

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 Muguerza 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 Ea (T.M. Ea). Campaña 2022. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia/Bilbao Bizkaia Ur Patzuergoa. 81 pp.

ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN.....	3
2. OBJETIVOS	7
3. COLUMNA DE AGUA.....	9
3.1. MATERIALES Y MÉTODOS.....	9
3.1.1. Situación de las estaciones de muestreo y obtención de las muestras	9
3.1.2. Métodos analíticos	10
3.1.2.1. Variables medidas “in situ”	10
3.1.2.2. Variables medidas en laboratorio.....	12
3.1.2.3. Variables derivadas	13
3.1.3. Metodología para la valoración de la calidad fisicoquímica del agua.....	14
3.2. RESULTADOS.....	14
3.2.1. Temperatura, pH y salinidad.....	15
3.2.2. Oxígeno disuelto.....	17
3.2.3. Condiciones ópticas.....	17
3.2.4. Turbidez.....	18
3.2.5. Sólidos en suspensión.....	19
3.2.6. Nutrientes inorgánicos disueltos	21
3.2.7. Estado de calidad fisicoquímica	23
3.3. DISCUSIÓN.....	23
4. COMUNIDADES BIOLÓGICAS	25
4.1. MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
4.1.1. Red de vigilancia y estrategia de muestreo	25
4.1.2. Variables biológicas estudiadas.....	26
4.1.3. Tratamiento estadístico de los datos.....	27
4.1.4. Valoración del estado ecológico de las comunidades	27
4.2. MACROALGAS: RESULTADOS	28
4.2.1. Estación 1	28
4.2.2. Estación 2.....	29
4.2.3. Estación 3.....	30
4.2.4. Diferencias espacio-temporales de la vegetación.....	31
4.2.4.1. Parámetros estructurales de la vegetación.....	31
4.2.4.2. Similitud florística entre las estaciones	34
4.2.5. Discusión.....	37
4.3. FAUNA: RESULTADOS.....	38
4.3.1. Estación 1	39
4.3.2. Estación 2.....	39
4.3.3. Estación 3.....	40
4.3.4. Diferencias espacio-temporales de la fauna	40

4.3.4.1. Parámetros estructurales de la fauna.....	40
4.3.4.2. Similitud faunística entre las estaciones.....	43
4.3.5. Discusión.....	45
4.4. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS COMUNIDADES EN EL CONTEXTO DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA 2000/60/CE.....	46
5. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES.....	49
6. BIBLIOGRAFÍA.....	53
7. ANEXOS.....	59
7.1. INVENTARIOS DE MACROALGAS.....	59
7.2. INVENTARIOS DE FAUNA.....	60
7.3. TABLAS DE COBERTURA.....	61
7.4. LISTA DE LOS TAXONES REGISTRADOS.....	67
7.5. ANEXO FOTOGRÁFICO.....	71

RESUMEN

La EDAR de Ea, localizada frente a la playa Lapatza, inició su actividad en 1998. Fuera de la temporada de baños el vertido se realiza sobre el cauce del riachuelo Argin, mientras que en la temporada de baños las aguas son vertidas en el acantilado de una zona costera próxima conocida como La Atalaya. 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. El Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia/Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa, como gestor del ciclo integral del agua de 16 municipios de la comarca de Urdaibai desde 2022, acordó un convenio de colaboración con la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea para la realización del estudio “Plan de vigilancia del medio receptor de la EDAR de Ea (T.M. de Ea)”; estudio realizado previamente (2017-2021) para el Consorcio de Aguas de Busturialdea/Busturialdeko Ur Partzuergoa. Los objetivos de este plan de vigilancia son evaluar el impacto del vertido de la EDAR de de Ea en el medido receptor y realizar la valoración del estado ecológico de las aguas (EcoQ) de acuerdo a la Directiva Marco del agua (2000/60/CE) (DMA).

La presente memoria da cuenta de los resultados obtenidos en la Campaña 2022. Para la elaboración del plan de vigilancia 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 disueltos), la composición específica de las comunidades de macroalgas e invertebrados de sustrato duro, y la estructura de éstas en relación a diversos parámetros (especies indicadoras, riqueza y densidad de especies, abundancia relativa de las especies en términos de cobertura, grupos tróficos de la fauna y grupos morfo-funcionales de las algas).

La red de muestreo de la columna del agua abarca un total de 3 estaciones situadas entre 90 m y 200 m de distancia de donde queda localizado el punto de vertido del efluente durante la temporada de baños. 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 el intermareal rocoso y se compone de tres estaciones situadas entre 75 m y 180 m de distancia al punto de vertido. La recogida de datos biológicos se realizó en primavera de 2022.

Los principales resultados y conclusiones del presente estudio se describen a continuación. Con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua, las variables oceanográficas generales (temperatura, salinidad, pH) 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, no observándose ningún gradiente acorde con la proximidad o lejanía del vertido, lo cual indica que la influencia del efluente fue indetectable. El oxígeno disuelto y las condiciones ópticas también fueron muy similares entre las tres estaciones. Las condiciones de oxigenación presentaron valores para alcanzar el objetivo de calidad ‘Muy Bueno’ ($\geq 95\%$) o ‘Bueno’ ($\geq 85\%$), y el coeficiente de extinción de la luz siempre fue bajo ($\leq 0,4$), indicando 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'. Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, la concentración de nitratos, amonio y fosfato en la columna de agua obtuvieron valores dentro del objetivo de calidad 'Muy Bueno' establecido para tramos de costa abierta de la costa vasca (CHC y URA, 2016; BOE, 2016). Finalmente, mediante la aplicación del índice PCQI, se concluye que el estado fisicoquímico del agua en las estaciones en 2022 fue 'Muy Bueno'. Todo lo anterior indica que el efecto del efluente de la EDAR de Ea en las características fisicoquímicas de la columna de agua del medio receptor fue inapreciable.

Con respecto a las comunidades biológicas, los resultados indican que las comunidades intermareales de sustrato duro del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea se asemejan, en líneas generales, a las de ambientes costeros no alterados por las presiones antropogénicas. En cuanto a la vegetación, los cambios registrados entre 2021 y 2022 han sido positivos en la Estación 2 (aumento de densidad de especies y algas de morfología compleja), negativos en el inferior de la Estación 1 (descensos de densidad de especies y algas complejas) y neutros en la Estación 3. La elevada variabilidad interanual detectada en la vegetación del nivel intermareal inferior de la Estación 1 desde el comienzo del estudio (2017) sugiere la presencia de factores naturales de estrés. En cuanto a los cambios registrados en el zoobentos en el periodo 2021-2022, destaca la ausencia en el nivel superior de las tres estaciones del cirrípedo *Chthamalus stellatus* (característico de este nivel) y el retroceso de la diversidad en los dos niveles del intermareal de la Estación 1. Teniendo en cuenta la serie temporal estudiada (2017-2022), los cambios correspondientes al bienio 2021-2022 en la vegetación y en la fauna no parecen indicar cambios en la calidad del agua, sino que podrían enmarcarse dentro de la variabilidad natural de las comunidades.

El estado ecológico (EcoQ) de las comunidades intermareales (macroalgas e invertebrados) presentes en el entorno de la descarga del efluente de la EDAR de Ea se determinó mediante la aplicación del índice RICQI. De acuerdo a este índice las tres estaciones del área de estudio presentaban unas comunidades con un estado ecológico 'Bueno'.

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 Ea cumplían en 2022 con los objetivos de la DMA.

1. INTRODUCCIÓN

La EDAR de Ea (T.M. Ea) está dimensionada para tratar las aguas residuales de una población de 800 habitantes en invierno y 2.400 habitantes en verano. Las aguas son tratadas mediante tratamiento biológico, con un tratamiento avanzado de nitrificación-desnitrificación, y sometidas a un proceso de desinfección con rayos ultravioleta. El punto de vertido del efluente de la EDAR de Ea varía según el período del año. Durante la temporada de baños, la descarga del efluente se realiza en la proximidad del litoral rocoso, en la zona costera conocida como La Atalaya; el resto del año, el efluente se libera en el cauce del riachuelo Argin.

Dentro del trámite para la autorización administrativa de vertido desde tierra al Dominio Público Marítimo Terrestre, la Agencia Vasca del Agua (URA) se incluye la realización de un Plan de Vigilancia del Medio Receptor y control del 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 surgió en 2017 un convenio de colaboración entre el Consorcio de Aguas de Busturialdea/Busturialdeko Ur Partzuergoa (BUP) 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 Ea (T.M. Ea)”, convenio que ha continuado con el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia desde la integración del BUP en este último.

El vertido de las aguas residuales domésticas es considerado uno de los focos contaminantes más extendidos que afectan a los ecosistemas costeros. El crecimiento poblacional de los asentamientos urbanos en la costa y el consiguiente aumento de las aguas residuales que generan, pueden ocasionar alteraciones 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 efectos nocivos de las aguas residuales son esenciales para proteger los ecosistemas marinos y 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 los productores primarios que forman la base de las redes tróficas en los ecosistemas marinos. 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 aumento 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 Volve, 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 (Kevekordes, 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 el dosel o 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 Ea 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 (composición específica, especies indicadoras, riqueza y densidad de especies, abundancia relativa de las especies en términos de cobertura, grupos tróficos de la fauna y grupos morfo-funcionales de las algas).

El presente informe detalla los resultados obtenidos en la Campaña 2022. En los capítulos correspondientes a los elementos de calidad 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 Ea (T.M. Ea) 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 Ea.
- (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 las algas) de las comunidades intermareales de macroalgas e invertebrados de sustrato duro bajo la influencia del efluente de la EDAR de Ea.
- (3) Determinar y valorar los cambios que han tenido lugar en la estructura de las comunidades bentónicas intermareales de sustrato duro en 2022 (macroalgas e invertebrados) respecto a los registros de campañas precedentes.
- (4) Evaluar el estado ecológico de las aguas (EcoQ) en 2022 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 Ea fue construida por la Diputación Foral de Bizkaia y es gestionada por el Consorcio de Aguas de Bilbao-Bizkaia. Con el objetivo de proteger la zona de baño inicio su actividad en 1998. La depuradora está situada a escasos metros de la playa Lapatza y separada de ésta por un tramo canalizado del riachuelo Argin, el cual queda cubierto por aguas marinas en el último tramo de la subida de la marea (Fig. 3.1). La depuradora está dimensionada para tratar las aguas residuales de una población de 800 habitantes en invierno y 2.400 habitantes en verano.



Fig. 3.1. Localización de la EDAR de Ea (T.M. Ea) y del punto de vertido del efluente de aguas tratadas.

Las aguas son tratadas mediante tratamiento biológico con un tratamiento avanzado de nitrificación-desnitrificación y son sometidas a un proceso de desinfección con rayos ultravioleta. El punto de vertido de la EDAR de Ea varía según el período del año.

Fuera de la temporada de baños el vertido se realiza enfrente de la depuradora, sobre el cauce del riachuelo Argin. Desde el 1 de junio hasta el 30 de septiembre, el efluente es

impulsado a través de una tubería de 650 m de longitud hasta la zona de la costa conocida como La Atalaya. Finalmente, a cierta altura en el acantilado, es descargado en las proximidades del litoral rocoso (Fig. 3.1).

Para la vigilancia y control de la calidad de las aguas en el entorno receptor del efluente de la EDAR se llevaron a cabo 2 campañas de muestreo, ambas en verano.

La red de muestro de la columna del agua abarca un total de 3 estaciones (EA_CA_E1, EA_CA_E2, EA_CA_E3) situadas entre 90 m y 200 m de distancia de donde queda localizado el punto de descarga durante la temporada de baños (Fig. 3.2; Tabla 3.1).

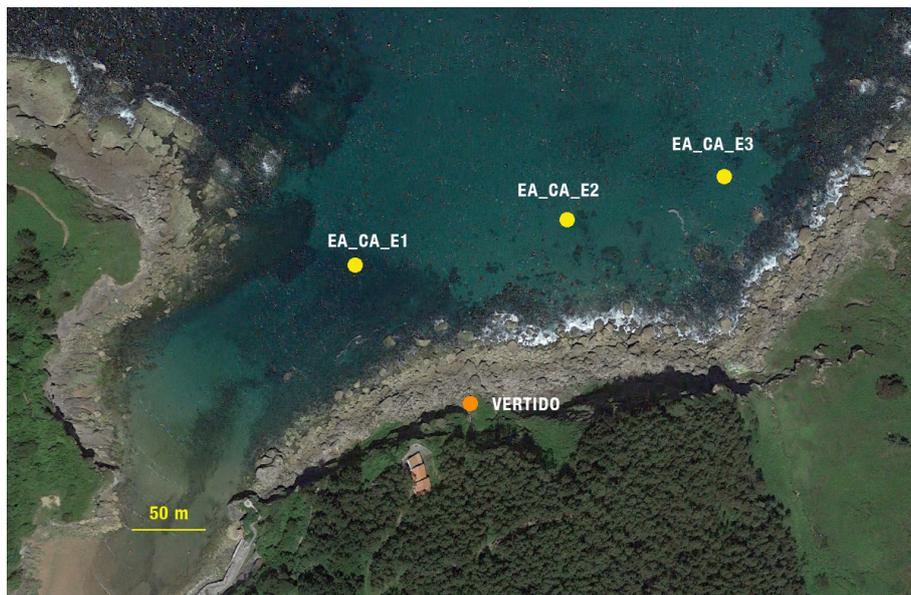


Fig. 3.2. Localización del punto de vertido del efluente de la EDAR de Ea (T.M. Ea) y de las tres estaciones de muestreo de la columna de agua.

Estación	Código Estación	Distancia (m)	Latitud	Longitud
Estación 1	EA_CA_E1	150 m	43°23'13.13"N	2°34'40.82"O
Estación 2	EA_CA_E2	200 m	43°23'12.63"N	2°34'45.47"O
Estación 3	EA_CA_E3	250 m	43°23'11.45"N	2°34'51.73"O

Tabla 3.1. Coordenadas y distancia al punto de vertido del efluente de la EDAR de Ea 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 hace del mismo modo, 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. 3.2; 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 m^3/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 $^\circ\text{C}$ 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 1 l 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 Dinámica 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

Coeficiente 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:

$$\begin{aligned} I_z/I_0 &= e^{-\mu_z} \\ -\mu_z &= \ln I_z/I_0 \\ \mu &= -\ln (I_z/I_0)/z \end{aligned}$$

de manera que realizando una regresión lineal entre el incremento de profundidad (Δz) y $-\ln I_z/I_0$, la pendiente de la recta obtenida es el valor de μ .

3.1.3. Metodología para la evaluación 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 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):

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

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 Ea. Se detalla la información de las tres estaciones que componen la red de

estudio en las dos campañas estivales estudiadas durante el periodo 2017-2022. Asimismo, se realiza una valoración de la calidad fisicoquímica del agua mediante el índice PCQI (*Physico-Chemical Quality Index*) 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 una de las dos campañas anuales realizadas desde el inicio del estudio.

Las estaciones presentan temperaturas similares dentro de cada jornada de muestreo, por lo que sus líneas se solapan en el gráfico. Los valores entre las dos jornadas de muestreo de cada campaña han presentado variaciones más notables.

En 2022, se han registrado valores en torno a 21,1 °C en julio y en torno a 24,1 °C en agosto. En la serie temporal el rango de temperatura osciló entre un valor mínimo de 19,5 °C registrado en septiembre de 2018 y un valor máximo de 24,5 °C en agosto de 2020.

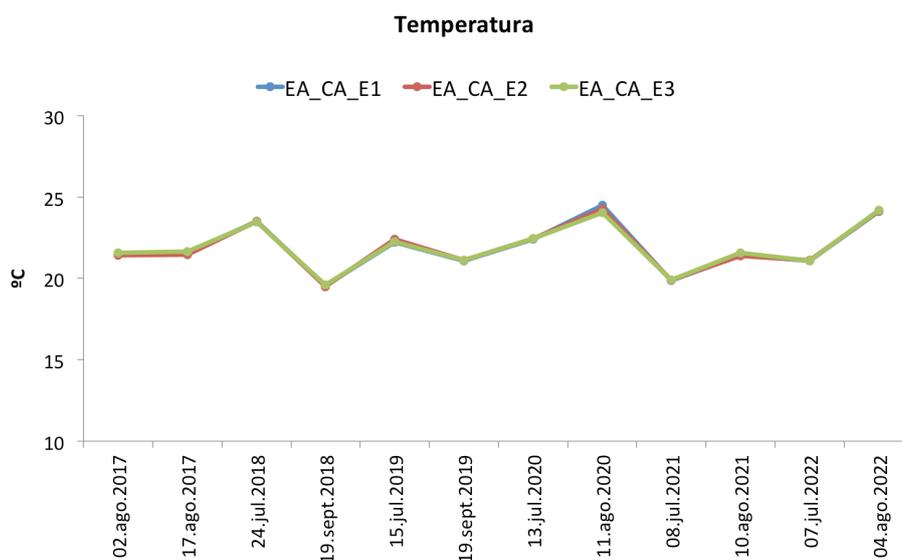


Fig. 3.3. Temperatura promedio de los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

Los valores de pH promedio para cada estación y jornada de muestreo quedan recogidos en la Figura 3.4. El rango de variación en la serie temporal completa fue muy estrecho, variando desde 7,85 hasta 8,30. Destaca la alta similitud entre las estaciones del área de estudio y durante las dos jornadas estivales de cada campaña. En la última campaña, correspondiente a 2022, se han registrado valores en torno a 8,1 en julio y en torno a 8,0 en agosto.

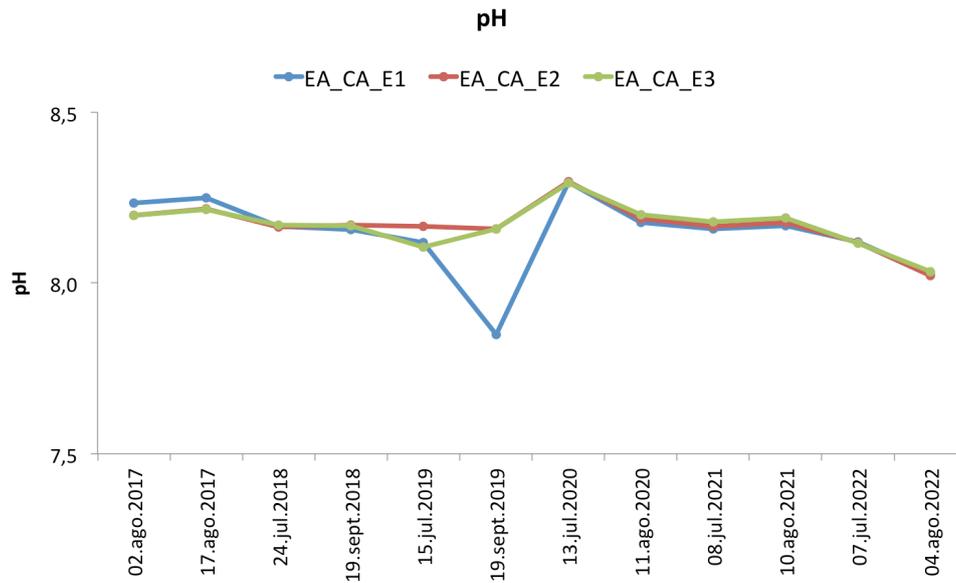


Fig. 3.4. pH promedio de los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua de las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

En la Figura 3.5 quedan representados los valores de la salinidad promedio medida desde superficie (0 m) a 7 m de profundidad. Desde el inicio del estudio, la similitud espacial (entre las tres estaciones) y temporal (entre campañas) observada fue alta con un estrecho rango de variación que osciló entre 33,82 y 35,98.

En la última campaña, correspondiente a 2022, se han registrado valores en torno a 34,8 en julio y en torno a 34,2 en agosto.

