



INFORME para



Autores:

Director del proyecto: **Dr. Endika Quintano Erraiz**

Dpto. Biología Vegetal y Ecología

Dr. Endika Quintano Erraiz
Dr. José María Gorostiaga Garai
Dra. Isabel Díez San Vicente
Dra. Nahiara Mugerza Latorre

Dpto. Zoología y Biología Celular Animal

Dr. José Ignacio Saiz Salinas
Dra. María Bustamante González
Dr. F. Javier Tajadura Martín

Bilbao, 31 de marzo de 2023

Si procede este documento deberá ser citado del siguiente modo:

Quintano E., Gorostiaga J.M., Díez I., Muguerza N., Saiz-Salinas J.I., Bustamante M., Tajadura F.J. 2023. Plan de Vigilancia Ambiental del medio receptor del vertido de la EDAR de Elantxobe (T.M. Elantxobe). Campaña 2022. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia/Bilbao Bizkaia Ur Patzuergoa. 55 pp.

ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	3
2. OBJETIVOS	5
3. COLUMNA DE AGUA	7
3.1. MATERIALES Y MÉTODOS	7
3.1.1. Situación de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	7
3.1.2. Métodos analíticos	8
3.1.2.1. Variables medidas <i>in situ</i>	8
3.1.2.2. Variables medidas en laboratorio	9
3.1.2.3. Variables derivadas	10
3.1.3. Metodología para la valoración de la calidad fisicoquímica del agua	11
3.2. RESULTADOS	12
3.2.1. Temperatura, pH y salinidad	12
3.2.2. Oxígeno disuelto	13
3.2.3. Condiciones ópticas	14
3.2.4. Turbidez	14
3.2.5. Sólidos en suspensión	15
3.2.6. Nutrientes inorgánicos disueltos	16
3.2.7. Estado de calidad fisicoquímica	17
3.3. DISCUSIÓN	18
4. COMUNIDADES BIOLÓGICAS	21
4.1. MATERIALES Y MÉTODOS	21
4.1.1. Red de vigilancia y estrategia de muestreo	21
4.1.2. Variables biológicas estudiadas	22
4.1.3. Tratamiento estadístico de los datos	23
4.1.4. Valoración del estado ecológico de las comunidades	23
4.2. MACROALGAS: RESULTADOS	24
4.2.1. Estación 1	24
4.2.2. Estación 2	25
4.2.3. Estación 3	25
4.2.4. Diferencias espaciales de la vegetación	25
4.2.4.1. Parámetros estructurales de la vegetación	25
4.2.4.2. Similitud florística entre las estaciones	27
4.2.5. Discusión	27
4.3. FAUNA: RESULTADOS	28
4.3.1. Estación 1	29
4.3.2. Estación 2	29
4.3.3. Estación 3	29
4.3.4. Diferencias espaciales de la fauna	30

4.3.4.1. Parámetros estructurales de la fauna	30
4.3.4.2. Similitud faunística entre las estaciones	31
4.3.5. Discusión	31
4.4. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS COMUNIDADES EN EL CONTEXTO DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA 2000/60/CE	33
5. DISCUSIÓN GENERAL	35
6. CONCLUSIONES	39
7. BIBLIOGRAFÍA	41
ANEXO	47
INVENTARIOS DE MACROALGAS	47
INVENTARIOS DE FAUNA	48
TABLAS DE COBERTURA	49
LISTA DE LOS TAXONES REGISTRADOS	51
ANEXO FOTOGRÁFICO	55

RESUMEN

La estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Elantxobe trata las aguas residuales del municipio y vierte su efluente en la zona externa del rompeolas. En la correspondiente Autorización de Vertido otorgada por la Agencia Vasca del Agua-URA se exige el seguimiento ambiental del impacto del vertido en el medio receptor. En este contexto en 2022 surgió un convenio de colaboración entre el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (CABB) y la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU) para la realización del estudio inicial del “Plan de vigilancia del medio receptor de la EDAR de Elantxobe (T.M. Elantxobe)”.

El presente informe da cuenta de los resultados obtenidos en la campaña realizada en 2022, cuyos principales objetivos fueron evaluar el impacto del efluente de la EDAR de Elantxobe (T.M. Elantxobe) en el medio receptor y realizar la evaluación del estado ecológico de las aguas (EcoQ) de acuerdo a la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (DMA).

Para alcanzar dichos objetivos se han considerado elementos de calidad fisicoquímicos y biológicos. Concretamente, se han medido y evaluado las condiciones fisicoquímicas generales de la columna de agua (temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto, transparencia del agua, turbidez, sólidos en suspensión, materia orgánica e inorgánica y nutrientes) y la composición y estructura de las comunidades de macroalgas e invertebrados de sustrato duro (especies indicadoras, riqueza, densidad y abundancia de especies, grupos tróficos de la fauna y grupos morfo-funcionales de algas).

La red de muestreo de la columna de agua abarca un total de 3 estaciones siguiendo un gradiente de distancia desde el punto de vertido. La recogida de muestras y la medición de variables “in situ” se realizaron en dos campañas de muestreo en el verano de 2022. La red de muestreo para el estudio de las comunidades biológicas se localiza en la zona externa del rompeolas y abarca un total de tres estaciones siguiendo un gradiente de distancia desde el punto de la descarga del efluente. La información biológica fue recogida en primavera de 2022.

Para evaluar el estado ecológico de las aguas (EcoQ) en 2022 de acuerdo a la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (DMA) se han utilizado indicadores de calidad del estado fisicoquímico de la columna de agua e indicadores de calidad biológicos (macroalgas e invertebrados de sustrato rocoso).

Los principales resultados y conclusiones del presente estudio se describen a continuación. Con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua, las variables oceanográficas generales de salinidad, pH y temperatura mostraron valores normales en el contexto de la zona de estudio y época del año. Las diferencias entre las estaciones de muestreo en cuanto a estas variables fueron mínimas, lo cual indica que la influencia del efluente fue muy similar entre ellas. Las condiciones de oxigenación fueron buenas en todas las estaciones y con valores dentro del rango para cumplir con el objetivo de calidad de ‘Muy Bueno’. El coeficiente de extinción fue similar entre campañas y entre estaciones, obteniendo valores siempre bajos, lo que indica unas condiciones de

transparencia del agua óptimas. Los valores de turbidez y de sólidos en suspensión de todas las muestras se encontraban dentro de los descritos para el objetivo de calidad 'Muy Bueno', salvo en el caso de la Estación EL_CA_EI en julio, que cumple con el objetivo de calidad 'Bueno'. Las condiciones ópticas de la columna de agua fueron buenas, indicando unas condiciones de transparencia del agua óptimas para la zona. Los valores más altos de turbidez y de sólidos en suspensión, se encontraron en todas las muestras por debajo de los niveles descritos para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno'. Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, las concentraciones de nitrato, amonio y fosfato en la columna de agua obtuvieron en el año 2022 valores dentro del rango para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno'. Finalmente, mediante la aplicación del índice PCQI, se concluye que el estado fisicoquímico en las estaciones de muestreo en 2022 fue 'Muy Bueno'. Todo lo anterior indica que el efecto del efluente de la EDAR de Elantxobe en las características fisicoquímicas de la columna de agua del medio receptor fue inapreciable.

En cuanto a las comunidades biológicas, los resultados indican que las comunidades intermareales de sustrato duro del entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe se caracterizaban por presentar una estructura en general similar a la de ambientes costeros muy expuestos al oleaje no alterados por presiones antropogénicas. La vegetación estaba dominada por el alga coralinácea *Ellisolandia elongata*, siendo la presencia de otras especies, tanto perennes como anuales, testimonial. El estrés ambiental natural que soportan las comunidades estudiadas es elevado, ya que se encuentran en un nivel intermareal relativamente alto y están muy expuestas al oleaje; conviene señalar que se encuentran en el exterior de un rompeolas. Además, el sustrato sobre el que se asientan no es natural; se trata de una plataforma de hormigón completamente plana que ha sido ligeramente erosionada desde su construcción y colonizada por las comunidades bentónicas. Por lo tanto, la superficie sobre la que se desarrolla la vegetación es bastante regular y carece de las oquedades y de los cambios de relieve que favorecen la diversidad. No obstante, se han registrado más de 30 especies en cada una de las tres estaciones de muestreo. Por otra parte, en los arrecifes rocosos naturales próximos al punto de descarga del efluente (donde fue imposible realizar el muestro), se visualizaron algas perennes de gran porte como *Bifurcaria bifurcata* formando poblaciones bien desarrolladas en las partes del arrecife más protegidas del oleaje. En cuanto a la fauna, el área de estudio presentaba valores de cobertura faunística moderadamente inferiores a lo esperado, especialmente de invertebrados herbívoros, organismos clave para el ecosistema. Sin embargo, el zoobentos presentaba invertebrados típicos de costa abierta y los valores de riqueza y densidad alcanzados eran adecuados. Las condiciones ambientales más favorables para la fauna se dieron en la Estación 2, donde se registran los máximos de riqueza, densidad y cobertura de herbívoros. Por el contrario, en la Estación 1, la más cercana al vertido, presenta los mínimos de estas mismas variables.

Según el índice RICQI que considera conjuntamente dos indicadores de calidad biológicos (macroalgas e invertebrados), todas las comunidades intermareales del área de estudio quedan clasificadas con un estado ecológico 'Bueno' y cumplen con los objetivos de la DMA en 2022. En su conjunto, los resultados obtenidos indican que la presión ejercida por el efluente de la EDAR de Elantxobe en las comunidades biológicas intermareales del entorno receptor es leve.

1. INTRODUCCIÓN

La estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Elantxobe trata las aguas residuales del municipio de Elantxobe y vierte su efluente mediante un emisario intermareal situado en la zona externa del rompeolas del puerto. Dentro del trámite para la autorización administrativa de vertido desde tierra al Dominio Público Marítimo Terrestre, la Agencia Vasca del Agua (URA) exige la realización de un plan de vigilancia del medio receptor y control de vertido, tal como queda recogido en el Decreto 459/2013, de 10 de diciembre (BOPV), sobre los vertidos efectuados desde tierra al mar. En este contexto en 2022 surgió un convenio de colaboración entre el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (CABB) y la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV/EHU) para la realización del estudio inicial del “Plan de vigilancia del medio receptor de la EDAR de Elantxobe (T.M. Elantxobe)”.

El vertido de las aguas residuales domésticas es considerado uno de los focos contaminantes más extendidos que afectan a los ecosistemas costeros. El crecimiento de los asentamientos urbanos en la costa y el consiguiente aumento de las aguas residuales que generan, pueden llegar a tener consecuencias drásticas en la estructura y en el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Halpern et al., 2007). En este contexto, los estudios de seguimiento ambiental encaminados a evaluar los potenciales efectos nocivos de las aguas residuales son esenciales para proteger los ecosistemas marinos y para evaluar la eficacia de las medidas de mitigación de los planes de saneamiento.

Cuando las aguas residuales domésticas entran en el medio aumenta la disponibilidad de nutrientes y de materia orgánica. Los nutrientes en concentración y proporción adecuadas son esenciales para las algas, que forman la base de la cadena alimentaria. Sin embargo, un aporte excesivo de nutrientes (eutrofización) conlleva un exceso de producción primaria que puede resultar perjudicial, tanto para el funcionamiento del ecosistema como para los usos del agua. En el medio bentónico, la concentración elevada de nutrientes promueve el desplazamiento de las macroalgas perennes de crecimiento lento por otras algas efímeras y anuales de crecimiento rápido (Cloern, 2001). Por otra parte, el alto contenido de materia orgánica de las aguas residuales puede dar lugar a descensos en la concentración de oxígeno disuelto en el agua y con ello hacer inviable la existencia de numerosas especies. Asimismo, el enriquecimiento en materia orgánica altera la estructura trófica de las comunidades de macroinvertebrados, ya que supone una ventaja competitiva para los filtradores y suspensívoros frente a otras estrategias tróficas como los herbívoros y carnívoros (Kautsky et al, 1992).

Junto al aporte de nutrientes y materia orgánica, las aguas residuales también aumentan la turbidez del agua, lo cual resulta generalmente en un régimen lumínico más bajo que limita la realización de la fotosíntesis de las macroalgas del fondo, y con ello la producción de oxígeno libre (Eriksson et al, 1998; Kautsky et al, 1986). Además, la elevada carga de sólidos en suspensión de las aguas residuales origina un aumento de las tasas de sedimentación. La asfixia por sedimento reduce la disponibilidad de oxígeno y nutrientes, y limita la disponibilidad de sustrato firme para la fijación de esporas y propágulos (Devanny y Volse, 1978; Eriksson y Johansson, 2003), afectando especialmente a las especies con reproducción sexual (Eriksson et al, 1998). Por otra parte, la toxicidad de las aguas residuales ha sido documentada en ensayos de laboratorio (Kevekorde, 2001), sin

embargo, los efectos en la naturaleza son difíciles de detectar, ya que en general los compuestos tóxicos están presentes en bajas concentraciones. Este tipo de contaminantes puede dar lugar a cambios a largo plazo en las comunidades, difíciles de separar de la variabilidad espacial y temporal natural (Walker y Kendrick, 1998).

El ecosistema bentónico costero muestra una elevada vulnerabilidad frente a las perturbaciones ambientales anteriormente descritas (Fairweather, 1990). Las macroalgas perennes de gran tamaño que forman la copa de la vegetación son las primeras algas en retroceder cuando los contaminantes entran en el medio. Estas macroalgas, además de contribuir significativamente a la productividad de la zona costera como un componente esencial de las redes tróficas, juegan un papel central como organismos formadores de hábitats (Harley et al, 2012). El retroceso del dosel de la vegetación conlleva efectos en cascada en el ecosistema, ya que el hábitat tridimensional que ofrece es aprovechado eficazmente por otros organismos, albergando comunidades animales de gran valor ecológico y comercial (Bustamante et al, 2014, 2017; Voerman et al, 2013). Así, la pérdida de macroalgas repercute de forma negativa en la biodiversidad, afectando a la estabilidad y resiliencia de las comunidades bentónicas.

Con objeto de evitar los efectos adversos en el medioambiente derivados de la contaminación, se estableció la Directiva sobre el Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas (91/271/CEE) para mitigar los efectos de las aguas residuales. A través de esta Directiva la Unión Europea estableció en 1991 la necesidad de depuración de las aguas fecales antes del fin del año 2000 para aquellas aglomeraciones urbanas con más de 15.000 habitantes equivalentes, y del 2005 para las que tienen entre 2.000 y 15.000 habitantes equivalentes. 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 objetivo de asegurar el 'Buen Estado Ecológico' en todas las aguas. 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.

Para la elaboración del plan de vigilancia de la EDAR de Elantxobe se han considerado los elementos de calidad fisicoquímicos y los biológicos, ya que son los que mejor podrían reflejar el impacto potencial producido por el vertido de aguas residuales en el medio receptor. Concretamente se han medido y evaluado las condiciones fisicoquímicas generales de la columna de agua (temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto, transparencia del agua, turbidez, sólidos en suspensión, materia orgánica e inorgánica y nutrientes) y el estado ecológico de las comunidades de algas e invertebrados de sustrato duro (especies indicadoras, riqueza, densidad y abundancia de especies, grupos tróficos de la fauna y grupos morfo-funcionales de algas).

El presente informe detalla los resultados obtenidos en la Campaña 2022. En los capítulos correspondientes a los elementos objeto de este estudio se describe primero la metodología, a continuación los resultados (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. Posteriormente se realiza una discusión general y se emiten las principales conclusiones.

2. OBJETIVOS

El propósito general del presente estudio es evaluar el estado ecológico del medio receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe (T.M. Elantxobe) mediante la consecución de los siguientes objetivos específicos:

- (1) Obtener información actualizada para el año 2022 sobre las condiciones fisicoquímicas generales de la columna de agua (temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto, transparencia del agua, turbidez, sólidos en suspensión, materia orgánica e inorgánica y nutrientes disueltos) en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe.
- (2) Obtener información actualizada para el año 2022 sobre la composición y estructura (especies indicadoras, riqueza, densidad y abundancia de especies, grupos tróficos de la fauna y grupos morfo-funcionales de algas) de las comunidades intermareales de macroalgas e invertebrados de sustrato duro bajo la influencia del efluente de la EDAR de Elantxobe.
- (3) Evaluar el estado ecológico de las aguas (EcoQ) de acuerdo a la Directiva Marco del agua (2000/60/CE) (DMA), utilizando indicadores de calidad del estado fisicoquímico de la columna de agua e indicadores de calidad biológicos (macroalgas e invertebrados de sustrato rocoso).

3. COLUMNA DE AGUA

3.1. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1.1. Situación de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras

La estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Elantxobe trata las aguas residuales del municipio y vierte su efluente en la zona externa del rompeolas (Fig. 3.1). La red de muestreo de la columna de agua abarca un total de 3 estaciones siguiendo un gradiente de distancia desde el punto de la descarga del efluente (Tabla 3.1). La recogida de muestras y la medición de variables *in situ* se realizaron en dos campañas de muestreo en el verano de 2022 (07/07/22; 04/08/22).



