

Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Gorliz. Año 2022



Informe Final
para



Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa
Consortio de Aguas Bilbao Bizkaia

Pasaia, 24 de mayo de 2023

Tipo documento	Informe Final
Título documento	Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Gorniz. Año 2022
Fecha	30/06/2023
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 2022
Código	IM-22-CONSOR

Autores	Dra. Marta Revilla (AZTI) Dra. Almudena Fontán (AZTI) Dra. Izaskun Zorita (AZTI) Dra. María Jesús Belzunce (AZTI) Dr. Joxe Mikel Garmendia (AZTI) Dr. Aitor Laza-Martínez (UPV/EHU) Dra. María Bustamante (UPV/EHU) Dra. Isabel Díez (UPV/EHU) Dra. Nahiara Muguerza (UPV/EHU) Dr. Endika Quintano (UPV/EHU) Dr. Javier Tajadura (UPV/EHU) Dr. José María Gorostiaga (UPV/EHU) Dr. José Ignacio Saiz Salinas (UPV/EHU)
----------------	--

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

Revilla, M., M.J. Belzunce, M. Bustamante, I. Díez, A. Fontán, J.M. Garmendia, J.M. Gorostiaga, A. Laza-Martínez, N. Muguerza, E. Quintano, J.I. Saiz-Salinas, J. Tajadura, I. Zorita, 2023. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Gorniz. Año 2022. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 168 pp.

AUTORES Y AGRADECIMIENTOS

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

En la redacción del informe han intervenido Almudena Fontán, Izaskun Zorita, María Jesús Belzunce, 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, Iratxe Menchaca e Iñigo Muxika), 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, Josu Lukas, Jon Uskola e Iker Urtizberea).

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

El muestreo y la identificación de las comunidades del bentos de sustrato duro, así como la parte correspondiente del informe, se realizaron en el Departamento Biología Vegetal y Ecología y en el Departamento de Zoología y Biología Celular Animal de la Universidad del País Vasco, por María Bustamante, Isabel Díez, Nahiara Muguerza, Endika Quintano y Javier Tajadura, dirigidos por José M. Gorostiaga y J. Ignacio Saiz Salinas.

Finalmente, queremos destacar la colaboración ofrecida por el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia en lo relativo a la entrega de documentación adicional para la interpretación y discusión de los resultados y, en definitiva, en la organización general de este trabajo. 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”	31
4.5.4 Condiciones ópticas	33
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	55
5.4.4 Evolución temporal de las comunidades	55
5.5 Discusión	57
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	80
7.4.3	Evolución temporal de las comunidades	82
7.4.4	Evolución temporal de los índices de calidad	84
7.5	Discusión	89
8.	COMUNIDADES BENTÓNICAS DE SUSTRATO DURO	91
8.1	Localización de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	91
8.2	Metodología para la evaluación de la calidad de las comunidades bentónicas de sustrato duro	94
8.3	Resultados	96
8.3.1	Descripción de las comunidades intermareales	96
8.3.2	Descripción de las comunidades submareales	98
8.3.3	Evolución temporal de las comunidades intermareales	100
8.3.4	Evolución temporal de las comunidades submareales	104
8.3.5	Índice de calidad RICQI	112
8.3.6	Índice de calidad CFR	113
8.4	Discusión	114
9.	DISCUSIÓN GENERAL	121
10.	CONCLUSIONES	131
11.	BIBLIOGRAFÍA	133
12.	ANEXOS	141
12.1	Variables fisicoquímicas de la columna de agua	141
12.2	Comunidades del fitoplancton	148
12.3	Comunidades del bentos de sustrato blando	157
12.4	Comunidades bentónicas de sustrato duro	162

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 2022.

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 el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental vigente es el 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).

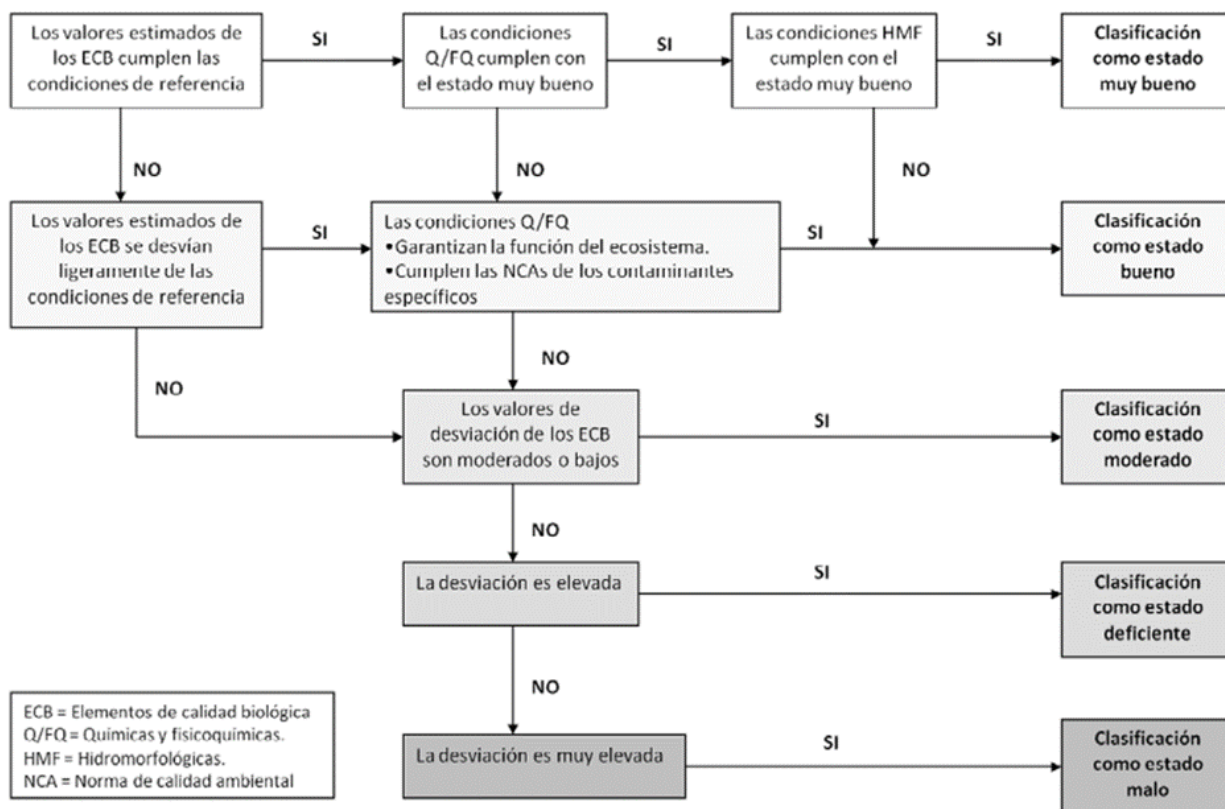


Figura 2.1. Proceso de calificación del Estado Ecológico, basado en la DMA (tomado de Borja *et al.*, 2022).

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, este elemento biológico se estudia de nuevo en el presente plan de vigilancia (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 2022 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).
5. Comunidades bentónicas de sustrato duro (flora y fauna): composición, abundancia y diversidad. Valoración del estado actual mediante los índices CFR (Calidad de Fondos Rocosos) y RICQI ("Rocky Intertidal Community Quality Index"). Este componente se estudia con frecuencia trienal.

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.

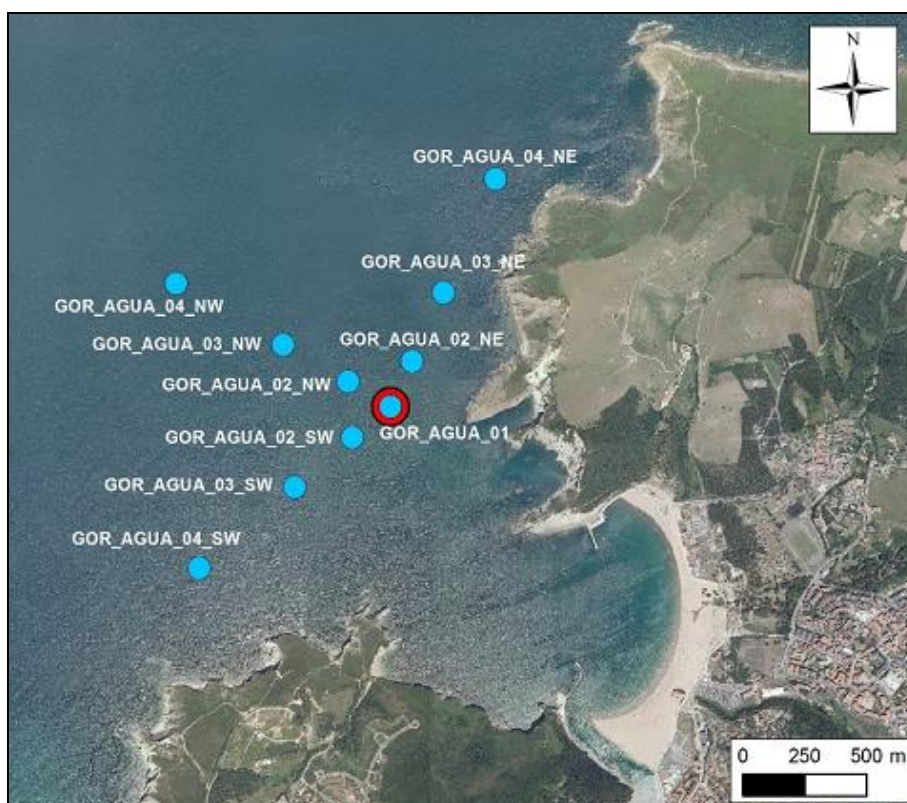


Figura 4.1. Estaciones de muestreo de aguas en el entorno de los vertidos de la EDAR de Gorniz. El punto de vertido se señala con círculo rojo.

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 34 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 (20–34 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, se toman muestras de agua en superficie (con balde) y en fondo (por medio de botella oceanográfica Niskin),

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 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$) 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 12.1 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). 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:

$$\text{EQR} = -1,09558 + 0,600299 \cdot \text{O}_2 - 0,162074 \cdot \text{AM} - 0,10975 \cdot \text{NA} - 0,229412 \cdot \text{PO}_4 - 0,0552014 \cdot \text{TURB} - 0,0268181 \cdot \text{SS}$$

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, el 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 (BOE, 2023). Estos se van a utilizar siguiendo la metodología que se detalla en los últimos informes de URA sobre el estado ecológico de las masas de agua costeras y de transición (Borja *et al.*, 2021; 2022). 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 BOE (2023), Apéndice 2.6.2 de las Disposiciones Normativas del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental, <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 marzo, mayo, agosto y diciembre de 2022. 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 2022 fueron cálidas, se situaron por encima de la media de largo plazo a excepción de los meses de enero, febrero y abril que fueron similares a la media. En cuanto a precipitación, 2022 se caracterizó por ser seco con la salvedad de los meses de marzo y septiembre en los cuales la precipitación acumulada fue ligeramente superior a la media histórica (es decir, a la del periodo 1991–2020) (Figura 4.2).

El río más cercano a la zona de vertido de la EDAR de Gorniz es el Butro. 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 los cinco días más próximos a los muestreos registrados en la estación de aforo de Mungia (Tabla 4.5).

La media del caudal del Butro considerando las cuatro campañas de muestreo fue $3,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, valor que queda por debajo del promedio anual citado por Valencia *et al.* (2004) para este río ($4,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) y, por tanto, refleja la situación general de sequía que caracterizó al año 2022.

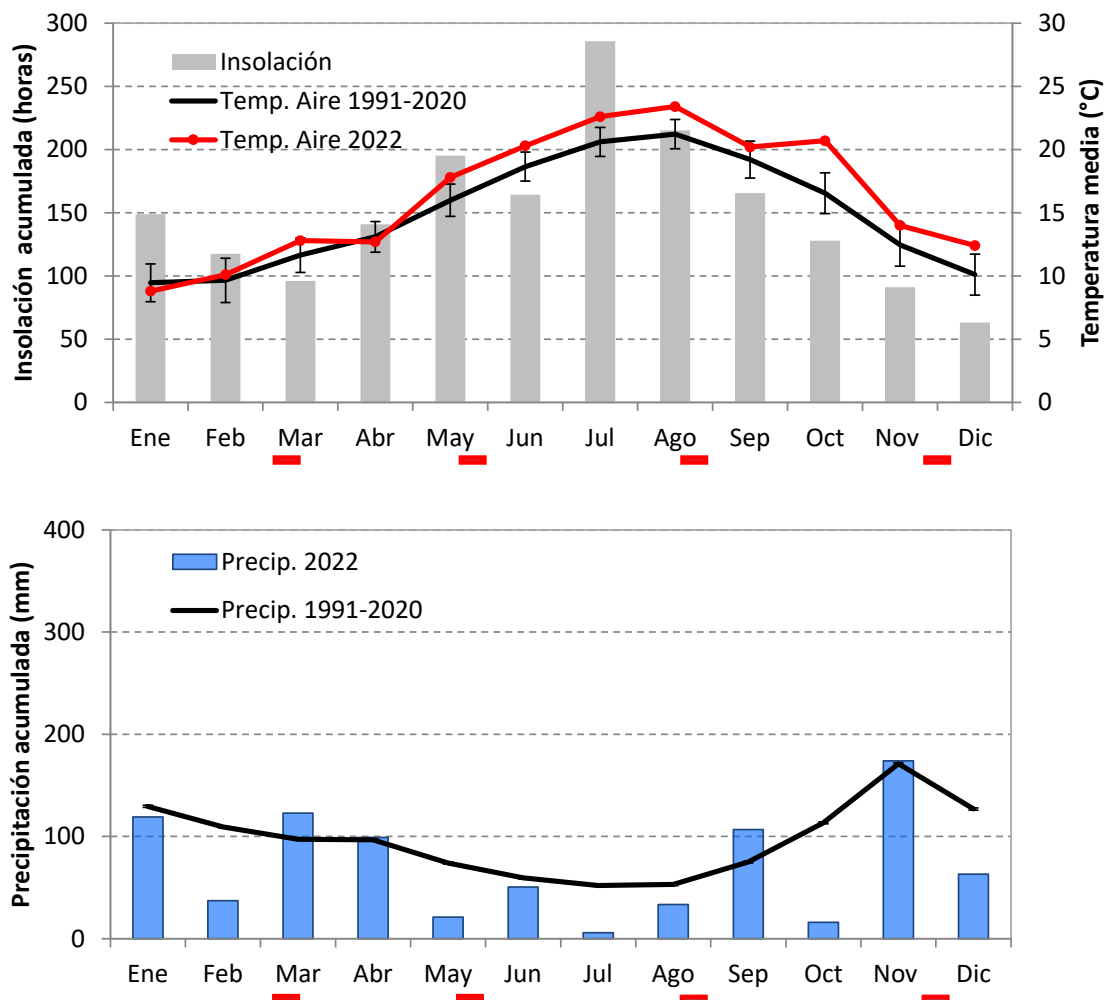


Figura 4.2. Insolación (horas sin nubosidad), temperatura del aire y precipitación mensual entre enero y diciembre de 2022. Se indica también el promedio de largo plazo 1991-2020 (línea negra). Los meses durante los cuales se realizaron campañas de muestreo de aguas y fitoplancton se subrayan en rojo. Datos de AEMET (estación del aeropuerto de Bilbao).

Además de los datos de caudal del Butroe, se han tratado los datos de diferentes variables atmosféricas obtenidos en la estación meteorológica del aeropuerto de Bilbao, durante los cinco días más próximos a los muestreos (Tabla 4.5).

El muestreo de invierno, realizado a primeros de marzo, presentó un caudal más elevado que los de mayo y agosto, en coherencia con las precipitaciones de los días anteriores. Sin embargo, se situó por debajo de la media anual.

Como puede verse en la Tabla 4.5, las campañas de primavera y verano se realizaron en torno a días de alta temperatura e insolación, bajas precipitaciones y con un caudal del río Butroe muy inferior a la media anual.

Entre los muestreos de aguas realizados en 2022, el de diciembre se caracterizó por las condiciones de mayor precipitación y descarga fluvial, así como por los valores más bajos en temperatura del aire y en insolación (Tabla 4.5).

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

Año 2022	10-Mar	31-May	24-Ago	1-Dic
* Temp. máx. aire (°C)	14,9	23,7	29,0	14,3
* Insolación (horas)	2,0	8,2	7,7	1,4
* Viento (m·s ⁻¹)	3,2	2,3	2,6	2,3
* Precipitación (mm)	15,6	0,0	4,5	47,2
† Caudal (m ³ ·s ⁻¹)	1,7	0,7	0,5	12,8

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

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

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 2022 abarcó desde 11,3 hasta 22,4 °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 2022, concretamente, en la estación GOR_AGUA_03_SW (superficie).

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. 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 2022 fue prácticamente inapreciable, situación que repite la de 2014, 2020 y 2021. En la serie temporal del entorno del emisario, hasta años recientes, era frecuente observar estratificación en verano y, en ocasiones, en primavera (Figura 4.3).

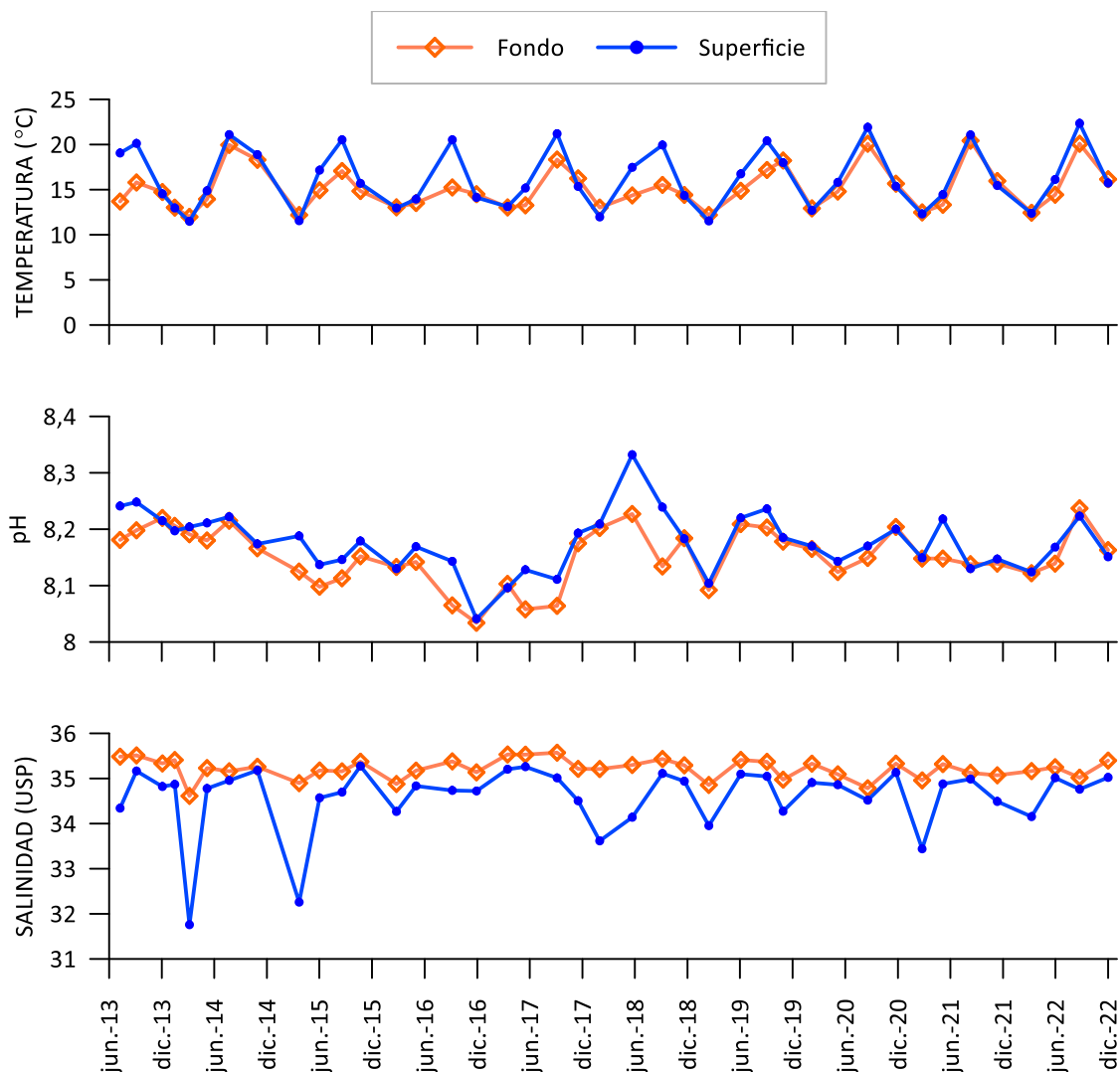


Figura 4.3. Evolución temporal del valor medio de temperatura, pH y salinidad de las diez estaciones de muestreo situadas en el entorno del vertido, en superficie y fondo.

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 2022 se situó en el rango de años previos.

El promedio de los valores de pH de las diez estaciones de muestreo se muestra en la Figura 4.3. Aunque es difícil apreciar un ciclo estacional, el pH en superficie tiende a ser mayor que en fondo en primavera y verano, posiblemente por efecto de la actividad fotosintética. Por ejemplo, en mayo de 2018 todos los puntos de muestreo mostraron en superficie valores altos, cercanos a 8,3, a la vez que se medían picos de abundancia celular del fitoplancton y, una semana antes, se habían observado floraciones fitoplanctónicas también en otras zonas de la costa vasca.

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 2022 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 2022, las condiciones de estratificación salina 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. Los valores más altos se observaron en superficie en la campaña de invierno (3–5%). Estos pueden considerarse moderados en el contexto de la serie temporal, dado que el máximo hasta ahora ha sido 15%, registrado en marzo de 2014 en GOR_AGUA_04_NE.

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

Código estación	Profundidad	10-Mar, 2022	31-May, 2022	24-Ago, 2022	1-Dic, 2022
GOR_AGUA_01	S	4	2	2	1
GOR_AGUA_02_NE	S	4	2	2	2
GOR_AGUA_02_NW	S	4	2	2	1
GOR_AGUA_02_SW	S	5	2	2	3
GOR_AGUA_03_NE	S	3	2	2	1
GOR_AGUA_03_NW	S	4	2	2	2
GOR_AGUA_03_SW	S	4	2	3	2
GOR_AGUA_04_NE	S	5	2	2	1
GOR_AGUA_04_NW	S	5	2	2	3
GOR_AGUA_04_SW	S	3	2	2	1

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

Código estación	Profundidad	10-Mar, 2022	31-May, 2022	24-Ago, 2022	1-Dic, 2022
GOR_AGUA_01	F	1	1	2	0
GOR_AGUA_02_NE	F	1	1	2	0
GOR_AGUA_02_NW	F	1	1	1	0
GOR_AGUA_02_SW	F	1	1	2	0
GOR_AGUA_03_NE	F	2	1	2	1
GOR_AGUA_03_NW	F	1	1	2	0
GOR_AGUA_03_SW	F	1	1	1	0
GOR_AGUA_04_NE	F	2	1	2	1
GOR_AGUA_04_NW	F	1	0	1	0
GOR_AGUA_04_SW	F	2	1	2	1

Como se ha observado en años previos, en 2022 la estación más cercana al emisario (GOR_AGUA_01) no presentó un porcentaje de agua dulce mayor que el resto de las estaciones, ni en superficie, ni en fondo. Tampoco se observaron otro tipo de patrones espaciales en cuanto al contenido de agua dulce (Tabla 4.6).

En el Anexo 12.1 se muestran en detalle los datos de las variables del agua para cada estación de muestreo. En 2022 la temperatura y la salinidad no mostraron apenas diferencias espaciales (Figura 12.1; Figura 12.2). El resto de las variables presentaron diferencias leves, pero sin un patrón concreto.

Como excepción, el pH en la campaña de agosto fue relativamente alto en todos los puntos de muestreo, excepto en la estación GOR_AGUA_04_NE, que mostró valores normales (Figura 12.1). En todo caso se trató de diferencias espaciales muy leves, de una décima de pH aproximadamente, y que no tuvieron reflejo en el resto de las variables.

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 2022 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 y en otoño. Las aguas de superficie mostraron concentraciones similares o levemente mayores que las de fondo.

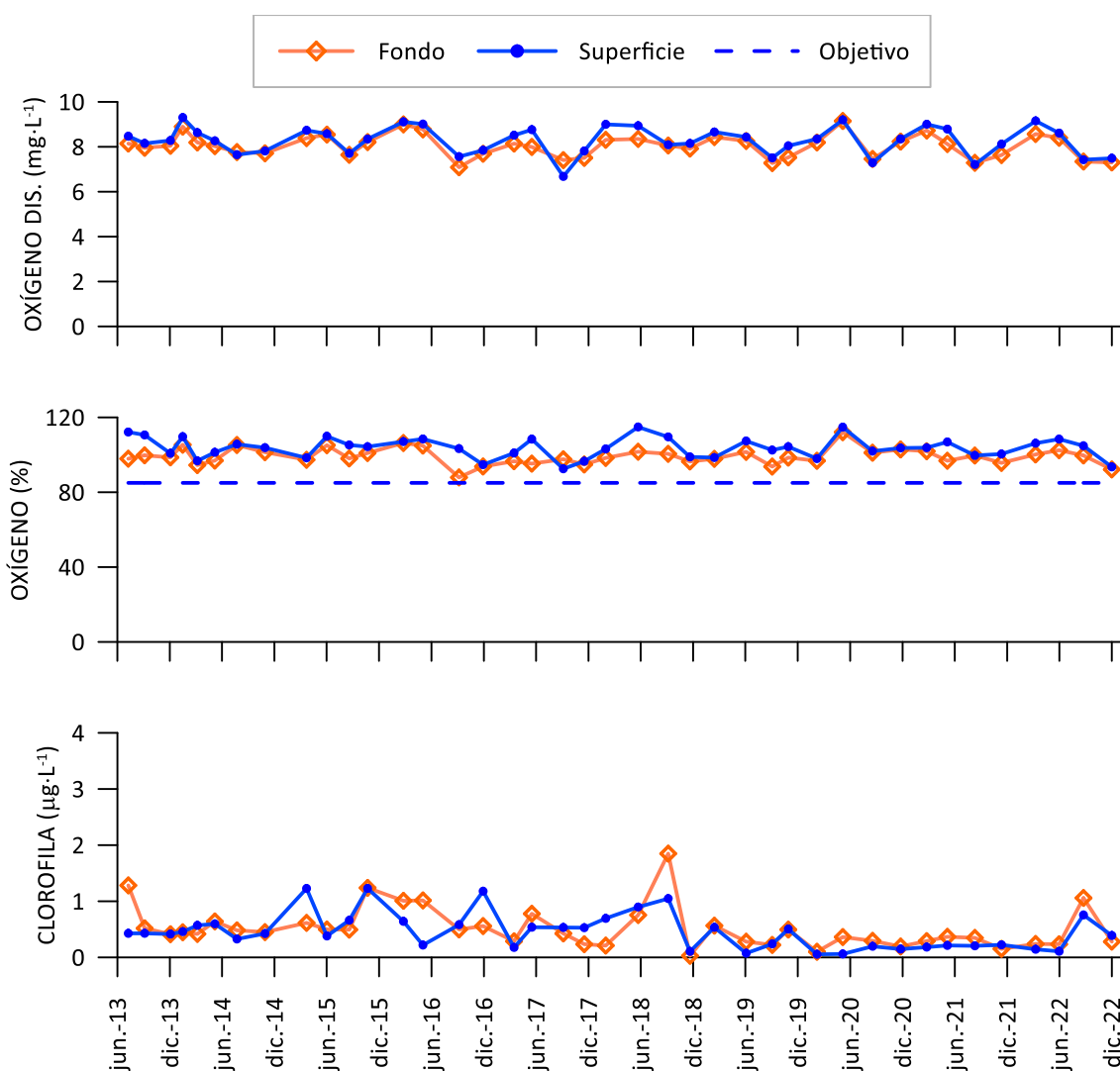


Figura 4.4. Evolución temporal del valor medio de la concentración de oxígeno disuelto, de la saturación de oxígeno y de la concentración de clorofila determinada *in situ* en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados Moderado y Bueno) para la saturación de oxígeno en aguas de superficie (BOE, 2023).

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 2022 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 de 2015 y 2019) y tres en fondo (verano 2016 y primavera 2022). 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) ($<0,05 \mu\text{g L}^{-1}$) y $4,30 \mu\text{g L}^{-1}$. Se trata de valores normales para la zona costera del País Vasco. Los valores de 2022 se situaron en el rango de años precedentes.

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 ($1,85 \mu\text{g L}^{-1}$). Por el contrario, en otoño de 2018 se observaron valores mínimos a lo largo de todos los puntos de muestreo, tanto en superficie ($0,11 \mu\text{g L}^{-1}$) como en fondo ($0,03 \mu\text{g L}^{-1}$). A partir de entonces los picos están siendo menos acusados en ambos niveles de medida. Destacan especialmente los años 2020 y 2021, por concentraciones muy bajas a lo largo de todas las campañas.

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 12.1; Figura 12.2 y Figura 12.3).

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 2022 se situaron dentro del rango de los años previos. Hay que señalar que desde 2019 predominan valores muy bajos, así en los últimos cuatro años el 90% 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. La mayoría en invierno (80%), lo que 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.

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).

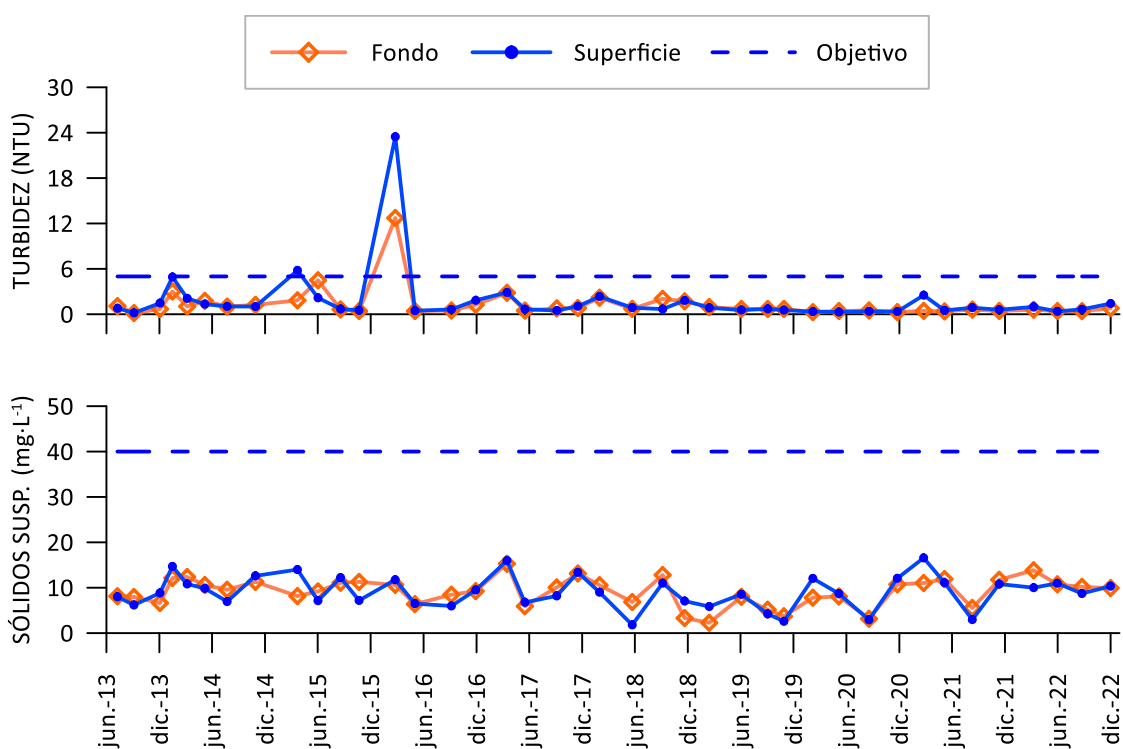


Figura 4.5. Evolución temporal del valor medio de la turbidez y de la concentración de sólidos en suspensión en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica, de manera orientativa, el límite entre los estados Moderado y Bueno (CHC y URA, 2016), aunque para estas variables no se hayan establecido objetivos en el Plan Hidrológico vigente (BOE, 2023).

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 (BOE, 2023), 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).

En el Anexo 12.1 se presentan los datos de turbidez y sólidos en suspensión por cada estación de muestreo (Figura 12.4). 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). En mayo de 2021 se registró el máximo, pero también se midieron valores altos (13 m) en mayo de 2022 y en varias de las campañas realizadas a lo largo de 2020 (mayo, agosto y noviembre). Un valor de 13 m en esta zona solo se había medido anteriormente en septiembre de 2013. Por tanto, desde el año 2020 se repite un patrón de aguas muy transparentes en el mes de mayo.

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, en los muestreos de primavera, verano y otoño de 2022. Sin embargo, en la campaña de invierno probablemente el mar de fondo y ciertos aportes del río Butroe hicieron que disminuyera la transparencia del agua, con valores del disco de Secchi entre 2 y 4 m. Esto tuvo su reflejo en la profundidad de la zona fótica de las estaciones de muestreo que se situó el 10 de marzo entre 11 y 23 m, lo que supuso entre aproximadamente el 70% y el 100% de la profundidad de la columna de agua.

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 **nitrateo** 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 2022 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 nitrateo en aguas de superficie ha seguido un ciclo estacional caracterizado por concentraciones generalmente más altas en invierno y en otoño que en primavera y, especialmente, en verano. En fondo la variabilidad temporal ha sido bastante similar, aunque más suavizada. La estacionalidad observada en los picos indica una dinámica asociada a las descargas fluviales, así como a la mezcla de la columna de agua, en épocas de inestabilidad atmosférica.

Al comienzo de la serie, la presencia de fuertes picos de nitrateo en las aguas de superficie indica que los aportes continentales tuvieron una gran influencia en el área de estudio. Sin embargo, desde 2019 han descendido las concentraciones en superficie, haciéndose más similares a las de fondo.

El objetivo de calidad para el nitrateo consiste en no superar $12,9 \mu\text{mol L}^{-1}$, valor umbral entre el estado 'Bueno' y 'Moderado' (BOE, 2023). Como puede verse la Figura 12.5 del Anexo, solo de manera muy ocasional se han medido concentraciones superiores a este límite. En esta figura también se aprecia cómo la magnitud de los picos en las aguas de superficie es menor en los últimos años. Como se verá más adelante, también parece haber descendido el fosfato.

