutrientes y el COT, con la distancia al vertido no se observa ningún patrón mantenido en el tiempo, ni tampoco parece que influya la orientación del radial. Únicamente para el fosfato en superficie los máximos se ven desde hace unos años con más frecuencia en la estación cercana al vertido (Figura 11.6). Aunque, no es debido a que haya aumentado su concentración en esta estación, sino a que ha descendido en el resto.

4.5.6 Estado de calidad fisicoquímica

Mediante el índice PCQI el estado fisicoquímico de las aguas de superficie se clasificó como 'Muy bueno' en la totalidad de las muestras del presente plan de vigilancia (Tabla 4.7). El EQR integrado anualmente fue muy similar entre las estaciones de muestreo, encontrándose entre 1,05 y 1,28. Por época del año, en invierno y otoño generalmente se midieron los valores más bajos.

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
GOR_AGUA_01	23-feb-21	1,05	Muy bueno
	6-may-21	1,34	Muy bueno
	10-ago-21	1,20	Muy bueno
	11-nov-21	1,05	Muy bueno
	Total	1,05	Muy bueno
GOR_AGUA_02_NE	23-feb-21	1,13	Muy bueno
	6-may-21	1,36	Muy bueno
	10-ago-21	1,30	Muy bueno
	11-nov-21	1,12	Muy bueno
	Total	1,13	Muy bueno
GOR_AGUA_03_NE	23-feb-21	1,34	Muy bueno
	6-may-21	1,44	Muy bueno
	10-ago-21	1,35	Muy bueno
	11-nov-21	1,09	Muy bueno
	Total	1,28	Muy bueno

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.

Tabla 4.7 (cont.). 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
GOR_AGUA_04_NE	23-feb-21	1,34	Muy bueno
	6-may-21	1,45	Muy bueno
	10-ago-21	1,34	Muy bueno
	11-nov-21	1,08	Muy bueno
	Total	1,24	Muy bueno
GOR_AGUA_02_NW	23-feb-21	1,06	Muy bueno
	6-may-21	1,37	Muy bueno
	10-ago-21	1,32	Muy bueno
	11-nov-21	1,05	Muy bueno
	Total	1,05	Muy bueno
GOR_AGUA_03_NW	23-feb-21	1,17	Muy bueno
	6-may-21	1,45	Muy bueno
	10-ago-21	1,34	Muy bueno
	11-nov-21	1,23	Muy bueno
	Total	1,21	Muy bueno
GOR_AGUA_04_NW	23-feb-21	1,17	Muy bueno
	6-may-21	1,45	Muy bueno
	10-ago-21	1,38	Muy bueno
	11-nov-21	1,13	Muy bueno
	Total	1,16	Muy bueno
GOR_AGUA_02_SW	23-feb-21	1,09	Muy bueno
	6-may-21	1,36	Muy bueno
	10-ago-21	1,31	Muy bueno
	11-nov-21	1,11	Muy bueno
	Total	1,10	Muy bueno
GOR_AGUA_03_SW	23-feb-21	1,20	Muy bueno
	6-may-21	1,45	Muy bueno
	10-ago-21	1,30	Muy bueno
	11-nov-21	1,23	Muy bueno
	Total	1,22	Muy bueno
GOR_AGUA_04_SW	23-feb-21	1,23	Muy bueno
	6-may-21	1,46	Muy bueno
	10-ago-21	1,34	Muy bueno
	11-nov-21	1,13	Muy bueno
	Total	1,21	Muy bueno

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	GOR_01	104	2,3	4,5	0,23	MB	MB	B	MB	B
		GOR_02_NE	103	2,0	3,4	0,21	MB	MB	B	MB	B
		GOR_03_NE	104	2,4	3,0	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_NE	103	2,1	3,0	0,21	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_02_NW	104	2,2	4,1	0,24	MB	MB	B	B	B
		GOR_03_NW	104	2,6	3,7	0,23	MB	B	B	MB	B
		GOR_04_NW	105	2,6	3,5	0,24	MB	B	B	B	B
		GOR_02_SW	104	2,6	4,0	0,24	MB	B	B	B	B
		GOR_03_SW	105	2,4	4,2	0,24	MB	MB	B	B	B
		GOR_04_SW	104	2,4	3,3	0,27	MB	MB	B	B	B
2019	2014-2019	GOR_01	103	1,4	4,1	0,25	MB	MB	B	B	B
		GOR_02_NE	103	1,4	3,1	0,21	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_NE	103	1,8	3,0	0,21	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_NE	102	1,4	2,9	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_02_NW	103	1,5	3,5	0,24	MB	MB	B	B	B
		GOR_03_NW	103	1,7	3,5	0,23	MB	MB	B	MB	B
		GOR_04_NW	104	1,5	3,3	0,24	MB	MB	B	B	B
		GOR_02_SW	103	1,7	3,4	0,23	MB	MB	B	MB	B
		GOR_03_SW	104	1,6	3,6	0,24	MB	MB	B	B	B
		GOR_04_SW	104	1,5	3,2	0,26	MB	MB	MB	B	B

O2 (oxígeno, %): Muy bueno (MB) si ≥ 95 ; Bueno (B) si ≥ 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 $> 0,65$

Tabla 4.8 (cont.). 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
2020	2015-2020	GOR_01	104	1,5	3,6	0,24	MB	MB	B	B	B
		GOR_02_NE	103	1,5	2,6	0,17	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_NE	103	1,9	2,5	0,18	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_NE	102	1,6	2,5	0,17	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_02_NW	104	1,7	3,0	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_NW	104	1,9	3,0	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_NW	105	1,7	2,7	0,21	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_02_SW	104	1,9	2,9	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_SW	104	1,7	3,2	0,21	MB	MB	MB	MB	MB
GOR_04_SW	104	1,6	2,7	0,21	MB	MB	MB	MB	MB		
2021	2016-2021	GOR_01	103	1,7	3,6	0,25	MB	MB	B	B	B
		GOR_02_NE	103	1,7	2,7	0,18	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_NE	103	2,0	2,4	0,17	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_NE	102	1,8	2,5	0,17	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_02_NW	103	1,9	3,0	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_NW	104	1,8	2,9	0,19	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_NW	104	1,7	2,8	0,22	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_02_SW	103	2,0	3,1	0,19	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_SW	103	1,8	3,1	0,21	MB	MB	MB	MB	MB
GOR_04_SW	104	1,7	2,6	0,20	MB	MB	MB	MB	MB		

O2 (oxígeno, %): Muy bueno (MB) si ≥ 95 ; Bueno (B) si ≥ 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 $> 0,65$

Desde el primer periodo con seis años de datos, todos los indicadores han alcanzado como mínimo un estado 'Bueno'. Con el tiempo han disminuido las concentraciones medias de nutrientes, lo que da lugar a que actualmente la mayoría de las calificaciones sean de muy buen estado. La estación GOR_AGUA_01 se clasifica en 2021 en una categoría ligeramente inferior al resto debido a las concentraciones de nitrato y fosfato que, en todo caso, se sitúan cerca del límite entre los estados 'Muy Bueno' y 'Bueno' (Tabla 4.8).

4.6 Discusión

En comparación con los 30 años anteriores, algunos meses en 2021 fueron mucho más cálidos (especialmente, febrero). No obstante, la temperatura del agua registrada en la zona receptora del vertido durante las campañas de febrero, mayo, agosto y noviembre 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 (p.ej., González *et al.*, 2008; Goikoetxea *et al.*, 2009; Revilla *et al.*, 2010). El vertido del emisario submarino podría causar anomalías en la temperatura del agua, especialmente en el nivel de fondo. Sin embargo, este impacto fue muy leve, ya que tanto en superficie como en fondo se observó el ciclo estacional esperado.

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 la costa vasca, 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). El espesor de la capa superior, más cálida, y su evolución temporal dependen, fundamentalmente, de la intensidad y evolución de la radiación solar y de la estabilidad de la columna de agua.

En condiciones de estratificación intensa la “nube” formada por el vertido podría quedar atrapada en fondo, ya que la termoclina constituye una barrera física para los procesos de mezcla y difusión. Sin embargo, durante 2021, en los puntos de muestreo no se apreciaron en promedio condiciones mucho más cálidas en superficie respecto a fondo, ni siquiera en agosto.

El grado de estratificación térmica observado en esta zona no ha sido siempre el mismo a lo largo de los años. En esto puede haber influido, en parte, la variación de la profundidad de la columna de agua, que depende del estado de la marea. Esto afectará a los valores medidos en fondo, dado que algunas estaciones pueden llegar a unos 30 m, profundidad suficiente para que pueda observarse heterogeneidad térmica en el eje vertical (Revilla *et al.*, 2018). Además, los factores que fomentan la turbulencia, como el oleaje y el viento, también potencian la mezcla vertical o pueden modificar la profundidad de la termoclina (Valencia *et al.*, 2004).

Teniendo en cuenta lo anterior, no hay evidencia de que el vertido produjera cambios importantes en la temperatura del agua. Esto se confirmará también más adelante, al comparar los resultados medios obtenidos en superficie en la zona de vertido (radio de un kilómetro alrededor del emisario de Gorniz) con los de una estación situada a una distancia de aproximadamente el doble (L-B10, Figura 4.7).

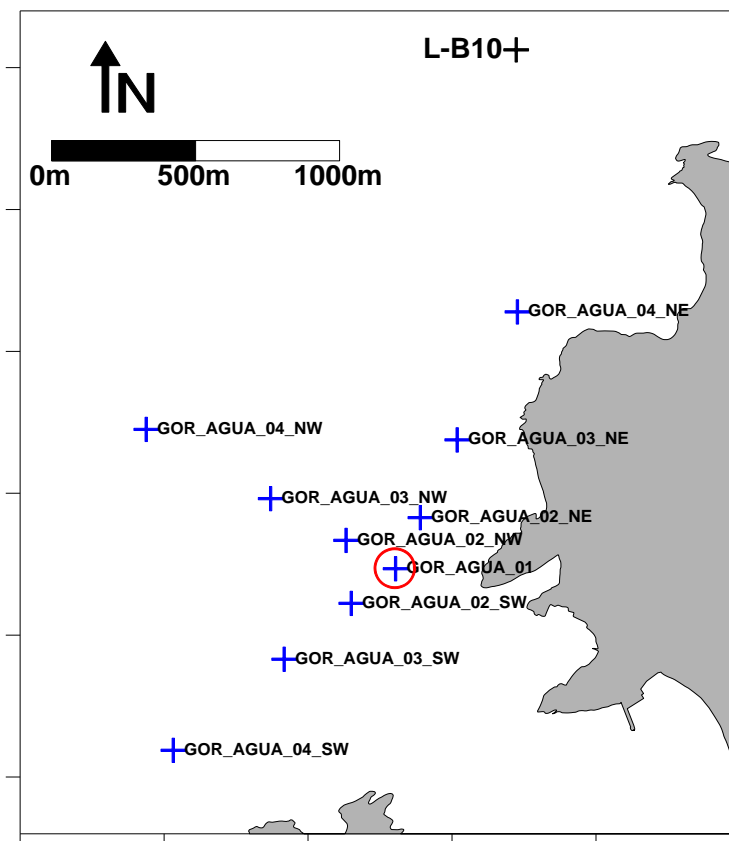


Figura 4.7. Localización de las estaciones de muestreo para la caracterización de la columna de agua en la zona del vertido y localización de la estación más próxima de la Agencia Vasca del Agua (L-B10, aguas-fitoplancton). El punto de vertido se señala con círculo rojo. En la parte inferior del mapa puede apreciarse la bahía de Plentzia (donde desemboca el río Butroe).

La calidad de las aguas de la costa del País Vasco se ve favorecida por su elevado volumen para la dilución de los aportes, así como, por su alta capacidad de dispersión derivada de su dinamismo (Valencia *et al.*, 2004). Sin embargo, de manera esporádica podrían darse condiciones de mala calidad. Por ejemplo, Valencia *et al.* (1989) indican que la transparencia en las aguas internas de la plataforma puede verse ocasionalmente muy afectada por plumas fluviales. En cuanto al posible efecto del vertido sobre la calidad fisicoquímica del agua, hay que tener en cuenta que esta zona también está expuesta a las descargas del río Butroe, cuya desembocadura se encuentra a poco más de un kilómetro del emisario de Gorliz (Figura 4.7).

Algunos años se han observado descensos acusados de salinidad en las aguas de superficie del entorno del emisario (p.ej., Revilla *et al.*, 2015). Estos mínimos de la salinidad superficial han coincidido con campañas realizadas en invierno, después de días de abundante precipitación y aumento del caudal del río. Esto pone de manifiesto que la cantidad de agua dulce que recibe esta zona sigue un ciclo estacional acorde a lo esperado en ausencia de presión antrópica. En dichas situaciones ha sido habitual encontrar picos de nitrato y turbidez, así como, mínimos de transparencia (profundidad de visión del disco de Secchi). Este fue el caso también de la campaña realizada en febrero de 2021.

Los prolongados periodos de bajas precipitaciones que caracterizaron a los meses de primavera y verano de 2021 (exceptuando junio) se tradujeron en un contenido de agua dulce muy bajo en los muestreos de mayo y agosto. En coherencia con ello, en dichas campañas la turbidez y las concentraciones de nutrientes (especialmente el nitrato) mostraron también valores muy bajos, y la transparencia del agua fue muy elevada. Por tanto, el vertido del emisario no produjo una modificación en las condiciones fisicoquímicas del agua en dichas épocas, por el contrario, éstas fueron acordes a los antecedentes meteorológicos.

En lo que se refiere al muestreo de noviembre de 2021, el nitrato y el fosfato mostraron un incremento moderado, lo que podría responder a cierto aporte de agua dulce, pero también al proceso natural de fertilización, derivado del enfriamiento y la consiguiente mezcla vertical de la columna del agua, que tiene lugar en otoño en el Cantábrico (Fernández y Bode, 1991; Muñiz *et al.*, 2019).

Con el fin de comparar las condiciones del entorno de la EDAR con las de una zona control (es decir, menos sometida a presión antrópica), se han utilizados los datos de la estación L-B10 de la "Red de Seguimiento" de URA (Figura 4.7). Se han tenido en cuenta las cuatro campañas estacionales de 2021, que fueron realizadas durante los mismos días en ambas zonas. Para este análisis se han tratado solo los datos de superficie, dado que en la estación L-B10 muchas de las variables del agua solo se miden en ese nivel de profundidad que, por otro lado, es el que puede verse más afectado por los aportes antrópicos, sobre todo en primavera y verano, cuando la estratificación térmica facilita su permanencia en superficie (Revilla *et al.*, 2009). Los valores medios de cada zona se indican en la Tabla 4.9.

Tabla 4.9. Promedio calculado para las diferentes variables del agua en las estaciones del entorno de la EDAR y en la estación L-B10. 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-B10
Salinidad	USP	34,45	34,11
Temperatura	°C	15,82	15,80
pH	Unid. pH	8,16	8,17
Saturación de Oxígeno	%	102,68	103,75
Turbidez	NTU	1,12	0,74
Sólidos en suspensión	mg·L ⁻¹	10,36	10,37
Amonio	μmol·L ⁻¹	1,80	1,38
Nitrato	μmol·L ⁻¹	3,10	3,94
Fosfato	μmol·L ⁻¹	0,20	0,27
Carbono orgánico total	mg·L ⁻¹	1,28	S.D.
Clorofila "a"	μg·L ⁻¹	0,21	0,28

Como puede verse en la Tabla 4.9, la salinidad promedio fue muy similar entre las estaciones de la EDAR y la estación L-B10. Por tanto, el contenido medio de agua dulce en superficie no fue muy diferente (de hecho, fue algo mayor en la estación control). Además, la temperatura, el pH y el resto de las variables fisicoquímicas presentaron valores muy similares entre el entorno del emisario y la estación control (L-B10).

Aplicando el índice PCQI, que utiliza una serie de variables para evaluar el estado fisicoquímico de manera integrada, en 2021 las diez estaciones situadas en el entorno del vertido de la EDAR quedaron clasificadas en un estado 'Muy bueno'. La misma clasificación correspondió a la estación que se encuentra más alejada de la línea de costa, L-B10 (Borja *et al.*, 2022). Además, en la zona receptora del vertido se alcanzó al menos el Buen estado en todos los puntos de muestreo, en cuanto a tres nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y al oxígeno (CHC y URA, 2021).

Por su parte, la clorofila "a" no presentó apenas diferencia en su valor medio anual entre el entorno del vertido de la EDAR y la estación L-B10 (Tabla 4.9). La concentración de clorofila "a", como aproximación a la biomasa fitoplanctónica, es un indicador adecuado de la respuesta del fitoplancton a la presión de eutrofización en medios que no presentan limitación por luz. En la zona receptora del vertido la zona fótica abarcó aproximadamente la totalidad de la columna de agua, incluso en la campaña de invierno, por lo que la producción primaria no habría estado limitada por la luz y el fitoplancton podría haber respondido al aporte de nutrientes.

El hecho de que no se observaran situaciones de exceso de clorofila que pudieran afectar al ecosistema marino resultó coherente con las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos, en general bajas.

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 las estaciones que están situadas a 200 m del vertido en cada uno de los tres radiales (Figura 4.1; Tabla 4.1). A dichas muestras se les asignaron los códigos GOR_FITO_02_NE, GOR_FITO_02_NW y GOR_FITO_02_SW. Las muestras se fijaron con 0,5 ml de una solución de Lugol ácido (concentración final 0,4% v/v) en botellas de cristal topacio de 125 ml, y se mantuvieron refrigeradas y en oscuridad hasta 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) y el de AlgaeBase (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 la Chl-a únicamente (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/seguimiento-del-estado-de-las-aguas/webura00-01040102seguimiento/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 ($400\,000 \text{ células}\cdot\text{L}^{-1}$), 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 Composición y abundancia del fitoplancton

En 2021 la abundancia de la comunidad fitoplanctónica mostró un rango de variación bastante estrecho: $112 \cdot 10^3 - 432 \cdot 10^3$ células·L⁻¹. En el Anexo 11.2 se aportan los datos de la abundancia celular de cada taxón individual. Para facilitar el estudio de la comunidad, se han agrupado dichos taxones en grupos de orden jerárquico superior cuyo porcentaje de contribución se muestra en la Figura 5.2, junto con la abundancia total.

Tanto la abundancia total, como la composición taxonómica de los grupos principales mostraron un patrón de variabilidad temporal bastante similar entre las tres estaciones de muestreo (Figura 5.2). Así, la abundancia mostró los máximos en otoño, pero varió muy poco entre el resto de las campañas.

El grupo taxonómico más abundante fue casi siempre el de las criptofitas, excepto en primavera que lo fueron las diatomeas. Por otro lado, en todas las muestras se contabilizaron dinoflagelados, haptofitas primnesiales y pequeñas formas que no pudieron ser identificadas.

Las ocofitas estuvieron representadas principalmente por dictiocofíceas, que solo alcanzaron cierta representatividad en primavera. Las clorofitas tampoco fueron muy abundantes y en este grupo solo se identificaron dos o tres especies.

Se detectaron euglenofitas, pero en muy baja abundancia celular. La comunidad se completó con algunos nanoflagelados heterótrofos y con el ciliado kleptoplastidial *Mesodinium rubrum* complex (Anexo 11.2).

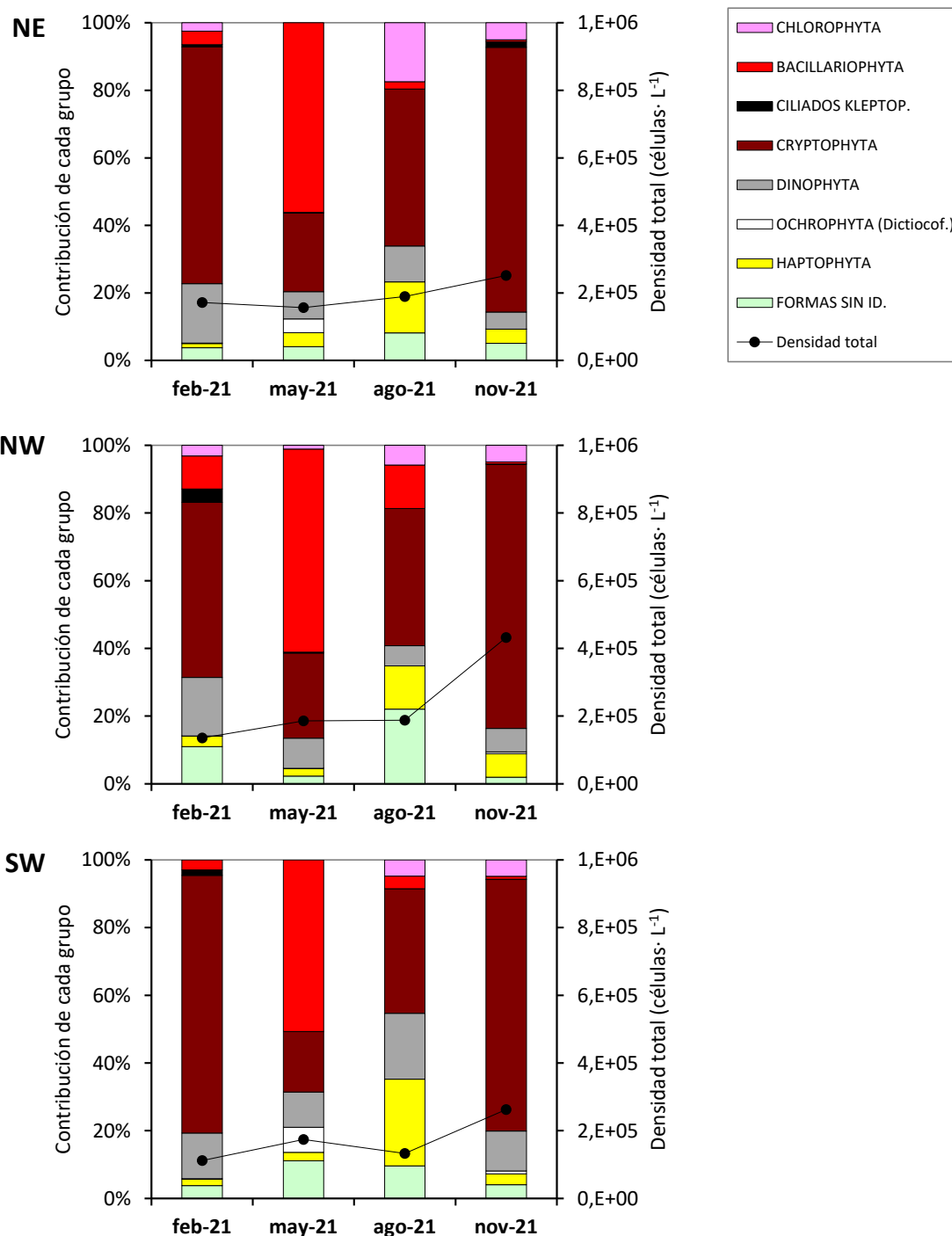


Figura 5.2. Contribución de cada grupo a la densidad total (en %) y densidad total de fitoplancton (en células L⁻¹) durante las campañas del presente plan de vigilancia, para las tres estaciones situadas a 200 m del vertido (GOR_AGUA_02) con orientación NE, NW y SW, respectivamente. No se muestra la contribución relativa de aquellos grupos que, aunque se detectaron, aportaron en conjunto menos del 5%.