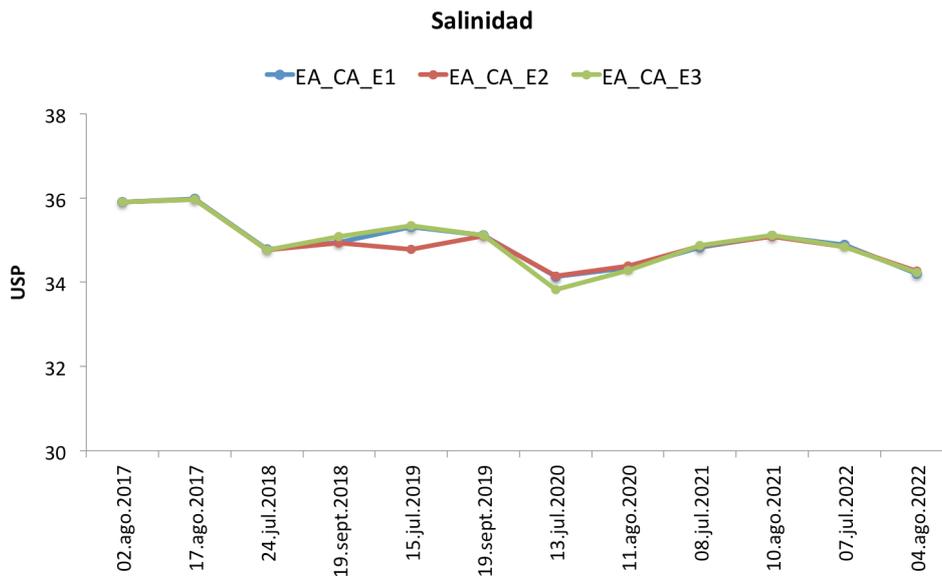


Fig. 3.5. Salinidad promedio de los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.2.2. Oxígeno Disuelto

Los resultados relativos a la saturación de oxígeno medida en las tres estaciones desde el inicio del estudio queda representado en la Figura 3.6. La similitud observada entre estaciones y entre los dos muestreos estivales de cada campaña ha sido alta en toda la serie temporal. Los valores varían de forma moderada a lo largo de los años. En cualquier caso, en la práctica totalidad de los muestreos se encuentran por encima del umbral para alcanzar el objetivo de calidad 'Bueno' (85 %) y 'Muy Bueno' (95 %) establecido en el Real Decreto 1/2016 para las masas de agua superficial. Únicamente destaca el valor mínimo registrado en julio de 2018 en la estación EA_CA_E3 (84,89 %), la más alejada al efluente de la EDAR de Ea. Este mismo año en el segundo muestreo los valores de saturación de oxígeno incluso superaron el umbral para el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (95 %). En la Campaña 2022, se han registrado valores en torno a 95 % en julio y en torno a 98 % en agosto.

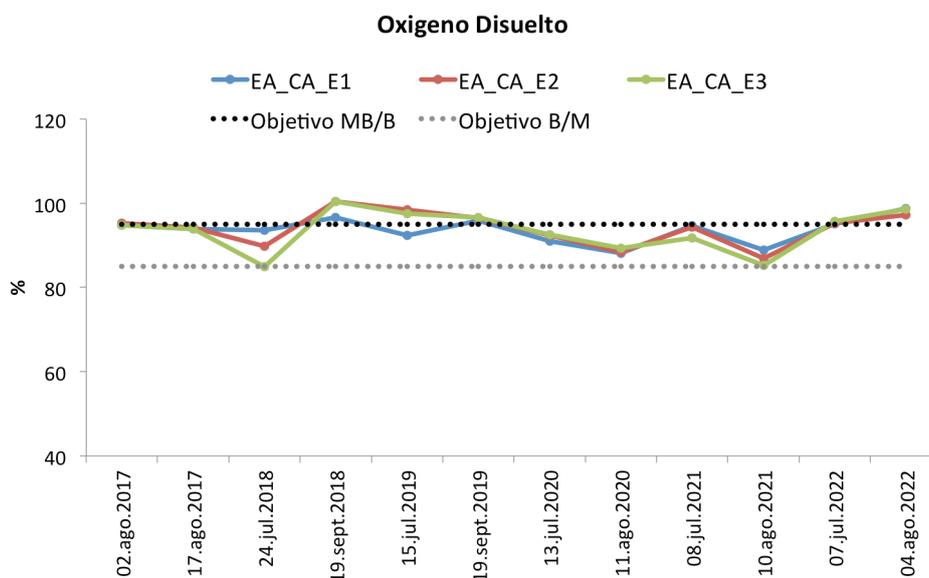


Fig. 3.6. Promedio del oxígeno disuelto en los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua de las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022. La línea discontinua indica el objetivo de calidad. Línea discontinua negra: umbral 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 desde el inicio del estudio. Los datos revelan una elevada similitud temporal y espacial con valores de extinción de luz bajos y diferencias espacio-temporales con un estrecho rango de variación, entre 0,13 y 0,45. En la Campaña 2022, se han registrado valores en torno a 0,18 en julio y en torno a 0,13 en agosto.

Transparencia del agua

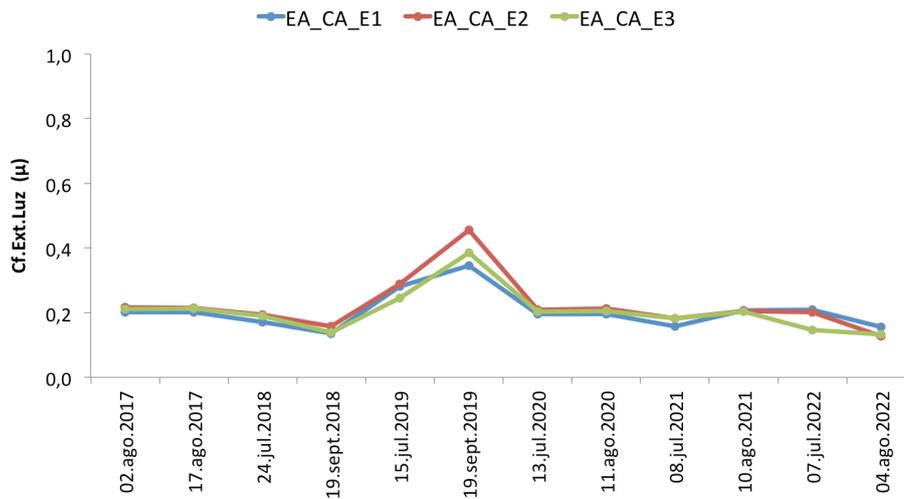


Fig. 3.7. Coeficiente de extinción de la luz en los primeros 7 m de profundidad de la columna de agua de las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

3.2.4. Turbidez

En la Figura 3.8 se muestra el la turbidez medida en superficie (0 m) y en fondo (a 7 m de profundidad) en los dos muestreos anuales llevados a cabo desde el inicio del estudio (2017). La turbidez obtenida en las tres estaciones que conforman la red de estudio y entre campañas son en general muy similares entre sí. No destaca un patrón entre las muestras de superficie y de fondo. Desde el inicio del estudio, el rango de variación de la turbidez osciló entre 0,36-1,96 NTU en superficie y entre 0,37-1,64 NTU en fondo. En la Campaña 2022, se han registrado valores en torno a 0,76 NTU en superficie y en torno a 0,93 NTU en fondo. En la totalidad de los muestreos realizados los valores obtenidos son 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.

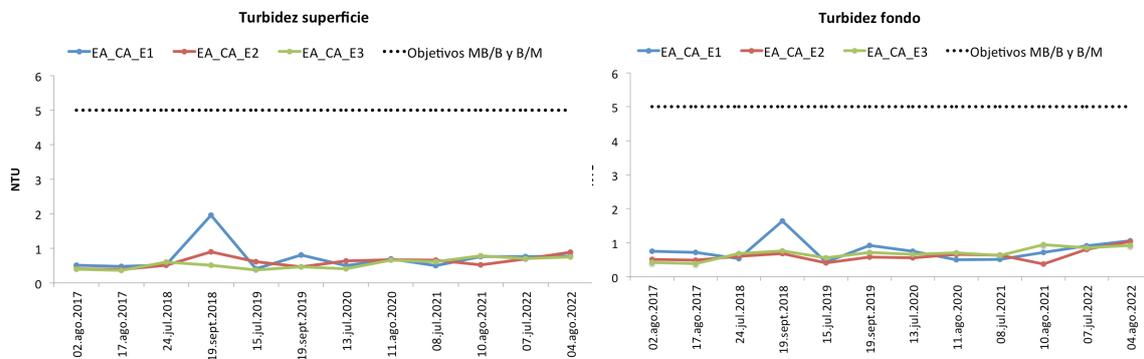


Fig. 3.8. Turbidez del agua de las 3 estaciones de muestreo en superficie y fondo, en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022. La línea discontinua negra indica el objetivo de calidad: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno y entre Bueno y Moderado (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 el agua de mar en superficie (0 m) y en el fondo (a 7 m de profundidad) en los muestreos llevados a cabo desde el inicio del estudio en 2017. Los valores de sólidos en suspensión en las tres estaciones y entre campañas son en general muy similares entre sí. No destaca un patrón entre las muestras de superficie y de fondo. El rango de variación de la serie temporal osciló entre 0,77-11,59 mg/l en superficie y entre 1,10-5,39 mg/l en fondo.

En la Campaña 2022, se han registrado valores en torno a 3,11 mg/l en superficie y en torno a 2,88 mg/l en fondo. En todos los muestreos los valores obtenidos quedan enmarcados dentro del umbral 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.

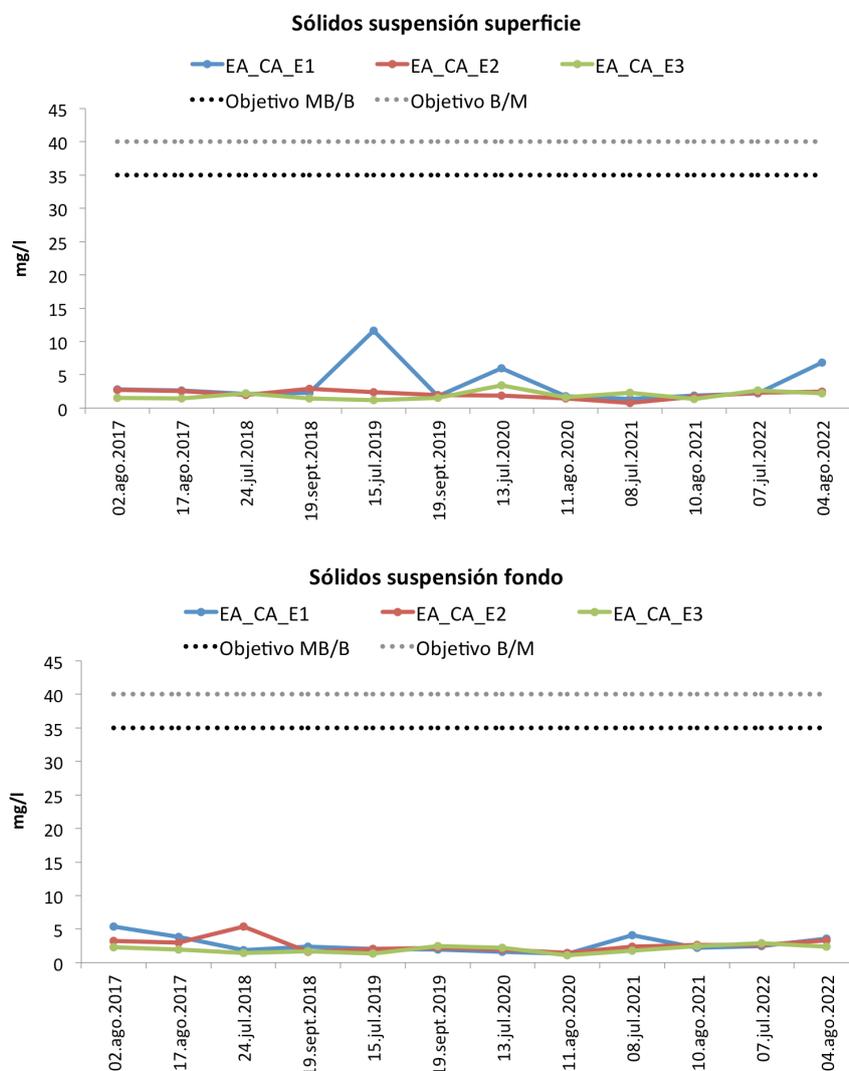


Fig. 3.9. Sólidos en suspensión del agua de las 3 estaciones de muestreo en superficie y fondo, en las dos campañas estivales realizadas en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022. Línea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno, Línea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

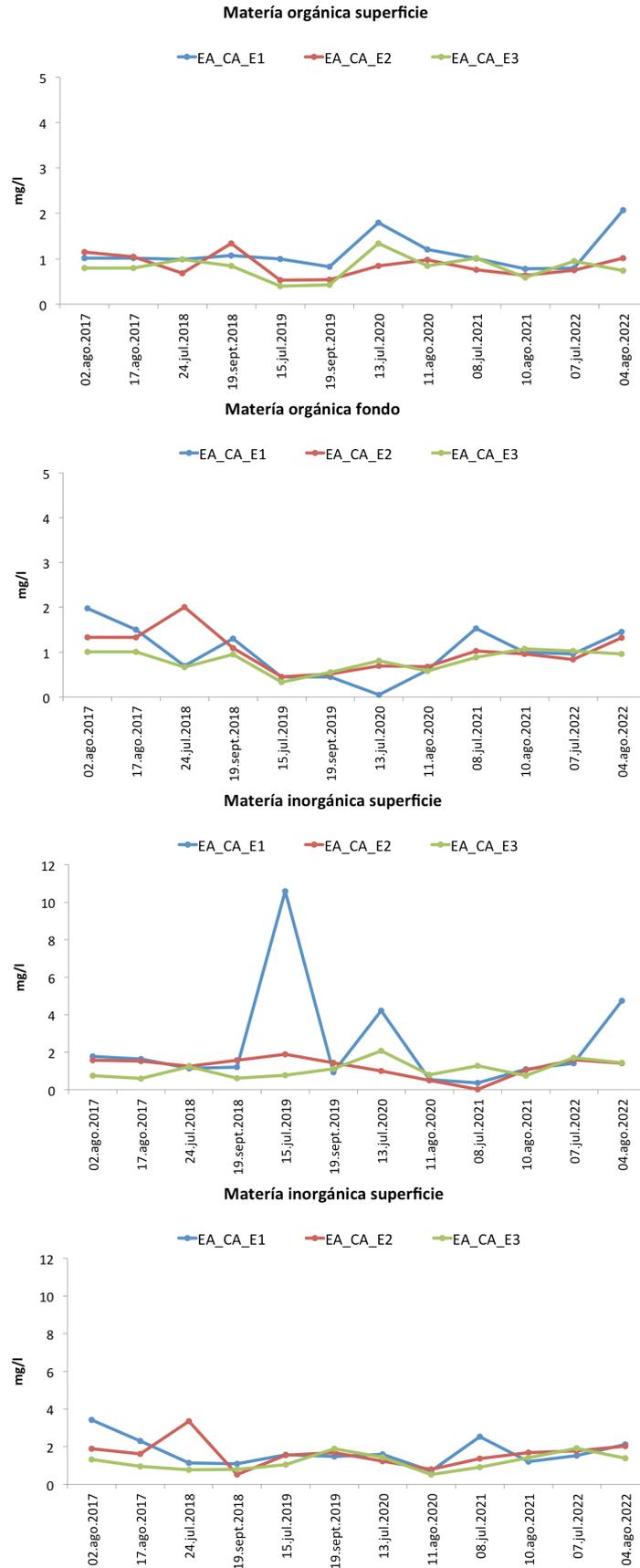


Fig. 3.10. Materia orgánica e inorgánica del agua de mar en superficie y fondo en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campañas estivales realizadas en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

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) desde el inicio del estudio en 2017. La cantidad de materia orgánica es muy similar entre estaciones, no presenta diferencias asociadas a las muestras de superficie y fondo y se mantiene estable siempre con valores en general ≤ 2 mg/l a lo largo del tiempo. En la última campaña, correspondiente a 2022, se han registrado valores de materia orgánica en torno a 1,06 mg/l en superficie y en torno a 1,09 mg/l en fondo.

Por el contrario, la materia inorgánica presenta una mayor variabilidad entre estaciones y campañas de muestreo, se observa mayor rango de variación en las muestras de superficie que en las de fondo y, de forma puntual, alcanza valores muy superiores. El rango de variación de materia inorgánica osciló entre 0,60-10,59 mg/l en superficie y entre 0,52-3,41 mg/l en fondo. En la Campaña 2022, se han registrado valores de materia inorgánica en torno a 2,05 mg/l en superficie y en torno a 1,79 mg/l en fondo.

Los valores de materia orgánica e inorgánica más elevados se dan en las estaciones EA_CA_E1 y EA_CA_E2, las más cercanas al punto de vertido del efluente de la EDAR de EA.

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 realizadas desde el inicio del estudio quedan detallados en la Figura 3.11. El valor del nitrato en las tres estaciones es similar dentro de cada jornada y año de muestreo. Únicamente se observan ligeras diferencias interanuales en durante el periodo 2017-2019. A lo largo de la serie temporal, el rango de variación del nitrato osciló entre 0,40 $\mu\text{mol/l}$ y 6,29 $\mu\text{mol/l}$. En la última campaña, correspondiente a 2022, al igual que viene sucediendo desde 2019, los valores de nitrato están por debajo del límite de detección de la técnica analítica utilizada. Todos los valores obtenidos desde el inicio del estudio en 2017 quedan enmarcados dentro de los umbrales establecidos para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (≤ 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 general no destaca un patrón espacial. Sin embargo, cabe destacar los cambios registrados durante los años 2019 y 2020 donde se alcanzan los valores mínimos (0,2 $\mu\text{mol/l}$) y máximos (14,60 $\mu\text{mol/l}$) de la serie temporal. Exceptuando la primera jornada de 2020 en las estaciones EA_CA_E1 y EA_CA_E2, todos los valores registrados a lo largo del estudio quedan dentro de los umbrales establecidos para alcanzar el objetivo de calidad 'Bueno' (≤ 7 $\mu\text{mol/l}$) o 'Muy Bueno' ($\leq 3,5$ $\mu\text{mol/l}$). En 2022, los valores de amonio están por debajo del límite de detección de la técnica analítica utilizada ($< 1,6$ $\mu\text{mol/l}$).

En relación al fosfato, no se observan diferencias temporales o espaciales destacables. Todos los valores obtenidos a lo largo la serie temporal presentan un estrecho rango de variación que osciló entre 0,08 $\mu\text{mol/l}$ y 0,35 $\mu\text{mol/l}$. En la Campaña 2022, se han registrado valores en torno a 0,25 $\mu\text{mol/l}$ en julio y por debajo del límite de detección ($< 0,16$ $\mu\text{mol/l}$) en agosto. Todos los valores obtenidos desde 2017 son inferiores a los descritos para alcanzar el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (0,55 $\mu\text{mol/l}$), según establecido en el Real Decreto 1/2016 para las masas de agua superficial.