Figura 3.1. Localización del punto de vertido del efluente de la EDAR de Elantxobe (T.M. Elantxobe) y de las tres estaciones de muestreo de la columna de agua.

Estación	Código Estación	Distancia (m)	Latitud	Longitud
Estación 1	EL_CA_E1	50 m	43°24'18.9"N	2°38'14.0"O
Estación 2	EL_CA_E2	70 m	43°24'17.9"N	2°38'11.9"O
Estación 3	EL_CA_E3	110 m	43°24'17.6"N	2°38'09.5"O

Tabla 3.1. Coordenadas y distancia al punto de vertido del efluente de la EDAR de Elantxobe de las 3 estaciones de muestreo de la columna de agua.

3.1.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

3.1.2.1. Variables medidas *in situ*

El oxígeno disuelto, la salinidad, la temperatura y el pH fueron medidos con una sonda modelo HI9829 de Hanna Instruments SL. Previamente a la realización de las medidas *in situ*, los sensores fueron calibrados en el laboratorio como se indica a continuación:

Oxígeno disuelto. El sensor utilizado fue el HI7609829-2. Debido a que la precisión del sensor de oxígeno disuelto está directamente relacionada con la limpieza y el estado de su membrana, ésta se sustituye antes de cada calibrado. En la calibración del % de saturación del oxígeno disuelto se realiza un ajuste en dos puntos: 0 % y 100 %. Para el ajuste del 0 % se utiliza una solución patrón HI7040L. Para ello se vierte la solución en un vaso de calibrado y se encaja en la parte de la sonda donde se encuentra el sensor de oxígeno disuelto. Cuando la sonda avisa de que el valor está estable se almacena el valor de oxígeno disuelto como 0 %. Para ajustarlo al 100 % se realiza el mismo proceso, pero en aire.

pH: Para la calibración del sensor de pH HI7609829-0 se realiza un ajuste en tres puntos: 4.01, 7.01 y 9.18. Para el ajuste del 4.01 se utiliza una solución patrón HI5004. Para ello se vierte la solución en un vaso de calibrado y se encaja en la parte de la sonda donde se encuentran el sensor de pH. Cuando la sonda avisa de que el valor está estable se almacena el valor de pH como 4.01. Para ajustarlo al 7.01 y 9.18 se utilizan las soluciones patrón HI5007 y HI5091, respectivamente, utilizando el mismo procedimiento que con la solución de pH 4.01. Una vez realizados los tres ajustes, la sonda almacena los datos. Al igual que con el oxígeno disuelto, es importante que este sensor esté limpio en todo momento y para su almacenaje se utiliza un tapón con una solución patrón HI70300L.

Conductividad: La sonda multiparamétrica HI9829 calcula los valores de salinidad partiendo de los datos de conductividad mediante un algoritmo matemático, por lo tanto, lo que se calibra es la conductividad. Para la calibración del sensor de conductividad HI7609829-3 se realiza un ajuste en un punto: 80.000 μS . Este método de calibración está compensado respecto a la temperatura, ya que la conductividad varía con la temperatura, por lo que no es necesario ajustarlo a la temperatura ambiente. Para el ajuste del 80.000 μS se utiliza una solución patrón HI7034L. Para ello se vierte la solución en un vaso de calibrado y se encaja en la parte de la sonda donde se encuentran el sensor de conductividad. Cuando la sonda avisa de que el valor está estable se almacena el valor. Al igual que con los parámetros anteriores, es importante que este sensor esté limpio en todo momento para evitar posibles derivas en sus mediciones.

En cada estación de muestreo (Fig. 3.1; Tabla 3.1), el oxígeno disuelto, la salinidad, la temperatura, el pH y la radiación PAR fueron medidos desde los -7 m de profundidad hasta la superficie, a intervalos de 0,5 m.

La radiación fotosintéticamente activa (PAR: ancho de banda 400-700 nm) fue estimada en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ mediante un sensor de Quantum subacuático (LI-COR, modelo LI-192SA) y un registrador digital modelo LI-1000-32.

Además, en cada estación se tomó una muestra en superficie (-0,2 m) y otra en fondo mediante el empleo de botellas alfa de tipo vertical (Wildco, USA) de 2,2 l de volumen. Estas muestras de agua de mar fueron transportadas en botes de polietileno previamente numerados, los cuales se conservaron bien en el frigorífico a 4 °C o en el congelador a -18 °C hasta su posterior procesado. En dichas muestras se analizaron las variables turbidez, sólidos suspendidos, formas de nitrógeno (amonio y nitratos) y fosfato inorgánicos disueltos. Los nutrientes fueron únicamente analizados en las muestras de superficie.

3.1.2.2. Variables medidas en laboratorio

Nutrientes inorgánicos disueltos

Los nutrientes disueltos a analizar fueron amonio, nitrato calculado a partir del nitrógeno oxidado total y ortofosfato. Los análisis se realizaron mediante colorimetría VIS/UV en analizador automático de 5 canales con flujo segmentado en el Laboratorio Químico de la Unidad de Investigación Marina de Fundación AZTI en Pasaia (Gipuzkoa).

Las muestras se determinaron aplicando un rango de concentraciones (Tabla 3.2). Las determinaciones individuales de estos nutrientes disueltos se basaron en métodos que aplican reacciones colorimétricas clásicas y ampliamente utilizadas, tanto para aguas continentales como para aguas marinas (GO-SHIP manual de Hydes et al., 2010).

Nutriente	Rango concentraciones
AMONIO	1.60 – 80 µM
NITRITO	0.40 – 20 µM
NITRÓGENO OXIDADO TOTAL (NOT)	2.00 – 100 µM
NITRATO	1.60 – 80 µM
ORTOFOSFATO	0.16 – 8.0 µM

Tabla 3.2. Límites de cuantificación de los nutrientes inorgánicos disueltos para el método de determinación en µM.

- La determinación de amonio se basa en la formación del azul de indofenol (reacción de Berthelot).
- La determinación de nitrito se basa en la reacción de Griess-Ilosvay y la adaptación a agua de mar de Bendschneider y Robinson (1952).
- El nitrato se determina por cálculo a partir de la suma de nitrato y nitrito (llamado comúnmente NOT o nitrógeno oxidado total). El nitrato se reduce a nitrito. El método de reducción más habitual para el agua de mar utiliza cadmio o cadmio-cobre como reductores (Brewer y Riley, 1965). En la versión actual del método se utiliza un coil de cadmio activado mediante deposición de cobre.
- El ortofosfato se determinan mediante el método del azul de molibdeno. En ambos casos se utiliza ácido ascórbico como reductor. El ácido oxálico y una menor acidez limitan la interferencia del fosfato sobre el silicato. Recíprocamente, un medio ácido fuerte evita la interferencia del silicato sobre el fosfato.

Sólidos en suspensión

Para medir los sólidos en suspensión, se utilizó un sistema de filtración SCHARLAU, una bomba de membrana VACUUBRAND ME2NT con un flujo de 2 m³/h y filtros WHATMAN GF/C de 45 µm de luz de poro. Anteriormente al proceso de filtrado, los filtros de microfibras de vidrio fueron secados durante 12 horas a 450 °C en una mufla Select Horn para determinar su peso posteriormente en una balanza Sartorius R 200 D con una precisión de 5 dígitos. De cada bote se extrajo un litro de agua previamente agitado y se filtró a través de un embudo filtrante en un matraz Kitasatos con la ayuda de la succión producida por la bomba de trompa de vacío por agua. Se añadió agua destilada por la superficie de las paredes del embudo con el fin de eliminar los posibles restos de sal y sólidos adheridos a éstas. Los filtros se secaron en una estufa INDELAB durante 8 horas a 80 °C y se volvieron a pesar (filtro + sólidos en suspensión retenidos), determinándose así el peso de los sólidos en suspensión en cada filtro.

La materia orgánica se obtuvo por sustracción de la materia inorgánica que presentaban los sólidos en suspensión. Para ello se calcinaron los filtros en la mufla durante 12 horas a 450 °C y se determinó el peso de la materia inorgánica que quedó retenida en cada filtro. Los análisis se realizaron en el departamento de Zoología y Biología Celular Animal de la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea.

Turbidez del agua

Las medidas de turbidez se efectúan en un intervalo inferior a 24 horas tras la toma de muestras. En una submuestra, se emplea un turbidímetro Hach 2100P, USA, calibrado con un set de calibración StablCal 26594-05 de 4 viales. Las medidas del turbidímetro se expresan en NTU (Nephelometric Turbidity Units).

3.1.2.3. Variables derivadas

Coefficiente de atenuación de la luz

La transparencia del agua es una propiedad óptica relacionada con la turbidez por lo que el estudio de las dos variables de forma simultánea resulta de interés a la hora de interpretar los resultados. Con los valores de radiación fotosintéticamente activa (PAR) recogidos a lo largo de la columna de agua durante los dos muestreos, se realizaron regresiones lineales de los datos de la columna de agua de cada estación para obtener los correspondientes coeficientes de extinción de la luz.

Se acepta que un haz de luz monocromática se atenúa a su paso a través de cierto medio, de acuerdo con la ecuación:

$$I_z = I_0 e^{-\mu_z}$$

siendo I_0 : intensidad de la luz incidente, I_z : intensidad luminosa después de haber atravesado una longitud (Z) en el medio, μ : coeficiente de extinción (que reúne absorción y difusión) que varía con la longitud de onda de la radiación considerada.

En el medio acuático se suele considerar la atenuación luminosa de un haz que incluye un determinado espectro de longitudes de onda, en este caso el espectro de luz visible. El coeficiente de extinción (μ) de la columna de agua se obtiene a partir de la ecuación anterior, donde:

$$\begin{aligned} I_z/I_o &= e^{-\mu z} \\ -\mu z &= \ln I_z/I_o \\ \mu &= -\ln (I_z/I_o)/z \end{aligned}$$

de manera que realizando una regresión lineal entre el incremento de profundidad (Δz) y $-\ln I_z/I_o$, la pendiente de la recta obtenida es el valor de μ .

3.1.3. Metodología para la valoración de la calidad fisicoquímica del agua

La evaluación del estado fisicoquímico del agua de las estaciones de muestreo se llevó a cabo mediante el índice IC-EFQ (Índice de calidad del estado fisicoquímico) o PCQI de sus siglas en inglés (*Physico-Chemical Quality Index*), a partir de la metodología desarrollada por Bald et al. (2005) con ligeras modificaciones (Borja et al., 2015; URA, 2015).

Las variables utilizadas son: porcentaje de saturación de oxígeno, nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) y propiedades ópticas (turbidez y sólidos en suspensión).

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; URA, 2015).

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 es como sigue (URA, 2015):

$$\text{EQR} = -1,09558 + 0,600299 * O_2 - 0,162074 * AM - 0,10975 * NA - 0,229412 * PO_4 - 0,0552014 * TURB - 0,0268181 * SS$$

Donde:

O_2 = Porcentaje de saturación de oxígeno

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

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

PO_4 = 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 desglosado para cada estación y fecha de muestreo, pudiéndose integrar finalmente en un EQR total mediante el cálculo del percentil 25 de los EQRs parciales. 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 (URA, 2015).

3.2. RESULTADOS

En este apartado se exponen los resultados obtenidos en el estudio de las variables fisicoquímicas analizadas en la columna de agua en las inmediaciones del vertido de la EDAR de Elantxobe. Se detalla la información de las tres estaciones que componen la red de estudio en las dos campañas estivales estudiadas durante la Campaña 2022. Asimismo, se realiza una valoración de la calidad fisicoquímica del agua mediante el índice PCQI a partir de la metodología desarrollada por Bald et al. (2005).

3.2.1. Temperatura, pH y salinidad

En la Figura 3.3 quedan representados los valores promedio de la temperatura del agua de mar medidos desde superficie (0 m) a 7 m de profundidad en las tres estaciones y en cada uno de los dos muestreos estivales realizados en la Campaña 2022. Las estaciones que componen la red de estudio presentan temperaturas similares dentro de cada jornada de muestreo. En la presente campaña los valores han fluctuado entre 21,02 °C y 24,07 °C, con registros medios de 21,07°C en julio y de 23,94°C en agosto.

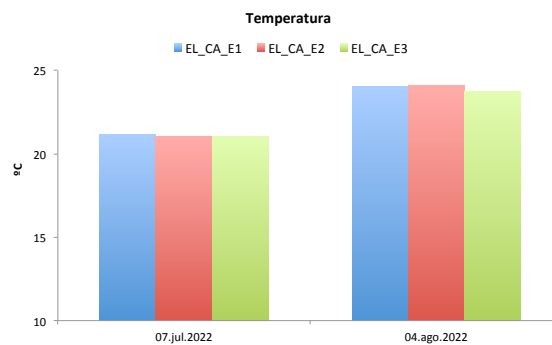


Figura 3.3. Temperatura promedio de los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2022.

Los valores de pH promedio para cada estación y jornada de muestreo en la actualidad (2022) quedan recogidos en la Figura 3.4. Destaca la alta similitud en los valores obtenidos tanto entre estaciones como entre las dos jornadas estivales. El rango de variación fue muy estrecho, oscilando desde 8,02 hasta 8,14. En la presente campaña se han registrado valores medios de 8,12 en julio y de 8,02 en agosto.

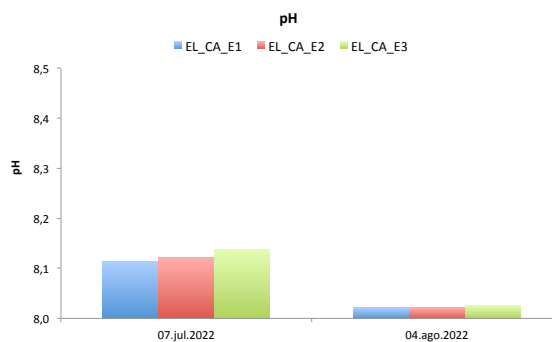


Figura 3.4. pH promedio de los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2022.

En la Figura 3.5 quedan representados los valores de la salinidad promedio medida desde superficie (0 m) a 7 m de profundidad. En la actual Campaña 2022, en las tres estaciones y en los dos muestreos estivales la similitud observada fue alta, con un estrecho rango que osciló entre 34,22 y 34,35, con registros promedio de 34,23 en julio y de 34,28 en agosto.

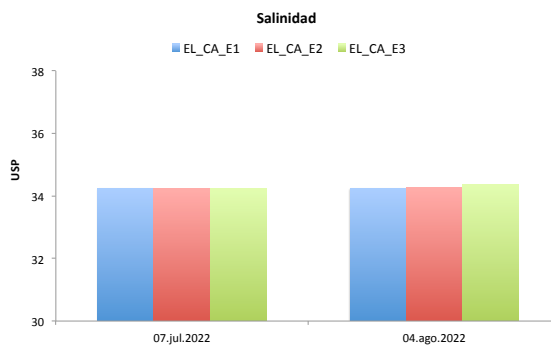


Figura 3.5. Salinidad promedio de los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2022.

3.2.2. Oxígeno Disuelto

Los resultados relativos a la saturación de oxígeno medida en las tres estaciones en la presente Campaña 2022 quedan representados en la Figura 3.6. En general, en las tres estaciones y en los dos muestreos estivales la similitud observada fue alta. En la actualidad, los valores de oxígeno disuelto han fluctuado entre 93,92% y 98,11%, con valores medios de 95,10% en julio y de 98,11% en agosto. Todos los resultados se encuentran por encima del umbral para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' ($\leq 95\%$) establecido en el Real Decreto 1/2016 para las masas de agua superficial, salvo en el caso de la Estación EL_CA_E1 en julio, que ha registrado una saturación muy cercana al citado umbral (93,92%) y que, en todo caso, cumple con el objetivo de calidad 'Bueno' ($\geq 85\%$) (RD 1/2016; BOE, 2016).

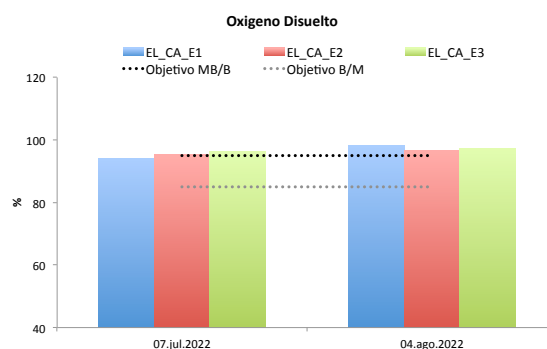


Figura 3.6. Promedio del oxígeno disuelto en los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2022. La línea discontinua indica el objetivo de calidad. Línea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno, Línea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

3.2.3. Condiciones ópticas

En la Figura 3.7 se muestra el coeficiente de extinción de luz en las tres estaciones en la presente Campaña 2022. Los resultados revelan unos niveles de extinción de luz bajos, en un estrecho rango de variación que oscila entre 0,138 y 0,213. Por lo tanto, se ha observado una elevada similitud temporal y espacial. En la actualidad, se han registrado valores promedio de 0,173 en julio y de 0,142 en agosto.