5.4.2 Floraciones fitoplanctónicas y algas potencialmente tóxicas

Como puede observarse en el Anexo 11.2, no hubo taxones que superaran en las muestras de 2021 el umbral de $400 \cdot 10^3$ células·L⁻¹, que es el utilizado en el Cantábrico oriental para definir una floración (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 emisario de Gorniz. 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), se detectaron:

- Dinoflagelados que potencialmente pueden producir o transferir las toxinas lipofílicas que dan lugar al síndrome diarreico: *Dinophysis acuminata*, *D. caudata* y *Phalacroma rotundatum*. La suma de todas ellas como máximo alcanzó 180 células·L⁻¹ (primavera). En verano no se detectaron.
- Dinoflagelados que pueden producir yessotoxinas: *Protoceratium reticulatum*, detectado solo un quiste en una muestra de verano.
- Dinoflagelados potencialmente productores de toxinas paralizantes: *Alexandrium* spp., en primavera o verano, como máximo 40 células·L⁻¹.
- Diatomeas potencialmente productoras de la toxina amnésica: *Pseudo-nitzschia* spp., en las tres estaciones de muestreo y en todas las épocas salvo en invierno. Las mayores concentraciones se registraron en primavera, cuando se observaron concentraciones en torno a 50 000 células·L⁻¹.

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 muy altas. En 2021 se pueden citar los dinoflagelados potencialmente nocivos *Prorocentrum compressum*, *P. cordatum*, *P. micans*, *P. triestinum*, *Tripos furca* y *T. fusus*; todos ellos aparecieron en densidades bajas, del orden de $10 - 10^3$ células·L⁻¹.

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 densidades del orden de $10^3 - 10^4$ células·L⁻¹, con máximos en verano. Aunque se registró cf. *Karlodinium* spp. en una de las muestras de invierno, no se identificaron células del género *Karenia*.

En cuanto a diatomeas cuyos blooms pueden originar mortalidad de peces por daños mecánicos o exceso de materia orgánica se identificaron los géneros *Chaetoceros*, *Rhizosolenia*, *Skeletonema* y *Thalassiosira*. Entre estos *Thalassiosira* sp. (cadena 10-20 μm) alcanzó en primavera unas 41 400 células·L⁻¹; el resto se encontraron en abundancias más bajas, del orden de 10–10³ células·L⁻¹.

Aparecieron dictiocófitas en diferentes épocas del año, pero siempre en densidades muy bajas (entre 20 y 200 células·L⁻¹). No se detectaron rafidófitas.

En cuanto a pequeños flagelados que pueden ser perjudiciales para los ecosistemas también cuando se encuentran en abundancias muy altas, se pueden citar las haptofitas primnesiales *Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis*, cuyos valores más elevados se observaron en verano (unas 34 000 células·L⁻¹).

5.4.3 Estado de calidad del fitoplancton

El percentil 90 calculado con los datos de clorofila de las aguas de superficie de los puntos situados a 200 m del vertido (estaciones “GOR_AGUA_02”) se ha utilizado para evaluar el estado del fitoplancton en el periodo que comprende los últimos seis años (2016-2021).

El resultado de esta métrica fue muy similar entre los tres radiales (0,73–0,93 $\mu\text{g L}^{-1}$). Sin embargo, se observa un descenso respecto a los valores de periodos anteriores, que estaban en torno a 1,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ (muy similares a la condición de referencia, 1 $\mu\text{g L}^{-1}$). Como se ha indicado en los informes de los planes de vigilancia de Ondarroa, Lekeitio y Bakio, el descenso de la biomasa fitoplanctónica parece generalizado a lo largo de la costa de Bizkaia.

El EQR obtenido para el actual periodo de evaluación es 1,245, lo que indica un estado ‘Muy bueno’. Esta misma calificación le ha correspondido a la estación L-B10 de la “Red de Seguimiento” de URA desde el periodo 2001-2006. En este último periodo, el EQR de la estación litoral también presenta el máximo de su serie temporal, con 1,064 (Borja *et al.*, 2022).

5.4.4 Evolución temporal de las comunidades

En la Figura 5.3 se representa la evolución temporal, desde el primer plan de vigilancia, de las variables que describen de forma general la estructura de la comunidad fitoplanctónica (abundancia, diversidad y riqueza).

Las diferencias entre las estaciones de muestreo situadas a 200 m del vertido no son muy destacables, ni siguen un patrón aparente, siendo la variabilidad temporal mucho más acusada que la espacial para estos tres aspectos de la estructura de la comunidad fitoplanctónica.

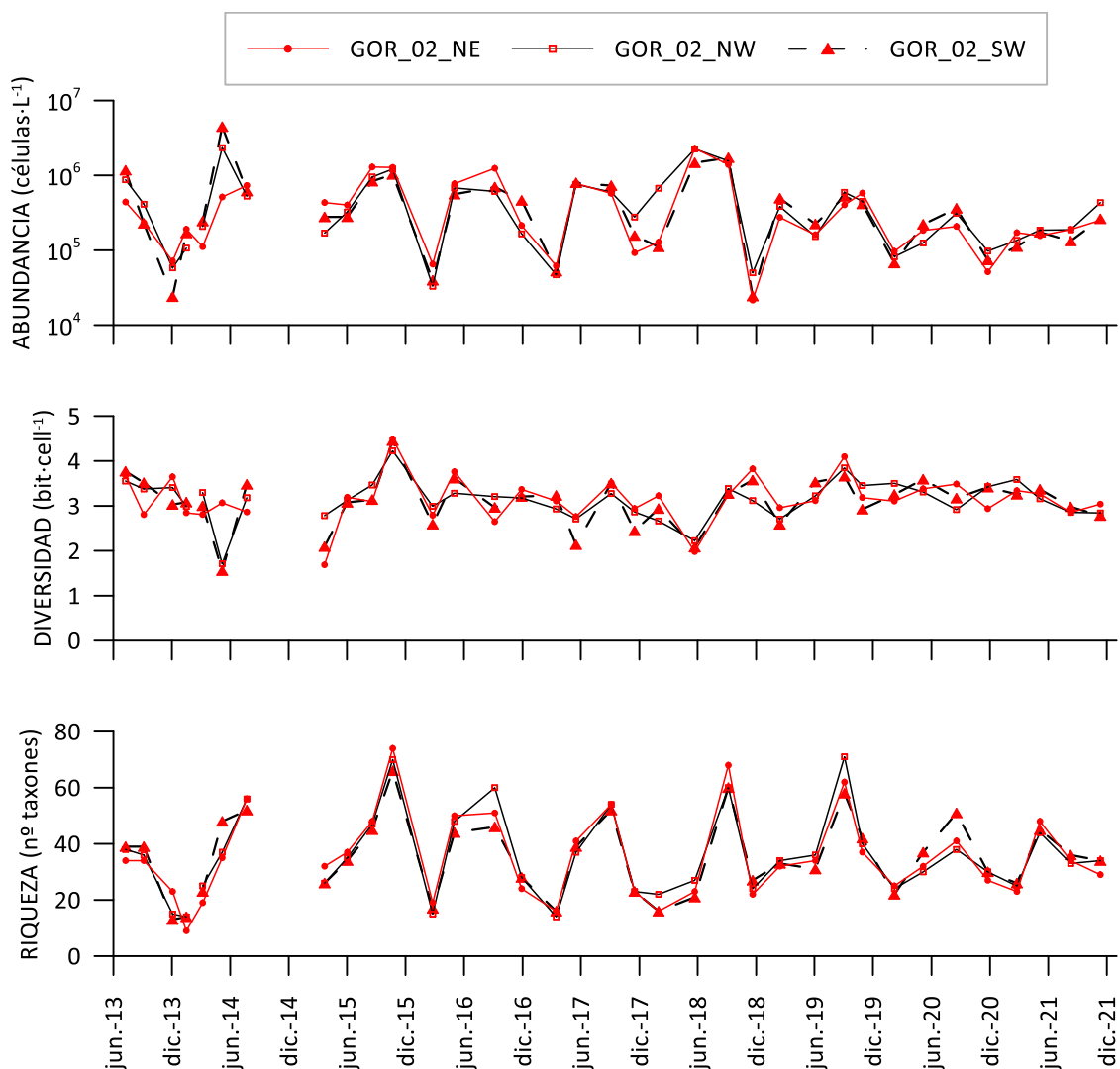


Figura 5.3. Evolución temporal de la densidad celular, el índice de diversidad de Shannon (H') y el número de taxones de fitoplancton en superficie para las tres estaciones situadas a 200 m del vertido (GOR_AGUA_02) con orientación NE, NW y SW. Nótese la escala logarítmica en el eje Y de la figura de densidad celular.

Debido a la fuerte variabilidad que presenta el fitoplancton a corta escala temporal, no es sencillo detectar tendencias a largo plazo, pero la abundancia parece haber descendido en los últimos años (Figura 5.3). Hasta 2018 se observaron todos los años valores cercanos o superiores a un millón de células por litro. Estos picos tuvieron lugar en cualquier época excepto en invierno. Los picos más altos, entre $2 \cdot 10^6$ y $5 \cdot 10^6$ células·L⁻¹, se detectaron en primavera y en ellos dominaban las diatomeas. Sin embargo, desde 2019 los máximos son inferiores a los que se venían observando.

En cuanto a la diversidad, no se observa un ciclo estacional claro. El índice H' ha variado en un amplio rango: desde 1,6 hasta 4,5 bit·cell⁻¹. Los valores registrados en 2021 se encuentran en el rango de años previos (Figura 5.3). Los valores más bajos, <2 bit·cell⁻¹, se han encontrado en algunas muestras de primavera de 2014 e invierno de 2015. Aunque dichas muestras presentaban un alto número de taxones distintos, entre 30 y 50, estaban dominadas en abundancia por diatomeas.

La riqueza ha variado desde el primer plan de vigilancia entre 9 y 74 taxones. Esta variable generalmente ha presentado los máximos anuales en verano, aunque también se han observado algunos picos en primavera y otoño. Los valores registrados en 2021 se mantienen en el rango de años previos (Figura 5.3).

5.5 Discusión

Las comunidades fitoplanctónicas del entorno del emisario de Gorliz se han comparado con las de una zona cercana de la costa que se asume recibe menor influencia de vertidos. Para ello, se han tenido en cuenta los resultados trimestrales obtenidos en la “Red de Seguimiento” de URA, concretamente los de la estación L-B10 (su localización se muestra en el capítulo sobre aguas, Figura 4.7). A la hora de interpretar los datos hay que tener en cuenta que esta estación dejó de muestrearse para fitoplancton en 2019.

Analizando los datos de la estación L-B10 desde 2013, el máximo absoluto se observó en mayo de 2018, unos seis millones de células por litro. También es destacable el pico de densidad de mayo de 2014 ($3,5 \cdot 10^6$ células L⁻¹). Los taxones que han presentado los máximos en años recientes ($\sim 10^6$ células L⁻¹) han sido diatomeas (*Chaetoceros salsugineus*, *Chaetoceros socialis* y *Thalassiosira* spp.), así como criptofitas (*Plagioselmis* spp.). En concentraciones algo más bajas, pero que pueden considerarse típicas de “bloom” (>400 000 células L⁻¹) se han encontrado otras diatomeas (*Dactyliosolen fragilissimus*), haptofitas primnesiales y pequeñas formas sin identificar.

Las **floraciones registradas en condiciones de primavera** en la zona del emisario de Gorliz presentan mucha similitud con las de la estación L-B10, con predominio de diatomeas como *Chaetoceros* spp. y *Dactyliosolen fragilissimus* (Revilla *et al.*, 2014b; 2015) y en ocasiones también las criptofitas *Plagioselmis* spp. (Revilla *et al.*, 2019).

En el entorno del emisario se han observado además algunas **floraciones en verano**. Concretamente, en agosto de 2015 *Plagioselmis* spp. casi llegaron al umbral de 400 000 células L⁻¹ (Revilla *et al.*, 2016). Posteriormente, en septiembre de 2016 las haptofitas primnesiales mostraron una abundancia algo superior al umbral de “bloom” (Revilla *et al.*, 2017). En septiembre de 2018 se dieron de nuevo floraciones de ese orden de magnitud, causadas en este caso por diatomeas de pequeño tamaño (*Pseudo-nitzschia galaxiae* y *Skeletonema* spp.). En la estación L-B10 no se han observado floraciones en las campañas de verano de esos mismos años.

Las floraciones fitoplanctónicas son fenómenos naturales y comunes en los mares costeros de clima templado. En el Cantábrico se ha descrito un patrón de variabilidad estacional, relacionado con las condiciones hidrográficas, que se caracteriza por la aparición habitual de floraciones, especialmente durante la primavera (Varela, 1996). Teniendo en cuenta la cercanía al medio terrestre de las estaciones del entorno del emisario, se espera que puedan producirse floraciones en aguas de superficie 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 que resulta de la estratificación térmica. En todo caso, las floraciones observadas en años previos en verano en el entorno del emisario han sido hasta ahora de magnitud muy moderada.

En los últimos años (2019, 2020 y 2021) no se ha registrado ninguna floración en las estaciones del entorno del emisario, si se aplica el umbral de 400 000 células L⁻¹ a cada taxón individual. Además, la abundancia total no ha alcanzado los máximos que se veían en años anteriores. Hay que recordar que la concentración de clorofila también ha sido muy baja en estos últimos años y que algunas variables fisicoquímicas parecen haber sufrido cambios. Además, algunos de estos patrones se observan en otras zonas de la costa de Bizkaia, tanto cercanas a fuentes de vertido (véanse los informes de Ondarroa, Lekeitio y Bakio), como alejadas (Borja *et al.*, 2022). Por ello, podría tratarse de un fenómeno común que respondiera a procesos océano-meteorológicos actuando a amplia escala espacial. Para averiguar si esta situación refleja un cambio de régimen y se estabiliza en el tiempo, se recomienda poner atención en los años siguientes a las variables fitoplanctónicas y a las que pueden influir sobre este componente del ecosistema (aportes fluviales, nutrientes, radiación solar, etc.).

En cuanto a la variabilidad espacial de la abundancia fitoplanctónica en el entorno del emisario, en los últimos tres años ha sido muy leve. En años previos de manera ocasional se han encontrado diferencias remarcables (p.ej., Revilla *et al.*, 2014b; 2015; 2019). Pero, la distribución de los picos no ha mostrado un patrón constante. En los primeros años destacó la estación del radial SW, la que se sitúa más cerca de la bahía de Plentzia, una zona abrigada y, por tanto, con más tendencia a la retención del fitoplancton. Sin embargo, otros años esta estación ha presentado densidades menores que las otras (por ejemplo, mayo de 2018). De plantearse la posibilidad de reducir en el futuro el número de puntos de muestreo para fitoplancton, se recomienda no eliminar aquellos donde los picos de abundancia hayan sido más frecuentes o intensos.

Es importante tener en cuenta los crecimientos masivos de fitoplancton, ya que estas floraciones o “blooms” si dan lugar una elevada **acumulación de biomasa** producen efectos nocivos sobre los ecosistemas (Masó y Garcés, 2006).

Uno de los efectos no deseados del exceso de biomasa fitoplanctónica es la disminución de la transparencia del agua. En el entorno del emisario el percentil 90 calculado con los datos de clorofila de los últimos seis años ha indicado un estado ‘Muy Bueno’ según el umbral establecido para las aguas costeras del Cantábrico oriental (BOE, 2015). Ello implica que la biomasa fitoplanctónica en la zona del vertido no es lo suficientemente alta para producir impactos relevantes sobre el ecosistema. Esto es coherente con la densidad del fitoplancton, que se encuentra en el rango típico de las aguas costeras del País Vasco, donde las floraciones se producen solo con carácter esporádico (Garmendia *et al.*, 2011; Muñiz *et al.*, 2018).

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. Algunas diatomeas pueden dar lugar a fenómenos de anoxia al producir grandes cantidades de mucílagos con alto contenido en polisacáridos (esto generalmente se asocia a los géneros *Thalassiosira*, *Coscinodiscus*, *Chaetoceros* y *Rhizosolenia*). Cualquiera de estos taxones que aparezca regularmente en densidades muy elevadas, del orden de 10^5 – 10^6 células·L⁻¹, puede ser considerado como perjudicial. Aunque esto puede ocurrir ocasionalmente en el entorno de la EDAR (p. ej., septiembre de 2019, cuando *Chaetoceros* spp. sumó una abundancia cercana a 100 000 células·L⁻¹), las condiciones de oxigenación no se han visto hasta ahora alteradas, incluso en las aguas de fondo (Revilla *et al.*, 2020).

Otras especies de fitoplancton pueden ocasionar daños en los epitelios branquiales cuando están en densidades características de “bloom”, entre ellas se citan las diatomeas *Chaetoceros socialis* y *Leptocylindrus minimus*, así como algunas especies de la familia de las dictiocofíceas. En 2021 se observaron algunas de estas especies, pero su densidad estuvo muy por debajo de los niveles que se consideran nocivos.

Por último, la **capacidad de producción de toxinas** que presentan algunas especies de fitoplancton hace que su presencia en el agua suponga un peligro para la salud humana y/o la fauna marina (Anderson, 2009). Entre las microalgas, los dinoflagelados son el grupo que presenta un mayor número de especies tóxicas conocidas (Van Dolah, 2000) En la Tabla 5.1 se muestra un listado de especies de dinoflagelados que incluye las más comúnmente relacionadas con los principales síndromes en humanos, así como otras que pueden resultar nocivas para los ecosistemas.

Hay que recalcar que algunas especies de dinoflagelados pueden causar problemas en concentraciones mucho más bajas que las que se consideran típicas de una floración. Por ejemplo, cuando la concentración de *Dinophysis* spp. alcanza $500 \text{ células}\cdot\text{L}^{-1}$ el riesgo de acumulación de toxinas en bivalvos es ya elevado (Ifremer, 2013). En Escocia, los umbrales de alerta que se utilizan para los dinoflagelados en las zonas de producción de moluscos son $100 \text{ células}\cdot\text{L}^{-1}$ en el caso de *Dinophysis* sp. o de *Prorocentrum lima*, y “presencia” para *Alexandrium* sp. (Swan y Davidson, 2012).

Durante las campañas de muestreo realizadas en 2021 en el entorno del emisario de Gorliz, la abundancia de los dinoflagelados que se consideran con capacidad de producir toxinas fue muy baja, aunque no debería obviarse su importancia desde el punto de vista del consumo de organismos filtradores (mejillones, por ejemplo), dado que esporádicamente alguna especie puede superar el umbral de abundancia que se recomienda no exceder en zonas de producción. En todo caso, estas concentraciones están dentro del rango normalmente encontrado para estas especies en las aguas costeras del País Vasco (p. ej., Borja *et al.*, 2013).

Tabla 5.1. Algunas especies de dinoflagelados marinos que en la actualidad son reconocidas como tóxicas o causantes de otros efectos perjudiciales. DSP: *Diarrhetic 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 PSP , 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 DSP a concentraciones bajas, de 10^2 - 10^3 células l ⁻¹ . <i>Dinophysis caudata</i> puede formar mareas rojas.
<i>Gambierdiscus</i> spp.	Bentónica. Tropical	Ciguatera , una intoxicación por consumo de pescado. Producen yessotoxinas que pueden causar intoxicación por consumo de marisco. Asociados a mortandades de fauna marina (anoxia).
<i>Gonyaulax spinifera</i> , <i>Lingulodinium polyedra</i> , <i>Protoceratium reticulatum</i>	Cosmopolita	Forma mareas rojas que producen mortandades de peces y bivalvos por la actividad hemolítica de su toxina.
<i>Heterocapsa circularisquama</i>	Japón, aguas costeras	Brevetoxinas (compuestos neurotóxicos). Mortandades de fauna marina. <i>K. brevisulcata</i> produce aerosoles tóxicos (perjudicial en aguas de baño).
<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)	Algunas especies resultan tóxicas para peces y bivalvos.
<i>Karlodinium</i> spp., <i>K. veneficum</i>	Cosmopolita, aguas costeras, estuarios	Forma mareas rojas, pudiendo resultar mortal para los peces al acumular grandes cantidades de amonio.
<i>Noctiluca scintillans</i>	Tropical, subtropical y templada	Ictiotóxica, epizooica. También produce el <i>síndrome del estuario</i> en humanos.
<i>Pfiesteria piscicida</i>	Costa Este de EE. UU.	La especie bento-planctónica <i>P. lima</i> puede producir DSP ; otras (p. ej., <i>P. minimum</i>) relacionadas con efectos deletéreos en fauna marina.
<i>Prorocentrum lima</i> (DSP), <i>Prorocentrum</i> spp.	Aguas costeras, estuarios	Azaspirácidos (biotoxinas lipofílicas asociadas a síndromes por consumo de marisco).
<i>Protoperidinium crassipes</i> (vector, no productor), <i>Azadinium dexteroporum</i>	Cosmopolita	

Dentro del 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 el entorno del emisario se observó también el género *Pseudo-nitzschia* en la mayor parte de las muestras analizadas en 2021. En la literatura científica se citan diferentes umbrales de alerta para diferentes especies de este género. Así, Trainer y Suddleson (2005) indican 30 000 células·L⁻¹ para *P. australis/heimii/fraudulenta*, 10⁵ células·L⁻¹ para *P. multiseriis/pungens* y 10⁶ células·L⁻¹ para *P. pseudodelicatissima*. Ninguna de estas especies se observó en 2021 en las aguas receptoras del vertido.

En zonas de producción de bivalvos de Escocia se utiliza un umbral de 50 000 células·L⁻¹ para *Pseudo-nitzschia* spp. (Swan y Davidson, 2012). Este umbral sí fue excedido por la suma de células de *Pseudo-nitzschia* en alguna de las muestras de primavera del entorno del emisario. En años anteriores, ocasionalmente, también ha ocurrido (p. ej., Revilla *et al.*, 2019). En todo caso, *Pseudo-nitzschia* es un taxón de amplia distribución, que se ha observado formando “blooms” en otras zonas del sudeste del golfo de Vizcaya (Seoane *et al.*, 2012; Muñoz *et al.*, 2017).

Por último, algunas haptofitas primnesiales (p. ej., *Chrysochromulina polylepis*) pueden resultar tóxicas para la fauna marina (peces, bivalvos, crustáceos, etc.) cuando alcanzan abundancias del orden de 10⁶ células·L⁻¹ o superiores (Landsberg, 2002). En la zona cercana al vertido de la EDAR se encontraron células que podrían pertenecer al género *Chrysochromulina*, aunque no alcanzaron niveles tan elevados (Anexo 11.2). Este género también está ampliamente extendido por la costa vasca (p. ej., Borja *et al.*, 2013; Muñoz *et al.*, 2017).

6. SEDIMENTOS

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

Con objeto de controlar la posible afección del vertido a los fondos desde el punto de vista de su estructura y calidad fisicoquímica, se tomaron muestras de sedimentos en cinco estaciones, situadas en el entorno del punto de vertido (Figuras 6.1 y 6.2; Tabla 6.1).

La localización de las estaciones guarda relación con la existencia de fondos blandos con suficiente potencia sedimentaria para realizar los muestreos, tal y como se aprecia en la Figura 6.2. La distancia entre las estaciones y el punto de vertido del emisario varió entre unos 25 y 200 m.



Figura 6.1. Estaciones de muestreo de sedimentos y bentos de fondo blando en el entorno de los vertidos de la EDAR de Gorliz. El punto de vertido se señala con círculo rojo.