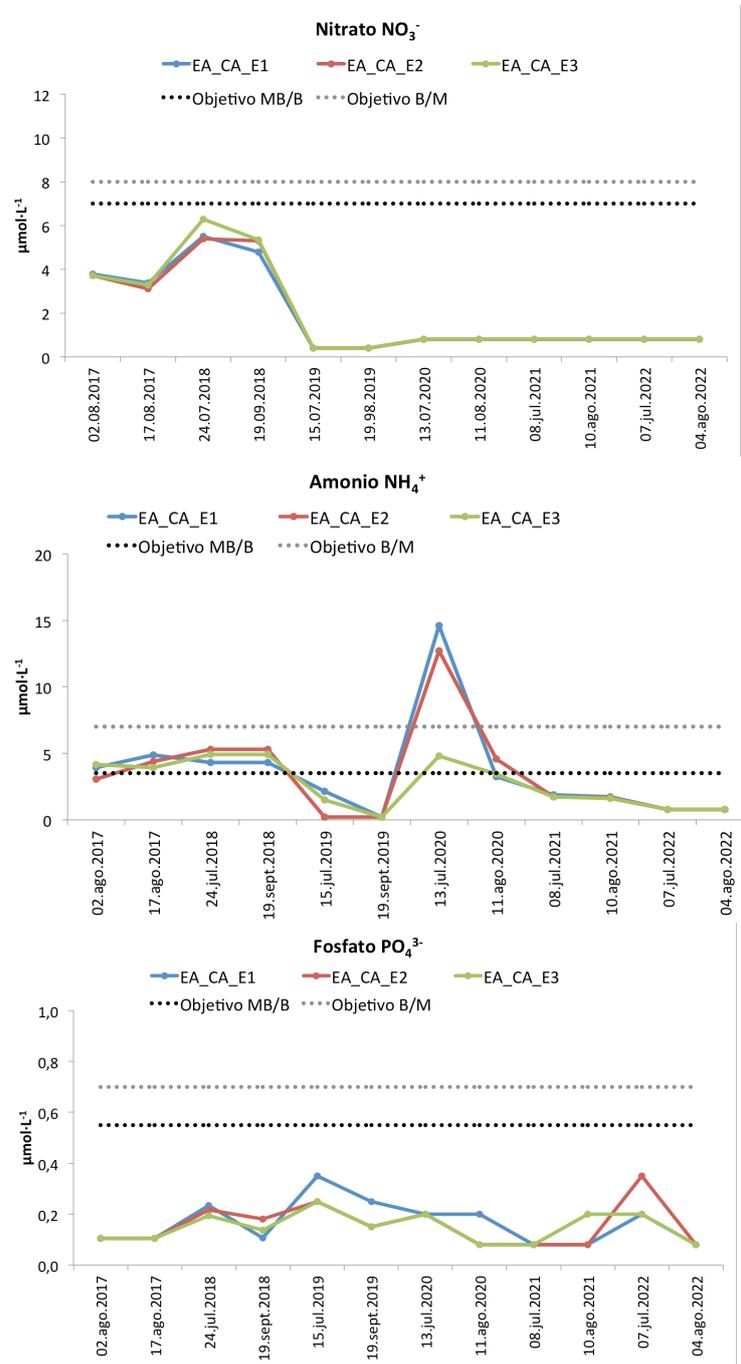


Fig. 3.8. Concentraci3n de nitrato, amonio y fosfato en agua de mar de superficie en las 3 estaciones de muestreo en cada una de las dos campa1nas estivales realizadas en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022. L3nea discontinua negra: umbral entre los estados Muy Bueno y Bueno (MB/B), L3nea discontinua gris: umbral entre los estados Bueno y Moderado (B/M) (CHC y URA, 2016; BOE, 2016).

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, y al igual que en las campañas realizadas desde 2017 en cada estación de muestreo el índice clasifica el estado fisicoquímico del agua en la categoría 'Muy Bueno' (Tabla 3.2). 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 1,01 y 1,53. El valor medio del EQR en la estaciones más próximas a la salida del emisario (EA_CA_E1 y EA_CA_E2) es similar al de la más alejada del mismo. Estos resultados indican que el efecto de la descarga del efluente de la EDAR de Ea en el área evaluada es mínimo.

Índice PCQI	EA_CA_E1		EA_CA_E2		EA_CA_E3	
	EQR	Estado	EQR	Estado	EQR	Estado
02.ago.2017	1,12	MB	1,17	MB	1,14	MB
17.ago.2017	1,1	MB	1,12	MB	1,14	MB
2017	1,1	Muy bueno	1,13	Muy bueno	1,14	Muy bueno
24.jul.2018	1,06	MB	1,00	MB	0,98	MB
19.sept.2018	1,12	MB	1,05	MB	1,13	MB
2018	1,07	Muy bueno	1,01	Muy bueno	1,01	Muy bueno
15.jul.2019	1,31	MB	1,53	MB	1,40	MB
19.sept.2019	1,51	MB	1,53	MB	1,54	MB
2019	1,36	Muy bueno	1,53	Muy bueno	1,44	Muy bueno
13.jul.2020	1,00	MB	1,04	MB	1,18	MB
11.ago.2020	1,21	MB	1,07	MB	1,11	MB
2020	1,05	Muy bueno	1,05	Muy bueno	1,13	Muy bueno
08.jul.2021	1,33	MB	1,34	MB	1,32	MB
10.ago.2021	1,30	MB	1,30	MB	1,28	MB
2021	1,31	Muy bueno	1,31	Muy bueno	1,29	Muy bueno
07.jul.2022	1,28	MB	1,29	MB	1,48	MB
04.ago.2022	1,29	MB	1,29	MB	1,55	MB
2022	1,29	Muy bueno	1,29	Muy bueno	1,49	Muy bueno

Tabla. 3.2. Clasificación del estado de calidad fisicoquímica en las estaciones de muestreo del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea en los muestreos realizados en 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 y 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.

3.3. DISCUSIÓN

En cuanto a la temperatura del agua de mar, en la mayor parte de las campañas realizadas desde el año 2017, los valores se situaron en torno al del rango típico de verano (21 °C) de las aguas de la plataforma del sudeste del Golfo de Vizcaya (Goikoetxea *et al.*, 2009). Sin embargo, en la serie temporal se encuentran valores donde se sobrepasaron los 24 °C, como es el caso de los obtenidos en agosto de 2022. Dado que no existen diferencias significativas dentro del área de estudio, se descarta la influencia del vertido de la EDAR de Ea y los resultados se asocian con las particularidades climáticas registradas en la costa vasca en periodo estudiado.

Respecto al pH, los valores registrados en el entorno de la EDAR de Ea fueron muy similares entre las estaciones de estudio. Los valores de pH obtenidos en la serie temporal se sitúan en torno a 8,1, 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 cercanos 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 Ea (Borja *et al.*, 2003). Se descarta una influencia significativa del aporte de agua dulce del vertido de la EDAR de Ea.

En cuanto al oxígeno disuelto, no se observó ningún patrón relacionado con la cercanía al punto de vertido. Apenas se detectaron diferencias entre campañas, siendo las condiciones de oxigenación buenas en general y con valores dentro del rango para cumplir con el objetivo de calidad 'Muy Bueno' ($\geq 95\%$) o '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 de ($\leq 0,45$), 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 con valores dentro de los descritos para el objetivo de calidad 'Muy Bueno' (RD 1/2016; BOE, 2016), por lo que se descarta un efecto significativo de la EDAR de Ea para estas variables.

Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, la concentración de fosfato y nitratos en la columna de agua obtuvieron 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). En cuanto al amonio, destacó de forma puntual en la primera jornada de 2020 en las estaciones EA_CA_E1 y EA_CA_E2 los elevados valores alcanzados que superaban umbral establecido para alcanzar el objetivo de calidad Bueno. Este resultado no se interpretó como un efecto directamente relacionado con el vertido, ya que el resto de variables fisicoquímicas obtuvieron valores adecuados. La concentración del amonio obtenida en el resto de campañas ha sido baja y los valores registrados quedan dentro de los umbrales establecidos para alcanzar el objetivo de calidad 'Bueno' ($\leq 7 \mu\text{mol/l}$) o 'Muy Bueno' ($\leq 3,5 \mu\text{mol/l}$), como es el caso de la última realizada en 2021 (RD 1/2016; BOE, 2016).

Finalmente, en cuanto a la calidad de las aguas, a la vista de los resultados obtenidos en la serie temporal de este informe, se puede concluir que el medio receptor de la EDAR de Ea cumple con los objetivos de la DMA en las campañas anuales realizadas desde 2017 hasta 2022. Las tres estaciones muestreadas en el entorno de la descarga del efluente de la EDAR han presentado un estado fisicoquímico 'Muy Bueno' según el índice PCQI. No se han apreciado diferencias relevantes entre estaciones en ninguna de las variables estudiadas, 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 Ea 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 costa abierta en el término municipal de Ea, en el entorno próximo donde se realiza el vertido del efluente de aguas residuales de la EDAR de Ea durante la época estival (Fig. 4.1). Se seleccionaron 3 estaciones de muestreo: Estación 1, localizada a 75 m del punto de vertido en dirección Oeste; Estación 2, a 90 m en dirección Este; y Estación 3, a 180 m en dirección Este. Las coordenadas geográficas quedan recogidas en la Tabla 4.1. La campaña de muestreo se realizó en primavera (29/04/2022). En cada estación se seleccionaron aleatoriamente 6 superficies (0,4 m x 0,4 m) o unidades muestrales, 3 en cada nivel intermareal estudiado (+ 0,75 m y + 1,25 m).



Fig. 4.1. Localización del punto de vertido del efluente de aguas tratadas de la EDAR de Ea (T.M. Ea) y de las tres estaciones de muestreo de las comunidades intermareales de sustrato duro (algas e invertebrados).

Estación	Código Estación	Distancia (m)	Latitud	Longitud
Estación 1	EA_BD_E1	75 m	43°23'13.85"N	2°34'51.92"O
Estación 2	EA_BD_E2	90 m	43°23'14.74"N	2°34'45.54"O
Estación 3	EA_BD_E3	180 m	43°23'15.50"N	2°34'41.16"O

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

En cada superficie de muestreo se estimó la abundancia de macrófitos (Rhodophyta, Chlorophyta, Ochrophyta), e invertebrados (Mollusca, Arthropoda, Porifera, Bryozoa, Cnidaria, Echinodermata, Annelida, Tunicata, Phoronida, Nemertina y Sipuncula) mediante una estima visual de su cobertura (1-100 %).

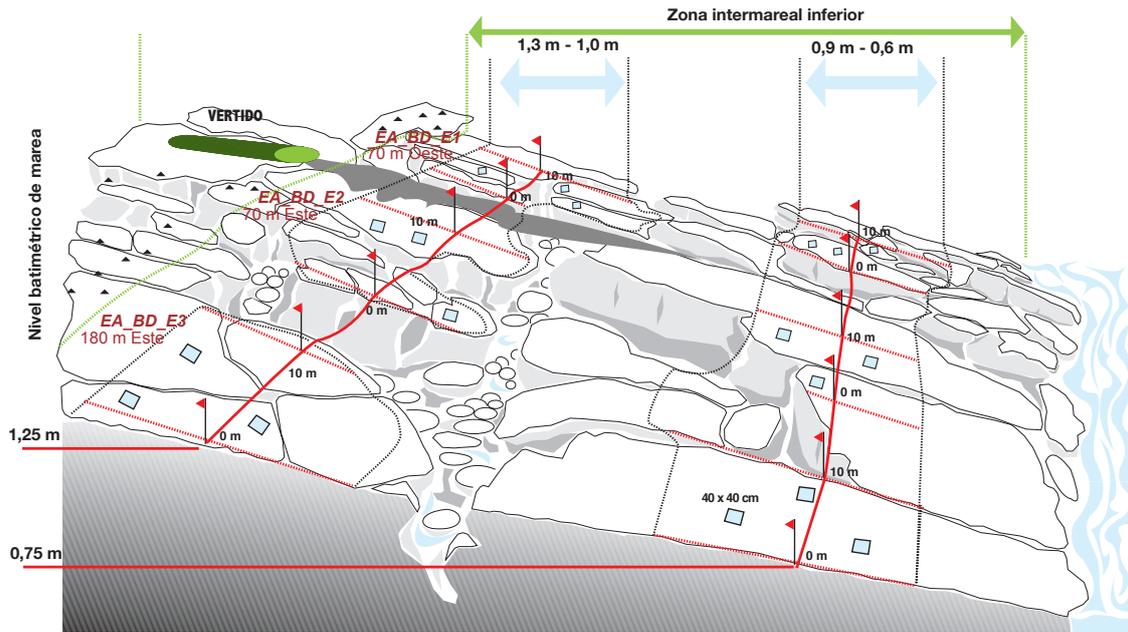


Fig. 4.2. Esquema de la disposición de las superficies de muestreo (40 cm x 40 cm) en cada una de las estaciones estudiadas.

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, más 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 indicadores 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 indicadores 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 inventarios 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 y asignación del ratio de calidad ecológica (EQR) y del estatus 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 Ea. Se detalla la composición de las comunidades fitobentónicas existentes en primavera de 2022 en cada una de las 3 estaciones de muestreo y se describen los cambios principales con respecto a las campañas precedentes. Además, se analiza la variabilidad espacio-temporal de la vegetación del área de estudio en su conjunto para el periodo 2017-2022. 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 y nivel de marea. Asimismo, se incluye una lista de los taxones de algas registrados. En el anexo fotográfico se puede observar el aspecto y características de la vegetación bentónica estudiada.

4.2.1. Estación I

En la Tabla 7.3 (Anexo) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación, así como su cobertura en cada uno de los 2 niveles de marea estudiados. Del total de 56 especies de algas registradas en 2022 la más abundante fue *Ellisolandia elongata* (72 %), seguida de *Vertebrata thuyoides* (22 %). Otras especies con coberturas significativas (2 %-10 %) fueron: *Lithophyllum incrustans*, *Xiphosiphonia ardreana*, *Pterosiphonia complanata*, *Jania rubens*, *Asparagopsis armata*, *Ericaria selaginoides*, *Sphacelaria cirrosa* y *Halurus equisetifolius*.

La vegetación intermareal presentaba cierta zonación vertical, es decir, presentaba diferencias en la distribución de las especies en función del nivel de marea (Anexo: Tabla 7.3), siendo la riqueza de especies más elevada en el nivel intermareal superior (39 vs 36, nivel superior e inferior, respectivamente). La vegetación del nivel más alto (+ 1,25 m) era una vegetación cespitosa, dominada por el alga calcárea *Ellisolandia elongata* (75 %). La especie perenne acompañante más abundante era la rodofícea *Vertebrata thuyoides* (43 %). Otras especies acompañantes (cobertura en % > 2) eran: *Lithophyllum incrustans*, *Sphacelaria cirrosa*, *Sphacelaria rigidula*, *Jania rubens*, *Ulva rigida*, *Ceramium ciliatum* y *Phymatolithon lenormandii*.

La vegetación del nivel inferior (+ 0,75 m) también estaba dominada por *Ellisolandia elongata* (68 %). Otras especies que formaban manchas conspicuas eran *Xiphosiphonia ardreana* (16,7 %), *Pterosiphonia complanata* (15 %), *Lithophyllum incrustans* (6,7 %), *Asparagopsis armata* (5,3 %), *Ericaria selaginoides* (5 %), *Halurus equisetifolius* (4 %), *Jania rubens* (3,7 %), *Dictyopteris polypodioides* (3,3 %) y *Ceramium botryocarpum* (2,2 %).

En relación al nivel intermareal superior (+ 1,25 m), los principales cambios (2021 vs 2022) en la abundancia de las especies fueron la mayor cobertura de *Vertebrata thuyoides*, y en menor medida de *Lithophyllum incrustans* y *Sphacelaria cirrosa*, así como la leve disminución de *Ceramium echionotum* (Anexo: Tabla 7.3). En el caso de las comunidades del nivel inferior (+ 0,75 m), los cambios más notables entre 2021 y 2022 fueron el notable aumento de *Ellisolandia elongata* y en menor medida de *Xiphosiphonia ardreana*, y el significativo descenso de numerosas especies entre ellas *Halopithys incurva*, *Gelidium corneum*, *Pterosiphonia complanata*, *Jania rubens*, *Ceramium echionotum* y *Lithophyllum incrustans*.

4.2.2. Estación 2

En la Tabla 7.4 (Anexo) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación, así como su cobertura en cada uno de los 2 niveles de marea estudiados. Del total de 34 especies de algas registradas en 2022 la más abundante fue *Ellisolandia elongata* (72 %) seguida de *Vertebrata thuyoides* (33 %) y *Pterosiphonia complanata* (18 %). Otras especies con coberturas significativas (> 2 %) fueron: *Lithophyllum incrustans*, *Halopithys incurva*, *Lomentaria articulata*, *Plocamium cartilagineum*, *Xiphosiphonia ardreana* y *Halurus equisetifolius*.

La vegetación intermareal presentaba zonación vertical, es decir, presentaba diferencias en la distribución de las especies dominantes en función del nivel de marea (Anexo: Tabla 7.4). Asimismo la vegetación del nivel inferior era más rica en cuanto a la riqueza específica (16 vs 28, en el nivel superior e inferior, respectivamente). La comunidad de algas del nivel más alto (+ 1,25 m) era una vegetación cespitosa, dominada por el alga calcárea *Ellisolandia elongata* (73,3 %) y la rodomeleácea *Vertebrata thuyoides* (53,3 %). Las especies acompañantes más abundantes (2 %-10 %) eran *Lomentaria articulata*, *Plocamium cartilagineum*, y las calcáreas *Lithophyllum incrustans* y *Phymatolithon lenormandii*.

En el nivel inferior (+ 0,75 m) la especies perennes más abundantes eran *Ellisolandia elongata* (70 %) y *Pterosiphonia complanata* (35 %). Otros macrófitos con abundancias

significativas (2 %-15 %) eran: *Vertebrata thuyoides*, *Lithophyllum incrustans*, *Halopithys incurva*, *Xiphosiphonia ardreana* y *Halurus equisetifolius*.

En relación al nivel superior (+1,25 m), los principales cambios (2021 vs 2022) en la abundancia de las especies fueron el notable aumento de *Vertebrata thuyoides*, y en menor medida de *Plocamium cartilagineum*, *Lithophyllum incrustans* y *Lomentaria articulata* y el descenso de *Ellisolandia elongata* en 2022. En el caso de las comunidades del nivel inferior (+ 0,75m), la principales diferencias entre 2021 y 2022 fueron la mayor cobertura de *Pterosiphonia complanata*, *Vertebrata thuyoides*, *Halopithys incurva* y *Lithophyllum incrustans*. Las especies que experimentaron descensos fueron *Ellisolandia elongata* y *Xiphosiphonia ardreana*.

4.2.3. Estación 3

En la Tabla 7.5 (Anexo) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación, así como su cobertura en cada uno de los 2 niveles de marea estudiados. Del total de 39 especies de algas registradas en 2022, la más abundante fue *Ellisolandia elongata* (68 %), seguida de *Lithophyllum incrustans* (20 %) y *Vertebrata thuyoides* (16 %). Otras especies con coberturas significativas (> 2 %) fueron: *Pterosiphonia complanata*, *Plocamium cartilagineum*, *Halurus equisetifolius* y *Mesophyllum lichenoides*.

La vegetación intermareal presentaba una zonación vertical moderada, con ciertas diferencias en su fisionomía en función del nivel de marea (Anexo: Tabla 7.5). Por otra parte, la riqueza de especies era igual en los dos niveles de marea estudiados, 28 especies. La comunidad de algas del nivel más alto (+ 1,25 m) era una vegetación cespitosa e incrustante, dominada por las especies *Ellisolandia elongata* (50 %), *Lithophyllum incrustans* (31,7 %) y *Vertebrata thuyoides* (31,7 %). Entre las especies perennes acompañantes más abundantes (> 2 %) se encontraban *Plocamium cartilagineum*, *Pterosiphonia complanata*, *Lomentaria articulata* y *Mesophyllum lichenoides*.

En el nivel inferior (+ 0,75 m) la especie dominante era *Ellisolandia elongata* (85 %). La rodofícea perenne *Pterosiphonia complanata* (10 %) era la especie acompañante más abundante (Anexo: Tabla 7.5). Otros macrófitos perennes con abundancias significativas (2 %-10 %) eran: *Lithophyllum incrustans*, *Plocamium cartilagineum*, *Halurus equisetifolius*, *Mesophyllum lichenoides*, *Gelidium corneum*, *Cladostephus spongiosus*, *Halopithys incurva* y *Halopteris scoparia*.

En relación al nivel intermareal superior (+1,25 m), los cambios (2021 vs 2022) en la abundancia de las especies fueron el notable aumento de *Lithophyllum incrustans* y en menor medida de *Plocamium cartilagineum* y *Pterosiphonia complanata*, y el notable descenso de *Ellisolandia elongata* en 2022 (Anexo: Tabla 7.5). En el caso de las comunidades del nivel inferior (+ 0,75 m), los cambios entre 2021 y 2022 fueron leves.