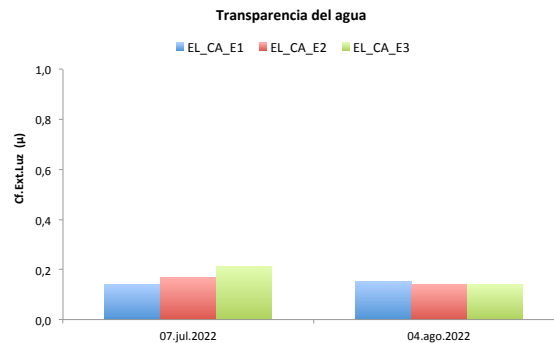


Figura 3.7. Coeficiente de extinción de la luz en los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2022.

3.2.4. Turbidez

En la Figura 3.8 se muestra la turbidez medida en superficie (0 m) y la turbidez medida en el fondo (a 7 m de profundidad) en los dos muestreos llevados a cabo en la actualidad (2022). Los valores de este parámetro obtenidos en las tres estaciones y en las dos jornadas de muestreo son muy similares entre si. No se detectan diferencias significativas entre las mediadas de superficie y las de fondo. El rango de variación de la turbidez ha oscilado entre 0,46 - 0,94 NTU en superficie y entre 0,38 - 0,82 NTU en fondo. En la actualidad, se han registrado valores medios de 0,69 en superficie y de 0,66 en fondo. Todos los resultados son notablemente inferiores a 5 NTU, quedando enmarcados dentro del objetivo para alcanzar el umbral de calidad 'Muy Bueno' según establecido en el Real Decreto 1/2016 para las masas de agua superficial.

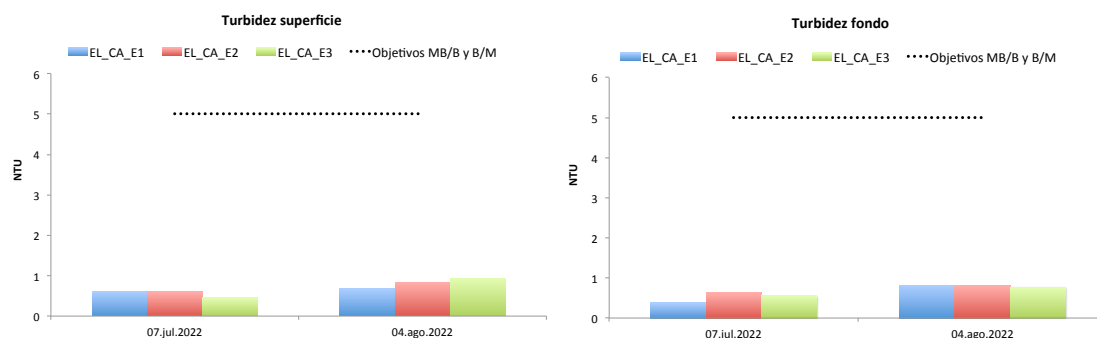


Figura 3.8. Turbidez del agua de las 3 estaciones de muestreo en superficie y fondo, en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2022. La línea discontinua negra indica el objetivo de calidad: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno y entre Bueno y Moderado (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

3.2.5. Sólidos en suspensión

En la Figura 3.9 se muestra el contenido de sólidos en suspensión en agua de mar en superficie (0 m) y en el fondo (a 7 m de profundidad) en los muestreos llevados a cabo en la presente Campaña 2022. Los valores de sólidos en suspensión en las tres estaciones que conforman el área de estudio y en las dos jornadas de muestreo han sido muy similares entre si. Tampoco se han observado diferencias significativas entre las muestras de superficie y de fondo, salvo en el caso de los registros de la Estación EL_CA_E2 en las medidas de fondo en agosto, que han sido superiores al resto. En la presente campaña, el rango de variación osciló entre 1,91 - 4,46 mg/l en superficie y entre 1,57 - 9,42 mg/l en fondo, con niveles promedio de 3,12 en superficie y de 3,58 en fondo. Todos los valores obtenidos son significativamente inferiores al umbral descrito para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (≤ 35 mg/l), según establecido en el Real Decreto 1/2016 para las masas de agua superficial.

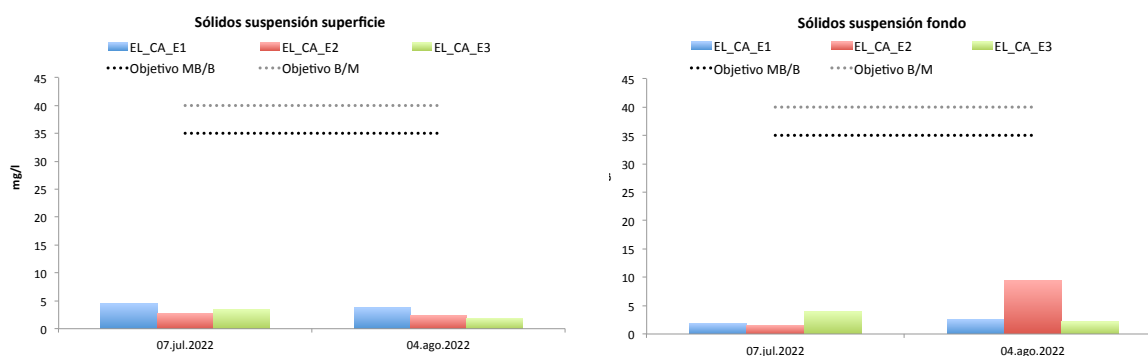


Figura 3.9. Sólidos en suspensión del agua de las 3 estaciones de muestreo en superficie y fondo, en las dos campañas estivales realizadas en 2022. Línea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno, Línea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

En la Figura 3.10 se detalla la cantidad de materia orgánica e inorgánica de los sólidos en suspensión en el agua de mar en superficie (0 m) y en el fondo (a 7 m de profundidad) en los muestreos llevados a cabo en 2022. La cantidad de materia orgánica es muy similar entre estaciones y no presenta diferencias asociadas a las muestras de superficie y fondo, destacando únicamente los niveles levemente superiores de la Estación EL_CA_E1 en superficie y de la Estación EL_CA_E2 en el muestreo de fondo de agosto. El resto de registros han mantenido siempre valores inferiores a 1,4 mg/l. En la actualidad, se han observado valores medios de materia orgánica de 1,14 mg/l en superficie y de 1,17 mg/l en fondo.

Por otro lado, la materia inorgánica ha presentado una variabilidad ligeramente superior entre estaciones y jornadas de muestreo, aunque se ha observado cierta similitud con los resultados descritos anteriormente para la materia orgánica. Así, tampoco se observa un patrón específico entre las muestras de superficie y de fondo, destacando los valores ligeramente superiores de la Estación EL_CA_E1 en superficie y de las estaciones EL_CA_E1 y EL_CA_E2 el muestreo de fondo en julio y agosto, respectivamente. El resto de niveles registrados ha mantenido siempre valores inferiores. En la presente campaña, se han observado niveles promedio de materia inorgánica de 1,98 mg/l en superficie y de 2,33 mg/l en fondo.

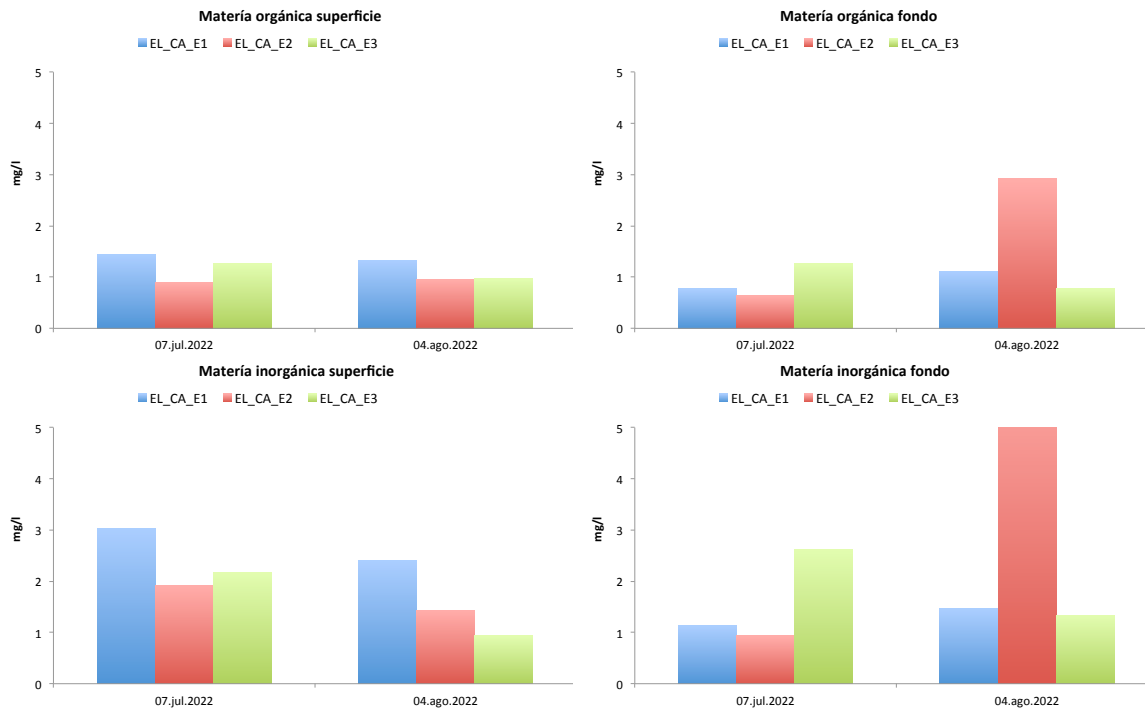


Figura 3.10. Materia orgánica e inorgánica del agua de mar en superficie y fondo en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2022.

3.2.6. Nutrientes inorgánicos disueltos

Los resultados del análisis de la concentración de nitrato, amonio y fosfato en el agua de superficie de cada estación y en los dos muestreos estivales realizados en la presente Campaña 2022 quedan detallados en la Figura 3.11.

El valor del nitrato en las tres estaciones en la presente Campaña 2022 ha sido igual dentro de cada jornada de muestreo. En la citada campaña, los valores de nitrato se han situado por debajo del límite de detección de la técnica analítica utilizada ($<1,6 \mu\text{mol/l}$). Así, todos los niveles obtenidos quedan enmarcados dentro de los umbrales establecidos para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' ($\leq 7 \mu\text{mol/l}$), según establecido en el Real Decreto 1/2016 para las masas de agua superficial.

En cuanto a la concentración de amonio en las tres estaciones en la actual Campaña 2022, los registros han sido muy similares entre estaciones en cada jornada de muestreo. En la citada campaña, los valores de nitrato se han situado por debajo del límite de detección de la técnica analítica utilizada ($<1,6 \mu\text{mol/l}$), salvo en el caso de la Estación EL_CA_E3, con registros ligeramente superiores al citado límite ($1,65 \mu\text{mol/l}$). No obstante, todos los niveles obtenidos quedan enmarcados dentro de los umbrales establecidos para alcanzar el objetivo de calidad 'Bueno' ($\leq 7 \mu\text{mol/l}$) o 'Muy Bueno' ($\leq 3,5 \mu\text{mol/l}$).

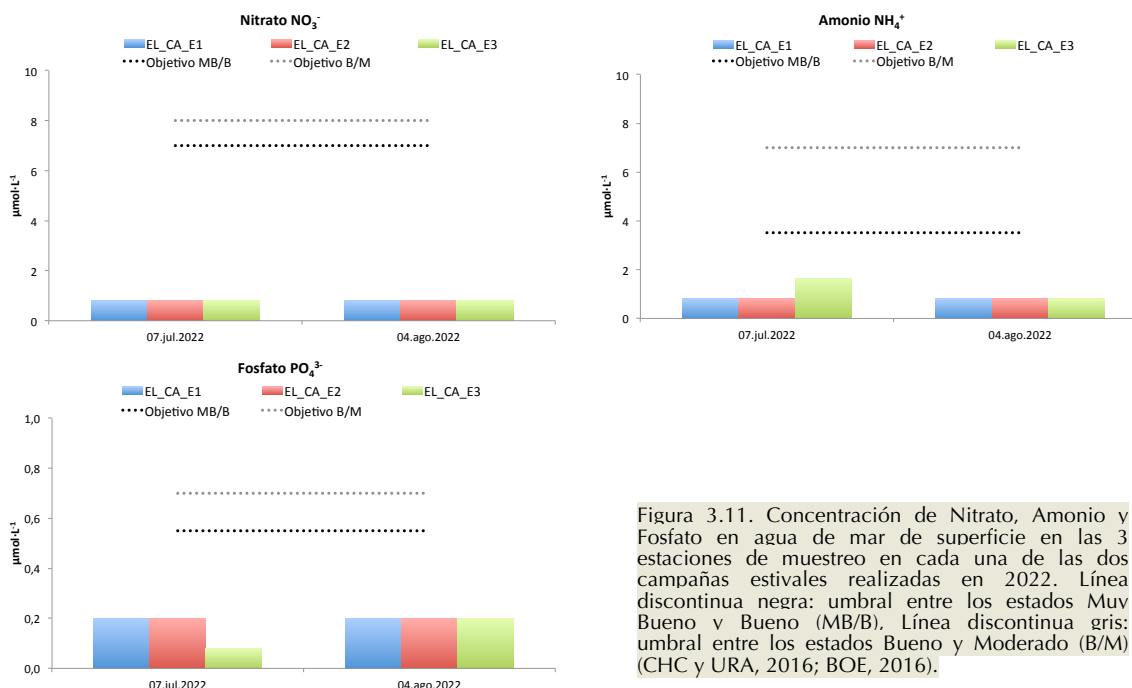


Figura 3.11. Concentración de Nitrato, Amonio y Fosfato en agua de mar de superficie en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2022. Línea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno (MB/B). Línea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (B/M) (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

Finalmente, en relación al fosfato, las diferencias temporales o espaciales no presentan un patrón definido en la actualidad (2022). El rango de variación fue estrecho y osciló entre 0,2 µmol/l y niveles bajo el límite de detección de la técnica analítica utilizada (0,16 µmol/l). Así, se han registrado valores medios de 0,19 µmol/l en julio y 0,20 µmol/l en agosto. Todos los valores obtenidos son inferiores a los descritos para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (0,55 µmol/l), según establecido en el Real Decreto 1/2016 para las masas de agua superficial.

3.2.7. Estado de calidad fisicoquímica

El estado de la calidad fisicoquímica de la columna de agua se ha calculado con el índice PCQI, que utiliza los datos de saturación de oxígeno, nutrientes, turbidez y sólidos en suspensión. En 2022, en cada estación de muestreo el índice clasifica el estado fisicoquímico en la categoría de 'Muy Bueno' (Tabla 3.2).

Índice PCQI	EL_CA_E1		EL_CA_E2		EL_CA_E3	
	EQR	Estado	EQR	Estado	EQR	Estado
Campaña						
07.jul.2022	1,38	MB	1,39	MB	1,36	MB
04.ago.2022	1,41	MB	1,39	MB	1,39	MB
2022	1,39	Muy bueno	1,39	Muy bueno	1,36	Muy bueno

Tabla. 3.2. Clasificación del estado de calidad físico-química en las estaciones del entorno de la EDAR de Elantxobe en los muestreos realizados en 2022 mediante el índice PCQI (*Physico-Chemical Quality Index*). EQR: *Ecological Quality Ratio*. MB: 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.

Teniendo en cuenta las medidas de cada jornada de muestreo, el EQR total (percentil 25 de los EQRs parciales) de las estaciones de muestreo varió entre 1,36 y 1,39. El valor medio del EQR en la estación más alejada a la salida del emisario (EL_CA_E3) es levemente inferior, aunque muy similar al de las más cercanas al mismo (EL_CA_E1 y EL_CA_E2). Estos resultados indican que el efecto del vertido de la EDAR de Elantxobe en la columna de agua de las estaciones estudiadas es mínimo.

3.3. DISCUSIÓN

En cuanto a la temperatura del agua de mar, los registros medios en julio (21,07°C) se situaron en el rango típico de verano (en torno a 21 °C) de las aguas de la plataforma del sudeste del Golfo de Vizcaya (Goikoetxea et al., 2009). Sin embargo, los registros medios de agosto (23,94°C) se acercaron a los 24°C. Estos resultados se asocian con las particularidades climáticas registradas en la costa vasca en periodo estudiado.

Respecto al pH, los valores observados en el entorno de la EDAR de Elantxobe fueron muy similares entre las estaciones de estudio en la presente campaña. Se han registrado valores medios de 8,12 en julio y de 8,02 en agosto, quedando dentro de lo esperado para zonas costeras, que oscilan en el rango entre 7,5 y 8,5 (Price y Harrison, 1987) y tal y como corresponde a las aguas marinas en equilibrio con la atmósfera (Millero, 1996).