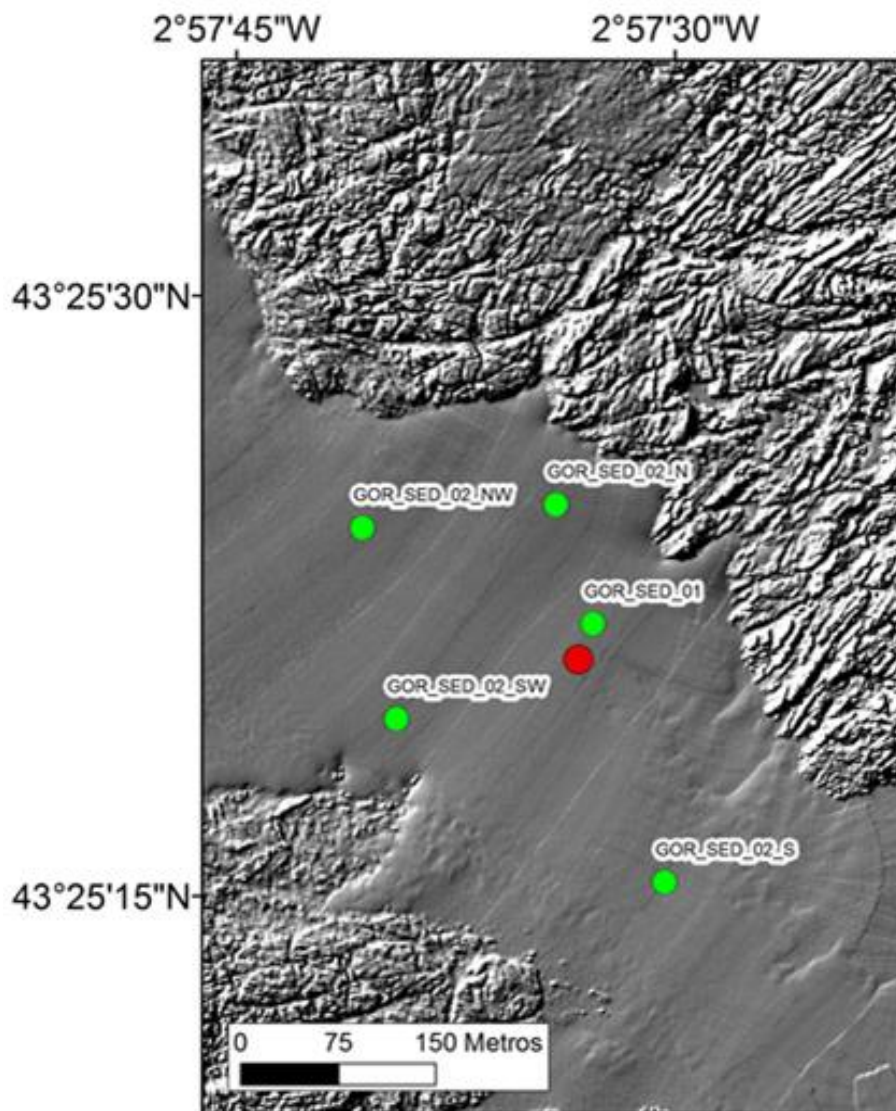


Figura 6.2. Detalle de la situación de las estaciones de muestreo de sedimentos y bentos de fondo blando en el entorno de los vertidos de la EDAR de Gorniz, sobre un mapa con el tipo de fondo. Los fondos blandos corresponden al color gris "liso" y los fondos duros al color gris "rugoso". El punto rojo corresponde a la zona central de la salida del emisario. La imagen se basa en una batimetría con sonda multihaz de alta resolución realizada previamente a la construcción del emisario, por ello no se visualiza dicha infraestructura.

Se llevó a cabo una campaña anual (el 4 de marzo de 2021). La frecuencia de muestreo es suficiente para evaluar este componente, que presenta una variabilidad temporal muy inferior a la de la columna de agua. El muestreo se llevó a cabo mediante draga oceanográfica Van Veen y desde una embarcación neumática.

Tabla 6.1. Información de las estaciones de muestreo de sedimentos y bentos de fondo blando en el entorno de los vertidos de la EDAR de Gorniz. Se indican la distancia y orientación aproximadas respecto al punto de vertido, así como las coordenadas UTM (ETRS89) y la profundidad de la toma de muestra.

Código estación	Distancia (m)	Orientación	UTMX	UTMY	Prof. (m)
GOR_SED_01	~25	N	503 310	4 807 760	22
GOR_SED_02_N	~120	N	503 281	4 807 852	23
GOR_SED_02_S	~185	S	503 364	4 807 561	19
GOR_SED_02_NW	~200	NW	503 132	4 807 834	25
GOR_SED_02_SW	~150	SW	503 158	4 807 687	25

6.2 Métodos analíticos

El potencial redox se midió “in situ” mediante un electrodo de anillo de Pt combinado Metrohm, conectado a un medidor digital Metrohm 826 pH mobile y calibrado con un sistema redox patrón. La resolución de esta medida es de ± 1 mV. Los valores se transforman a equivalente con electrodo de hidrógeno (Eh), según especificaciones del fabricante.

Los análisis de las muestras de sedimento incluyeron las siguientes variables sedimentológicas generales: granulometría (determinación de 9 fracciones), demanda química de oxígeno (determinada según método PNTeFQ/LS/001) y nitrógeno orgánico total (método PNTeFQ/LS/012).

6.3 Resultados

6.3.1 Granulometría

En la Figura 6.3 se muestra la granulometría del sedimento en las estaciones del entorno del emisario de Gorniz, en cada una de las campañas anuales realizadas desde 2013. Se han agrupado las fracciones de acuerdo con la clasificación más habitual: gravas (>2 mm), arenas (0,063 – 2 mm) y limos-arcillas (<0,063 mm).

Como puede verse, la fracción predominante viene siendo hasta ahora la de arenas. La estación GOR_SED_01, que es la que se encuentra más cerca del emisario, presenta un contenido en finos ligeramente superior al resto, pero en un rango de valores bajo: entre un mínimo de 0,9 % (2014) y un máximo de 7,8 % (2018).

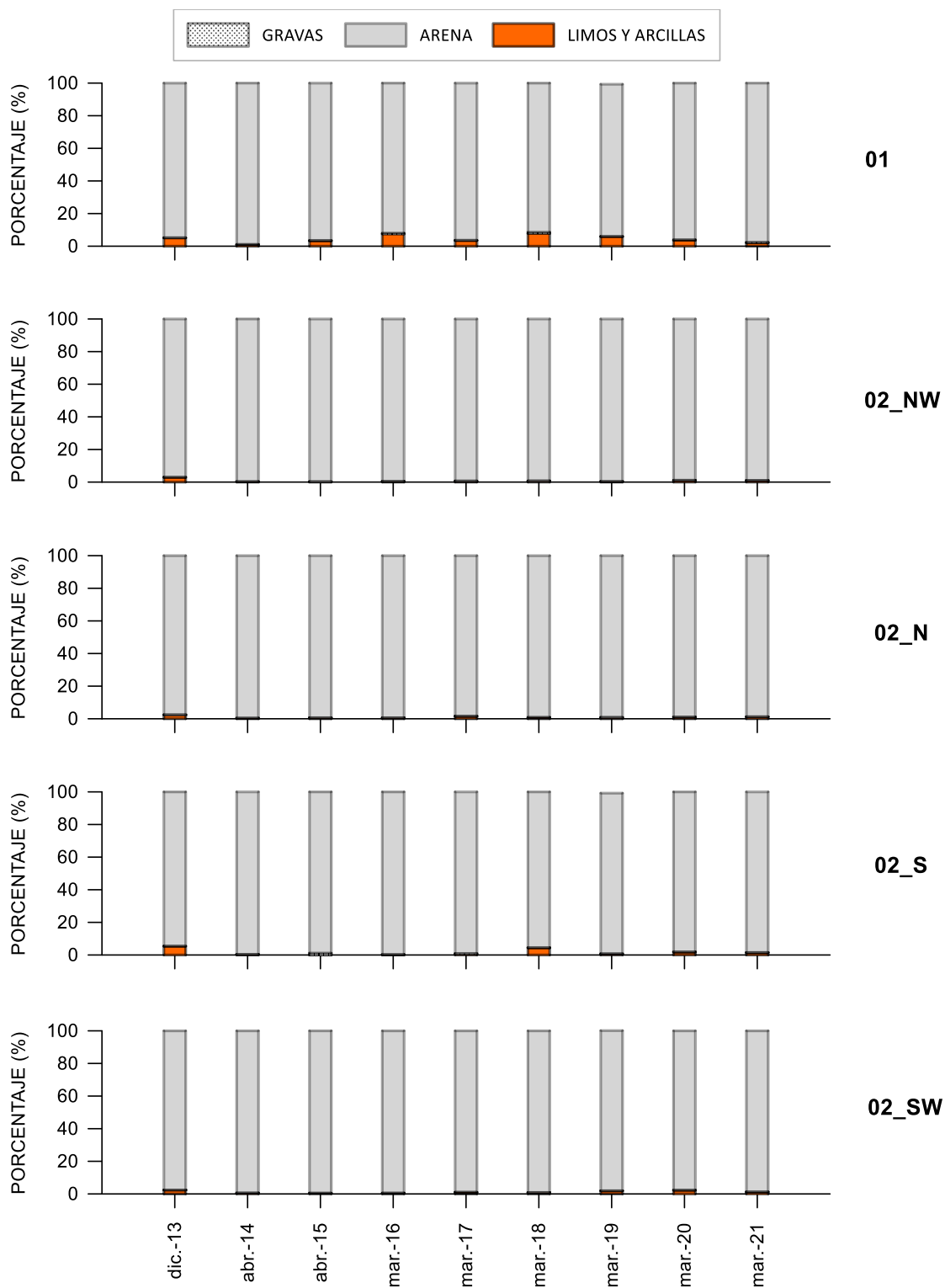


Figura 6.3. Evolución temporal de la composición granulométrica del sedimento superficial en las estaciones del entorno del emisario de Gorliz.

Según la escala de Wentworth (1922), todas las muestras de 2021 presentaron *arena fina*; con un tamaño medio de grano entre 0,164 mm (GOR_SED_02_SW) y 0,203 mm (GOR_SED_02_NW).

En la Figura 6.4 se muestran los tipos sedimentarios según la clasificación de Folk (1974) en base al porcentaje de gravas, de arenas y de la fracción limo-arcillosa. Teniendo en cuenta este criterio, los sedimentos recogidos en 2021 en el entorno del emisario entran en la categoría de *arena* y de *arena levemente gravosa*, con un contenido en la fracción arenosa entre el 98% y el 99%.

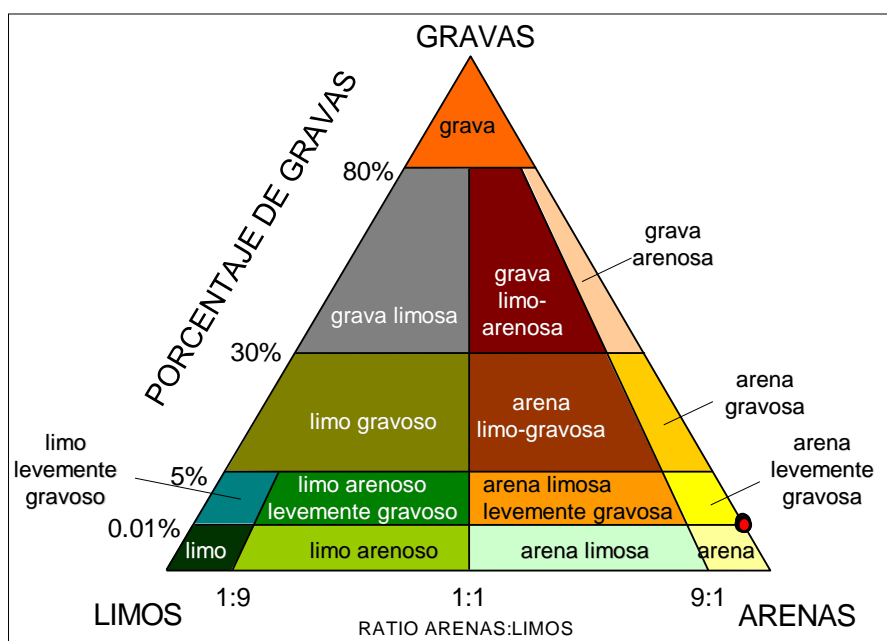


Figura 6.4. Tipo sedimentario, según la clasificación de Folk (1974), del sedimento en el entorno del emisario de Gorliz (indicado con puntos rojos).

6.3.2 Potencial redox y demanda química de oxígeno (materia orgánica)

El potencial redox del sedimento está generalmente relacionado con los procesos biológicos, químicos y físicos existentes en el mismo. Así, valores de Eh negativos generalmente son consecuencia del consumo de oxígeno intersticial debido a los procesos de degradación de la materia orgánica que llevan a cabo los microorganismos bentónicos. Al contrario, valores elevados de Eh generalmente indican un elevado contenido en oxígeno intersticial.

Sedimentos con granulometría fina, elevado contenido en materia orgánica, y localizados en zonas con condiciones hidrodinámicas de baja energía, generalmente presentan valores de Eh muy negativos y viceversa.

El potencial redox (Eh) medido en el sedimento recogido en 2021 en las estaciones del entorno del emisario de Gorliz estuvo en un rango entre +460 mV (estación GOR_SED_01) y +576 mV (GOR_SED_02_NW). Estos valores son acordes a las condiciones hidrodinámicas predominantes en la zona de estudio, sometida a la influencia del oleaje. En años previos se han obtenido valores muy similares (Figura 6.5), excepto en el año 2015 en la estación GOR_SED_01, donde se registró un valor mínimo de +91 mV.

La demanda química de oxígeno (DQO) en los sedimentos marinos también está relacionada con las condiciones hidrodinámicas existentes. En 2021 los valores estuvieron en el rango de 8,5 – 29 g·kg⁻¹. La estación con mayor DQO fue la más próxima al emisario (GOR_SED_01). En años previos, esta misma estación ha presentado siempre los valores más altos, con el máximo en 2020 (64 g·kg⁻¹) (Figura 6.5). En el resto de las estaciones la DQO ha presentado una variabilidad interanual muy leve.

6.3.3 Nitrógeno total

La concentración de nitrógeno orgánico total (NOT) en los sedimentos marinos generalmente presenta patrones de variabilidad bastante similares a los de la materia orgánica.

La concentración de NOT medida en marzo de 2021 varió entre 180 y 380 mgN·kg⁻¹, siendo el valor más elevado el de la estación más próxima al emisario (GOR_SED_01). En años previos, esta misma estación ha presentado siempre los valores más altos, con un máximo en 2015 (1021 mgN·kg⁻¹). En el resto de las estaciones del entorno del emisario la concentración de NOT se ha mantenido más estable (Figura 6.5).

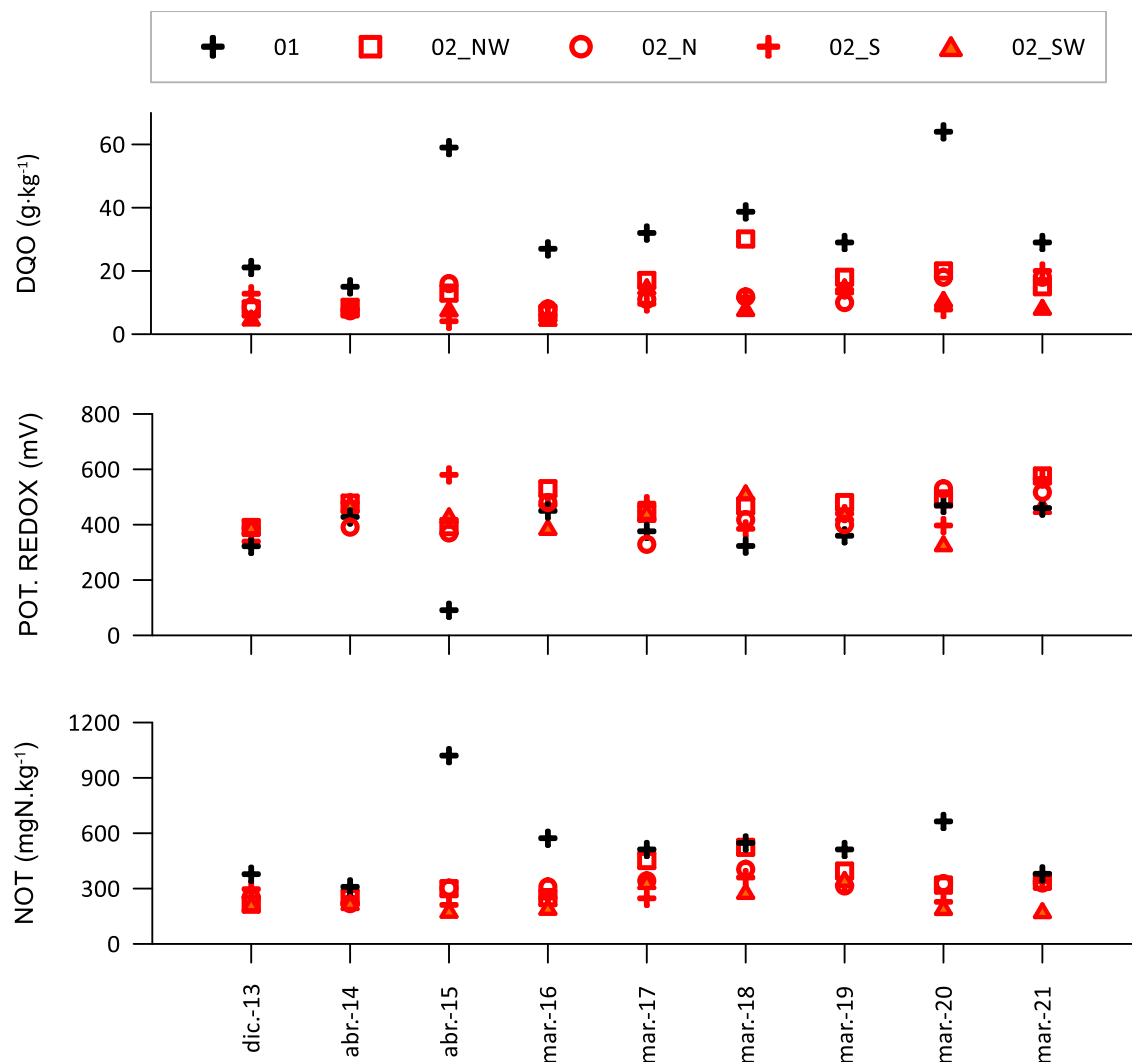


Figura 6.5. Evolución temporal de la demanda química de oxígeno (DQO), del potencial redox y de la concentración de nitrógeno orgánico total (NOT) en el sedimento de las cinco estaciones del entorno del emisario de Gorliz. La estación más cercana al vertido se identifica con el símbolo +.

6.4 Discusión

En la Figura 6.6 se muestra la localización de la estación L-B10 (para sedimentos y bentos de sustrato blando) de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco". La estación L-B10 se localiza aproximadamente a 850 m al noroeste del emisario.

El potencial redox en la estación L-B10 en los últimos años varió entre +363 y +506 mV. Los valores de Eh medidos en dos de las cinco estaciones del entorno del emisario durante la campaña de 2021 se sitúan dentro de este rango y tres estaciones (GOR_SED_02_N, GOR_SED_02_S y GOR_SED_02_NW) presentan un valor algo superior (+517 mV, +565 mV, +576 mV respectivamente). Por lo tanto, para este indicador no se observan evidencias de efectos del vertido.

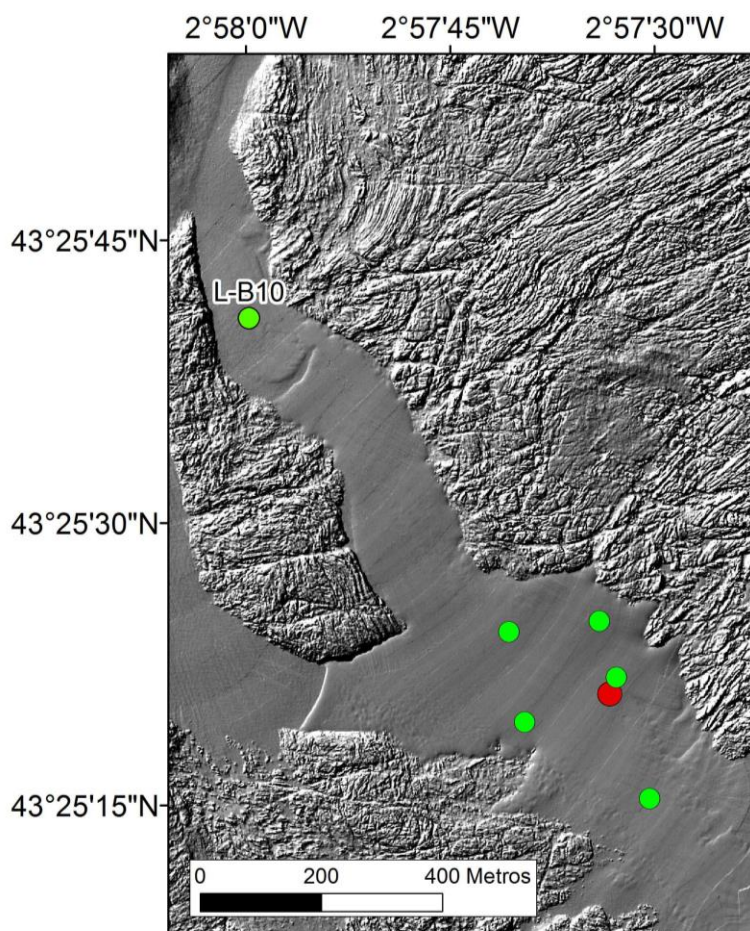


Figura 6.6. Localización de la estación L-B10 (sedimentos-bentos) de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV", junto con las estaciones en el medio receptor y el punto de vertido (círculo rojo). Se superpone una imagen gris, realizada con batimetría de alta resolución, donde pueden observarse las zonas con fondo blando (liso) y duro (rugoso).

En la Figura 6.7 se muestra, para 2021, la variabilidad espacial de la DQO, el potencial redox y el NOT en el entorno del emisario de Gorliz. Se observa que la estación más próxima al vertido (GOR_SED_01) presenta la mayor demanda de oxígeno y el mayor contenido en nitrógeno. Esta variabilidad espacial posiblemente esté ligada a un efecto de enriquecimiento orgánico procedente del emisario.

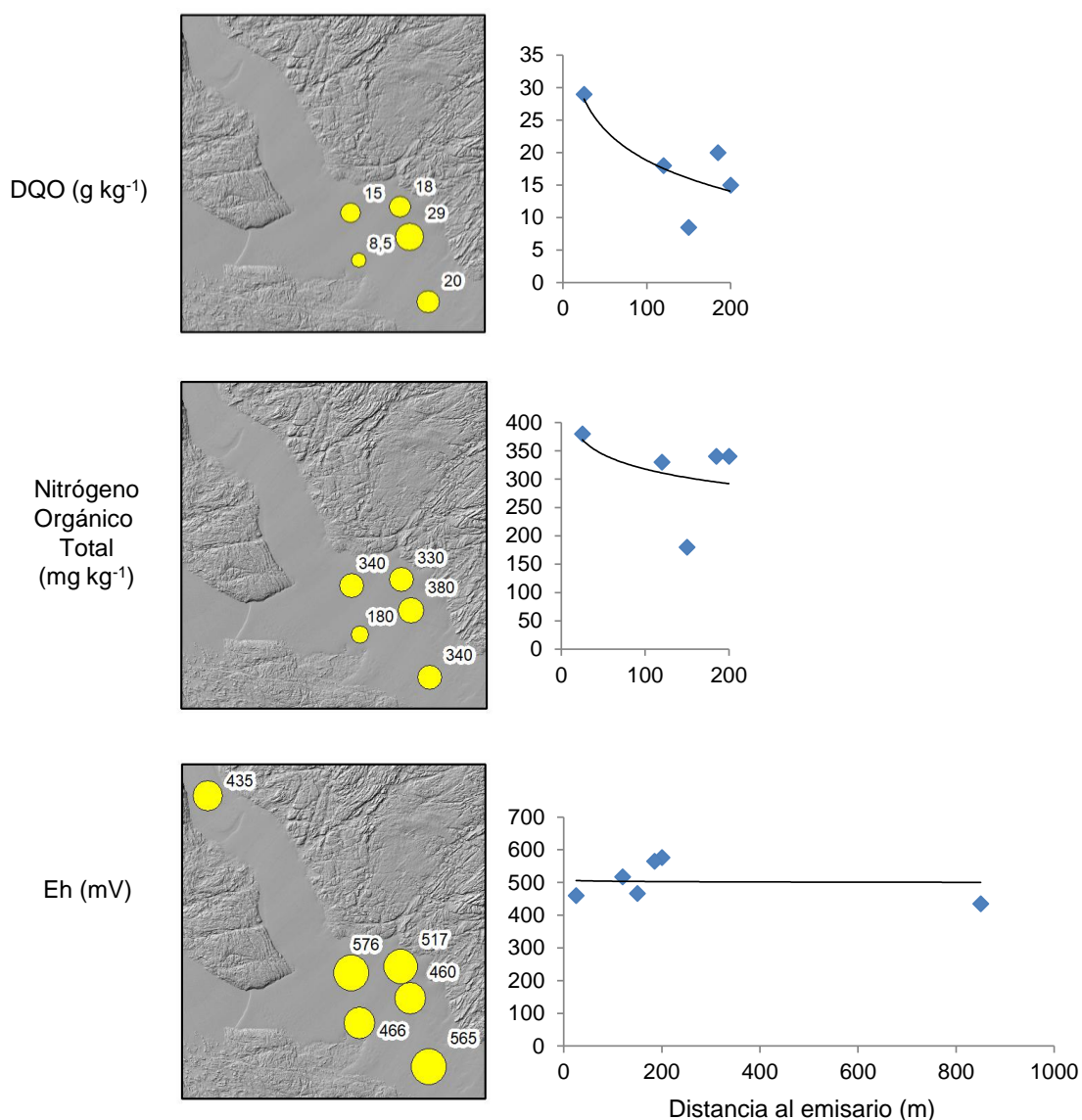


Figura 6.7. Variabilidad espacial en el contenido en la demanda química de oxígeno (DQO), contenido en nitrógeno orgánico total y potencial redox (Eh) en el entorno del emisario de Gorliz. Se incluye la información de 2021 de potencial redox en la estación L-B10 de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco".