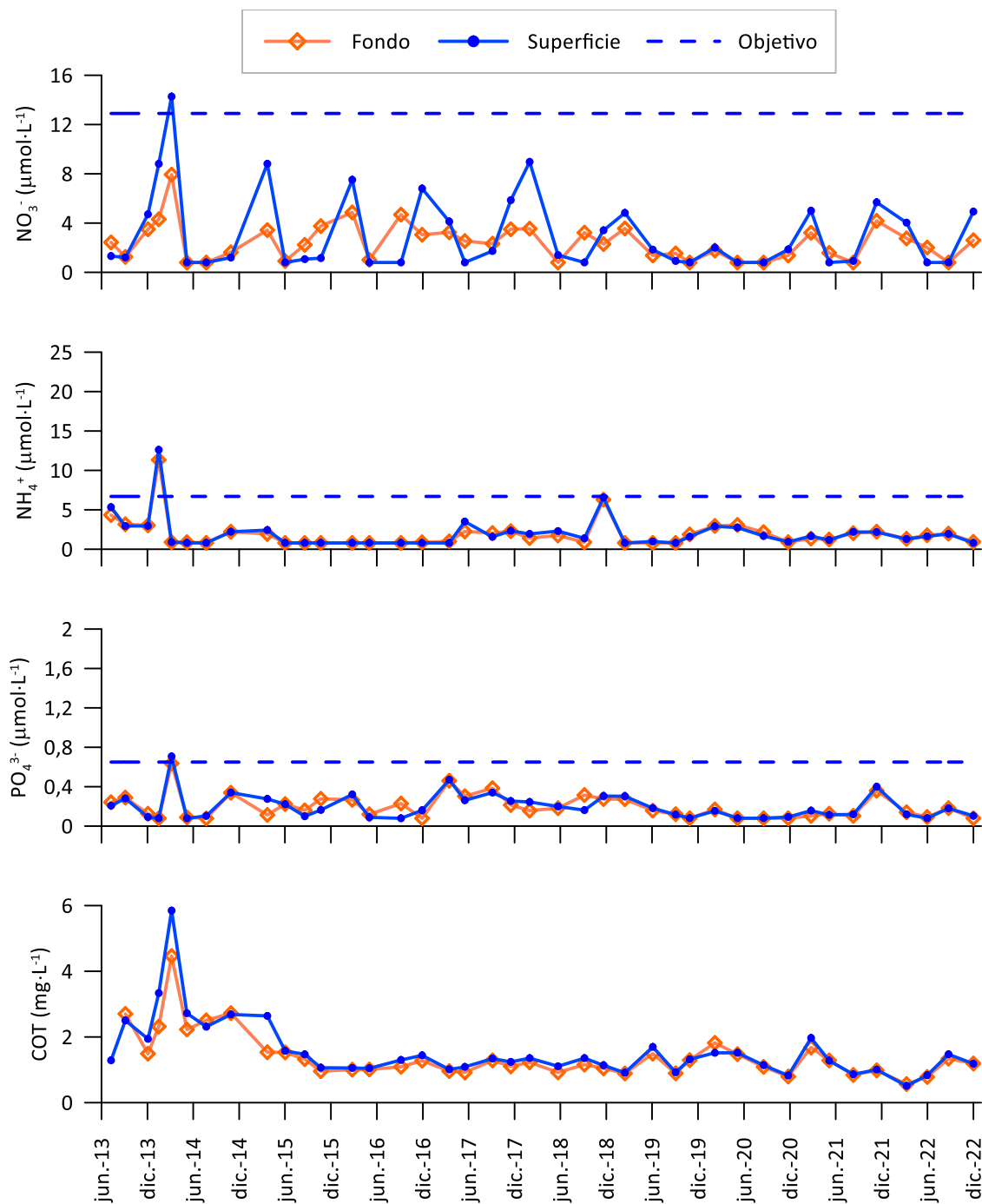


Figura 4.6. Evolución temporal del valor medio de la concentración de nitrato, amonio, fosfato y carbono orgánico total en el entorno del vertido, en superficie y fondo. La línea discontinua azul indica el objetivo de calidad (límite entre los estados Moderado y Bueno) para los nutrientes en aguas de superficie (BOE, 2023).

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 2022 entraron en el rango de años precedentes. Como puede verse en la Figura 12.5 del Anexo, a lo largo de la serie fue frecuente encontrar concentraciones de amonio muy bajas, aunque otras superaron el objetivo de calidad de $6,7 \mu\text{mol L}^{-1}$ (BOE, 2023). 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 2022 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 $0,65 \mu\text{mol L}^{-1}$ (BOE, 2023). 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 12.6 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 2022 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 12.1, 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 1,21 (GOR_AGUA_04_NE; GOR_AGUA_02_NW) y 1,31 (GOR_AGUA_03_NW). No se percibió un gradiente de aumento de la calidad a medida que aumentaba la distancia al vertido, ni tampoco cambios en función de la orientación de los radiales.

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	10-mar-22	1,25	Muy bueno
	31-may-22	1,39	Muy bueno
	24-ago-22	1,31	Muy bueno
	01-dic-22	1,18	Muy bueno
	Total	1,23	Muy bueno
GOR_AGUA_02_NE	10-mar-22	1,33	Muy bueno
	31-may-22	1,40	Muy bueno
	24-ago-22	1,29	Muy bueno
	01-dic-22	1,17	Muy bueno
	Total	1,26	Muy bueno
GOR_AGUA_03_NE	10-mar-22	1,34	Muy bueno
	31-may-22	1,39	Muy bueno
	24-ago-22	1,35	Muy bueno
	01-dic-22	1,20	Muy bueno
	Total	1,30	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	10-mar-22	1,21	Muy bueno
	31-may-22	1,41	Muy bueno
	24-ago-22	1,37	Muy bueno
	01-dic-22	1,21	Muy bueno
	Total	1,21	Muy bueno
GOR_AGUA_02_NW	10-mar-22	1,22	Muy bueno
	31-may-22	1,38	Muy bueno
	24-ago-22	1,35	Muy bueno
	01-dic-22	1,20	Muy bueno
	Total	1,21	Muy bueno
GOR_AGUA_03_NW	10-mar-22	1,33	Muy bueno
	31-may-22	1,39	Muy bueno
	24-ago-22	1,36	Muy bueno
	01-dic-22	1,23	Muy bueno
	Total	1,31	Muy bueno
GOR_AGUA_04_NW	10-mar-22	1,32	Muy bueno
	31-may-22	1,40	Muy bueno
	24-ago-22	1,35	Muy bueno
	01-dic-22	1,22	Muy bueno
	Total	1,30	Muy bueno
GOR_AGUA_02_SW	10-mar-22	1,20	Muy bueno
	31-may-22	1,40	Muy bueno
	24-ago-22	1,31	Muy bueno
	01-dic-22	1,32	Muy bueno
	Total	1,28	Muy bueno
GOR_AGUA_03_SW	10-mar-22	1,26	Muy bueno
	31-may-22	1,39	Muy bueno
	24-ago-22	1,33	Muy bueno
	01-dic-22	1,19	Muy bueno
	Total	1,25	Muy bueno
GOR_AGUA_04_SW	10-mar-22	1,20	Muy bueno
	31-may-22	1,40	Muy bueno
	24-ago-22	1,31	Muy bueno
	01-dic-22	1,32	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.

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.

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. Esto ha dado lugar a que en 2022 todas las estaciones se clasifiquen en un estado ‘Muy Bueno’, excepto la estación GOR_AGUA_01 que se clasifica en ‘Bueno’ debido al fosfato (Tabla 4.8, continuación).

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 el Plan Hidrológico 2022-2027 (BOE, 2023). 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 (µmol/l)	Nitrato (µmol/l)	Fosfato (µmol/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 (µmol·L⁻¹): Muy bueno (MB) si ≤2,4; Bueno (B) si ≤6,7; Incumple si >6,7
Nitrato (µmol·L⁻¹): Muy bueno (MB) si ≤3,2; Bueno (B) si ≤12,9; Incumple si >12,9
Fosfato (µmol·L⁻¹): Muy bueno (MB) si ≤0,23; Bueno (B) si ≤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 el Plan Hidrológico 2022-2027 (BOE, 2023). 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 (µmol/l)	Nitrato (µmol/l)	Fosfato (µmol/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
2022	2017-2022	GOR_01	103	1,8	3,2	0,24	MB	MB	MB	B	B
		GOR_02_NE	103	1,8	2,5	0,18	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_NE	103	2,0	2,3	0,17	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_NE	102	1,9	2,5	0,16	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_02_NW	103	2,0	2,8	0,18	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_NW	104	1,9	2,7	0,18	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_NW	104	1,8	2,6	0,20	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_02_SW	103	2,1	2,9	0,19	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_03_SW	103	1,9	2,6	0,21	MB	MB	MB	MB	MB
		GOR_04_SW	104	1,8	2,4	0,21	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 $> 0,65$

4.6 Discusión

En comparación con los 30 años anteriores, la mayoría de los meses en 2022 fueron mucho más cálidos. Si bien la temperatura del agua registrada en la zona receptora del vertido durante las campañas de 2022 fue ligeramente superior a años precedentes, ésta se encontró en el rango típico de las aguas de la plataforma del sudeste del golfo de Vizcaya y presentó 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 habría sido 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. Durante 2022, es poco probable que esto ocurriera, ya que la estratificación térmica no fue intensa, ni siquiera en agosto.

La estratificación térmica observada en esta zona desde el comienzo de su estudio en 2013 hasta años recientes, generalmente, había sido más fuerte. En esto puede haber influido, en parte, la variación de la profundidad de la columna de agua entre muestreos, lo cual 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). Por otro lado, en el entorno del emisario, desde 2020, la temperatura en las aguas de fondo durante las campañas estivales está siendo más alta que en años previos, con valores muy cercanos a los de superficie. Como se señala en este informe, en 2022 han predominado las anomalías positivas de temperatura atmosférica; esto ocurrió también en febrero de 2021 y a lo largo del primer semestre de 2020 (Revilla *et al.*, 2019; 2020).

Teniendo en cuenta lo anterior, no hay evidencia de que el vertido produjera cambios importantes en la temperatura del agua, sino que los principales cambios se han debido a procesos océano-meteorológicos. 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 Gorliz) con los de una estación situada a una distancia de aproximadamente el doble (L-B10, Figura 4.7).

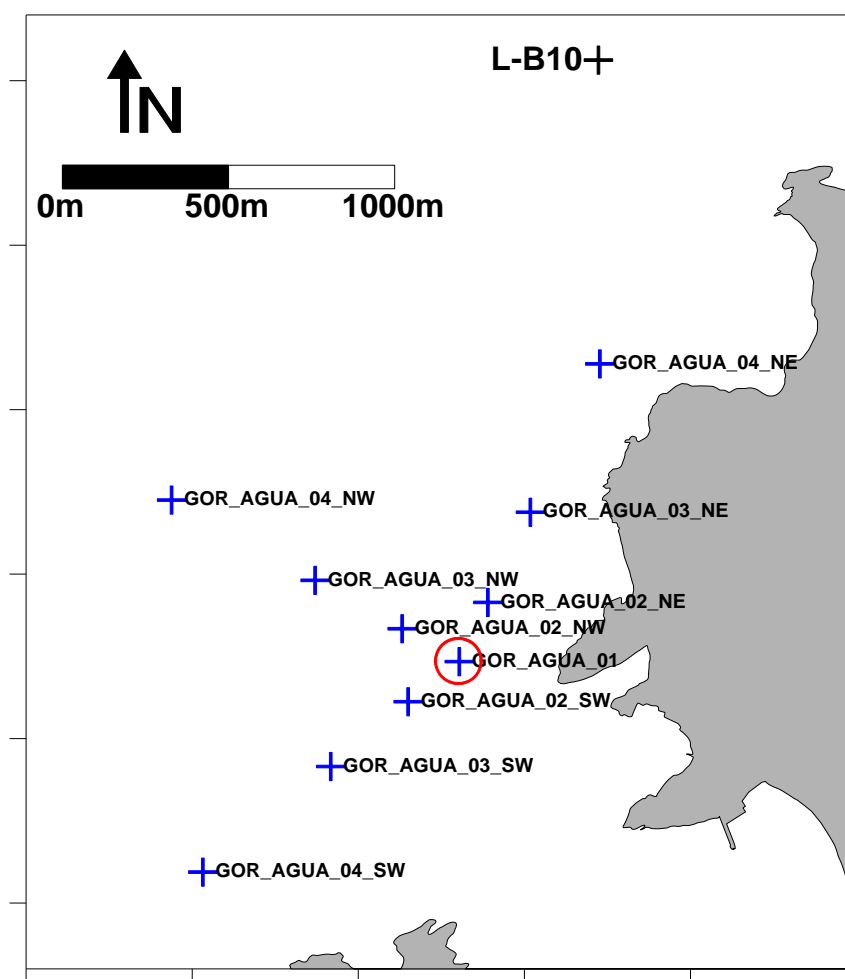


Figura 4.7. Localización de las estaciones de muestreo para la caracterización de la columna de agua en la zona del vertido y localización de la estación más próxima de la Agencia Vasca del Agua (L-B10, aguas-fitoplancton). El punto de vertido se señala con círculo rojo. En la parte inferior del mapa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

Los prolongados periodos de bajas precipitaciones que caracterizaron a los meses de primavera y verano de 2022 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 a los muestreos de otoño e invierno de 2022, el nitrato mostró 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 estas épocas 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 2022 realizadas 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 2022. S.D. Sin dato.

Variable	Unidades	EDAR	L-B10
Salinidad	USP	34,74	34,87
Temperatura	°C	16,64	16,52
pH	Unid. pH	8,17	8,19
Saturación de Oxígeno	%	103,23	102,40
Turbidez	NTU	0,85	1,27
Sólidos en suspensión	mg·L ⁻¹	10,01	8,82
Amonio	µmol·L ⁻¹	1,42	1,06
Nitrato	µmol·L ⁻¹	2,64	1,89
Fosfato	µmol·L ⁻¹	0,12	0,20
Carbono orgánico total	mg·L ⁻¹	1,00	S.D.
Clorofila "a"	µg·L ⁻¹	0,35	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. 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 2022 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.*, 2023). Además, al igual que en la estación L-B10, en la zona receptora del vertido se alcanzó un estado 'Muy bueno' en cuanto a amonio, nitrato y oxígeno, y un estado 'Bueno' en cuanto a fosfato, utilizando los valores límites del actual Plan Hidrológico (BOE, 2023).

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 en todas las campañas salvo en 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.* (2014a) 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 2022 la abundancia celular total apenas varió entre las tres estaciones de muestreo, siendo bastante más fuerte la variabilidad temporal. Este es un resultado habitual en la zona de estudio, donde no se ha encontrado un patrón espacial entre las estaciones situadas a 200 m de distancia del vertido.

La abundancia de la comunidad fitoplanctónica presentó valores mínimos en todas las muestras de invierno y de otoño (del orden de 10^4 células·L⁻¹). En primavera aumentaron en un orden de magnitud en las tres estaciones de muestreo, como máximo hasta $266 \cdot 10^3$ células·L⁻¹ (estación situada al NE). En verano las tres estaciones de muestreo mostraron los máximos anuales, que no fueron excesivamente altos, hasta $743 \cdot 10^3$ células·L⁻¹ (estación situada al NW).

En el Anexo 12.2 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.

La composición taxonómica de los grupos principales también mostró un patrón de variabilidad temporal bastante similar entre las tres estaciones de muestreo (Figura 5.2).

Las muestras de invierno y otoño estuvieron dominadas por criptofitas, en baja abundancia. En primavera las haptofitas fueron el grupo dominante, seguidas de pequeñas formas sin identificar y dinoflagelados. En el máximo de verano destacaron diatomeas, aunque en la estación GOR_02_SW también criptofitas y clorofitas.

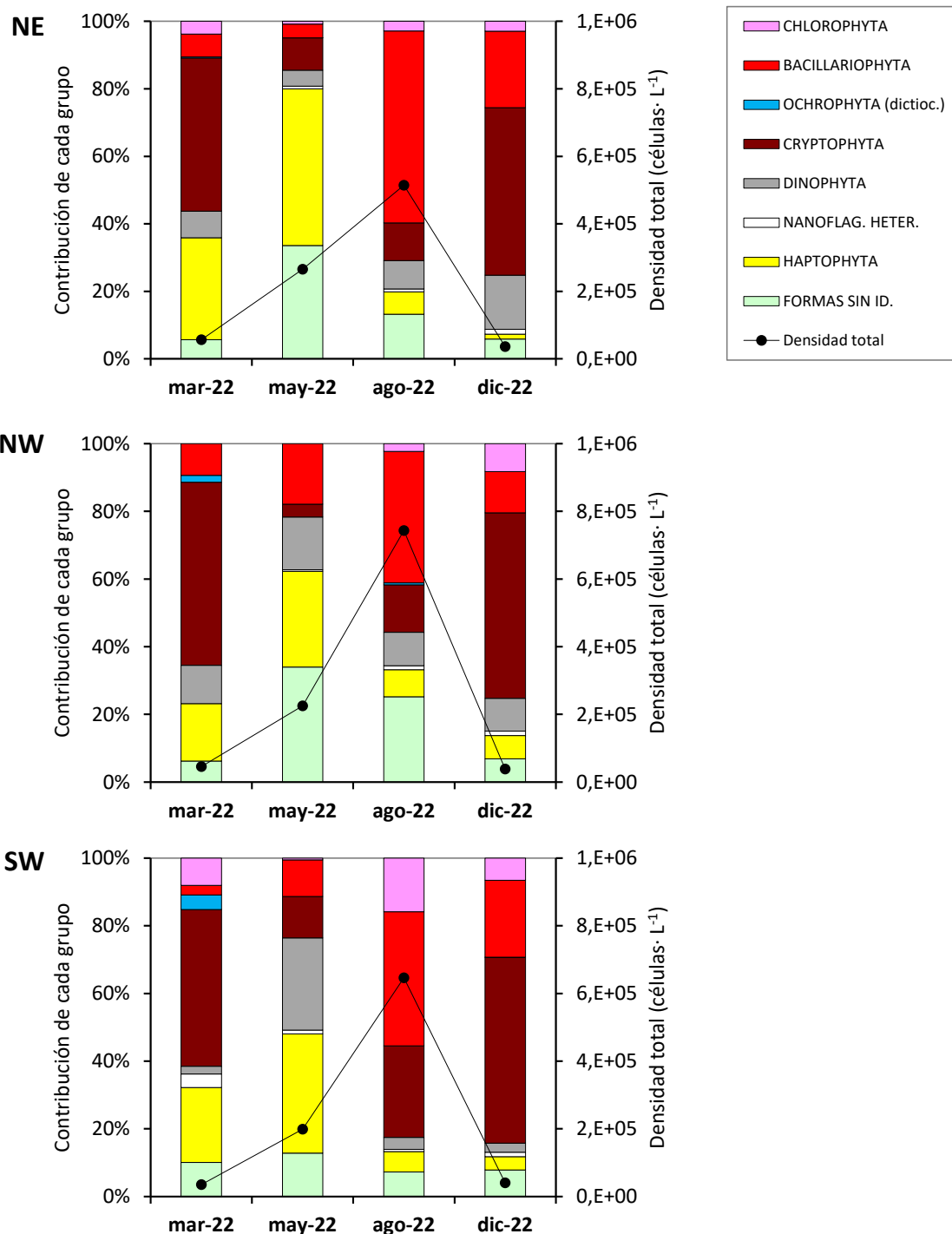


Figura 5.2. Contribución de cada grupo a la densidad total (en %) y densidad total de fitoplancton (en células L⁻¹) durante las campañas del presente plan de vigilancia, para las tres estaciones situadas a 200 m del vertido (GOR_AGUA_02) con orientación NE, NW y SW, respectivamente. No se muestra la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

Las ocofitas estuvieron representadas principalmente por dictiocofíceas, que solo alcanzaron cierta representatividad en invierno. Las clorofitas tampoco fueron abundantes, salvo en la muestra del radial SW en verano donde *Pyramimonas* spp. y *Tetraselmis* spp. alcanzaron en conjunto unas $100 \cdot 10^3$ células·L⁻¹.

Se detectaron euglenofitas, pero en muy baja abundancia celular, por lo que no se han representado en la Figura 5.2. La comunidad se completó con algunos nanoflagelados heterótrofos y con el ciliado kleptoplastidial *Mesodinium rubrum* complex (Anexo 12.2).

5.4.2 Floraciones fitoplanctónicas y algas potencialmente tóxicas

Como puede observarse en el Anexo 12.2, no hubo taxones que superaran en las muestras de 2022 el umbral de $400 \cdot 10^3$ células·L⁻¹, que es el utilizado en el Cantábrico oriental para definir una floración (BOE, 2015).

A nivel de taxón individual, los picos más elevados se encontraron en verano, destacando las pequeñas formas sin identificar ($187 \cdot 10^3$ células·L⁻¹) y las criptofitas *Plagioselmis* spp. ($170 \cdot 10^3$ células·L⁻¹), seguidas por las diatomeas *Skeletonema* sp. y *Pseudo-nitzschia galaxiae* (aproximadamente $100 \cdot 10^3$ células·L⁻¹, cada una de ellas).

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. fortii* y *Phalacroma rotundatum*. Solo estuvieron presentes en dos de las muestras de primavera, con 60–80 células·L⁻¹ (suma total).
- Dinoflagelados que pueden producir yessotoxinas: *Protoceratium reticulatum*, *Lingulodinium polyedra* y *Gonyaulax spinifera*. Solo se detectaron en verano, con 20–40 células·L⁻¹ (suma total).
- Dinoflagelados potencialmente productores de toxinas paralizantes: *Alexandrium* sp. en primavera y verano, y *Alexandrium minutum*, en primavera. Como máximo 60 células·L⁻¹ entre ambos.

- Dinoflagelados entre los cuales podría haber alguna especie con capacidad para producir azaspirácidos: cf. *Azadinium* spp. Observados en dos muestras de primavera, con abundancias del orden de 10^3 células·L⁻¹.
- Diatomeas potencialmente productoras de la toxina amnésica: *Pseudo-nitzschia* spp. Fueron habituales en las tres estaciones de muestreo, aunque solo se registraron concentraciones importantes en verano. Así, en agosto destacó *Pseudo-nitzschia galaxiae* con abundancias entre $70 \cdot 10^3$ células·L⁻¹ y $101 \cdot 10^3$ células·L⁻¹ (máximo en GOR_02_NW). Además, *Pseudo-nitzschia multistriata* y *Pseudo-nitzschia* spp. alcanzaron densidades del orden de 10^3 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 2022 se pueden citar los dinoflagelados potencialmente nocivos *Noctiluca scintillans*, cf. *Pfiesteria*, *Prorocentrum compressum*, *P. cordatum*, *P. micans*, *P. triestinum* y *Tripos furca*; todos ellos aparecieron en densidades bajas, del orden de 10 – 10^3 células·L⁻¹. Se detectó en el agua *Ostreopsis* spp. (*siamensis/ovata*), pero con una abundancia muy baja y en una sola muestra de verano (GOR_02_NW).

También cabe citar entre los dinoflagelados potencialmente nocivos las formas gymnodiniales de tamaño inferior a $20 \mu\text{m}$, 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. Además, se registró *Karenia* sp. en las tres muestras de primavera (hasta 300 células·L⁻¹) y en una de verano (20 células·L⁻¹).

En cuanto a las diatomeas cuyos blooms pueden originar mortalidad de peces por daños mecánicos o por exceso de materia orgánica, en las muestras de invierno y otoño su presencia fue testimonial, aunque aumentó en primavera y, especialmente, en verano. En agosto la suma de las del género *Chaetoceros*, junto con *Rhizosolenia setigera* f. *setigera*, *Rhizosolenia* spp. y *Thalassiosira* sp. alcanzó hasta $66 \cdot 10^3$ células·L⁻¹ en GOR_02_SW, con valores algo más bajos en el resto de las estaciones de muestreo. *Skeletonema* sp. (5 – $10 \mu\text{m}$) destacó en la estación GOR_02_NW, tanto en mayo ($39 \cdot 10^3$ células·L⁻¹), como en agosto ($99 \cdot 10^3$ células·L⁻¹). También se identificó *Leptocylindrus minimus*, pero solo en verano y en baja abundancia (como máximo 400 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 rafidocófitas.

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 primavera (hasta $123 \cdot 10^3$ 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 (2017–2022).

El resultado de esta métrica fue muy similar entre los tres radiales (0,72–0,82 $\mu\text{g L}^{-1}$), como ha venido pasando desde el comienzo del estudio. En el periodo de evaluación del año previo se observó un importante descenso en los valores del percentil, que se situaron en torno a 0,8, cuando en los anteriores periodos estaban ligeramente por encima de 1 $\mu\text{g L}^{-1}$. En este último periodo continúa la tendencia de descenso, aunque ha sido más leve. El descenso de la biomasa fitoplanctónica en estos años recientes se observa también en las zonas de vertido de las EDAR de Ondarroa, Lekeitio y Bakio, como se indica en los informes de sus correspondientes planes de vigilancia.

El EQR obtenido para el actual periodo de evaluación en el entorno del vertido del emisario de Gorliz es 1,310, 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, concretamente 1,429 (Borja *et al.*, 2023).

5.4.4 Evolución temporal de las comunidades

En la Figura 5.3 se representa la evolución temporal, desde el plan de vigilancia realizado en 2013 hasta este último, 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.

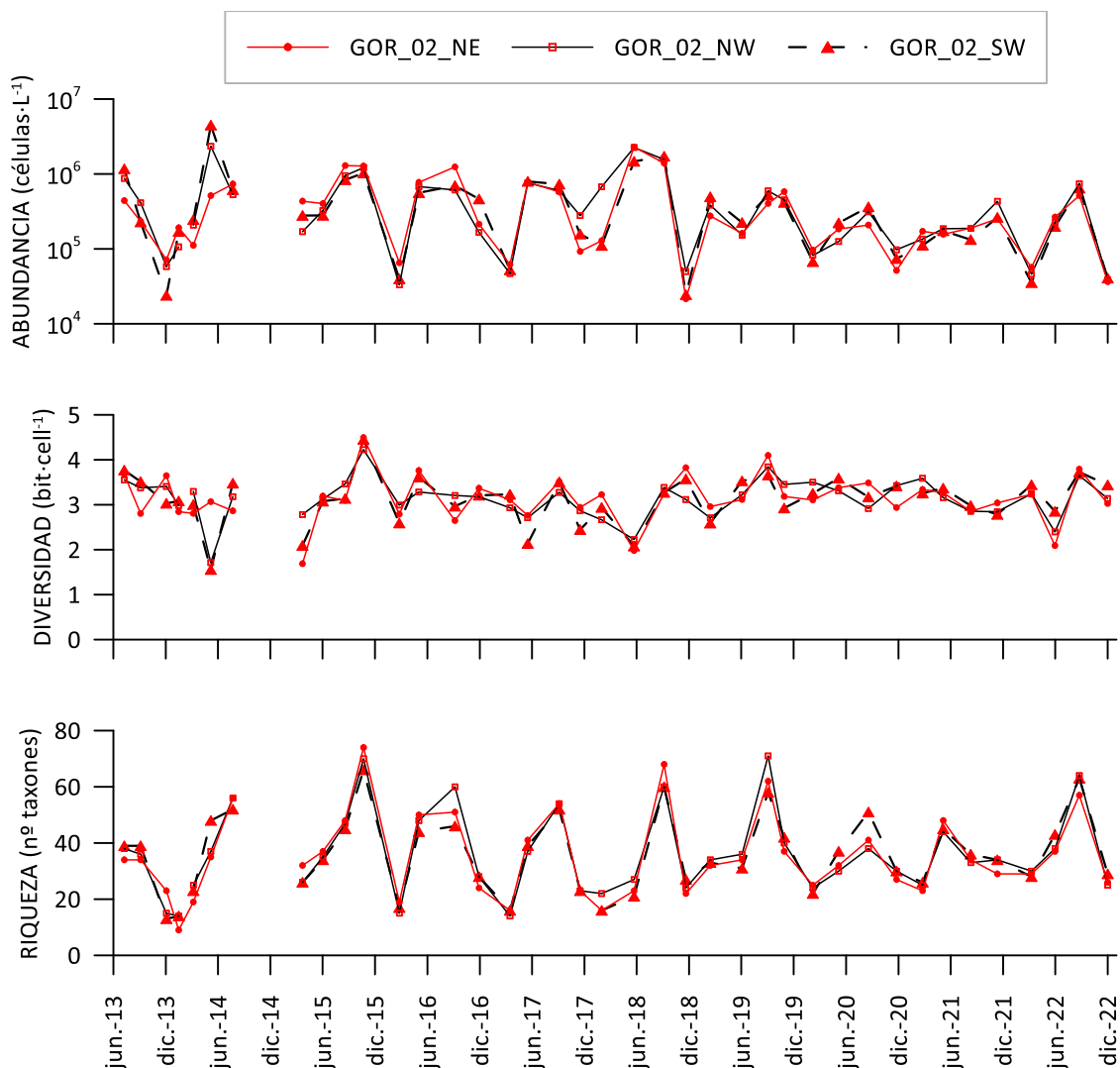


Figura 5.3. Evolución temporal de la densidad celular, el índice de diversidad de Shannon (H') y el número de taxones de fitoplancton en superficie para las tres estaciones situadas a 200 m del vertido (GOR_AGUA_02) con orientación NE, NW y SW. Nótese la escala logarítmica en el eje Y de la figura de 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 (téngase en cuenta que en la Figura 5.3 se representa en escala logarítmica). Hasta 2018 se habían observado todos los años valores cercanos o superiores a un millón de células por litro, excepto en invierno, en cualquier época. Los picos más altos, entre $2 \cdot 10^6$ y $5 \cdot 10^6$ células·L⁻¹, se detectaron en primavera y estuvieron dominados por diatomeas. Sin embargo, a partir de 2019 los máximos han sido inferiores a los que se venían observando desde 2013 y, además, ninguno de ellos ha tenido lugar en la campaña de primavera.

En cuanto a la diversidad, no se observa un ciclo estacional claro (Figura 5.3). El índice H' ha variado en un amplio rango: desde 1,6 hasta 4,5 bit·cell⁻¹. Los valores registrados en 2022 se encuentran en el rango de años previos. Los valores más bajos, <2 bit·cell⁻¹, se han observado hasta ahora en primavera 2014 e invierno 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 2022 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 (3,5·10⁶ células L⁻¹). Los taxones que han presentado los máximos en años recientes (~10⁶ células L⁻¹) han sido diatomeas (*Chaetoceros salsgineus*, *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 moderadas 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 ligeramente 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 observaron 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) facilitarían 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 2022 las comunidades observadas en el entorno del emisarios guardan similitud con las encontradas en años previos, así destacan en verano *Plagioselmis* spp., *Pseudo-nitzschia galaxiae* y *Skeletonema* spp. Sin embargo, en los cuatro últimos años (2019–2022) 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.*, 2023). 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). A partir del siguiente plan de vigilancia (campaña 2023) se reduce el número de puntos de muestreo de fitoplancton a uno solo. Para esta variable se ha elegido mantener únicamente la estación GOR_AGUA_02_NW, estación que presenta una concentración de nutrientes algo superior a la del radial NE y prácticamente idéntica a la del radial SW (véase Tabla 4.8 de la sección sobre calidad fisicoquímica). Pero, que estará menos influida por los procesos que tengan lugar dentro de la bahía de Plentzia y, por tanto, podrá ser más representativa de la zona que recibe el vertido del emisario.

Por otro lado, 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 y/o los descensos del oxígeno (por la degradación bacteriana de la materia orgánica producida). 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).

Algunas diatomeas son potencialmente perjudiciales al poder excretar mucílagos con un alto contenido en polisacáridos (esto generalmente se asocia a los géneros *Thalassiosira*, *Coscinodiscus*, *Chaetoceros* y *Rhizosolenia*). Estos taxones no aparecen regularmente en densidades muy elevadas en las aguas receptoras del vertido de la EDAR de Gorniz. Solo de forma esporádica en el entorno del emisario se han encontrado densidades en torno a 100 000 células·L⁻¹ de algunas de ellas (p. ej., *Chaetoceros* spp. en septiembre de 2019, y *Skeletonema* sp. en agosto de 2022) y las condiciones de oxigenación no se han visto hasta ahora alteradas, ni siquiera en las aguas de fondo (Revilla *et al.*, 2020).

Además de la anoxia que pueden producir los crecimientos masivos de fitoplancton, hay especies que 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 2022 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 células·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 células·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 2022 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. veneticum</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 2022. 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 2022 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 las muestras de verano del entorno del emisario (Anexo 12.2). En años anteriores, ocasionalmente, también ha ocurrido (p. ej., Revilla *et al.*, 2019; 2022). 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 12.2). 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.

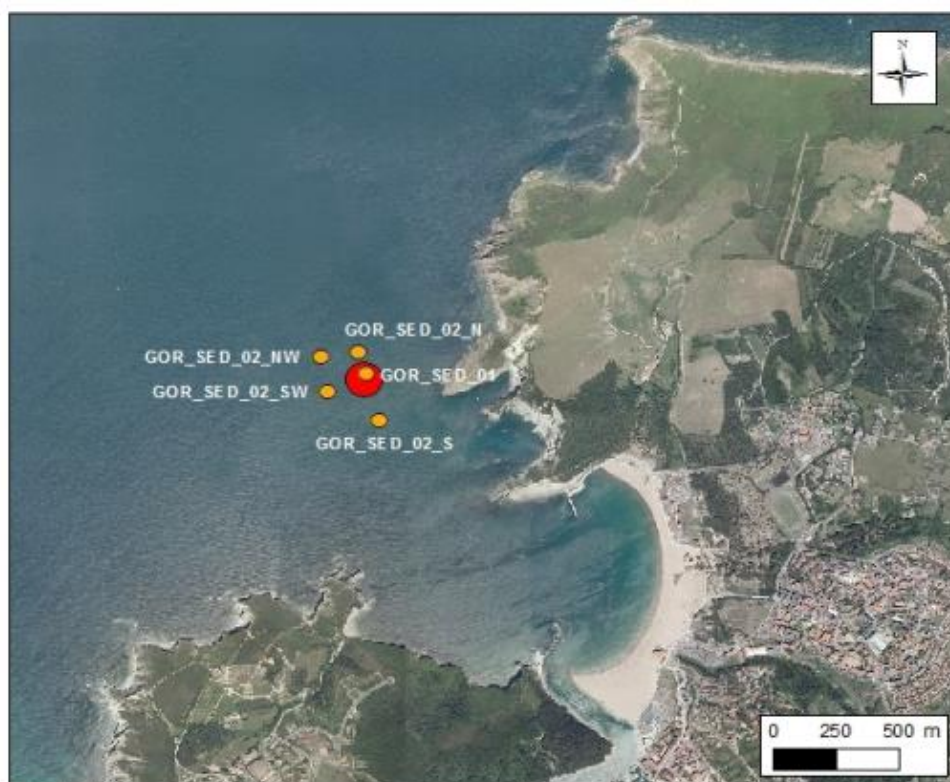


Figura 6.1. Estaciones de muestreo de sedimentos y bentos de fondo blando en el entorno de los vertidos de la EDAR de Gornitz. El punto de vertido se señala con círculo rojo.