En cuanto a la salinidad, todas las muestras analizadas obtuvieron valores en torno a 35, correspondiendo con los valores típicos de la tipología IV (costa marina y semiexpuesta) del tramo de costa donde se encuentra situado el vertido de la EDAR de Elantxobe (Borja et al., 2003).

En cuanto al oxígeno disuelto, no se observó ningún patrón relacionado con la cercanía al punto de vertido. Apenas se detectaron diferencias entre campañas. Todos los valores se encuentran por encima del umbral para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' ($\leq 95\%$) establecido en el Real Decreto 1/2016 para las masas de agua superficial, salvo en el caso de la Estación EL_CA_E1 en julio, que ha registrado una saturación muy cercana al citado umbral y que, en todo caso, cumple con el objetivo de calidad 'Bueno' ($\geq 85\%$) (RD 1/2016; BOE, 2016).

Las condiciones ópticas de la columna de agua fueron buenas con un valores muy bajos de coeficiente de extinción de luz ($< 0,22$) en las tres estaciones, indicando unas condiciones de transparencia del agua óptimas para la zona.

Los valores más altos de turbidez y de sólidos en suspensión, se encontraron en todas las muestras por debajo de los niveles descritos para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (RD 1/2016; BOE, 2016), por lo que se descarta un efecto significativo de la EDAR de Elantxobe para estas variables.

Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, las concentraciones de nitrato, amonio y fosfato en la columna de agua obtuvieron en el año 2022 valores dentro del rango para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' establecido para tramos de costa abierta de la Costa Vasca (RD 1/2016; BOE, 2016).

Finalmente, en cuanto a la calidad de las aguas, a la vista de los resultados obtenidos, se puede concluir que el medio receptor de la EDAR de Elantxobe cumple con los objetivos de la DMA en la actual Campaña 2022. Las tres estaciones muestreadas en el entorno de la EDAR han presentado un estado fisicoquímico 'Muy Bueno' según el índice PCQI. No se han apreciado diferencias relevantes en la distribución de las variables estudiadas entre estaciones, lo cual sugiere que los vertidos de la EDAR se diluyen y se mezclan en el medio sin que den lugar a la creación de masas de agua con clara carga de aportes de aguas residuales.

Todo lo anterior indica que el efecto del efluente de la EDAR de Elantxobe en las características fisicoquímicas de la columna de agua del medio receptor fue inapreciable.

4. COMUNIDADES BIOLÓGICAS

4.1. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1.1. Red de vigilancia y estrategia de muestreo

La red de muestro se localiza en el término municipal de Elantxobe, en el entorno próximo donde se realiza el vertido del efluente de aguas residuales de la EDAR de Elantxobe (Fig. 4.1). Se seleccionaron 3 estaciones de muestreo siguiendo un gradiente de distancia desde el punto de vertido: Estación 1, localizada a 50 m del punto de vertido en dirección Este; Estación 2, a 100 m en dirección Este; y Estación 3, a 130 m en dirección Este. Las coordenadas geográficas quedan recogidas en la Tabla 4.1. La campaña de muestreo se realizó en primavera (01/05/2022). En cada estación se seleccionaron aleatoriamente 6 superficies (0,4 m x 0,4 m) o unidades muestrales en rango intermareal de + 1,20 m a + 0,90 m.



Figura 4.1. Localización del punto de vertido del efluente de la EDAR de Elantxobe (T.M. Elantxobe) y de las tres estaciones de muestreo de las comunidades intermareales.

Estación	Código Estación	Distancia (m)	Latitud	Longitud
Estación 1	EL_BD_E1	50 m	43°24'16.76"N	2°38'14.69"O
Estación 2	EL_BD_E2	100 m	43°24'15.85"N	2°38'13.06"O
Estación 3	EL_BD_E3	130 m	43°24'15.82"N	2°38'11.82"O

Tabla 4.1. Coordenadas y distancia al punto de vertido del efluente de la EDAR de Elantxobe de las 3 estaciones de muestreo de las comunidades de bentos duro.

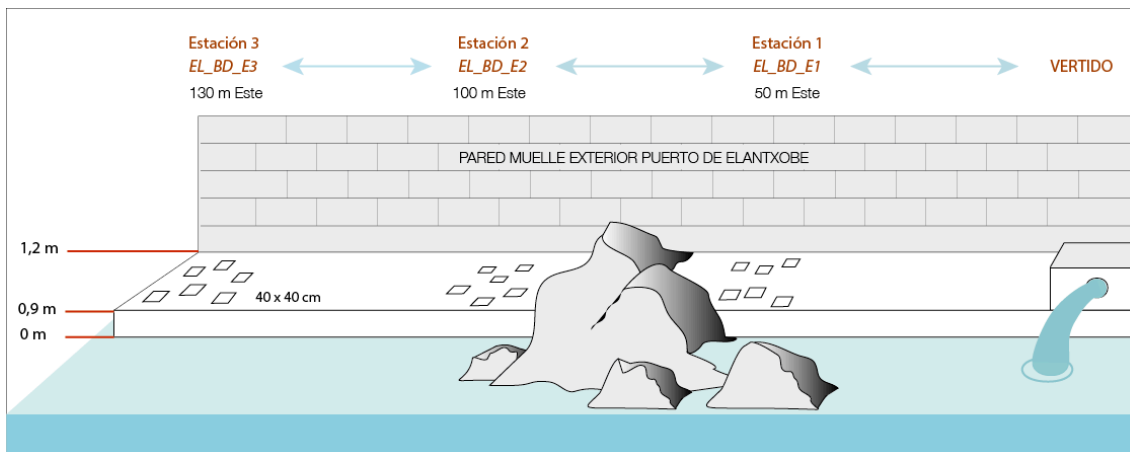


Figura 4.2. Esquema de la disposición de las superficies de muestreo en cada una de las estaciones estudiadas.

4.1.2. Variables biológicas estudiadas

La especies que no pudieron ser identificadas en el campo fueron recolectadas para su posterior identificación en el laboratorio. Entre la bibliografía utilizada para la identificación de las algas destacan los trabajos de: Feldmann-Mazoyer, 1940; Gayral, 1958, 1966; van den Hoek, 1963; Ardré, 1970; Dixon e Irvine, 1977; Irvine, 1983; Koeman, 1985; Fletcher, 1987; Burrows, 1991; Nizamuddin, 1991; Maggs y Hommersand, 1993; Irvine y Chamberlain, 1994; Coppejans, 1995. Los trabajos consultados para la identificación de las especies faunísticas fueron: Burton, 1963; Zariquiey, 1968; Fauvel, 1969; Tebble, 1976; Ryland y Hayward, 1977; Lincoln, 1979; Borja, 1983; Graham, 1988; Ingle, 1993; Cornelius, 1995.

Tras la recopilación y revisión de los datos, éstos se organizaron en tablas Excel con el fin de hallar las medidas estadísticas descriptivas (promedios y medidas de dispersión) de las variables estudiadas, así como para la representación gráfica de las mismas. Junto a la composición específica y la abundancia relativa de las especies, y con objeto de evaluar estado ecológico de las comunidades, se calcularon las siguientes variables:

- Cobertura algal y animal media.
- Porcentaje de cobertura de grupos morfo-funcionales de algas. Los datos de cobertura de las especies de macroalgas fueron agregados en 3 tipos morfológicos: algas calcáreas (especies articuladas e incrustantes), formas simples (uniseriadas, polisifonadas, foliosas no corticadas y ligeramente corticadas: córtex con dos capas) y algas morfológicamente complejas (algas corticadas: córtex con más de dos capas y macrófitos correosos).
- Estrategias tróficas de la fauna. Los datos de cobertura de invertebrados fueron agregados en las siguientes categorías tróficas: suspensívoros, detritívoros, herbívoros, omnívoros y carnívoros.
- Diversidad específica. Para cada estación de muestreo se calcularon la riqueza específica (S) y la densidad media de especies (número medio de especies por superficie de muestreo: 40 cm x 40 cm).

4.1.3. Tratamiento estadístico de los datos

A los datos recogidos en el campo se aplicaron técnicas multivariantes con el fin de describir, identificar y valorar diferencias espacio-temporales en las comunidades bentónicas. Para ello, se realizaron análisis de clasificación y análisis de ordenación nMDS (*non-metric multidimensional scaling*) sobre la base de una matriz de similitud de Bray-Curtis. La rutina SIMPER (análisis de porcentaje de similitud) se aplicó para identificar las especies que podrían contribuir más a las diferencias detectadas. Tanto los análisis multivariantes como las medidas de diversidad y tests univariantes se realizaron con el programa estadístico PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006) que incluye el paquete PERMANOVA+add-on (Anderson et al., 2008).

4.1.4. Valoración del estado ecológico de las comunidades

La Directiva Marco del Agua 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo (DMA) establece un marco comunitario cuya finalidad es proteger, mejorar y regenerar las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas. Los elementos de calidad biológicos (BQEs) determinados por la DMA para valorar el estado ecológico (EcoQ) de las aguas costeras incluyen fitoplancton, macroalgas, angiospermas y macroinvertebrados. La aplicación de la DMA implica el cálculo de un ratio de calidad ecológica (EQR) que oscila entre 0 (peor estado) y 1 (mejor estado) capaz de clasificar las masas de agua en 5 estados diferentes: Malo, Deficiente, Moderado, Bueno y Muy Bueno.

La evaluación del estado ecológico de las comunidades intermareales se llevó a cabo mediante el índice RICQI de sus siglas en inglés *Rocky Intertidal Community Quality Index*, a partir de la metodología desarrollada por Díez et al. (2012). Esta metodología aborda conjuntamente la valoración de dos elementos de calidad biológica (BQEs): macroalgas e invertebrados de sustrato rocoso.

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 son (Tabla 4.2): 1) especies indicadoras (SpBio), 2) riqueza específica (R), 3) abundancia de algas de morfología compleja (MCA) y 4) abundancia animal (FC). El término SpBio consta a su vez de los indicadores ESS (similitud con cinco comunidades de referencia) y PC (presencia del género *Cystoseira*). El término R consta a su vez de los indicadores Ra (riqueza de especies de algas) y Rf (riqueza de especies de fauna). Por último, el término FC está compuesto por tres métricas: 1) Pf (proporción de fauna con respecto al bentos), 2) Ch (cobertura de herbívoros) y 3) Cs (cobertura de suspensívoros). La expresión matemática del índice RICQI es el modelo aditivo de las 4 métricas:

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

Tras la decisión de la Comisión Europea, notificada con el número C(2018) 696, de la intercalibración del índice, los límites de EQR que definen las clases de estado son los siguientes: Muy bueno/Bueno = 0,82; Bueno/Moderado = 0,60; Moderado/Deficiente = 0,40; Deficiente/Malo = 0,20.

MÉTRICAS Y PUNTUACIÓN DEL ÍNDICE RICQI									
SpBio (máx. 0,5)				MCA (máx. 0,2)					
SM	Valor	PC	Valor	MCA			Valor		
Deficiente	0,1	Presente	0	0-15 %					0,05
Pobre	0,2	Ausente	-0,05	>15-30 %					0,10
Moderado	0,3			>30-45 %					0,15
Bueno	0,4			>45 %					0,20
Muy	0,5								
R (máx. 0,15)				FC (máx. 0,15)					
Ra	Valor	Rf	Valor	Pf	Valor	Ch	Valor	Cs	Valor
0-10	0,02	0-5	0	0-5 %	0,03	0-5 %	0	≤0-5 %	0,05
>10-20	0,04	>5-10	0,01	>5-10 %	0,05	>5 %	0,05	>10 %	0
>20-30	0,06	>10-15	0,02	>10-15 %	0,04				
>30-40	0,08	>15-20	0,03	>15-20 %	0,02				
>40	0,10	>20-25	0,04	>20-25 %	0,01				
		>25	0,05	>25 %	0				

Tabla 4.2. Sistema de puntuación del índice RICQI para la asignación del ratio de calidad ecológica (EQR) y del estado ecológico correspondiente.

4.2. MACROALGAS: RESULTADOS

En este apartado se exponen los principales resultados obtenidos en el estudio de la vegetación intermareal del entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe. Se detalla la composición de las comunidades de macroalgas existentes en primavera de 2022 en cada una de las 3 estaciones de muestreo. En el anexo I quedan recogidos los inventarios (listado de especies visualizadas con sus respectivas abundancias), la cobertura media de las macroalgas registradas para cada estación de muestreo y una lista de los taxones de algas registrados en el área de estudio. En el anexo fotográfico se puede observar el aspecto y características de la vegetación bentónica estudiada.

4.2.1. Estación I

En la Tabla 3 (anexo I) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación en el rango de marea estudiado. Se registraron un total de 34 especies de algas en 2022.

La especie más abundante era la calcárea articulada *Ellisolandia elongata*. Con coberturas significativamente inferiores, otras especies presentes (>1 %) en la vegetación fueron: las rodofíceas perennes *Gelidium attenuatum* y *Gelidium spinosum*, la calcárea incrustante *Mesophyllum lichenoides*, y los epífitos estacionales *Sphacelaria cirrosa*, *Ulva rigida* y *Acrosorium ciliolatum*. Otras especies con coberturas testimoniales pero presentes al menos en el 50% de las muestras fueron: *Trailliella intricata*, *Cladophora lehmanniana*, *Ahnfeltiopsis devoniensis*, *Apoglossum ruscifolium*, *Caulacanthus ustulathus*, *Ceramium echionotum*, *Ceramium sp.*, *Chondracanthus acicularis*, *Falkenbergia rufolanosa*, *Lithophyllum incrustans*, *Peyssonnelia atropurpurea*, *Plocamium cartilagineum* y *Sphacelaria rigidula*.

4.2.2. Estación 2

En la Tabla 4 (anexo I) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación en el rango de marea estudiado. Se registraron un total de 31 especies de algas en 2022.

La especie más abundante era la calcárea articulada *Ellisolandia elongata*. Entre las especies acompañantes, únicamente superaron el 1 % de cobertura los epífitos estacionales: *Sphacelaria cirrosa*, *Ulva rigida*, *Trailiella intricata* y *Cladophora laetevirens*. Otras especies con coberturas testimoniales pero presentes al menos en el 50% de las muestras fueron: *Mesophyllum lichenoides*, *Ceramium echionotum*, *Sphacelaria cirrosa*, *Ulva rigida*, *Acrosorium ciliolatum*, *Cladophora lehmanniana*, *Caulacanthus ustulathus*, *Lomentaria articulata*, *Ceramium ciliatum*, *Cladophora laetevirens*, *Gelidium attenuatum*, *Lithophyllum incrustans*, *Sphacelaria rigidula* y *Bifurcaria bifurcata*.

4.2.3. Estación 3

En la Tabla 5 (anexo I) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación en el rango de marea estudiado. Se registraron un total de 34 especies de algas en 2022.

La especie más abundante era la calcárea articulada *Ellisolandia elongata*. Entre las especies acompañantes, únicamente superaron el 1 % de cobertura el epífito estacional *Bonnemaisonia hamifera*, las rodófitas perennes *Gelidium attenuatum* y *Gelidium corneum*, y la calcárea incrustante *Mesophyllum lichenoides*. Otras especies con coberturas testimoniales pero presentes al menos en el 50% de las muestras fueron: *Ulva rigida*, *Falkenbergia rufolanosa*, *Champia parvula*, *Trailiella intricata*, *Ceramium echionotum*, *Gelidium spinosum*, *Ceramium botryocarpum*, *Lithophyllum incrustans*, *Apoglossum ruscifolium* y *Phymatolithon lenormandii*.

4.2.4. Diferencias espaciales de la vegetación

4.2.4.1. Parámetros estructurales de la vegetación

En cuanto a la riqueza específica (Fig. 4.3) no se detectan diferencias significativas entre las tres estaciones de muestreo, siendo la Estación 2 la que presenta el valor mínimo con 31 especies, mientras que en la Estación 1 y en la Estación 3 se visualizaron 34 especies en cada una de ellas. Los valores de densidad de especies (número medio de especies por superficie de muestreo: 40 cm x 40 cm) también fueron muy similares entre estaciones de muestreo (Fig. 4.3). La estación más próxima al punto de descarga, la Estación 1, presenta un valor ligeramente superior (16,2) que la Estación 2 (15,5) y Estación 3 (15,2).

La cobertura acumulada por el conjunto de algas que componen el fitobentos (Fig. 4.4) presenta ligeras diferencias entre estaciones y una tendencia decreciente desde el punto de vertido del efluente hasta la estación más alejada. En todos los casos la práctica totalidad del sustrato queda recubierta por algas: Estación 1 (119%), Estación 2 (112%) y Estación 3 (110%).