7. COMUNIDADES DEL BENTOS DE FONDO BLANDO

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

El muestreo del bentos de sustrato blando se llevó a cabo, y de forma simultánea, en las mismas estaciones que el del sedimento (el 4 de marzo de 2021). La localización de las estaciones se muestra en el capítulo anterior (Figuras 6.1 y 6.2; Tabla 6.1).

Para la recogida de la muestra se utilizó una draga de tipo Van Veen con una superficie de muestreo aproximada de 0,1 m². Se tomaron dos réplicas (dos lances) para el estudio de comunidades bentónicas.

Cada una de las réplicas se tamizó a través de un tamiz de 1 mm de luz de malla, suficiente para la retención de casi todas las especies (Viéitez, 1976; Seapy y Kitting, 1978; Andrade y Cancela da Fonseca, 1979; Mora, 1982).

Para su conservación, los organismos retenidos se fijaron en una solución de formaldehído (estabilizado con metanol químicamente puro y tamponado a pH=7) al 4% en agua de mar.

7.2 Métodos analíticos

Una vez en el laboratorio, y con la ayuda de lupas binoculares, se procedió a la separación e identificación de los macroinvertebrados bentónicos hasta el nivel taxonómico de especie (siempre que se pudo) y a continuación, se contaron los ejemplares.

Con los datos obtenidos se calcularon:

- Densidad específica y total (por muestra), en ind·m⁻².
- Índice de diversidad de Shannon (H'), a partir de los datos de densidad (Shannon y Weaver, 1963), en bit·ind⁻¹.
- Índice de equitabilidad de Pielou (J'), a partir de los datos de densidad.
- Diversidad máxima por muestra (H'_{max}), en bit.

7.3 Metodología para la evaluación de la calidad del bentos blando

Para evaluar el estado biológico de estas comunidades se calculó el coeficiente biótico AMBI (Borja *et al.*, 2000; 2003; Muxika *et al.*, 2005) con ayuda del software AMBI 5.0, alimentado con la lista de especies actualizada a diciembre de 2020, ambos disponibles gratuitamente en la web de AZTI (<http://ambi.azti.es>), y siguiendo las recomendaciones de Borja y Muxika (2005), Muxika (2007) y Muxika *et al.* (2007b).

Con los resultados obtenidos, teniendo en cuenta que no se pudo confirmar la normalidad por medio de un test de Levene, lo que impidió la realización de un test de Shapiro-Wilk para estudiar la normalidad en la distribución de los residuales, se llevó a cabo un test de Kruskal-Wallis para examinar la existencia de diferencias significativas entre estaciones de muestreo. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el paquete STATGRAPHICS Centurion XVI (versión 16.2.04).

Además, se calculó el índice M-AMBI. Este índice fue desarrollado por AZTI en respuesta a los requerimientos de la Directiva Marco del Agua, e integra las medidas de riqueza específica, diversidad de Shannon y AMBI por medio de un análisis factorial (Muxika *et al.*, 2007a). El M-AMBI está oficialmente aceptado en España como herramienta para la evaluación de la calidad del bentos de sustrato blando de fondos submareales costeros de las costas del Atlántico y del Cantábrico.

Se aplicó el índice M-AMBI a las cinco estaciones de muestreo del entorno del emisario para evaluar si se cumplía el objetivo de la DMA en el medio receptor del vertido (esto es, si se alcanzaba al menos el 'Buen Estado Ecológico'). No obstante, se asumió que en las estaciones situadas a menos de 50 m el objetivo de calidad debía ser menos exigente. Este sería el caso de la estación GOR_SED_01 (Tabla 6.1).

El hecho de aplicar criterios menos exigentes en la estación GOR_SED_01 tiene su base en recomendaciones y normativas que indican que las áreas evaluadas respecto a los objetivos de calidad ambiental deben estar situadas a una distancia suficientemente alejada del punto de emisión que permita cierta dilución del vertido con el medio receptor.

En la bibliografía consultada sobre este tema se asume un impacto inevitable en la zona más cercana al vertido. En este sentido, la legislación de Estados Unidos permite zonas de mezcla (por ejemplo, una circunferencia de unos 800 m de radio) e indica que la evaluación de la calidad debe efectuarse en su periferia (EPA, 1999). Además, en guías para la implementación de la DMA en el Reino Unido se mencionan “Allowable Zones of Effects” (AZE) y un ejemplo de una circunferencia de 100 m alrededor del vertido (UKTAG, 2006).

En cuanto a las normativas estatales, en la Orden por la que se aprueba la Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar (BOE, 1993) se indica que, a no ser que las normas vigentes determinen la zona concreta de aplicación, los puntos de muestreo deberán estar situados fuera de la “zona de inyección”.

Posteriormente, el artículo 10 del Real Decreto 60/2011 sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas indica que los órganos competentes podrán designar zonas de mezcla adyacentes a los puntos de vertido, y dentro de las mismas, las concentraciones de las sustancias podrán superar las normas de calidad ambiental siempre que el resto de la masa de agua superficial siga cumpliendo dichas normas (BOE, 2011). Más recientemente esto mismo se recoge en el artículo 26, capítulo II, del 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 (BOE, 2015).

En este trabajo, concretamente, se recomienda permitir una distancia de 50 m respecto al punto de vertido para conseguir el ‘Buen Estado Ecológico’, dado que, para otras variables que deben cumplir objetivos de calidad (temperatura y pH) dicha distancia figura en la normativa más reciente del País Vasco sobre los vertidos efectuados desde tierra al mar (Anexo I, Decreto 459/2013) (BOPV, 2013), cuya entrada en vigor tuvo lugar en marzo de 2014 (<http://www.actualidadjuridicaambiental.com/legislacion-al-dia-pais-vasco-vertidos/>).

7.4 Resultados

7.4.1 Taxonomía y parámetros estructurales

Los datos brutos correspondientes a este apartado pueden consultarse en el Anexo 11.3. En la Tabla 7.1 se muestra el número de taxones identificados en cada una de las estaciones, así como el porcentaje aproximado que representó cada *phylum*.

Tabla 7.1. Número de taxones identificados y, entre paréntesis, porcentaje que representó cada *phylum* en las estaciones del entorno del emisario de Gorliz (GOR_SED_) en marzo de 2021.

<i>Phylum</i>	Estación	01	02_N	02_S	02_NW	02_SW
<i>Cnidaria</i>		0	0	1 (6%)	1 (6%)	1 (5%)
<i>Nemertea</i>		1 (4%)	2 (8%)	0	0	1 (5%)
<i>Annelida</i>		12 (46%)	10 (42%)	8 (47%)	6 (33%)	7 (33%)
<i>Mollusca</i>		3 (12%)	0	0	2 (11%)	2 (10%)
<i>Arthropoda</i>		9 (35%)	12 (50%)	7 (41%)	8 (44%)	9 (43%)
<i>Echinodermata</i>		1 (4%)	0	1 (6%)	1 (6%)	1 (5%)
TOTAL		26	24	17	18	21

En cuanto a la riqueza, el número de taxones varió entre 17 (estación 02_S) y 26 (estación 01). Los grupos con mayor representación en cada estación fueron los artrópodos crustáceos y los anélidos. Entre ambos englobaron más del 70% de los taxones observados en cada muestra, siendo la contribución de cada uno bastante similar.

En el conjunto de las estaciones se encontraron 23 taxones de anélidos y 22 de artrópodos. Además, se identificaron 5 taxones de moluscos, dos de equinodermos y de nemertinos, y uno de cnidarios.

En cuanto a la densidad, los artrópodos crustáceos dominaron en cuatro de las cinco estaciones (100–720 ind·m⁻²), y los anélidos (115 ind·m⁻²) en la restante (02_S). Estos mismos grupos ocupan la segunda posición, cuando no son los dominantes.

En general, esta distribución se asemeja a la que cabría esperar en sedimentos arenosos no alterados o poco alterados, donde resulta habitual la dominancia en densidad de anélidos y artrópodos, aunque en esta zona parecen ser más abundantes los artrópodos. Sin embargo, en contra de lo que suele ser habitual, la presencia de los moluscos resultó muy baja.

Por especies, destacó en densidad el crustáceo ermitaño *Diogenes pugilator* en tres estaciones (01; 02_N; 02_SW), crustáceos tanaidáceos de la familia de Leptognathiidae (02_NW) y el anélido poliqueto *Nephtys cirrosa* (02_S). Otras especies destacables en alguna de las estaciones fueron los anélidos *Dispio elegans* (02_S) y *Spiochaetopterus costarum* (02_N) y el anfípodo *Bathyporeia pelagica* (02_NW).

En cuanto a frecuencia de aparición, solamente tres taxones se encontraron en todas las estaciones de muestreo en 2021: los crustáceos *Diogenes pugilator* y Leptognathiidae, y el anélido *Nephtys cirrosa*. Otras especies aparecieron en cuatro de las cinco estaciones: *Glycera tridactyla* (anélido), *Cumopsis fagei* (crustáceo), *Urothoe pulchella* (crustáceo) y *Ampelisca cavicoxa* (crustáceo).

El cangrejo ermitaño *Diogenes pugilator* es un crustáceo decápodo. Suele habitar fondos donde hay acceso a carroña, en lugares de sustrato blando cercanos a áreas de sustrato duro que proveen este tipo de alimento (algas, animales muertos, etc. que pueden ser arrastrados de las zonas rocosas hacia zonas de sedimentación). Es una especie indiferente a alteraciones ligeras del medio, pero no soporta presiones importantes.



Imagen: *Diogenes pugilator*
http://www.glaucus.org.uk/Diogenese_PP.jpg

Los crustáceos de la familia Leptognathiidae pertenecen al grupo de los tanaidáceos, tienen cerca de 1 cm de longitud y están aplanados dorsoventralmente. Muchas de sus especies habitan zonas de grandes profundidades, y algunas viven dentro de tubos que construyen en la arena. Suelen ser muy pequeños, con una longitud de 1-6 mm. En algunas especies no se conocen sus machos. Se les considera sensibles a la alteración.



Imagen: Leptognathiidae
http://www.boldsystems.org/index.php/Taxbrowser_Taxonpage?taxid=306763

El anélido poliqueto *Nephtys cirrosa* suele encontrarse enterrado en sedimentos arenosos del nivel intermareal o en el submareal somero. Se desplaza tanto excavando el sedimento como nadando. Puede alcanzar hasta 10 cm de longitud. Es una especie carnívora que se alimenta de pequeños moluscos, crustáceos y poliquetos que captura con su probóscide. Se considera una especie indiferente a la alteración del medio.



Imagen: *Nephtys cirrosa*

<https://www.alamy.es/atlantico-oriental-galicia-espana-blanco-gusano-cerda-catworm-nephtys-cirros-annelida-polychaeta-maldanidae-image276835839.html>



Dispio elegans es una especie de reciente identificación. Probablemente, en el ámbito de las costas ibéricas, corresponda a lo que se ha venido considerando como *Dispio uncinata*, que es un gusano que habita en la zona intermareal y en el submareal somero, hasta unos 40 m de profundidad. Es una especie tolerante al enriquecimiento orgánico.

Imagen de *Dispio elegans*
Delgado-Blas et al., 2018

Spiochaetopterus costarum es un gusano poliqueto, muy delgado, de unos 5-6 cm de longitud, que vive dentro de un tubo quitinoso que suele estar enterrado en sedimento fangoso o arenoso. Se encuentra desde el intermareal hasta pocos metros de profundidad. Presenta una amplia distribución mundial. Se considera una especie sensible a la alteración.



Imagen de *Spiochaetopterus costarum*

[https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Spiochaetopterus_costarum_pottsi_\(Berkeley_1927\).jpg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Spiochaetopterus_costarum_pottsi_(Berkeley_1927).jpg)

El crustáceo *Bathyporeia pelagica* es un pequeño anfípodo (6 mm) muy parecido a su congénere *B. elegans*; esta última suele encontrarse en sedimentos medios-gruesos, con bajo contenido en limos. Su rango batimétrico abarca desde el intermareal hasta los 40 m de profundidad. Su rango de distribución geográfica incluye las costas europeas, el norte



de África, Madeira y el archipiélago canario. En cuanto a sus hábitos tróficos, es un depositívoro selectivo y se alimenta colocándose boca abajo en una pequeña cavidad del sedimento y separando la materia orgánica de los granos de sedimento a los que se adsorbe. Se considera sensible a la alteración del medio.

Imagen: *Bathyporeia elegans*

http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/1/12/Bathyporeia_elegans.jpg

El gusano poliqueto *Glycera tridactyla* es de tamaño medio (hasta 10 cm de longitud), de vida libre, y cuerpo afilado en ambos extremos. La mayoría de las especies del género *Glycera* son gusanos carnívoros de tamaño considerable, que se alimentan de presas vivas como algunas larvas, anfípodos u otros poliquetos. Para su captura se valen de una trompa evaginable dotada de papilas y de cuatro poderosas mandíbulas. Son poliquetos frecuentes en la costa vasca, aunque habitualmente no alcanzan densidades importantes. Se consideran indiferentes a la alteración del medio. Las especies agrupadas en el género *Glycera* están entre las características de la comunidad de *Tellina-Venus* para fondos submareales arenosos de la costa vasca a 10-70 m de profundidad. Presentan una distribución amplia en aguas europeas.



Imagen: *Glycera tridactyla*

https://www.aphotomarine.com/worm_glycera_tridactyla.html

Cumopsis fagei es un pequeño cumáceo (5-8 mm) que, aunque es intermareal, también suele encontrarse en aguas someras. Su rango de distribución geográfica incluye desde



las costas de las Islas Británicas hasta las de Marruecos. Los cumáceos se alimentan de los microorganismos y materia orgánica de los depósitos del fondo: las especies que viven en arenas se alimentan limpiando la parte orgánica de los granos de arena. Es una especie que se considera indiferente a la alteración del medio.

Imagen: *Cumopsis goodsir*

https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/384707?lg=en

El crustáceo *Urothoe pulchella* (al igual que su congénere *U. brevicornis*) es un pequeño anfípodo que no suele llegar a alcanzar 1 cm de longitud. Su distribución abarca todas las costas europeas (Atlántico y Mediterráneo) y norte de África. Es una especie que se alimenta de partículas orgánicas que captura en la superficie o en la subsuperficie del sedimento (es, por tanto, depositívora) en un rango de profundidad de 0 a 10 m. Se considera una especie sensible a la alteración del medio



Imagen: *Urothoe pulchella*
 AZTI

Ampelisca cavicoxa es un pequeño anfípodo de, aproximadamente, 1 cm de longitud y



que se alimenta de partículas orgánicas en suspensión, por lo que se ve favorecido por pequeños aumentos en la turbidez, aunque una turbidez excesiva puede saturar sus estructuras alimentarias. Los anfípodos en general, y los ampeliscidos en particular, se muestran especialmente sensibles a la contaminación por hidrocarburos.

Imagen: *Ampelisca spinimana*
 AZTI

En relación a los parámetros estructurales (Tabla 7.2), se registraron valores bajos de densidad (165–890 ind·m⁻²) y diversidad de Shannon (1,97–3,94 bit·ind⁻¹), junto con valores intermedios de riqueza específica (17–26 taxones).

Tabla 7.2. Parámetros estructurales calculados en las estaciones del entorno del emisario de Gorliz (GOR_SED_) en marzo de 2021.

Parámetros	Estación				
	01	02_N	02_S	02_NW	02_SW
Densidad (ind·m ⁻²)	890	265	200	165	575
Riqueza (nº sp.)	26	24	17	18	21
Diversidad máxima (bit)	4,70	4,58	4,09	4,17	4,39
Diversidad (bit·ind ⁻¹)	2,09	3,94	3,56	3,86	1,97
Equitabilidad	0,44	0,86	0,87	0,93	0,45

Los valores observados en 2021 se asemejan a los de una comunidad de *Tellina-Venus* (Borja *et al.*, 2004), pero en algunas estaciones con valores de riqueza específica y diversidad inferiores a los esperados (22–42 especies y 3–4 bit·ind⁻¹, respectivamente). En cuanto a la densidad, dos estaciones (01 y 02_SW) presentan valores superiores al rango (150–500 ind·m⁻²) propuesto por Borja *et al.* (2004).

Atendiendo a la composición específica, las especies encontradas en el entorno del emisario de Gorliz fueron en su mayoría típicas de la comunidad de *Tellina-Venus* propuesta por Borja *et al.* (2004). Esta comunidad es habitual en el sudeste del golfo de Vizcaya, encontrándose en fondos arenosos sublitorales de entre 10 y 70 m de profundidad (Borja *et al.*, 2004).

Aparecen por primera vez para algunas estaciones de muestreo especies que no se habían detectado antes en dichos puntos (aunque sí en otros dentro de este plan de vigilancia):

- En la estación GOR_SED_01: el nemertino *Tubulanus polymorphus*, los anélidos poliquetos *Dispio elegans*, *Malacoceros vulgaris*, *Spiochaetopterus costarum*, *Glycera celtica*, *Glycera tridactyla*, *Scoloplos typicus* y *Spiophanes convexus*, y el crustáceo anfípodo *Periocolodes longimanus*.
- En la estación GOR_SED_02_N: los anélidos poliquetos *Scoloplos typicus*, *Polycirrus* sp. y *Spiophanes convexus*, los crustáceos anfípodos *Bathyporeia* sp., *Nototropis falcatus* y *Sextonia longirostris*, el crustáceo misidáceo *Haplostylus normani*, y el crustáceo decápodo *Liocarcinus holsatus*.

- En la estación GOR_SED_02_S: los anélidos poliquetos *Paradoneis armata*, *Scolelepis bonnieri*, *Dispia* sp., *Glycera tridactyla* y *Owenia fusiformis*, el cnidario *Edwardsia* sp., la familia de crustáceos tanaidáceos Leptognathiidae, y el equinodermo equinoideo *Echinocyamus pusillus*.
- En la estación GOR_SED_02_NW: el cnidario *Edwardsia* sp., los anélidos poliquetos *Aricidea catherinae*, *Aricidea cerrutii* y *Chaetozone gibber*, los oligoquetos y el molusco bivalvo *Lucinella divaricata*.
- En la estación GOR_SED_02_SW: *Edwardsia* sp., los anélidos poliquetos *Glycera tridactyla*, *Prionospio cristaventralis* y *Scolelepis (Scolelepis) squamata*, los moluscos bivalvos *Donax trunculus* y *Tellina* sp., los crustáceos copépodos, los crustáceos anfípodos *Bathyporeia pelágica*, *Ampelisca cavicoxa* y *Leucothoe incisa*, el equinodermo equinoideo *Echinocyamus pusillus*.

7.4.2 Índices de calidad AMBI y M-AMBI

Tal y como indica la Tabla 7.3, la clasificación en función del coeficiente biótico AMBI (Borja *et al.*, 2000) fue de alteración ligera para cuatro estaciones y alteración nula para la restante (02_NW). Al mismo tiempo, el valor medio del coeficiente AMBI obtenido para las muestras indicó la presencia de una comunidad desequilibrada en cuatro de ellas (AMBI 1,2–1,6) y una comunidad empobrecida en la restante (AMBI 1,1).

Tabla 7.3. Densidad relativa de cada uno de los grupos ecológicos (GE), en porcentaje, para cada una de las réplicas (a y b), AMBI por réplica y AMBI promedio para cada una de las estaciones muestreadas junto con la desviación típica correspondiente (S).

GOR_SED_	01		02_N		02_S		02_NW		02_SW	
Réplica	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
GE I	7,8	16,3	48,4	21,1	19,2	15,4	63,6	33,3	36,8	4,4
GE II	87,5	75,5	45,2	57,9	50,0	69,2	18,2	66,7	63,2	93,3
GE III	3,9	6,1	6,5	15,8	30,8	15,4	0,0	0,0	0,0	2,2
GE IV	0,0	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0
GE V	0,8	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0
AMBI	1,477	1,439	0,871	1,579	1,673	1,500	1,227	1,000	0,947	1,467
AMBI promedio	1,458		1,225		1,587		1,114		1,207	
S	0,027		0,501		0,122		0,161		0,367	
Clasificación	Alteración ligera		Alteración ligera		Alteración ligera		Alteración nula		Alteración ligera	
M-AMBI	0,72		0,91		0,80		0,89		0,72	
Clasificación M-AMBI	Buen Estado		Muy Buen Estado		Muy Buen Estado		Muy Buen Estado		Buen Estado	

Límites de EQR que definen las clases de estado M-AMBI: Muy bueno/Bueno= 0,77; Bueno/Moderado= 0,53; Moderado/Deficiente= 0,38; Deficiente/Malo= 0,20.

La calificación fue compartida por la mayoría de las réplicas, donde el estrecho rango en el que variaban los valores de AMBI por muestra (excepto en las estaciones 02_N y 02_SW) sugiere que el resultado obtenido es estadísticamente robusto (Tabla 7.3). En este sentido, el test de Kruskal-Wallis llevado a cabo para explorar las posibles diferencias entre los valores de AMBI obtenidos en cada una de las estaciones indicó ausencia de diferencias significativas ($\chi^2= 4,145$; $gl= 4$; $p= 0,387$).

Atendiendo al reparto entre grupos ecológicos (GE), destacó la escasa presencia de especies oportunistas. Así, especies oportunistas de segundo orden (GE IV) fueron encontradas en dos réplicas: una de la estación 02_N (5,3% de los efectivos) y otra de 02_NW (9,1% de los efectivos); mientras que especies oportunistas de primer orden (GE V) fueron encontradas en tres réplicas: dos de la estación 01 (0,8% y 2% de los efectivos) y una de 02_NW (9,1% de los efectivos) (Tabla 7.3).

Las especies indiferentes a la alteración del medio, que se adscriben al GE II, dominaron en ocho de las diez réplicas (con una dominancia de 50 – 93%), dominando especies sensibles (GE I) en las restantes réplicas (48 – 64%).