4.2.4. Diferencias espacio-temporales de la vegetación

4.2.4.1. Parámetros estructurales de la vegetación

En 2022 se detectan diferencias entre las 3 estaciones en relación a la riqueza específica (Fig. 4.3), siendo el número de especies visualizadas más alto en el nivel inferior. En la vegetación del nivel superior (+ 1,25 m) la riqueza específica máxima corresponde a la Estación 1 (40 especies), seguida de la Estación 3 (27) y de la Estación 2 (15); estas diferencias entre estaciones se han mantenido prácticamente a lo largo de todas las campañas. En el nivel intermareal inferior (+ 0,75 m) los valores de riqueza de especies varían como sigue: Estación 1 (36 especies), Estación 2 (27) y Estación 3 (27), es decir, en ambos niveles de marea los máximos de riqueza corresponden a la Estación 1, la más próxima a la playa. Entre 2021 y 2022, este parámetro ha permanecido estable en la Estación 2, mientras que se han detectado aumentos de la riqueza de especies en el nivel superior de la Estación 1 y Estación 3, y descensos en el nivel inferior de estas mismas estaciones.

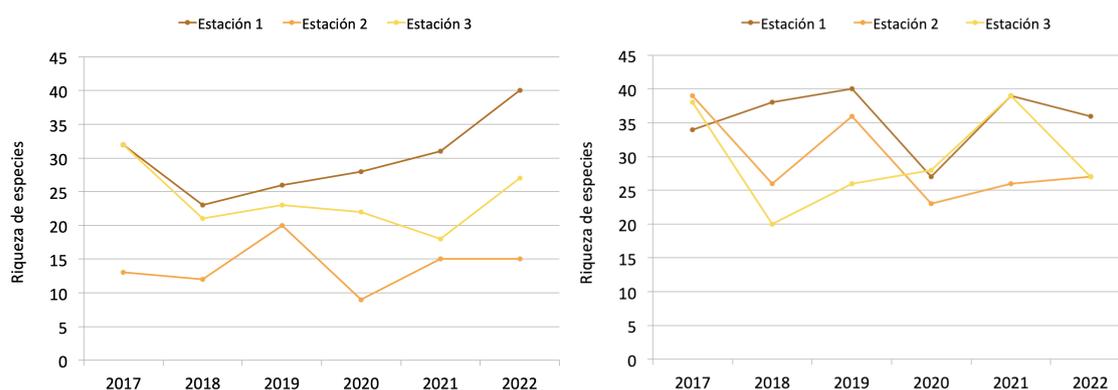


Fig. 4.3. Riqueza o número total de especies registradas en los niveles intermareales superior (A) e inferior (B) de las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

En cuanto a la densidad de especies de la vegetación (número medio de especies en 40 cm x 40 cm) (Fig. 4.4), los valores de este parámetro no siguen en 2022 un patrón similar en los 2 niveles de marea estudiados. En el nivel superior (+ 1,25 m) la densidad de especies más alta al corresponde a la Estación 1 (23 especies), seguida de la Estación 3 (18,3) y de la Estación 2 (13,3). En el nivel intermareal inferior (+0,75 m) descendía desde la primera a la última estación: Estación 1 (23,3 especies), Estación 2 (21,3) y Estación 3 (20,3). Los resultados muestran que en el bienio 2021-2022 los cambios en la densidad de especies han sido diferentes entre estaciones, siendo los cambios más notables el aumento de 7,3 especies por inventario en la zona intermareal superior de la Estación 3, y el descenso de 6,3 especies en la zona intermareal inferior de la Estación 1. En general, este parámetro de la comunidad ha experimentado variabilidad temporal elevada, especialmente en el nivel intermareal inferior. No obstante, en la zona intermareal inferior no se detecta una mayor o menor densidad de especies en función de la distancia al punto de la descarga. Sin embargo, a lo largo del estudio, la densidad de especies en el nivel intermareal superior ha mostrado valores más bajos en la Estación 2, la más cercana al punto de descarga durante el periodo estival.

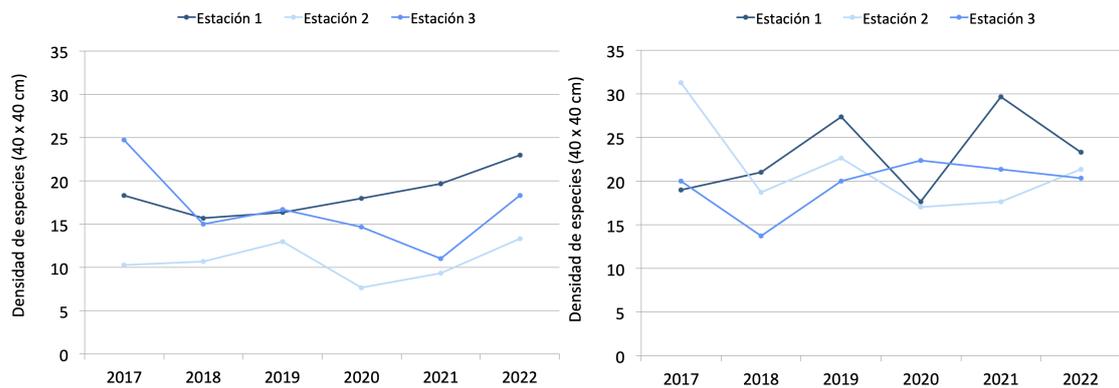


Fig. 4.4. Densidad de especies (especies por superficie de muestreo: 40 cm x 40 cm) en los niveles intermareales superior (A) e inferior (B) de las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

En 2022, los valores promedio de cobertura algal en la zona intermareal superior (+ 1,25 m) fueron similares en las tres estaciones; con una leve disminución de oeste a este: Estación 1 (163,3 %), Estación 2 (156,2 %) y Estación 3 (136,7 %) (Fig. 4.5). En el nivel intermareal inferior (+ 0,75 m) los valores detectados eran similares: Estación 1 (140,8 %), Estación 2 (160,7 %) y Estación 3 (131,3 %). Las diferencias en la cobertura algal entre los años 2021 y 2022 son positivas para la el nivel superior de la Estación 1 y Estación 2. Con respecto al nivel intermareal inferior, el cambio más notable es el descenso del valor promedio en la Estación 1. La cobertura algal total ha mostrado una mayor variabilidad temporal en el nivel inferior.

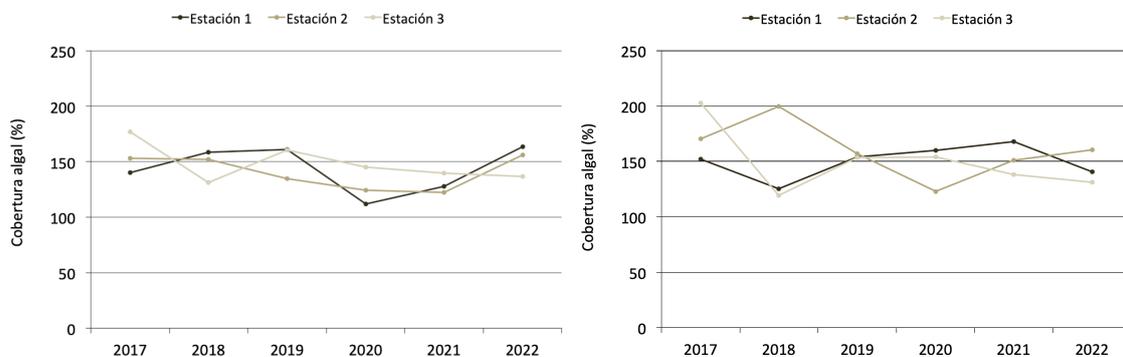


Fig. 4.5. Cobertura algal acumulada de la vegetación del nivel intermareal +1,25 m (A) y del nivel intermareal +0,75 m (B) en las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

La Figura 4.6 muestra la cobertura de las especies calcáreas (conjuntamente incrustantes y erectas). En el nivel más alto (+ 1,25 m), la cobertura de estas algas es elevada a lo largo del estudio. Los resultados de 2022 muestran valores similares entre estaciones: Estación 1 (94 %), Estación 2 (81,3 %) y Estación 3 (84,3 %), así como entre los dos niveles de marea, siendo los valores del nivel inferior (+ 0,75 m) los siguientes: Estación 1 (79,3 %), Estación 2 (85 %) y Estación 3 (96,7 %). Para el bienio 2021-2022 se detectan aumentos de cobertura de algas calcáreas en la Estación 1 (nivel inferior: 50,3 % vs 79,3 %; nivel superior: 87,2 % vs 94 %), y descensos en la Estación 2 nivel inferior: 102,7 % vs 85 %; nivel superior: 92,5 % vs 81,3 %), y nivel inferior de la Estación 3 (93,8 % vs 84,3 %). A lo largo de las campañas, las diferencias entre estaciones son más notables en la zona

intermareal inferior. Asimismo, en este nivel de marea se aprecia una mayor variabilidad temporal (Fig. 4.6).

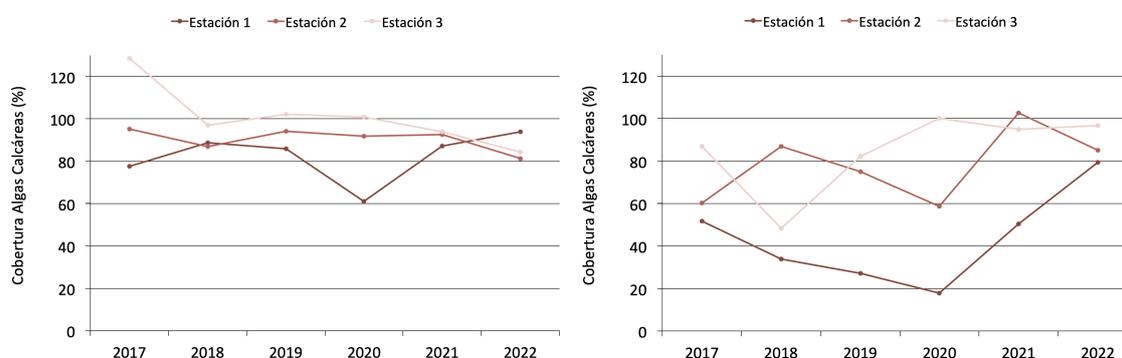


Fig. 4.6. Cobertura de algas calcáreas en la vegetación del nivel intermareal +1,25 m (A) y del nivel intermareal +0,75 m (B) en las 3 a estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

La cobertura de las algas de morfología simple es inferior a la de las algas calcáreas en los dos niveles de marea estudiados (Fig. 4.7). En el nivel intermareal alto (+1,25 m) el valor más bajo corresponde a la Estación 3 (39 %), mientras que la Estación 1 y la Estación 2 presentan la misma cobertura, 65 %. En el nivel inferior (+ 0,75 m) las coberturas disminuyen de forma progresiva y leve en dirección oeste-este: Estación 1 (34,2 %), Estación 2 (27,3 %), y Estación 3 (10,5 %). Los cambios más notables entre los años 2021 y 2022 son los aumentos detectados en el nivel superior de la Estación 1 y Estación 2. En general, la tendencia de las algas de morfología simple a lo largo de los años es decreciente en la zona intermareal inferior. En el nivel superior no se detecta un patrón temporal.

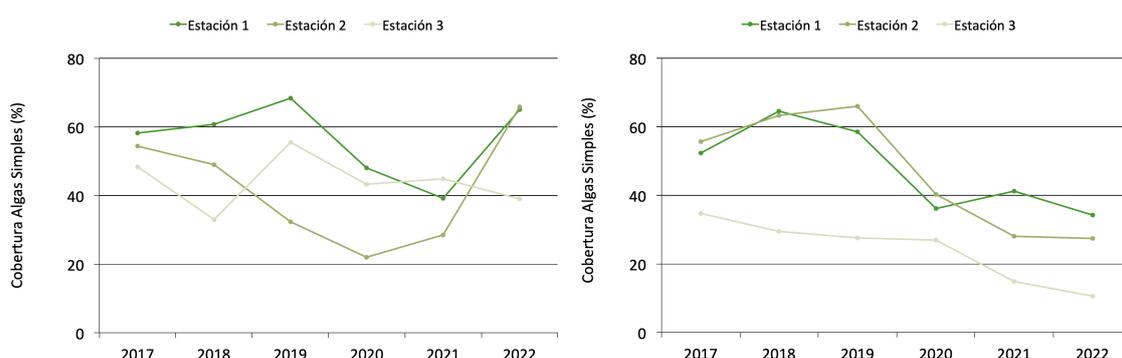


Fig. 4.7. Cobertura de algas de morfología simple en la vegetación del nivel intermareal +1,25 m (A) y del nivel intermareal +0,75 m (B) en las 3 estaciones estudiadas en el periodo 2017-2022.

La cobertura de las algas de morfología compleja en la zona intermareal estudiada es baja (Fig. 4.8). En el nivel intermareal alto (+ 1,25 m) los valores promedio son similares: Estación 1 (4,3 %), Estación 2 (9,0 %), y Estación 3 (13,3 %). En el nivel inferior (+ 0,75 m), el valor promedio más alto corresponde a la Estación 2 (48,3 %), mientras que con 27,3 % y 24,2 %, respectivamente, la Estación 1 y Estación 2 presentan una cobertura similar de este tipo morfológico de algas. Los resultados muestran que los cambios más

importantes durante el bienio 2021-2022, son la notable disminución de algas complejas en el nivel inferior de la Estación 1 y el moderado aumento en el nivel inferior de la Estación 2.

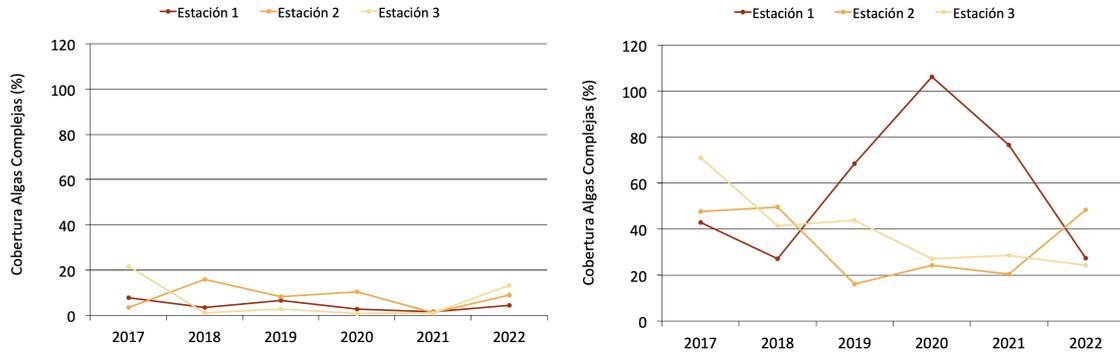


Fig. 4.8. Cobertura de algas de morfología compleja en la vegetación del nivel intermareal +1,25 m (A) y del nivel intermareal +0,75 m (B) en las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

4.2.4.2. Similitud florística entre las estaciones

La similitud entre los inventarios fue explorada mediante la aplicación de técnicas multivariadas. En el diagrama resultante del análisis de ordenación nMDS realizado conjuntamente con los inventarios de los 2 niveles de marea estudiados (Fig. 4.9), se observa cómo se forman 2 grupos, en los que ambos niveles intermareales estudiados quedan separados entre sí (excepto las muestras de la Estación 3 en el año 2017).

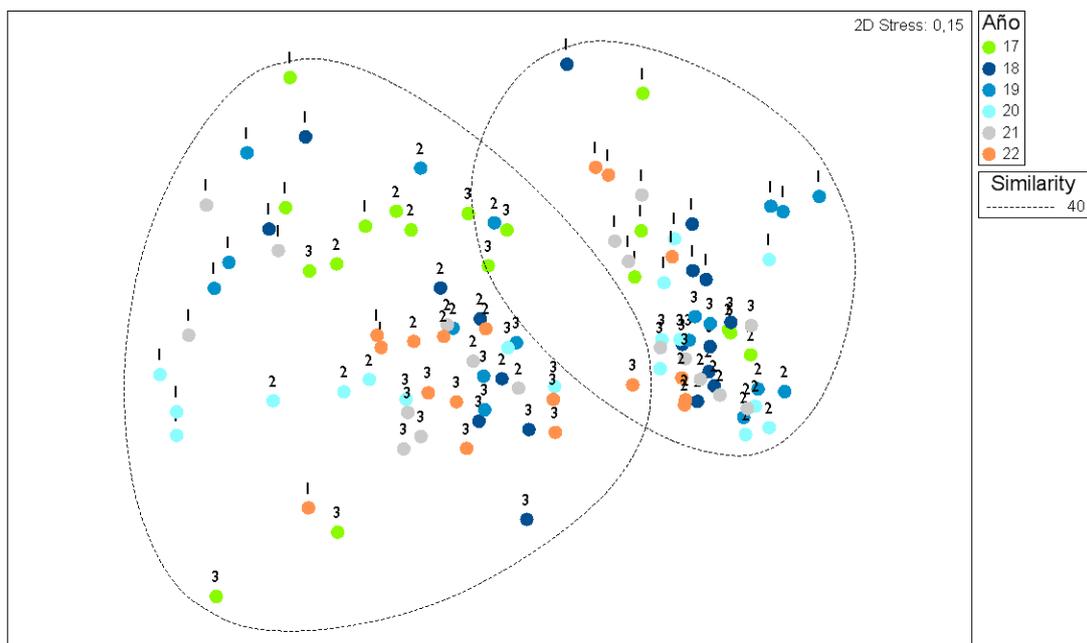


Fig. 4.9. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la flora intermareal del nivel superior (+1,25 m) e inferior (+0,75 m) de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea en las primaveras del periodo 2017-2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

De acuerdo a la rutina SIMPER o análisis de similitudes, la disimilitud promedio entre los inventarios del Grupo A y Grupo B del diagrama (Fig. 4.9) es 61,07 %. Las especies que más contribuyen (> 2 %) a la diferenciación entre ambos grupos son: *Pterosiphonia complanata*, *Xiphosiphonia ardreana*, *Lithophyllum incrustans*, *Halopithys incurva*, *Halurus equisetifolius*, *Jania rubens*, *Plocamium cartilagineum*, *Ceramium echionotum*, *Cladostephus spongiosus* y *Halopteris scoparia* más abundantes en el nivel intermareal inferior; y *Vertebrata thuyoides*, *Ellisolandia elongata*, *Lomentaria articulata* y *Osmundea pinnatifida* en el nivel intermareal superior.

Un segundo nMDS realizado únicamente con las muestras del nivel superior (Fig. 4.10) permite ver más detalladamente las diferencias espacio-temporales entre las estaciones. Las disimilitudes o diferencias entre las muestras dentro de cada uno de los diferentes años se describe a continuación: 2017 (disimilitud 35,72 %), 2018 (21,75 %), 2019 (22,23 %), 2020 (27,38 %), 2021 (22,22 %) y 2022 (30,33 %). Este resultado refleja que la similitud entre las 3 estaciones de estudio en 2022 ha disminuido con respecto a 2021.

Por otra parte, la Estación 1 es el que presenta una mayor variabilidad temporal con una similitud promedio entre las muestras a los largo del tiempo de 68,3 %, seguida de la Estación 3 (71,8 %) y de la Estación 2 (79,6 %). La variabilidad espacio-temporal viene determinada principalmente por las especies acompañantes del alga dominante de la vegetación: *Ellisolandia elongata*.

En el nMDS (Fig. 4.10) se observa un grupo principal (Grupo A) que se compone de todas las muestras de la Estación 2 y la mayoría de la Estación 3 (periodo 2018-2021). Se caracteriza de acuerdo a la rutina SIMPER por presentar junto a *Ellisolandia elongata* elevadas coberturas de *Vertebrata thuyoides*, y en menor medida de *Lomentaria articulata*, *Osmundea pinnatifida*, *Lithophyllum incrustans* y *Plocamium cartilagineum*. El Grupo B se compone de la mayoría de las muestras de la Estación 1 (excepto las muestras de 2019 y dos muestras de 2017 y 2022) y presenta una vegetación similar al Grupo A pero con menor abundancia de *Lomentaria articulata* y *Plocamium cartilagineum*, lo que refleja la menor exposición al oleaje de esta estación. El Grupo C correspondiente a las muestras de la Estación 1 del año 2019, presenta elevadas coberturas de *Colpomenia peregrina* y de ectocarpáceas. El Grupo D reúne a dos muestras de 2017 y su principal diferencia con respecto al resto de grupos es la presencia de *Laurencia obtusa*. El Grupo E se caracteriza por presentar las coberturas más elevadas *Vertebrata thuyoides* registradas a lo largo del estudio. El Grupo F se compone de las muestras de la Estación 3 de 2022 con coberturas moderadas de *Lithophyllum incrustans*, *Pterosiphonia complanata* y *Plocamium cartilagineum*. El Grupo G se compone de las muestras de la Estación 3 de 2017 y presenta coberturas moderadas de *Lithophyllum incrustans*, *Jania rubens*, *Xiphosiphonia ardreana*, *Halopteris scoparia*, *Vertebrata thuyoides* y *Cladostephus spongiosus*.