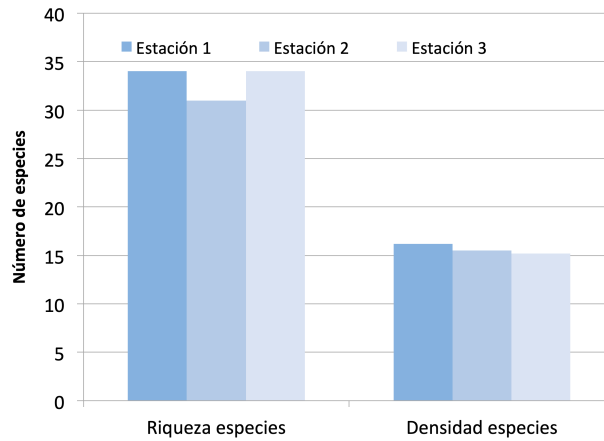


Figura 4.3. Riqueza (número total de especies) y densidad (especies por superficie de muestreo: 40 cm x 40 cm) de las especies algales registradas en las 3 estaciones de muestreo en 2022.

En cuanto a la abundancia de algas calcáreas (Fig. 4.4), este tipo morfológico es el dominante en las vegetación, con valores de cobertura muy elevados y similares entre estaciones: Estación 1 (98,8%), Estación 2 (97,2%) y Estación 3 (98,8%). Tanto las algas de morfología simple (Estación 1: 9%; Estación 2: 12,3%; Estación 3: 7,3%), como las de morfología compleja (Estación 1: 11,3%; Estación 2: 2,7%; Estación 3: 3,4%), muestran valores de cobertura muy bajos.

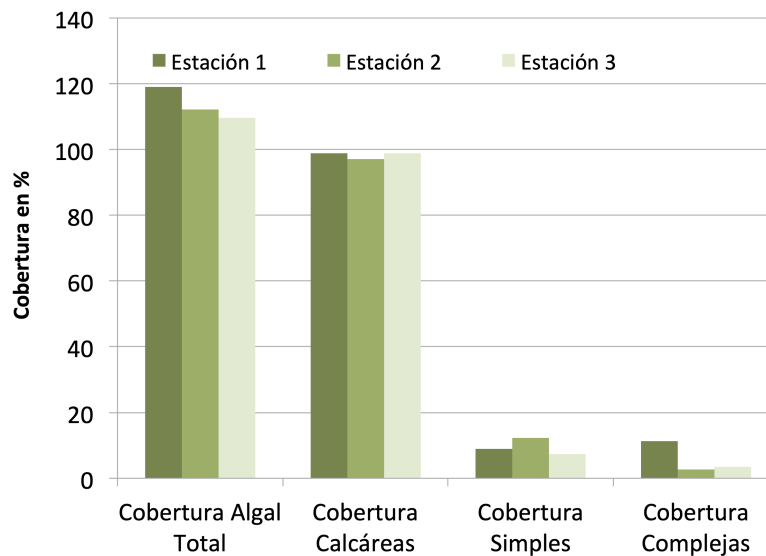


Figura 4.4. Promedio de cobertura algal total, cobertura de algas calcáreas, cobertura de algas de morfología simple y cobertura de algas de morfología compleja de la vegetación intermareal de las 3 estaciones de muestreo en 2022.

4.2.4.2. Similitud florística entre las estaciones

La similitud entre los inventarios de cada estación fue explorada mediante la aplicación de técnicas multivariantes. En el gráfico nMDS resultante se observa cómo los inventarios pueden ser agrupados en tres grupos a un nivel de similitud de 65% de similitud (Fig. 4.5). El Grupo A (similitud promedio entre muestras de 70,92%) reúne inventarios de las tres

estaciones; los más próximos a la orilla del mar. El Grupo B (similitud promedio 75,29%) está formado por inventarios de la Estación 1 y la Estación 2; los más cercanos a la pared del muelle; y el Grupo C (similitud promedio 72,41%) reúne el resto de inventarios de la Estación 3. La disimilitud promedio entre grupos varía entre 37% y 41%.

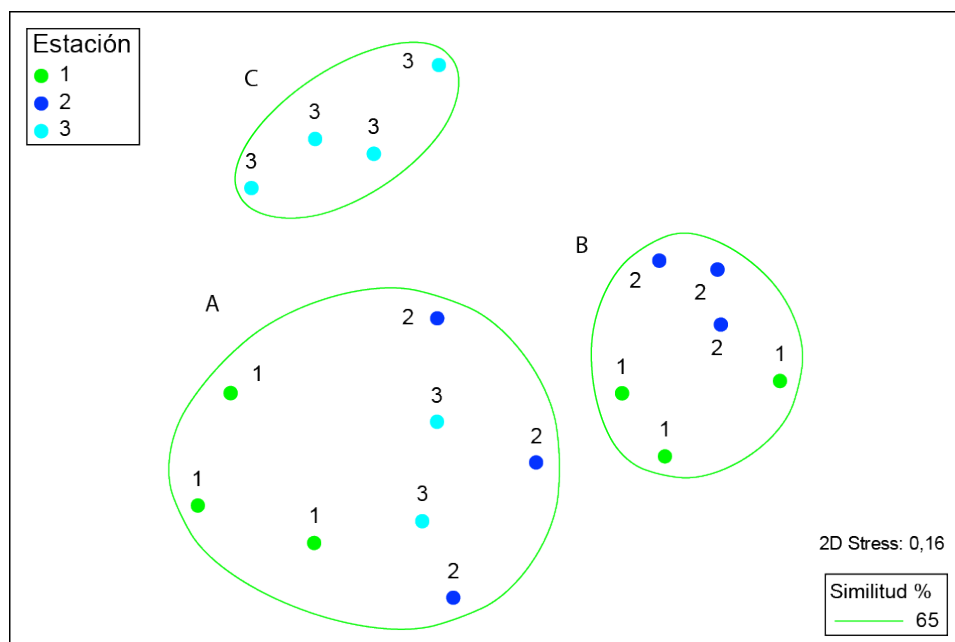


Figura 4.5. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la vegetación intermareal de las 3 estaciones de muestreo en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe en 2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis. Los números de 1 a 6 corresponden a los 6 inventarios realizados en cada estación.

De acuerdo al análisis de similitudes SIMPER, estas moderadas diferencias entre grupos viene determinadas por la mayor abundancia de ciertas especies en cada uno de ellos. *Gelidium attenuatum*, *Ulva rigida*, *Ceramium echionotum*, *Acrosorium ciliolatum* y *Cladophora lehmanniana* son mas abundantes en el Grupo A; *Sphacelaria cirrosa*, *Mesophyllum lichenoides* y *Trilliella intricata* en el Grupo B; y *Bonnemaisonia hamifera*, *Falkenbergia rufolanosa*, *Champia parvula*, *Gelidium spinosum* y *Phymatolithon lenormandii* en el Grupo C.

4.2.5. Discusión

En las costas abiertas de las regiones templado-cálidas, las algas coralináceas son los bioconstructores más importantes en el nivel intermareal inmediatamente inferior al cinturón de cirrédos (Lüning, 1990), donde una vez establecidas pueden persistir durante mucho tiempo. Así, la coralinácea *Ellisolandia elongata* formaba un césped prácticamente continuo en el área muestreada. La presencia de otras especies, tanto perennes como anuales era testimonial. El estrés ambiental natural que soportan las comunidades estudiadas es elevado, ya que se encuentran en un nivel intermareal relativamente alto y están muy expuestas al oleaje; conviene señalar que se encuentran en el exterior de un rompeolas. Además, el sustrato sobre el que se asientan no es natural; se trata de una plataforma de hormigón completamente plana que ha sido ligeramente erosionada desde su construcción y colonizada por las comunidades bentónicas. Por lo tanto, la superficie sobre la que se desarrolla la vegetación es bastante regular, carece de

las oquedades y de los cambios de relieve que habitualmente ofrecen los sustratos naturales. La heterogeneidad de los sustratos naturales aporta una diversidad de microhábitas que favorecen el desarrollo de una mayor diversidad de algas. No obstante, se han registrado más de 30 especies en cada una de las tres estaciones de muestreo, un número elevado si se considera el poder del oleaje para desprender y cortar los talos de las algas.

Las características que le hacen a *Ellisolandia elongata* tolerante al estrés y más competitiva que otras especies son, por un lado, sus adaptaciones morfológicas (Stewart, 1983). Sus talos, al secretar un esqueleto de carbonato cálcico son duros, pero a la vez son flexibles porque los ejes erectos están geniculados (articulados). Por otro lado, su principal vía de reproducción es mediante propagación vegetativa a partir de la base incrustante del talo, lo cual es una estrategia muy efectiva para competir por el sustrato. Asimismo, es tolerante a una amplia gama de tensiones fisiológicas. Cuando baja la marea, las algas quedan expuestas a condiciones terrestres en las que se enfrentan a un mayor estrés por temperatura, luz y desecación. Diversos estudios han demostrado que las algas coralináceas están bien adaptadas para resistir o recuperarse de los daños causados por estos factores de estrés (Krieger et al., 2023). Por otra parte, cabe señalar que las algas coralináceas también toleran niveles de bajo a moderados de contaminación doméstica (Arévalo et al., 2007; Díez et al. 2012).

Por otra parte, entre la Estación 1 y la Estación 2, se encuentran unos arrecifes rocosos naturales que fueron descartados inicialmente para su estudio por el peligro que suponía el desarrollo de la jornada de muestreo en ellos. No obstante, el equipo de investigación accedió a esta zona para realizar un inventario general de las especies que crecían en la zona intermareal inferior. Las algas perennes de gran porte, especialmente *Bifurcaria bifurcata*, presentaba poblaciones bien desarrolladas en las partes del arrecife más protegidas del oleaje. Asimismo, la presencia de especies como *Gelidium corneum*, *Calliblepharis jubata*, *Chondracanthus teedei* o *Gymnogongrus crenulatus* indica una calidad del agua buena.

Considerando lo resultados obtenidos en su conjunto, se concluye que en 2022 la presión ejercida por el efluente de aguas tratadas de la EDAR de Elantxobe en la vegetación intermareal del entorno donde es vertido es mínima.

4.3. FAUNA: RESULTADOS

En este apartado se exponen los principales resultados obtenidos en el estudio de la fauna intermareal del entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe. Se detalla la composición de las comunidades zoobentónicas existentes en primavera de 2022 en cada una de las 3 estaciones de muestreo. En el anexo I quedan recogidos los inventarios (listado de especies visualizadas con sus respectivas abundancias) y la cobertura media de las especies registradas para cada estación de muestreo. Asimismo, se incluye una lista de los taxones de invertebrados registrados. En el anexo fotográfico se puede observar el aspecto y características de la fauna bentónica estudiada.

4.3.1. Estación 1

En la Tabla 4.6 (anexo I) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación en el rango de marea de marea estudiado. Teniendo en cuenta el promedio de los seis inventarios realizados se registraron un total de 12 especies de invertebrados en 2022. De estos, ninguno alcanzó el 1% de ocupación de sustrato.

Los invertebrados más abundantes fueron el anélido *Spirobranchus triqueter* (0,5%), el anfípodo *Apohyale perieri* (0,3%), el artrópodo *Pachygrapsus marmoratus* (0,3%) y los poliquetos de la familia Sabellariidae (0,3%) (Tabla 4.6). A pesar de los valores bajos de cobertura alcanzados por la fauna, algunas especies fueron especialmente frecuentes. Es el caso de *Spirobranchus triqueter*, que apareció en todas las superficies estudiadas o de *Apohyale perieri*, *Pachygrapsus marmoratus* y Sabellariidae indet, que aparecieron en el 50% de muestras.

4.3.2. Estación 2

En la Tabla 4.6 (anexo I) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación en el rango de marea de marea estudiado. Teniendo en cuenta el promedio de los seis inventarios realizados se registraron un total de 20 especies de invertebrados en 2022.

Los invertebrados más abundantes fueron el erizo *Paracentrotus lividus* (1,8%), el anfípodo *Apohyale perieri* (0,5%), el anélido *Spirobranchus triqueter* (0,5%), el bivalvo *Rocellaria dubia* (0,4%) y el anélido *Serpula concharum* (0,3%) (Tabla 4.6). A pesar de los valores bajos de cobertura alcanzados por la fauna, algunas especies fueron especialmente frecuentes. Es el caso de *Apohyale perieri* y *Spirobranchus triqueter*, que aparecieron en 100% superficies estudiadas y de *Rocellaria dubia* y *Serpula concharum*, que aparecieron en el 83 % y 50% de ellas, respectivamente.

4.3.3. Estación 3

En la Tabla 4.6 (anexo I) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación en el rango de marea de marea estudiado. Teniendo en cuenta el promedio de los seis inventarios realizados se registraron un total de 13 especies de invertebrados en 2022.

Los invertebrados más abundantes fueron el erizo *Paracentrotus lividus* (0,8%), el porífero *Cliona celata* (0,5%), el anfípodo *Apohyale perieri* (0,3%), el cnidario *Balanophyllia regia* (0,3%), el bivalvo *Rocellaria dubia* (0,3%) y el anélido *Spirobranchus triqueter* (0,3%) (Tabla 4.6). A pesar de los valores bajos de cobertura alcanzados por la fauna, algunas especies presentaron valores de frecuencia altos. Es el caso de: *Cliona celata* (100%), *Rocellaria dubia* (66,7%) o *Apohyale perieri*, *Balanophyllia regia*, y *Spirobranchus triqueter* (da una de ellas 50%).

4.3.4. Diferencias espaciales de la fauna

4.3.4.1. Parámetros estructurales de la fauna

En cuanto a la riqueza específica se detectan diferencias espaciales entre las tres estaciones, siendo la Estación 2 la que ha presentado los valores más elevados (12 vs 20 vs 13, en la Estación 1, Estación 2 y Estación 3, respectivamente (Fig. 4.6).

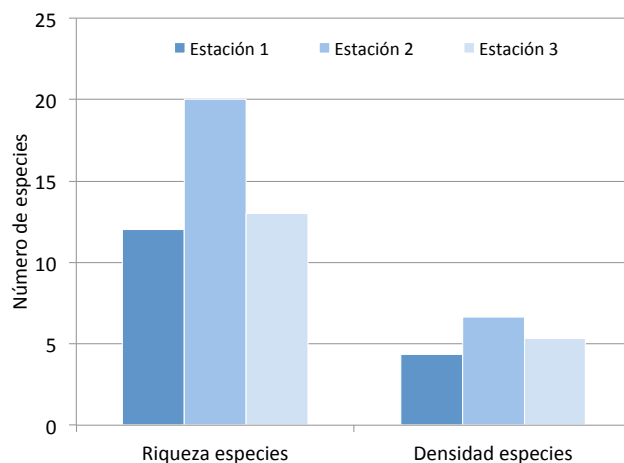


Figura 4.6. Riqueza (número total de especies), cobertura y densidad (especies por superficie de muestreo: 40 cm x 40 cm) de la fauna registrada en las 3 estaciones de muestreo en 2022.

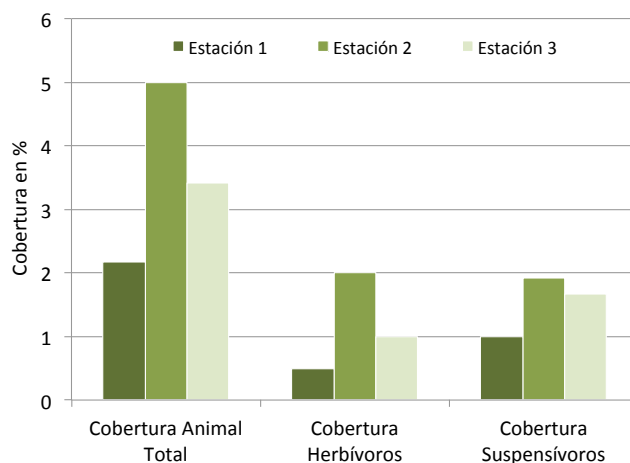


Figura 4.7. Promedio de cobertura animal total, cobertura de herbívoros y cobertura de suspensívoros en las 3 estaciones de muestreo en 2022.

En cuanto a la densidad de especies de la fauna intermareal (número medio de especies por superficie de muestreo: 40 cm x 40 cm) los valores siguen un patrón similar al detectado para la riqueza específica (Fig. 4.6). La Estación 2 presenta la mayor densidad (6,7), seguida de la Estación 3 (5,3) y de la Estación 1 (4,3).

La cobertura promedio total del conjunto de invertebrados que componen el zoobentos también mostró diferencias entre estaciones (Fig. 4.7). Al igual que lo observado con la riqueza y densidad, la Estación 2 destaca por poseer los valores de cobertura faunística más altos del área de estudio (5%). Por su parte, la Estación 1 (2,4%) y la Estación 2 (3,4%) presentaron valores inferiores. En cuanto a la abundancia de invertebrados con estrategia trófica herbívora, cabe destacar los bajos valores encontrados en el área de estudio (Fig. 4.7). La Estación 1 muestra valores mínimos (0,5%), seguida de la Estación 3 (1%) y Estación 2 (2%). En cuanto a los invertebrados suspensívoros, la Estación 2 (1,9%) y la Estación 3 (1,7%) muestran valores similares, mientras que en la Estación 1 (1%) los valores son notablemente inferiores.