Por último, se aplicó el índice M-AMBI, desarrollado por AZTI en respuesta a los requerimientos de la Directiva Europea Marco del Agua (Muxika *et al.*, 2007a) y que integra las medidas de riqueza específica, diversidad de Shannon y AMBI por medio de un análisis factorial. En base a este índice, el estado biológico de las comunidades del bentos de sustrato blando se clasificó como 'Muy Bueno' en tres estaciones estudiadas, con valores de M-AMBI entre 0,80 y 0,91, y como 'Bueno' en las restantes dos estaciones, con valores de M-AMBI de 0,72 en ambas (Tabla 7.3). El índice M-AMBI está oficialmente aceptado por España como herramienta para la evaluación de la calidad del bentos de sustrato blando de fondos submareales costeros de las costas del Atlántico y del Cantábrico.

7.4.3 Evolución temporal de las comunidades

En la Figura 7.2 se observa la evolución que han presentado en estas estaciones tanto la riqueza de taxones como la densidad, desde el primer plan de vigilancia (2013). Estos parámetros no muestran ninguna tendencia temporal clara, habiendo altibajos en todas las estaciones. En cuanto a la variabilidad espacial, aunque la estación 01, la más cercana al punto de vertido, ha presentado esporádicamente valores más altos que el resto, no se observa un patrón constante a lo largo de los años.

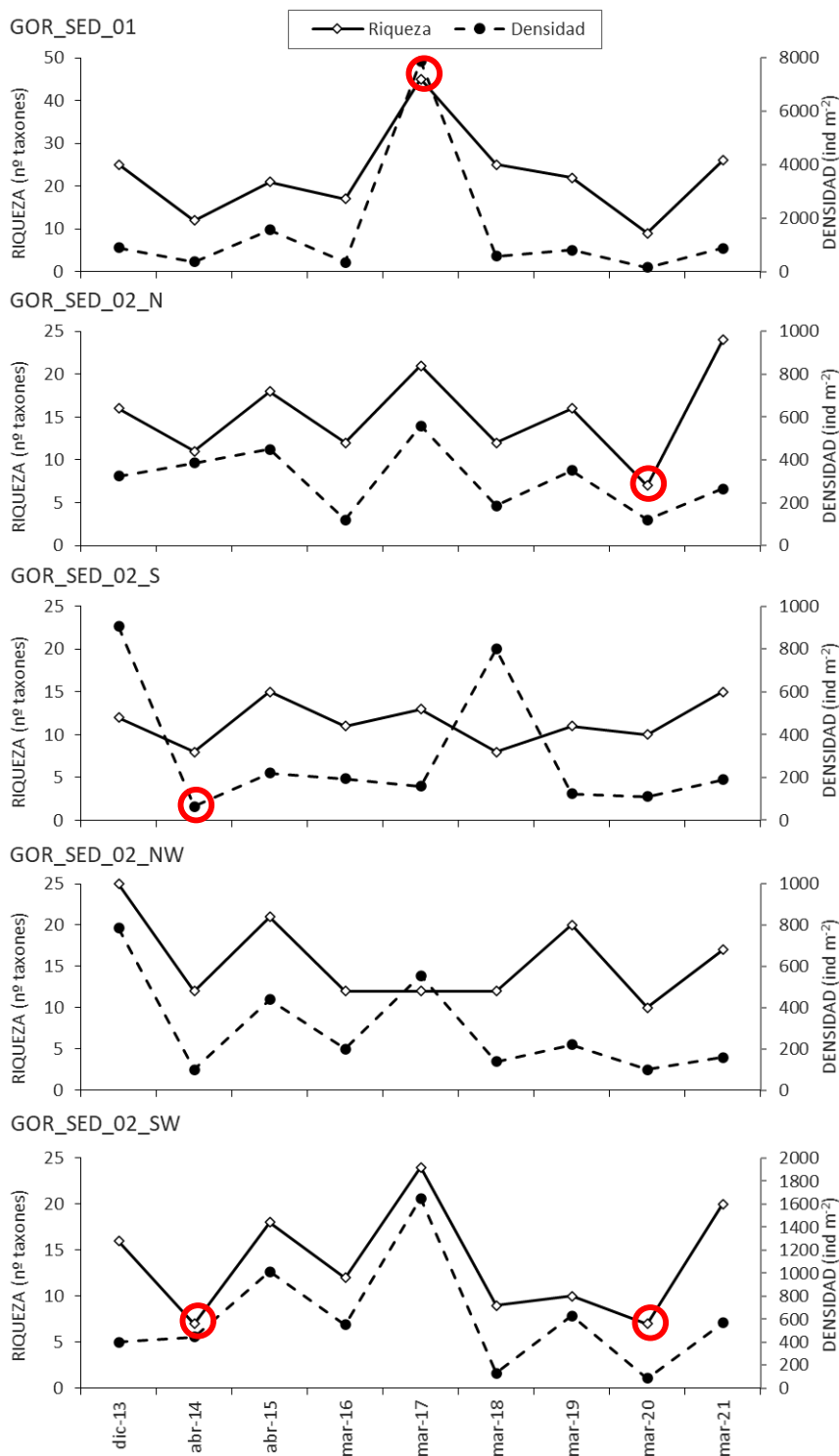


Figura 7.2. Riqueza (número de taxones distintos de todas las réplicas en conjunto) y densidad media observada en cada una de las estaciones del entorno del emisario de Gorliz desde el año 2013. El círculo rojo señala los máximos y mínimos de la serie. Nótese el cambio de escala.

Los máximos de la serie se observan en la campaña de 2017, tanto para la riqueza como para la densidad (45 taxones y 7865 ind·m⁻²) y corresponden a la estación 01. En el polo opuesto, el valor más bajo de riqueza específica (7 taxones) se observa en la campaña de 2014 en la estación 02_SW y, de nuevo, en 2020 en la misma estación y en 02_N. El mínimo de densidad se observa en la campaña de 2014 (65 ind·m⁻²) y corresponde a la estación 02_S.

A lo largo de todos los años (desde 2013 hasta 2021), los resultados obtenidos para la zona receptora del vertido de la EDAR de Gorliz indican la presencia de una comunidad principalmente asimilable a la de *Tellina-Venus*, descrita por Borja *et al.* (2004) en sustratos arenosos submareales de entre 10 y 70 m de profundidad en el sudeste del golfo de Vizcaya.

7.4.4 Evolución temporal de los índices de calidad

En la Figura 7.3 se observa la evolución que han presentado en estas estaciones tanto el índice AMBI como los porcentajes de los distintos grupos ecológicos (GE).

Los grupos ecológicos principales a lo largo de toda la serie han sido los correspondientes a las especies sensibles (GE I) y a las indiferentes (GE II). La fauna encontrada en las estaciones 02_N y 02_SW se componen casi en su totalidad por estos dos grupos ecológicos. En las estaciones 02_S y 02_NW se observa una mayor contribución de especies tolerantes (GE III), oportunistas de segundo orden (GE IV) y en algún caso puntual de oportunistas de primer orden (GE V). La estación GOR_SED_01 ha sido la más diferente entre todas, con una importante presencia de especies oportunistas de primer orden en los años 2015, 2016 y 2017. Se debe destacar que el GE V (indicador de alteración) presenta en la estación 01 una dominancia promedio para toda la serie de 13,4%, con un máximo de 47,5% en 2017.

Los valores de AMBI muestran una situación bastante estable a lo largo de los años en la mayoría de las estaciones de muestreo, con la excepción de la estación GOR_SED_01 (donde se ha visto una alteración relativamente mayor en los años 2015, 2016 y 2017).

Al igual que con los grupos ecológicos, con el índice AMBI se podrían establecer dos grupos de estaciones (Figura 7.4). Por un lado, el formado por las cuatro estaciones más alejadas del punto de vertido, donde el AMBI generalmente oscila en un estrecho rango en torno a 1,2 (valor límite entre una situación de alteración nula y de alteración ligera). Por otro lado, la estación situada justo en el punto de vertido (GOR_SED_01), con valores en ocasiones claramente más elevados, pero que únicamente en 2017 alcanzan el nivel de alteración moderada.

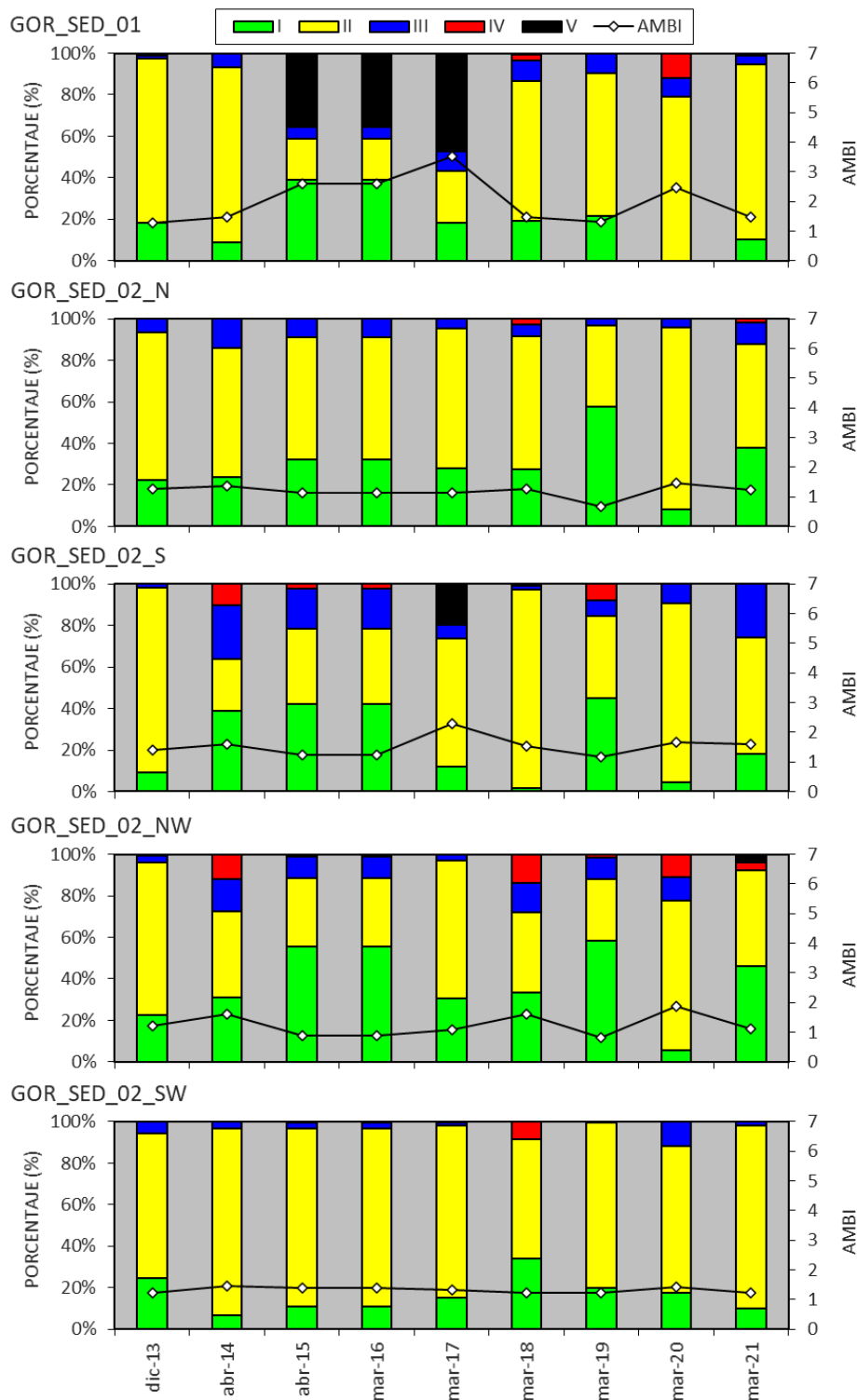


Figura 7.3. Valores de AMBI calculados en cada una de las estaciones del entorno del emisario de Gorliz desde el año 2013. Incluye la densidad relativa en la que aparecen los distintos grupos ecológicos: especies sensibles (I), indiferentes (II), tolerantes (III), oportunistas de 2º orden (IV) y oportunistas de 1º orden (V).

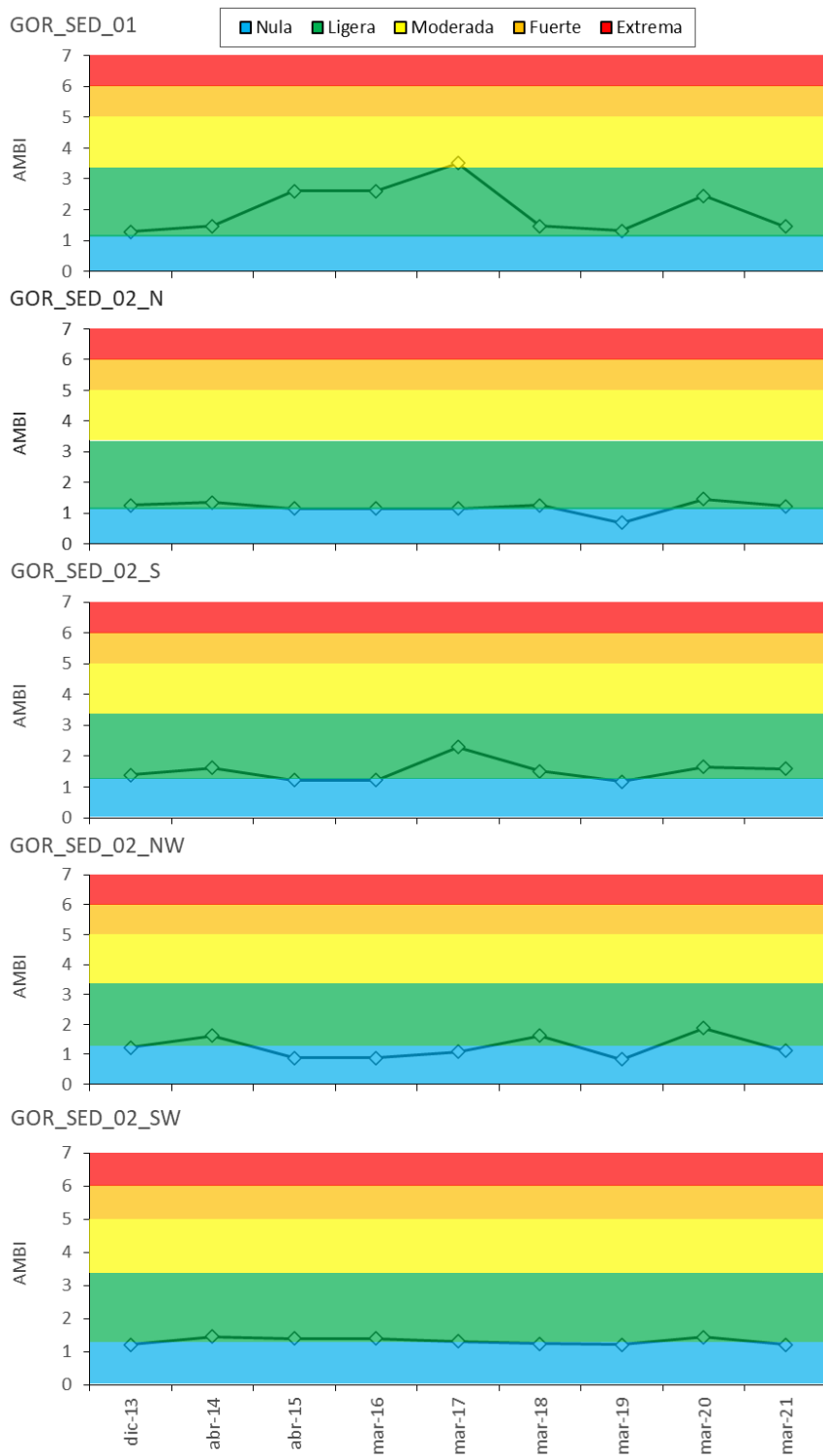


Figura 7.4. Valores de AMBI calculados en cada una de las estaciones del entorno del emisario de Gorliz desde el año 2013. Nivel de alteración en el cual queda clasificada la muestra: nula, ligera, moderada, fuerte y extrema.

En cuanto a la evolución del índice M-AMBI (Figura 7.5), aprobado para la evaluación del bentos de sustrato blando en fondos submareales costeros de las costas del Atlántico y del Cantábrico, los resultados entre 2013 y 2021 indican que la zona de estudio ha presentado generalmente un estado 'Bueno' o 'Muy bueno'. Solo se ha observado un incumplimiento del objetivo de calidad a lo largo de estos años en una sola estación de las cinco estudiadas (en 2018, la estación GOR_SED_02_S se encontró en estado 'Moderado', cercano al límite con 'Bueno').

A modo de resumen:

- Dos estaciones (GOR_SED_02_N y GOR_SED_02_NW) obtienen valores correspondientes a los estados 'Bueno' o 'Muy bueno'. El promedio obtenido a lo largo de los años es muy similar entre ellas (M-AMBI= 0,78–0,80) y se encuentra muy cerca del límite entre el estado "Bueno" y 'Muy bueno'.
- Otras dos estaciones (GOR_SED_01 y GOR_SED_02_SW) se encuentran en todo momento en un estado 'Bueno'. Consecuentemente, con el valor promedio de toda la serie temporal ambas se sitúan dentro de un estado 'Bueno' (M-AMBI= 0,66–0,67);
- La estación restante (GOR_SED_02_S) presenta los valores más oscilantes (M-AMBI= 0,51–0,83) clasificándose su estado en 'Muy bueno', 'Bueno' o 'Moderado', a lo largo de su serie temporal.

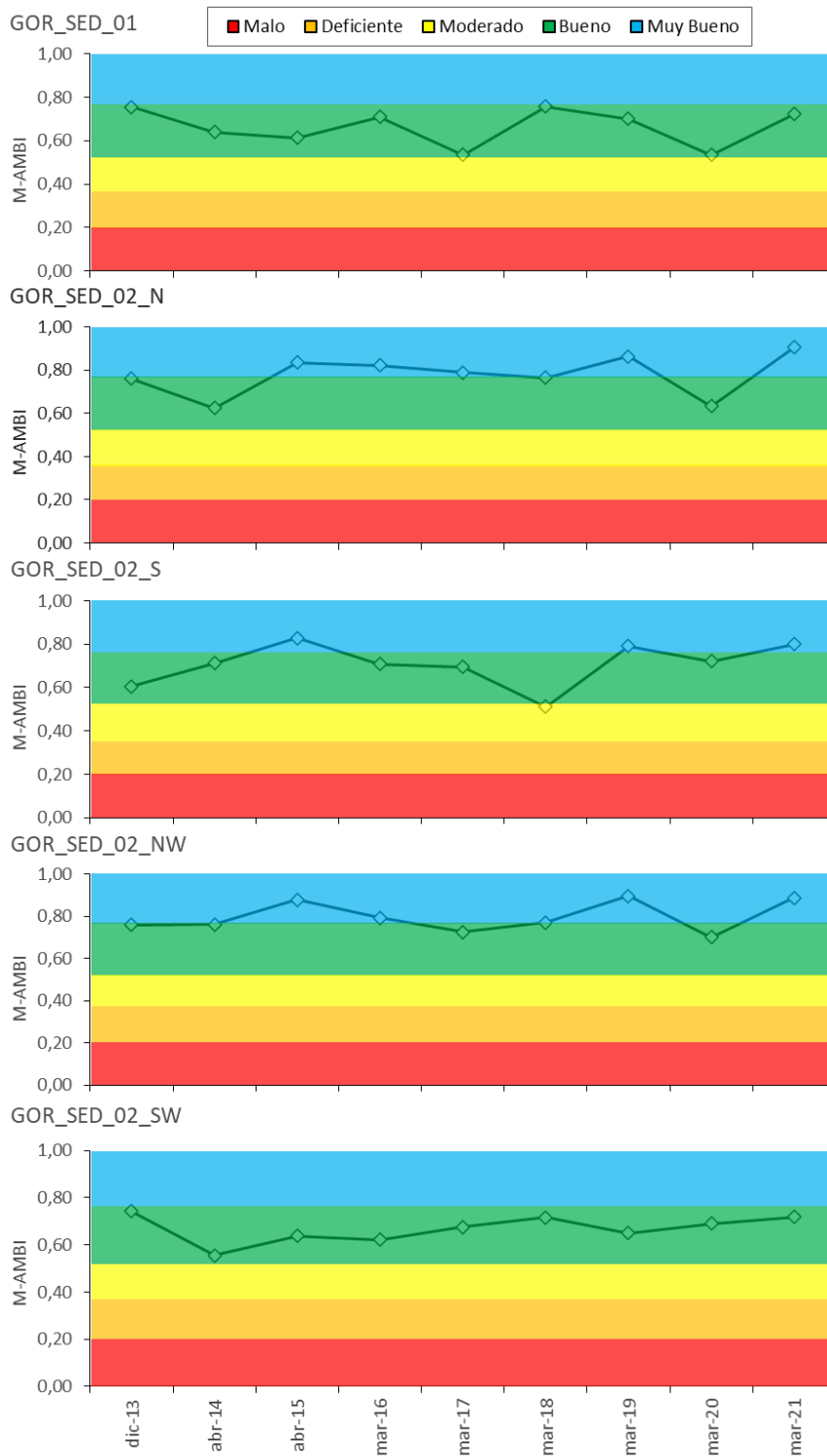


Figura 7.5. Valores de M-AMBI calculados en cada una de las estaciones del entorno del emisario de Gorliz desde el año 2013. Se representa el estado de calidad en el cual queda clasificada la muestra: Malo, Deficiente, Moderado, Bueno y Muy bueno.

7.5 Discusión

En 2021, la estación GOR_SED_01, la más cercana al emisario (situada solo a unos 25 metros del punto de vertido) resultó ser la de mayor riqueza taxonómica y densidad.

En cuanto a la composición faunística de la estación GOR_SED_01, tras la llamativa presencia en 2015 de *Capitella capitata* (un poliqueto de amplia distribución que, en elevadas densidades, es considerado indicador de enriquecimiento orgánico) y la recuperación en 2016 de una considerable abundancia del ermitaño *Diogenes pugilator*, en 2017 se repitió una situación alterada, debido a la clara dominancia de los poliquetos, y especialmente a las elevadas densidades de *Malacoceros fuliginosus* (6510 ind m⁻²).

Desde 2018 la estación GOR_SED_01 ha reflejado una situación de alteración ligera. En 2018 fue la única donde se registró alguna especie oportunista de primer orden (0,9% de los efectivos). En 2019 mostró presencia anecdótica de oportunistas de segundo orden (0,4%). En 2020, la escasa presencia de fauna en una de las réplicas provocó que la simple presencia de *Kirkegaardia* sp., considerado oportunista de segundo orden, adquiriese cierta importancia.

En 2021, al igual que desde 2018, en la estación GOR_SED_01 no se encontró ningún ejemplar del anélido *Malacoceros fuliginosus* (abundante en años precedentes), ni de *Capitella capitata* (presente en años precedentes); solamente un individuo en cada una de las réplicas del congénere *Malacoceros vulgaris*. Con esto, se confirma la interpretación que se hizo, tanto en 2015 como en 2017, sobre el carácter puntual del enriquecimiento orgánico en esta estación, reflejado en una importante presencia de poliquetos oportunistas en dichos años, pero no en 2016 (ni posteriormente).