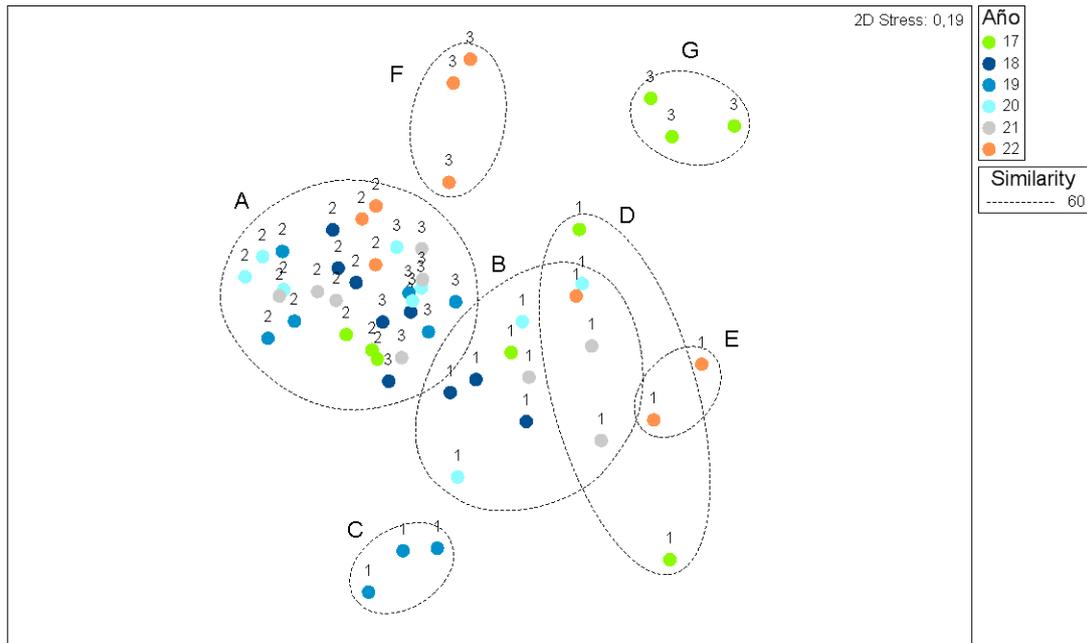


Fig. 4.10. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la flora intermareal del nivel superior (+1,25 m) de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea en las primaveras del periodo 2017-2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

El nMDS realizado únicamente con las muestras del nivel inferior se muestra en la Fig. 4.11. Las disimilitudes o diferencias entre las muestras en cada una de las campañas de muestreo se describe a continuación: 2017 (disimilitud entre muestras 53,52 %), 2018 (48,44 %), 2019 (51,18 %), 2020 (59,22 %), 2021 (46,36 %) y 2022 (31,31 %). Este resultado refleja que la similitud entre las 3 estaciones de muestreo ha aumentado notablemente desde 2020. Por otra parte, la variabilidad temporal de la Estación 1 (disimilitud entre muestras 60,63 %) es muy superior a la existente en la Estación 2 (41,53 %) y en la Estación 3 (43,36 %).

En el diagrama se observa cómo las muestras de la Estación 2 y de la Estación 3, y algunas de la Estación 1 quedan reunidas en el Grupo A a un nivel de similitud de 58,41 %. De acuerdo a la rutina SIMPER las *Ellisolandia elongata*, *Pterosiphonia complanata*, *Lithophyllum incrustans*, *Vertebrata thuyoides*, *Xiphosiphonia ardreana* y *Halurus equisetifolius* contribuyen en un 90 % a la formación de este grupo. El resto de grupos se componen en su mayoría de muestras de la Estación 1 y dos muestras de la Estación 3. La principal diferencia de todos ellos con respecto al Grupo A es la menor abundancia de la calcárea *Ellisolandia elongata*, y la mayor cobertura de otros macrófitos como *Cladostephus spongiosus*, *Halopithys incurva*, *Gelidium corneum*, especies del género *Ceramium*, *Jania rubens* o *Champia parvula* dependiendo de cada grupo.

En el eje vertical se aprecia que la Estación 1 queda en la parte inferior, y por encima se disponen las muestras de la Estación 2 y de la Estación 3. Este orden corresponde a un gradiente de exposición al oleaje que conlleva una mayor cobertura de algas calcáreas (*Ellisolandia elongata* y *Lithophyllum incrustans*) hacia la estación más expuesta. Sin embargo, no se detecta un patrón temporal en la disposición de las muestras.

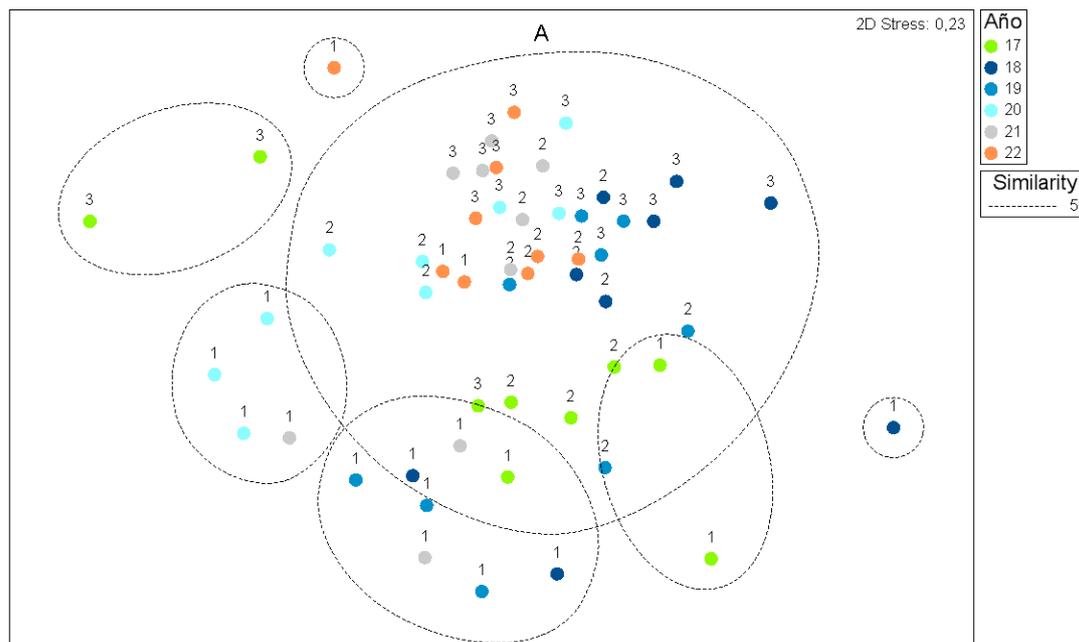


Fig. 4.11. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la flora intermareal del nivel inferior (+0,75 m) de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea en las primaveras del periodo 2017-2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

4.2.5. Discusión

Los resultados del presente estudio (2022) indican que la vegetación intermareal del entorno receptor del efluente de aguas residuales de la EDAR de Ea presenta zonación vertical (la vegetación de los niveles intermareales estudiados era diferente). Este resultado es positivo ya que cuando los contaminantes entran en el medio, tiene lugar una simplificación del patrón de zonación (Munda, 1980, 1993; Fairweather, 1990; Rueness y Fredriksen, 1991; Díez *et al.*, 1999), debido a que las especies resistentes al estrés de la contaminación son resistentes también al estrés de factores naturales y por ello, pueden desarrollarse en diferentes niveles de marea. De las 3 estaciones estudiadas, la Estación 2 (la más cercana a la descarga del efluente durante el periodo estival) era la que ha presentado a lo largo del estudio una zonación vertical menor; sin embargo, las diferencias entre la vegetación de los dos niveles intermareales se ha acentuado en el último bienio, lo cual se interpreta como una evolución positiva de la estación.

La variabilidad espacial y la distribución heterogénea de las especies en forma de mosaico dentro de un mismo nivel de marea (disimilitud entre los inventarios de cada estación) también ha sido señalada como una característica de las comunidades no alteradas (Díez *et al.*, 2013). Por lo tanto, la variabilidad espacial detectada en el presente estudio se considera positiva. La mayor variabilidad espacial ha sido registrada en la Estación 1 donde la heterogeneidad del sustrato rocoso es superior a las dos estaciones restantes.

En cuanto a la presencia de especies perennes de morfología compleja, las cuales son generalmente las especies más sensibles a la contaminación (Munda, 1993; Rodríguez-Prieto y Polo, 1996; Pinedo *et al.*, 2007; Arévalo *et al.*, 2007; Díez *et al.*, 2014; Benedetti-

Cecchi *et al.*, 2001; Gorgula y Connell, 2004), su abundancia sigue siendo moderada en el conjunto del área de estudio. Los resultados muestran una notable disminución de algas complejas en el nivel inferior de la Estación 1 y un aumento moderado en el nivel inferior de la Estación 2 durante el bienio 2021-2022, lo que sugiere que el estrés ambiental podría haber variado en estas dos estaciones. No obstante, la especie de morfología más compleja de la vegetación del área de estudio, *Ericaria selaginoides* (anteriormente *Cystoseira tamariscifolia*), sigue presente en la Estación 1.

El género *Cystoseira* es muy sensible a la contaminación y a otras alteraciones del medio ocasionadas por las actividades antrópicas, siendo las especies de este género las primeras en desaparecer cuando el medio se degrada (Cormaci y Furnari, 1999; Thibaut *et al.*, 2005). Esta característica de las especies de *Cystoseira* ha llevado a los científicos a proponer al género como indicador biológico de la calidad ambiental (Panayotidis *et al.*, 1999; Pinedo *et al.*, 2007).

Los cambios registrados entre 2021 y 2022 han sido diferentes en función de las estaciones de muestreo. En la Estación 2, la más cercana a la descarga del efluente de la depuradora durante el periodo estival, los cambios detectados han sido positivos. La densidad de especies ha aumentado así como la cobertura de las algas de morfología compleja. Por el contrario, en el nivel intermareal inferior de la Estación 1, la más cercana a la playa, tanto la densidad de especies como la cobertura de algas complejas han disminuido notablemente. Sin embargo, en esta misma estación, los cambios del nivel superior han sido positivos con aumentos en la densidad y riqueza de especies. Los resultados de los análisis multivariantes reflejan que la variabilidad temporal de la vegetación del nivel inferior de la Estación 1 es la más elevada del área de estudio, con cambios interanuales muy marcados. Son varios los factores que pueden contribuir a esta variabilidad, entre ellos la dinámica sedimentaria de la zona. Asimismo, la elevada heterogeneidad del sustrato rocoso junto con la selección aleatoria de las muestras en cada campaña, aporta potencialmente diferencias entre años. La vegetación de la Estación 3 por su parte, ha permanecido relativamente estable en comparación con las otras dos estaciones.

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 Ea en la vegetación intermareal del entorno donde es vertido es baja.

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 Ea. Se detalla la composición de las comunidades zoobentónicas existentes en primavera de 2022 en cada una de las 3 estaciones de muestreo y se describen los cambios principales con respecto a las campañas precedentes. Además, se analiza la variabilidad espacio-temporal de la fauna del área de estudio en su conjunto para el periodo 2017-2022. 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 y nivel de marea. 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 7.6 (Anexo) se muestra la cobertura media de las especies registradas en la estación, así como su cobertura en cada uno de los dos niveles de marea estudiados (superior e inferior). Teniendo en cuenta el promedio de los dos niveles de marea, del total de 11 especies de invertebrados registrados en 2022, ninguno ha alcanzado el 1 % de ocupación de sustrato. Las lapas *Patella ulyssiponensis* (0,4 %) y los anélidos sabeláridos Sabellaridae indet. (0,4 %) son los invertebrados más abundantes de la estación.

En el nivel intermareal superior (+ 1,25 m), los invertebrados más abundantes fueron las lapas *Patella ulyssiponensis* y los anélidos de la familia Sabellaridae, alcanzando cada uno de ellos un 0,5 % de ocupación del sustrato (Anexo: Tabla 7.6). Con respecto a las diferencias temporales, destaca el retroceso hasta su desaparición en 2022 del erizo *Paracentrotus lividus* (10,0 % vs 3,5 % vs 0,3 % vs 0 %, en 2019, 2020, 2021 y 2022, respectivamente) y el moderado avance y retroceso de la lapa *Patella ulyssiponensis* en el periodo 2019-2021 (0,5 % vs 2,2 % vs 0,5 %). Por otro lado, destaca la ausencia del cirrípedo *Chthamalus stellatus* en los dos últimos años estudiados. Del resto de especies, que en 2021 obtuvieron coberturas algo significativas (0,5 %), destaca la ausencia en 2022 de *Caprella penanti*, *Hyale perieri* y *Gibbula umbilicalis*.

En el nivel intermareal inferior (+ 0,75 m) el invertebrado más abundante fue el poliqueto *Polyophthalmus pictus*, alcanzando tan sólo 0,5 % de cobertura (Anexo: Tabla 7.6). El resto de la fauna fue poco conspicua alcanzando valores de ocupación del sustrato del 0,3 % o incluso inferiores. Los principales cambios temporales se deben a la desaparición de los inventarios desde 2021 de los invertebrados *Mytilus galloprovincialis* (0,3 % vs 0,5 % vs 0 % vs 0 %, en 2019, 2020, 2021 y 2022, respectivamente) y *Paracentrotus lividus* (0,5 % vs 1,7 % vs 0 % vs 0 %).

4.3.2. Estación 2

En la Tabla 7.7 (Anexo) se muestra la cobertura media de las especies de invertebrados registradas desde el inicio del estudio en la Estación 2. Del total de 12 especies registradas en 2022 en el promedio de los dos niveles de marea estudiados, ninguna supera el 1 % de ocupación de sustrato. Los invertebrados con mayor cobertura fueron los sabeláridos Sabellaridae indet. (0,5 %) y las lapas *Patella ulyssiponensis* (0,4 %).

En el nivel más alto de marea (+ 1,25 m), el zoobentos estuvo representado por pocas especies. De éstas, las más abundantes fueron los sabeláridos Sabellaridae indet. (0,5 %) y las lapas *Patella ulyssiponensis* (0,5 %). (Anexo: Tabla 7.7). Con respecto a los cambios temporales, destaca la ausencia del cirrípedo *Chthamalus stellatus* en los dos últimos años estudiados (0,7 % vs 0,3 % vs 0 % vs 0 %, en 2019, 2020, 2021 y 2022, respectivamente). Por otro lado, desde el inicio del estudio destaca la ausencia del anélido *Polyophthalmus pictus* y del erizo *Paracentrotus lividus*, invertebrados típicos en este nivel de marea.

En el nivel intermareal inferior (+ 0,75 m), los invertebrados más abundantes fueron los sabeláridos Sabellaridae indet. (0,5 %) y los isópodos *Dexamine spinosa* (0,5 %) (Anexo: Tabla 7.7). En cuanto a los cambios temporales destaca la ausencia de los bivalvos *Mytilus galloprovincialis* en 2022 (0,3 % vs 0,7 % vs 0,5 % vs 0 %, en 2019, 2020, 2021 y 2022,

respectivamente). El resto de las especies experimentan avances y retrocesos de escasa magnitud.

4.3.3. Estación 3

En la Tabla 7.8 (Anexo) se muestra la cobertura promedio de las especies de invertebrados registradas en la Estación 3 en las campañas de 2019, 2020, 2021 y 2022. Teniendo en cuenta el promedio de los dos niveles de marea estudiados, en 2022 el total de especies ha sido 15. De estas, la más abundante fue el erizo *Paracentrotus lividus* (3,0 %). El resto de los invertebrados presentaron coberturas medias por debajo del 0,5 % de ocupación del sustrato.

En el nivel más alto de marea (+ 1,25 m), la especie más abundante fue el erizo *Paracentrotus lividus* (5,0 %), alcanzando en esta estación el máximo recubrimiento de la red de estudio (Tabla 4.8). Otros invertebrados abundantes (con coberturas del 0,5 %) fueron la lapa *Patella ulyssiponensis* y los poliquetos *Polyophthalmus pictus*, Sabellaridae indet. y *Spirobranchus* spp. (Anexo: Tabla 7.8). Los cambios temporales más notables corresponden al erizo *Paracentrotus lividus* (3,7 % vs 2,0 % vs 3,7 % vs 5,0 % en 2019, 2020, 2021 y 2022, respectivamente) y al cirrípedo *Chthamalus stellatus*, el cual no se registra en los dos últimos años estudiados (0,3 % vs 0,2 % vs 0 % vs 0 %). El resto de las especies que forman este nivel de marea se mantienen estables en general con cambios de escasa magnitud.

En el nivel intermareal inferior (+ 0,75 m) varias especies alcanzan el máximo recubrimiento de área de estudio: los caprélidos *Caprella penantis* (0,5 %), los anfípodos *Hyale perieri* (0,5 %), los erizos *Paracentrotus lividus* (1,0 %) (Anexo: Tabla 7.8). Otros invertebrados que alcanzaron coberturas significativas (del 0,5 %) fueron: *Cereus pedunculatus*, *Patella ulyssiponensis*, Sabellaridae indet. y *Spirobranchus* spp. El resto de invertebrados fueron menos abundantes, alcanzando todos ellos coberturas por debajo del 0,5 %. Con respecto a anteriores campañas sólo destaca las oscilaciones del erizo *Paracentrotus lividus* (15,0 % vs 6,7 % vs 0 % vs 1,0 % , en 2018, 2019, 2020 y 2021, respectivamente).

4.3.4. Diferencias espacio-temporales 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 3 la que a lo largo del estudio ha presentado los valores más elevados en ambos niveles de marea (Fig. 4.12). En el periodo 2019-2021 se observó un descenso de especies en el nivel superior de esta estación y que ha sido posteriormente recuperado en 2022 (15 vs 9 vs 9 vs 12 en 2019, 2010 y 2021, respectivamente). En la Estación 1 y en la Estación 2 las oscilaciones en la riqueza de especies han sido notables desde el inicio del estudio en ambos niveles de marea. El nivel superior de la Estación 2 destaca además por obtener los valores más bajos de la red de estudio.

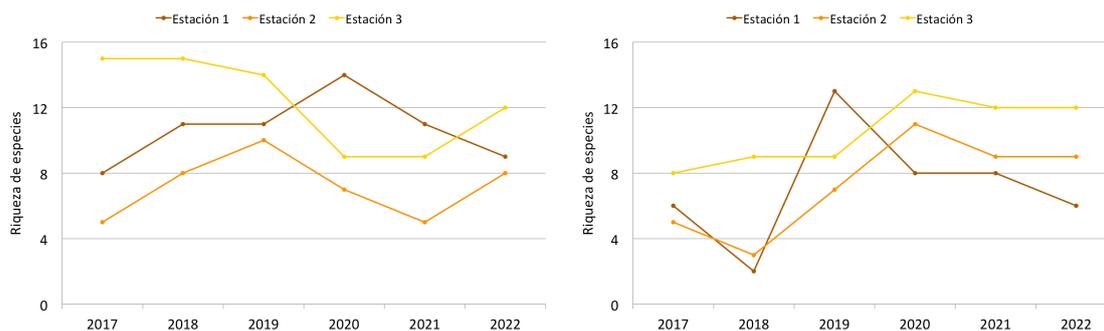


Fig. 4.12. Riqueza o número total de especies de fauna registradas en los niveles intermareales superior (A) e inferior (B) de las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

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 máximos del área de estudio siguen un patrón similar al detectado para la riqueza específica (Fig. 4.13). En la práctica totalidad de los años estudiados, la Estación 3 presenta la mayor densidad tanto en el nivel intermareal superior como en el inferior. Los cambios temporales más notables en la densidad de especies se dan en el nivel inferior de la Estación 2 y de la Estación 3 con valores iniciales mucho más bajos que los obtenidos en campañas sucesivas (Fig. 4.13 B).