4.3.4.2. Similitud faunística entre las estaciones

La similitud entre los inventarios de cada estación fue explorada mediante la aplicación de técnicas multivariantes. En el nMDS se observa cómo los inventarios se ordenan en cuatro grupos dentro de los cuales las muestras comparten un 35% de similitud (Fig. 4.8). De estos grupos, el Grupo A es el más numeroso y reúne a la gran mayoría de los inventarios realizados en la Estación 1 y en la Estación 2. El Grupo B está formado por dos inventarios de la Estación 2 y el Grupo C por tres inventarios de la Estación 1. Finalmente, el Grupo D reúne el resto de inventarios de la Estación 1 junto con uno de la Estación 2.

De acuerdo al análisis de similitudes SIMPER, esta ordenación se debe a la abundancia levemente superior de ciertas especies en cada grupo: *Paracentrotus lividus* y *Rocellaria dubia* son mas abundantes en el Grupo A, *Cliona celata*, Porifera indet. y *Bittium reticulatum* en el Grupo B, *Pachygrasus marmoratus* y *Chthamalus stellatus* en el Grupo C y *Apothyale perieri* y Sabellariidae indet. en el Grupo D.

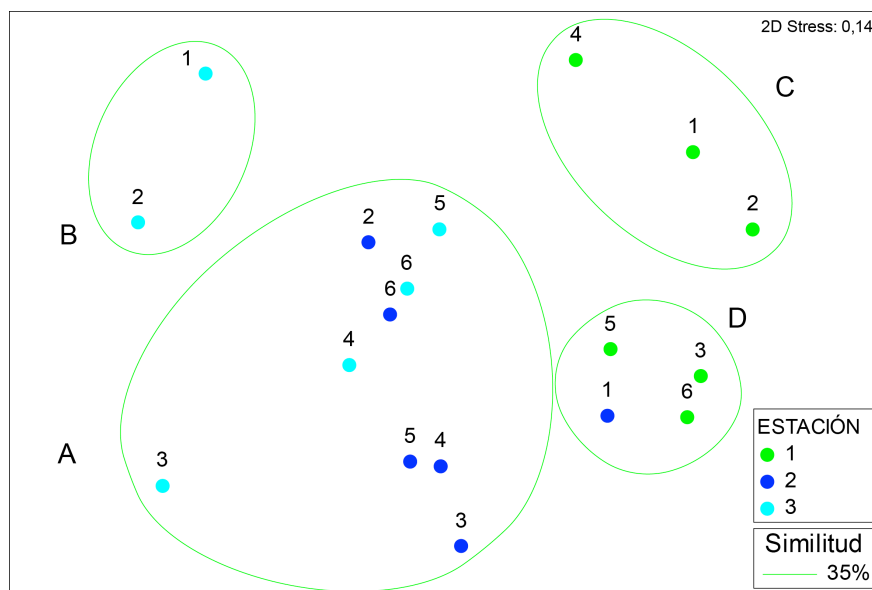


Figura 4.8. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la fauna intermareal de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe en 2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis. Los números de 1 a 6 corresponden a los 6 inventarios realizados en cada estación.

4.3.5. Discusión

Los resultados del presente estudio (2022) indican que la fauna se caracterizaba por ser poco conspicua con valores de abundancia en general bajos. Esta característica es común de ambientes donde de forma natural la vegetación predomina sobre la fauna, ocupando el sustrato rocoso intermareal en su práctica totalidad (Díez et al., 2012). Sin embargo, el área de estudio presentaba valores de cobertura faunística moderadamente inferiores a lo esperado en la costa vasca (Bustamante et al., 2010). A pesar de ser la fauna poco abundante, el área de estudio presentaba invertebrados típicos de costa abierta como los herbívoros *Patella ulyssiponensis* y *Paracentrotus lividus*, ciertas especies de anfípodos, los gasterópodos *Bittium reticulatum*, así como los poliquetos *Spirobranchus* spp. y Sabellariidae indet., entre otros.

Hay que destacar la baja cobertura en especial de invertebrados de estrategia herbívora. Es el caso de *Patella ulyssiponensis*, un invertebrado típico de la costa vasca (Bustamante et al., 2010) cuya presencia es clave para el correcto funcionamiento del ecosistema bentónico intermareal en su conjunto (Branch, 1985). Por lo tanto, será de especial interés conocer la evolución de ésta y otras especies de herbívoros en futuras campañas. Por otro lado, los valores de riqueza y densidad de invertebrados entran dentro de lo esperado para este nivel de marea (Bustamante et al., 2010, Díez et al., 2012). Dado que la disminución de la diversidad de invertebrados está considerado un síntoma de estrés (Robert y Scanes, 1999, Wear y Taner, 2007) será también de especial interés conocer su evolución.

Conviene señalar que el área de estudio presenta ciertas particularidades. Por un lado, las comunidades estudiadas están situadas en una zona extremadamente expuesta. Además, están asentadas sobre el sustrato artificial con el que esta construido el dique de Elantxobe. En líneas generales, las tres estaciones estudiadas presentaban una estructura y composición faunística similar en su estado de conservación. Sin embargo, los resultados indican unas condiciones ambientales más favorables para la fauna en la Estación 2, donde se registran los máximos de riqueza, densidad, cobertura de invertebrados y cobertura de herbívoros. Por el contrario, en le Estación 1, la más cercana al vertido, presenta los mínimos de estas mismas variables.

A la luz de los resultados obtenidos en el estudio de las comunidades de invertebrados, se concluye que la presión ejercida por el efluente de aguas tratadas de la EDAR de Elantxobe en la comunidad faunística intermareal del entorno donde es vertido es de leve a moderada.

4.4. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS COMUNIDADES EN EL CONTEXTO DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA 2000/60/CE

El estado ecológico (EcoQ) de las comunidades intermareales (macroalgas e invertebrados) presentes en el entorno de la descarga del efluente de la EDAR de Elantxobe se determinó mediante la aplicación del índice RICQI (Díez et al., 2012). Para el cálculo del EcoQ, el índice se basa en la presencia y abundancia de especies indicadoras de diferentes grados de calidad ambiental, conjuntamente con la riqueza de especies de

macroalgas e invertebrados. Asimismo, tiene en cuenta la presencia de ciertos grupos funcionales (algas de morfología compleja, herbívoros, suspensívoros) y la proporción de fauna con respecto a la comunidad en su conjunto (flora y fauna).

En la Tabla 4.3 queda detallada la puntuación obtenida en la evaluación del estado ecológico de las comunidades intermareales (flora y fauna) durante en la Campaña 2022. De acuerdo a este índice, las tres estaciones de muestreo presentan un estado ecológico de 'Bueno'.

Costa marina	Año	RICQI: Entorno depuradora ELANTXOBE									EQR	Estado Ecológico
		Métricas										
		Especies Indicadoras SpBio		Algas Complejas	Riqueza Especies R		Cobertura Fauna FC					
ESS	PC	MCA	Ra	Rf	Pf	Ch	Cs					
EL_BD_E1	2022	56,13 (B)	No	11,3	34	12	1,8	0,5	1,0	0,630	Bueno	
EL_BD_E2	2022	56,9 (MB)	No	2,7	31	20	4,3	2,0	1,9	0,740	Bueno	
EL_BD_E3	2022	50,05 (B)	No	3,4	34	13	3,0	1,0	1,7	0,630	Bueno	

Tabla. 4.3. Valores de las métricas, puntuación obtenida (EQR: Ecological Quality Ratio) y clasificación del Estado Ecológico (EcoQ) de las comunidades intermareales presentes en el entorno de la descarga del efluente de la EDAR de Ea durante el periodo 2017-2022 mediante la aplicación del índice RICQI (Díez et al. 2012).

Con ello se concluye que las comunidades intermareales del medio receptor de la EDAR de Elantxobe cumplen en 2022 con los objetivos de la DMA.

5. DISCUSIÓN GENERAL

El presente estudio tiene como objetivo general conocer el impacto ambiental del vertido de la EDAR de Elantxobe sobre los principales componentes del ecosistema marino de su entorno receptor en 2022. La descarga de las aguas residuales tratadas se hace por medio de un emisario y tiene lugar en la zona intermareal de la parte externa del rompeolas del puerto. Para cumplir dicho objetivo, se han estudiado las condiciones fisicoquímicas del agua y las comunidades de macroalgas e invertebrados de sustrato duro presentes en las proximidades del vertido. Para la evaluación del estado ecológico de la masa de agua se han aplicado índices de acuerdo a la Directiva Marco del agua (2000/60/CE) (DMA).

Con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua, las variables oceanográficas generales de salinidad, pH y temperatura mostraron valores normales en el contexto de la zona de estudio y época del año. Las diferencias entre las estaciones de muestreo en cuanto a estas variables fueron mínimas, lo cual indica que la influencia del efluente fue muy similar entre ellas. Las condiciones de oxigenación fueron en general buenas en todas las estaciones y con valores dentro del rango para cumplir con el objetivo de calidad de 'Muy Bueno' ($\geq 95\%$) (RD 1/2016; BOE, 2016). El coeficiente de extinción fue similar entre campañas y entre estaciones, obteniendo valores siempre bajos ($\leq 0,44$), lo que indica unas condiciones de transparencia del agua óptimas. Los valores de turbidez y de sólidos en suspensión de todas las muestras se encontraban dentro de los descritos para el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (Borja *et al.*, 2015; BOE, 2016), salvo en el caso de la Estación I en julio, que cumple con el objetivo de calidad 'Bueno' ($\geq 85\%$). Las condiciones ópticas de la columna de agua fueron buenas con un valores muy bajos de coeficiente de extinción de luz ($< 0,22$) en las tres estaciones, indicando unas condiciones de transparencia del agua óptimas para la zona. Los valores más altos de turbidez y de sólidos en suspensión, se encontraron en todas las muestras por debajo de los niveles descritos para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (RD 1/2016; BOE, 2016). Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, las concentraciones de nitrato, amonio y fosfato en la columna de agua obtuvieron en el año 2022 valores dentro del rango para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' establecido para tramos de costa abierta de la Costa Vasca (RD 1/2016; BOE, 2016).

Finalmente, mediante la aplicación del índice PCQI, que utiliza datos de saturación de oxígeno, nutrientes y condiciones ópticas de las aguas de superficie, y que se emplea para la evaluación del estado de las masas de agua en el contexto de la Directiva Marco del Agua, se concluye que el estado fisicoquímico en las estaciones de muestreo en 2022 fue 'Muy Bueno'.

Todo lo anterior indica que el efecto del efluente de la EDAR de Elantxobe en las características fisicoquímicas de la columna de agua del medio receptor fue inapreciable.

En cuanto a las comunidades biológicas, el alga coralinácea *Ellisolandia elongata* formaba un césped prácticamente continuo en el área muestreada. La presencia de otras especies, tanto perennes como anuales era testimonial. En las costas abiertas de las regiones templado-cálidas, las algas coralináceas son los bioconstructores más importantes en el

nivel intermareal inmediatamente inferior al cinturón de cirrípedos (Lüning, 1990), donde una vez establecidas pueden persistir durante mucho tiempo. El estrés ambiental natural que soportan las comunidades estudiadas es elevado, ya que se encuentran en un nivel intermareal relativamente alto y están muy expuestas al oleaje; conviene señalar que se encuentran en el exterior de un rompeolas. Además, el sustrato sobre el que se asientan no es natural; se trata de una plataforma de hormigón completamente plana que ha sido ligeramente erosionada desde su construcción y colonizada por las comunidades bentónicas. Por lo tanto, la superficie sobre la que se desarrolla la vegetación es bastante regular, carece de las oquedades y de los cambios de relieve que habitualmente ofrecen los sustratos naturales. La heterogeneidad de los sustratos naturales aporta una diversidad de microhábitas que favorecen el desarrollo de una mayor diversidad de algas. No obstante, se han registrado más de 30 especies en cada una de las tres estaciones de muestreo, un número elevado si se considera el poder del oleaje para desprender y cortar los talos de las algas.

Las características que le hacen a *Ellisolandia elongata* tolerante al estrés y más competitiva que otras especies son, por un lado, sus adaptaciones morfológicas (Stewart, 1983). Sus talos, al secretar un esqueleto de carbonato cálcico son duros, pero a la vez son flexibles porque los ejes erectos están geniculados (articulados). Por otro lado, su principal vía de reproducción es mediante propagación vegetativa a partir de la base incrustante del talo, lo cual es una estrategia muy efectiva para competir por el sustrato. Asimismo, es tolerante a una amplia gama de tensiones fisiológicas. Cuando baja la marea, las algas quedan expuestas a condiciones terrestres en las que se enfrentan a un mayor estrés por temperatura, luz y desecación. Diversos estudios han demostrado que las algas coralináceas están bien adaptadas para resistir o recuperarse de los daños causados por estos factores de estrés (Krieger et al., 2023). Por otra parte, cabe señalar que las algas coralináceas también toleran niveles de bajo a moderados de contaminación doméstica (Arévalo et al., 2007; Díez et al. 2012).

Por otra parte, entre la Estación 1 y la Estación 2, se encuentran unos arrecifes rocosos naturales que fueron descartados inicialmente para su estudio por el peligro que suponía llevar a cabo el muestreo detallado de las superficies. No obstante, el equipo de investigación accedió a esta zona para realizar un inventario general de las especies que crecían en la zona intermareal inferior. Las algas perennes de gran porte, especialmente *Bifurcaria bifurcata*, presentaba poblaciones bien desarrolladas en las partes del arrecife más protegidas del oleaje. Asimismo, la presencia de especies como *Gelidium corneum*, *Calliblepharis jubata*, *Chondracanthus teedei* o *Gymnogongrus crenulatus* indica una calidad del agua buena.

Considerando los resultados obtenidos en su conjunto, se concluye que en 2022 la presión ejercida por el efluente de aguas tratadas de la EDAR de Elantxobe en la vegetación intermareal del entorno donde es vertido es mínima.

Los resultados del presente estudio (2022) indican que la fauna se caracterizaba por ser poco conspicua con valores de abundancia en general bajos. Esta característica es común de ambientes donde de forma natural la vegetación predomina sobre la fauna, ocupando el sustrato rocoso intermareal en su práctica totalidad (Díez et al., 2012). Sin embargo, el área de estudio presentaba valores de cobertura faunística moderadamente inferiores a lo esperado en la costa vasca (Bustamante et al., 2010). A pesar de ser la fauna poco abundante, el área de estudio presentaba invertebrados típicos de costa abierta como los

herbívoros *Patella ulyssiponensis* y *Paracentrotus lividus*, ciertas especies de anfípodos, los gasterópodos *Bittium reticulatum*, así como los poliquetos *Spirobranchus* spp. y Sabellariidae indet., entre otros.

Hay que destacar la baja cobertura en especial de invertebrados de estrategia herbívora. Es el caso de *Patella ulyssiponensis*, un invertebrado típico de la costa vasca (Bustamante et al., 2010) cuya presencia es clave para el correcto funcionamiento del ecosistema bentónico intermareal en su conjunto (Branch, 1985). Por lo tanto, será de especial interés conocer la evolución de ésta y otras especies de herbívoros en futuras campañas. Por otro lado, los valores de riqueza y densidad de invertebrados entran dentro de lo esperado para este nivel de marea (Bustamante et al., 2010, Díez et al., 2012). Dado que la disminución de la diversidad de invertebrados está considerado un síntoma de estrés (Robert y Scanes, 1999, Wear y Taner, 2007) será también de especial interés conocer su evolución.

Conviene señalar que el área de estudio presenta ciertas particularidades. Por un lado, las comunidades estudiadas están situadas en una zona extremadamente expuesta. Además, están asentadas sobre el sustrato artificial con el que esta construido el dique de Elantxobe. En líneas generales, las tres estaciones estudiadas presentaban una estructura y composición faunística similar en su estado de conservación. Sin embargo, los resultados indican unas condiciones ambientales más favorables para la fauna en la Estación 2, donde se registran los máximos de riqueza, densidad, cobertura de invertebrados y cobertura de herbívoros. Por el contrario, en la Estación 1, la más cercana al vertido, presenta los mínimos de estas mismas variables.

A la luz de los resultados obtenidos en el estudio de las comunidades de invertebrados, se concluye que la presión ejercida por el efluente de aguas tratadas de la EDAR de Elantxobe en la comunidad faunística intermareal del entorno donde es vertido es leve.

El estado ecológico (EcoQ) de las comunidades intermareales (macroalgas e invertebrados) presentes en el entorno de la descarga del efluente de la EDAR de Elantxobe se determinó mediante la aplicación del índice RICQI (Díez et al. 2012). En la actual Campaña 2022, las tres estaciones del área de estudio se clasifican con un estado ecológico de 'Bueno'. De acuerdo a este índice, todo el área de estudio cumple con los objetivos de la DMA.

A la luz de los resultados obtenidos en el presente estudio, se concluye que tanto la calidad de la columna de agua como el estado ecológico de las comunidades intermareales del medio receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe cumplían en 2022 con los objetivos de la DMA.