Las restantes estaciones en 2021 tuvieron una composición faunística muy similar, con las mismas especies dominantes: *Diogenes pugilator* y *Nephtys cirrosa*, y la aparición de la familia de crustáceos tanaidáceos Leptognathiidae. Los valores de riqueza taxonómica se encontraron en el límite o ligeramente por debajo de lo esperado para esta comunidad de *Tellina-Venus*. En relación con este ligero empobrecimiento, es importante señalar que los rangos presentados por Borja *et al.* (2004) se calcularon a partir de muestras tomadas a 20–40 m de profundidad, mientras que las muestras correspondientes al presente estudio se tomaron en una zona poco profunda, entre 19 y 25 m (Tabla 6.1). Además, los rangos de Borja *et al.* (2004) se calcularon a partir de muestras compuestas por tres réplicas, mientras que para el presente trabajo tan sólo se toman dos réplicas. Esto ha podido afectar al resultado, subestimando los valores de riqueza y, en algunos casos, de diversidad.

Los valores promediados de AMBI reflejaron una ligera mejoría con respecto a 2020, donde todas las estaciones presentaban una alteración ligera, tras haber empeorado con respecto a 2019, donde tres estaciones resultaron no alteradas. Al igual que en los dos años precedentes, en 2021 la ausencia de diferencias significativas entre los valores AMBI (0,87–1,58) indicó que no existía una fuente de impacto o, al menos, que no se reflejaba su efecto en la comunidad macrobentónica.

Con el fin de comparar los resultados obtenidos con los de una estación control, se ha recurrido a la estación L-B10 de sedimentos, utilizada en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco” de URA. Dicha estación se localiza a 850 m del emisario de Gorniz y está situada sobre el mismo paleocauce (véase Figura 6.5 del anterior capítulo). En la campaña de 2021 el valor de AMBI para la estación L-B10 fue 1,396 (Borja *et al.*, 2022), mostrando una situación de alteración ligera y estando en posición intermedia con respecto a las estaciones del presente estudio.

En cuanto al índice M-AMBI (método oficial para la aplicación de la Directiva Marco del Agua), las comunidades bentónicas del entorno del emisario quedaron clasificadas en los puntos de muestreo en un estado biológico ‘Muy Bueno’ y ‘Bueno’ en la campaña de 2021. Por su parte, la estación L-B10, según el valor de M-AMBI obtenido (0,77), se clasificó en 2021 en un estado ‘Bueno’, a diferencia de los ocho años precedentes cuando venía haciéndolo en ‘Muy Bueno’. Estos resultados vuelven a concluir que nos encontramos en un medio en buen estado desde el punto de vista de la situación de la fauna macrobentónica.

En definitiva, en 2021 las comunidades del bentos de sustrato blando no reflejaron un impacto relevante en el entorno del emisario de Gorniz. Todos los valores de AMBI y M-AMBI mostraron una estabilidad o ligera mejoría en sus valores con respecto a los de 2020, lo que se puede interpretar como una buena situación de la macrofauna y, por tanto, por ahora, no deben provocar preocupación. No obstante, durante los próximos años se recomienda continuar con el seguimiento para confirmar esta estabilidad o mejoría.

8. DISCUSIÓN GENERAL

El presente estudio tiene como objetivo básico conocer el impacto antrópico que tiene el vertido de la EDAR de Gorniz sobre los principales componentes del ecosistema marino de su entorno. Para ello, en el año 2021 se han estudiado las condiciones fisicoquímicas del agua, las comunidades fitoplanctónicas, el sedimento y las comunidades bentónicas de sustrato blando en la zona receptora del vertido. Además, se han aplicado índices que evalúan la calidad ecológica de manera acorde con la Directiva 2000/60/CE (DMA).

La descarga de las aguas residuales tratadas por la EDAR se hace por medio de un emisario submarino y tiene lugar en una zona costera expuesta al oleaje, frente a la bahía de Plentzia.

Los planes de vigilancia efectuados desde 2013 implican la caracterización estacional de las condiciones fisicoquímicas del agua en la zona receptora del vertido. En 2021 las campañas tuvieron lugar en febrero, mayo, agosto y noviembre. Las estaciones de muestreo comprenden un punto sobre el emisario, así como otros nueve situados a diferentes distancias (200, 500 y 1000 m) que parten de éste radialmente. Posteriormente, se comparan los resultados obtenidos con los de una estación situada a unos 2 km, mar adentro, que puede ser utilizada como control (L-B10).

En el medio receptor, los rangos de la temperatura y de la salinidad a lo largo de estos años han sido los característicos de la plataforma costera del País Vasco. En cuanto a los patrones de variación, predominan los cambios temporales sobre las diferencias entre estaciones de muestreo, lo que es coherente con la morfología de la zona donde se produce el vertido, abierta, que facilita la dispersión y dilución de los aportes de agua dulce. El área de estudio presenta una profundidad heterogénea y este factor modula las condiciones observadas en las aguas de fondo. En superficie no se observa un gradiente espacial constante a lo largo de los años y tampoco es habitual que destaque la estación más cercana al emisario salvo (en ocasiones puntuales y sin que llegue a afectar al cumplimiento de los objetivos de calidad).

Los cambios estacionales en la estructura térmica de la columna de agua han sido los típicos de los mares costeros templados: mezcla en invierno y estratificación en verano, con grados intermedios en primavera y otoño. Hay años en los que la estratificación observada ha sido muy débil (como 2021), lo cual no es de extrañar dado que la profundidad de medida en fondo no se mantiene fija y, además, la estabilidad de la columna de agua varía con el oleaje y el viento.

Por otro lado, ha sido frecuente detectar cierto grado de estratificación salina, más acusada en invierno en respuesta a los aportes procedentes de los ríos. Hay que tener en cuenta que el emisario submarino se encuentra cerca de la desembocadura del río Butroe, con lo cual, es difícil separar la influencia de ambos cuando se dan condiciones muy lluviosas.

En 2021 hubo periodos de bajas precipitaciones muy prolongados desde febrero hasta octubre. En respuesta a ello, el contenido de agua dulce fue en mayoría de los muestreos muy bajo (excepto en la campaña de invierno).

En algunas zonas de la costa vasca se han reportado cambios muy destacables y a corto plazo (menos de una semana) en las condiciones del agua, incluso durante la época estival (p. ej., García-Soto *et al.*, 1990; Madariaga y Orive, 1995). Sin embargo, dichos estudios se refieren a estuarios o bahías. En zonas costeras abiertas, como es el caso de la zona receptora del vertido de la EDAR de Gorniz, el forzamiento meteorológico actúa a una escala espacial y temporal más amplia. En esta zona, en invierno la transparencia suele ser menor y la concentración de nitrato no es raro que presente picos elevados, lo que se corresponde con el ciclo típico de las aguas de la plataforma interna del País Vasco (Valencia *et al.*, 2004; Revilla *et al.*, 2012). Este patrón estacional también se observó en el muestreo realizado en febrero de 2021, que tuvo lugar tras un mes de enero muy lluvioso.

Los nutrientes inorgánicos aumentan en las aguas costeras en respuesta al lixiviado de las cuencas, siendo importante el aporte procedente de los ríos en épocas lluviosas. En la zona del emisario de Gorniz en los últimos tres años las concentraciones de nitrato y fosfato se encuentran entre las más bajas desde el comienzo del estudio. Esto podría reflejar un cambio en el régimen de precipitaciones que afectara a mayor escala espacial que la del entorno de la EDAR. De hecho, patrones similares se han observado también en otras zonas de la costa vasca (véanse los informes de Ondarroa, Lekeitio y Bakio).

Por otro lado, el amonio y el fosfato son nutrientes cuyos picos se consideran indicadores de vertidos de aguas residuales deficientemente tratadas. Tanto estos como el nitrato han cumplido los objetivos en todas las estaciones de muestreo, al evaluarse de manera promediada en periodos de seis años y conforme a los criterios más recientes (CHC y URA, 2021). La estación más cercana al emisario en el último periodo (2016-2021) presenta concentraciones medias de nitrato y fosfato ligeramente superiores al resto, pero que se sitúan cerca del límite entre los estados 'Muy Bueno' y 'Bueno'.

Como en años anteriores, en 2021 las diferencias encontradas en las condiciones fisicoquímicas del agua entre los valores medios de la estación control (L-B10) y los de la zona receptora del vertido fueron muy leves. Además, aplicando a las aguas de superficie el índice PCQI (que integra nutrientes, condiciones ópticas y saturación de oxígeno) el estado fisicoquímico resultó en la categoría de 'Muy bueno' en el 100% de las muestras de 2021.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, se puede afirmar que el vertido de la EDAR de Gorniz no causó un impacto relevante en la calidad fisicoquímica del medio receptor.

En cuanto a las comunidades del fitoplancton, se estudiaron en las aguas de superficie en las mismas fechas que las variables fisicoquímicas. Para el fitoplancton se utilizaron únicamente las tres estaciones situadas a 200 m del emisario. Desde el comienzo del seguimiento, la abundancia y composición taxonómica del fitoplancton ha sido muy similar entre las estaciones cercanas al emisario de Gorniz y la estación control (L-B10).

El máximo de abundancia fitoplanctónica hasta ahora se ha encontrado en la estación GOR_FITO_02_SW, con $4,5 \cdot 10^6$ células l^{-1} (mayo de 2014). Este pico fue muy similar al registrado en las mismas fechas en la estación control ($3,5 \cdot 10^6$ células l^{-1}), debiéndose en las dos a la diatomea *Chaetoceros salsugineus* (Revilla *et al.*, 2015). Otras diatomeas, así como pequeños flagelados (criptofíceas y primnesiales) también han dado lugar a floraciones en ambas zonas. En las aguas costeras del País Vasco estos organismos suelen ser un componente importante en términos de abundancia, que superan en ocasiones el millón de células por litro (Muñiz *et al.*, 2018).

Por otra parte, a lo largo de la serie temporal, en el entorno del emisario se han observado algunas floraciones también en verano, a diferencia de la estación L-B10 que las ha presentado mayoritariamente en invierno y primavera. Teniendo en cuenta la cercanía al medio terrestre de las estaciones del entorno del emisario, la disponibilidad de nutrientes será mayor en éstas, lo cual podrá permitir que durante la época estival (cuando suele haber más limitación en las aguas de superficie por la estratificación térmica), el fitoplancton pueda crecer.

En cuanto al fitoplancton potencialmente tóxico, en 2021 en el medio receptor del vertido de la EDAR de Gorniz pueden citarse la presencia de varias especies de dinoflagelados, así como diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*. Dichos taxones suponen riesgo de intoxicación por consumo de marisco (ya que las toxinas son acumuladas por los bivalvos filtradores). Pero, no guardan relación con el vertido, las especies tóxicas presentan una amplia distribución a escala mundial y, por lo tanto, también a lo largo de la costa vasca (Muñiz *et al.*, 2017). Además, pueden estar presentes en aguas de muy buena calidad fisicoquímica (no son indicadoras de eutrofización).

En el entorno del emisario se observaron también algunos taxones fitoplanctónicos que pueden resultar nocivos para la fauna marina cuando alcanzan densidades elevadas, en caso de producir descensos de la transparencia del agua o el oxígeno, o daños mecánicos (por ejemplo, las estructuras silíceas de algunas diatomeas dañan las agallas de los peces). Todos ellos son también de amplia distribución y, por tanto, habituales en las aguas costeras del País Vasco. No obstante, en las muestras analizadas aparecieron en concentraciones relativamente bajas.

Por último, la concentración de clorofila (que sirve como aproximación a la biomasa fitoplanctónica) puede considerarse baja en el entorno del emisario de Gorniz, estando en el rango habitual de las aguas costeras del Cantábrico Oriental (generalmente inferior a 3 µg l⁻¹). Esto es acorde con la abundancia celular y deriva también de las especies de pequeño tamaño que normalmente componen la comunidad en esta zona costera. Así, el estado del fitoplancton en 2021 quedó clasificado como 'Muy bueno' en base a la clorofila "a". Hay que indicar que en años recientes las concentraciones de clorofila parecen haber disminuido, al igual que la abundancia celular. Este patrón es coherente con la disminución de nutrientes y un aumento de la transparencia, pero podría estar ocurriendo no solo en la zona del emisario, sino a lo largo de la costa de Bizkaia.

Todo lo anterior lleva a concluir que no existe un riesgo de eutrofización importante en el entorno del emisario de Gorniz, lo cual es coherente con la ya mencionada alta capacidad de dilución y dispersión que tienen las aguas costeras de la plataforma del Cantábrico sobre los aportes alóctonos (Valencia *et al.*, 2004).

En cuanto al sedimento en las cinco estaciones muestreadas en torno al vertido, en 2021 fue predominantemente arenoso, al igual que en años previos. Desde 2013, en la estación más próxima (GOR_SED_01) se observan valores de demanda química de oxígeno y de concentración de nitrógeno orgánico superiores al resto, lo cual puede estar relacionado con un aporte de materia orgánica por parte del emisario. No obstante, el potencial redox se mantiene en el rango de los valores medidos en la estación L-B10 y únicamente en el punto más cercano al emisario el potencial ha estado en alguna ocasión por debajo del de esta estación control.

La estructura taxonómica en las comunidades del bentos de sustrato blando en 2021 se asemeja a la que cabría esperar en sedimentos arenosos no alterados o poco alterados, donde resulta habitual la dominancia en densidad de anélidos y artrópodos. Además, como suele ser habitual en este tipo de comunidad, también estuvieron presentes los moluscos, aunque en muy bajas densidades.

Teniendo en cuenta la composición taxonómica y los parámetros estructurales (densidad, riqueza, diversidad y equitabilidad) la comunidad bentónica de sustrato blando en las estaciones del entorno del emisario de Gorniz correspondió en 2021, igual que desde 2017, a *Tellina-Venus*. Esta comunidad es común en los fondos arenosos sublitorales, entre 10 y 70 m de profundidad, del sudeste del golfo de Vizcaya (Borja *et al.*, 2004).

Aunque se detecta cierto empobrecimiento de la comunidad del bentos de sustrato blando en las estaciones del entorno del emisario de Gorniz, ello podría deberse a su localización, un estrecho paleocauce, en el que el aporte orgánico procedente de los afloramientos rocosos próximos favorecería la dominancia de especies carroñeras. En este sentido, en 2021, al igual que desde 2016, se ha observado una elevada presencia del crustáceo ermitaño *Diogenes pugilator* en algunas de las estaciones de muestreo.

En cuanto a los resultados del índice AMBI en 2021, estos indicaron que cuatro estaciones presentaban “Alteración Ligera” y la restante “Alteración Nula”. Además, destacó la baja presencia de especies oportunistas, excepto en dos réplicas.

El índice M-AMBI, aprobado para la evaluación del bentos de sustrato blando en fondos submareales costeros de las costas del Atlántico y del Cantábrico, indicó que las comunidades del entorno del emisario en la campaña de 2021 se encontraban en estado ‘Bueno’ (dos estaciones) y ‘Muy Bueno’ (tres estaciones).

Hasta ahora, el índice M-AMBI solo ha señalado un único caso de impacto sobre las comunidades: en 2018 la estación GOR_SED_02_S presentó estado 'Moderado', aunque muy cercano a 'Bueno'. Además, no se encontró en dicho caso una relación clara entre el incumplimiento del objetivo de calidad y el vertido del emisario. Esta estación es una de las más alejadas del emisario (a unos 185 m) y las variables del sedimento en ese punto no presentaban valores anómalos.

Todo lo anterior hace pensar que la presión ejercida por el vertido no provoca alteraciones significativas en las comunidades bentónicas de sustrato blando presentes en la zona de estudio.

Como síntesis de la evolución del estado del medio receptor en todos sus aspectos, las tablas siguientes muestran los resultados obtenidos con los índices acordes a la DMA, a partir del año de la entrada en marcha del emisario submarino.

Desde 2013 hasta el presente estudio, la calidad fisicoquímica del agua evaluada de manera integrada ha sido siempre muy buena y las variables para las que actualmente hay valores umbral (oxígeno y nutrientes) han cumplido el objetivo de alcanzar como mínimo el Buen estado. En coherencia con ello, la biomasa fitoplanctónica se ha clasificado en la máxima categoría. También las comunidades del bentos de sustrato blando, con mínimas excepciones, han cumplido el objetivo de la DMA (alcanzar al menos el Buen estado). De forma similar, el estado de las comunidades de sustrato duro en el nivel intermareal y en el submareal ha oscilado entre 'Bueno' y 'Muy bueno' (Revilla *et al.*, 2020).

Plan de vigilancia	PCQI										Umbral P. H. 3 ^{er} ciclo (*)										
	Fisicoquímica general del agua										Oxígeno, Amonio, Nitrato y Fosfato										
	GOR_01	GOR_02_01	GOR_03_01	GOR_04_01	GOR_02_02	GOR_03_02	GOR_04_02	GOR_02_03	GOR_03_03	GOR_04_03	GOR_01	GOR_02_04	GOR_03_04	GOR_04_04	GOR_02_05	GOR_03_05	GOR_04_05	GOR_02_06	GOR_03_06	GOR_04_06	
2013	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2014	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2018	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	B	MB	MB	B	B	B	MB	MB	MB	MB
2019	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	B	B	B	MB	MB	MB	MB
2020	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
2021	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	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;

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

Plan de vigilancia	P90 Chl-a			M-AMBI					RICQI			CFR					
	Biomasa del Fitoplancton			Macroinvertebrados del sedimento					Flora y fauna del bentos de sustrato duro			Flora del bentos de sustrato duro					
									INTERMAREAL			INTERMAREAL			SUBMAREAL		
	GOR_0 2_NE	GOR_0 2_NW	GOR_0 2_SW	GOR_0 1	GOR_0 2_N	GOR_0 2_S	GOR_0 2_NW	GOR_0 2_SW	Muriola	Isla Pobre	Errotat xu	Muriola	Isla Pobre	Errotat xu	Muriola	Isla Pobre	Errotat xu
2013	-	-	-	B	B	B	B	B	MB	MB	B	B	B	MB	MB	MB	MB
2014	-	-	-	B	B	B	B	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015	-	-	-	B	MB	MB	MB	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016	-	-	-	B	MB	B	MB	B	B	MB	B	MB	B	MB	B	MB	B
2017	-	-	-	B	MB	B	B	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2018	MB	MB	MB	B	B	Mo	B	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2019	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	B	MB	B	B	MB	B	MB	B	MB	B
2020	MB	MB	MB	B	B	B	B	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2021	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-

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 de la EDAR de Gorniz cumplió con los objetivos de la Directiva Marco del Agua (DMA) en 2021. Así, las diez 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 el 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 no presentó diferencias importantes respecto a otras zonas costeras del País Vasco más alejadas de vertidos. Tampoco se observaron en la zona del emisario submarino de Gorniz crecimientos masivos que pudieran generar efectos nocivos sobre los ecosistemas

En cuanto a los sedimentos del medio receptor del vertido, la estación más próxima al emisario presentó el mayor contenido en nitrógeno y la mayor demanda química de oxígeno, lo cual indica cierto enriquecimiento orgánico. Sin embargo, según el índice M-AMBI, las comunidades bentónicas que habitan los sedimentos mostraron en 2021 un estado 'Bueno' o 'Muy Bueno' en las estaciones muestreadas. Se concluye, por lo tanto, que el vertido no provocó en 2021 un impacto relevante sobre las comunidades bentónicas de sustrato blando.

En síntesis, los resultados obtenidos en los diferentes elementos del ecosistema (condiciones fisicoquímicas del agua, características generales del sedimento, comunidades del fitoplancton y comunidades del bentos de sustrato blando) son coherentes entre sí e indican que el vertido de la EDAR de Gorniz tiene un impacto asumible en el medio receptor. Dicho impacto no produce alteraciones ecológicas relevantes en la masa de agua del entorno del vertido.

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.
- Andrade F., L. Cancela Da Fonseca, 1979. Estratgia de amostragem num ecossistema bentónico estaurino visando a análise numérica de sus estructura e volução (estuario do Sado, Portugal). *Actas del 1er Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino, San Sebastián, II*: 873-888.
- Azzurro E., M. Matiddi, E. Fanelli, 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, 1993. Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Orden de 13 de julio de 1993 por la que se aprueba la Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar. *Boletín Oficial del Estado Núm.* 178, pp. 22861-22876.
- 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.* 16, Sec. I., 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.
- BOPV, 2013. Disposiciones Generales. Decreto 459/2013, de 10 de diciembre, sobre los vertidos efectuados desde tierra al mar. *Boletín Oficial del País Vasco N°* 237. 2013/5406 (1-35).
- Borja Á., I. Muxika, 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 787-789.
- Borja Á., J. Franco, V. Pérez, 2000. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.

- Borja Á., I. Muxika, J. Franco, 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 835-845.
- Borja Á., F. Aguirrezabalaga, J. Martínez, J.C. Sola, L. García-Arberas, J.M. Gorostiaga, 2004. Benthic communities, biogeography and resources management. En: *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Á. Borja y M. Collins (Eds.). Elsevier Oceanography Series, 70: 455-492.
- 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^a 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 A., 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^a 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^a 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^a 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^a 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.
- Delgado-Blas V.H., O. Díaz-Díaz, J.M. Viéitez, 2018. New species of *Dispia* Hartman, 1951 and *Streblospio* Webster, 1879 (Polychaeta, Spionidae) from the coast of the Iberian Peninsula. *Zootaxa*, 4410(3): 525-538.
- 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.
- EPA, 1999. Chapter 9: Assessing receiving water impacts and attainment of water quality standards. In: *Combined Sewer Overflows Guidance for Monitoring and Modeling.* United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC. EPA/832-B-99-002.
- Fernandez E., A. Bode, 1991. Seasonal patterns of primary production in the Central Cantabrian Sea (Bay of Biscay). *Sci. Mar.* 55, 629-636.
- Folk R.L. 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks.* Hemphill Publishing Co., Austin, Texas. 184 pp.
- 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(3): 217-229.
- Garmendia M., M. Revilla, J. Bald, J. Franco, A. Laza-Martínez, E. Orive, S. Seoane, V. Valencia, Á. Borja, 2011. Phytoplankton communities and biomass size structure (fractionated chlorophyll "a"), along trophic gradients of the Basque coast (northern Spain). *Biogeochemistry*, 106: 243-263.

- 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.
- Mora J. 1982. Consideraciones generales sobre la macrofauna bentónica de la ría de Arosa. *Oecologia Aquatica*, 6: 41-50.
- 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.
- Muñiz O., J.G. Rodríguez, M. Revilla, A. Laza-Martínez, S. Seoane, J. Franco, 2018. Seasonal variations of phytoplankton community in relation to environmental factors in an oligotrophic area of the European Atlantic coast (southeastern Bay of Biscay). *Regional Studies in Marine Science*, 17: 59-72.

- Muñiz O., M. Revilla, J.G. Rodríguez, A. Laza-Martínez, A. Fontán, 2019. Annual cycle of phytoplankton community through the water column: Study applied to the implementation of bivalve offshore aquaculture in the southeastern Bay of Biscay. *Oceanologia* 61, 114-130.
- Muxika I. 2007. AMBI, una herramienta para la evaluación del estado de las comunidades bentónicas: modo de uso y aplicación a la Directiva Marco del Agua. Tesis Doctoral. Euskal Herriko Unibertsitatea/Universidad del País Vasco, Leioa: 230 pp.
- Muxika I., Á. Borja, W. Bonne, 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators*, 5: 19-31.
- Muxika I., Á. Borja, J. Bald, 2007a. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 16-29.
- Muxika I., L. Ibaibarriaga, J.I. Sáiz, Á. Borja, 2007b. Minimal sampling requirements for a precise assessment of soft-bottom macrobenthic communities, using AMBI. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 349: 323-333.
- 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, 2014a. 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. Franco, J. Bald, V. Valencia, J.G. Rodríguez, I. Muxika, A. Laza-Martínez, E. Orive, I. Saiz Salinas, J.M. Gorostiaga, M. Bustamante, I. Díez, J. Tajadura, A. Santolaria, N. Muguerza, 2014b. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Gorliz- Año 2013. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 116 pp. + anexos.
- Revilla M., J. Franco, J. Bald, V. Valencia, I. Menchaca, I. Zorita, J.M. Garmendia, J.G. Rodríguez, I. Muxika, A. Laza-Martínez, E. Orive, 2015. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Gorliz- Año 2014. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 97 pp. + anexos.
- Revilla M., J. Franco, J.M. Garmendia, I. Muxika, I. Zorita, V. Valencia, J.G. Rodríguez, A. Laza-Martínez, 2016. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Gorliz- Año 2015. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 99 pp + anexos.