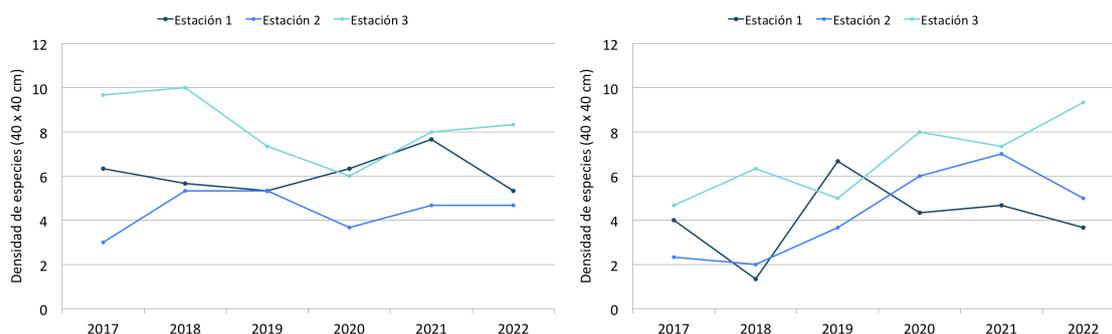


Fig. 4.13. Densidad de especies de fauna (especies por superficie de muestreo: 40 cm x 40 cm) en los niveles intermareales superior (A) e inferior (B) de las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

La cobertura acumulada por el conjunto de invertebrados que componen el zoobentos también mostró diferencias entre estaciones (Fig. 4.14). En el nivel intermareal superior, destaca la Estación 2 con los valores de cobertura faunística más bajos del área de estudio (Fig. 4.14 A). En este nivel de marea, los cambios más notables se dan en la Estación 1 y la Estación 3 (Fig. 4.14 A). Por su parte, en el nivel inferior la Estación 1 y la Estación 2 se caracterizan por presentar valores siempre por debajo del 5 % de cobertura (Fig. 14 B). En la Estación 3 los valores de son comparativamente superiores, registrándose cambios significativos y de signo opuesto (2,3 % vs 11,5 % vs 17,2 % vs 10,3 % vs 3,8 % vs 5,2 %).

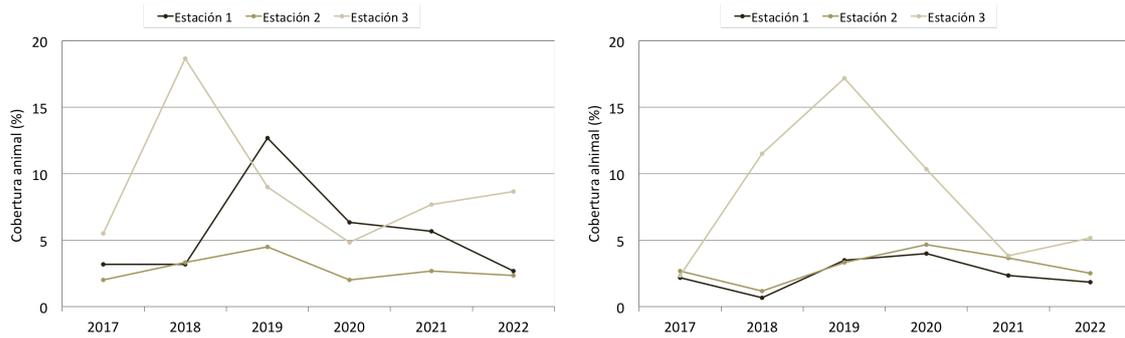


Fig. 4.14. Cobertura animal del nivel intermareal +1,25 m (A) y del nivel intermareal +0,75 m (B) en las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

En cuanto a la abundancia de invertebrados con estrategia trófica herbívora, destacan los bajos valores mantenidos en la Estación 2 en ambos niveles de marea (Fig. 4.15). La Estación 1 muestra valores destacables únicamente en el nivel superior durante el periodo 2019-2021. En la Estación 3, se registran los valores máximos de herbívoros tanto en el nivel superior como en el inferior. Sin embargo, en esta estación se registran oscilaciones significativas, destacando el notable incremento en el periodo 2017-2019 y el acusado retroceso en el periodo 2019-2021 (0,3 % vs 9,2 % vs 25,5 % vs 9 % vs 0,3 % vs 1,7 %) en el nivel inferior de marea.

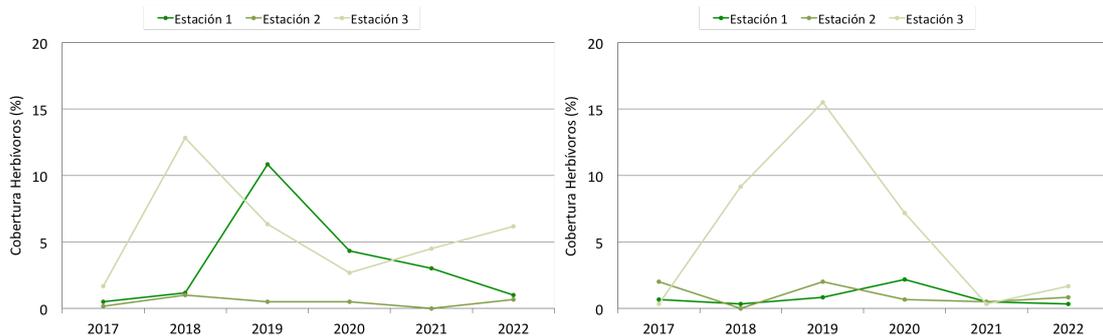


Fig. 4.15. Cobertura de herbívoros del nivel intermareal +1,25 m (A) y del nivel intermareal +0,75 m (B) en las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

En los gráficos de la figura 4.16 aparecen representados los valores de abundancia de invertebrados suspensívoros desde el inicio del estudio. En comparación con la estrategia herbívora, las diferencias entre las estaciones de muestreo tanto en el nivel superior de marea (Fig. 4.16 A) como en el nivel inferior (Fig. 4.16 B) son de menor magnitud. Los cambios temporales son leves y los más significativos se dieron en el nivel superior de la Estación 2 (0,8 % vs 1,8 % vs 4 % vs 1,5 % vs 2,2 % vs 1,3 %) y de la Estación 3 (2,2 % vs 4,3 % vs 1,3 % vs 1,8 % vs 2,0 % vs 1,2 %).

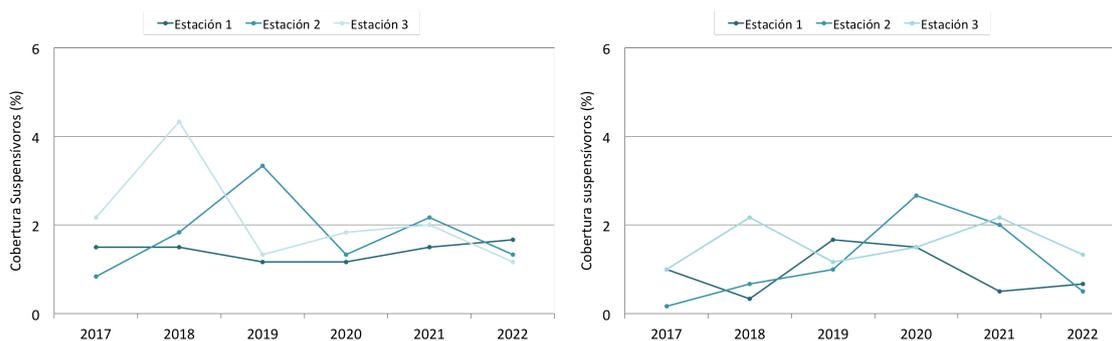


Fig. 4.16. Cobertura de suspensivos del nivel intermareal +1,25 m (A) y del nivel intermareal +0,75 m (B) en las 3 estaciones de muestreo en el periodo 2017-2022.

4.3.4.2. Similitud faunística entre las estaciones

La similitud entre los inventarios de cada nivel de marea fue explorada mediante la aplicación de técnicas multivariantes. En el nMDS realizado teniendo en cuenta conjuntamente los dos niveles de marea estudiados se observa cómo los inventarios se entremezclan entre los niveles estudiados sin seguir un patrón espacial definido (Fig. 4.17). Este hecho indica que la fauna de los dos niveles de marea es en líneas generales similar y que el gradiente de marea ejerce un efecto moderado sobre la composición faunística.

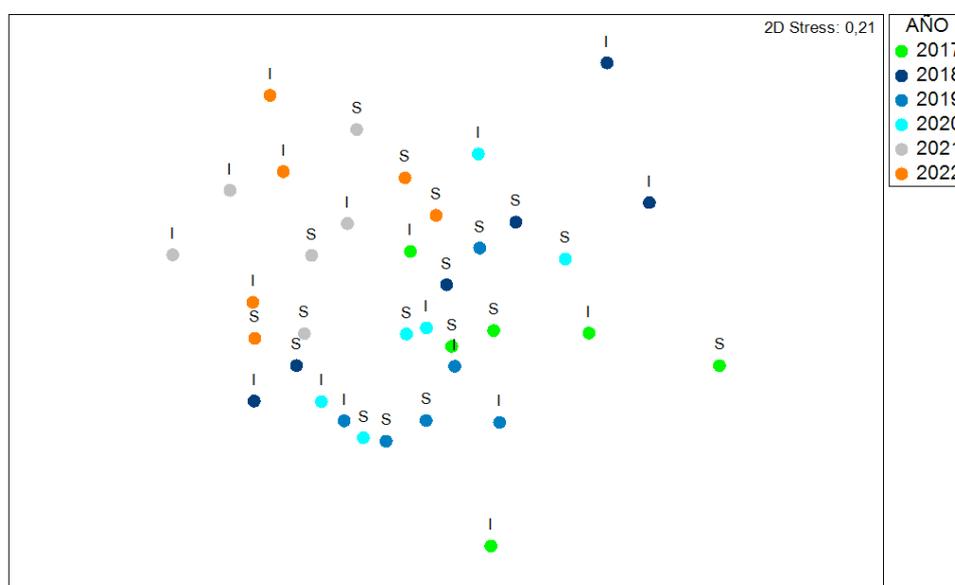


Fig. 4.17. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la fauna intermareal del nivel superior (S: +1,25 m) e inferior (I: +0,75 m) de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea en las primaveras del periodo 2017-2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

Con objeto de visualizar con más detalle las diferencias faunísticas entre cada una de los niveles de marea estudiados, se realizaron análisis de ordenación de cada nivel intermareal por separado (Figs. 4.18 y 4.19).

En el nMDS correspondiente al nivel superior (Fig. 4.18), existe un patrón temporal con los inventarios promedio de la Campaña inicial de 2017 en la izquierda del diagrama, el periodo 2018-2020 en la zona central y las dos últimas campañas de 2021 y 2022 en la parte derecha del diagrama. Contrastando únicamente la campaña inicial y las dos últimas, de acuerdo al análisis de similitudes SIMPER, esta ordenación se debe a la mayor abundancia en la última etapa (2021-2022) del erizo *Paracentrotus lividus*, de los anélidos dos del género Sabellaridae y de la lapa *Patella ulyssiponensis*. La ordenación de los inventarios de las campañas comprendidas en el periodo 2018-2020 se debe a oscilaciones de menor magnitud de estas y otras especies como el cirrípedo *Chthamalus stellatus* y el anfípodo *Hyale perieri*. En cuanto a las estaciones, es la Estación 3 la que mantiene un porcentaje de similitud más alto a lo largo de los años (57 %) en comparación con la Estación 1 (48 %) y la Estación 2 (42 %).

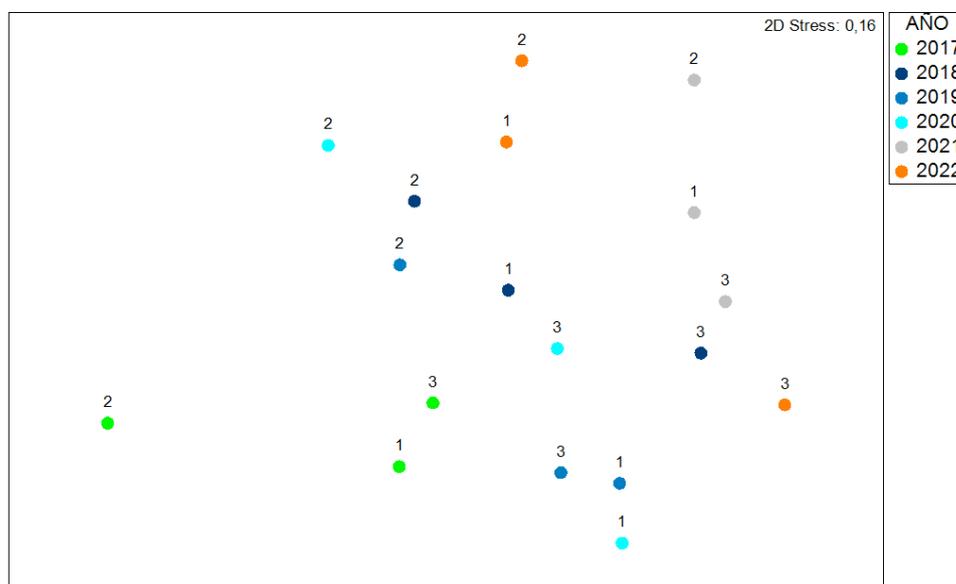


Fig. 4.18. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la fauna intermareal del nivel superior (+1,25 m) de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea en las primaveras del periodo 2017-2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

En el nMDS correspondiente al nivel inferior (Fig. 4.19), los inventarios del periodo se disponen entre años sin seguir un patrón temporal definido. La prueba SIMPER destaca la menor similitud espacial entre estaciones durante los dos primeros años (39 % y 18 %, en 2017 y 2018, respectivamente) en comparación con el resto de campañas realizadas (en torno al 50 %). Al igual que lo observado en el nivel superior de marea, la Estación 3 se mantiene más estable y con un porcentaje de similitud más alto a lo largo de los años (50 %) en comparación con la Estación 1 (40 %) y la Estación 2 (31 %). Según el análisis de similitudes SIMPER, la ordenación espacio-temporal de los inventarios se debe a oscilaciones de leve magnitud de las especies que componen este nivel de marea: Sabellaridae indet., *Mytilus galloprovincialis* y *Paracentrotus lividus*. No obstante, destaca la Estación 3 con cambios más acusados en la cobertura de *Paracentrotus lividus*.

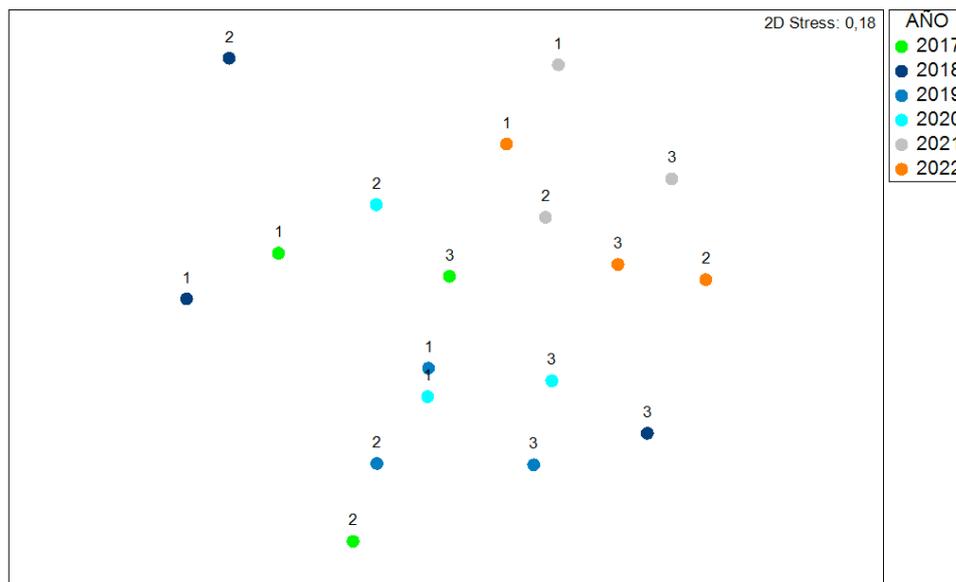


Fig. 4.19. Análisis de ordenación nMDS de las muestras de la fauna intermareal del nivel inferior (+0,75 m) de las 3 estaciones estudiadas en el entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea en las primaveras del periodo 2017-2022. Datos transformados con raíz cuadrada; índice de similitud aplicado: Bray-Curtis.

4.3.5. Discusión

Al igual que lo señalado desde el inicio del estudio, 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). 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, así como los poliquetos *Spirobranchus* spp. y Sabellaridae indet., entre otros. Hay que destacar la importancia de los herbívoros *Patella ulyssiponensis* ya que es un invertebrado típico en la costa vasca (Bustamante *et al.*, 2010) y su presencia es clave para el correcto funcionamiento del ecosistema bentónico intermareal en su conjunto (Branch, 1985). Por otro lado, destaca la similitud en la composición faunística de los dos niveles de marea muestreados, lo que indica que el gradiente de marea ejerce un efecto moderado sobre la fauna.

En líneas generales, las tres estaciones estudiadas presentaban una estructura y composición faunística similar en su estado de conservación. Sin embargo, los resultados parecen indicar unas condiciones ambientales más favorables para la fauna en la Estación 3, la más alejada del vertido, donde se registran los máximos de densidad y de cobertura de invertebrados a lo largo del estudio.

Desde el inicio del estudio, la densidad y riqueza de invertebrados ha experimentado oscilaciones de leves a moderadas sin un patrón temporal definido, por lo que se interpretan dentro de la variabilidad natural de las comunidades. En el periodo 2021-2022 destaca el moderado retroceso de la densidad y riqueza de especies en la Estación 1 en

los dos niveles de marea. Ya que la disminución de la diversidad de invertebrados está considerado un síntoma de estrés (Robert y Scanes, 1999, Wear y Taner, 2007) será de especial interés conocer su evolución en futuras campañas. A lo largo de la serie temporal los cambios más significativos se detectan en la fauna herbívora de la Estación 3. Estos resultados se asocian a la distribución espacial heterogénea que de forma natural presentan las poblaciones del equinodermo *Paracentrotus lividus*. Estos invertebrados han sido abundantes en la Estación 3 desde el inicio del estudio. Sin embargo, la agrupación de estos invertebrados en determinados lugares y el muestreo aleatorio utilizado en el presente estudio, generan una elevada variabilidad espacio-temporal. Por último, en el periodo 2021-2022 destaca la ausencia del cirrípedo *Chthamalus stellatus* en el nivel superior del área de estudio. Este invertebrado presentaba en anteriores campañas coberturas testimoniales siempre inferiores al 0,5 %, como es típico de este nivel de marea. No obstante, se trata un filtrador característico de costa abierta (Bustamante *et al.*, 2010) por lo que será de especial interés conocer su evolución en futuras campañas.

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 Ea en la comunidad faunística intermareal del entorno donde es vertido es baja.

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 Ea 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 4.9 queda detallada la puntuación obtenida en la evaluación del estado ecológico de las comunidades intermareales (flora y fauna) de las tres estaciones de estudio a lo largo del periodo 2017-2022. De acuerdo a este índice, la Estación 1 se clasificó con un estado ecológico 'Bueno' en las dos primeras campañas realizadas, mientras que alcanzó el estado 'Muy Bueno' en el periodo 2019-2021; en la presente Campaña 2022 presenta de nuevo el estado ecológico 'Bueno'.

Por otro lado, la Estación 2 se mantiene desde el inicio del estudio con un estado ecológico 'Bueno'. Finalmente, la Estación 3 que presentaba un estado ecológico 'Muy Bueno' en 2017 pasa a 'Bueno' en el resto de campañas realizadas en 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022.