6. CONCLUSIONES

- En cuanto a la calidad de las aguas, a la vista de los resultados obtenidos en este informe, se puede concluir que el medio receptor del vertido de la EDAR de Elantxobe cumplió en 2022 con los objetivos de la Directiva 2000/60/CE (DMA). Así, las tres estaciones muestreadas en su entorno presentaron un estado fisicoquímico 'Muy bueno' según el índice PCQI.
- En cuanto a las comunidades biológicas, la vegetación estaba dominada por el alga coralinácea *Ellisolandia elongata*, siendo la presencia de otras especies, tanto perennes como anuales, testimonial. El estrés ambiental natural que soportan las comunidades estudiadas es elevado, ya que se encuentran en un nivel intermareal relativamente alto y están muy expuestas al oleaje; conviene señalar que se encuentran en el exterior de un rompeolas. Además, el sustrato sobre el que se asientan no es natural; se trata de una plataforma de hormigón completamente plana que ha sido ligeramente erosionada desde su construcción y colonizada por las comunidades bentónicas. Por lo tanto, la superficie sobre la que se desarrolla la vegetación es bastante regular y carece de las oquedades y de los cambios de relieve que favorecen la diversidad. No obstante, se han registrado más de 30 especies en cada una de las tres estaciones de muestreo. Por otra parte, en los arrecifes rocosos naturales próximos al punto de descarga del efluente (donde fue imposible realizar el muestro), se visualizaron algas perennes de gran porte como *Bifurcaria bifurcata* formando poblaciones bien desarrolladas en las partes del arrecife más protegidas del oleaje. Considerando los resultados obtenidos en el estudio, se concluye que en 2022 la presión ejercida por el efluente de aguas tratadas de la EDAR de Elantxobe en la vegetación intermareal del entorno donde es vertido es mínima.
- En cuanto a la fauna, se caracterizaba por ser poco conspicua como corresponde a ambientes donde de forma natural la vegetación predomina sobre el componente faunístico. Por otro lado, los valores de riqueza y densidad entran dentro de lo esperado para este nivel de marea. Sin embargo, destaca la baja cobertura de invertebrados de estrategia herbívora cuya presencia es clave para el correcto funcionamiento del ecosistema bentónico intermareal. En general las tres estaciones estudiadas presentaban una estructura y composición faunística similar en su estado de conservación. No obstante, destacan unas condiciones ambientales menos favorables para la fauna en la Estación I, la más cercana al vertido, donde se registran los mínimos de riqueza, densidad y cobertura de herbívoros. A la luz de los resultados obtenidos en el estudio de las comunidades de invertebrados, se concluye que la presión ejercida por el efluente de aguas tratadas de la EDAR de Elantxobe en la comunidad faunística intermareal del entorno donde es vertido es leve.
- Teniendo en cuenta los resultados del índice RICQI, que considera tanto las macroalgas como macroinvertebrados como elementos biológicos de calidad, las comunidades bentónicas de sustrato rocoso en la zona receptora del vertido de la EDAR de Elantxobe se clasifican con 'Buen estado ecológico' alcanzándose el objetivo de la DMA.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER. PRIMER- E Ltd, Plymouth.
- Ardre, F. 1970. Contribution a l'etude des algues marines du Portugal. I. La Flore. Port. Acta Biol. sér. B, 1-423, 56 pls.
- Arévalo, R., Pinedo, S., Ballesteros, E. 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. Mar. Pollut. Bull., 55: 104-113.
- 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.
- Bendschneider, K., Robinson, R.J. 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. J. Mar. Res, 11: 87-96.
- Brewer, P.G., Riley, J.P. 1965. The automatic determination of nitrate in sea water. Deep-Sea Res., 12: 765-772.
- BOE, 2016. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. Núm. 439, pp. 2972-4301.
- 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, A. 1983. Sistemática de los moluscos marinos de la Costa Vasca. Sociedad Cultural INSUB, pub. n° 2. Donostia. 96 pp.
- Borja, A., Bikuña, B.G.D., Blanco, J.M., Agirre, A., Aierbe, E., Bald, J., Belzunce, M.J., Fraile, H., Franco, J., Gandarias, O., Goikoetxea, I., Leonardo, J.M., Lonbide, L., Moso, M., Muxika, I., Pérez, V., Santoro, F., Solaun, O., Tello, E.M., Valencia, V. 2003. Red de Vigilancia de las masas de aguas superficial de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco. 22 vols., 3043 pp. Available from: <http://www.euskadi.net/vima_aguas/red_c.htm>.
- Borja Á., Bald J., Belzunce M.J., Franco J., Garmendia J.M., Larreta J., Menchaca I., Muxika I., Revilla M., Rodríguez J.G., Solaun O., Uriarte A., Valencia V., Zorita I., Adarraga I.,

- Aguirrezabalaga F., Sola J.C., Cruz I., Marquiegui M.A., Martínez J., Orive, E., Ruiz J.M., Cano M., Laza-Martínez A., Manzanos A. 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 2015. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para URA. 445 pp + anexos.
- Branch, G.M., 1985. Limpets: their role in littoral and sublittoral community dynamics. In: Moore, P.G., Seed, R. (Eds.), *The Ecology of Rocky Coasts*. Hodder and Stoughton, London, pp. 98–116.
- Burrows, E.M. 1991. *Seaweeds of the British Isles. Vol. 2. Chlorophyta*. British Museum (Natural History), London.
- Burton, M. 1963. *A revision of the Classification of the Calcareous Sponges*. British Museum (Natural History). London. 693 pp.
- Bustamante, M., Tajadura, J., Saiz-Salinas, J.I. 2010. Temporal and spatial variability on rocky intertidal macrofaunal assemblages affected by an oil spill (Basque coast, northern Spain). *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 90: 1305-1317.
- Bustamante, M., Tajadura, J., Gorostiaga, J.M., Saiz-Salinas, J.I. 2014. Response of rocky invertebrate diversity, structure and function to the vertical layering of vegetation. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 147: 148-155.
- Bustamante, M., Tajadura, J., Díez, I., Saiz-Salinas, J.I. 2017. The potential role of habitat-forming seaweeds in modeling benthic ecosystem properties. *J. Sea Res.*, 130: 123-133.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Cloern, J. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210: 223-253.
- Coppejans E. 1995. *Flore algologique des côtes du Nord de la France et de la Belgique*. Jardin Botanique National de Belgique, Meise.
- Cornelius, P.F.S. 1995. *Thecate Hydroids and their Medusae (Parts 1&2)*. Synopses of the British Fauna, N° 50. The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association. Shrewsbury. 732 pp.
- Devlinny, J.S., Volshe, L.A. 1978. Effects of sediments on the development of *Macrocystis pyrifera* gametophytes. *Mar. Biol.*, 48: 343-348.
- Diario Oficial de la Unión Europea, L 47, 20 de febrero de 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 [notificada con el número C(2018) 696].

- Díez I., Bustamante, M., Santolaria, A., Tajadura, J., Muguerza, N., Borja, A., Muxika, I., Saiz-Salinas, J.I., Gorostiaga, J.M. 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.
- Dixon, P.S., Irvine, L.M. 1977. *Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part I. Introduction, Nemaliales, Gigartinales.* British Museum (Natural History), London.
- Eriksson, B.K., Johansson, G. 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Eur. J. Phycol.*, 38: 217-222.
- Eriksson, B.K., Johansson, G., Snoeijs, P. 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *Eur. J. Phycol.*, 33: 241-249.
- European Commission, 2018. Commission Decision of 12 February 2018, establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise (notified under document number C(2018) 696). Official Journal of the European Union L 47/1.
- Fairweather, P.G. 1990. Sewage and biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. *Environ. Monit. Assess.*, 14: 197-210.
- Fauvel, P. 1969. Polychètes Sédentaires. Faune de France, 16. Paris. 493 pp.
- Feldmann-Mazoyer, G. 1940. *Recherches sur les Céramiacées de la Méditerranée, Alger.* (Reprinted in 1977 by Otto Koeltz Science Publishers).
- Fletcher, R.L. 1987. *Seaweeds of the British Isles. Vol. 3. Fucophyceae (Phaeophyceae). Part I.* British Museum (Natural History), London.
- Gayral, P. 1958. *Algues de la Côte Atlantique Marocaine. La Nature of Maroc, 11: 1-523, Rabat.*
- Gayral, P. 1966. *Les algues des côtes françaises (Manche et Atlantique).* Deren & Cie, Paris. (Reprinted in 1982 by Otto Koeltz Science Publishers).
- Goikoetxea, N., Borja, Á., Fontán, A., González, M., Valencia, V. 2009. Trends and anomalies of sea surface temperature during the last 60 years, within the southeastern Bay of Biscay. *Cont. Shelf Res.*, 29: 1060-1069.
- Graham, A. 1988. (2^a ed.). *Molluscs: Prosobranch and Pyramidellid Gastropods. Synopses of the British fauna, n° 2.* The Linnean Society of London and The Estuarine & Brackish-Water.
- Halpern, B., Selkoe, F., Micheli, C., Kappel, 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Con. Biol.*, 21: 1301-1315.

- Harley, C.D.G., Anderson, K.M., Demes, K.W., Jorve, J.P., Kordas, R.L., Coyle, T.A., Graham, M.H. 2012. Effects of climate change on global seaweed communities. *J. Phycol.*, 48: 1064-1078.
- Hydes, D.J., Aoyama, M., Aminot, A., Bakker, K., Becker, S., Coverly, S., ... ,Zhang, J. Z. 2010. Recommendations for the determination of nutrients in seawater to high levels of precision and inter-comparability using continuous flow analyzers. 87 pp.
- Ingle, R. 1993. Hermit crabs of the Northeastern Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. British Museum (Natural History). London. 495 pp.
- Irvine, L.M., Chamberlain, Y.M. 1994. Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part 2B. Corallinales, Hildenbrandiales. HMSO, London.
- Irvine, L.M. 1983. Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part 2A. Cryptonemiales (*sensu stricto*), Palmariales, Rhodymeniales. British Museum (Natural History), London.
- Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, V., Lindblad, C. 1992. Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 78: 33-48.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waera, M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 28: 1-8.
- Kevekordes, K. 2001. Toxicity tests using developmental stages of *Hormosira banksii* (Phaeophyta) identify ammonium as a damaging component of secondary treated sewage effluent discharged into Bass Strait, Victoria, Australia. *MEPS* 219:139-148.
- Koeman, R.P.T. 1985. The taxonomy of *Ulva* Lannaeus, 1753, and *Enteromorpha* Link, 1820, (Chlorophyceae) in the Netherlands. Drukkerij van Denderen BV, Groningen.
- Krieger E.C., Taise A., Nelson W.A., Grand J., Le Ru E., Davy S.K., et al. 2023. Tolerance of coralline algae to ocean warming and marine heatwaves. *PLOS Clim* 2(1): e0000092. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000092>
- Lincoln, R.J. 1979. British Marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History). London. 658 pp.
- Lüning, K. 1990. Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology. Wiley Interscience Publications. Nueva York. 527 pp.
- Maggs, C., Hommersand, M.H. 1993. Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part 3A. Ceramiales. HMSO, London.
- Millero, F.J. 1996. Chemical oceanography. CRC Marine Science Series. Florida.
- Nizamuddin, M. 1991. The green marine algae of Libya. Bern.

-
- Price, N.M., Harrison, P.J. 1987. Comparison of methods for the analysis of dissolved urea in seawater. *Mar. Biol.*, 94: 307-317.
- Roberts, D.E., Scanes, P.R., 1999. Spatial patterns in the macrobenthic assemblages inhabiting kelp (*Ecklonia radiata*) forests exposed to sewage effluent. *Australian J. of Ecotox.*, 5: 89-102.
- Ryland, J.S., Hayward, P.J. 1977. *British Anascan Bryozoans*. Academic Press. London. 199 pp.
- Stewart, J.G. 1983. Fluctuations in the quantity of sediments trapped among algal thalli on intertidal rock platforms in Southern California. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 73, 205–211.
- Tebble, N. 1976. (2^a ed.). *British Bivalve Shells*. Royal Scottish Museum. Edinburgh. 212 pp.
- URA 2015. Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico, Revisión 2015-2021. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. MEMORIA - ANEJO VIII: Seguimiento y evaluación del estado. Octubre de 2015. <http://www.uragentzia.euskadi.eus/nuevo-plan-hidrologico-cantabrico-oriental-2015-2021/u81-000333/es/>
- van den Hoek, C. 1963. Revision of the European species of *Cladophora*. Leiden. (Reprinted in 1976 by Otto Koeltz Science Publishers).
- Voerman, S.E., Llera, E., Rico, J.M. 2013. Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Mar. Environ. Res.*, 90: 119-127.
- Walker, D.I., Kendrick, G.A. 1998. Threats to macroalgal diversity: marine habitat destruction and fragmentation. *Bot. Mar.*, 41: 105-112.
- Wear, R.J., Tanner, J.E. 2007. Spatio-temporal variability in faunal assemblages surrounding the discharge of secondary treated sewage. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 73: 630-638.
- Zariquiey Álvarez, R. 1968. *Crustáceos decápodos ibéricos*. Investigación pesquera, tomo 32. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Barcelona. 510 pp.

ANEXO

INVENTARIOS DE MACROALGAS

Elantxobe																			
Fecha: 01.05.22																			
Rango intermareal																			
Estación	1,2m : 0,9m																		
	1						2						3						
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
Especies / muestra																			
<i>Acrosorium ciliolatum</i>		+		1	1	5	+	+		+	+	+	+	+	+	+	1	+	
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>				1	+	+											+	+	
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	+				+	+		+	+							+	+	+	
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	+						1	1	1										
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>						+	+					1				5	+	5	+
<i>Caulacanthus ustulathus</i>	+	+		+				+	+	1	+		+		+				
<i>Ceramium botryocarpum</i>					+			+	+				+	+	1			+	
<i>Ceramium ciliatum</i>										+	1	+							
<i>Ceramium echionotum</i>				+	1	1	+	+	+	1	+	+	1	1			+	+	
<i>Ceramium sp.</i>	+	+	+																
<i>Champia parvula</i>																+	+	+	+
<i>Chondracanthus acicularis</i>				1	1	+				1			1						
<i>Chondracanthus teedei</i>						+													
<i>Cladophora laetevirens</i>										5	+	+		+	+				
<i>Cladophora lehmanniana</i>		+	+	+	+	+	+			1	+	+	+	+					
<i>Cladophora prolifera</i>				+	+														
<i>Colpomenia peregrina</i>					+	+								+					
<i>Cryptopleura ramosa</i>														+					
<i>Cutleria adspersa</i>											+					+			
<i>Ellisolandia elongata</i>	95	100	95	100	95	95	100	95	100	90	95	95	100	95	85	100	100	100	
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>				+	1	+				1		+		+	1	1	+	1	
<i>Gastroclonium reflexum</i>						+				+			+		1				
<i>Gayliella flaccida</i>																		+	
<i>Gelidium attenuatum</i>				10	30	10				1	+	1	1	5	1		1		
<i>Gelidium corneum</i>													+			1		5	
<i>Gelidium pulchellum</i>							+												
<i>Gelidium spinosum</i>				5	1	1				1	1		1			1	1	1	
<i>Halicystis parvula</i>				+										+		+			
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>															+				
<i>Lithophyllum incrustans</i>		1			1	+	+	1	+						5		+	+	
<i>Lomentaria articulata</i>				1	+		1	+	+	+			+	+					
<i>Lychaete pellucida</i>						+												+	
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	5	1	1	+		1	+	1	+	1	1	+	1	+	1	1		+	
<i>Osmundea pinnatifida</i>				1	1														
<i>Peyssonnelia atropurpurea</i>	+	+				+	+					+							
<i>Phymatolithon lenormandii</i>					1	1		1	+						1	1	1		
<i>Plocamium cartilagineum</i>				+	+	+		+										+	
<i>Polysiphonia atlantica</i>														+					
<i>Ralfsia verrucosa</i>	1		+				+	5											
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	5	+	1	1	+	5	10	5	5	1	+		+						
<i>Sphacelaria rigidula</i>	+	+	+						+	1	+								
<i>Trailiella intricata</i>	1	+	+	1	+	+	5	1	1	+	+	+	+	+	+			+	
<i>Ulva intestinalis</i>														+					
<i>Ulva rigida</i>	1	+	+	+	5	1	1	+		10	1	+	1	1	+	+	+		
<i>Vertebrata fruticulosa</i>								+		+									
<i>Zanardinia typus</i>						+													

Tabla 1. Inventarios de la flora intermareal del entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe. Campaña 2022.