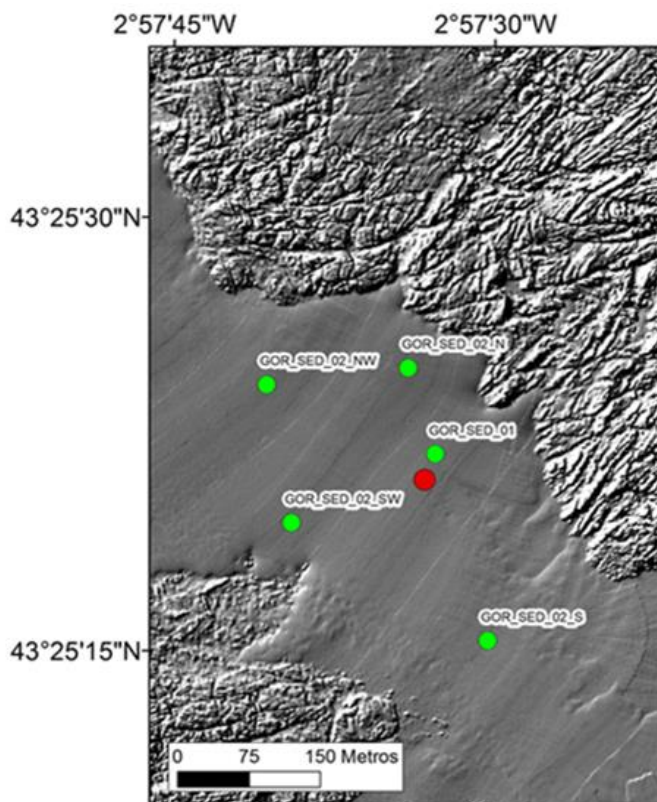


Figura 6.2. Detalle de la situación de las estaciones de muestreo de sedimentos y bentos de fondo blando en el entorno de los vertidos de la EDAR de Gorniz, sobre un mapa con el tipo de fondo. Los fondos blandos corresponden al color gris “liso” y los fondos duros al color gris “rugoso”. El punto rojo 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 23 de marzo de 2022). 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 14,3 % (2022).

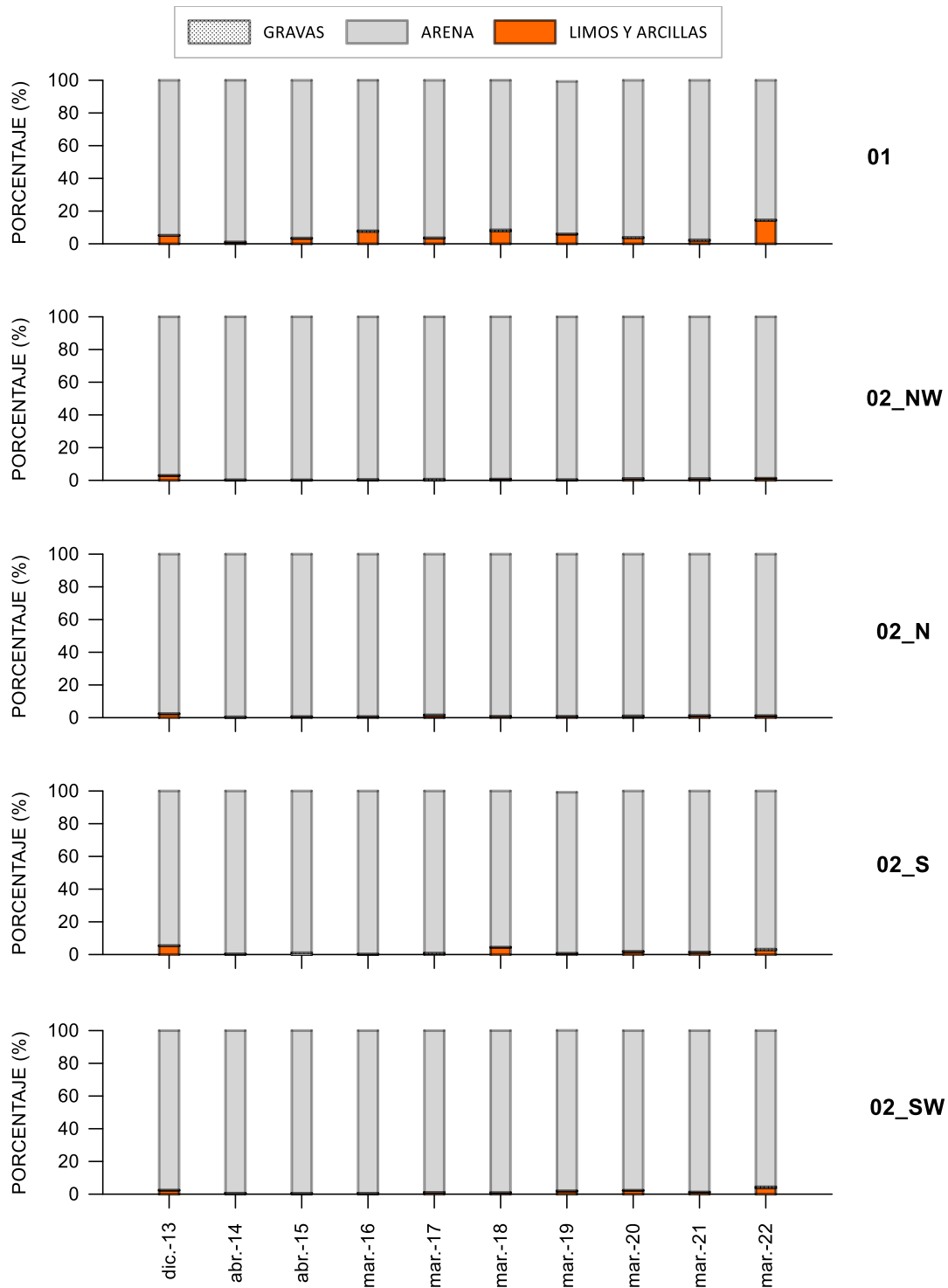


Figura 6.3. Evolución temporal de la composición granulométrica del sedimento superficial en las estaciones del entorno del emisario de Gorliz.

Según la escala de Wentworth (1922), todas las muestras de 2022 presentaron *arena fina*; con un tamaño medio de grano entre 0,148 mm (GOR_SED_02_SW) y 0,217 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 2022 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 85% y el 99%.

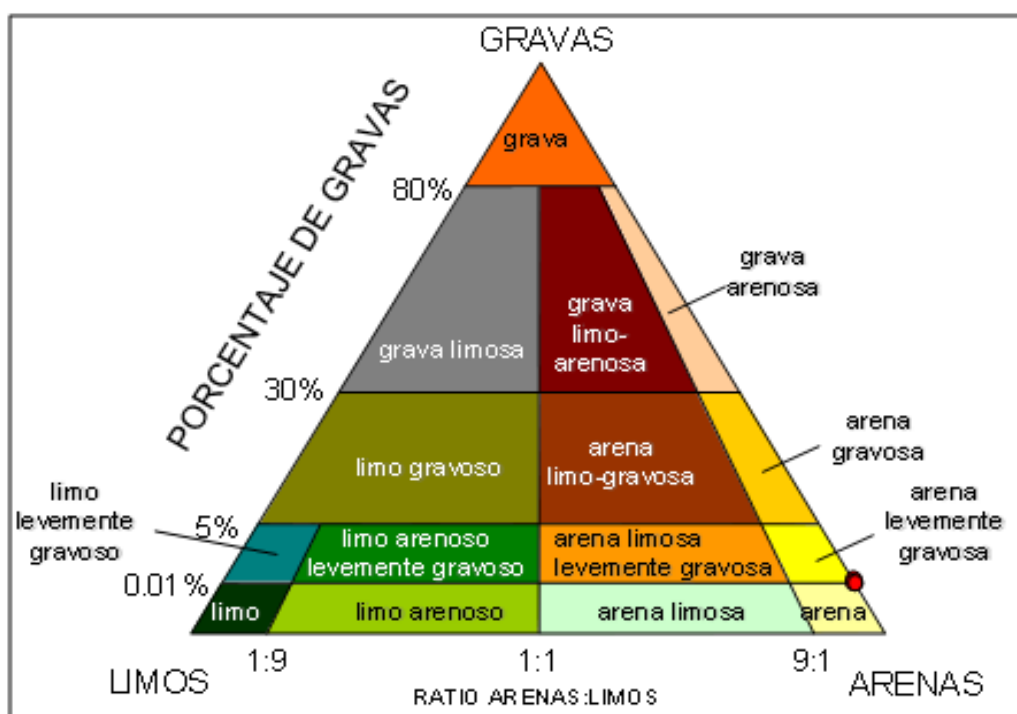


Figura 6.4. Tipo sedimentario, según la clasificación de Folk (1974), del sedimento en el entorno del emisario de Gorliz (indicado con puntos rojos).

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 2022 en las estaciones del entorno del emisario de Gorliz estuvo en un rango entre +362 mV (estación GOR_SED_02_SW) y +505 mV (GOR_SED_01). 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 2022 los valores estuvieron entre 7,9 y 66,8 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, alcanzando el máximo de la serie en 2022 (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 2022 varió entre 217 y 1267 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).

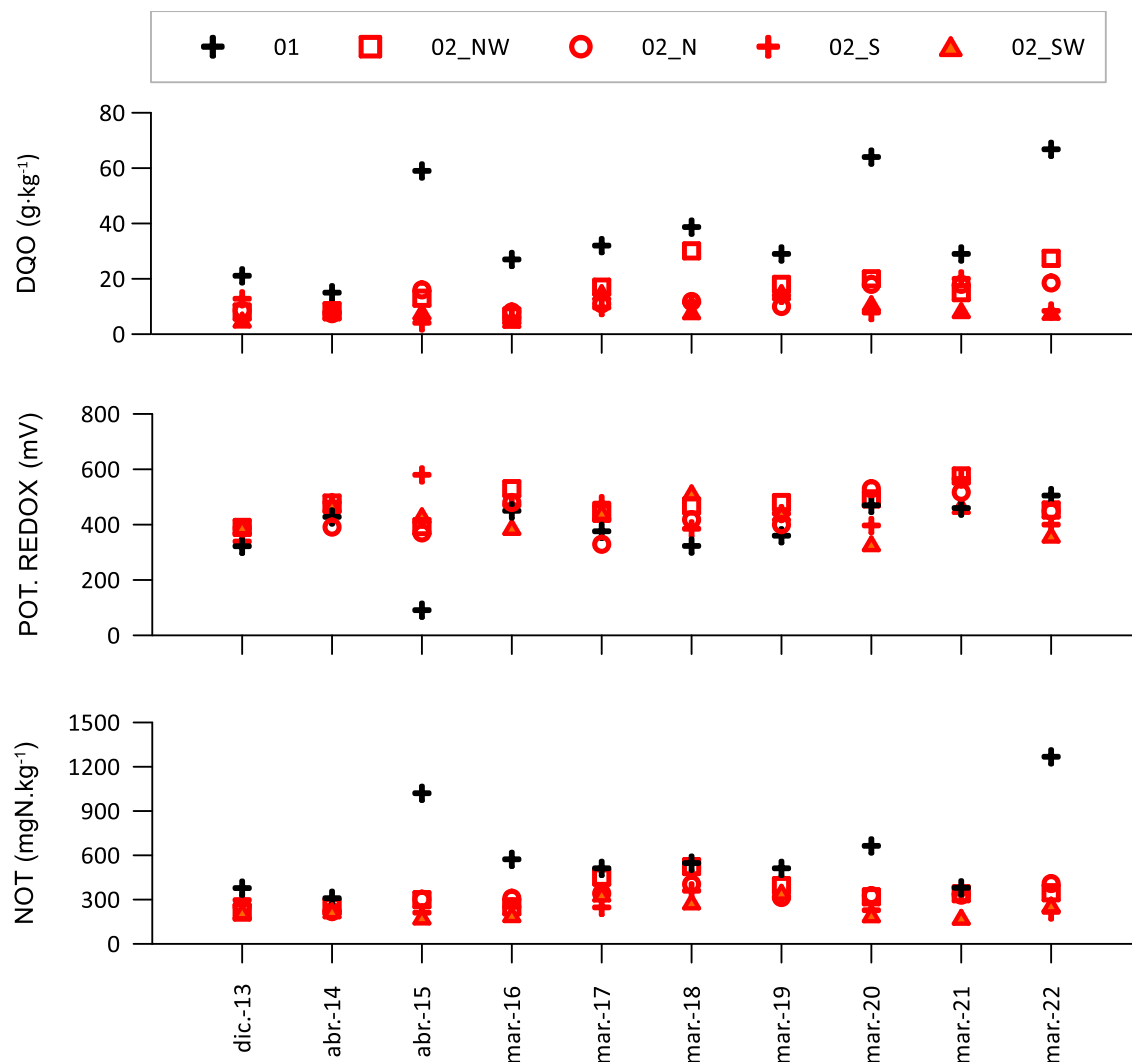


Figura 6.5. Evolución temporal de la demanda química de oxígeno (DQO), del potencial redox y de la concentración de nitrógeno orgánico total (NOT) en el sedimento de las cinco estaciones del entorno del emisario de Gorliz. La estación más cercana al vertido se identifica con el símbolo +.

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.

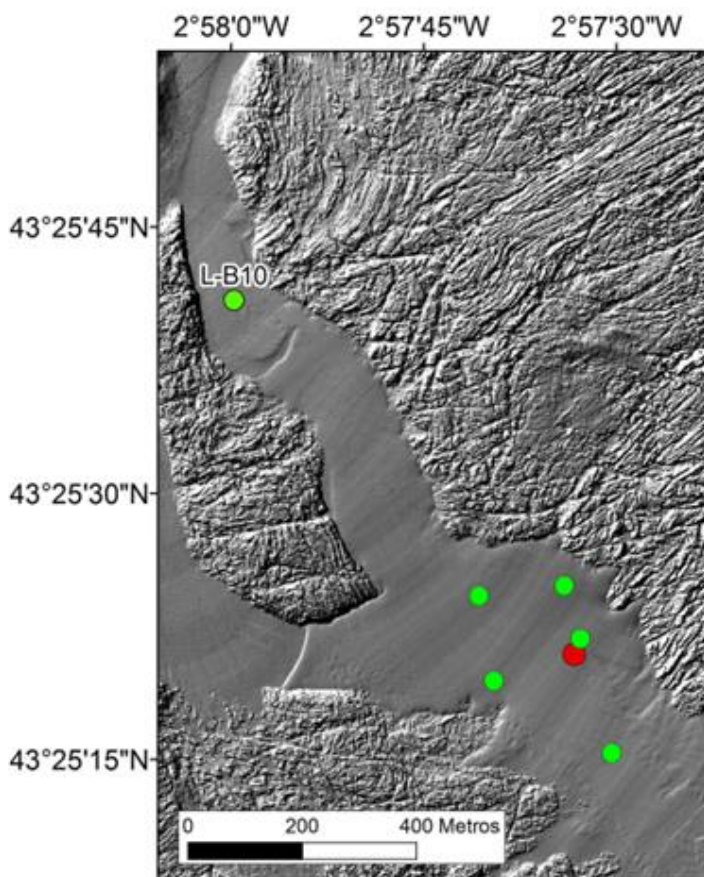


Figura 6.6. Localización de la estación L-B10 (sedimentos-bentos) de la "Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV", junto con las estaciones en el medio receptor y el punto de vertido (círculo rojo). Se superpone una imagen gris, realizada con batimetría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

El potencial redox en la estación L-B10 en los últimos años varió entre +363 y +506 mV. Los valores de Eh medidos en las cinco estaciones del entorno del emisario durante la campaña de 2022 se sitúan dentro de este rango. Por lo tanto, para este indicador no se observan evidencias de efectos del vertido.

En la Figura 6.7 se muestra, para 2022, la variabilidad espacial de la DQO, el potencial redox y el NOT en el entorno del emisario de Gorniz. 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.

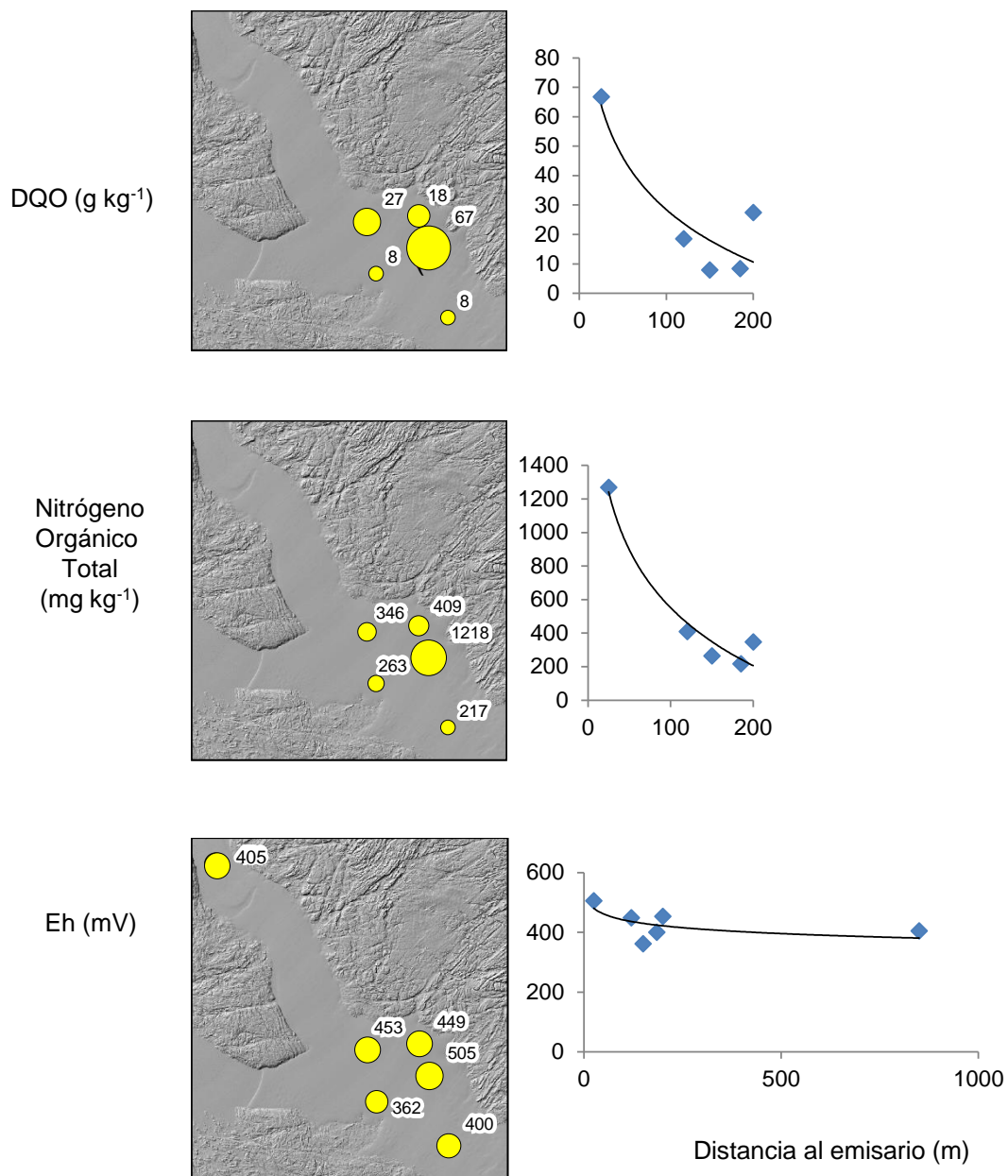


Figura 6.7. Variabilidad espacial en el contenido en la demanda química de oxígeno (DQO), contenido en nitrógeno orgánico total y potencial redox (Eh) en el entorno del emisario de Gorliz. Se incluye la información de 2022 de potencial redox en la estación L-B10 de la "Red de seguimiento del estado ecológico 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 23 de marzo de 2022). 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 mayo de 2022, 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 DMA, 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 12.3. 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 2022.

<i>Phylum</i>	Estación	01	02_N	02_S	02_NW	02_SW
<i>Cnidaria</i>		0 (0,0%)	1 (6,7%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
<i>Nemertea</i>		1 (3,6%)	1 (6,7%)	0 (0,0%)	1 (4,8%)	1 (7,7%)
<i>Nematoda</i>		0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (4,8%)	0 (0,0%)
<i>Annelida</i>		10 (35,7%)	2 (13,3%)	2 (20,0%)	4 (19,0%)	3 (23,1%)
<i>Mollusca</i>		4 (14,3%)	1 (6,7%)	0 (0,0%)	2 (9,5%)	1 (7,7%)
<i>Arthropoda</i>		12 (42,9%)	9 (60,0%)	8 (80,0%)	13 (61,9%)	8 (61,5%)
<i>Echinodermata</i>		1 (3,6%)	1 (6,7%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)
TOTAL		28	15	10	21	13

En cuanto a la riqueza, el número de taxones varió entre 10 (estación GOR_SED_02_S) y 28 (estación GOR_SED_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.

En el conjunto de las estaciones se encontraron 18 taxones de artrópodos y 14 de anélidos. Además, se identificaron 6 taxones de moluscos, dos de equinodermos, y uno de cnidarios, nematodos y nemertinos.

En cuanto a la densidad, los artrópodos crustáceos dominaron en todas las estaciones (110–325 ind·m⁻²). La segunda posición la ocuparon los anélidos o los moluscos.

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. Sin embargo, en contra de lo que suele ser habitual, la presencia de los moluscos resultó muy baja (excepto en la estación GOR_SED_01).

Por especies, destacó en densidad el crustáceo ermitaño *Diogenes curvimanus* en las cinco estaciones. También, el poliqueto *Nephtys cirrosa* (GOR_SED_02_NW y _02_NS), el crustáceo cumáceo *Cumopsis fagei* (GOR_SED_01 y _02_NW) y el crustáceo anfípodo *Urothoe pulchella* (GOR_SED_01 y _02_N). Otras especies destacables en alguna de las estaciones fueron el molusco bivalvo *Fabulina fabula* (GOR_SED_01) y el crustáceo anfípodo *Bathyporeia pelagica* (GOR_SED_02_NS).

En cuanto a frecuencia de aparición, solamente tres taxones se encontraron en todas las estaciones de muestreo en 2022: los crustáceos *Diogenes curvimanus*, *Bathyporeia elegans* y *Urothoe pulchella*. Otros taxones aparecieron en cuatro de las cinco estaciones: *Nephtys cirrosa* (anélido), *Cumopsis fagei* (crustáceo) y Nemertea (nemertinos).

El cangrejo ermitaño *Diogenes pugilator* es un crustáceo decápodo, que hasta 2022 englobaba a tres especies, incluida *Diogenes curvimanus*. La diferencia está basada en la combinación ADN y morfología. 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

El crustáceo *Bathyporeia elegans* es un pequeño anfípodo (7 mm) no pigmentado que 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 distribución geográfica incluye las costas europeas, el norte de África, Madeira y el archipiélago canario. 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 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

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>

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

Los nemertinos son gusanos que habitualmente viven en aguas poco profundas y en la costa. Normalmente, no suelen superar los 20 cm de longitud, aunque hay especies que llegan a alcanzar varios metros. Se caracterizan por poseer una probóscide evaginable con la que capturan sus presas (son carnívoros). Se consideran tolerantes al enriquecimiento orgánico, por lo que pueden verse favorecidos por aportes externos de materia orgánica.



Imagen: *Cerebratulus lacteus* (Nemertea)
<https://www.gbif.org/occurrence/1949713087> (By Eric A. Lazo-Wasem)

En relación a los parámetros estructurales (Tabla 7.2), se registraron valores bajos de densidad (165–625 ind·m⁻²), junto con valores intermedios de riqueza específica (10–28 taxones) y de diversidad de Shannon (2,43–3,71 bit·ind⁻¹).

Tabla 7.2. Parámetros estructurales calculados en las estaciones del entorno del emisario de Gorliz (GOR_SED_) en marzo de 2022.

Parámetros	Estación				
	01	02_N	02_S	02_NW	02_SW
Densidad (ind·m ⁻²)	625	270	260	270	165
Riqueza (nº sp.)	28	15	10	21	13
Diversidad máxima (bit)	4,81	3,91	3,32	4,39	3,70
Diversidad (bit·ind ⁻¹)	3,32	2,65	2,43	3,71	3,04
Equitabilidad	0,69	0,68	0,73	0,84	0,82

Los valores observados en 2022 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, una estación (GOR_SED_01) presenta un valor superior 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). Dichos autores indican que esta comunidad es habitual en el sudeste del golfo de Vizcaya, encontrándose en fondos arenosos sublitorales de entre 10 y 70 m de profundidad.

Aparece por primera vez en todas las estaciones el crustáceo ermitaño *Diogenes curvimanus*. Sin embargo, es una especie redescrita en 2022, por lo que probablemente sustituye a la que hasta ahora se venía identificando como *Diogenes pugilator*.

Además, aparecen por primera vez en algunas estaciones de muestreo especies que no se habían detectado antes en esas mismas (aunque sí en otras a lo largo de los años en este plan de vigilancia). Concretamente:

- En la estación GOR_SED_01: el anélido poliqueto *Prionospio cristaventralis*, el molusco bivalvo *Spisula subtruncata*, el equinodermo ofiuroido *Ophiura ophiura*, y el crustáceo decápodo *Necallianassa truncata*.
- En la estación GOR_SED_02_N: el cnidario Anthozoa, el equinodermo equinoideo *Echinocyamus pusillus*, el molusco bivalvo *Fabulina fabula*, los crustáceos anfípodos *Bathyporeia nana* y *Bathyporeia pelagica*, y los crustáceos Copepoda.
- En la estación GOR_SED_02_S: el anélido poliqueto *Spio martinensis*, el crustáceo anfípodo *Bathyporeia pelagica*, y los crustáceos Decapoda (larva).
- En la estación GOR_SED_02_NW: los nematodos Nematoda, el molusco bivalvo *Donax vittatus*, el anélido poliqueto *Glycera alba*, los crustáceos anfípodos *Bathyporeia nana* y *Urothoe grimaldii*, y el crustáceo decápodo *Necallianassa truncata*.
- En la estación GOR_SED_02_SW: el crustáceo anfípodo *Bathyporeia nana* y el crustáceo decápodo *Necallianassa truncata*.

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 fue de alteración nula en tres de las estaciones (GOR_SED_01, _02_N y _02_S) y de alteración ligera en las dos restantes.

El estrecho rango en el que variaron los valores de AMBI de las réplicas (excepto en la estación GOR_SED_02_NW) sugiere que el resultado obtenido es estadísticamente robusto. El test de Kruskal-Wallis no detectó diferencias significativas entre las estaciones (Estadístico= 2,945; p= 0,567).

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	43,1	41,3	32,4	25,0	19,0	43,3	45,5	20,0	20,8	14,3
GE II	39,7	54,0	64,9	68,8	81,0	53,3	51,5	60,0	62,5	71,4
GE III	15,5	1,6	2,7	0,0	0,0	3,3	3,0	15,0	16,7	14,3
GE IV	0,0	0,0	0,0	6,3	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0
GE V	1,7	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
AMBI	1,164	1,048	1,054	1,313	1,214	0,900	0,864	1,575	1,438	1,500
AMBI promedio	1,106		1,183		1,057		1,219		1,469	
S	0,082		0,183		0,222		0,503		0,044	
Clasificación	Alteración nula		Alteración nula		Alteración nula		Alteración ligera		Alteración ligera	
M-AMBI	0,86		0,75		0,73		0,87		0,75	
Clasificación M-AMBI	Muy Buen Estado		Buen Estado		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.

Atendiendo al reparto entre grupos ecológicos, destacó la escasa presencia de especies oportunistas, esto es, GE V y GE IV (Tabla 7.3).

Especies oportunistas de primer orden (GE V) solo se encontraron en la estación GOR_SED_01, en ambas réplicas. Las de segundo orden (GE IV) se vieron en una réplica de la estación _02_N y en otra de _02_NW. La aportación de cada uno de estos grupos fue siempre inferior al 10% de los efectivos.

Las especies indiferentes a la alteración del medio, que se adscriben al GE II, dominaron en nueve réplicas (51–81%), mientras que en la restante réplica dominaron las especies sensibles (GE I, 43%).

Por último, se aplicó el índice M-AMBI, desarrollado por AZTI en respuesta a los requerimientos de la DMA (Muxika *et al.*, 2007a) y que está oficialmente aceptado como herramienta para evaluar la calidad ecológica de los fondos submareales. Este índice 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 dos de las estaciones estudiadas (GOR_SED_01 y _02_NW) y como 'Bueno' en las tres restantes (Tabla 7.3).

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 GOR_SED_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.

Los máximos de la serie se vieron en la marzo de 2017, tanto para la riqueza (45 taxones), como para la densidad (7865 ind·m⁻²) y correspondieron a la estación GOR_SED_01. En esa misma campaña también se observó un pico moderado de densidad en _02_SW.

Los valores más bajos de riqueza específica (7 taxones) se observaron en la campaña de 2014 en la estación GOR_SED_02_SW, así como en 2020, de nuevo en esa misma estación y también en _02_N.

El mínimo de densidad se observó en la campaña de 2014 (65 ind·m⁻²), en la estación GOR_SED_02_S.

A lo largo de todos los años (desde 2013 hasta 2022), 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.

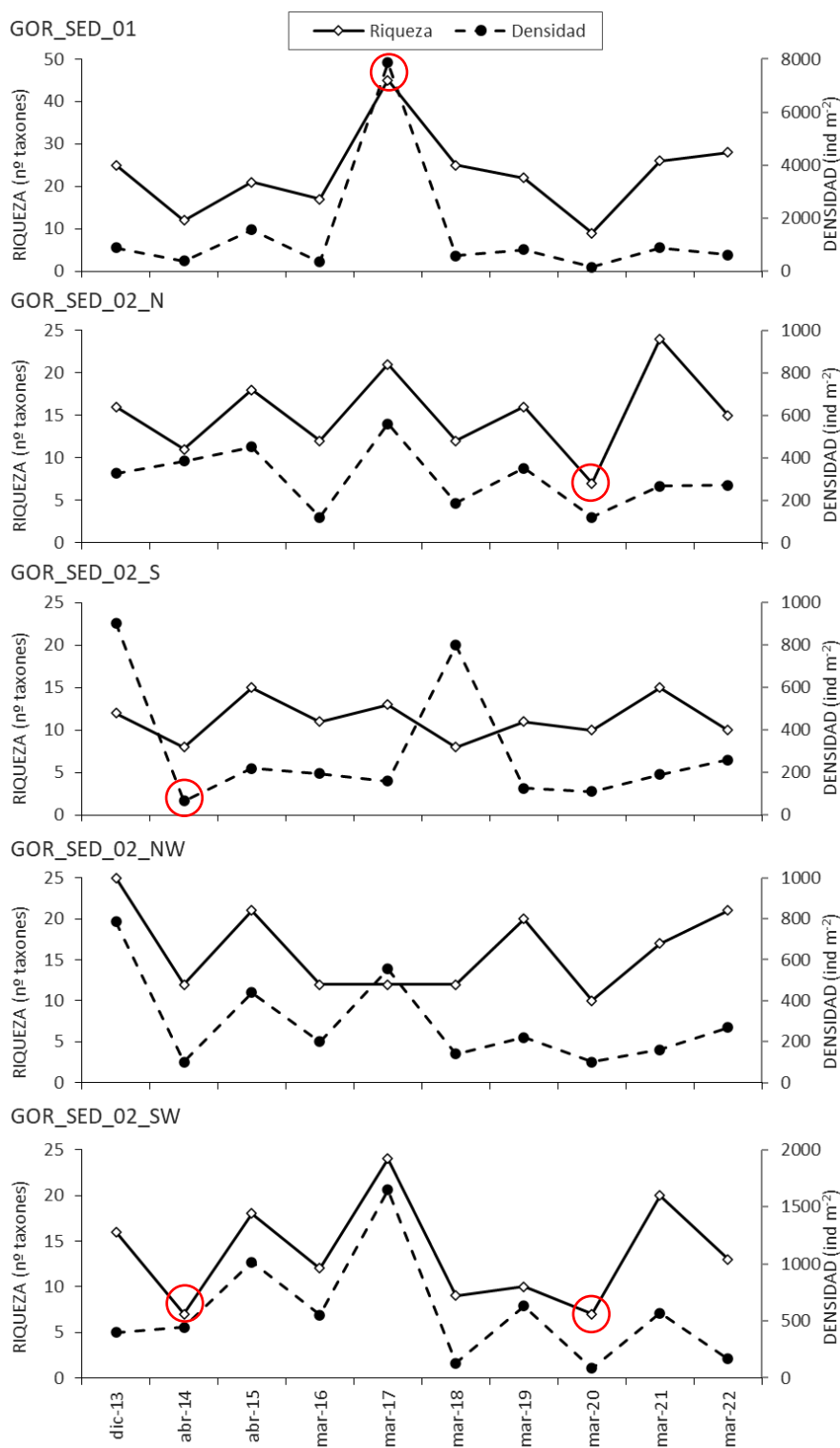


Figura 7.2. Riqueza (número de taxones distintos de todas las réplicas en conjunto) y densidad media observada en cada una de las estaciones del entorno del emisario de Gorliz desde el año 2013. El círculo rojo señala los máximos y mínimos de la serie. Nótese el cambio de escala.

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 GOR_SED_02_N y _02_SW se componen casi en su totalidad por estos dos grupos ecológicos.

En las estaciones GOR_SED_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 GOR_SED_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). Sin embargo, a partir de 2018 las estaciones se han ido igualando y en 2022 todas ellas presentan una composición bastante parecida en lo que a porcentaje de grupos ecológicos se refiere (Figura 7.3).

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 alcanzaron el nivel de alteración moderada. A pesar de ello, en el año 2022 ha presentado, por primera vez en la serie estudiada, una situación de alteración nula.