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

Costa marina	Año	RICQI: Entorno depuradora EA										Estado Ecológico
		Métricas									EQR	
		Especies Indicadoras SpBio		Algas Complejas MCA	Riqueza Especies R		Cobertura Fauna FC					
ESS	PC	Ra	Rf		Pf	Ch	Cs					
EA_BD_E1	2017	69,21 (MB)	Sí	25,3	47	10	1,8	0,6	1,3	0,79	Bueno	
EA_BD_E2	2017	61,40 (MB)	Sí	25,6	43	9	1,4	1,1	0,5	0,79	Bueno	
EA_BD_E3	2017	72,10 (MB)	No	46,3	49	16	2,0	1,1	1,6	0,86	Muy Bueno	
EA_BD_E1	2018	72,98 (MB)	Sí	15,2	50	11	1,3	0,8	0,9	0,75	Bueno	
EA_BD_E2	2018	54,17 (MB)	Sí	32,7	29	10	1,2	0,5	1,3	0,8	Bueno	
EA_BD_E3	2018	62,37 (MB)	Sí	21,3	30	19	10,8	11,0	3,3	0,78	Bueno	
EA_BD_E1	2019	77,63 (MB)	Sí	37,6	52	12	1,6	0,8	1,1	0,85	Muy Bueno	
EA_BD_E2	2019	66,21 (MB)	Sí	12,2	47	12	2,9	1,9	2,3	0,75	Bueno	
EA_BD_E3	2019	65,73 (MB)	Sí	23,3	35	16	10,3	15,3	2,2	0,8	Bueno	
EA_BD_E1	2020	68,26 (MB)	Sí	54,5	45	13	2,0	0,5	1,8	0,9	Muy Bueno	
EA_BD_E2	2020	55,52 (MB)	No	17,3	27	11	2,7	1,7	1,3	0,71	Bueno	
EA_BD_E3	2020	58,67 (MB)	Sí	14,0	35	16	6,2	6,8	2,3	0,75	Bueno	
EA_BD_E1	2021	73,85 (MB)	Sí	39,0	52	14	2,6	1,7	1,0	0,85	Muy Bueno	
EA_BD_E2	2021	53,68 (MB)	No	10,8	32	9	2,3	0,3	2,3	0,67	Bueno	
EA_BD_E3	2021	61,42 (MB)	Sí	14,8	44	15	4,0	2,4	2,6	0,75	Bueno	
EA_BD_E1	2022	71,25 (MB)	Sí	15,8	54	11	1,5	0,7	1,2	0,8	Bueno	
EA_BD_E2	2022	55,41 (MB)	No	28,7	33	12	1,5	0,8	0,9	0,73	Bueno	
EA_BD_E3	2022	61,82 (MB)	Sí	18,8	38	15	4,9	3,9	1,3	0,78	Bueno	

Tabla. 4.9. 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).

5. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

El presente estudio tiene como objetivo general conocer el impacto ambiental del vertido de la EDAR de Ea 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 según el período del año vierte al cauce del riachuelo Argin (fuera de la temporada de baños) o queda liberado en la proximidad del litoral rocoso en la zona costera conocida como La Atalaya (en la temporada de baños). 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 'Muy Bueno' ($\geq 95\%$) o 'Bueno' ($\geq 85\%$) (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). Con respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, la concentración de nitratos, amonio y fosfatos en la columna de agua obtuvieron valores dentro del objetivo de calidad 'Muy Bueno' establecido para tramos de costa abierta de la costa vasca (CHC y URA, 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 Ea en las características fisicoquímicas de la columna de agua del medio receptor fue inapreciable.

En cuanto a las comunidades biológicas, los resultados del presente estudio (2022) indican que la vegetación intermareal del entorno receptor del efluente de aguas residuales de la EDAR de Ea presenta zonación vertical (la vegetación de los niveles intermareales estudiados era diferente). Este resultado es positivo ya que cuando los contaminantes entran en el medio, tiene lugar una simplificación del patrón de zonación (Munda, 1980, 1993; Fairweather, 1990; Rueness y Fredriksen, 1991; Díez *et al.*, 1999), debido a que las especies resistentes al estrés de la contaminación son resistentes también al estrés de factores naturales y por ello, pueden desarrollarse en diferentes niveles de marea. Asimismo, la variabilidad espacial (disimilitud entre los inventarios de

cada estación) dentro de un mismo nivel de marea también ha sido señalada como un rasgo de las comunidades no alteradas (Díez et al., 2013).

En cuanto a la presencia de especies perennes de morfología compleja, las cuales son generalmente las especies más sensibles a la contaminación (Munda, 1993; Rodríguez-Prieto y Polo, 1996; Pinedo et al., 2007; Arévalo et al., 2007; Díez et al., 2014; Benedetti-Cecchi et al., 2001; Gorgula y Connell, 2004), su abundancia sigue siendo moderada en el conjunto del área de estudio. Los resultados muestran una notable disminución de algas complejas en el nivel inferior de la Estación 1 y un aumento moderado en el nivel inferior de la Estación 2 durante el bienio 2021-2022, lo que sugiere que el estrés ambiental podría haber variado en estas dos estaciones. No obstante, la especie de morfología más compleja de la vegetación del área de estudio, *Ericaria selaginoides* (anteriormente *Cystoseira tamariscifolia*), sigue presente en la Estación 1.

El género *Cystoseira* es muy sensible a la contaminación y a otras alteraciones del medio ocasionadas por las actividades antrópicas, siendo las especies de este género las primeras en desaparecer cuando el medio se degrada (Cormaci y Furnari, 1999; Thibaut et al., 2005). Esta característica de las especies de *Cystoseira* ha llevado a los científicos a proponer al género como indicador biológico de la calidad ambiental (Panayotidis et al., 1999; Pinedo et al., 2007).

Los cambios registrados entre 2021 y 2022 han sido diferentes en función de las estaciones de muestreo. En la Estación 2, la más cercana a la descarga del efluente de la depuradora durante el periodo estival, los cambios detectados han sido positivos. La densidad de especies ha aumentado así como la cobertura de las algas de morfología compleja. Por el contrario, en el nivel intermareal inferior de la Estación 1, la más cercana a la playa, tanto la densidad de especies como la cobertura de algas complejas han disminuido notablemente. Sin embargo, en esta misma estación, los cambios del nivel superior han sido positivos con aumentos en la densidad y riqueza de especies. Los resultados de los análisis multivariantes reflejan que la variabilidad temporal de la vegetación del nivel inferior de la Estación 1 es la más elevada del área de estudio, con cambios interanuales muy marcados. Son varios los factores que pueden contribuir a esta variabilidad, entre ellos la dinámica sedimentaria de la zona. Asimismo, la elevada heterogeneidad del sustrato rocoso junto con la selección aleatoria de las muestras en cada campaña, aporta potencialmente diferencias entre años. La vegetación de la Estación 3 por su parte, ha permanecido relativamente estable en comparación con las otras dos estaciones.

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 Ea en la vegetación intermareal del entorno donde es vertido es baja.

En cuanto a la fauna, como se viene indicando desde el inicio del estudio, 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). 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, así como los poliquetos *Spirobranchus* spp. y Sabellaridae indet., entre otros. Hay que destacar la importancia de los herbívoros *Patella ulyssiponensis* ya

que es un invertebrado típico en la costa vasca (Bustamante *et al.*, 2010) y su presencia es clave para el correcto funcionamiento del ecosistema bentónico intermareal en su conjunto (Branch, 1985). Por otro lado, destaca la similitud en la composición faunística de los dos niveles de marea muestreados, lo que indica que el gradiente de marea ejerce un efecto moderado sobre la fauna.

En líneas generales, las tres estaciones estudiadas presentaban una estructura y composición faunística similar en su estado de conservación. Sin embargo, los resultados parecen indicar unas condiciones ambientales más favorables para la fauna en la Estación 3, la más alejada del vertido, donde se registran los máximos de densidad y de cobertura de invertebrados a lo largo del estudio.

Desde el inicio del estudio, la densidad y riqueza de invertebrados ha experimentado oscilaciones de leves a moderadas sin un patrón temporal definido, por lo que se interpretan dentro de la variabilidad natural de las comunidades. En el periodo 2021-2022 destaca el moderado retroceso de la densidad y riqueza de especies en la Estación 1 en los dos niveles de marea. Ya que la disminución de la diversidad de invertebrados está considerado un síntoma de estrés (Robert y Scanes, 1999, Wear y Taner, 2007) será de especial interés conocer su evolución en futuras campañas. A lo largo de la serie temporal los cambios más significativos se detectan en la fauna herbívora de la Estación 3. La distribución espacial heterogénea que de forma natural presentan las poblaciones del equinodermo *Paracentrotus lividus* y el muestreo aleatorio utilizado en el presente estudio, generan una elevada variabilidad espacio-temporal. Por último, es destacable la ausencia del cirrípedo *Chthamalus stellatus* en el nivel superior del área de estudio en el periodo 2021-2022. Se trata un filtrador característico de costa abierta (Bustamante *et al.*, 2010), por lo que será de especial interés conocer su evolución en futuras campañas.

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 Ea en la comunidad faunística intermareal del entorno donde es vertido es baja

El estado ecológico (EcoQ) de las comunidades intermareales (macroalgas e invertebrados) presentes en el entorno de la descarga del efluente de la EDAR de Ea 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 '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 Ea cumplían en 2022 con los objetivos de la DMA.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER. PRIMER- E Ltd, Plymouth.
- 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., 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.
- Archambault, P., Banwell, K., Underwood, A.J. 2001. Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 222: 51-62.
- 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.
- Bellgrove, A., Clayton, M.N., Quinn, G.P. 1997. Effects of secondarily treated sewage effluent on intertidal macroalgal recruitment processes. *Mar. Freshwater Res.*, 48: 137-146.
- Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P.S., Airoldi, L., Relini, G., Cinelli, F. 2001. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 214: 137-150.
- 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., Bikunza, 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, A., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, M. Revilla, J.G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.Mª Ruiz, J.C. Sola, A. Manzanos. 2015. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua, 651 pp.
- 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.
- Cloem, 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.
- Cornaci, M. and Furnari, G. 1991. Phytobenthic communities as monitor of the environmental conditions of the Brindisi coast-line. *Oebalia*, 17: 177-198.
- 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.
- Devinny, J.S., Vorse, 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.
- Díez, I., Santolaria, A., Muguerza, N., Gorostiaga, J.M. 2013. Measuring restoration in intertidal macrophyte assemblages following wastewater treatment upgrade. *Mar. Environ. Res.*, 84: 31-42.
- Díez, I., Santolaria, A., Muguerza, N., Gorostiaga, J.M. 2014. Capacity for recovery of rocky subtidal assemblages following pollution abatement in a scenario of global change. *Mar. Pollut. Bull.*, 86: 197-209.
- Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A., Gorostiaga, J.M. 1999. Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Mar. Pollut. Bull.*, 38: 463-472.
- Dixon, P.S., Irvine, L.M. 1977. Seaweeds of the British Isles. Vol. I. Rhodophyta. Part 1. 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.

- 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 1. 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.
- Gorgula, S.K., Connell, S.D. 2004. Expansive covers of turf-forming algae on human-dominated coast: the relative effects of increasing nutrient and sediment loads. Mar. Biol., 145: 613-619.
- 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.
- Koeman, R.P.T. 1985. The taxonomy of *Ulva* Lannaeus, 1753, and *Enteromorpha* Link, 1820, (Chlorophyceae) in the Netherlands. Drukkerij van Denderen BV, Groningen.
- Lincoln, R.J. 1979. British Marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History). London. 658 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.
- Munda, I. M. 1993. Changes and degradation of seaweed stands in the Northern Adriatic. In Proceedings of 14th International Seaweed Symposium eds. A. R. O. Chapman, M. T. Brown and M. Lahaye, pp. 239±253, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Munda, I.M. 1980. Changes in the benthic algal associations of the vicinity of Rovinj (Istrian coast, North Adriatic) caused by organic wastes. Acta Adriat., 21: 229-32.
- Nizamuddin, M. 1991. The green marine algae of Libya. Bern.
- Panayotidis, P., Feretopoulou, J., Montesanto, B. 1999. Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an eastern Mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). Estuar. Coast. Shelf Sci., 48: 205-214.
- Pinedo, S., García, M., Satta, M.P., De Torres, M., Ballesteros, E. 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: A case study in the Northwestern Mediterranean. Mar. Pollut. Bull., 55: 126-135.
- Price N.M., P.J. Harrison, 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.
- Rodríguez-Prieto, C., Polo, L. 1996. Effects of sewage pollution in the structure and dynamics of the community of *Cystoseira mediterranea* (Fucales, Phaeophyceae). Sci. Mar. (Barcelona), 60: 253-263.
- Rueness, J. and Fredriksen, S. 1991. An assessment of possible pollution effects on the benthic algae of the outer Oslofjord. Ophelia 17, 223±235.
- Ryland, J.S., Hayward, P.J. 1977. British Anascan Bryozoans. Academic Press. London. 199 pp.
- Tebble, N. 1976. (2^a ed.). British Bivalve Shells. Royal Scottish Museum. Edinburgh. 212 pp.

- Thibaut, T., Pinedo, S., Torras, X., Ballesteros, E. 2005. Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 1472-1489.
- 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. 8Reprinted 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.

7. ANEXOS

7.1. INVENTARIOS DE MACROALGAS

Ea																					
Fecha: 29-4-2022																					
Nivel intermareal																					
Estación	Superior (+ 1,25 m)									Inferior (+ 0,75 m)											
	1			2			3			1			2			3					
Especies / muestra	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
	<i>Acrosorium ciliatum</i>	+							+	+	+										
<i>Antithamnionella ternifolia</i>		+																1	+	+	
<i>Apoglossum ruscifolium</i>																				+	
<i>Asparagopsis armata</i>		+	+										1		15	+		+			
<i>Bifurcaria bifurcata</i>			5																		
<i>Bryopsis plumosa</i>																				+	
<i>Ceramium botryocarpum</i>												5	1	+							
<i>Ceramium ciliatum</i>		1	5											+							
<i>Ceramium echionotum</i>		+	5									1									
<i>Ceramium tenerrimum</i>														1	+	+					
<i>Chaetomorpha linum</i>				+	+	+															
<i>Champia parvula</i>		1	1										+	+							
<i>Chondracanthus acicularis</i>														5							
<i>Chondracanthus teedei</i>																				+	
<i>Chylocladia verticillata</i>									+	+										+	
<i>Cladophora laetevirens</i>	+	1	+							+	+										
<i>Cladophora lehmanianna</i>	+	+	+	+	+	+				+	+							+	+	+	
<i>Cladostephus spongiosus</i>																					
<i>Codium fragile</i>																		1	5	1	
<i>Colpomenia peregrina</i>	+			+																	
<i>Cryptopleura ramosa</i>																				+	
<i>Dasya rigidula</i>										+											
<i>Dasydiphonia japonica</i>		+	+																	+	
<i>Derbesia tenuissima</i>	+																				
<i>Dictyopteris polypodioides</i>																				1	
<i>Ectocarpus siliculosus</i>		+	+																		
<i>Ellisolandia elongata</i>	70	75	80	90	70	60	60	40	50				75	70	60	60	80	70	85	90	80
<i>Ericaria selaginoides</i>																					
<i>Erythrogllossum laciniatum</i>																					
<i>Falkenbergia rufofanosa</i>		+	+							+	+	+		1	+	1		1	+	+	
<i>Gaillona gallica</i>		+	+																		
<i>Gastroclonium ovatum</i>																					
<i>Gastroclonium reflexum</i>														1	+						
<i>Gayliella flaccida</i>																				+	
<i>Celidium attenuatum</i>													1	+				+			
<i>Celidium corneum</i>																					
<i>Celidium spinosum</i>	1																		5	+	1
<i>Gigartina pistillata</i>																					1
<i>Halicystis parvula</i>	+																				
<i>Halopithys incurva</i>																					
<i>Halopteris fiicina</i>		5																			
<i>Halopteris scoparia</i>	1												1	1							
<i>Halurus equisetifolius</i>													1	10	1	10	1	1	5	5	5
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>		+	+	1	+	+															
<i>Jania rubens</i>		5	5	+	+	+							5	1	5	1	1	+	1	+	1
<i>Leptosphonia fibrata</i>		1	+																		
<i>Lithophyllum incrustans</i>	15	20	5	5	5	5	25	40	30				10	10		15	15	10	10	1	15
<i>Lomentaria articulata</i>				+	10	10	10	5	1	1											
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	1												1	+	+						1
<i>Nitophyllum punctatum</i>																					+
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	1																				
<i>Osmundea pinnatifida</i>	1																				
<i>Petalonia fascia</i>	+	+																			
<i>Peyssonnelia atropurpurea</i>																					
<i>Phymatolithon lenormandii</i>		1	5	1	5	1															
<i>Plocamium cartilagineum</i>				5	15	5	1	10	10				1	+					5	+	10
<i>Pterosiphonia complanata</i>			+	+	+								15	20	10	40	25	40	15	10	5
<i>Ralfsia verrucosa</i>	+			+	+																
<i>Scinaia furcellata</i>																					
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	+	+																			
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	1	5	5										+	+	+						+
<i>Sphacelaria rigidula</i>	+	5	5																		+
<i>Taonia atomaria</i>																					
<i>Trailiella intricata</i>				+																	+
<i>Ulva rigida</i>	5		5	+	+	+	+	+	+												+
<i>Ulvaria obscura</i>				+																	+
<i>Vertebrata thuyoides</i>	20	60	50		40	50	70	40	30	25											+
<i>Xiphosiphonia ardreaana</i>		1	+																		+
<i>Xiphosiphonia pennata</i>																					+
<i>Zanardinia typus</i>																					1

Tabla 7.1. Inventarios de la flora intermareal del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea. Campaña 2022.

7.2. INVENTARIOS DE FAUNA

Ea																				
Fecha: 29-4-2022																				
Nivel intermareal																				
Estación																				
Especies / muestra	Superior (+ 1,25 m)									Inferior (+ 0,75 m)										
	1			2			3			1			2			3				
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
<i>Acanthochitona crinita</i>		+																		
<i>Caprella penantis</i>					+		+	+												
<i>Cereus pedunculatus</i>									+				+	+		+	+		+	
<i>Chthamalus stellatus</i>																			+	
<i>Cliona celata</i>																			+	
<i>Dexamine spinosa</i>						+							+	+	+					
<i>Eulalia viridis</i>				+					+	+					+	+				
<i>Gibbula umbilicalis</i>	+	+																		
<i>Hyale perieri</i>							+	+		+	+				+	+	+		+	
<i>Leiosolenus aristatus</i>		+	+																	
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	+			+	+															
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>																			+	
<i>Paracentrotus lividus</i>							5	5	5						+		1	1	1	
<i>Patella ulyssiponensis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+		+	
<i>Perforatus perforatus</i>						+														
<i>Polyophthalmus pictus</i>							+	+	+	+	+	+						+	+	+
<i>Rocellaria dubia</i>			+																	
Sabellariidae indet.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Serpula concharum</i>	+			+	+															
<i>Spirobranchus</i> spp.			+				+	+	+	+	+							+	+	+
<i>Tricolia pullus</i>							+													
<i>Tritia incrassata</i>													+							

Tabla 7.2. Inventarios de la fauna intermareal del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea. Campaña 2022.