INVENTARIOS DE FAUNA

Elantxobe																	
Fecha: 01.05.22																	
Rango intermareal																	
Estación																	
1,2m : 0,9m																	
Especies / muestra																	
1						2						3					
1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
<i>Apothya perieri</i>		+		+	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+
<i>Asterina gibbosa</i>								+									
<i>Balanophyllia regia</i>								+			+	+				+	+
<i>Bittium reticulatum</i>				+				+				+	+				
<i>Caprella penantis</i>															+		
<i>Cereus pedunculatus</i>									+								
<i>Chthamalus stellatus</i>	+			+													
<i>Cliona celata</i>								+				+	+	+	+	+	+
<i>Conopeum seurati</i>										+	+						
<i>Crassostrea</i> sp.			+														
<i>Dynamene bidentata</i>						+	+										
<i>Eriphia verrucosa</i>												+					
<i>Jassa falcata</i>							+										
<i>Lepidochitona cinerea</i>			+			+											
<i>Ocinebrina aciculata</i>											+		+		+		
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	+	+				+		+									
<i>Paracentrotus lividus</i>								10		1				5			
<i>Patella ulyssiponensis</i>				+						+							
<i>Perforatus perforatus</i>										+							
<i>Perinereis cultrifera</i>						+											
Plumulariidae indet.								+									
<i>Polyopthalmus pictus</i>								+			+	+				+	
Porífera indet.												+	+				
<i>Rocellaria dubia</i>								+	+	+	+	+	+	+	+		+
Sabellariidae indet.			+		+	+											
<i>Serpula concharum</i>								+			+	+					
<i>Spirobranchus triqueter</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+
<i>Steromphala umbilicalis</i>		+	+														
<i>Suberites</i> sp.										+				+	+		

Tabla 2. Inventarios de la fauna intermareal del entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe. Campaña 2022.

TABLAS DE COBERTURA

Elantxobe									
Fecha: 01.05.22									
Especies / muestra	Estación 1			Estación 2			Estación 3		
	Cob	SE	n%	Cob	SE	n%	Cob	SE	n%
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	1,3	0,8	66,7	0,4	0,1	83,3	0,6	0,1	100
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	0,3	0,2	50	-	-	-	0,2	0,1	33,3
<i>Apoglossum ruscolium</i>	0,3	0,1	50	0,2	0,1	33,3	0,3	0,1	50
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	0,1	0,1	16,7	0,5	0,2	50	-	-	-
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0,1	0,1	16,7	0,3	0,2	33,3	1,8	1,0	66,7
<i>Caulacanthus ustulathus</i>	0,3	0,1	50	0,4	0,2	66,7	0,2	0,1	33,3
<i>Ceramium botryocarpum</i>	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	33,3	0,4	0,2	66,7
<i>Ceramium ciliatum</i>	-	-	-	0,3	0,2	50	-	-	-
<i>Ceramium echionotum</i>	0,4	0,2	50	0,6	0,1	100	0,5	0,2	66,7
<i>Ceramium sp.</i>	0,3	0,1	50	-	-	-	-	-	-
<i>Champia parvula</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	0,1	66,7
<i>Chondracanthus acicularis</i>	0,4	0,2	50	0,2	0,2	16,7	0,2	0,2	16,7
<i>Chondracanthus teedei</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	-	-	-
<i>Cladophora laetevirens</i>	-	-	-	1,0	0,8	50	0,2	0,1	33,3
<i>Cladophora lehmanniana</i>	0,4	0,1	83,3	0,4	0,2	66,7	0,2	0,1	33,3
<i>Cladophora prolifera</i>	0,2	0,1	33,3	-	-	-	-	-	-
<i>Colpomenia peregrina</i>	0,2	0,1	33,3	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Cryptopleura ramosa</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Cutleria adspersa</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7
<i>Ellisolandia elongata</i>	96,7	1,1	100	95,8	1,5	100	96,7	2,5	100
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	0,3	0,2	50	0,3	0,2	33,3	0,7	0,2	83,3
<i>Gastroclonium reflexum</i>	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7	0,3	0,2	33,3
<i>Gayliella flaccida</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Gelidium attenuatum</i>	8,3	4,8	50	0,4	0,2	50	1,3	0,8	66,7
<i>Gelidium corneum</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	1,0	0,8	33,3
<i>Gelidium pulchellum</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Gelidium spinosum</i>	1,2	0,8	50	0,3	0,2	33,3	0,7	0,2	66,7
<i>Halicystis parvula</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	0,2	0,1	33,3
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Lithophyllum incrustans</i>	0,4	0,2	50	0,3	0,2	50	1,0	0,8	50
<i>Lomentaria articulata</i>	0,3	0,2	33,3	0,4	0,2	66,7	0,2	0,1	33,3
<i>Lychaete pellucida</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	1,4	0,7	83,3	0,8	0,1	100	0,7	0,2	83,3
<i>Osmundea pinnatifida</i>	0,3	0,2	33,3	-	-	-	-	-	-
<i>Peyssonnelia atropurpurea</i>	0,3	0,1	50	0,2	0,1	33,3	-	-	-
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	0,3	0,2	33,3	0,3	0,2	33,3	0,5	0,2	50
<i>Plocamium cartilagineum</i>	0,3	0,1	50	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7
<i>Polysiphonia atlantica</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Ralfsia verrucosa</i>	0,3	0,2	33,3	0,9	0,8	33,3	-	-	-
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	2,2	0,9	100	3,6	1,6	83,3	0,1	0,1	16,7
<i>Sphacelaria rigidula</i>	0,3	0,1	50	0,3	0,2	50	-	-	-
<i>Trailliella intricata</i>	0,7	0,1	100	1,4	0,7	100	0,3	0,1	66,7
<i>Ulva intestinalis</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Ulva rigida</i>	1,4	0,7	100	2,2	1,6	83,3	0,6	0,2	83,3
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	-	-	-	0,2	0,1	33,3	-	-	-
<i>Zanardinia typus</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	-	-	-

Tabla. 3. Cobertura media (Cob), error estándar (SE) y frecuencia (n%) de las especies de algas registradas en el rango intermareal de + 1,20 m a + 0,90 m del entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe en las tres estaciones de muestreo.

Elantxobe									
Fecha: 01.05.22									
Especies / muestra	Estación 1			Estación 2			Estación 3		
	Cob	SE	n%	Cob	SE	n%	Cob	SE	n%
<i>Apohyale perieri</i>	0,3	0,1	50,0	0,5	-	100,0	0,3	0,1	50,0
<i>Asterina gibbosa</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Balanophyllia regia</i>	-	-	-	0,2	0,1	33,3	0,3	0,1	50,0
<i>Bittium reticulatum</i>	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	33,3
<i>Caprella penantis</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Cereus pedunculatus</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Chthamalus stellatus</i>	0,2	0,1	33,3	-	-	-	-	-	-
<i>Cliona celata</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	0,5	-	100,0
<i>Conopeum seurati</i>	-	-	-	0,2	0,1	33,3	-	-	-
<i>Crassostrea</i> sp.	0,1	0,1	16,7	-	-	-	-	-	-
<i>Dynamene bidentata</i>	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Eriphia verrucosa</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	16,7
<i>Jassa falcata</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Lepidochitona cinerea</i>	0,2	0,1	33,3	-	-	-	-	-	-
<i>Ocinebrina aciculata</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	33,3
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	0,3	0,1	50,0	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Paracentrotus lividus</i>	-	-	-	1,8	1,6	33,3	0,8	0,8	16,7
<i>Patella ulyssiponensis</i>	0,1	0,1	16,7	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Perforatus perforatus</i>	-	-	-	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Perinereis cultrifera</i>	0,1	0,1	16,7	-	-	-	-	-	-
Plumulariidae indet.	-	-	-	0,1	0,1	16,7	-	-	-
<i>Polyopthalmus pictus</i>	-	-	-	0,2	0,1	33,3	0,2	0,1	33,3
Porífera indet.	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	33,3
<i>Rocellaria dubia</i>	-	-	-	0,4	0,1	83,3	0,3	0,1	66,7
Sabellariidae indet.	0,3	0,1	50,0	-	-	-	-	-	-
<i>Serpula concharum</i>	-	-	-	0,3	0,1	50,0	-	-	-
<i>Spirobranchus triqueter</i>	0,5	-	100,0	0,5	-	100,0	0,3	0,1	50,0
<i>Steromphala umbilicalis</i>	0,2	0,1	33,3	-	-	-	-	-	-
<i>Suberites</i> sp.	-	-	-	0,1	0,1	16,7	0,2	0,1	33,3

Tabla. 4. Cobertura media (Cob), error estándar (SE) y frecuencia (n%) de las especies de invertebrados registrados en el rango intermareal de + 1,20 m a + 0,90 m del entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe en las tres estaciones de muestreo.

LISTA DE LOS TAXONES REGISTRADOS

FLORA

Phylum Chlorophyta

Cladophora laetevirens (Dillwyn) Kützing
Cladophora lehmanniana (Lindenberg) Kützing
Cladophora prolifera (Roth) Kützing
Halicystis parvula F.Schmitz ex Murray
Lychaete pellucida (Hudson) M.J.Wynne
Ulva intestinalis Linnaeus
Ulva rigida C.Agardh

Phylum Ochrophyta

Bifurcaria bifurcata R.Ross
Colpomenia peregrina Sauvageau
Cutleria adspersa (Mertens ex Roth) De Notaris
Ralfsia verrucosa (Areschoug) Areschoug
Sphacelaria cirrosa (Roth) C.Agardh
Sphacelaria rigidula Kützing
Zanardinia typus (Nardo) P.C.Silva

Phylum Rhodophyta

Acrosorium ciliolatum (Harvey) Kylin
Ahnfeltiopsis devoniensis (Greville) P.C.Silva & DeCew
Apoglossum ruscifolium (Turner) J.Agardh
Bonnemaisonia hamifera Hariot
Caulacanthus ustulatus (Mertens ex Turner) Kützing
Ceramium botryocarpum A.W.Griffiths ex Harvey
Ceramium ciliatum (J.Ellis) Ducluzeau
Ceramium echionotum J.Agardh
Ceramium sp.
Champia parvula (C.Agardh) Harvey
Chondracanthus acicularis (Roth) Fredericq
Chondracanthus teedei (Mertens ex Roth) Kützing
Cryptopleura ramosa (Hudson) L.Newton
Ellisolandia elongata (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders
Falkenbergia rufolanosa (Harvey) F.Schmitz
Gayliella flaccida (Harvey ex Kützing) T.O.Cho & L.J.Mclvor
Gastroclonium reflexum (Chauvin) Kützing
Gelidium attenuatum (Turner) Thuret
Gelidium corneum (Hudson) J.V.Lamouroux
Gelidium pulchellum (Turner) Kützing
Gelidium spinosum (S.G.Gmelin) P.C.Silva

Hypoglossum hypoglossoides (Stackhouse) Collins & Hervey
Lithophyllum incrustans Philippi
Lomentaria articulata (Hudson) Lyngbye
Mesophyllum lichenoides (J.Ellis) Me.Lemoine
Osmundea pinnatifida (Hudson) Stackhouse
Peyssonnelia atropurpurea P.L.Crouan & H.M.Crouan
Phymatolithon lenormandii (J.E.Areschoug) Adey
Plocamium cartilagineum (Linnaeus) P.S.Dixon
Polysiphonia atlantica Kapraun & J.N.Norris
Trailliella intricata Batters
Vertebrata fruticulosa (Wulfen) Kuntze

FAUNA

Phylum Porifera

Cliona celata Grant, 1826
Plumulariidae indet. McCrady, 1859
Porifera indet. Grant, 1836
Suberites sp. Nardo, 1833

Phylum Cnidaria

Balanophyllia regia (Gosse, 1853)
Cereus pedunculatus (Pennant, 1777)

Phylum Mollusca

Bittium reticulatum (da Costa, 1778)
Crassostrea sp. Saco, 1897
Lepidochitona cinérea (Linnaeus, 1757)
Ocenebrina aciculata (Lamarck, 1822)
Patella ulyssiponensis Gmelin, 1791
Rocellaria dubia Pennant, 1777)
Steromphala umbilicalis (da Costa, 1778)

Phylum Annelida

Eulalia viridis (Linnaeus, 1767)
Polyopthalmus pictus (Dujardin, 1839)
Perinereis cultrifera (Grube, 1840)
Sabellariidae indet. Johnston, 1865
Serpula concharum Langerhans, 1880
Spirobranchus triqueter (Linnaeus, 1758)

Phylum Arthropoda

Apothyale perieri (Lucas, 1846)
Caprella penantis Leach, 1814
Chthamalus stellatus (Poli, 1791)
Dynamene bidentata (Adams, 1800)
Eriphia verrucosa (Forskål, 1775)
Jassa falcata (Montagu, 1808)
Pachygrapsus marmoratus (Fabricius, 1787)
Perforatus perforatus (Bruguière, 1789)

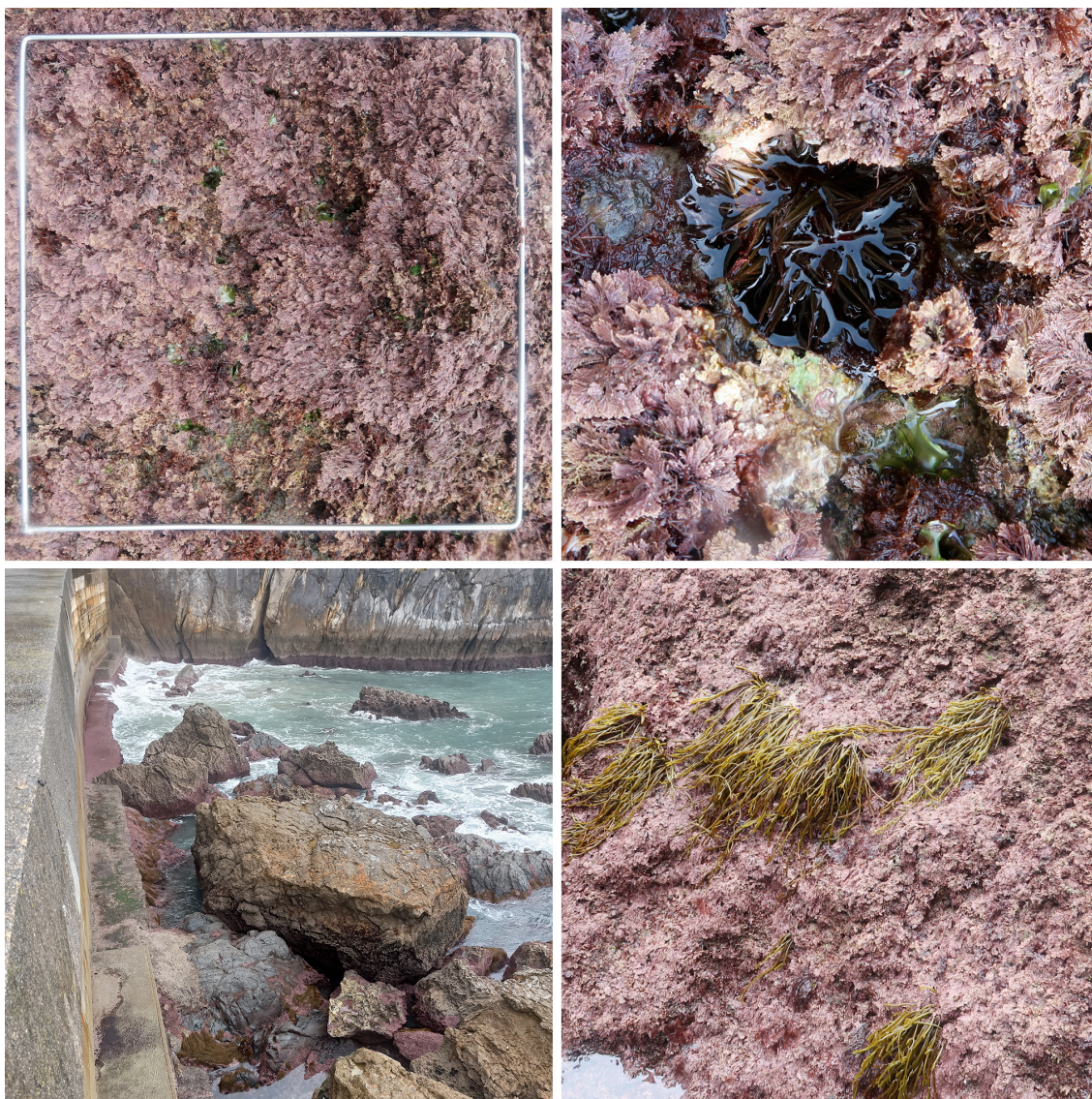
Phylum Echinodermata

Asterina gibbosa (Pennant, 1777)
Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)

Phylum Bryozoa

Conopeum seurati Canu, 1928

ANEXO FOTOGRÁFICO



Aspecto general de las comunidades intermareales de sustrato rocoso presentes en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Elantxobe. **A.** Detalle de una superficie de muestreo en la que se aprecia cómo la vegetación estaba dominada por el alga coralinácea *Ellisolandia elongata*. **B.** Detalle del erizo *Paracentrotus lividus*, que junto con otros invertebrados herbívoros como las lapas del género *Patella*, presentaban valores de cobertura moderadamente inferiores a lo esperado. **C.** Aspecto de los arrecifes rocosos naturales próximos al punto de descarga del efluente donde se accedió para realizar un inventario general de las especies presentes. **D.** En las partes del arrecife más protegidas del oleaje se visualizaron algas perennes de gran porte como *Bifurcaria bifurcata*.