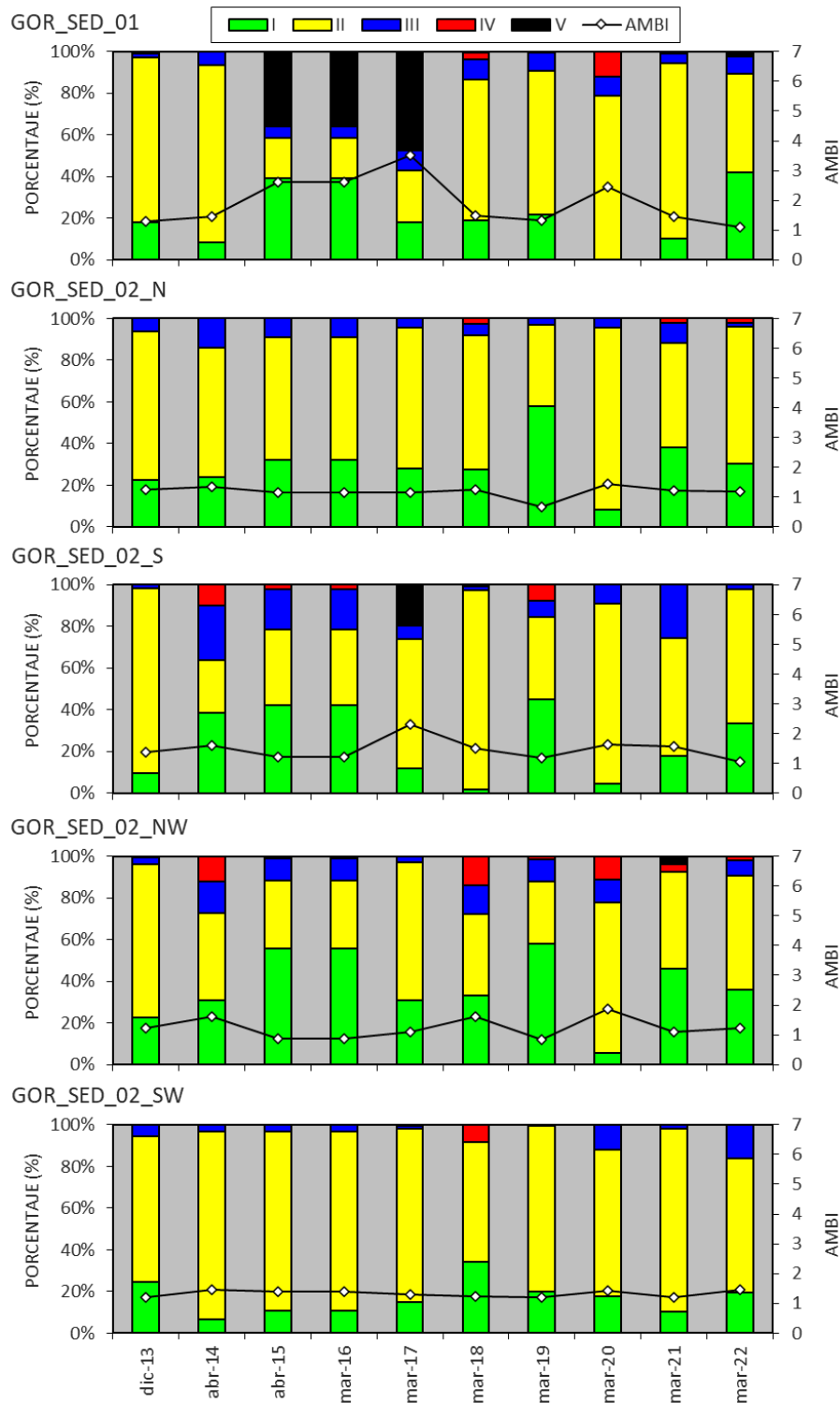


Figura 7.3. Valores de AMBI calculados en cada una de las estaciones del entorno del emisario de Gorliz desde el año 2013. Incluye la densidad relativa en la que aparecen los distintos grupos ecológicos: especies sensibles (I), indiferentes (II), tolerantes (III), oportunistas de 2º orden (IV) y oportunistas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

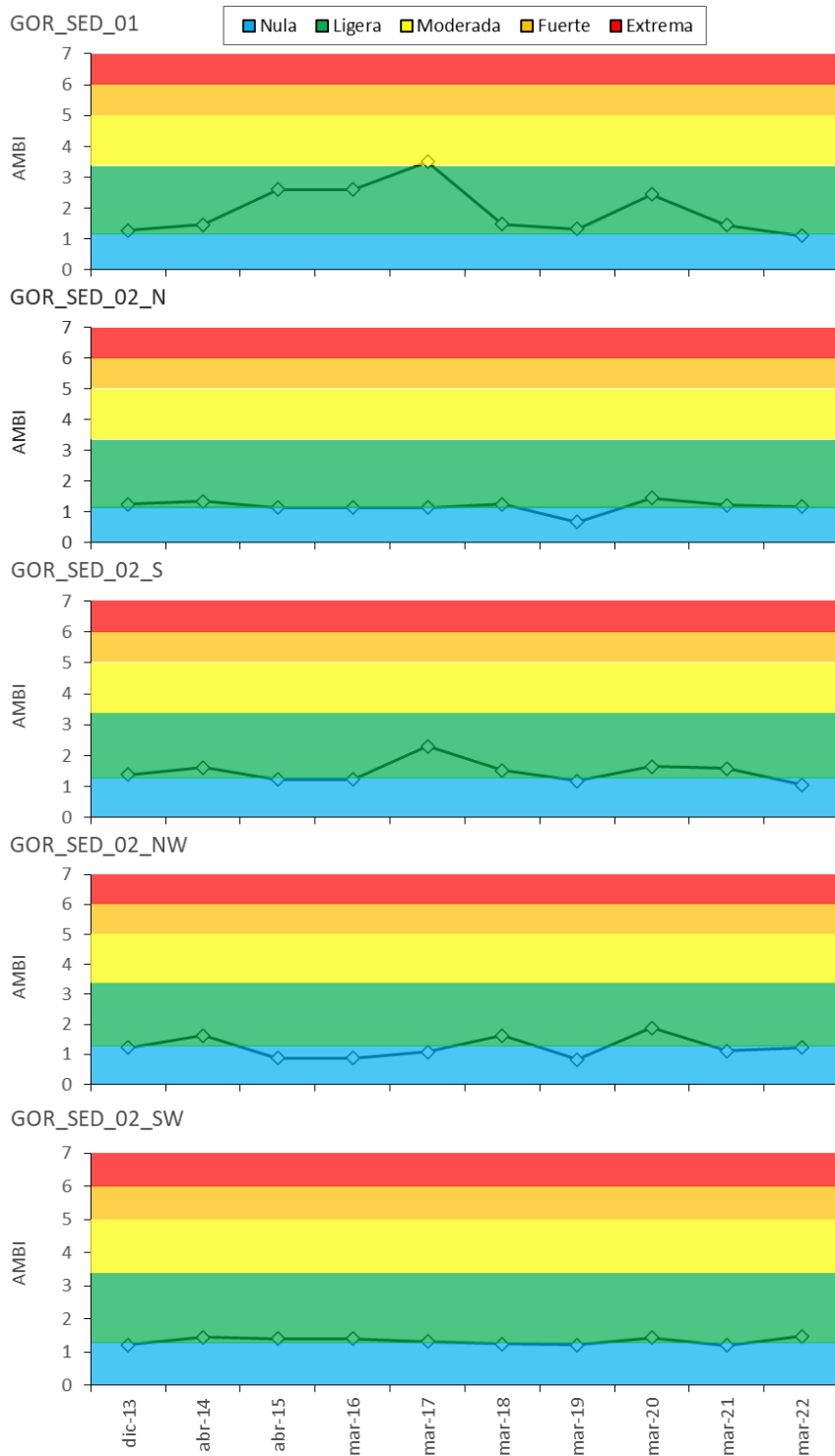


Figura 7.4. Valores de AMBI calculados en cada una de las estaciones del entorno del emisario de Gorliz desde el año 2013. Nivel de alteración en el cual queda clasificada la muestra: nula, ligera, moderada, fuerte y extrema.

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 2022 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= 0,78–0,81) 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= 0,66–0,68); debe matizarse que la estación GOR_SED_01 ha reflejado este último año 2022 un estado 'Muy Bueno'.
- La estación restante (GOR_SED_02_S) presenta los valores más oscilantes (M-AMBI= 0,52–0,83) clasificándose su estado en 'Muy bueno', 'Bueno' o 'Moderado', a lo largo de su serie temporal.

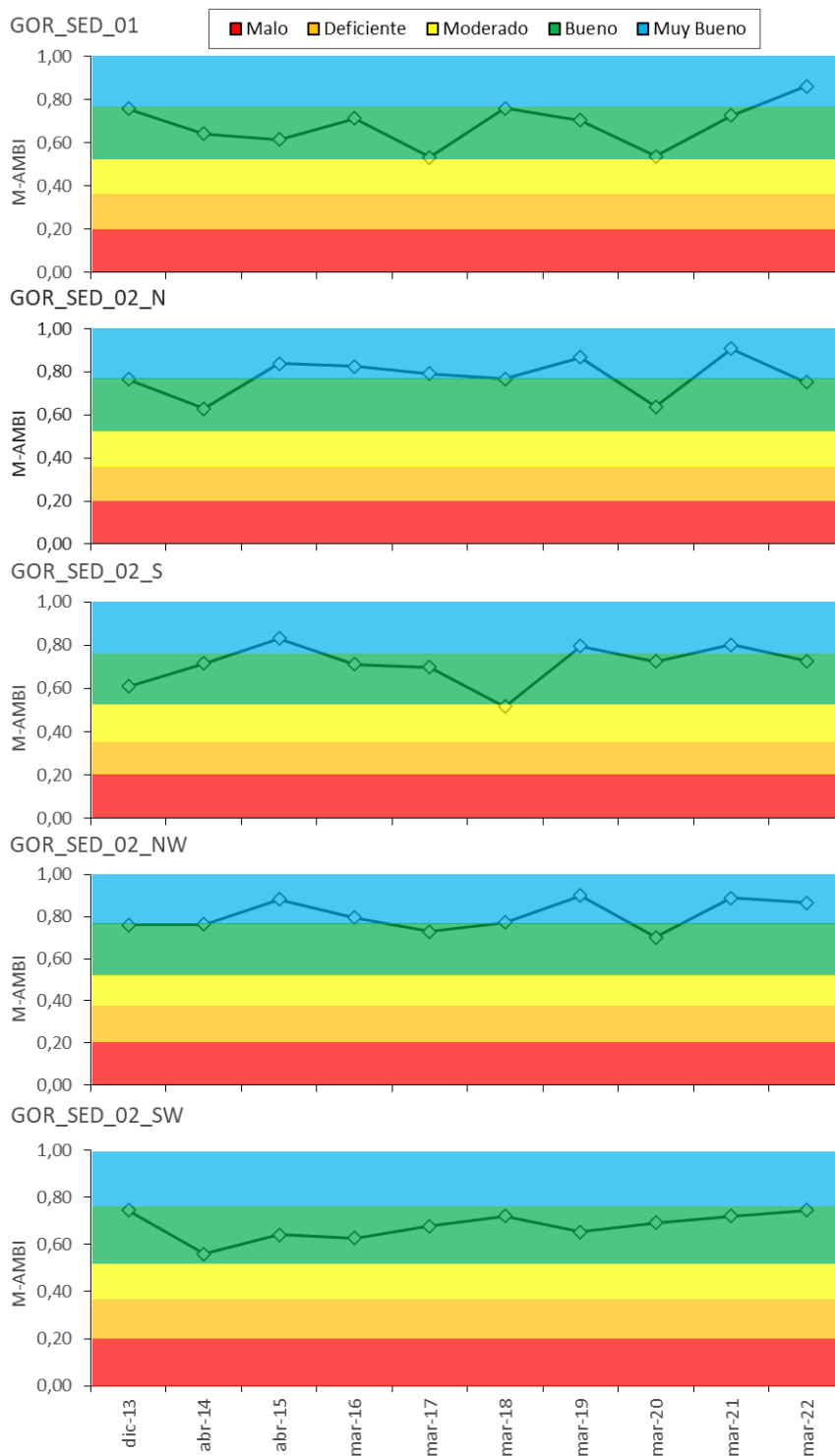


Figura 7.5. Valores de M-AMBI calculados en cada una de las estaciones del entorno del emisario de Gorliz desde el año 2013. Se representa el estado de calidad en el cual queda clasificada la muestra: Malo, Deficiente, Moderado, Bueno y Muy bueno.

7.5 Discusión

En 2022, 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 2022, al igual que en 2021, en la estación GOR_SED_01 no se encontró ningún ejemplar del anélido *Malacoceros fuliginosus* (abundante en años precedentes); solamente un individuo en cada una de las réplicas del congénere *Malacoceros vulgaris*. Algo similar ocurre con *Capitella capitata*, que también estaba presente en años precedentes y solamente se ha visto un único ejemplar en una de las réplicas de 2022. 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 2022 tuvieron una composición faunística muy similar, con las mismas especies dominantes: *Diogenes pugilator*, *Nephtys cirrosa*, *Cumopsis fagei* y *Urothoe pulchella*. Los valores de riqueza taxonómica se encontraron en la mayoría de los casos 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 2021, cuando cuatro estaciones presentaban una alteración ligera. En 2022 dos estaciones presentan alteración ligera, y el resto, alteración nula. Además, la ausencia de diferencias significativas entre los valores AMBI de las 10 muestras (0,86–1,58) 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 2022 el valor de AMBI para la estación L-B10 fue 0,668 (Borja *et al.*, 2023), mostrando una situación de alteración nula y estando en la mejor posición con respecto a las estaciones del presente estudio.

En cuanto al índice M-AMBI (método oficial para la aplicación de la DMA), 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 2022. Por su parte, la estación L-B10, según el valor de M-AMBI obtenido (0,78), se clasificó en 2022 en un estado ‘Muy Bueno’, mejorando la situación puntual de ‘Bueno’ observada un año antes. Estos resultados vuelven a concluir que nos encontramos en un medio en buen estado desde el punto de vista de la fauna macrobentónica.

En definitiva, en 2022 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 2021, lo que se puede interpretar como una buena situación de la macrofauna. No obstante, durante los próximos años se recomienda continuar con el seguimiento para confirmar esta estabilidad o mejoría.

8. COMUNIDADES BENTÓNICAS DE SUSTRATO DURO

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

Las aguas residuales tratadas provenientes de la EDAR de Gorliz son derivadas actualmente a un emisario submarino que vierte a 700 m de distancia de la costa, a una profundidad media de 25 m. El área de estudio ($43^{\circ} 24' 56,09''$ N; $2^{\circ} 57' 10,67''$ O) queda representada por 3 estaciones que se localizan, respectivamente, en Playa Muriola, Isla Pobre y Errotatxu (Figura 8.1). Los códigos de dichas estaciones y sus coordenadas se indican en la Tabla 8.1.



Figura 8.1 Localización de las 3 estaciones de muestreo de las comunidades bentónicas de sustrato duro (Playa Muriola, Isla Pobre y Errotatxu), así como del antiguo y del actual punto de descarga del efluente de la EDAR de Gorliz. Círculos verdes: estación intermareal; círculos azules: estación submareal. Fuente: Google Earth.

Tabla 8.1. Información de las estaciones de muestreo de las comunidades bentónicas de sustrato duro en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Gorliz. Se indican las coordenadas UTM (ETRS89).

Localización	Código estación	Nivel	UTMX	UTMY
Playa Muriola	GOR_BD_MURIOLA	INTERMAREAL	503 303	4 806 689
		SUBMAREAL	503 540	4 806 632
Isla Pobre	GOR_BD_ISLAPOBRE	INTERMAREAL	503 944	4 807 387
		SUBMAREAL	503 904	4 807 398
Errotatxu	GOR_BD_ERROTATXU	INTERMAREAL	503 659	4 807 669
		SUBMAREAL	503 753	4 807 699

En cada estación se muestrearon 36 unidades muestrales (superficies de 40 cm x 40 cm) distribuidas en cuatro niveles batimétricos: + 1,25 m (intermareal), + 0,75 m (intermareal), -3 m (submareal) y -5 m (submareal) (Figura 8.2).

En cada nivel se seleccionaron 3 áreas rocosas planas y estables, muestreándose en cada una de ellas 3 superficies aleatorias. Para cada superficie se obtuvo información sobre la composición específica (flora y fauna) y abundancia de las especies (% de cobertura).

Para la macroflora se estudiaron los siguientes grupos taxonómicos: Chlorophyta, Ochrophyta y Rhodophyta, mientras que para la macrofauna se estudiaron: Porifera, Cnidaria, Bryozoa, Mollusca, Polychaeta, Arthropoda, Echinodermata y Phoronida.

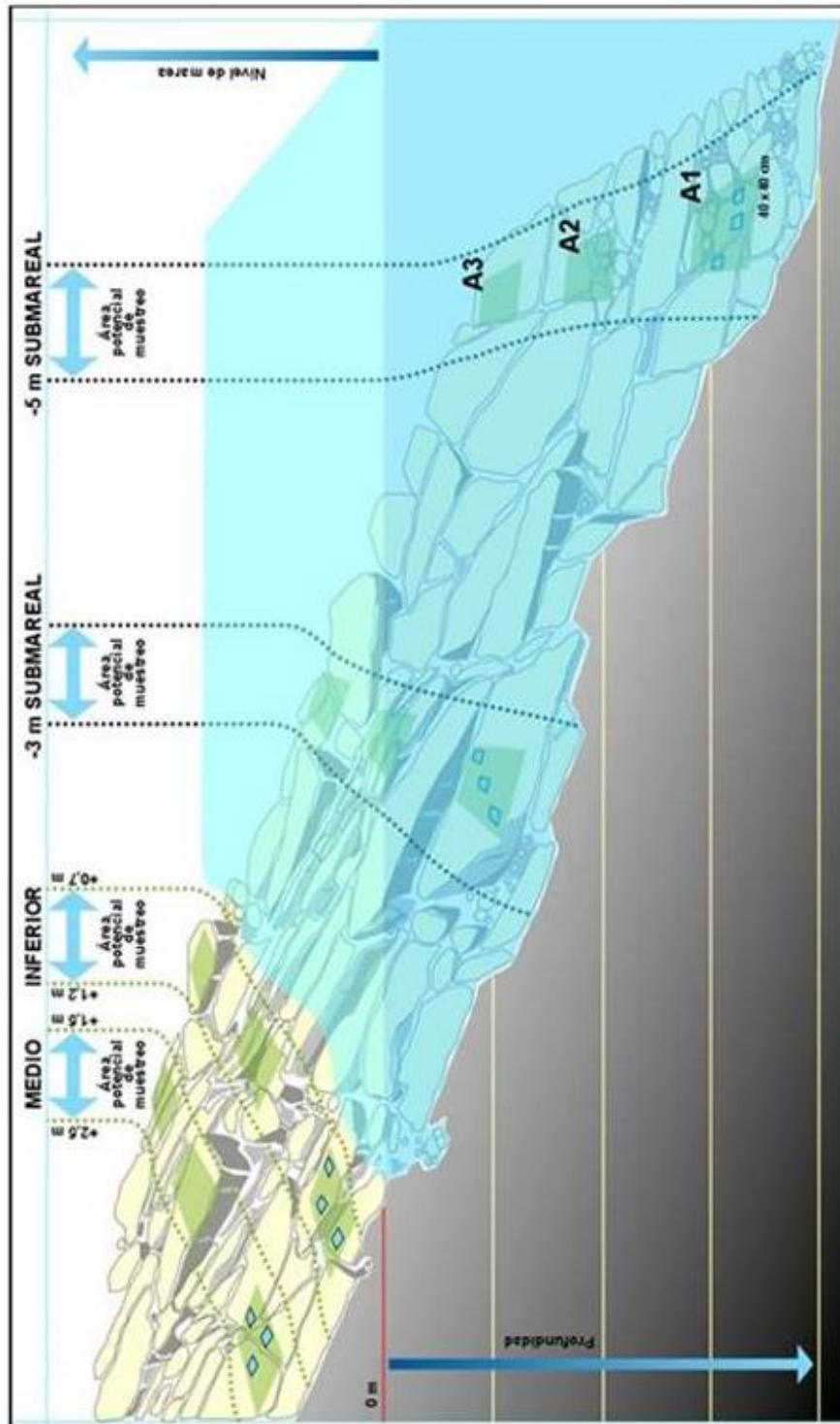


Figura 8.2 Esquema de la toma de muestras.

8.2 Metodología para la evaluación de la calidad de las comunidades bentónicas de sustrato duro

El estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades se ha realizado mediante análisis de proximidades nMDS (*non-metric Multi Dimensional Scaling*). En el análisis se ha estudiado la evolución temporal de las comunidades bentónicas de las tres estaciones que componen la red de muestreo en las distintas fases de tratamiento implementadas por la EDAR de Gorliz:

1. Un periodo tras la entrada en funcionamiento del tratamiento fisicoquímico, tomando como referencia los años 2001, 2003 y 2005.
2. Un periodo tras la implementación del tratamiento Biofor (con la inclusión de tratamiento biológico y procesos de nitrificación-desnitrificación), tomando como referencia los años 2007, 2009 y 2011.
3. La etapa posterior al cese del vertido intermareal del efluente, tomando como referencia los años 2013, 2016, 2019 y 2022.

Debido a que el método de ordenación es un compromiso entre los datos (multidimensionales) y su representación (bidimensional), existe un valor de estrés asociado a cada nMDS que indica la bondad del ajuste. Así, el estrés está definido como la dispersión total de la línea de regresión que se obtiene en el diagrama de Shepard, en el cual se enfrentan las distancias entre puntos en el MDS con las similitudes de la matriz de similitud. Los análisis de ordenación se realizaron sobre datos de cobertura transformados con raíz cuadrada en los casos en los que las comunidades presentaban especies dominantes (fauna y flora submareal, y flora intermareal) con el fin de aumentar el peso de las especies con valores intermedios de abundancia. Una vez transformados los datos, y con la aplicación del índice de similitud Bray-Curtis, se calculó una matriz triangular en la que se establece la similitud existente entre todos inventarios de las tres estaciones y campañas realizadas.

Para la valoración del estado ecológico de las comunidades bentónicas de sustrato duro se utilizaron el CFR (índice de Calidad de Fondos Rocosos; Guinda *et al.*, 2014), y el RICQI (*Rocky Intertidal Quality Index*; Díez *et al.*, 2012). Ambos índices están oficialmente aceptados para las comunidades de la zona intermareal (BOE, 2015) y se aplican de manera rutinaria en las masas de agua costera del País Vasco (http://www.uragentzia.euskadi.eus/u81-000334/es/contenidos/informacion/protocolos_estado_aguas/es_def/index.shtml). El CFR está también desarrollado para las del submareal.

El **índice CFR** asume que la cobertura y el número de especies algales disminuye con la contaminación, mientras que la fracción de la comunidad vegetal constituida por algas oportunistas aumenta con la presión antrópica. Las métricas que constituyen este índice son:

1. Cobertura de especies características (C)
2. Fracción de especies oportunistas (O)
3. Riqueza específica de especies características (R)

La expresión matemática del índice de calidad de los fondos rocosos aplicado en este estudio (y a la serie temporal previa) es el modelo aditivo ponderado de las tres métricas:

$$CFR = (C \times 0,45) + (O \times 0,35) + (R \times 0,2)$$

El **índice RICQI** utiliza tanto la flora, como la fauna de las comunidades, y es aplicable exclusivamente a la zona intermareal. Este índice se basa en la diferente estructura de las comunidades, según 5 grados de alteración determinados, y en el valor que alcanzan ciertas características de la comunidad en cada uno de los niveles de alteración. Las métricas que constituyen el índice RICQI son:

1. Especies indicadoras (SpBio), que consta a su vez de los indicadores: ESS (similitud con cinco comunidades de referencia) y PC (presencia del género *Cystoseira*).
2. Riqueza específica (R), que consta de los indicadores Ra (riqueza de especies de algas) y Rf (riqueza de especies de fauna).
3. Abundancia de algas de morfología compleja (MCA).
4. Abundancia animal (FC), que está compuesto por tres métricas: Pf (proporción de fauna con respecto al bentos), Ch (cobertura de herbívoros) y Cs (cobertura de suspensívoros).

La expresión matemática del índice RICQI es el modelo aditivo de las 4 métricas:

$$RICQI = SpBio (ESS + PC) + R (Ra + Rf) + MCA + FC (Pf + Ch + Cs)$$

8.3 Resultados

8.3.1 Descripción de las comunidades intermareales

En 2022 la **fauna intermareal** del área de estudio fue en general poco conspicua y las especies alcanzaron valores de abundancia por debajo de lo esperado para este nivel de marea. La práctica totalidad de los invertebrados presentaron coberturas inferiores al 1% (Anexo 12.4, Tabla 12.9). Únicamente cabe destacar la abundancia alcanzada por el erizo *Paracentrotus lividus* en Isla Pobre y Errotatxu.

La cobertura animal media alcanzó valores moderados, entre 2,9% y 6,7% (Figura 8.3). En la estación de Muriola se observaron los valores de cobertura animal mínimos del área de estudio. La riqueza de especies osciló entre 19 y 25, y también Muriola obtuvo los valores mínimos. La media de especies por inventario varió levemente entre estaciones (4,2 - 6,6). En Errotatxu la media de especies por inventario y la riqueza de especies fue máxima.

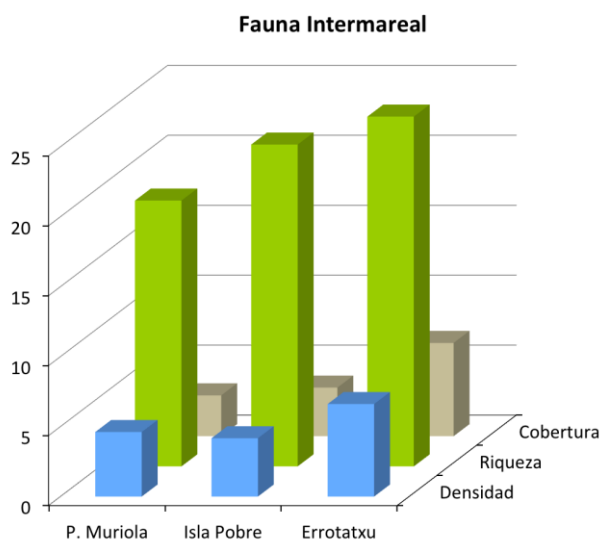


Figura 8.3. Cobertura animal media en %, riqueza de especies y densidad (número de especies por inventario) de las comunidades de invertebrados registradas en la zona intermareal de las tres estaciones de muestreo estudiadas en la bahía de Plentzia en 2022.

En relación a la **flora intermareal**, en 2022 la especie dominante en las estaciones de Playa Muriola y Errotatxu fue la calcárea articulada *Ellisolandia elongata* (Anexo 12.4, Tabla 12.10), mientras que en la estación de Isla Pobre las especies más abundantes fueron *Mesophyllum lichenoides* y *Halopteris scoparia*, ambas con una cobertura similar.

En Playa Muriola, junto a la calcárea *E. elongata*, fue abundante *Bifurcaria bifurcata*. Otras especies con coberturas >4% fueron *Halopteris scoparia*, *Hypnea musciformis*, *Laurencia obtusa* y *Mesophyllum lichenoides*.

En Isla Pobre las especies perennes más abundantes después de *M. lichenoides* y *H. scoparia* fueron *Ellisolandia elongata* y *Gelidium attenuatum*. Las especies con cobertura >4% fueron *Codium adhaerens*, *Pterosiphonia complanata*, *Hypnea musciformis* y *Halopteris filicina*.

En Errotatxu, junto a la calcárea *E. elongata*, fue abundante *Gelidium corneum*. Las especies con cobertura >4% fueron *Mesophyllum lichenoides*, *Caulacanthus ustulatus*, *Chondracanthus acicularis*, *Gelidium attenuatum*, *Pterosiphonia complanata*, *Hypnea musciformis* y *Ulva rigida*.

La cobertura algal de la zona intermareal del área de estudio en 2022 fue elevada, con valores entre 120% y 150%. La riqueza total de especies (55 - 68) y el número medio de especies por inventario (19,2 - 23,5) también fueron altos, próximos a los observados en zonas intermareales no alteradas de la costa vasca (Figura 8.4).

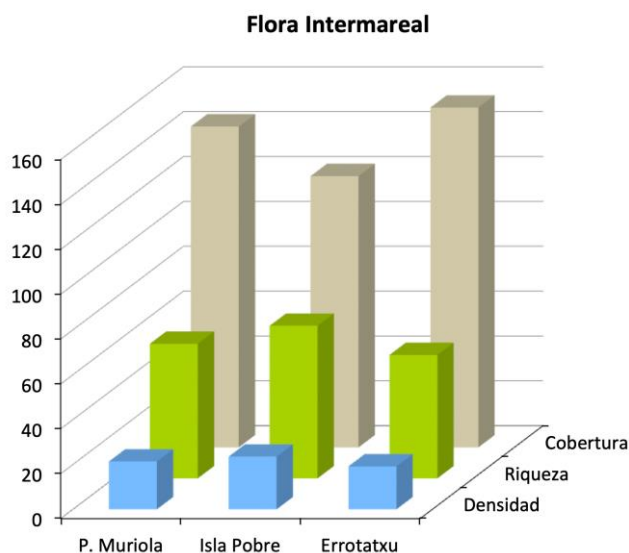


Figura 8.4. Cobertura algal media en %, riqueza de especies y densidad (número de especies por inventario) de las comunidades de algas registradas en la zona intermareal de las tres estaciones de muestreo estudiadas en la bahía de Plentzia en 2022.

En general, la vegetación de la bahía de Plentzia en 2022 fue abundante y diversa, tan sólo la ausencia del género *Cystoseira* en las superficies de muestreo denotó cierta alteración del medio. No obstante, cabe destacar que, por primera vez desde que comenzó el estudio, se han observado ejemplares de *Ericaria selaginoides* (anteriormente denominada *Cystoseira tamariscifolia*) en la zona de Isla Pobre (Figura 8.5).



Figura 8.5. Ejemplares de *Ericaria selaginoides* (anteriormente *Cystoseira tamariscifolia*) en las proximidades de la estación de muestreo de Isla Pobre.

8.3.2 Descripción de las comunidades submareales

En los fondos submareales de cada estación, el **invertebrado** más abundante fue el briozoo *Electra pilosa* creciendo sobre los frondes del macrófito *Gelidium corneum* (Anexo 12.4, Tabla 12.11). En Isla Pobre destacaron los valores de abundancia alcanzados por los anélidos sedentarios de la familia Sabellidae. En Playa Muriola fueron abundantes los invertebrados *Anemonia viridis*, *Beania magellanica*, *Clathrina coriacea* y *Cliona celata*. El resto de las especies de la fauna alcanzó coberturas por debajo del 1 % de ocupación del sustrato. El bivalvo perforante *Rocellaria dubia*, a pesar de no alcanzar coberturas notables, fue el invertebrado más frecuente en las superficies estudiadas.

Los rangos de variación de los valores de abundancia animal (5,8–39), riqueza total de especies (26–37) y número medio de especies por inventario (6,3–10,2) fueron amplios y presentaron diferencias notables según la estación estudiada (Figura 8.6). Los valores mínimos de las tres variables se observaron en Errotatxu. El máximo de cobertura animal y del número de especies por inventario se registraron en Isla Pobre, mientras que la riqueza específica alcanzó el valor máximo en Muriola.

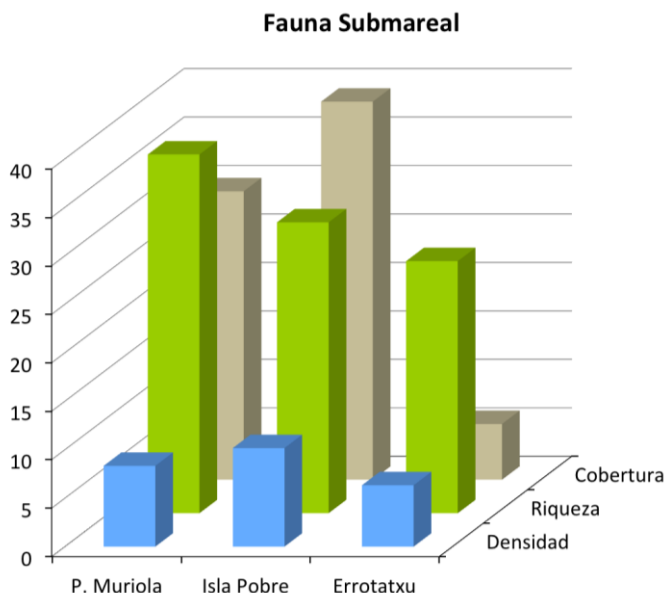


Figura 8.6. Cobertura animal media en %, riqueza de especies y densidad (número de especies por inventario) de las comunidades de invertebrados registradas en la zona submareal de las estaciones de muestreo estudiadas en la bahía de Plentzia en 2022.

En cuanto a la **flora de los fondos someros** (3–5m), el macrófito *Gelidium corneum* fue la especie perenne erecta más abundante en el área de estudio, alcanzando una cobertura en torno al 57% en Playa Muriola, 66% en Isla Pobre y 30% en Errotatxu. Las especies epífitas más abundantes creciendo sobre *Gelidium corneum* fueron *Plocamium cartilagineum* y *Dictyota dichotoma*, que alcanzaron las coberturas más elevadas en Isla Pobre. Otras especies presentes que pueden superar 20 cm de altura fueron *Halopithys incurva* y *Saccorhiza polyschides* (esta última solo se observó en Playa Muriola).

El estrato incrustante de la vegetación estuvo caracterizado por la dominancia de la rodófitica calcárea *Mesophyllum expansum*, que recubría aproximadamente la mitad de los fondos estudiados. El alga parda *Zanardinia typus* (13–17%) y las rodófiticas *Lithophyllum incrustans* y *Peyssonnelia atropurpurea* también formaban parte del estrato incrustante de la vegetación. El estrato basal estaba compuesto tanto por especies epilíticas y perennes (*Pterosiphonia complanata*, *Ellisolandia elongata*, *Chondracanthus teedei*, *Calliblepharis ciliata*, *Jania rubens* y *Rhodymenia pseudopalmata*), como por diversas especies de deleseriáceas (*Acrosorium ciliolatum*, *Cryptopleura ramosa*) y ceramiáceas anuales (*Aglaothamnion tenuissimum* y *Aglaothamnion cordatum*). Los valores de cobertura de las diferentes especies quedan recogidos en el Anexo 12.4 (Tabla 12.12).

La cobertura algal de la zona submareal del área de estudio en 2022 fue elevada, con valores entre 183% y 226%. La riqueza total de especies (38–57) y el número medio de especies por inventario (14,7–23,1) también fueron altos, próximos a los observados en fondos rocosos someros de la costa vasca (Figura 8.7).

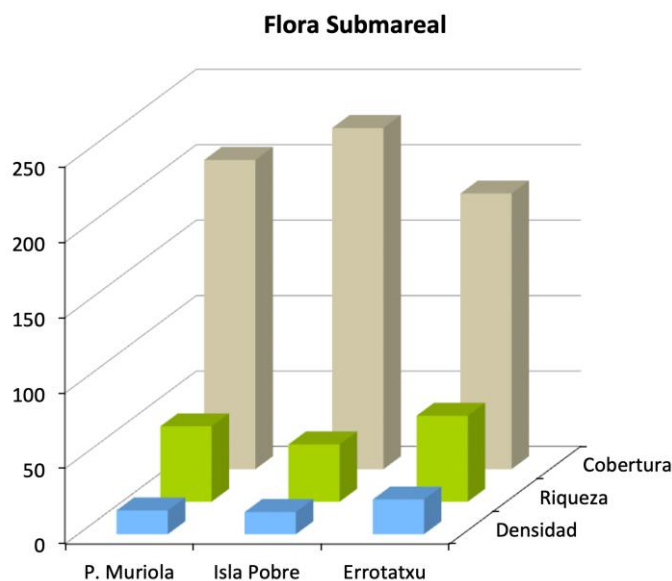


Figura 8.7. Cobertura algal media en %, riqueza de especies y densidad (número de especies por inventario) de las comunidades de algas registradas en la zona submareal de las estaciones de muestreo estudiadas en la bahía de Plentzia en 2022.

8.3.3 Evolución temporal de las comunidades intermareales

El gráfico de ordenación nMDS de la Figura 8.8 muestra los cambios en la estructura (composición y abundancia de las especies) de la **fauna intermareal** durante el periodo 2001–2022.

Por un lado, se observa cómo la estación de Errotatxu se mantiene separada de las otras dos estaciones a lo largo del periodo estudiado. Este hecho se debe a la mayor abundancia en Errotatxu de la lapa *Patella ulyssiponensis* y de los bivalvos perforantes *Rocellaria dubia* y *Leiosolenus aristatus*.