- Revilla M., J. Bald, J. Franco, J.M. Garmendia, I. Menchaca, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, A. Laza-Martínez, M. Bustamante, I. Díez, J.M. Gorostiaga, N. Muguerza, E. Quintano, I. Saiz, J. Tajadura, 2017. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Gorniz- Año 2016. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 128 pp + anexos.
- Revilla M., J. Bald, J.M. Garmendia, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, A. Laza-Martínez, 2018. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Gorniz- Año 2017. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 102 pp + anexos.
- Revilla M., J. Bald, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, A. Laza-Martínez, 2019. Plan de Vigilancia del Medio Receptor de la EDAR de Gorniz- Año 2018. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 105 pp + anexos.
- 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 Gorniz. Año 2019. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 163 pp.
- Seoane S., A. Puente, X. Guinda, J.A. Juanes, 2012. Bloom forming and toxic phytoplankton in transitional and coastal waters of Cantabria region coast (Southeastern Bay of Biscay, Spain). *Marine Pollution Bulletin* 64: 2860–2866.
- Seapy R. R., C. L. Kitting, 1978. Spatial structure of an intertidal molluscan assemblage on a sheltered sandy beach. *Marine Biology*, 46: 137-145.
- Shannon C.E., W. Weaver, 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana University Press, Illinois: 117-127.
- 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.
- Trainer V., L. Suddleson, 2005. Monitoring approaches for early warning of DA Events in Washington State. *Oceanography* 18 (2), 228–237.
- UKTAG, 2006. 12a (II) Supplementary note to TAG Monitoring Guidance for Transitional and Coastal Waters. UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive. <http://www.wfduk.org/>
- 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 vervollkommung 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.
- Varela M. 1996. Phytoplankton ecology in the Bay of Biscay. *Scientia Marina*, 60, 45-53.
- Viéitez J.M. 1976. Ecología de poliquetos y moluscos de la playa de Meira (ría de Vigo). *Investigación Pesquera*, 40(1): 223-248.
- Wentworth CK. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30: 377–392.

11. ANEXOS

11.1 Variables fisicoquímicas de la columna de agua

En las siguientes figuras se representan los datos de cada una de las diez estaciones de muestreo individualmente, para ver en detalle los niveles de la estación más cercana al vertido (identificada con el símbolo +), en comparación con las otras, y comprobar la existencia de gradientes espaciales que pudieran resultar en función de la distancia o de la orientación (radial).

Para ver el efecto de la distancia al vertido se marcan las estaciones con diferentes colores. Así, las estaciones que se sitúan a 200 m de distancia del vertido (estaciones "02") se muestran en rojo, las que se sitúan a 500 m (estaciones "03") en naranja y las que se encuentran a 1000 m (estaciones "04") en verde.

Para diferenciar la orientación de cada estación de muestreo se han marcado con un círculo las estaciones del radial NE, con un cuadrado las situadas hacia el NW y con un triángulo las que se encuentran hacia el SW.

Las variables representadas desde 2013 a lo largo de las campañas estacionales son:

- Temperatura del agua
- pH
- Salinidad
- Oxígeno (concentración)
- Oxígeno (saturación)
- Clorofila "a"
- Turbidez
- Sólidos en suspensión
- Nitrato
- Amonio
- Fosfato
- COT

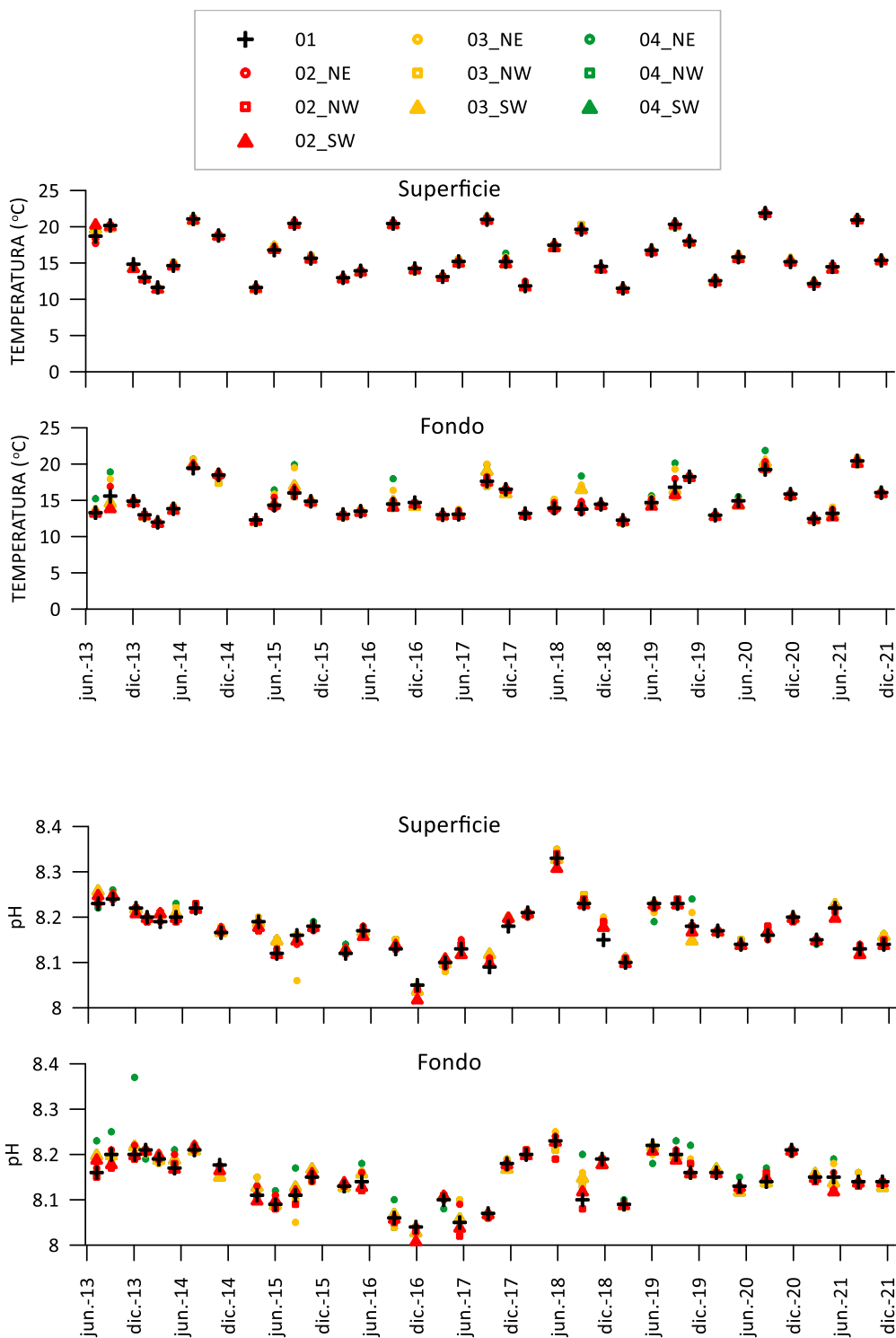


Figura 11.1. Evolución temporal de la temperatura y el pH en el medio receptor del vertido del emisario de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

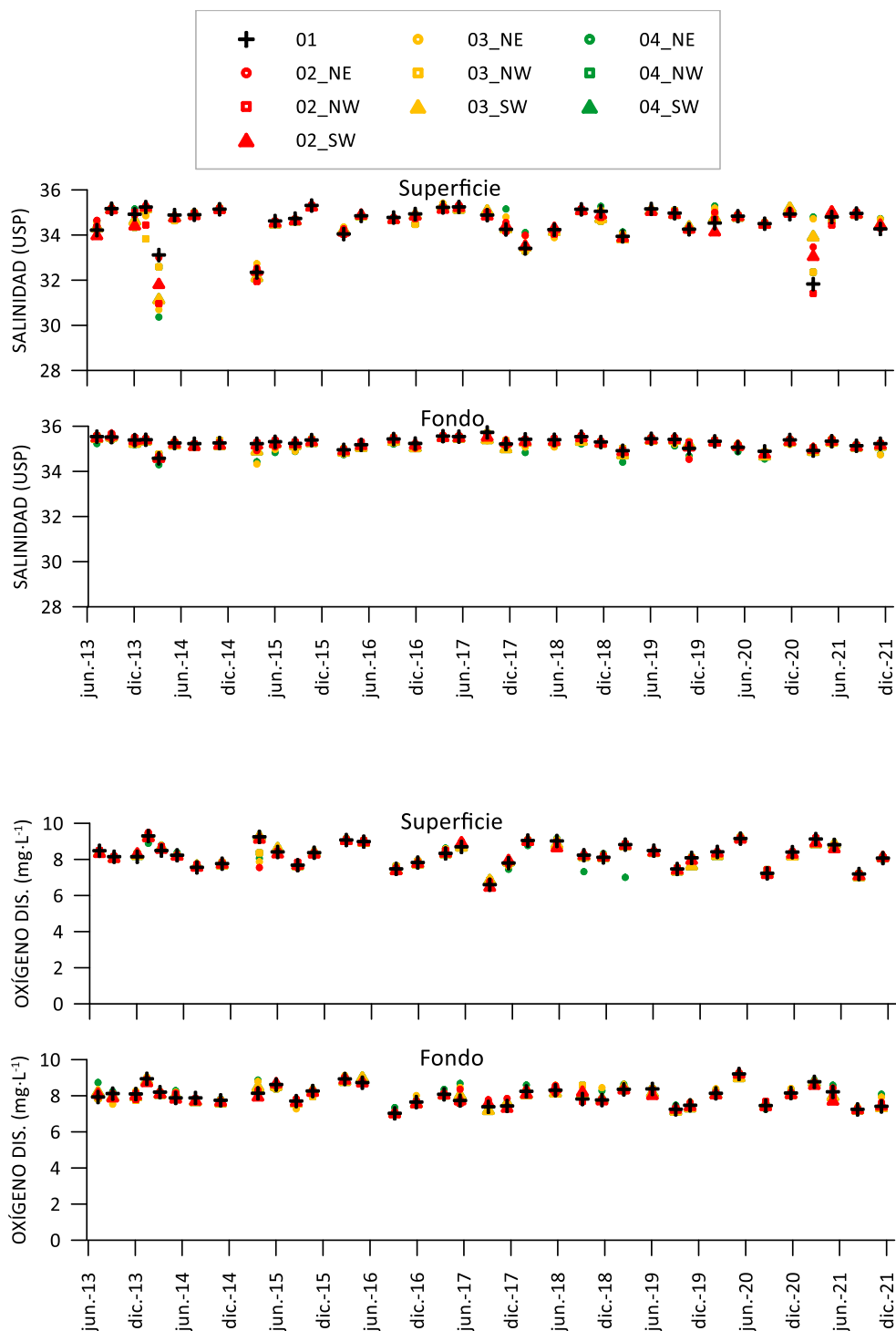


Figura 11.2. Evolución temporal de la salinidad y de la concentración de oxígeno disuelto en el medio receptor del vertido del emisario de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

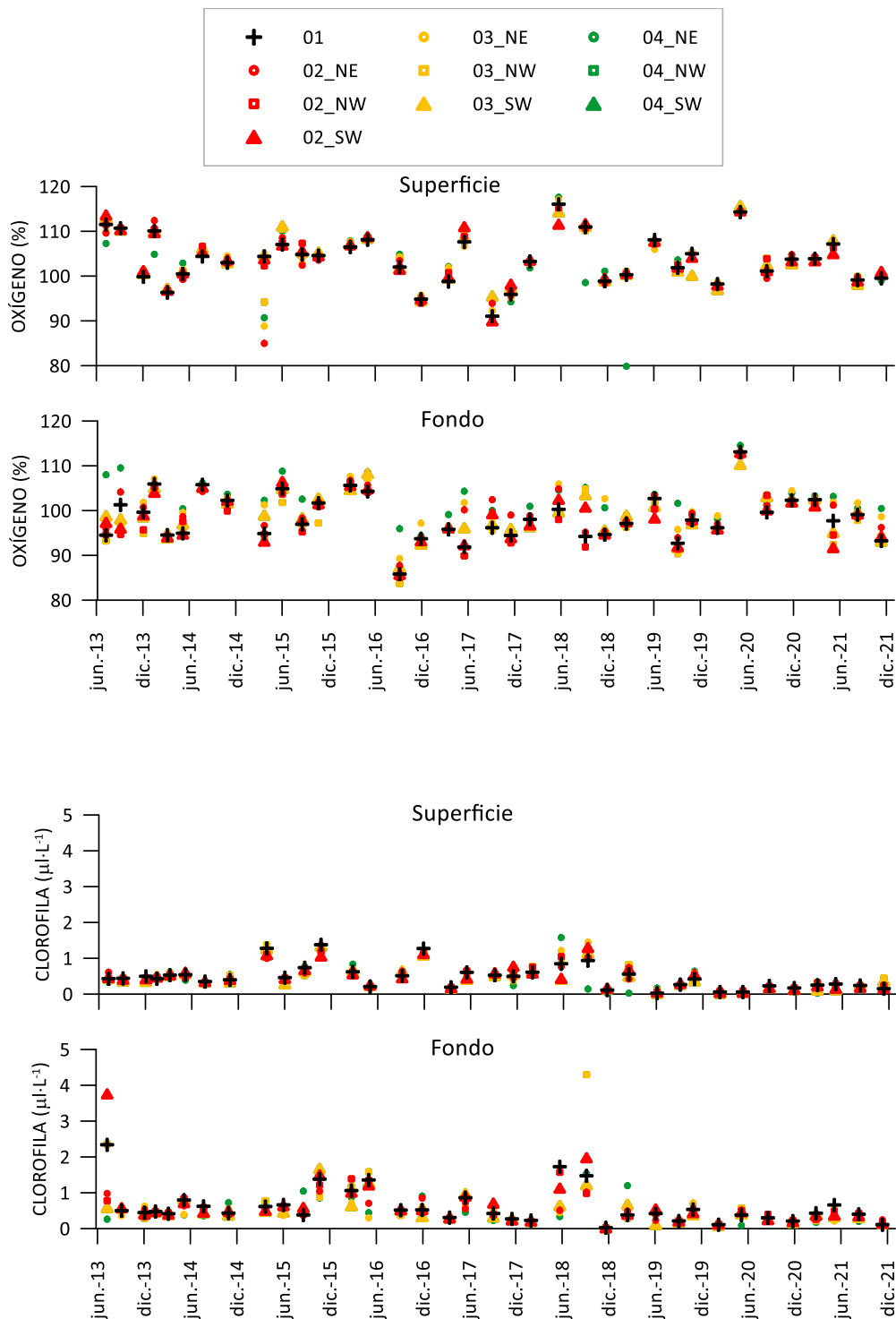


Figura 11.3. Evolución temporal de la saturación de oxígeno y de la concentración de clorofila “a” en el medio receptor del vertido del emisario de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

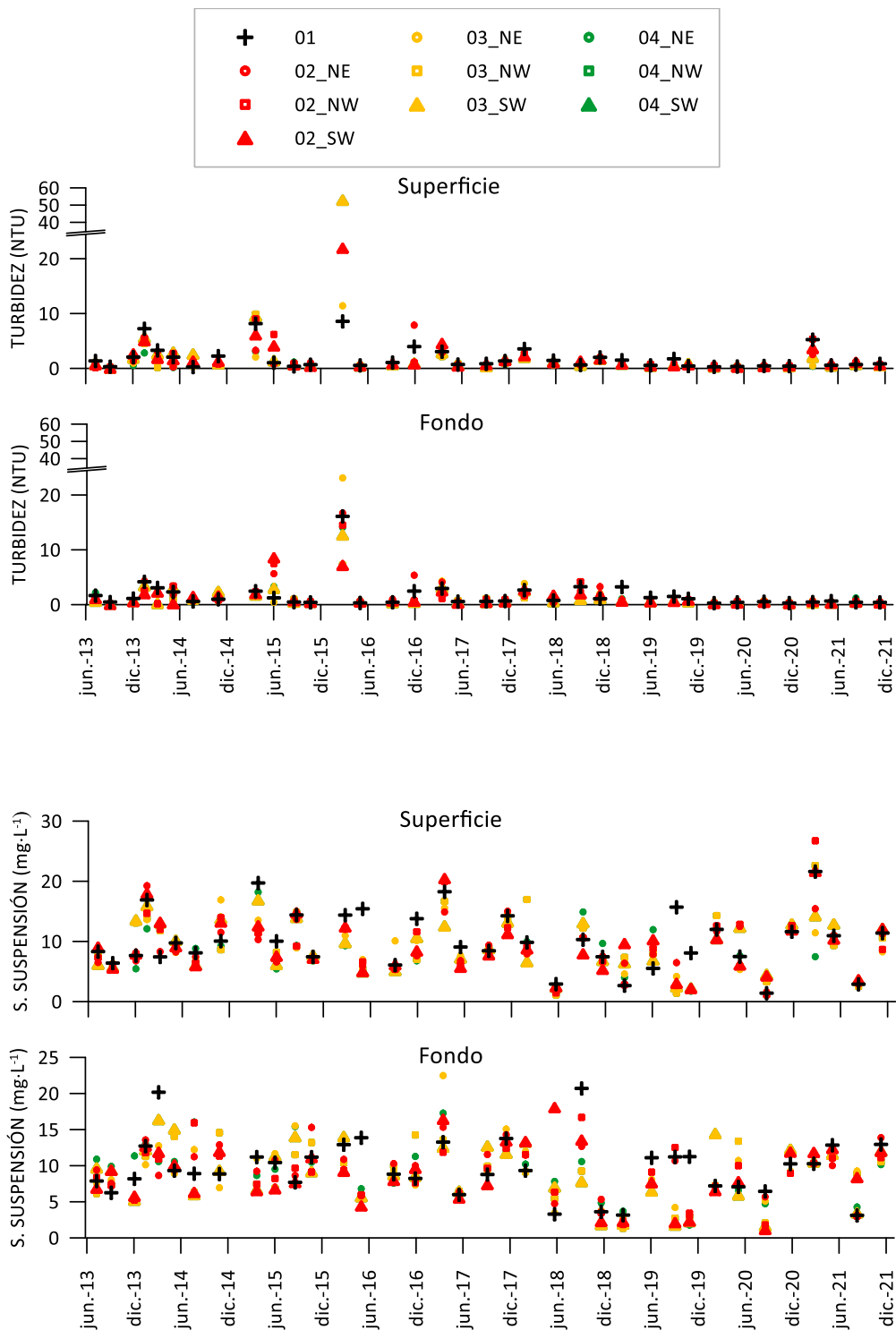


Figura 11.4. Evolución temporal de la turbidez y de la concentración de sólidos en suspensión en el medio receptor del vertido del emisario de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

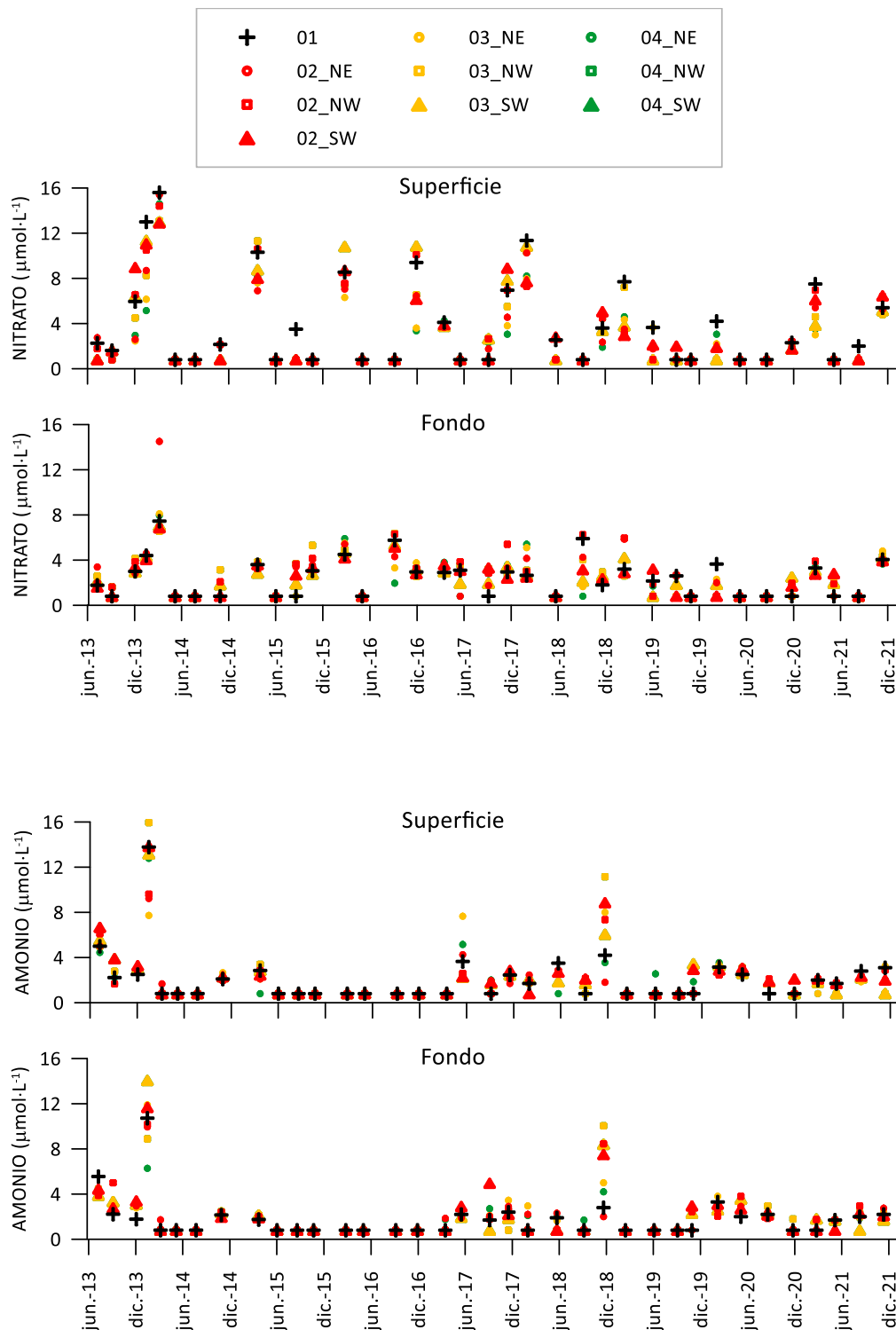


Figura 11.5. Evolución temporal de la concentración de nitrato y de amonio en el medio receptor del vertido del emisario de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