Por otro lado, hay una separación de los inventarios de Isla Pobre (la más cercana al antiguo emisario intermareal) en los años 2001, 2003 y 2005 (tratamiento fisicoquímico) debido a la mayor abundancia del poliqueto bioindicador de contaminación *Polydora* spp.

Por último, la respuesta de la fauna a las diferentes fases del tratamiento de aguas residuales se refleja en el gráfico de la Figura 8.8 en una menor dispersión de los inventarios del área de estudio a lo largo de los años, indicando que las comunidades de fauna de las tres estaciones de estudio son cada vez más similares.

El porcentaje de similitud que comparte el zoobentos de la bahía ha experimentado un aumento con un valor de 13,41% durante el tratamiento fisicoquímico (periodo 2001–2005), 19,26% en el tratamiento Biofor (periodo 2007–2011) y 22,07% tras el cese del emisario intermareal (periodo 2013–2022).

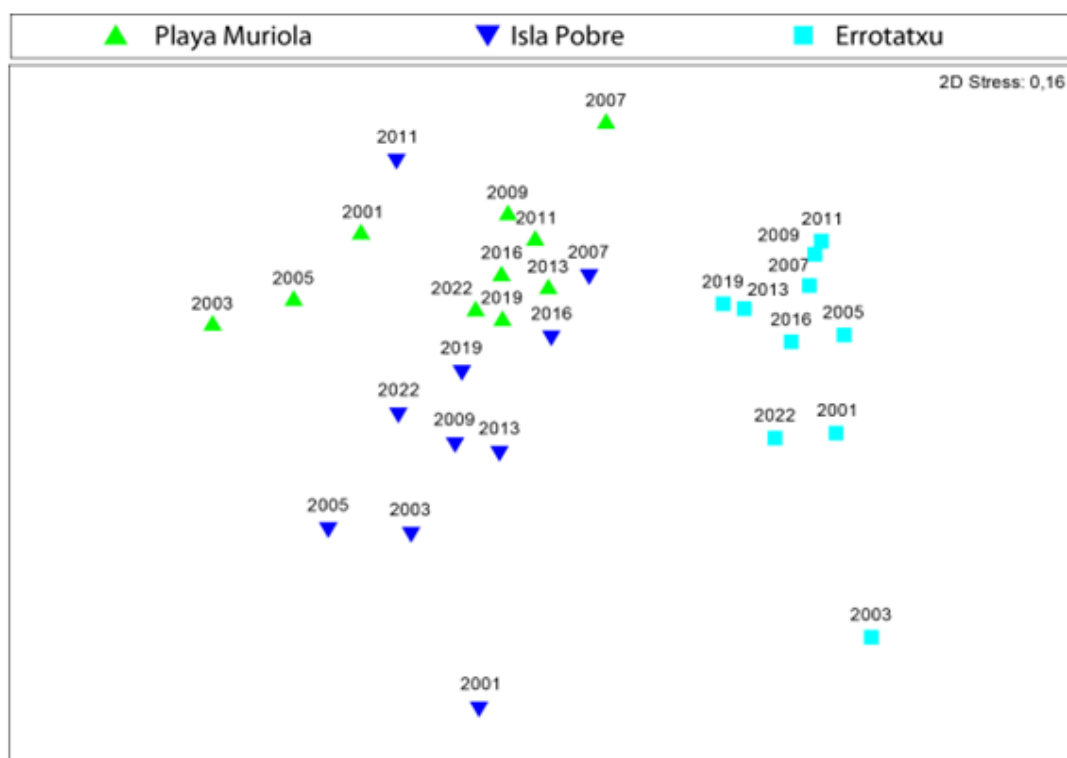


Figura 8.8. Análisis de ordenación nMDS de los inventarios promedio de cada año (periodo 2001–2022) y estación de muestreo (Playa Muriola, Isla Pobre y Errotatxu) correspondientes a la fauna intermareal. Datos transformados con raíz cuadrada; matriz de similitud de Bray-Curtis.

El análisis de ordenación nMDS (Figura 8.9) muestra gráficamente los cambios en la estructura de la **vegetación intermareal** (inventarios promedio de cada estación de muestreo y año) durante el periodo 2001–2022. Se observa cómo los inventarios de las tres estaciones quedan separados a lo largo del estudio reflejando la variabilidad espacial existente dentro de la bahía. Asimismo, también se aprecia un desplazamiento de las muestras siguiendo un gradiente temporal desde el año 2001 al 2022. Este desplazamiento refleja que han tenido lugar cambios significativos en la vegetación intermareal de la bahía de Plentzia. El nMDS refleja que la puesta en marcha de las sucesivas fases del plan de saneamiento ha tenido un efecto positivo en la estructura de la vegetación intermareal.

Tal como refleja la distancia existente entre las campañas de 2001 y 2019 (Figura 8.9), la estación donde se han detectado los cambios más notables ha sido Isla Pobre (próxima al antiguo emisario intermareal donde se vertía el efluente de la EDAR de Gorniz).

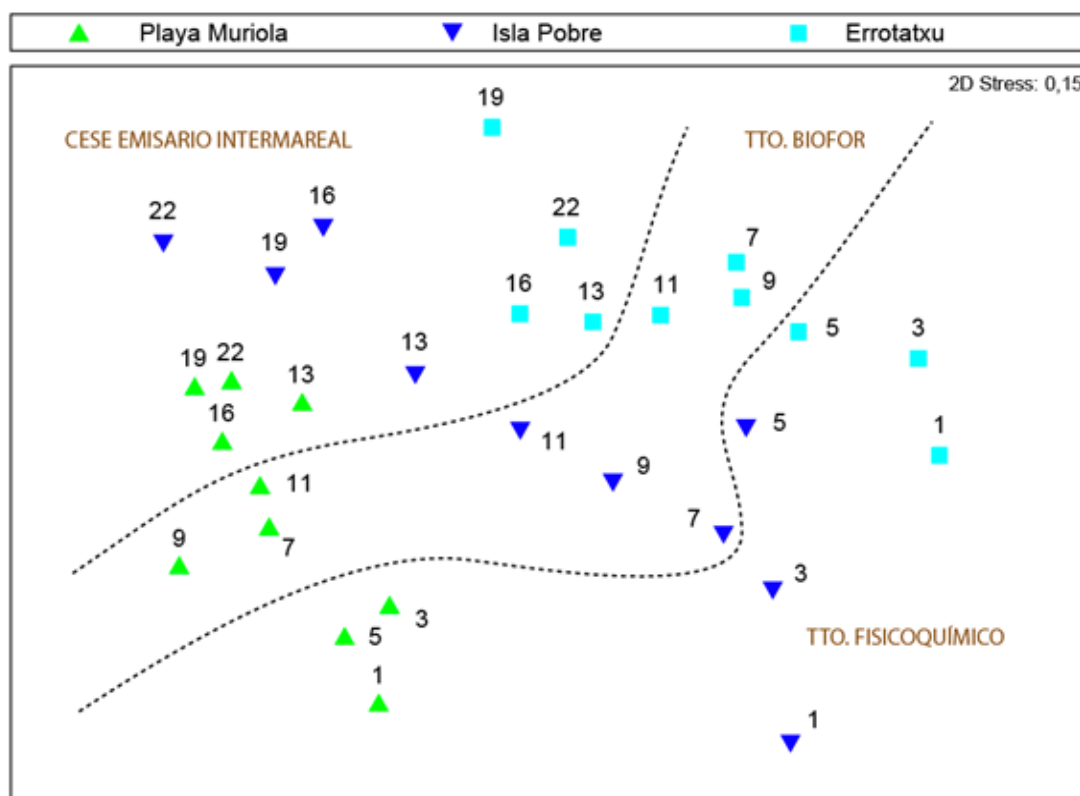


Figura 8.9. Análisis de ordenación nMDS de los inventarios promedio de cada año (periodo 2001–2022) y estación de muestreo (Playa Muriola, Isla Pobre y Errotatxu) correspondientes a la flora intermareal. Datos transformados con raíz cuadrada; matriz de similitud de Bray-Curtis.

Tras la entrada en funcionamiento del tratamiento fisicoquímico se detectaron ligeros aumentos en la abundancia relativa de ciertas especies de macrófitos (*Ellisolandia elongata*, *Chondracanthus acicularis*, *Halopteris scoparia*, etc.) que reflejaban un menor estrés ambiental.

La puesta en marcha del tratamiento Biofor a partir de 2006 tuvo efectos positivos. Los principales cambios detectados en la bahía de Plentzia fueron el aumento de *Halopteris* spp. *Bifurcaria bifurcata*, *Gelidium attenuatum*, *Chondracanthus acicularis*, *Lithophyllum incrustans*, *Caulacanthus ustulatus* y *Ellisolandia elongata*, y el descenso de cobertura de las especies *Mesophyllum lichenoides*, *Ceramium ciliatum*, *Codium decortcatum*, *Ulva rigida* y *Chondria coerulescens*.

Tras el cese del funcionamiento del emisario intermareal (junio de 2013), los principales cambios registrados en los posteriores años de estudio (2016, 2019 y 2022) han sido los aumentos de *Halopteris* spp., *Bifurcaria bifurcata*, *Hypnea musciformis*, *Gelidium corneum*, *Sphacelaria rigidula*, *Gelidium attenuatum*, *Laurencia obtusa* y *Pterosiphonia complanata*, así como los descensos de *Caulacanthus ustulatus*, *Chondria coerulescens*, *Gelidium pulchellum* y *Ulva rigida*.

Para cada estación, concretamente, se describen a continuación los cambios observados en la flora intermareal en el periodo 2019–2022:

- Playa Muriola: leves aumentos de *Laurencia obtusa*, *Gelidium corneum*, *Caulacanthus ustulatus* y *Mesophyllum lichenoides*, mientras que han disminuido ligeramente las especies del género *Halopteris*, *Ellisolandia elongata*, *Sphacelaria rigidula* y *Dictyota dichotoma*.
- Isla Pobre: aumento significativo de *Mesophyllum lichenoides* y *Ulva clathrata*, y en menor medida, *Pterosiphonia complanata*, *Halopteris* spp., *Ceramium ciliatum*; por el contrario, ha experimentado un fuerte retroceso *Ellisolandia elongata*.
- Errotatxu: el cambio más notable ha sido el aumento de *Gelidium corneum*. Las rodofíceas *Caulacanthus ustulatus*, *Mesophyllum lichenoides* y *Pterosiphonia complanata* también han aumentado. Entre las especies que han disminuido destacan *Ellisolandia elongata*, *Gelidium pulchellum* y *Bifurcaria bifurcata* por ser de carácter perenne.

8.3.4 Evolución temporal de las comunidades submareales

En el gráfico de ordenación nMDS de la Figura 8.10 se observa cómo los inventarios quedan ordenados en tres grandes grupos, reflejo de la respuesta de **la fauna** a las diferentes fases del tratamiento de aguas residuales. Cada grupo reúne inventarios que comparten una similitud del 43%.

En cada una de las estaciones estudiadas, hay una separación entre el periodo 2001–2005 (tratamiento fisicoquímico) y el periodo 2007–2011 (tratamiento Biofor). Sin embargo, la primera campaña tras el cese del emisario intermareal (año 2013) aparece reunida con los inventarios promedio de los años correspondientes al tratamiento biológico. Este hecho parece indicar una ralentización del tiempo respuesta de la fauna ante la mejora en las condiciones ambientales. No obstante, los inventarios promedio de las siguientes campañas realizadas tras el cese del emisario intermareal (2016, 2019 y 2022) aparecen reunidos entre sí y separados del resto de campañas (Figura 8.10).

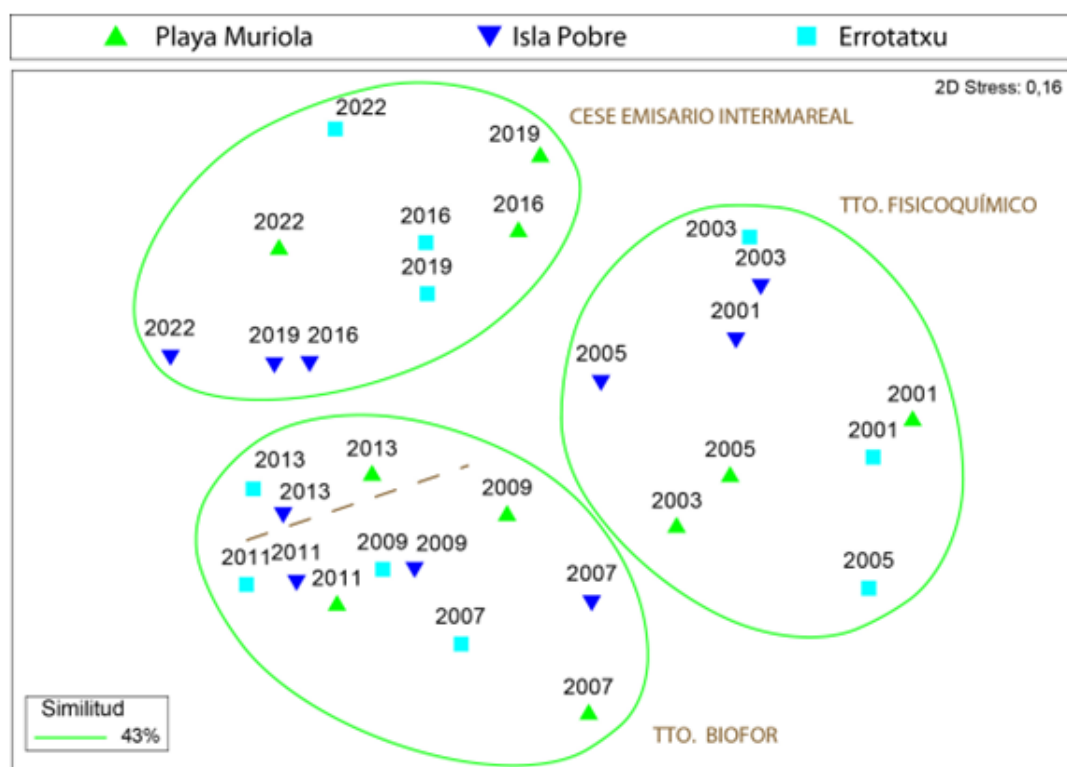


Figura 8.10. Análisis de ordenación nMDS de los inventarios promedio de cada año (periodo 2001–2022) y estación de muestreo (Playa Muriola, Isla Pobre y Errotatxu) correspondientes a la fauna submareal. Datos transformados con raíz cuarta; matriz de similitud de Bray-Curtis.

Los síntomas que reflejan la respuesta positiva de las comunidades faunísticas submareales tras la puesta en marcha del tratamiento Biofor son el aumento en la abundancia de invertebrados típicos de costa abierta, principalmente de formas epífitas de briozoos como *Electra pilosa*, *Crisia* spp. y *Turbicellepora magnicostata*, así como el retroceso de fauna indicadora de exceso de materia orgánica (*Anemonia viridis*) y de tasas de sedimentación elevadas (*Polydora* spp.).

La mejora en la bahía tras el cambio de ubicación del emisario se refleja principalmente en la casi total desaparición del poliqueto bioindicador de estrés ambiental *Polydora* spp. No obstante, la mayor parte de los invertebrados que experimentaron una respuesta positiva tras la entrada en funcionamiento del tratamiento biológico (*Electra pilosa*, *Turbicellepora magnicostata*, *Crisia* spp., *Rocellaria dubia* y *Sycon ciliatum*) experimentan un retroceso en el periodo 2016–2022. Este hecho es especialmente notable en la estación de Errotatxu donde la fauna submareal presenta coberturas significativamente inferiores a lo esperado en tramos de costa no alterados por la contaminación.

Por último, el análisis de ordenación nMDS (Figura 8.11) muestra gráficamente los cambios experimentados por las **comunidades submareales de macroalgas** en cuanto a su composición y abundancia relativa de las especies.

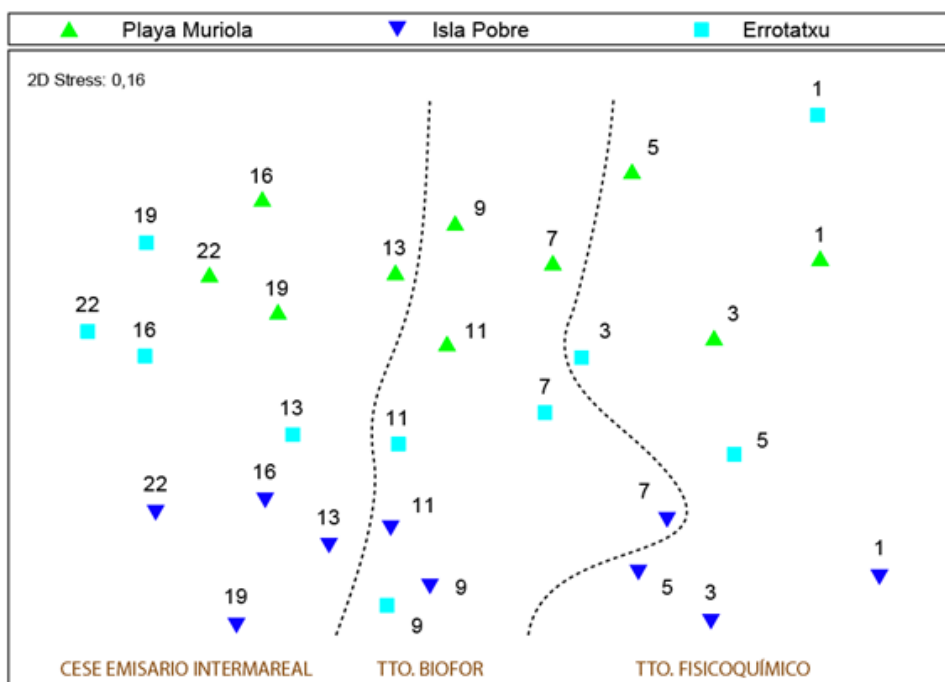


Figura 8.11. Análisis de ordenación nMDS de los inventarios promedio de cada año (periodo 2001-2022) y estación de muestreo (Playa Muriola, Isla Pobre y Errotatxu) correspondientes a la flora submareal. Datos transformados con raíz cuadrada; matriz de similitud de Bray-Curtis.

La entrada en funcionamiento de las dos fases de la EDAR y el cese del antiguo emisario intermareal han tenido una repercusión altamente positiva en la estructura de la vegetación submareal.

La recuperación de la flora durante el periodo 2001–2005 (tratamiento primario) fue leve, únicamente se detectó un ligero aumento en la cobertura de *Gelidium corneum* en todas las estaciones. Sin embargo, la mejora a partir de 2006 con la puesta en marcha del tratamiento biológico fue notable. El cambio más relevante desde el punto de vista ecológico fue el desarrollo de *Gelidium corneum*. Otras especies que aumentaron fueron *Mesophyllum lichenoides*, *Lithophyllum incrustans*, *Rhodymenia pseudopalmata*, *Plocamium cartilagineum*, *Pterosiphonia ardreana*, *Cryptopleura ramosa*, o *Acrosorium ciliolatum*. Todas ellas son especies propias de las praderas maduras de *Gelidium corneum*. Por otra parte, disminuyó el alga verde *Codium decorticatum*, característica de ambientes enriquecidos en nutrientes, y dos especies que denotan estrés por sedimentación: el alga parda incrustante *Zanardinia typus* y la ceramiácea *Aglaothamnion tenuissimum*.

Justo tras el cese del emisario intermareal, en la campaña del año 2013 se detectaron las coberturas más elevadas del macrófito *Gelidium corneum* desde que comenzara el estudio, en torno a 80% en todas las estaciones.

Sin embargo, durante el periodo 2016–2019 se detectó un drástico retroceso de *Gelidium corneum* en toda la bahía. Otras especies como *Pterosiphonia complanata*, *Plocamium cartilagineum*, *Cryptopleura ramosa*, *Acrosorium ciliolatum* y *Rhodymenia pseudopalmata* también disminuyeron.

En la última campaña, correspondiente al año 2022, se han registrado cambios que indican un mejor estado de las comunidades de flora submareal con respecto a las campañas de 2016 y 2019. Estos se indican a continuación para cada una de las estaciones:

- En Playa Muriola se ha detectado un fuerte aumento de *Gelidium corneum* (25% vs. 53%, en 2019 y 2022, respectivamente), aunque su cobertura sigue siendo significativamente inferior a la que presentaba en 2013 (81,2%). También han aumentado la calcárea *Mesophyllum expansum* y el epífito *Plocamium cartilagineum*. Entre las especies que han disminuido se encuentran las rodofíceas *Pterosiphonia complanata* y *Cryptopleura ramosa*.

- En Isla Pobre *Gelidium corneum* también ha aumentado con respecto a 2019, alcanzando un 66% de cobertura. No obstante, y al igual que lo descrito para Playa Muriola, este valor queda por debajo del registrado en 2013 (80,6%). Junto con *Gelidium* son numerosas las especies que han aumentado: los epífitos *Plocamium cartilagineum* y *Dictyota dichotoma*, la especie dominante del estrato incrustante *Mesophyllum expansum*, y otras especies perennes como *Halopithys incurva* y *Rhodomyenia pseudopalmata*. Entre las especies que han disminuido se encuentran las calcáreas *Ellisolandia elongata* y *Lithophyllum incrustans*.
- En Errotatxu han aumentado *Halopithys incurva*, *Pterosiphonia complanata* y *Peyssonnelia squamaria*, mientras que *Gelidium corneum* y *Mesophyllum expansum* han disminuido moderadamente. En el caso de *Gelidium* su cobertura ha sido 29,4%, un valor muy inferior al máximo de la serie temporal (79%, correspondiente al año 2013).

En las siguientes figuras se muestran unas fotografías del aspecto general de la flora y fauna de sustrato rocoso en las zonas intermareal y submareal muestreadas en 2022.

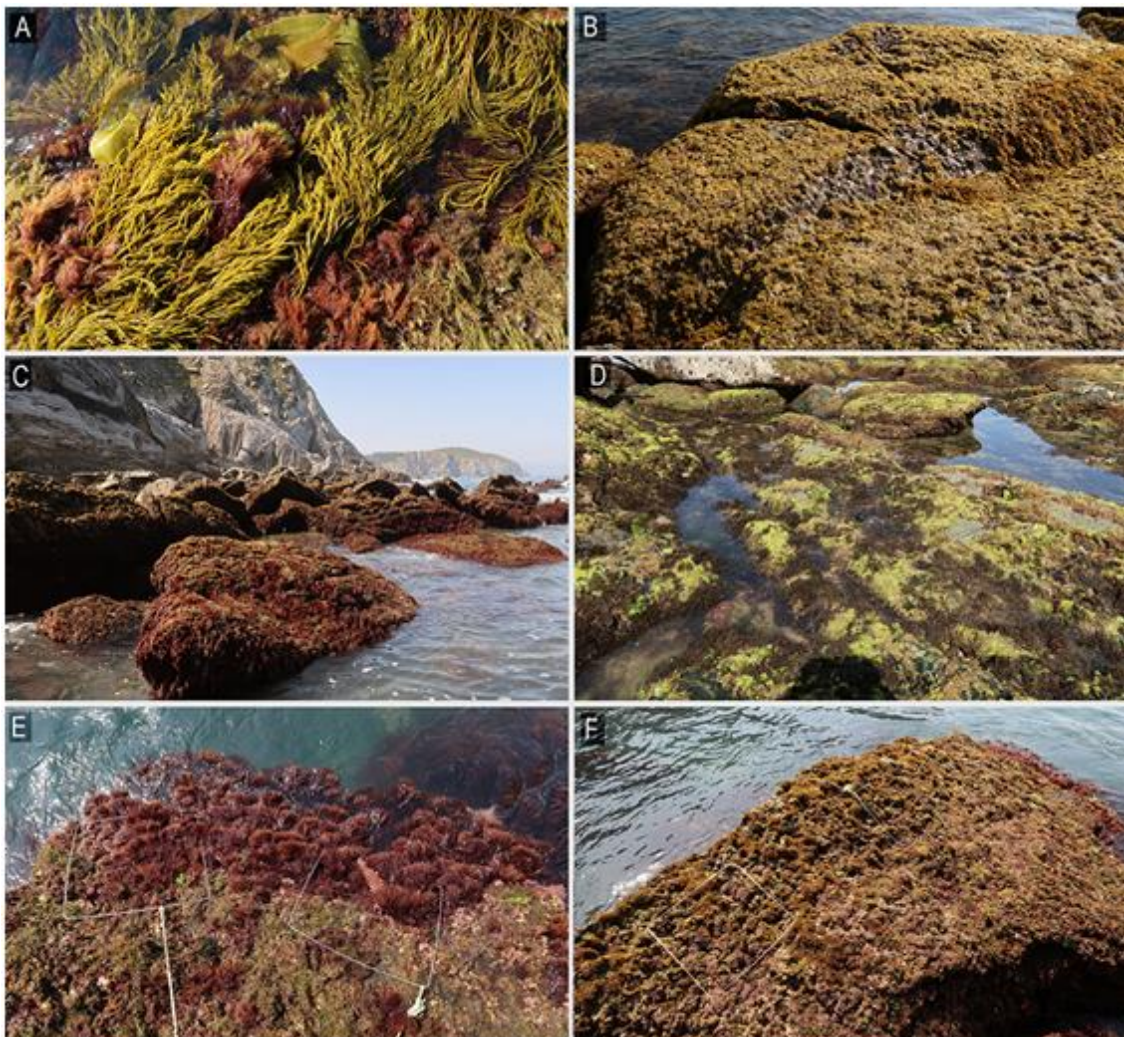


Figura 8.12. Aspecto general de la vegetación intermareal de la bahía de Plentzia.

- A.** Nivel inferior (+0,75 m) de Playa Muriola, donde las algas perennes (*Bifurcaria bifurcata*, *Halopteris* spp., *Gelidium corneum*, *Gelidium attenuatum*, etc.) son muy abundantes.
- B.** Nivel superior (+1,2 m) de Playa Muriola, hábitat que favorece el desarrollo de *Ellisolandia elongata*.
- C.** Nivel inferior (+0,75 m) de Isla Pobre, con *Halopteris scoparia*, *Gelidium attenuatum* y *Ellisolandia elongata* como especies abundantes.
- D.** Nivel superior (+1,2 m) de Isla Pobre, donde la calcárea *Ellisolandia elongata* ha experimentado un fuerte retroceso.
- E.** Nivel inferior (+0,75 m) de Errotatxu, en el que junto a *Ellisolandia elongata* crecen *Caulacanthus ustulatus*, *Chondracanthus acicularis*, *Hypnea musciformis*, *Mesophyllum lichenoides* y *Ulva rigida*.
- F.** Nivel superior (+1,2 m) de Errotatxu donde se observan tres superficies de muestreo.

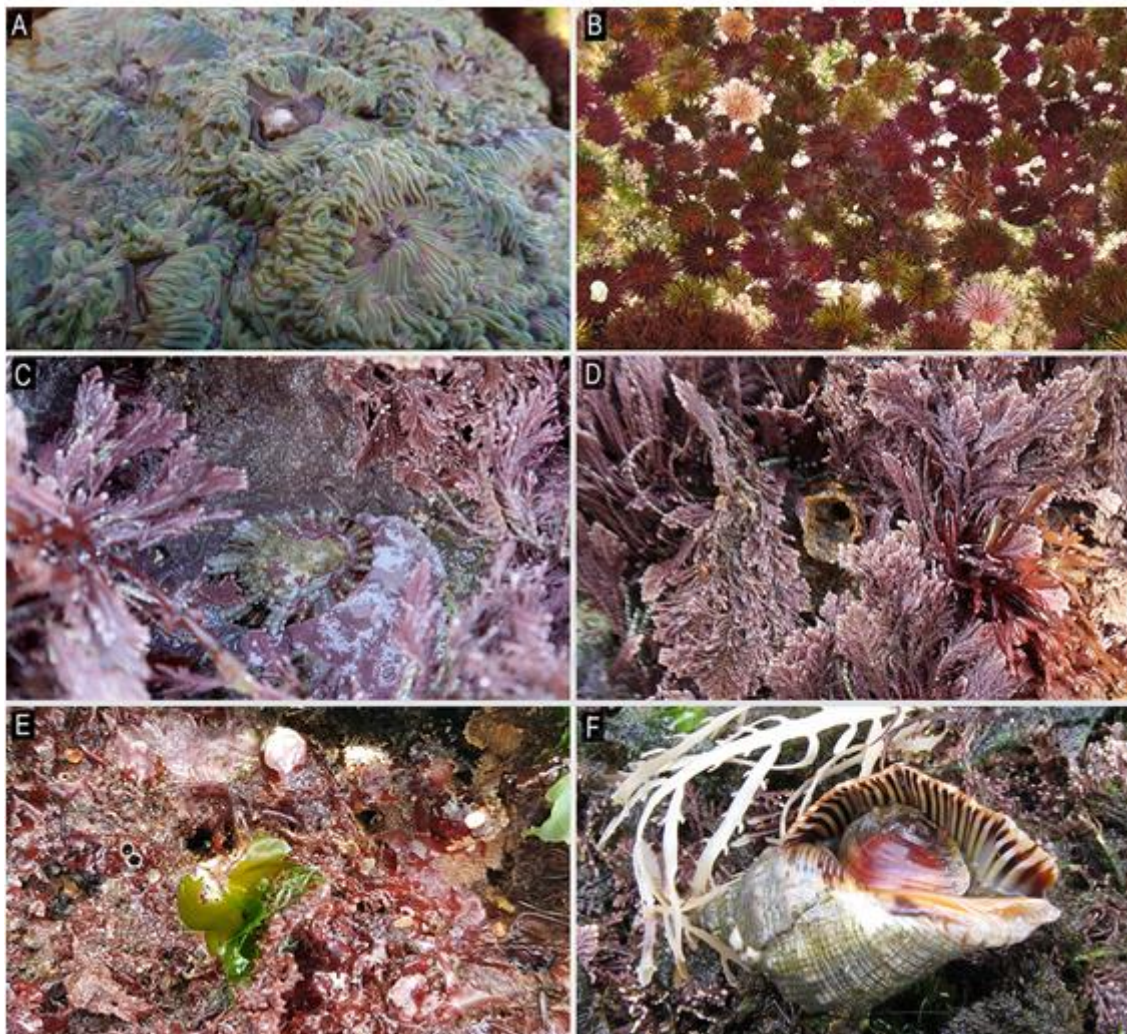


Figura 8.13. Invertebrados presentes en las comunidades intermareales de sustrato rocoso de la bahía de Plentzia.

A. El cnidario *Anemonia viridis* forma grupos como estrategia para mantener las condiciones de humedad y temperatura óptimas en los periodos de bajamar.

B. El erizo *Paracentrotus lividus* presenta una gran variabilidad cromática. Preferentemente en cubetas es frecuente encontrar densas poblaciones de este equinodermo.

C. Un ejemplar juvenil del herbívoro *Patella ulysiponensis* a refugio en una oquedad entre la vegetación.

D. Los poliquetos sabeláridos son invertebrados sedentarios que completan su ciclo vital dentro del tubo arenoso que ellos mismos fabrican.

E. A la izquierda de la imagen se puede apreciar los orificios del sifón inhalante y exhalante del bivalvo lapidícola *Roccellaria dubia*. A la derecha se aprecia la colonia reticulada y de color amarillento formada por el briozoo *Beania magellanica*.

F. Detalle del gasterópodo *Stramonita haemastoma* cuya solida concha puede superar los 10 cm de longitud.



Figura 8.14. Aspecto general de vegetación submareal de la bahía de Plentzia.

- A. Pradera de *Gelidium corneum* creciendo en los fondos someros y con sus epífitos característicos: *Plocamium cartilagineum* y *Dictyota dichotoma*.
- B. Las especies calcáreas del género *Mesophyllum* dominan en el estrato incrustante de la vegetación.
- C. Ejemplares del alga parda *Saccorhiza polyschides*, la rodófica *Scinaia furcellata* y del alga ver *Codium vermilara*.
- D. La presencia de arena favorece el desarrollo de la calcárea geniculada *Jania rubens*.
- E. Ejemplares aislados del alga roja *Calliblepharis ciliata*.
- F. *Saccorhiza polyschides* posee un bulbo recubierto de papilas con el que se adhiere al sustrato.

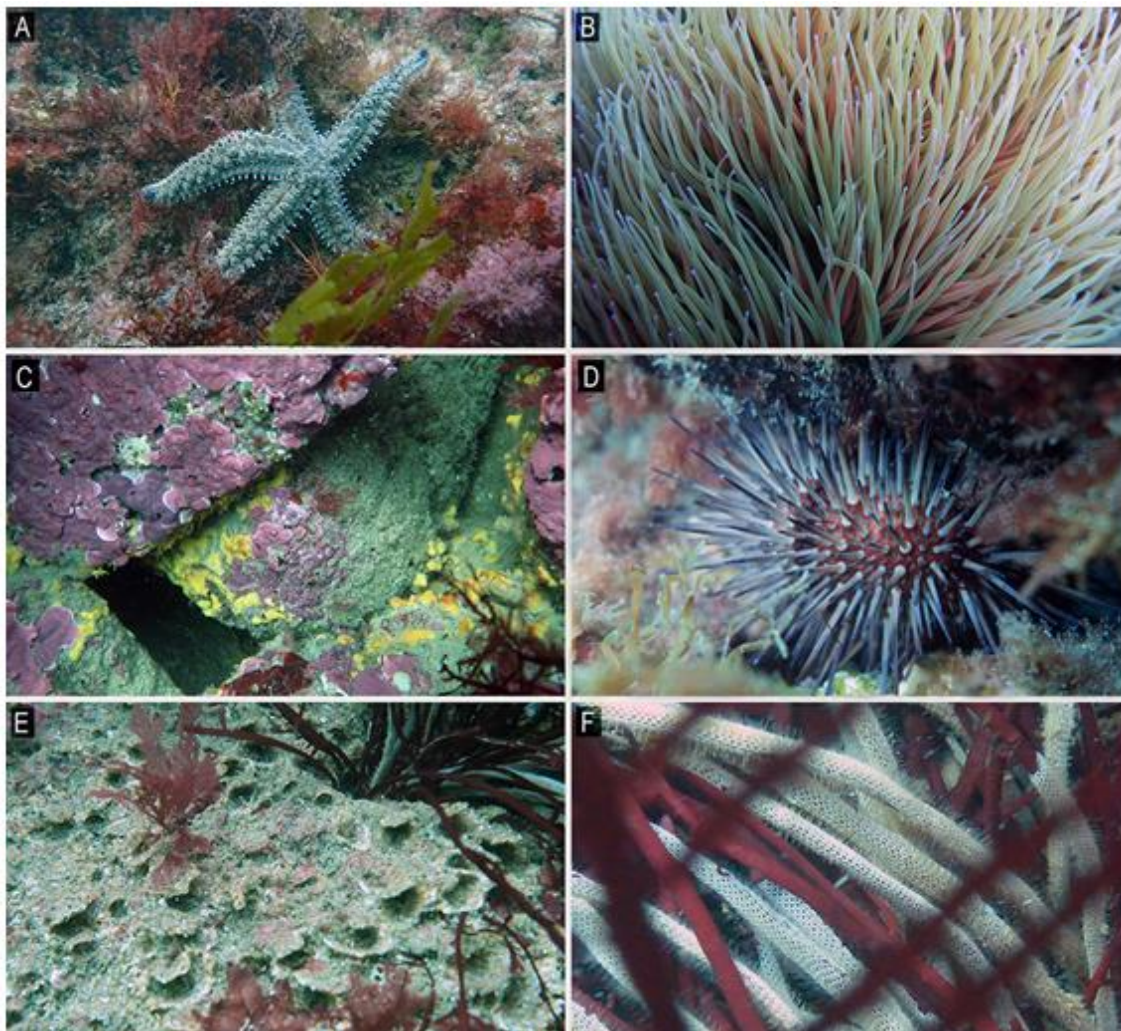


Figura 8.15. Invertebrados presentes en las comunidades submareales de sustrato rocoso de la bahía de Plentzia.

A. Un ejemplar del equinodermo *Marthasterias glacialis*, cuyo robusto cuerpo fácilmente supera los 20 cm en los individuos adultos.

B. Ejemplares del cnidario *Anemonia viridis*, invertebrado de singular belleza, localmente abundante en la estación de Playa Muriola.

C. Creciendo sobre el sustrato se puede observar a la esponja *Clatrina coriacea* de coloración amarillenta, invertebrado capaz de horadar la roca y crecer dentro de ella.

D. Detalle del erizo *Paracentrotus lividus* a refugio bajo una lastra rocosa.

E. Varios tubos recubiertos por arena en cuyo interior se refugian los poliquetos de la familia Sabellidae, invertebrados frecuentes en los fondos de la bahía de Plentzia.

F. El briozoo epífito de color blanquecino *Electra pilosa* es el invertebrado con más cobertura en el submareal de la bahía y únicamente crece sobre los frondes del alga *Gelidium corneum*.

8.3.5 Índice de calidad RICQI

De acuerdo al índice RICQI, que evalúa flora y fauna, los síntomas de recuperación en las comunidades intermareales han sido significativos en las diferentes fases del plan de saneamiento (Tabla 8.2).

Tabla 8.2 Puntuación obtenida (EQR: *Ecological Quality Ratio*) y clasificación del Estado Ecológico de las comunidades intermareales presentes en tres estaciones de la bahía de Plentzia mediante la aplicación del índice RICQI (Díez *et al.*, 2012).

Estación	1997	Tratamiento Primario			Tratamiento Biofor			Cese emisario				Estado ecológico 2022
		2001	2003	2005	2007	2009	2011	2013	2016	2019	2022	
RICQI - Flora y Fauna Intermareal												
P. Muriola	0,85	0,86	0,81	0,88	0,88	0,89	0,94	0,86	0,82	0,88	0,86	Muy Bueno
Isla Pobre	0,46	0,67	0,69	0,69	0,80	0,77	0,87	0,87	0,88	0,81	0,87	Muy Bueno
Errotatxu	0,66	0,74	0,74	0,77	0,80	0,69	0,84	0,82	0,81	0,78	0,82	Bueno

Límites de clase establecidos para el índice RICQI: Muy bueno >0,82 (tras la decisión de Intercalibración); Bueno >0,60 – 0,82; Moderado >0,40 – 0,60; Deficiente >0,20 – 0,40; Malo ≤0,20.

El cambio de clase más relevante se dio con la entrada en funcionamiento de la depuradora, pasando de 'Moderado' a 'Bueno' en Isla Pobre, la estación más cercana a la salida de las aguas residuales.

A partir de 2001 las comunidades intermareales de las tres estaciones estudiadas quedan clasificadas en estado 'Bueno' o 'Muy Bueno'. Además, los valores del ratio de calidad ecológica (EQR) en general aumentan con la entrada en funcionamiento del tratamiento Biofor (con la inclusión de tratamiento biológico y procesos de nitrificación-desnitrificación) en 2007 y se siguen manteniendo altos con el cese del emisario intermareal (a partir de 2013). La estación de Playa Muriola destaca por mantener un estado ecológico 'Muy Bueno' de forma casi permanente a lo largo del estudio. La estación Isla Pobre, donde antiguamente vertía el emisario intermareal, presenta desde 2011 un estado ecológico 'Muy Bueno', con la excepción del año 2019 que se clasificó en 'Bueno' pero con un EQR (0,81) cercano al estado ecológico de 'Muy Bueno'.

Los resultados obtenidos en 2022 clasifican a las comunidades de Playa Muriola e Isla Pobre en estado 'Muy Bueno' y a las de Errotatxu en 'Bueno', pero con un valor de EQR próximo al estado ecológico de 'Muy Bueno'.

8.3.6 Índice de calidad CFR

El índice CFR (utilizado para la evaluación del fitobentos) ha permitido constatar que la mejora del sistema de saneamiento ha tenido un efecto positivo, no solo en las comunidades intermareales sino, también, en las submareales (Tabla 8.3).

Tabla 8.3 Coeficiente de Calidad Ecológica (EQR: *Ecological Quality Ratio*) y clasificación del Estado Ecológico de las comunidades intermareales y submareales presentes en tres estaciones de la bahía de Plentzia mediante la aplicación del índice CFR (Guinda *et al.*, 2014).

Estación	1997	Tratamiento Primario			Tratamiento Biofor			Cese emisario intermareal				Estado ecológico 2022
		2001	2003	2005	2007	2009	2011	2013	2016	2019	2022	
CFR - Vegetación intermareal												
Playa Muriola	0,612	0,721	0,580	0,657	0,862	0,789	0,791	0,808	0,879	0,900	0,975	Muy bueno
Isla Pobre	0,270	0,502	0,627	0,763	0,819	0,765	0,796	0,771	0,726	0,727	0,453	Moderado
Errotatxu	0,580	0,616	0,597	0,871	0,855	0,649	0,753	0,822	0,870	0,911	0,896	Muy bueno
Estación	1997	Tratamiento Primario			Tratamiento Biofor			Cese emisario intermareal				Estado ecológico 2022
		2001	2003	2005	2007	2009	2011	2013	2016	2019	2022	
CFR - Vegetación submareal												
Playa Muriola	0,589	0,722	0,773	0,481	0,621	0,759	0,794	0,852	0,696	0,678	0,943	Muy bueno
Isla Pobre	0,351	0,362	0,501	0,527	0,330	0,713	0,921	0,969	0,936	0,990	1,000	Muy bueno
Errotatxu	0,328	0,313	0,501	0,395	0,470	0,677	0,763	0,975	0,757	0,678	0,803	Bueno

Límites de clase establecidos para el índice CFR: Muy bueno >0,81; Bueno >0,60 – 0,81; Moderado >0,40 – 0,60; Deficiente >0,20 – 0,40; Malo ≤0,20.

Comunidades intermareales

En la campaña previa a la puesta en marcha de la EDAR de Gorliz (1997) las comunidades de algas del nivel intermareal se encontraban en diferentes estados ecológicos según la estación de muestreo: 'Bueno' en Playa Muriola, 'Moderado' en Errotatxu y 'Deficiente' en Isla Pobre (Tabla 8.3). Con el funcionamiento del tratamiento primario y antes de que se complementara con el tratamiento Biofor, se detectó una mejoría en la vegetación de Errotatxu y de Isla Pobre, que en 2005 ya se clasificaron en un estado 'Muy Bueno' y 'Bueno', respectivamente. Al finalizar el periodo durante el cual se añadió el tratamiento Biofor, la vegetación intermareal de toda el área de estudio quedó clasificada con un estado 'Bueno' (2011). Tras el cese del emisario intermareal en 2013, las comunidades de macroalgas de Errotatxu alcanzaron el estado 'Muy Bueno' y las de Playa Muriola e Isla Pobre se mantuvieron en 'Bueno' (Tabla 8.3).

Durante el periodo 2013–2019 las comunidades algales de todas las estaciones de muestreo quedaron clasificadas en la categoría ‘Muy Bueno’ o ‘Bueno’, cumpliendo así la zona evaluada con el objetivo de la DMA (Tabla 8.3). Sin embargo, en la última campaña correspondiente al año 2022, el índice CFR clasifica las comunidades de Playa Muriola y Errotatxu con el estado ecológico ‘Muy Bueno’, mientras que las de Isla Pobre pasan a un estado ‘Moderado’ (Tabla 8.3). Este resultado se debe principalmente a la disminución de la coralinácea *Ellisolandia elongata* en esta estación.

Comunidades submareales

En 1997 la vegetación submareal se encontraba en estado ecológico ‘Moderado’ (Playa Muriola) o ‘Deficiente’ (Isla Pobre y Errotatxu), según el índice CFR (Tabla 8.3). En 2005, con el funcionamiento del tratamiento primario y antes de que se complementara con el tratamiento Biofor, únicamente se detectó una mejoría en Isla Pobre, cuyo estado pasó a ‘Moderado’. Los síntomas de recuperación más notables en la vegetación submareal se registraron al implementar el tratamiento Biofor, quedando en 2011 clasificada la vegetación de Isla Pobre en estado ‘Muy Bueno’, y la de Playa Muriola y Errotatxu en ‘Bueno’. En las campañas de 2016 y 2019, el CFR mantuvo esta misma clasificación solo en Isla Pobre. En la última campaña correspondiente al año 2022, el estado ecológico de las comunidades de flora submareal ha mejorado en todo el área de estudio con respecto al periodo 2016–2019. En Playa Muriola e Isla Pobre las comunidades se clasifican en ‘Muy Bueno’ y las de Errotatxu en ‘Bueno’; esta última con un ratio de calidad ecológica (EQR) próximo al límite de clasificación como ‘Muy Bueno’ (Tabla 8.3).

8.4 Discusión

El CABB inició en el año 1997 un convenio de colaboración con el equipo de Bentos de la UPV/EHU para evaluar la incidencia del Plan de Saneamiento Integral de los municipios de Barrika, Gorliz y Plentzia en las comunidades bentónicas intermareales y submareales de la bahía de Plentzia. Desde entonces, el equipo de Bentos de la UPV/EHU ha llevado a cabo un plan de seguimiento ambiental donde se ha podido comprobar la positiva incidencia sobre el ecosistema de las mejoras en el tratamiento de las aguas residuales de la EDAR de Gorliz (Bustamante *et al.*, 2012, Díez *et al.*, 2013).

La puesta en marcha del tratamiento fisicoquímico y posteriormente el Biofor de la EDAR de Gorliz han tenido una repercusión positiva en la estructura y diversidad de las comunidades bentónicas tanto intermareales como submareales de la bahía de Plentzia. Tras el cese en 2013 del antiguo emisario intermareal, también se han detectado síntomas de recuperación en las comunidades intermareales del área de estudio, mientras que en la zona submareal esta tendencia no es tan evidente.

Tras la entrada en funcionamiento del tratamiento fisicoquímico en el año 2001, la riqueza específica de la vegetación intermareal aumentó de forma moderada en todas las estaciones. También se detectaron ligeros aumentos en la abundancia relativa de ciertas especies (*Ellisolandia elongata*, *Chondracanthus acicularis*, *Halopteris scoparia*, etc.) que reflejaban un menor estrés ambiental. La primera fase de saneamiento tuvo también una respuesta positiva en la fauna, aunque fue más localizada. Los cambios se registraron principalmente en las comunidades de la zona intermareal inferior del entorno del emisario (Isla Pobre), donde se detectó un retroceso significativo de invertebrados bioindicadores de contaminación (poliquetos del género *Polydora*). Con respecto a las comunidades submareales, la vegetación experimentó un aumento de la riqueza específica en las estaciones más próximas al emisario (Isla Pobre y Errotatxu) y un leve aumento en la cobertura de *Gelidium corneum* en toda el área de estudio. La recuperación de la fauna submareal tuvo lugar en Playa Muriola y en Errotatxu, y estuvo reflejada por el leve aumento del briozoo *Electra pilosa*. En Playa Muriola, además, se registró un moderado aumento de la diversidad de invertebrados.

La puesta en marcha del tratamiento biológico mediante Biofor y la inclusión de procesos de nitrificación-desnitrificación a partir de 2006 tuvieron un efecto altamente positivo sobre el bentos de sustrato duro de la bahía de Plentzia (Bustamante *et al.*, 2012; Díez *et al.*, 2013). Tanto la flora como la fauna intermareal experimentaron cambios notables. La diversidad y riqueza específica de la flora aumentaron en todas las estaciones. Los cambios más relevantes tuvieron lugar en el entorno del emisario (Isla Pobre), donde se registró un aumento de algas de morfología compleja y de la abundancia de especies comunes de aguas limpias como *Halopteris scoparia*, *Gelidium spinosum*, *Sphacelaria* spp., *Chondracanthus teedei* y *Plocamium cartilagineum*. En relación a la fauna intermareal, la recuperación vino reflejada por un aumento generalizado en la diversidad. En las proximidades del efluente, el descenso del poliqueto suspensivoro *Janua heterostropha* y el aumento del herbívoro *Patella ulyssiponensis* fueron también cambios positivos. La vegetación submareal experimentó una notable recuperación, siendo el cambio más relevante desde el punto de vista ecológico el progresivo desarrollo de una copa de *Gelidium corneum*. Asimismo, se detectó un aumento de especies perennes y morfología compleja propias de comunidades maduras. De forma paralela al desarrollo en la copa de *Gelidium*, la fauna experimentó un notable aumento de la diversidad, así como en la abundancia de invertebrados epífitos de *Gelidium corneum* como los briozoos *Electra pilosa* y *Turbicellepora magnicostata*, suponiendo un cambio muy relevante desde el punto de vista ecológico.

Tras el cese del vertido intermareal del efluente de la EDAR de Gorniz (junio de 2013) también se detectaron cambios positivos en el bentos de sustrato duro de la bahía. En la vegetación intermareal los principales cambios registrados en el periodo 2013–2019 fueron los aumentos de *Ellisolandia elongata*, *Bifurcaria bifurcata*, *Chondracanthus acicularis*, *Hypnea musciformis*, *Gelidium attenuatum*, *Halopteris scoparia* y *Halopteris filicina*, así como los descensos de *Codium decorticatum*, *Ceramium echinotum*, *Chondria coerulescens* y *Ulva rigida*. En general, estos resultados reflejaban la sustitución de especies nitrófilas por otras de ambientes menos ricos en nutrientes, lo que constituye un cambio positivo. Sin embargo, la fauna intermareal de la bahía no se vio favorecida por las nuevas condiciones ambientales y en el periodo 2013–2019 experimentó un leve retroceso de la abundancia de *Patella ulyssiponensis*, *Rocellaria dubia*, *Leiosolenus aristatus*, *Tritia reticulata*, *Chthamalus* spp., *Sterromphala umbilicalis* y *Sabellaria* spp.

La vegetación submareal mostró en 2013 las coberturas más elevadas del macrófito *Gelidium corneum* desde que comenzara el estudio. Sin embargo, durante el periodo 2016 - 2019 se detectó un drástico retroceso de *Gelidium corneum* en toda la bahía. Otras especies como *Pterosiphonia complanata*, *Plocamium cartilagineum*, *Cryptopleura ramosa*, *Acrosorium ciliolatum* y *Rhodymenia pseudopalmata* también disminuyeron. Por su parte, la fauna submareal experimentó durante el periodo 2016–2019 el retroceso de varios invertebrados epífitos típicos de la comunidad de *Gelidium* como *Electra pilosa*, *Turbicellepora magnicostata*, *Aetea anguina* y *Rocellaria dubia*.

En **2022** las comunidades de la zona intermareal y submareal han mostrado cambios respecto a campañas previas. En cuanto a la **vegetación intermareal**, en las comunidades de Playa Muriola se han detectado leves aumentos de *Laurencia obtusa*, *Gelidium corneum*, *Caulacanthus ustulatus* y *Mesophyllum lichenoides*; por el contrario, han disminuido ligeramente las especies del género *Halopteris* y *Ellisolandia elongata*. En Isla Pobre ha aumentado *Mesophyllum lichenoides*, *Pterosiphonia complanata* y *Halopteris* spp., mientras que *Ellisolandia elongata* ha experimentado un fuerte retroceso. En Errotatxu el cambio más notable ha sido el aumento de *Gelidium corneum*. Las rodófitas *Caulacanthus ustulatus*, *Mesophyllum lichenoides* y *Pterosiphonia complanata* también han aumentado. Entre las especies que han disminuido destacan *Ellisolandia elongata*, *Gelidium pulchellum* y *Bifurcaria bifurcata* por ser de carácter perenne. Desde un punto de vista ecológico, estos cambios tienen interpretación dentro de la variabilidad natural de las comunidades. No obstante, ha sido un periodo positivo para la vegetación intermareal porque, en su conjunto, las algas de morfología compleja han aumentado.

Asimismo, cabe destacar que, por primera vez desde que comenzó el estudio, se han observado ejemplares de *Ericaria selaginoides* (anteriormente denominada *Cystoseira tamariscifolia*) en Isla Pobre, lo cual es altamente positivo. La colonización de especies de *Cystoseira* en espacios que han estado previamente degradados es muy relevante desde el punto de vista ecológico ya que son muy sensibles a la contaminación (Sales *et al.*, 2011). El éxito de la recolonización de estas especies es bajo (Sales *et al.*, 2011). Generalmente, las poblaciones madre que proporcionan los potenciales propágulos colonizadores están muy alejadas y su capacidad de dispersión es escasa. Además, las interacciones biológicas con las especies cespitosas que actualmente dominan las zonas que estuvieron degradadas dificulta la recuperación de las comunidades.

Con respecto a la **fauna intermareal**, continúa el retroceso detectado desde 2013 en la abundancia de las principales especies. Como resultado, la fauna intermareal de la bahía de Plentzia presenta coberturas moderadamente inferiores a lo esperado en tramos de costa no alterados por la contaminación (Bustamante *et al.*, 2010).

La **vegetación submareal** registra cierta recuperación con respecto a 2016 y 2019. Por una parte, *Gelidium corneum* ha aumentado considerando el área de estudio en su conjunto, porque, aunque ha disminuido levemente en Errotatxu, ha aumentado notablemente en Playa Muriola e Isla Pobre. Asimismo, también han aumentado diversas especies perennes de morfología compleja como *Halopithys incurva* y *Rhodymenia pseudopalmata*.

Por otro lado, en 2022, considerando el área de estudio en su conjunto, la **fauna submareal** continúa sin recuperar los valores obtenidos en etapas anteriores (periodo 2009–2011). No obstante, en Playa Muriola e Isla Pobre se ha observado un avance de invertebrados como *Electra pilosa*, *Rocellaria dubia* o *Turbicellepora magnicostata* lo que constituye un resultado positivo. Estas especies guardan una estrecha relación con el alga *Gelidium corneum* (Bustamante *et al.*, 2014, 2017, Muguerza *et al.*, 2020), por lo que su retroceso está posiblemente ligado a abundancia de *Gelidium* en la bahía.

En cualquier caso, la recuperación de grandes macrófitos y su fauna asociada no ha alcanzado su máximo desarrollo. Las moderadas coberturas de *Gelidium corneum*, la ausencia de *Gongolaria baccata* (anteriormente *Cystoseira baccata*) en la zona submareal, y la ausencia de poblaciones extensas de *Ericaria selaginoides* (anteriormente *Cystoseira tamariscifolia*) en la zona intermareal son reflejo de que el proceso de recuperación no ha concluido. Los grandes macrófitos realizan funciones clave en el ecosistema bentónico, como proporcionar hábitat en forma de estructura física tridimensional que puede dar cobijo a una gran variedad de organismos (Muguerza *et al.*, 2020).

En cuanto a la normativa que establece la DMA, se ha realizado una valoración del estado ecológico en las diferentes estaciones basada en las comunidades bentónicas de sustrato rocoso.

De acuerdo al índice **RICQI**, las **comunidades intermareales de fauna y flora** de la bahía han respondido de forma favorable a las diferentes fases del plan de saneamiento. El cambio de clase más notable se dio en la estación de Isla Pobre con la entrada en funcionamiento de la depuradora, pasando de estado ecológico 'Moderado' en 1997 a 'Bueno' en 2001. Desde entonces, las comunidades intermareales se clasifican en un estado '**Bueno**' o '**Muy Bueno**' y, en general, los valores del ratio de calidad ecológica (EQR) aumentan en el transcurso de los años, alcanzándose los ratios más altos tras el cese del emisario intermareal en 2013. Los resultados obtenidos en 2022 clasifican a las comunidades de Playa Muriola e Isla Pobre en estado 'Muy Bueno' y a las de Errotatxu en 'Bueno', pero con un valor de EQR próximo al estado ecológico de 'Muy Bueno'.

De acuerdo al índice **CFR**, que evalúa la flora, la mejora del sistema de saneamiento ha tenido un efecto positivo tanto en las comunidades fitobentónicas intermareales como submareales. En líneas generales, las comunidades intermareales de macroalgas han mostrado el mejor estado ecológico tras el cese del emisario intermareal. Durante el periodo 2013–2019 las comunidades algales de todas las estaciones de muestreo quedaron clasificadas en la categoría 'Muy Bueno' o 'Bueno'. En 2022 el índice CFR clasifica la **flora intermareal** de dos zonas en estado ecológico '**Muy Bueno**' (Playa Muriola y Errotatxu) y, sin embargo, en **Isla Pobre** lo hace en '**Moderado**', lo cual se debe principalmente a la disminución en esta última de la coralinácea *Ellisolandia elongata*. Por otra parte, según el índice CFR los síntomas de recuperación más notables de la vegetación submareal tuvieron lugar al implementar el tratamiento Biofor (con la inclusión de tratamiento biológico y procesos de nitrificación-desnitrificación), quedando clasificada la vegetación de Isla Pobre con estado ecológico 'Muy Bueno', y la de Playa Muriola y Errotatxu con 'Bueno'. Tras el cese del emisario intermareal, en la campaña 2013, todas las comunidades de macroalgas del área de estudio pasaron a un estado 'Muy Bueno', mientras que en las campañas de 2016 y 2019, el CFR mantuvo esa clasificación solo en Isla Pobre. En 2022, el EQR ha mejorado en todo el área submareal evaluada. Las comunidades de **flora submareal** de Playa Muriola e Isla Pobre se clasifican en '**Muy Bueno**' y las de Errotatxu en '**Bueno**'.

Teniendo en cuenta la evolución en la valoración obtenida por ambos índices desde el inicio del estudio, se concluye que la mejora en la calidad de las aguas ha tenido una incidencia positiva en la zona intermareal y submareal de toda el área de estudio.

En la presente campaña de 2022, ante la significativa diferencia entre los índices CFR y RICQI con respecto a la clasificación de las **comunidades intermareales de Isla Pobre**, 'Moderado' vs. 'Muy Bueno', se considera apropiado aplicar el **'juicio de experto'** para este caso concreto, clasificando su estado ecológico como **'Bueno'**. Esta clasificación queda justificada por la elevada cobertura de algas de morfología compleja, la presencia de especies bioindicadoras de aguas poco alteradas y los altos valores de riqueza y densidad de especies.

Por lo tanto, se concluye que en 2022 toda el área de estudio cumple con el objetivo establecido por la DMA.

9. 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 2022 se han estudiado las condiciones fisicoquímicas del agua, las comunidades fitoplanctónicas, el sedimento y las comunidades bentónicas de sustrato blando y de sustrato duro, 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 2022 las campañas tuvieron lugar en marzo, mayo, agosto y diciembre. Para ello, una estación está situada sobre el emisario y otras nueve a diferentes distancias de éste radialmente (200, 500 y 1000 m). Su profundidad varía entre unos 6 y 34 m. 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 temperatura y salinidad a lo largo de estos años han sido los característicos de la plataforma costera del País Vasco. Predominan los cambios temporales sobre las diferencias entre estaciones de muestreo, lo que es coherente con la morfología de la zona, 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).

Hasta 2019 inclusive era frecuente observar estratificación térmica en verano y, en menor medida, en primavera. Pero, en los últimos años se han medido en las aguas de fondo valores de temperatura muy similares a los de superficie. Pueden apuntarse varias hipótesis para explicarlo, pero en todo caso no se sospecha de un efecto del vertido, sino que posiblemente sea consecuencia de factores océano-meteorológicos que hayan producido una transferencia de calor a las aguas de fondo (p.ej., turbulencia, profundización de la termoclina, temperaturas atmosféricas elevadas...).

Por otro lado, en la zona de estudio en algunos inviernos se han observado bruscos descensos de la salinidad en las aguas de superficie. 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 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 (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.

El año 2022 se caracterizó por periodos prolongados de bajas precipitaciones en la costa de Bizkaia. En respuesta a ello, el contenido de agua dulce medido en las campañas trimestrales fue bajo, excepto en la de invierno, que fue moderado.

En la zona receptora del vertido, en invierno la transparencia suele ser menor y la concentración de nitrato no es raro que presente picos, 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 2022.

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 cuatro 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 (BOE, 2023). La estación más cercana al emisario en el último periodo (2017–2022) presenta concentraciones medias de amonio y nitrato en estado 'Muy Bueno' y de fosfato en estado 'Bueno'.

Como en años anteriores, en 2022 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 2022.

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, pero solo se utilizaron las estaciones situadas a 200 m del emisario.

Desde el comienzo del estudio en 2013, 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 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 los mares costeros, por la estratificación térmica), el fitoplancton pueda crecer.

En el entorno del emisario hay presencia de taxones fitoplanctónicos que pueden resultar nocivos para los ecosistemas marinos en caso de alcanzar densidades elevadas, por producir descensos de la transparencia del agua o del oxígeno, o daños en las agallas de los peces. Dichos taxones son de amplia distribución y, por tanto, habituales en las aguas costeras del País Vasco. En el entorno del emisario las ocasionales y moderadas floraciones detectadas hasta ahora (del orden de 10^6 células L^{-1}) no han estado acompañadas de daños en los ecosistemas.

En cuanto al fitoplancton potencialmente tóxico, en 2022 en el medio receptor del vertido puede 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).

Por último, la concentración de clorofila (que sirve como aproximación a la biomasa fitoplanctónica) puede considerarse baja en el entorno del emisario de Gorliz, 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 2022 quedó clasificado como 'Muy bueno' en base a la clorofila "a". Hay que indicar que en años recientes las concentraciones de clorofila han disminuido, al igual que la abundancia celular, especialmente en la campaña de primavera. Estos cambios, así como la disminución de algunos nutrientes y el aumento de la transparencia, se perciben de forma general en la costa de Bizkaia.

Todo lo anterior lleva a concluir que no existe riesgo de eutrofización en el entorno del emisario de Gorliz, lo cual es coherente con la 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 2022 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 2022 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 2022, 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 2022, al igual que desde 2016, se ha observado una elevada presencia del crustáceo ermitaño *Diogenes pugilator* (redescrito en 2022 como *Diogenes curvimanus*) en todas las estaciones de muestreo.

En cuanto a los resultados del índice AMBI en 2022, estos indicaron que tres estaciones presentaban “Alteración Nula” y las dos restantes “Alteración Ligera”. Además, destacó la baja presencia de especies oportunistas, apareciendo en solo cuatro 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 2022 se encontraban en estado ‘Bueno’ (tres estaciones) y ‘Muy Bueno’ (dos 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.

Por último, los resultados del estudio de las comunidades bentónicas de sustrato duro reflejan que la puesta en marcha de ambas fases de la EDAR de Gorliz a lo largo de la década del 2000 (tratamientos fisicoquímico y Biofor) tuvo una repercusión positiva en la estructura y diversidad de las comunidades bentónicas de la bahía.

Tras el cese del emisario en 2013 los cambios positivos se han dado principalmente en la vegetación intermareal, destacando: (1) la sustitución de numerosas especies nitrófilas por otras de ambientes menos ricos en nutrientes; y (2) el aumento de algas de morfología compleja.

En 2022 destaca como dato altamente positivo los ejemplares observados de *Ericaria selaginoides* en la zona de Isla Pobre. Por el contrario, la fauna intermareal experimenta desde 2013 un retroceso en la abundancia de las principales especies que habitan en este nivel de marea. Como resultado, la fauna intermareal presenta coberturas moderadamente inferiores a lo esperado en tramos de costa no alterados por la contaminación (Bustamante *et al.*, 2010).

Tras el cese del emisario, la vegetación submareal mostró inicialmente en 2013 una respuesta positiva generalizada, con el desarrollo de extensas praderas de *Gelidium corneum* en los fondos someros. Sin embargo, en 2016 y 2019 su población y la de otras especies de algas de morfología compleja disminuyeron en la bahía.

En el año 2022, *Gelidium corneum* se ha recuperado parcialmente en Playa Muriola e Isla Pobre, y otras especies perennes de morfología compleja han aumentado. En el periodo 2013–2019 se registró un descenso generalizado en la abundancia animal, especialmente de invertebrados asociados a la comunidad de *Gelidium* (*Electra pilosa*, *Rocellaria dubia* o *Turbicellepora magnicostata*). En 2022, la fauna se ha recuperado parcialmente en Playa Muriola e Isla Pobre; sin embargo, en Errotatxu la comunidad de invertebrados continúa muy empobrecida.

Conviene señalar que la recuperación de grandes macrófitos y su fauna asociada no ha alcanzado su máximo desarrollo. Las moderadas coberturas de *Gelidium corneum*, la ausencia de *Gongolaria baccata* (anteriormente *Cystoseira baccata*) en la zona submareal, y la ausencia de poblaciones extensas de *Ericaria selaginoides* (anteriormente *Cystoseira tamariscifolia*) en la zona intermareal son reflejo de que el proceso de recuperación no ha concluido. La presencia de grandes macrófitos en el ecosistema es clave para la recuperación de las comunidades ya que, entre otras funciones ecológicas, modifica las condiciones medioambientales locales y proporciona un hábitat tridimensional que puede dar cobijo a una gran variedad de organismos.

En cuanto a la normativa que establece la DMA, los índices de evaluación (CFR y RICQI) reflejan que la mejora del sistema de saneamiento a lo largo de los años ha tenido un efecto positivo sobre el bentos de sustrato duro. En la campaña de 2022 predominan las calificaciones de 'Muy bueno' y 'Bueno'.

Hay un caso que resulta 'Moderado' en 2022: la flora intermareal en Isla Pobre (según CFR), donde a la vez el estado resulta 'Muy Bueno' para la flora y fauna en conjunto (según RICQI). La clasificación del estado en este caso, según juicio de experto, sería 'Bueno'. Ello queda justificado por la elevada cobertura de algas de morfología compleja, la presencia de especies bioindicadoras de aguas poco alteradas, y las elevadas riqueza y densidad de especies. Con ello, puede concluirse que las comunidades bentónicas de sustrato duro cumplen en 2022 con el objetivo de la DMA en la zona receptora del vertido del emisario de Gorliz.

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 de invertebrados de los sedimentos, así como las comunidades de flora y fauna de sustrato duro, con mínimas excepciones según diferentes índices, han cumplido el objetivo de la DMA (alcanzar al menos el Buen estado).

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
2019	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	B	B	B	MB	MB	MB
2020	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	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
2022	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	B	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB

PCQI: “Physico-Chemical Quality Index”

(*) Clasificación según los límites que figuran en el Plan Hidrológico 2022-2027. 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	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2022	MB	MB	MB	MB	B	B	MB	B	MB	MB	B	MB	Mo	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.

10. 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 2000/60/CE en 2022. 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, solo se observó enriquecimiento orgánico en una estación de las cinco muestreadas, la más cercana al emisario (a menos de 50 m). Sin embargo, según el índice M-AMBI, en todas las estaciones las comunidades de macroinvertebrados que habitan los sedimentos mostraron en 2022 un estado 'Bueno' o 'Muy Bueno'. Por lo tanto, se concluye que el vertido no provocó en 2022 un impacto relevante sobre las comunidades bentónicas de sustrato blando.

En cuanto a las comunidades bentónicas de sustrato rocoso, en la campaña 2022 su estado se clasificó como 'Bueno' o 'Muy Bueno', aplicando el índice que evalúa la flora y fauna (RICQI), y en la mayoría de los casos también con el índice que evalúa solo la flora (CFR). Los estudios llevados a cabo desde 1997 reflejan que las sucesivas mejoras del sistema de saneamiento han tenido un efecto positivo sobre la flora y fauna de la bahía de Plentzia, y que actualmente se cumple con lo establecido por la DMA.

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 y de sustrato duro) 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.

11. 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, 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.
- BOE, 2023. Real Decreto 35/2023, de 24 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.* 35, pp. 19510-19664.
- 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.J. Belzunce, M.C. Uyarra, A. Fontán, J. Franco, J.M. Garmendia, A. Lanzén, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, S. Pouso, 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, 384 pp.
- Borja Á., J. Bald, M.J. Belzunce, M.C. Uyarra, A. Fontán, J. Franco, J.M. Garmendia, A. Lanzén, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, S. Pouso, 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, 2023. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2022. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, en preparación.

- Bustamante M., F.J. Tajadura-Martín, J.I. Saiz-Salinas, 2010. Temporal and spatial variability on rocky intertidal macrofaunal assemblages affected by an oil spill. *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom*, 90: 1305-1315.
- Bustamante M., S. Bevilacqua, J. Tajadura, A. Terlizzi, J.I. Saiz-Salinas, 2012. Detecting human mitigation intervention: Effects of sewage treatment upgrade on rocky macrofaunal assemblages. *Marine Environmental Research*, 80: 27-37.
- Bustamante M., J. Tajadura, J.M. Gorostiaga, J.I. Saiz-Salinas, 2014. Response of rocky invertebrate diversity, structure and function to the vertical layering of vegetation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 147: 148-155.
- Bustamante M., J. Tajadura, I.M. Díez, J.I. Saiz-Salinas, 2017. The potential role of habitat-forming seaweeds in modeling benthic ecosystem properties. *Journal of Sea Research*, 130: 123-133.
- CHC (Confederación Hidrográfica del Cantábrico) y 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/>
- 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 *Dispio* 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.
- Díez I., Santolaria A., Muguerza N., Gorostiaga J.M., 2013. Measuring restoration in intertidal macrophyte assemblages following sewage treatment upgrade. *Mar. Environ. Res.* 84: 31-42.
- 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.
- Guinda X., Juanes J. A., Puente Araceli. 2014. The Quality of Rocky Bottoms index (CFR): A validated method for the assessment of macroalgae according to the European Water Framework Directive, *Marine Environmental Research*, 102: 3-10.
- 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. *Biochimie 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. Uhartasun-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.
- Muguerza N., M. Bustamante, I. Díez, E. Quintano, F.J. Tajadura, J.I. Saiz-Salinas, J.M. Gorostiaga, 2020. Long-term surveys reveal abrupt canopy loss with immediate changes in diversity and functional traits. *Marine Biology*, 167: 166-175.
- 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. Saiz, 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. Rodriguez-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. Sagarmínaga, 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 Gorliz- 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 Gorliz- 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 Gorliz- 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 Gorliz. Año 2019. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 163 pp.
- 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 Gorliz. Año 2021. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 131 pp.
- Sales, M., Cebrian, E., Tomas, F., Ballesteros, E., 2011. Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92, 347-357.
- 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.