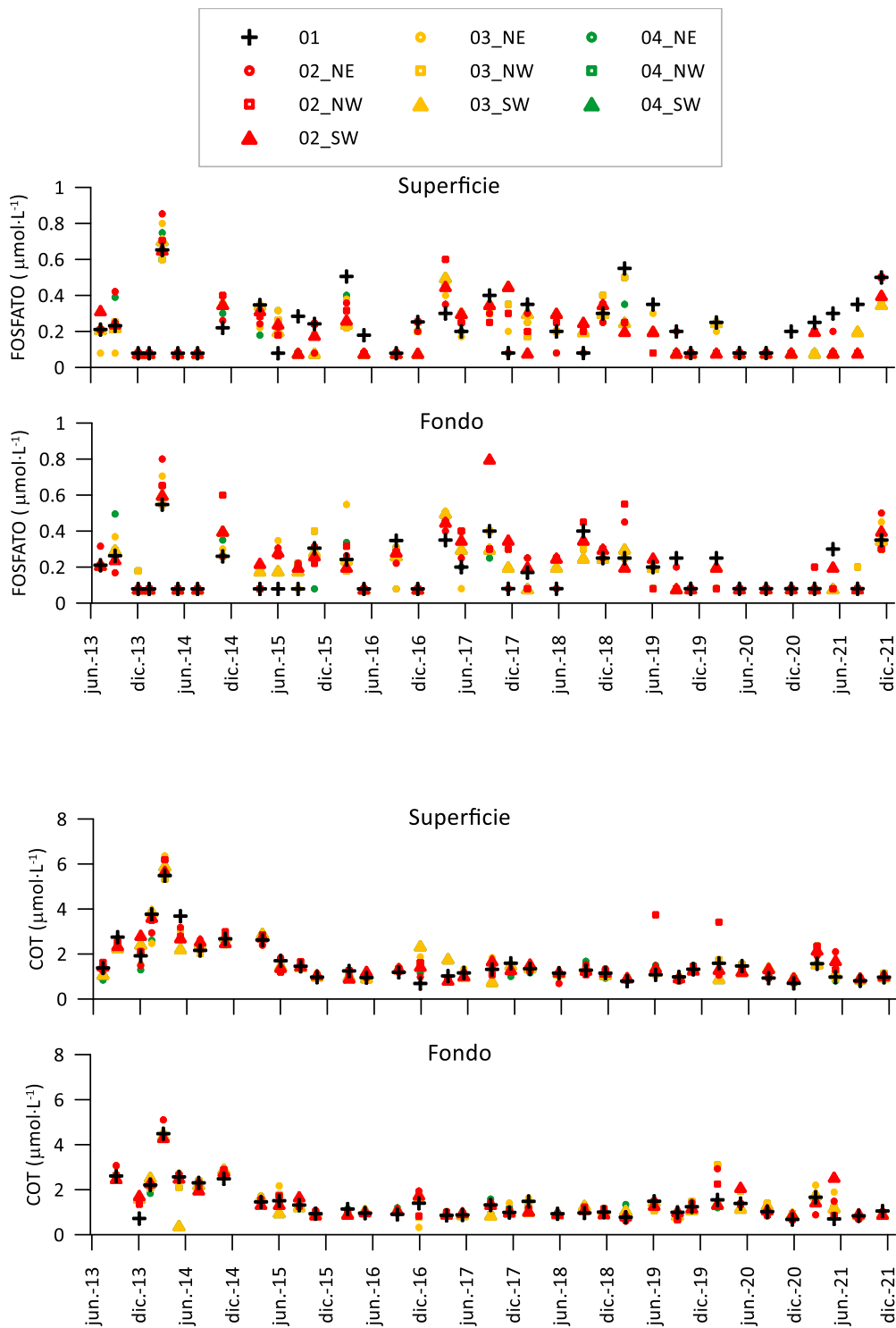


Figura 11.6. Evolución temporal de la concentración de fosfato y de carbono orgánico total en el medio receptor del vertido del emisario de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

11.2 Comunidades del fitoplancton

Tabla 11.1. Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_NE**. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. CHLRO.: Chlorophyta; BACILL.: Bacillariophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
CHLORO.	Prasinophyceae	<i>Pyramimonas</i> sp.	4248		12744	12744
		<i>Tetraselmis</i> sp.			19116	
	Ulvophyceae	<i>Oltmannsiellopsis</i> sp.			2124	
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Bacteriastrium</i> spp.		1240		
		<i>Bellerochea malleus</i>			20	760
		CENTRALES <=10 µm			2124	
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>			420	
		<i>Chaetoceros danicus</i>		40		
		<i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i>		80	80	
		<i>Chaetoceros densus</i>	160			
		<i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i>				80
		<i>Chaetoceros (Hyalochaete)</i> spp.		40	400	
		<i>Detonula pumila</i>		280		
		<i>Guinardia delicatula</i>	20	8496		
		<i>Guinardia flaccida</i>		80		
		cf. <i>Haslea</i>		80		20
		<i>Lauderia annulata</i>	240			
		<i>Leptocylindrus convexus</i>				40
		<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>		120		
		<i>Licmophora</i> spp.		80	80	20
		<i>Lithodesmium undulatum</i>				580
		<i>Nitzschia longissima</i>		80	80	40
		<i>Paralia sulcata</i>				60
		PENNALES <=10 µm			2124	
		PENNALES 10-50 µm		6372	20	20
		PENNALES >50 µm				40
		<i>Proboscia alata</i>			360	
		<i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i>				180
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm			2655	40
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm			48321	40
		<i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>setigera</i>				40
		<i>Rhizosolenia</i> spp.			160	20
		<i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm			160	
		<i>Thalassiosira</i> sp. (cadena 10-20 µm)			22833	
		<i>Trieres mobiliensis</i>				40

Tabla 11.1 (cont.). Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_NE**. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. OCHRO.: Ochrophyta; CRYPTO.: Cryptophyta; DINO.: Dinophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
OCHRO.	Dictyochophyceae	<i>Dictyocha fibula</i>	20			20
		<i>Octactis speculum</i>	200			
		Pedinellales		6372		
CRYPTO.	Cryptophyceae	CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm	8496			10620
		CRYPTOPHYCOPHYTA <5 µm	25488	2124	2124	21240
		<i>Plagioselmis</i> spp.	29736	29736	78588	101952
		<i>Teleaulax amphioxeia</i>	25488			14868
		<i>Teleaulax gracilis</i>	2124	2124		8496
		<i>Teleaulax minuta</i>				12744
		<i>Teleaulax</i> spp.	27612	2124	4248	27612
		DINO.	Dinophyceae	<i>Alexandrium</i> sp.		20
<i>Dinophysis acuminata</i>				60		
<i>Goniodoma polyedricum</i>				20		
<i>Gonyaulax digitale</i>				40		
GYMNODINIALES <=20 µm	4248			8496	12744	8496
<i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i>	4248			2124		4248
<i>Gyrodinium</i> spp. 20-50 µm				40	40	
<i>Heterocapsa</i> spp.	21240			20	4248	
<i>Katodinium</i> spp.				120		
<i>Lessardia elongata</i>				40		
<i>Oxytoxum gracile</i>						20
<i>Palaeophalacroma unicinctum</i>						20
<i>Blixaea quinquecornis</i>					20	
<i>Phalacroma rotundatum</i>				120		
<i>Prorocentrum cordatum</i>					2124	
<i>Prorocentrum micans</i>					20	20
<i>Prorocentrum triestinum</i>					20	
<i>Protoceratium reticulatum</i>					20	
<i>Protoperidinium bipes</i>					40	
<i>Protoperidinium divergens</i>					160	
<i>Protoperidinium</i> spp.	20					80
<i>Scripsiella</i> group						80
<i>Torodinium</i> spp.	40			40		
<i>Tripos furca</i>					200	
<i>Tripos fusus</i>	20			880		
<i>Tripos gibberus</i>					40	
<i>Tripos horridus</i>					80	40
<i>Tripos macroceros</i>					20	

Tabla 11.1 (cont.). Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_NE**. 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>			4248	
HAPTO.	Prymnesiophyceae	Chrysochromulina/Imantonia/ Phaeocystis	2124	6372	27612	10620
OTROS	Autótrofos y heter.	Formas sin identificar (<=10 µm)	6372	6372	14868	12744
	Ciliados autótrofos	<i>Mesodinium rubrum</i> complex	1080	400		4248
	Nano. heterótrofos	<i>Leucocryptos</i> spp.	2124	1062		20
		<i>Telonema</i> spp.		20		

Tabla 11.2. Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_NW**. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. CHLRO.: Chlorophyta; BACILL.: Bacillariophyta; OCHRO.: Ochrophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021	
CHLORO	Prasinophyceae	<i>Pyramimonas</i> spp.	4248		2124	19116	
		<i>Tetraselmis</i> spp.		2124	8496	2124	
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Bacteriastrum</i> spp.		600			
		<i>Bellerochea malleus</i>				660	
		<i>Cerataulina pelagica</i>		20	20		
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>				400	
		<i>Chaetoceros danicus</i>			320	20	
		<i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i>				220	
		<i>Chaetoceros teres/lauderi</i>	40				
		<i>Chaetoceros (Hyalochaete) spp.</i>			200	180	
		<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>			200		20
		<i>Detonula pumila</i>			160		
		<i>Guinardia delicatula</i>			11952		
		cf. <i>Haslea</i>			160		
		<i>Haslea wawrikan</i>			40		
		<i>Hemiaulus</i> sp.				40	
		<i>Lauderia annulata</i>		380			
		<i>Leptocylindrus convexus</i>				80	
		<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>			1640		
		<i>Licmophora</i> spp.			160	80	
		<i>Lithodesmium undulatum</i>				340	
		<i>Melosira varians</i>		40			
		<i>Nitzschia longissima</i>			40	220	240
		<i>Paralia sulcata</i>				220	
		PENNALES <=10 µm		2124		12744	
		PENNALES 10-50 µm		10620	12744	8496	
		PENNALES >50 µm		20			
		<i>Proboscia alata</i>			200	40	
		<i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i>					1120
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm			2655		
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm			38232	200	20
		<i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>setigera</i>					160
		<i>Rhizosolenia</i> spp.		20	40		
		<i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm			520	200	120
<i>Thalassiosira</i> sp. (cadena 10-20 µm)			41418				
OCHRO.	Chrysophyceae	<i>Dinobryon faculiferum</i>			20		

Tabla 11.2 (cont.). Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_NW**. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. OCHRO.: Ochrophyta; CRYPTO.: Cryptophyta; DINO.: Dinophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
OCHRO.	Dictyochophyceae	<i>Apedinella radians</i>				2124
		<i>Dictyocha fibula</i>	20			100
		<i>Octactis speculum</i>	20			20
		Pedinellales		20		
CRYPTO.	Cryptophyceae	CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm	12744	2124		4248
		CRYPTOPHYCOPHYTA <5 µm	4248	2124		25488
		<i>Plagioselmis</i> spp.	12744	42480	65844	199656
		<i>Teleaulax amphioxeia</i>	27612			55224
		<i>Teleaulax gracilis</i>			8496	25488
		<i>Teleaulax minuta</i>				4248
		<i>Teleaulax</i> spp.	12744			21240
DINO.	Dinophyceae	<i>Alexandrium</i> sp.			20	
		<i>Dinophysis acuminata</i>	40	120		
		<i>Dinophysis caudata</i>				20
		<i>Gonyaulax digitale</i>		20		20
		GYMNODINIALES <=20 µm	8496	12744	10620	14868
		<i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i>	2124	2124		10620
		<i>Gyrodinium</i> spp. 20-50 µm		20		60
		<i>Heterocapsa</i> spp.	10620			4248
		cf. <i>Karlodinium</i> spp. 10-20 µm	2124			
		<i>Katodinium</i> spp.		160		
		<i>Lessardia elongata</i>		40		
		<i>Oxytoxum gracile</i>				20
		<i>Palaeophalacroma uncinatum</i>				20
		<i>Phalacroma rotundatum</i>	20	60		
		<i>Prorocentrum cordatum</i>		20		
		<i>Prorocentrum micans</i>		80	60	20
		<i>Prorocentrum triestinum</i>			20	
		<i>Protoperdinium divergens</i>		40		
		<i>Protoperdinium steinii</i>		20		
		<i>Protoperdinium</i> spp.			40	
		<i>Pyrophacus horologium</i>			40	
		<i>Scrippsiella</i> group			100	
		<i>Torodinium</i> spp.				20
<i>Tripos furca</i>	40	40	20			
<i>Tripos fusus</i>		920				
<i>Tripos horridus</i>		100				
<i>Tripos lineatus</i>		40				

Tabla 11.2 (cont.). Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_NW**. 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>			2655	20
HAPTO.	Prymnesiophyceae	Chrysochromulina/Imantonia/ Phaeocystis	4248	4248	23364	29736
OTROS	Autótrofos y heter.	Formas sin identificar (<=10 µm)	14868	4248	40356	8496
	Ciliados autótrofos	<i>Mesodinium rubrum</i> complex	5312	480		360
	Nano. heterótrofos	<i>Leucocryptos</i> spp.		20	2124	2124

Tabla 11.3. Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_SW**. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. CHLRO.: Chlorophyta; BACILL.: Bacillariophyta; OCHRO.: Ochrophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021	
CHLORO.	Prasinophyceae	<i>Pyramimonas</i> spp.			4248	12744	
		<i>Tetraselmis</i> spp.			2124		
	Ulvophyceae	<i>Oltmannsiellopsis</i> sp.			120		
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Asteromphalus flabellatus</i>	20				
		<i>Bacteriastrum</i> spp.		400			
		<i>Bellerochea malleus</i>			180	460	
		<i>Cerataulina pelagica</i>			80		
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>			520	40	
		<i>Chaetoceros danicus</i>			160		
		<i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i>			120		
		<i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i>				980	
		<i>Detonula pumila</i>			240		
		<i>Guinardia delicatula</i>			10358	48	
		cf. <i>Haslea</i>			120	20	
		<i>Lauderia annulata</i>	680				
		<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>		640	100		
		<i>Licmophora</i> spp.		40	20		
		<i>Lithodesmium undulatum</i>			340		
		<i>Melosira varians</i>			140		
		<i>Nitzschia longissima</i>			200	220	180
		<i>Paralia sulcata</i>	400				
		PENNALES 10-50 µm	2124	2124	2124	20	
		PENNALES >50 µm	20	20			
		<i>Pleurosigma</i> sp.	20		20		
		<i>Proboscia alata</i>		80			
		<i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i>			80	240	
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm		1328	40		
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm		39825	880	20	
		<i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>setigera</i>				40	
		<i>Rhizosolenia</i> spp.		120			
		<i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm		120	100	120	
		<i>Thalassiosira</i> sp. (cadena 10-20 µm)		31329			
OCHRO.	Dictyochophyceae	<i>Dictyocha fibula</i>	60	40		40	
		<i>Octactis speculum</i>	40				
		Pedinellales		12744		2124	

Tabla 11.3 (cont.). Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_SW**. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. OCHRO.: Ochrophyta; CRYPTO.: Cryptophyta; DINO.: Dinophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
CRYPTO.	Cryptophyceae	CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm	33984			8496
		CRYPTOPHYCOPHYTA <5 µm	10620	4248	2124	31860
		<i>Plagioselmis</i> spp.	8496	23364	38232	121068
		<i>Teleaulax amphioxeia</i>	8496	1062		12744
		<i>Teleaulax gracilis</i>	8496		4248	2124
		<i>Teleaulax</i> spp.	14868	2124	4248	19116
DINO.	Dinophyceae	<i>Alexandrium</i> spp.		40		
		<i>Azadinium caudatum</i> var. <i>caudatum</i>		20		
		<i>Cochlodinium</i> cf. <i>convolutum</i>				40
		<i>Coolia monotis</i>			20	
		<i>Dinophysis acuminata</i>		40		
		<i>Goniodoma polyedricum</i>		20		
		GYMNODINIALES <=20 µm	4248	12744	19116	8496
		<i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i>	2124	4248	2124	21240
		<i>Gyrodinium</i> spp. <=20 µm				20
		<i>Gyrodinium</i> spp. 20-50 µm	40	40		20
		<i>Heterocapsa</i> spp.	8496		4248	1062
		<i>Katodinium</i> spp.	20	80	20	20
		<i>Mesoporos perforatus</i>				20
		<i>Oxytoxum gracile</i>				40
		<i>Blixaea quinquecornis</i>		20	20	
		<i>Phalacroma rotundatum</i>		40		
		<i>Prorocentrum compressum</i>				20
		<i>Prorocentrum cordatum</i> s.s.			20	
		<i>Prorocentrum micans</i>		40		
		<i>Prorocentrum triestinum</i>			60	
		<i>Protoperidinium diabolium</i>			20	
		<i>Protoperidinium divergens</i>		20		
		<i>Protoperidinium steinii</i>	20			
		<i>Torodinium</i> spp.		20	40	
		<i>Tripos furca</i>	40	40		
		<i>Tripos fusus</i>	40	440		
		<i>Tripos gibberus</i>	20	20		
		<i>Tripos horridus</i>		20	40	
		<i>Tripos muelleri</i>		20		

Tabla 11.3 (cont.). Taxones fitoplanctónicos y su densidad (en células·L⁻¹) en las muestras tomadas en las aguas de superficie de la estación **GOR_AGUA_02_SW**. Se indican también los órdenes jerárquicos superiores. DINO.: Dinophyta; EUGLEN.: Euglenophyta; HAPTO.: Haptophyta; CYANO.: Cyanophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	23/02/2021	06/05/2021	10/08/2021	11/11/2021
EUGLEN.	Euglenophyceae	<i>Eutreptiella eupharyngea</i>			40	
HAPTO.	Prymnesiophyceae	Chrysochromulina/Imantonia/ Phaeocystis	2124	4248	33984	8496
CYANO.		Cyanobacteria (filamentos)	4248	19116	12744	10620
OTROS	Autótrofos y heter.	Formas sin identificar (<=10 µm)	1859			160
	Ciliados autótrofos	<i>Mesodinium rubrum</i> complex		2124	20	20
	Nano. heterótrofos	<i>Leucocryptos</i> sp.			40	

11.3 Comunidades del bentos de sustrato blando

Tabla 11.4. Listado de los datos brutos de abundancia para cada una de las dos réplicas (a y b) y densidad (para el total) en la estación **GOR_SED_01**, en 2021.

	a (nº ind)	b (nº ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM NEMERTEA			
<i>Tubulanus polymorphus</i>	3		15
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Dispio elegans</i>	2		10
<i>Glycera celtica</i>		1	5
<i>Glycera tridactyla</i>		1	5
<i>Magelona filiformis</i>	1	3	20
<i>Malacoceros vulgaris</i>	1	1	10
<i>Mediomastus fragilis</i>	2	1	15
<i>Nephtys cirrosa</i>	1	2	15
<i>Onuphis eremita</i>	1	3	20
<i>Paradoneis armata</i>		2	10
<i>Scoloplos typicus</i>	1		5
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	2		10
<i>Spiophanes convexus</i>	1		5
PHYLUM MOLLUSCA			
<i>Donax trunculus</i>		1	5
<i>Fabulina fabula</i>		2	10
<i>Tritia reticulata</i>		1	5
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Ampelisca cavicoxa</i>	5		25
<i>Bathyporeia elegans</i>		1	5
<i>Cumopsis fagei</i>	3	2	25
<i>Diogenes pugilator</i>	102	26	640
<i>Eocuma dollfusi</i>	1		5
<i>Gastrosaccus sanctus</i>		1	5
Leptognathiidae	1		5
<i>Perioculodes longimanus</i>	1		5
<i>Urothoe pulchella</i>	1		5
PHYLUM ECHINODERMATA			
<i>Echinocardium cordatum</i>		1	5

Tabla 11.5. Listado de los datos brutos de abundancia para cada una de las dos réplicas (a y b) y densidad (para el total) en la estación **GOR_SED_02_N**, en 2021.

	a (nº ind)	b (nº ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM NEMERTEA			
Nemertea		1	5
<i>Tubulanus polymorphus</i>	1		5
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Dispio elegans</i>		1	5
<i>Glycera tridactyla</i>		2	10
<i>Magelona filiformis</i>	1	1	10
<i>Mediomastus fragilis</i>	1	1	10
<i>Nephtys cirrosa</i>	2	2	20
<i>Polycirrus</i> sp.		1	5
<i>Prionospio cristaventralis</i>	1		5
<i>Scoloplos typicus</i>	1	1	10
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	5		25
<i>Spiophanes convexus</i>	1		5
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Ampelisca cavicoxa</i>	1		5
<i>Bathyporeia</i> sp.	1		5
<i>Centraloecetes kroyeranus</i>		1	5
<i>Cumopsis fagei</i>	1		5
<i>Diogenes pugilator</i>	9	6	75
<i>Haplostylus normani</i>	1		5
<i>Hippomedon denticulatus</i>	3		15
Leptognathiidae	2		10
<i>Liocarcinus holsatus</i>		1	5
<i>Nototropis falcatus</i>	1		5
<i>Sextonia longirostris</i>		1	5
<i>Urothoe pulchella</i>	2		10

Tabla 11.6. Listado de los datos brutos de abundancia para cada una de las dos réplicas (a y b) y densidad (para el total) en la estación **GOR_SED_02_S**, en 2021.

	a (n° ind)	b (n° ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM CNIDARIA			
<i>Edwardsia</i> sp.	1		5
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Dispia elegans</i>	4	1	25
<i>Dispia</i> sp.		1	5
<i>Glycera tridactyla</i>		1	5
<i>Nephtys cirrosa</i>	6	4	50
<i>Onuphis eremita</i>	1		5
<i>Owenia fusiformis</i>		1	5
<i>Paradoneis armata</i>	2		10
<i>Scolelepis bonnieri</i>	2		10
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Ampelisca cavicoxa</i>	2		10
<i>Diogenes pugilator</i>	3	3	30
<i>Eocuma dollfusi</i>	2		10
<i>Eurydice spinigera</i>		1	5
<i>Hippomedon denticulatus</i>	2		10
Leptognathiidae	1		5
<i>Urothoe pulchella</i>	1		5
PHYLUM ECHINODERMATA			
<i>Echinocyamus pusillus</i>		1	5

Tabla 11.7. Listado de los datos brutos de abundancia para cada una de las dos réplicas (a y b) y densidad (para el total) en la estación **GOR_SED_02_NW**, en 2021.

	a (nº ind)	b (nº ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM CNIDARIA			
<i>Edwardsia</i> sp.		1	5
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Aricidea catherinae</i>	1		5
<i>Aricidea cerrutii</i>	1		5
<i>Chaetozone gibber</i>	1		5
<i>Magelona johnstoni</i>	1		5
<i>Nephtys cirrosa</i>		3	15
Oligochaeta	1		5
PHYLUM MOLLUSCA			
<i>Lucinella divaricata</i>		1	5
<i>Tritia reticulata</i>		1	5
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Bathyporeia elegans</i>		2	10
<i>Bathyporeia pelagica</i>	3		15
<i>Cumopsis fagei</i>	1	1	10
<i>Diogenes pugilator</i>		2	10
<i>Eocuma dollfusi</i>		1	5
<i>Gastrosaccus roscoffensis</i>		1	5
Leptognathiidae	5	2	35
<i>Urothoe pulchella</i>	2		10
PHYLUM ECHINODERMATA			
<i>Echinocyamus pusillus</i>		2	10

Tabla 11.8. Listado de los datos brutos de abundancia para cada una de las dos réplicas (a y b) y densidad (para el total) en la estación **GOR_SED_02_SW**, en 2021.

	a (nº ind)	b (nº ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM CNIDARIA			
<i>Edwardsia</i> sp.		1	5
PHYLUM NEMERTEA			
<i>Tubulanus polymorphus</i>		1	5
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Glycera tridactyla</i>		1	5
<i>Magelona filiformis</i>	2		10
<i>Nephtys cirrosa</i>	3	3	30
<i>Owenia fusiformis</i>	1		5
<i>Paradoneis armata</i>		1	5
<i>Prionospio cristaventralis</i>		1	5
<i>Scolelepis squamata</i>		1	5
PHYLUM MOLLUSCA			
<i>Donax trunculus</i>	1		5
<i>Tellina</i> sp.	1		5
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Ampelisca cavicoxa</i>	1		5
<i>Bathyporeia elegans</i>		2	10
<i>Bathyporeia pelagica</i>	2		10
Copepoda		1	5
<i>Cumopsis fagei</i>	1	1	10
<i>Diogenes pugilator</i>	6	77	415
Leptognathiidae		4	20
<i>Leucothoe incisa</i>		1	5
<i>Pontocrates arenarius</i>	1		5
PHYLUM ECHINODERMATA			
<i>Echinocyamus pusillus</i>		1	5