12. ANEXOS

12.1 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

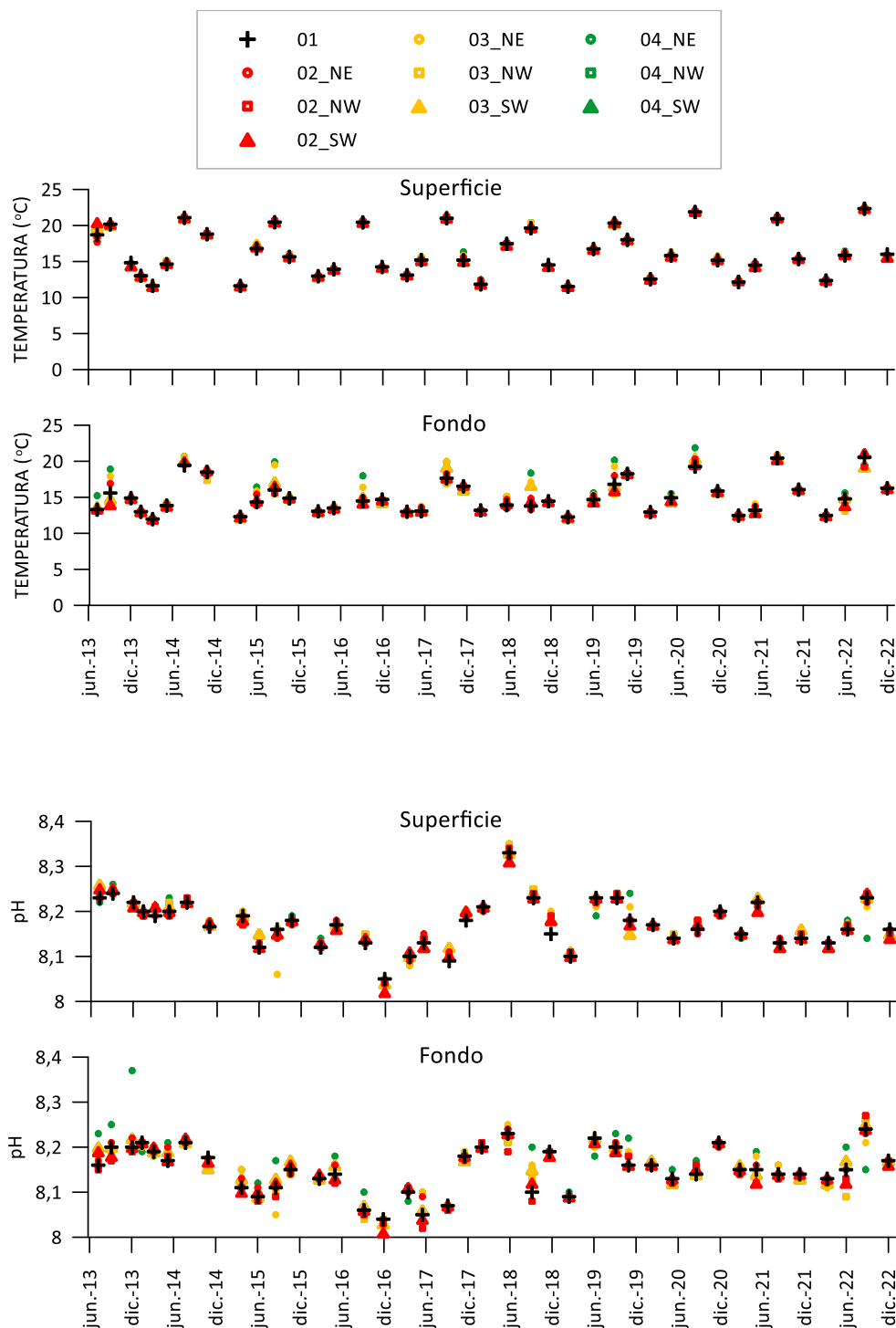


Figura 12.1. Evolución temporal de la temperatura y el pH en el medio receptor del vertido del emisorio de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

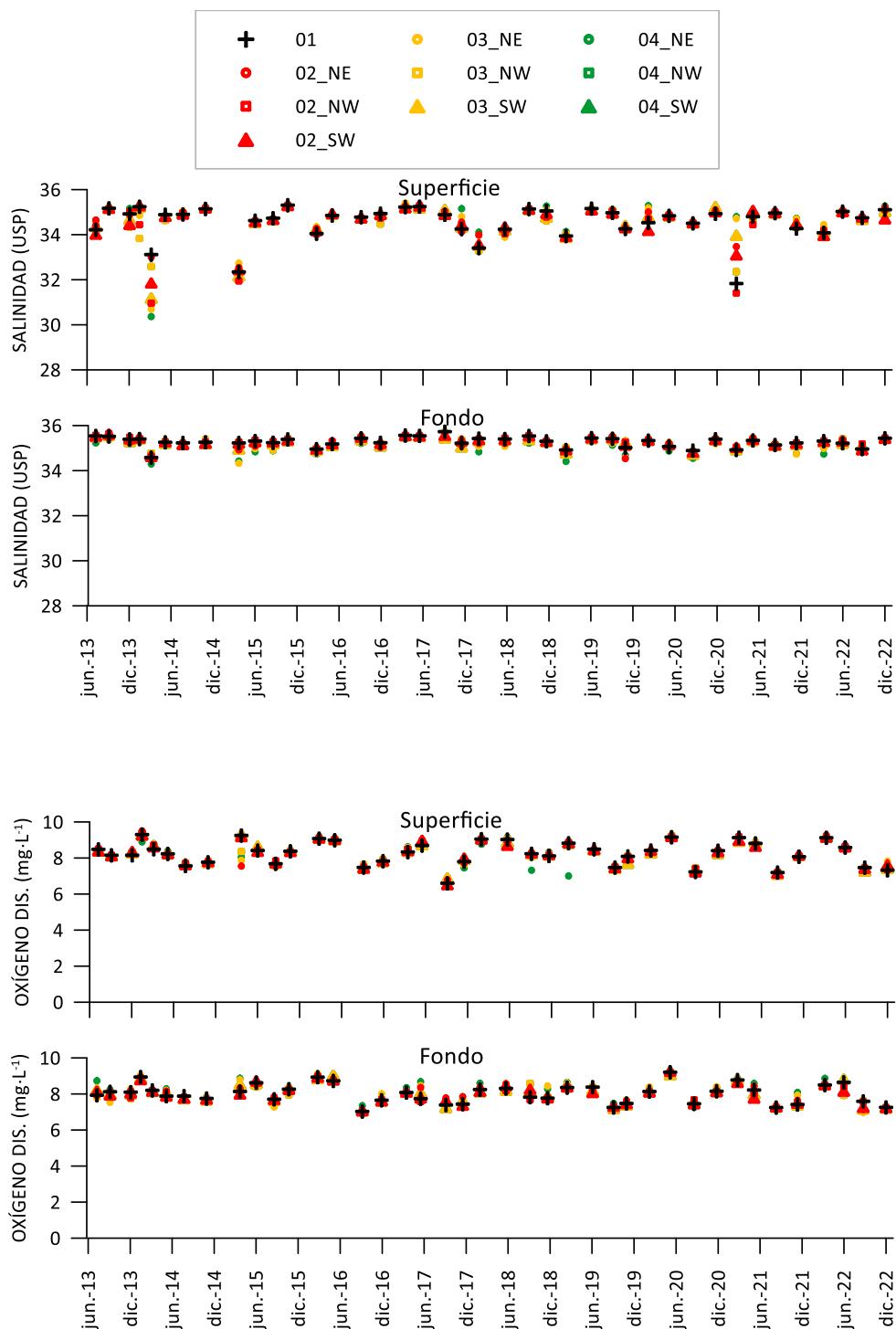


Figura 12.2. Evolución temporal de la salinidad y de la concentración de oxígeno disuelto en el medio receptor del vertido del emisario de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

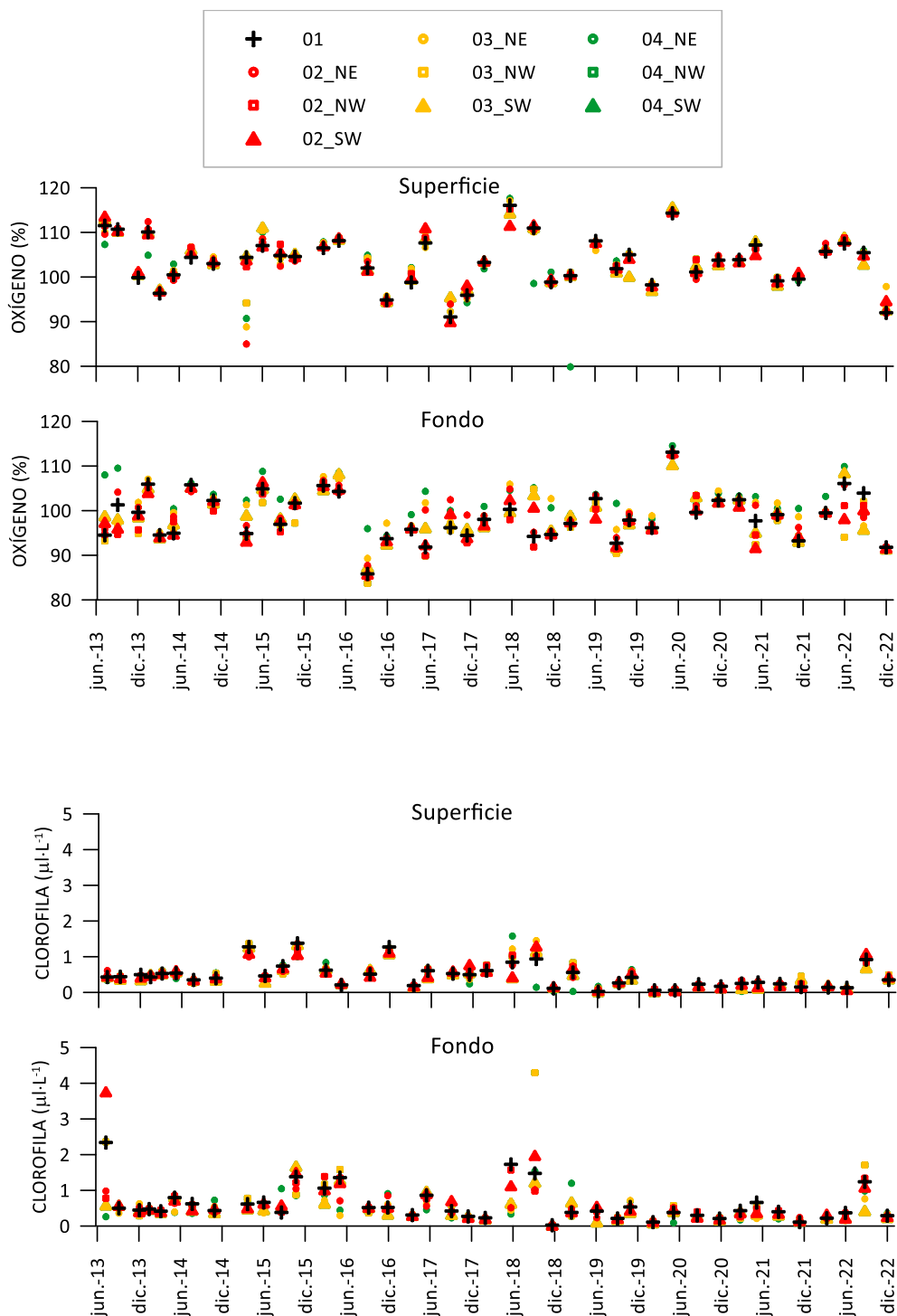


Figura 12.3. Evolución temporal de la saturación de oxígeno y de la concentración de clorofila “a” en el medio receptor del vertido del emisario de Gorniz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

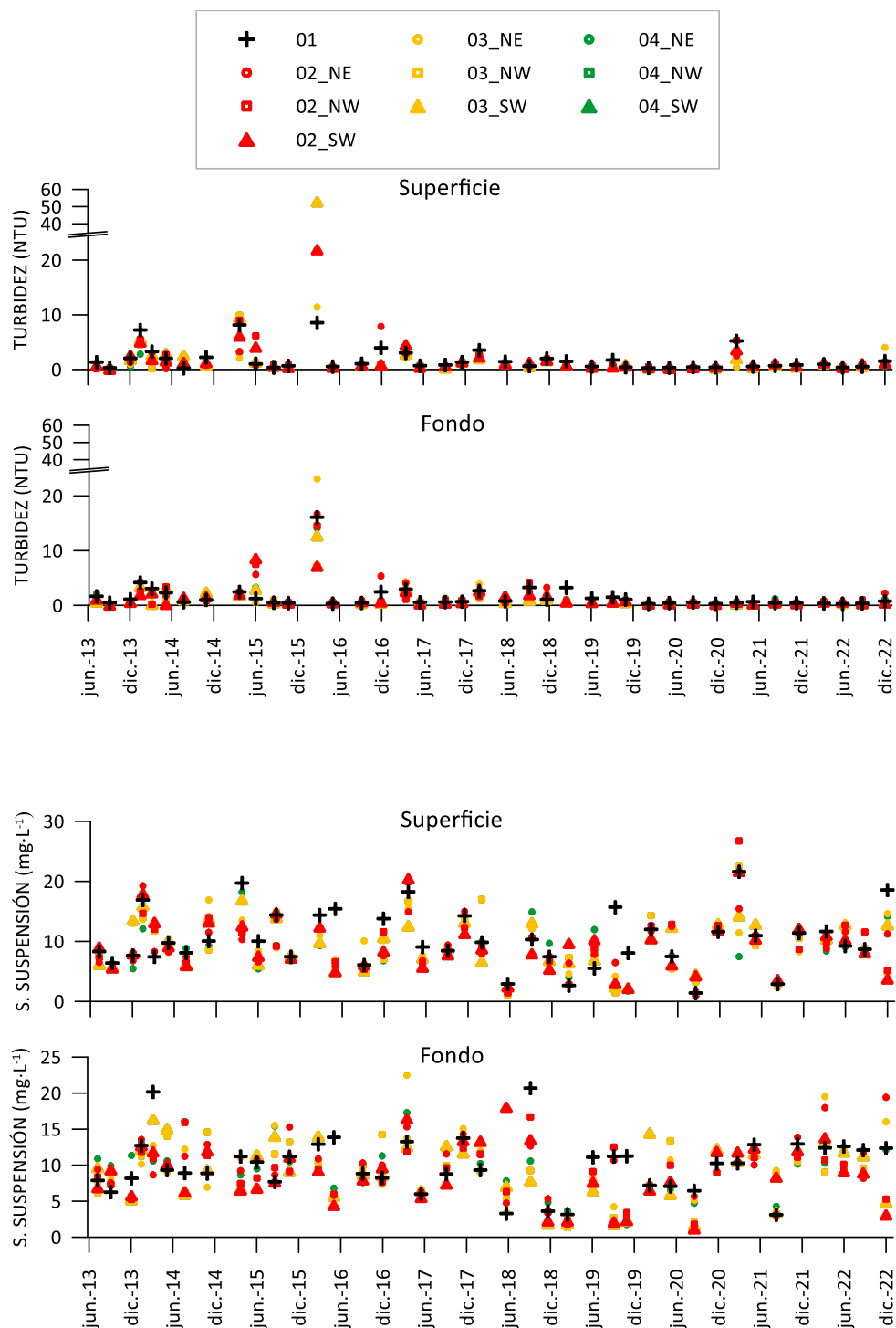


Figura 12.4. Evolución temporal de la turbidez y de la concentración de sólidos en suspensión en el medio receptor del vertido del emisario de Gorniz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

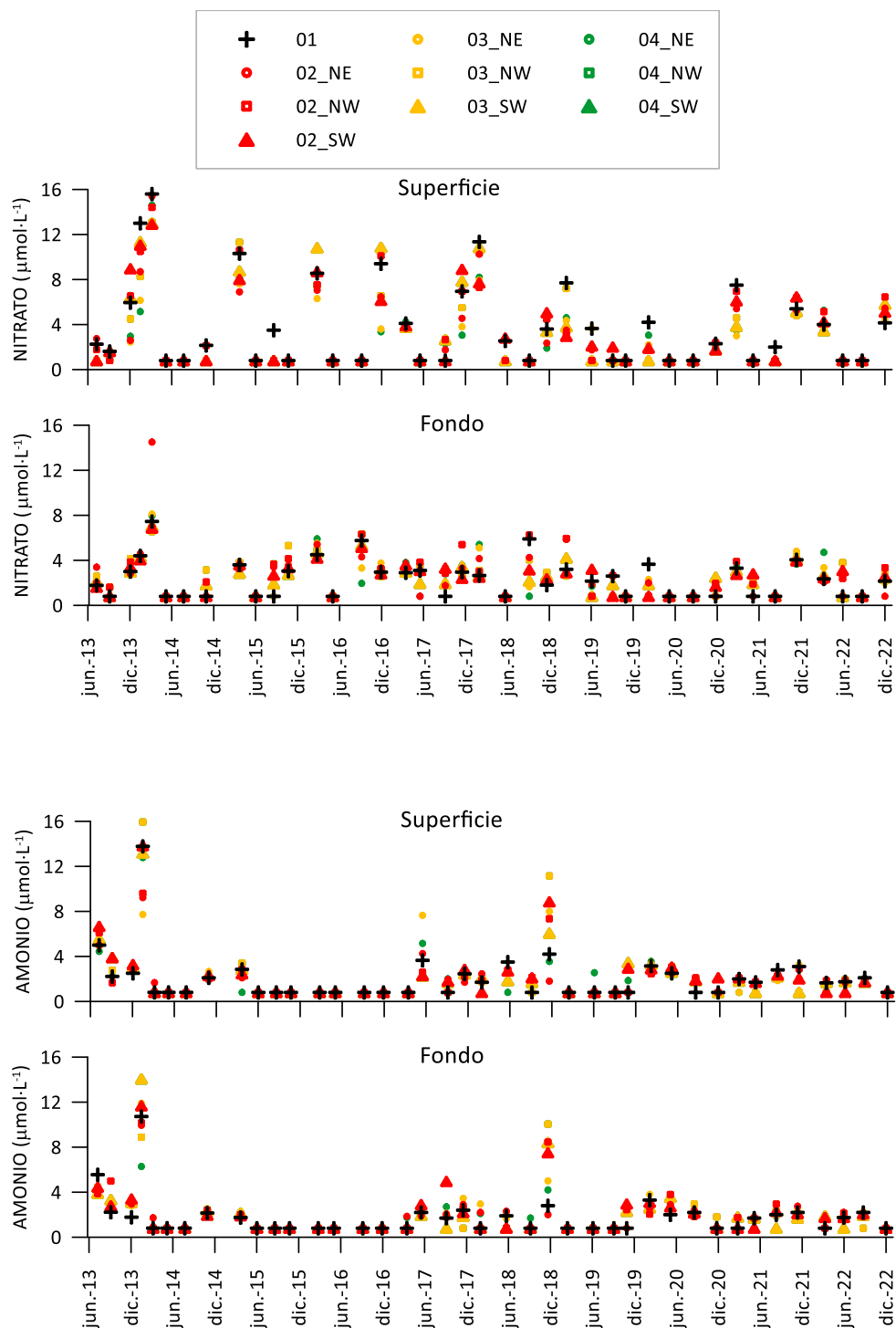


Figura 12.5. Evolución temporal de la concentración de nitrato y de amonio en el medio receptor del vertido del emisario de Gorniz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

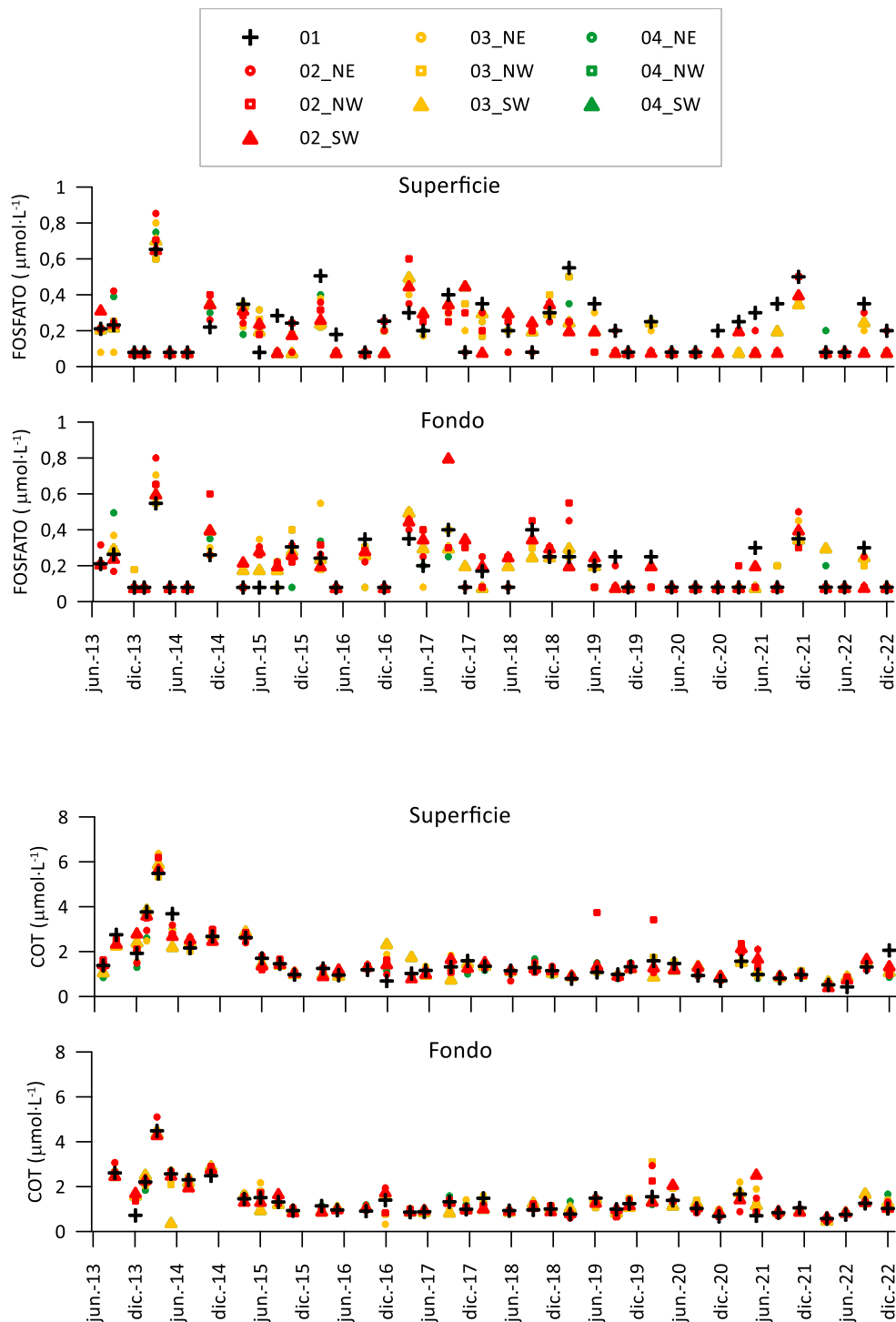


Figura 12.6. Evolución temporal de la concentración de fosfato y de carbono orgánico total en el medio receptor del vertido del emisario de Gorliz, para cada estación de muestreo, en superficie y en fondo. Los símbolos representan la distancia al vertido: 0 m (+); 200 m (rojos); 500 m (naranjas); 1000 m (verdes).

12.2 Comunidades del fitoplancton

Tabla 12.1. 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	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22
CHLORO.	Prasinophyceae	<i>Pyramimonas</i> sp.	1.062	2.124	6.372	1.062
	Chlorodendrophyceae	<i>Tetraselmis</i> sp.			8.496	
	Ulvophyceae	<i>Oltmannsiellopsis</i> sp.	1.062			
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Biddulphia alternans</i>				20
		CENTRALES <=10 µm				531
		CENTRALES 10-20 µm	20			
		<i>Cerataulina pelagica</i>		20	5.310	
		<i>Chaetoceros affinis</i>			60	
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>			7.434	
		<i>Chaetoceros danicus</i>	40			
		<i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i>			1.040	
		<i>Chaetoceros</i> sp. (unicelular)	1.062	1.062		
		<i>Chaetoceros (Hyalochaete)</i> spp.			11.151	40
		<i>Corethron criophilum</i>	20			
		<i>Dactyliosolen blavyanus</i>			20	
		<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>			531	
		<i>Guinardia delicatula</i>	120	380		
		<i>Guinardia flaccida</i>			80	
		<i>Haslea wawrikan</i>				20
		<i>Lauderia annulata</i>	60		240	
		<i>Leptocylindrus convexus</i>		260	15.399	
		<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>		60		
		<i>Leptocylindrus minimus</i>			400	
		<i>Licmophora</i> sp.			60	
		<i>Lithodesmium undulatum</i>			22.302	20
		<i>Melosira varians</i>	20			
		<i>Minutocellus polymorphus</i>			4.248	
		<i>Nitzschia longissima</i>	40	420	2.655	200
		PENNALES <=10 µm				2.655
		PENNALES 10-50 µm	2.124	2.124		4.248
PENNALES >50 µm				100		
<i>Pleurosigma</i> sp.				20		
<i>Proboscia alata</i>		20				
<i>Proboscia indica</i>				20		

Tabla 12.1 (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. BACILL.: Bacillariophyta; OCHRO.: Ochrophyta; CRYPTO.: Cryptophyta; DINO.: Dinophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i>			90.801	20
		<i>Pseudo-nitzschia multistriata</i>			4.248	80
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm	80	220	180	
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm		140	2.124	80
		<i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>setigera</i>			15.399	120
		<i>Rhizosolenia</i> spp.	220	60		20
		<i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm		6.109	95.049	
		<i>Thalassionema</i> sp.		20	520	60
		<i>Thalassionema nitzschioides</i>				20
		<i>Thalassiosira</i> sp. (cadena 10-20 µm)			12.744	
		<i>Thalassiothrix longissima</i>		100		
OCHRO.	Dictyochophyceae	<i>Dictyocha fibula</i>	20			
		<i>Octactis speculum</i>	160	20		
CRYPTO.	Cryptophyceae	CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm	7.434			
		CRYPTOPHYCOPHYTA <5 µm	6.372			
		<i>Plagioselmis</i> spp.	8.496	23.364	55.224	13.806
		<i>Teleaulax amphioxeia</i>	1.062			
		<i>Teleaulax minuta</i>				2.655
		<i>Teleaulax</i> spp.	2.124	2.124	2.124	1.593
DINO.	Dinophyceae	cf. <i>Azadinium</i> spp.			4.248	
		<i>Blixaea quinquecornis</i>		20		
		<i>Corythodinium tessellatum</i>				20
		<i>Gonyaulax spinifera</i>				20
		GYMNODINIALES <=20 µm	3.186	4.248		4.779
		<i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i>		2.124		1.062
		<i>Gyrodinium</i> sp. <=20 µm				16.992
		<i>Gyrodinium</i> sp. >50 µm		60	120	
		<i>Heterocapsa</i> sp.	1.062		14.868	
		<i>Heterocapsa</i> cf. <i>minima</i>		5.310	2.124	
		<i>Karenia</i> sp.		300	20	
		<i>Katodinium</i> sp.	40		140	
		<i>Lessardia elongata</i>		20	60	
		<i>Mesoporus perforatus</i>		100	140	
		<i>Noctiluca scintillans</i>		20		
		<i>Oxytoxum gracile</i>				20
		<i>Oxytoxum laticeps</i>				40
		<i>Palaeophalacroma uncinatum</i>				20
		<i>Phalacroma rotundatum</i>				20

Tabla 12.1 (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. DINO.: Dinophyta; EUGLEN.: Euglenophyta; HAPTO.: Haptophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22
DINO.	Dinophyceae	<i>Podolampas palmipes</i>			20	
		<i>Pronoctiluca spinifera</i>		60		
		<i>Prorocentrum</i> sp.		20		
		<i>Prorocentrum compressum</i>				40
		<i>Prorocentrum cordatum</i>				4.248
		<i>Prorocentrum dentatum</i>			20	
		<i>Prorocentrum micans</i>			60	40
		<i>Protoceratium reticulatum</i>				20
		<i>Protoperidinium</i> sp.			20	40
		<i>Scrippsiella</i> group		120		
		<i>Spatulodinium pseudonoclitluca</i>			20	
		<i>Torodinium</i> sp.		20		180
		<i>Tripos furca</i>				40
		<i>Tripos horridus</i>			20	
EUGLEN.	Euglenophyceae	<i>Eutreptiella</i> spp.	160			
HAPTO.	Prymnesiophyceae	<i>Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis</i>	16.992	123.192	33.984	531
		<i>Chrysochromulina lanceolata</i>			80	
OTROS	Autótrofos y heter.	Formas sin identificar (<=10 µm)	3.186	89.208	67.968	2.124
	Ciliados autótrofos	<i>Mesodinium rubrum</i> complex	80	40		
	Nano. heterótrofos	<i>Leucocryptos</i> sp.		2.124	4.248	531
		<i>Telonema</i> sp.			20	

Tabla 12.2. 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.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22	
CHLORO.	Pyramimonadophyceae	<i>Pyramimonas</i> sp.			2.124	3.186	
	Chlorodendrophyceae	<i>Tetraselmis</i> sp.			14.868		
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Asterionella formosa</i>	140				
		<i>Bellerochea malleus</i>			240	40	
		CENTRALES <=10 µm			2.124	531	
		CENTRALES 10-20 µm			4.248		
		<i>Cerataulina pelagica</i>			60	2.124	
		<i>Chaetoceros affinis</i>				80	
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>				1.593	
		<i>Chaetoceros danicus</i>		40			
		<i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i>				1.920	
		<i>Chaetoceros similis</i>		20			
		<i>Chaetoceros (Hyalochaete) spp.</i>				14.337	
		<i>Dactyliosolen blavyanus</i>				20	
		<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>				2.124	
		<i>Ditylum brightwellii</i>		20			
		<i>Guinardia delicatula</i>		100	240		
		<i>Hemiaulus hauckii</i>				20	
		<i>Lauderia annulata</i>		40		40	
		<i>Leptocylindrus convexus</i>			220	13.806	
		<i>Licmophora</i> sp.		20			
		<i>Lithodesmium undulatum</i>				15.399	
		<i>Melosira varians</i>		20			
		<i>Minutocellus polymorphus</i>				2.124	
		<i>Nitzschia longissima</i>		80	160	1.593	180
		PENNALES <=10 µm				6.372	2.655
		PENNALES 10-50 µm			3.540		1.062
		PENNALES >50 µm					40
		<i>Pleurosigma</i> sp.					20
		<i>Proboscia alata</i>				60	20
<i>Proboscia indica</i>				40			
<i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i>				100.890	20		
<i>Pseudo-nitzschia multistriata</i>				5.310			
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm		20	140	1.062			
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm				80	2.655	40	

Tabla 12.2 (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. BACILL.: Bacillariophyta; OCHRO.: Ochrophyta; CRYPTO.: Cryptophyta; DINO.: Dinophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>setigera</i>			10.620	60
		<i>Rhizosolenia</i> spp.	260	20		
		<i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm		39.294	98.766	
		<i>Thalassionema</i> sp.			760	20
		<i>Thalassiosira</i> sp. (cadena 10-20 µm)			80	
		<i>Thalassiothrix longissima</i>			80	
		<i>Trieres mobiliensis</i>				20
		<i>Trieres regia</i>				20
OCHRO.	Dictyochophyceae	<i>Apedinella radians</i>			2.124	
		<i>Dictyocha fibula</i>	20			
		<i>Octactis speculum</i>	180			
		Pedinellales	708		2.124	
CRYPTO.	Cryptophyceae	CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm	7.080	1.062		1.062
		CRYPTOPHYCOPHYTA <5 µm	5.664		4.248	
		<i>Plagioselmis</i> spp.	9.204	6.372	93.456	14.337
		<i>Teleaulax amphioxeia</i>	708			
		<i>Teleaulax gracilis</i>	708		4.248	
		<i>Teleaulax minuta</i>				3.186
DINO.	Dinophyceae	<i>Alexandrium</i> sp.		40	20	
		<i>Alexandrium minutum</i>			20	
		<i>Amphidinium crassum</i>			20	
		<i>Dinophysis acuminata</i>			60	
		<i>Gonyaulax</i> sp.				20
		GYMNODINIALES <=20 µm	4.956	7.434	31.860	3.186
		GYMNODINIALES >20 µm				40
		<i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i>			2.124	
		<i>Gyrodinium</i> sp. >50 µm			40	120
		<i>Heterocapsa</i> sp.				27.612
		<i>Heterocapsa</i> cf. <i>minima</i>			25.488	4.248
		<i>Karenia</i> sp.			100	
		<i>Katodinium</i> sp.	20			160
		<i>Lessardia elongata</i>			40	
		<i>Lingulodinium polyedra</i>				40
		<i>Mesoporos perforatus</i>			200	120
<i>Noctiluca scintillans</i>			20			
<i>Ostreopsis</i> spp. (<i>siamensis/ovata</i>)				20		

Tabla 12.2 (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. DINO.: Dinophyta; EUGLEN.: Euglenophyta; HAPTO.: Haptophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22
DINO.	Dinophyceae	<i>Oxytoxum</i> sp.			20	
		<i>Oxytoxum caudatum</i>			20	
		<i>Oxytoxum gracile</i>			80	
		<i>Oxytoxum laticeps</i>			20	
		<i>Palaeophalacroma unicinctum</i>				20
		cf. <i>Pfiesteria</i>				531
		<i>Podolampas spinifera</i>				20
		<i>Pronoctiluca spinifera</i>			100	
		<i>Prorocentrum compressum</i>				20
		<i>Prorocentrum cordatum</i>	40			6.372
		<i>Prorocentrum dentatum</i>			40	
		<i>Prorocentrum micans</i>			180	80
		<i>Prorocentrum vaginulum</i>			20	
		<i>Protoperidinium divergens</i>			60	20
		<i>Protoperidinium steinii</i>				20
		<i>Protoperidinium</i> sp.			20	
		<i>Scrippsiella</i> group	140	40	40	
		<i>Spatulodinium pseudonoclituca</i>			20	
		DINOPHYCEAE (THECATA) <=20			1.062	
		<i>Torodinium</i> sp.			20	200
<i>Tripos furca</i>	20			120		
EUGLEN.	Euglenophyceae	<i>Eutreptiella</i> spp.	40			
HAPTO.	Prymnesiophyceae	<i>Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis</i>	7.788	63.720	59.472	2.655
		<i>Chrysochromulina lanceolata</i>			20	
OTROS	Autótrofos y heter.	Formas sin identificar (<=10 µm)	2.832	76.464	186.912	2.655
	Ciliados autótrofos	<i>Mesodinium rubrum</i> complex	40		1.062	
	Nano. heterótrofos	<i>Leucocryptos</i> sp.		1.062	6.372	531
		<i>Telonema</i> sp.			2.124	

Tabla 12.3. 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.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22	
CHLORO.	Pyramimonadophyceae	<i>Pyramimonas</i> sp.	708		46.728	2.655	
	Chlorodendrophyceae	<i>Tetraselmis</i> sp.		1.062	55.224		
	Ulvophyceae	<i>Oltmannsiellopsis</i> sp.	2.124				
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Bellerochea malleus</i>				200	
		CENTRALES <=10 µm				531	
		CENTRALES 10-20 µm				531	
		<i>Cerataulina pelagica</i>			40	5.841	
		<i>Chaetoceros affinis</i>				280	
		<i>Chaetoceros curvisetus</i>				3.186	
		<i>Chaetoceros decipiens/lorenzianus</i>				1.520	
		<i>Chaetoceros teres/lauderi</i>				20	
		<i>Chaetoceros (Hyalochaete) spp.</i>	40	40	18.054	60	
		<i>Dactyliosolen blavyanus</i>				20	
		<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>				1.062	40
		<i>Guinardia delicatula</i>	40	480			
		<i>Guinardia flaccida</i>		400			
		<i>Hemiaulus hauckii</i>				80	
		<i>Lauderia annulata</i>				420	
		<i>Leptocylindrus convexus</i>			360	17.523	
		<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>			100		
		<i>Leptocylindrus minimus</i>				380	
		<i>Licmophora</i> sp.				20	
		<i>Lithodesmium undulatum</i>				13.806	
		<i>Melosira varians</i>	40				
		<i>Nitzschia longissima</i>	20	180	3.186	120	
		<i>Odontella obtusa</i>					20
		<i>Paralia sulcata</i>	40				
		PENNALES <=10 µm				2.124	4.779
		PENNALES 10-50 µm		708	1.062	2.124	2.655
		PENNALES >50 µm		40			
		<i>Pleurosigma</i> sp.					20
		<i>Proboscia alata</i>				20	
<i>Proboscia indica</i>				20			

Tabla 12.3 (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. BACILL.: Bacillariophyta; OCHRO.: Ochrophyta; CRYPTO.: Cryptophyta; DINO.: Dinophyta.

Phylum	Clase/Familia	Taxón	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22	
BACILL.	Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i>			70.092	20	
		<i>Pseudo-nitzschia multistriata</i>			5.841		
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. >5 µm			200	200	
		<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. <5 µm			160	3.186	
		<i>Rhizosolenia setigera</i> f. <i>setigera</i>	20			33.453	120
		<i>Rhizosolenia</i> spp.	40	20		40	
		<i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm			18.354	62.127	
		<i>Thalassionema</i> sp.			20	780	20
		<i>Thalassionema nitzschioides</i>					80
		<i>Thalassiosira</i> sp. (cadena 10-20 µm)				9.027	
		<i>Thalassiothrix longissima</i>				20	
		<i>Trieres mobiliensis</i>					60
		OCHRO.	Chrysophyceae	<i>Dinobryon faculiferum</i>			2.124
Dictyochophyceae							
<i>Apedinella radians</i>	708						
<i>Dictyocha fibula</i>						20	
<i>Octactis speculum</i>	100						
		<i>Pedinellales</i>	708				
CRYPTO.	Cryptophyceae	CRYPTOPHYCOPHYTA 5-10 µm	7.788			3.186	
		<i>Plagioselmis</i> spp.	3.540	23.364	169.920	12.744	
		<i>Rhodomonas</i> sp.				1.062	
		<i>Teleaulax amphioxeia</i>	1.416			2.655	
		<i>Teleaulax gracilis</i>	708		4.248		
		<i>Teleaulax minuta</i>	708			1.062	
		<i>Teleaulax</i> spp.	2.124	1.062		1.593	
DINO.	Dinophyceae	<i>Alexandrium</i> sp.				40	
		<i>Amphidinium crassum</i>				20	
		cf. <i>Azadinium</i> spp.				2.124	
		<i>Blixaea quinquecornis</i>				20	
		<i>Coolia monotis</i>				20	
		<i>Corythodinium tessellatum</i>				20	
		<i>Dinophysis acuminata</i>			20		
		<i>Dinophysis fortii</i>			20		
		<i>Gonyaulax digitale</i>				20	
		GYMNODINIALES ≤20 µm	708	16.992	12.744	1.062	
		GYMNODINIALES >20 µm			40	40	
		<i>Gyrodinium</i> cf. <i>flagellare</i>		10.620			
		<i>Gyrodinium</i> sp. >50 µm			40	40	

Tabla 12.3 (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	MAR.-22	MAY.-22	AGO.-22	DIC.-22	
DINO.	Dinophyceae	<i>Heterocapsa</i> sp.			6.372	20	
		<i>Heterocapsa</i> cf. <i>minima</i>		25.488			
		<i>Karenia</i> sp.			140		
		<i>Katodinium</i> sp.	20			120	
		<i>Lessardia elongata</i>			40		
		<i>Mesoporus perforatus</i>			80	360	
		<i>Oxytoxum laticeps</i>				20	
		<i>Palaeophalacroma uncinatum</i>				20	
		<i>Phalacroma rotundatum</i>			40		
		<i>Podolampas palmipes</i>				40	
		<i>Podolampas spinifera</i>				20	
		<i>Pronoctiluca spinifera</i>			60		
		<i>Prorocentrum compressum</i>				20	20
		<i>Prorocentrum dentatum</i>				60	
		<i>Prorocentrum micans</i>			320	20	
		<i>Prorocentrum triestinum</i>				120	
		<i>Prorocentrum vaginulum</i>			20		
		<i>Protoceratium reticulatum</i>				20	
		<i>Protoperidinium bipes</i>				20	
		<i>Protoperidinium divergens</i>				60	
		<i>Protoperidinium steinii</i>				60	80
		<i>Protoperidinium</i> sp.					20
		<i>Scrippsiella</i> group		80		120	
		<i>Torodinium</i> sp.				20	160
		<i>Tripos furca</i>				20	
		<i>Tripos lineatus</i>				20	
EUGLEN.	Euglenophyceae	<i>Eutreptiella</i> spp.	100		1.593		
		<i>Rapaza viridis</i>			120		
HAPTO.	Prymnesiophyceae	<i>Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis</i>	7.788	70.092	38.232	1.593	
		<i>Chrysochromulina lanceolata</i>			280		
OTROS	Autótrofos y heter.	Formas sin identificar (<=10 µm)	3.540	25.488	46.728	3.186	
	Ciliados autótrofos	<i>Mesodinium rubrum</i> complex	40				
	Nano. heterótrofos	<i>Leucocryptos</i> sp.	1.416	2.124	4.248	531	
<i>Telonema</i> sp.				20			

12.3 Comunidades del bentos de sustrato blando

Tabla 12.4. 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 2022.

	a (n° ind)	b (n° ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM NEMERTEA			
Nemertea	3	1	20
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Capitella capitata</i>		1	5
<i>Glycera tridactyla</i>		2	10
<i>Magelona filiformis</i>	4		20
<i>Malacoceros vulgaris</i>	1	1	10
<i>Mediomastus fragilis</i>	2		10
<i>Nephtys cirrosa</i>	2	1	15
<i>Owenia fusiformis</i>	1		5
<i>Prionospio cristaventralis</i>	1		5
<i>Scoloplos typicus</i>	1		5
<i>Spiophanes convexus</i>	1		5
PHYLUM MOLLUSCA			
<i>Abra alba</i>	2		10
<i>Fabulina fabula</i>	14	19	165
<i>Spisula subtruncata</i>		1	5
<i>Tritia reticulata</i>		1	5
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Ampelisca cavicoxa</i>		1	5
<i>Autonoe spiniventris</i>		1	5
<i>Bathyporeia elegans</i>	3		15
<i>Centraloecetes kroyeranus</i>		1	5
Copepoda	1		5
<i>Cumopsis fagei</i>		6	30
<i>Diogenes curvimanus</i>	20	22	210
<i>Eocuma dollfusi</i>		1	5
<i>Hippomedon denticulatus</i>		1	5
Leptognathiidae		2	10
<i>Necallianassa truncata</i>	1		5
<i>Urothoe pulchella</i>	3	2	25
PHYLUM ECHINODERMATA			
<i>Ophiura ophiura</i>		1	5

Tabla 12.5. 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 2022.

	a (nº ind)	b (nº ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM CNIDARIA			
Anthozoa		1	5
PHYLUM NEMERTEA			
Nemertea	1		5
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Magelona filiformis</i>	1		5
<i>Polydora</i> sp.		1	5
PHYLUM MOLLUSCA			
<i>Fabulina fabula</i>	2	1	15
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Bathyporeia elegas</i>	1		5
<i>Bathyporeia nana</i>	1		5
<i>Bathyporeia pelágica</i>		2	10
Copepoda		1	5
<i>Cumopsis fagei</i>	2		10
<i>Diogenes curvimanus</i>	18	10	140
<i>Pontocrates arenarius</i>	1		5
<i>Sextonia longirostris</i>	3		15
<i>Urothoe pulchella</i>	6	1	35
PHYLUM ECHINODERMATA			
<i>Echinocyamus pusillus</i>	1		5

Tabla 12.6. 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 2022.

	a (n° ind)	b (n° ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Nephtys cirrosa</i>	1	2	15
<i>Spio martinensis</i>		1	5
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Bathyporeia elegans</i>	4		20
<i>Bathyporeia pelagica</i>		12	60
Copepoda	1	3	5
<i>Cumopsis fageii</i>	1		10
Decapoda (larva)	1	1	5
<i>Diogenes curvimanus</i>	14		115
<i>Eocuma dollfusi</i>		4	20
<i>Urothoe pulchella</i>		1	5

Tabla 12.7. 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 2022.

	a (nº ind)	b (nº ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM NEMERTEA			
Nemertea		1	5
PHYLUM NEMATODA			
Nematoda		2	10
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Glycera tridactyla</i>		1	5
<i>Magelona filiformis</i>	1		5
<i>Nephtys cirrosa</i>	4	1	25
<i>Onuphis eremita</i>	1		5
PHYLUM MOLLUSCA			
<i>Donax vittatus</i>		1	5
<i>Tritia reticulata</i>		1	5
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Ampelisca cavicoxa</i>	1	1	10
<i>Bathyporeia elegas</i>	4		20
<i>Bathyporeia nana</i>	4		20
<i>Bathyporeia pelágica</i>		1	5
<i>Centraloecetes kroyeranus</i>		1	5
<i>Cumopsis fagei</i>	4	2	30
<i>Diogenes curvimanus</i>	7	8	75
<i>Hippomedon denticulatus</i>	1		5
Leptognathiidae	1		5
<i>Necallianassa truncata</i>	1		5
<i>Pontocrates arenarius</i>	1		5
<i>Urothoe grimaldii</i>	1		5
<i>Urothoe pulchella</i>	3		15

Tabla 12.8. 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 2022.

	a (nº ind)	b (nº ind)	TOTAL (ind·m ⁻²)
PHYLUM NEMERTEA			
Nemertea	2	1	15
PHYLUM ANNELIDA			
<i>Nephtys cirrosa</i>	4	1	25
<i>Onuphis eremita</i>	1		5
<i>Spio martinensis</i>	1		5
PHYLUM MOLLUSCA			
<i>Macra stultorum</i>	1		5
PHYLUM ARTHROPODA			
<i>Bathyporeia elegans</i>	2	1	15
<i>Bathyporeia nana</i>	1		5
<i>Diogenes curvimanus</i>	8	4	60
<i>Eocuma dollfusi</i>	1		5
Leptognathiidae		2	10
<i>Necallianassa truncata</i>	1		5
<i>Pontocrates arenarius</i>	1		5
<i>Urothoe pulchella</i>	1		5

12.4 Comunidades bentónicas de sustrato duro

Tabla 12.9. Cobertura media en % (X), error estándar (SE) y frecuencia en % (n) del total de especies animales registradas en la zona intermareal.

Fauna	GOR_BD_MURIOLA			GOR_BD_ISLA POBRE			GOR_BD_ERROTATXU		
	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)
<i>Aaptos aaptos</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	-	-	-
<i>Anemonia viridis</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Apherusa jurinei</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	11,1
<i>Apophyale perieri</i>	-	-	-	0,2	0,1	44,4	0,1	0,1	11,1
<i>Beania magellanica</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	0,5	0,5	38,9
<i>Bittium reticulatum</i>	0,1	0,1	27,8	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Bunodactis rubripunctata</i>	-	-	-	0,1	0,1	5,6	-	-	-
<i>Caryophyllia smithii</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Chthamalus stellatus</i>	0,7	0,6	33,3	-	-	-	0,2	0,1	33,3
<i>Clathrina coriacea</i>	0,0	0,0	5,6	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	16,7
<i>Clibanarius erythropus</i>	0,4	0,1	66,7	0,1	0,1	22,2	-	-	-
<i>Cliona celata</i>	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Conopeum seurati</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,5	27,8
<i>Crisia eburnea</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Diodora graeca</i>	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Electra pilosa</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	0,2	0,1	33,3
<i>Eriphia verrucosa</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	16,7
<i>Steromphala umbilicalis</i>	0,2	0,1	38,9	0,2	0,1	38,9	0,0	0,0	5,6
<i>Haliclona oculata</i>	-	-	-	-	-	-	0,5	0,5	50,0
<i>Hymeniacidon sanguinea</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	33,3
<i>Janua heterostropha</i>	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	11,1	-	-	-
<i>Leiosolenus aristatus</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
Majidae indet.	-	-	-	0,1	0,1	22,2	-	-	-
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0,0	0,0	5,6	0,0	0,0	5,6	0,0	0,0	5,6
<i>Ocenebrina aciculata</i>	0,1	0,1	11,1	0,2	0,1	38,9	-	-	-
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	0,0	0,0	5,6	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Paracentrotus lividus</i>	-	-	-	1,1	1,3	11,1	1,9	1,9	16,7
<i>Patella ulyssiponensis</i>	0,2	0,1	27,8	0,3	0,5	16,7	0,8	0,6	50,0
<i>Pilumnus hirtellus</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Polyophthalmus pictus</i>	0,3	0,1	50,0	0,2	0,1	38,9	0,1	0,1	11,1
<i>Rocellaria dubia</i>	0,1	0,1	22,2	0,1	0,1	11,1	0,5	0,1	94,4
<i>Serpula concharum</i>	0,1	0,1	11,1	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	27,8
<i>Spirobranchus</i> spp.	0,3	0,1	55,6	0,0	0,0	5,6	0,4	0,1	72,2
<i>Styela plicata</i>	0,0	0,0	5,6	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Sycon ciliatum</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	22,2
<i>Tricolia pullus</i>	0,3	0,1	50,0	0,1	0,1	22,2	-	-	-
<i>Tritia incrassata</i>	-	-	-	0,3	0,1	55,6	-	-	-
<i>Turbicellepora magnicostata</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	22,2
Cobertura animal	2,9	0,7		3,5	1,4		6,7	2,0	
Media especies/inventario	4,6	0,7		4,2	0,4		6,6	1,0	
Rf	19			23			25		

Tabla 12.10 Cobertura media en % (X), error estándar (SE) y frecuencia en % (n) del total de especies de algas registradas en la zona intermareal.

Flora	GOR_BD_MURIOLA			GOR_BD_ISLA POBRE			GOR_BD_ERROTATXU		
	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	0,4	0,2	61,1	1,2	0,7	66,7	0,4	0,1	66,7
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	0,1	0,1	5,6	0,1	0,1	11,1	0,3	0,2	44,4
<i>Antithamnionella ternifolia</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	0,1	0,1	27,8
<i>Aphanocladia stichidiosa</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	11,1
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	-	-	-	0,2	0,1	22,2	-	-	-
<i>Asparagopsis armata</i>	-	-	-	-	-	-	0,8	1,0	27,8
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	21,8	7,6	88,9	0,1	0,1	5,6	-	-	-
<i>Bornetia secundiflora</i>	-	-	-	0,1	0,1	11,1	-	-	-
<i>Bryopsis pennata</i>	-	-	-	0,1	0,1	5,6	-	-	-
<i>Bryopsis plumosa</i>	0,1	0,1	22,2	-	-	-	0,4	0,5	22,2
<i>Calliblepharis jubata</i>	-	-	-	0,4	0,5	16,7	0,1	0,1	11,1
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	2,6	1,9	44,4	0,3	0,5	11,1	12,2	6,5	50,0
<i>Centroceras clavulatum</i>	2,7	1,6	55,6	0,8	0,6	38,9	-	-	-
<i>Ceramium botryocarpum</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	27,8
<i>Ceramium ciliatum</i>	0,3	0,2	44,4	3,1	3,3	50,0	-	-	-
<i>Ceramium echionotum</i>	1,2	1,1	33,3	1,6	1,0	88,9	1,7	1,3	55,6
<i>Chaetomorpha ligustica</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetomorpha linum</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Champia parvula</i>	-	-	-	0,1	0,1	27,8	-	-	-
<i>Chondracanthus acicularis</i>	3,9	1,9	77,8	0,5	0,5	27,8	7,8	3,0	88,9
<i>Chondracanthus teedei</i>	-	-	-	1,4	0,8	50,0	0,1	0,1	5,6
<i>Chondria coeruleascens</i>	-	-	-	-	-	-	2,4	1,7	77,8
<i>Cladophora coelothrix</i>	-	-	-	0,1	0,1	11,1	0,1	0,1	11,1
<i>Cladophora laetevirens</i>	0,5	0,1	72,2	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	11,1
<i>Cladophora lehmanniana</i>	1,3	1,1	50,0	0,3	0,1	44,4	0,2	0,1	33,3
<i>Cladophora prolifera</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	0,2	0,1	27,8
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0,6	0,7	11,1	1,1	1,0	44,4	-	-	-
<i>Codium adhaerens</i>	-	-	-	5,6	5,7	33,3	-	-	-
<i>Codium fragile</i>	0,1	0,1	5,6	0,6	0,5	44,4	0,5	0,5	27,8
<i>Colpomenia peregrina</i>	0,8	0,4	83,3	0,5	0,1	83,3	0,8	0,5	77,8
<i>Corallina officinalis</i>	0,3	0,5	11,1	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptopleura ramosa</i>	0,5	0,5	33,3	0,1	0,1	22,2	-	-	-
<i>Dasya rigidula</i>	0,0	0,0	5,6	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Derbesia tenuissima</i>	0,4	0,5	16,7	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	5,6
<i>Dictyota dichotoma</i>	0,1	0,1	16,7	0,6	0,2	72,2	0,0	0,0	5,6
<i>Dilophus sp.</i>	0,6	0,5	44,4	-	-	-	-	-	-
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	0,3	0,5	16,7	0,1	0,1	5,6	-	-	-
<i>Ellisolandia elongata</i>	49,2	12,7	100,0	8,8	2,8	94,4	55,0	8,5	100,0
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	1,2	0,9	100,0	0,5	0,5	44,4	0,3	0,2	50,0
<i>Gastroclonium ovatum</i>	-	-	-	0,1	0,1	22,2	-	-	-
<i>Gastroclonium reflexum</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	22,2
<i>Gayliella flaccida</i>	0,1	0,1	22,2	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	27,8
<i>Gelidium attenuatum</i>	3,1	2,1	61,1	8,1	4,0	61,1	6,0	5,2	50,0
<i>Gelidium corneum</i>	2,8	4,8	11,1	1,8	2,9	16,7	21,4	11,0	44,4
<i>Gelidium pulchellum</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	1,1	0,8	44,4

Tabla 12.10 (cont.) Cobertura media en % (X), error estándar (SE) y frecuencia en % (n) del total de especies de algas registradas en la zona intermareal.

Flora	GOR_BD_MURIOLA			GOR_BD_ISLA POBRE			GOR_BD_ERROTATXU		
	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)
<i>Gelidium spinosum</i>	0,9	0,8	22,2	0,3	0,2	38,9	0,8	0,6	44,4
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	0,0	0,0	5,6	-	-	-	0,3	0,5	16,7
<i>Halicystis parvula</i>	-	-	-	0,1	0,1	11,1	-	-	-
<i>Halopathys incurva</i>	-	-	-	0,1	0,1	5,6	-	-	-
<i>Halopteris filicina</i>	3,8	3,4	38,9	4,1	2,4	55,6	-	-	-
<i>Halopteris scoparia</i>	9,2	7,7	33,3	17,4	9,8	94,4	0,1	0,1	5,6
<i>Halurus equisetifolius</i>	0,1	0,1	11,1	0,2	0,2	27,8	0,7	1,0	22,2
<i>Herposiphonia tenella</i>	-	-	-	0,4	0,5	22,2	-	-	-
<i>Hildenbrandia rubra</i>	0,6	1,0	11,1	-	-	-	0,1	0,1	5,6
<i>Hypnea musciformis</i>	5,9	2,9	66,7	5,4	2,4	72,2	4,6	2,0	77,8
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	0,3	0,5	11,1	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Jania rubens</i>	0,1	0,1	5,6	1,0	0,6	72,2	0,4	0,5	33,3
<i>Laurencia obtusa</i>	4,9	3,1	55,6	0,9	0,8	22,2	0,1	0,1	11,1
<i>Leptosiphonia fibrata</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Lithophyllum incrustans</i>	3,0	2,2	61,1	2,4	2,0	50,0	2,2	1,4	61,1
<i>Lychaete pellucida</i>	0,0	0,0	5,6	-	-	-	0,2	0,1	33,3
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	4,4	2,2	66,7	18,9	11,3	55,6	15,6	4,2	100,0
<i>Nitophyllum punctatum</i>	-	-	-	0,5	0,5	33,3	0,0	0,0	5,6
<i>Osmundea pinnatifida</i>	1,8	1,4	33,3	0,1	0,1	5,6	0,7	0,7	27,8
<i>Peyssonnelia atropurpurea</i>	0,5	0,5	33,3	0,2	0,1	33,3	0,6	0,5	44,4
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	0,1	0,1	16,7	0,2	0,2	22,2	0,2	0,2	16,7
<i>Plocamium cartilagineum</i>	0,2	0,1	27,8	1,0	0,8	38,9	-	-	-
<i>Polysiphonia atlantica</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Pterosiphonia complanata</i>	1,1	1,0	55,6	5,6	2,6	50,0	5,9	4,4	50,0
<i>Ralfsia verrucosa</i>	0,3	0,2	33,3	0,3	0,2	50,0	0,2	0,1	27,8
<i>Saccorhiza polyschides</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	-	-	-
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	1,1	1,0	55,6	3,0	3,8	44,4	0,5	0,5	44,4
<i>Sphacelaria rigidula</i>	2,7	2,2	44,4	1,3	1,0	83,3	0,4	0,5	16,7
<i>Symphycloadia parasitica</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Taonia atomaria</i>	0,1	0,1	5,6	0,1	0,1	11,1	-	-	-
<i>Trailliella intricata</i>	1,9	2,9	44,4	1,3	1,1	50,0	0,2	0,1	44,4
<i>Ulva clathrata</i>	1,4	1,1	50,0	10,8	5,4	50,0	0,0	0,0	5,6
<i>Ulva compressa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ulva prolifera</i>	0,1	0,1	27,8	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	22,2
<i>Ulva pseudocurvata</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	-	-	-
<i>Ulva rigida</i>	0,7	0,5	72,2	1,2	0,7	61,1	4,3	1,7	83,3
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	1,8	1,2	44,4	1,1	0,8	44,4	0,1	0,1	11,1
<i>Xiphosiphonia ardreana</i>	-	-	-	0,8	0,6	38,9	-	-	-
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	-	-	-	0,1	0,1	11,1	-	-	-
<i>Zanardinia typus</i>	0,7	0,7	22,2	3,8	2,0	66,7	0,8	0,6	38,9
Cobertura algal	143,0	11,4		120,9	16,6		151,4	9,2	
Densidad de especies	21,3	1,8		23,5	2,9		19,2	1,4	
Riqueza específica	60			68			55		

Tabla 12.11. Cobertura media en % (X), error estándar (SE) y frecuencia en % (n) del total de especies animales registradas en la zona submareal.

Fauna	GOR_BD_MURIOLA			GOR_BD_ISLAPOBRE			GOR_BD_ERROTATXU		
	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)
<i>Aaptos aaptos</i>	0,2	0,1	27,8	0,2	0,1	38,9	0,1	0,1	11,1
<i>Actinothoe sphyrodeta</i>	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Aetea anguina</i>	0,1	0,1	16,7	0,8	0,6	50,0	0,6	0,5	50,0
<i>Aglaophenia pluma</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Aiptasia mutabilis</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	-	-	-
<i>Anchinoe ficticius</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	-	-	-
<i>Anemonia viridis</i>	2,0	1,4	33,3	-	-	-	-	-	-
<i>Aplysia punctata</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Beania magellanica</i>	2,3	1,7	38,9	0,1	0,1	11,1	-	-	-
<i>Bittium reticulatum</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	0,2	0,1	33,3
<i>Bowerbankia</i> sp.	0,7	0,5	50,0	0,3	0,2	44,4	0,6	0,5	44,4
<i>Calliostoma zizyphinum</i>	0,1	0,1	11,1	0,0	0,0	5,6	0,2	0,1	38,9
<i>Cereus pedunculatus</i>	0,0	0,0	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetopterus variopedatus</i>	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	38,9	0,0	0,0	5,6
<i>Clathrina coriacea</i>	1,0	0,8	38,9	0,3	0,2	50,0	0,3	0,2	33,3
<i>Cliona celata</i>	1,5	1,2	38,9	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7
<i>Conopeum seurati</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	27,8
<i>Cribilina punctata</i>	0,0	0,0	5,6	0,6	0,5	38,9	-	-	-
<i>Crisia eburnea</i>	0,3	0,1	44,4	0,5	0,5	44,4	0,5	0,5	33,3
<i>Dendrodoa grossularia</i>	0,1	0,1	22,2	0,2	0,1	33,3	-	-	-
<i>Diplosoma spongiforme</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	-	-	-
<i>Electra pilosa</i>	18,7	9,8	66,7	28,1	9,0	83,3	1,1	1,4	38,9
<i>Epitonium clathrus</i>	0,0	0,0	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Holothuria forskali</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	0,5	5,6
<i>Hypselodoris</i> sp.	0,0	0,0	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Jujubinus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Lissoclinum perforatum</i>	0,0	0,0	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Marthasterias glacialis</i>	-	-	-	0,6	1,0	5,6	-	-	-
<i>Obelia geniculata</i>	0,4	0,5	16,7	0,4	0,5	27,8	0,3	0,1	50,0
<i>Obelia</i> sp.	0,1	0,1	5,6	0,1	0,1	5,6	-	-	-
<i>Ophioderma longicaudum</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Orthopyxis integra</i>	0,4	0,2	38,9	0,2	0,1	38,9	0,1	0,1	22,2
<i>Periclimenes sagittifer</i>	0,0	0,0	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Polyopthalmus pictus</i>	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Protula tubularia</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Pycnogonida</i> indet.	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Rocellaria dubia</i>	0,5	0,1	94,4	0,8	0,4	94,4	0,5	0,1	83,3

Tabla 12.11 (cont.) Cobertura media en % (X), error estándar (SE) y frecuencia en % (n) del total de especies **animales** registradas en la **zona submareal**.

Fauna	GOR_BD_MURIOLA			GOR_BD_ISLAPOBRE			GOR_BD_ERROTATXU		
	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)
<i>Sabella spallanzanii</i>	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	5,6
Sabellidae indet.	0,1	0,1	16,7	3,7	2,1	100,0	-	-	-
<i>Salacia desmoides</i>	0,1	0,1	11,1	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Scrupocellaria reptans</i>	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7
<i>Serpula concharum</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Spirobranchus spp.</i>	0,1	0,1	22,2	0,3	0,1	61,1	0,0	0,0	5,6
<i>Styela plicata</i>	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	11,1	-	-	-
<i>Sycon ciliatum</i>	0,3	0,1	44,4	0,3	0,2	50,0	0,2	0,1	38,9
<i>Terebella lapidaria</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	11,1
<i>Tricolia pullus</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	11,1
<i>Tritia incrassata</i>	0,1	0,1	22,2	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7
<i>Turbicellepora magnicostata</i>	0,1	0,1	22,2	0,6	0,5	66,7	0,1	0,1	16,7
<i>Ventroma halecioides</i>	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	27,8	-	-	-
Cobertura animal	29,8	12,9		39,0	11,5		5,8	2,8	
Especies por inventario	8,3	2,0		10,2	1,7		6,3	1,4	
Riqueza específica	37			30			26		

Tabla 12.12. Cobertura media en % (X), error estándar (SE) y frecuencia en % (n) del total de especies de algas registradas en la zona **submareal**.

Flora	GOR_BD_MURIOLA			GOR_BD_ISLAPOBRE			GOR_BD_ERROTATXU		
	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	5,5	2,9	100,0	5,4	1,2	100,0	3,8	1,2	100,0
<i>Aglaothamnion cordatum</i>	5,9	3,3	50,0	0,5	0,5	27,8	3,1	1,6	50,0
<i>Aglaothamnion tenuissimum</i>	3,9	1,9	50,0	0,1	0,1	5,6	0,5	0,5	33,3
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	33,3
<i>Antithamnionella ternifolia</i>	0,2	0,1	27,8	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Aphanocladia stichidiosa</i>	0,3	0,5	11,1	-	-	-	2,1	1,2	44,4
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	0,3	0,2	38,9	0,2	0,2	27,8	0,4	0,5	33,3
<i>Asparagopsis armata</i>	1,1	0,8	44,4	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	11,1
<i>Bonnemaisonia asparagoides</i>	1,0	0,8	33,3	0,3	0,2	33,3	-	-	-
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	-	-	-	-	-	-	1,1	0,7	50,0
<i>Bornetia secundiflora</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	16,7
<i>Bryopsis plumosa</i>	0,1	0,1	22,2	0,1	0,1	11,1	0,3	0,2	27,8
<i>Calliblepharis ciliata</i>	0,9	0,8	27,8	0,1	0,1	11,1	2,7	1,8	50,0
<i>Ceramium ciliatum</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Ceramium echinotum</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	0,2	33,3
<i>Ceramium secundatum</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	11,1
<i>Champia parvula</i>	1,2	1,1	27,8	0,0	0,0	5,6	-	-	-
<i>Chondracanthus acicularis</i>	-	-	-	-	-	-	1,1	1,5	11,1
<i>Chondracanthus teedei</i>	4,4	4,6	44,4	0,6	1,0	11,1	1,1	1,4	33,3
<i>Chylocladia verticillata</i>	0,2	0,2	22,2	-	-	-	0,6	0,5	50,0
<i>Cladophora prolifera</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	0,2	0,2	16,7
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	-	-	-
<i>Codium fragile</i>	-	-	-	0,1	0,1	5,6	2,6	3,4	22,2
<i>Codium vermilara</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	0,5	5,6
<i>Colpomenia peregrina</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Corallina officinalis</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	1,1	1,1	16,7
<i>Crouania attenuata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptopleura ramosa</i>	3,8	2,3	50,0	8,4	2,0	94,4	1,9	1,2	50,0
<i>Dasya rigidula</i>	1,3	1,1	33,3	-	-	-	1,6	0,9	50,0
<i>Desmarestia ligulata</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	5,6
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	0,1	0,1	5,6
<i>Dictyota dichotoma</i>	1,3	0,8	44,4	19,5	4,2	94,4	4,4	1,5	88,9
<i>Dudresnaya verticillata</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Ellisolandia elongata</i>	15,1	11,7	55,6	3,5	2,1	61,1	3,6	2,6	61,1
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	1,0	1,0	27,8	-	-	-	1,2	0,6	83,3

Tabla 12.12 (cont.). Cobertura media en % (X), error estándar (SE) y frecuencia en % (n) del total de especies de algas registradas en la zona submareal.

Flora	GOR_BD_MURIOLA			GOR_BD_ISLAPOBRE			GOR_BD_ERROTATXU		
	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)	X (%)	SE	n (%)
<i>Gayliella flaccida</i>	0,4	0,5	22,2	0,1	0,1	22,2	0,1	0,1	16,7
<i>Gelidium corneum</i>	53,1	18,5	72,2	66,1	15,7	77,8	29,4	14,8	88,9
<i>Halicystis parvula</i>	-	-	-	0,0	0,0	5,6	0,1	0,1	27,8
<i>Halopithys incurva</i>	2,5	2,5	16,7	22,0	15,7	44,4	15,1	6,9	72,2
<i>Halopteris filicina</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	0,3	0,2	27,8
<i>Halurus equisetifolius</i>	0,2	0,2	16,7	1,8	1,2	44,4	0,4	0,5	16,7
<i>Heterosiphonia plumosa</i>	0,7	0,7	27,8	0,6	0,7	11,1	0,1	0,1	5,6
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	-	-	-	-	-	-	0,7	0,7	33,3
<i>Jania rubens</i>	1,0	0,8	33,3	3,8	3,1	50,0	0,1	0,1	16,7
<i>Lithophyllum incrustans</i>	0,7	0,7	22,2	3,6	1,8	66,7	2,9	1,4	55,6
<i>Lychaete pellucida</i>	0,5	0,5	44,4	0,4	0,2	55,6	1,1	0,6	72,2
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	56,9	6,6	100,0	46,4	4,9	100,0	44,2	5,5	100,0
<i>Microcladia glandulosa</i>	-	-	-	-	-	-	2,0	1,1	66,7
<i>Nitophyllum punctatum</i>	0,1	0,1	11,1	-	-	-	0,3	0,2	33,3
<i>Peyssonnelia atropurpurea</i>	2,2	1,2	66,7	0,3	0,2	33,3	1,3	1,0	66,7
<i>Peyssonnelia squamaria</i>	0,6	1,0	5,6	-	-	-	5,4	2,9	61,1
<i>Phyllariopsis brevipes</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Phyllophora crista</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	-	-	-
<i>Plocamium cartilagineum</i>	14,0	5,4	72,2	15,1	3,7	88,9	8,1	4,4	83,3
<i>Plocamium raphelisianum</i>	0,3	0,5	5,6	0,3	0,5	11,1	0,1	0,1	11,1
<i>Pterosiphonia complanata</i>	6,7	3,5	72,2	8,3	3,3	100,0	11,3	5,6	100,0
<i>Pterothamnion crispum</i>	0,1	0,1	11,1	0,1	0,1	11,1	-	-	-
<i>Rhodomenia pseudopalmata</i>	0,2	0,2	27,8	2,7	2,1	50,0	1,1	1,4	33,3
<i>Saccorhiza polyschides</i>	1,7	2,1	16,7	-	-	-	-	-	-
<i>Scinaia furcellata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphondylothamnion multifidum</i>	0,4	0,2	38,9	-	-	-	1,5	1,5	61,1
<i>Spirulina subsalsa</i>	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	5,6
<i>Symphyocladia parasitica</i>	-	-	-	0,5	0,5	33,3	-	-	-
<i>Taonia atomaria</i>	-	-	-	-	-	-	0,6	0,7	16,7
<i>Thuretella schousboei</i>	0,1	0,1	5,6	-	-	-	0,4	0,5	16,7
<i>Ulva pseudocurvata</i>	0,9	1,0	22,2	-	-	-	-	-	-
<i>Ulva rigida</i>	-	-	-	-	-	-	3,3	1,8	66,7
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	-	-	-	0,1	0,1	5,6	-	-	-
<i>Xiphosiphonia ardreaana</i>	0,9	1,0	16,7	1,3	1,3	33,3	1,1	0,8	38,9
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	0,5	5,6
<i>Zanardinia typus</i>	12,7	8,3	77,8	13,6	4,5	88,9	16,9	4,4	88,9
Cobertura algal	204,9	9,6		226,2	9,3		182,7	12,3	
Densidad de especies	15,8	2,7		14,7	1,4		23,1	3,2	
Riqueza específica	50			38			57		