7.3. TABLAS DE COBERTURA

EDAR Ea	ESTACIÓN 1															
	Nivel intermareal				Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
	Campaña				2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	-	0,2	0,3	0,2	0,3	0,7	2,2	0,5	0,2	0,4	1,3	0,3				
<i>Antithamnionella ternifolia</i>	0,2	-	-	0,2	-	0,2	0,5	-	0,1	0,1	0,3	0,1				
<i>Apoglossum ruscolium</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-				
<i>Asparagopsis armata</i>	-	-	0,5	0,3	1,8	0,7	3,7	5,3	0,9	0,3	2,1	2,8				
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	-	1,7	-	1,7	0,2	-	-	-	0,1	0,8	-	0,8				
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	0,3	0,2	0,8	-	0,2	-	-	-	0,3	0,1	0,4	-				
<i>Ceramium botryocarpum</i>	-	-	0,2	-	5,3	1,7	0,7	2,2	2,7	0,8	0,4	1,1				
<i>Ceramium ciliatum</i>	-	-	1,8	2,0	10,0	13,3	1,8	0,2	5,0	6,7	1,8	1,1				
<i>Ceramium echinotum</i>	0,3	0,5	8,3	1,8	3,7	0,3	10,0	0,3	2,0	0,4	9,2	1,1				
<i>Ceramium secundatum</i>	-	-	-	-	6,7	-	2,2	-	3,3	-	1,1	-				
<i>Chaetomorpha linum</i>	0,2	-	-	-	-	-	0,3	-	0,1	-	0,2	-				
<i>Champia parvula</i>	-	-	0,3	0,7	-	-	0,5	0,3	-	-	0,4	0,5				
<i>Chondracanthus acicularis</i>	1,7	0,5	0,7	-	3,3	-	-	1,7	2,5	0,3	0,3	0,8				
<i>Chondracanthus teedei</i>	-	-	-	-	1,7	0,3	1,7	-	0,8	0,2	0,8	-				
<i>Chylocladia verticillata</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Cladophora laetevirens</i>	-	0,2	-	0,7	0,7	-	-	0,3	0,3	0,1	-	0,5				
<i>Cladophora lehmanniana</i>	0,3	0,3	0,2	0,5	0,3	0,2	0,5	0,5	0,3	0,3	0,3	0,5				
<i>Cladostephus spongiosus</i>	-	-	-	-	2,0	0,2	0,3	0,3	1,0	0,1	0,2	0,2				
<i>Codium fragile</i>	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-				
<i>Colpomenia peregrina</i>	13,3	0,7	0,3	0,2	-	-	0,2	-	6,7	0,3	0,3	0,1				
<i>Crouania attenuata</i>	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-				
<i>Cryptopleura ramosa</i>	-	-	-	-	0,2	4,0	0,3	-	0,1	2,0	0,2	-				
<i>Cutleria adspersa</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Ericaria selaginoides</i>	-	-	-	-	8,7	0,3	8,5	5,0	4,3	0,2	4,3	2,5				
<i>Dasya rigidula</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Dasysiphonia japonica</i>	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	0,2				
<i>Derbesia tenuissima</i>	-	-	0,2	0,2	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1				
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	-	-	-	-	-	-	-	3,3	-	-	-	1,7				
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	11,7	-	-	0,3	0,2	-	-	-	5,9	-	-	0,2				
<i>Ellisolandia elongata</i>	85,0	51,7	76,7	75,0	11,7	3,7	20,0	68,3	48,3	27,7	48,3	71,7				
<i>Erythrogloussum laciniatum</i>	-	-	-	-	-	-	1,8	-	-	-	0,9	-				
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	0,5	0,3	0,5	0,3	3,7	0,7	3,5	0,5	2,1	0,5	2,0	0,4				
<i>Gaillona gallica</i>	0,3	0,3	-	0,3	-	-	-	-	0,2	0,2	-	0,2				
<i>Gastroclonium ovatum</i>	-	-	0,3	-	1,7	-	0,2	0,2	0,8	-	0,3	0,1				
<i>Gastroclonium reflexum</i>	0,2	-	0,2	-	-	-	-	0,5	0,1	-	0,1	0,3				
<i>Gayliella flaccida</i>	-	-	0,5	-	0,3	0,3	-	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2				
<i>Gelidium attenuatum</i>	-	0,3	-	-	8,3	-	1,8	0,5	4,2	0,2	0,9	0,3				
<i>Gelidium corneum</i>	-	-	-	-	10,0	1,7	12,0	-	5,0	0,8	6,0	-				
<i>Gelidium pulchellum</i>	0,3	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-				
<i>Gelidium spinosum</i>	-	-	-	0,3	2,0	-	0,2	-	1,0	-	0,1	0,2				
<i>Halicystis parvula</i>	-	-	0,2	0,2	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1				
<i>Halopithys incurva</i>	-	-	-	-	3,3	78,3	23,5	0,3	1,7	39,2	11,8	0,2				
<i>Halopteris filicina</i>	-	-	-	1,7	-	-	-	-	-	-	-	0,8				
<i>Halopteris scoparia</i>	-	-	-	0,3	8,7	-	1,8	0,7	4,3	-	0,9	0,5				
<i>Halurus equisetifolius</i>	-	-	-	-	6,7	5,3	2,0	4,0	3,3	2,7	1,0	2,0				
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	-	-	-	0,3	-	-	0,3	0,2	-	-	0,2	0,3				
<i>Jania rubens</i>	0,7	0,5	3,5	3,3	11,7	3,7	13,3	3,7	6,2	2,1	8,4	3,5				
<i>Laurencia obtusa</i>	-	0,3	0,3	-	-	-	-	-	-	0,2	0,2	-				
<i>Leptosiphonia fibrata</i>	0,3	1,0	-	0,5	-	-	-	-	0,2	0,5	-	0,3				
<i>Lithophyllum incrustans</i>	0,2	8,7	7,0	13,3	3,7	8,7	15,0	6,7	1,9	8,7	11,0	10,0				
<i>Lomentaria articulata</i>	0,2	0,3	0,3	0,2	-	-	-	-	0,1	0,2	0,2	0,1				
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	-	0,2	-	0,3	0,2	1,8	2,0	0,7	0,1	1,0	1,0	0,5				
<i>Nitophyllum punctatum</i>	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	0,3	-				
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	1,7	-	-	0,3	1,7	0,2	-	-	1,7	0,1	-	0,2				
<i>Osmundea pinnatifida</i>	3,7	0,7	2,3	0,3	-	-	-	-	1,8	0,3	1,2	0,2				
<i>Petalonia fascia</i>	0,3	0,5	-	0,3	-	-	-	-	0,2	0,3	-	0,2				
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	-	-	-	2,0	-	-	-	-	-	-	-	1,0				
<i>Plocamium cartilagineum</i>	-	0,3	0,3	-	3,7	6,7	-	0,5	1,8	3,5	0,2	0,3				
<i>Pterosiphonia complanata</i>	-	-	0,3	0,2	16,7	16,7	26,7	15,0	8,3	8,3	13,5	7,6				
<i>Ralfsia verrucosa</i>	5,0	0,7	0,2	0,2	-	-	-	-	2,5	0,3	0,1	0,1				
<i>Rhodymenia pseudopalmeta</i>	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-	-				
<i>Scinaia furcellata</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	0,3	0,5	0,2	0,3	0,2	-	0,5	-	0,3	0,3	0,3	0,2				
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	5,3	-	-	3,7	0,2	-	-	0,5	2,8	-	-	2,1				
<i>Sphacelaria rigidula</i>	-	0,3	5,2	3,5	-	-	2,0	-	-	0,2	3,6	1,8				
<i>Taonia atomaria</i>	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-				
<i>Trailliella intricata</i>	-	-	-	0,2	-	-	0,5	0,2	-	-	0,3	0,2				
<i>Ulva prolifera</i>	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Ulva rigida</i>	5,0	2,3	2,3	3,3	0,3	0,3	0,5	0,3	2,7	1,3	1,4	1,8				
<i>Ulvaria obscura</i>	0,5	-	-	-	-	-	-	0,2	0,3	-	-	0,1				
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	-	-	0,3	-	0,5	-	0,5	-	0,3	-	0,4	-				
<i>Vertebrata thuyoides</i>	23,3	38,3	13,3	43,3	5,3	-	-	-	14,3	19,2	6,7	21,7				
<i>Xiphosiphonia ardreana</i>	-	-	-	0,5	8,3	8,3	5,3	16,7	4,2	4,2	2,7	8,6				
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	-	-	-	-	0,2	-	-	0,5	0,1	-	-	0,3				
<i>Zanardinia typus</i>	-	-	-	-	-	1,7	-	-	-	0,8	-	-				

Tabla. 7.3. Cobertura media (C %) de las especies de macroalgas registradas en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 1 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea.

EDAR Ea	ESTACIÓN 2															
	Nivel intermareal				Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
	Campaña				2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	0,2	-	-	-	0,3	0,7	0,7	0,5	0,3	0,3	0,3	0,3				
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	0,3	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-				
<i>Anthamniella ternifolia</i>	-	-	-	-	0,3	-	0,3	0,2	0,2	-	0,2	0,1				
<i>Asparagopsis armata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2				
<i>Bryopsis plumosa</i>	-	-	0,2	-	-	0,3	-	-	-	0,2	0,1	-				
<i>Callithamnion granulatum</i>	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Ceramium botryocarpum</i>	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Ceramium ciliatum</i>	-	-	-	-	3,5	-	-	-	1,8	-	-	-				
<i>Ceramium echionotum</i>	-	-	-	-	1,7	-	0,3	0,5	0,8	-	0,2	0,3				
<i>Ceramium secundatum</i>	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Ceramium tenerimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	0,3				
<i>Chaetomorpha linum</i>	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	0,3				
<i>Champia parvula</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Cladophora laetevirens</i>	0,3	-	-	-	0,5	-	-	-	0,4	-	-	-				
<i>Cladophora lehmanniana</i>	-	-	-	0,5	0,5	0,3	0,2	0,5	0,3	0,2	0,1	0,5				
<i>Cladophora prolifera</i>	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Cladostephus spongiosus</i>	-	-	-	-	0,3	3,7	0,7	0,5	0,2	1,8	0,3	0,3				
<i>Codium fragile</i>	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-				
<i>Colpomenia peregrina</i>	-	-	-	0,2	0,2	-	-	-	0,1	-	-	0,1				
<i>Cryptopleura ramosa</i>	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-				
<i>Dasyisiphonia japonica</i>	-	-	-	-	0,3	-	-	0,2	0,2	-	-	0,1				
<i>Deltalsia parasitica</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Derbesia tenuissima</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Dudresnaya verticillata</i>	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	0,3	-				
<i>Ellisolandia elongata</i>	93,3	91,7	91,7	73,3	56,7	25,0	91,7	70,0	75,0	58,3	91,7	71,7				
<i>Erythrogloussum laciniatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Falkenbergia rufoanosa</i>	-	-	0,2	-	2,2	0,7	0,7	0,8	1,1	0,3	0,4	0,4				
<i>Gaillona gallica</i>	0,3	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-				
<i>Gastroclonium reflexum</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Gayliella flaccida</i>	-	-	-	-	0,5	-	-	-	0,3	-	-	-				
<i>Gelidium attenuatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Gongolaria baccata</i>	-	-	-	-	1,8	-	-	-	0,9	-	-	-				
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Halopithys incurva</i>	-	-	-	-	3,3	3,3	3,3	10,0	1,7	1,7	1,7	5,0				
<i>Halopteris filicina</i>	-	-	-	-	3,3	0,3	-	0,3	1,7	0,2	-	0,2				
<i>Halopteris scoparia</i>	-	-	-	-	1,7	-	0,3	1,8	0,8	-	0,2	0,9				
<i>Halurus equisetifolius</i>	-	-	0,3	-	5,0	5,3	4,0	4,0	2,5	2,7	2,2	2,0				
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	-	-	-	0,7	-	0,2	-	0,5	-	0,1	-	0,6				
<i>Jania rubens</i>	-	-	0,7	0,5	8,3	6,7	2,0	0,8	4,2	3,3	1,3	0,7				
<i>Laurencia obtusa</i>	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Leptosiphonia fibrata</i>	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Lithophyllum incrustans</i>	-	-	0,2	5,0	10,0	26,7	8,7	13,3	5,0	13,3	4,4	9,2				
<i>Lomentaria articulata</i>	6,7	6,7	6,7	10,0	-	-	0,2	-	3,3	3,3	3,4	5,0				
<i>Meredithia microphylla</i>	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-	-	-				
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	0,5	0,2	-	0,2	-	0,3	0,3	-	0,3	0,3	0,2	0,1				
<i>Nitophyllum punctatum</i>	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Osmundea pinnatifida</i>	6,7	2,3	0,2	-	0,2	-	-	-	3,4	1,2	0,1	-				
<i>Peyssonnelia atropurpurea</i>	-	-	0,2	-	-	0,3	-	-	-	0,2	0,1	-				
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	0,3	-	-	2,3	-	-	-	0,8	0,2	-	-	1,6				
<i>Plocamium cartilagineum</i>	5,3	10,0	0,8	8,3	0,3	5,2	0,7	0,2	2,8	7,6	0,8	4,3				
<i>Polysiphonia atlantica</i>	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-				
<i>Pterosiphonia complanata</i>	-	-	-	0,3	8,3	11,7	15,0	35,0	4,2	5,8	7,5	17,7				
<i>Ralfsia verrucosa</i>	2,0	0,8	0,3	0,3	-	-	-	0,3	1,0	0,4	0,2	0,3				
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	-	-	-	-	1,8	-	-	0,3	0,9	-	-	0,2				
<i>Sphacelaria rigidula</i>	-	-	-	-	1,8	-	0,2	-	0,9	-	0,1	-				
<i>Taonia atomaria</i>	-	-	-	-	-	0,3	-	0,2	-	0,2	-	0,1				
<i>Trailiella intricata</i>	0,3	0,5	0,3	-	0,3	0,7	-	0,2	0,3	0,6	0,2	0,1				
<i>Ulva prolifera</i>	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-	-	-				
<i>Ulva rigida</i>	0,5	-	0,3	0,5	0,3	0,3	0,3	-	0,4	0,2	0,3	0,3				
<i>Ulvaria obscura</i>	0,2	-	-	0,2	-	-	-	-	0,1	-	-	0,1				
<i>Vertebrata thuyoides</i>	16,7	11,7	20,0	53,3	23,3	2,0	6,7	13,3	20,0	6,8	13,3	33,3				
<i>Xiphosiphonia ardreana</i>	-	-	-	-	16,7	28,3	13,3	5,0	8,3	14,2	6,7	2,5				
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	-	-	-	-	1,8	-	-	-	0,9	-	-	-				
<i>Zanardinia typus</i>	0,5	0,5	-	-	0,2	0,3	0,3	-	0,3	0,4	0,2	-				

Tabla. 7.4. Cobertura media (C %) de las especies de macroalgas registradas en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 2 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea.

EDAR Ea	ESTACIÓN 3															
	Nivel intermareal				Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
	Campaña				2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	-	-	-	0,5	0,2	0,5	0,5	0,7	0,1	0,3	0,3	0,6				
<i>Antithamnionella ternifolia</i>	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	0,3	-				
<i>Apoglossum ruscolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Asparagopsis armata</i>	-	0,2	-	-	-	0,5	-	-	-	0,3	-	-				
<i>Bryopsis plumosa</i>	-	-	-	0,2	0,7	0,2	-	-	0,3	0,1	-	0,1				
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	0,3	-	0,5	-	-	-	0,2	-	0,2	-	0,3	-				
<i>Ceramium botryocarpum</i>	0,2	-	-	-	0,3	-	0,2	-	0,3	-	0,1	-				
<i>Ceramium ciliatum</i>	0,3	-	0,2	-	0,2	-	-	-	0,3	-	0,1	-				
<i>Ceramium echinotum</i>	0,7	0,3	0,5	-	2,2	0,3	0,2	-	1,4	0,3	0,3	-				
<i>Chaetomorpha linum</i>	0,2	0,2	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	-	-				
<i>Chondracanthus acicularis</i>	2,2	-	0,3	-	1,7	-	0,2	-	1,9	-	0,3	-				
<i>Chondracanthus teedei</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Chylocladia verticillata</i>	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-	-	-	0,3				
<i>Cladophora laetevirens</i>	-	-	-	0,3	-	-	0,2	-	-	-	0,1	0,2				
<i>Cladophora lehmanniana</i>	0,5	0,3	0,2	0,3	0,3	0,5	0,2	0,5	0,4	0,4	0,2	0,4				
<i>Cladostephus spongiosus</i>	-	-	-	-	-	1,0	-	2,0	-	0,5	-	1,0				
<i>Codium fragile</i>	-	-	-	0,2	0,2	-	-	-	0,1	-	-	0,1				
<i>Colpomenia peregrina</i>	0,3	-	-	-	-	0,3	0,2	-	0,2	0,2	0,1	-				
<i>Cryptopleura ramosa</i>	-	0,2	-	0,3	-	4,0	-	0,2	-	2,1	-	0,3				
<i>Dasya rigidula</i>	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1				
<i>Deltasia parasitica</i>	-	-	-	-	-	0,8	0,2	-	-	0,4	0,1	-				
<i>Derbesia tenuissima</i>	-	-	-	0,2	-	-	0,2	-	-	-	0,1	0,1				
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	0,2				
<i>Dudresnaya verticillata</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Ellisolandia elongata</i>	93,3	95,0	83,3	50,0	66,7	90,0	83,3	85,0	80,0	92,5	83,3	67,5				
<i>Falkenbergia rufofanosa</i>	0,5	0,5	-	0,5	0,5	0,7	0,2	0,7	0,5	0,6	0,1	0,6				
<i>Gastroclonium reflexum</i>	0,7	0,5	0,2	-	-	-	-	-	0,3	0,3	0,1	-				
<i>Gayliella flaccida</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Gelidium attenuatum</i>	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1				
<i>Gelidium corneum</i>	-	-	-	-	5,3	1,8	5,3	2,2	2,7	0,9	2,7	1,1				
<i>Gelidium pulchellum</i>	0,5	0,3	-	-	-	-	-	-	0,3	0,2	-	-				
<i>Gigartina pistillata</i>	-	-	-	0,2	1,8	0,3	0,2	0,3	0,9	0,2	0,1	0,3				
<i>Gongolaria baccata</i>	-	-	-	-	1,7	0,7	-	-	0,8	0,3	-	-				
<i>Halicystis parvula</i>	0,2	-	-	-	-	0,2	-	-	0,1	0,1	-	-				
<i>Halophytis incurva</i>	-	-	-	-	2,3	3,3	3,5	2,0	1,2	1,7	1,8	1,0				
<i>Halopteris filicina</i>	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-	-	-				
<i>Halopteris scoparia</i>	0,3	0,3	0,3	-	2,0	0,7	0,7	2,0	1,2	0,5	0,5	1,0				
<i>Halurus equisetifolius</i>	-	-	-	0,7	5,0	3,7	5,3	5,0	2,5	1,8	2,7	2,8				
<i>Jania rubens</i>	-	0,7	0,2	0,3	5,3	2,2	1,0	0,8	2,7	1,4	0,6	0,6				
<i>Laurencia obtusa</i>	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-				
<i>Leptosphonia fibrata</i>	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-				
<i>Lithophyllum incrustans</i>	8,3	5,0	10,3	31,7	10,0	7,0	8,3	8,7	9,2	6,0	9,3	20,2				
<i>Lomentaria articulata</i>	11,7	11,7	6,7	2,3	3,7	1,8	-	-	7,7	6,8	3,3	1,2				
<i>Lychaete pellucida</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	0,5	0,2	-	2,3	0,3	0,8	2,3	2,2	0,4	0,5	1,2	2,3				
<i>Nitophyllum punctatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1				
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-				
<i>Osmundea pinnatifida</i>	8,3	0,8	2,2	0,3	-	-	-	-	4,2	0,4	1,1	0,2				
<i>Petalonia fascia</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Peyssonnelia atropurpurea</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-				
<i>Plocamium cartilagineum</i>	0,2	0,5	0,5	7,0	3,7	2,2	1,8	5,2	1,9	1,3	1,2	6,1				
<i>Polysiphonia atlantica</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Pterosiphonia complanata</i>	-	-	-	5,2	21,7	16,7	15,0	10,0	10,8	8,3	7,5	7,6				
<i>Pterothamnion crispum</i>	0,2	0,2	-	-	-	-	0,7	-	0,1	0,1	0,3	-				
<i>Ralfsia verrucosa</i>	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-				
<i>Rhodomenia pseudopalmata</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-				
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	-	-	-	0,2	-	-	0,2	0,2	-	-	0,1	0,2				
<i>Sphacelaria rigidula</i>	-	-	0,3	-	-	-	0,2	0,2	-	-	0,3	0,1				
<i>Sphondylothamnion multifidum</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,2	-				
<i>Taonia atomaria</i>	-	-	-	0,2	-	-	0,3	-	-	-	0,2	0,1				
<i>Trailliella intricata</i>	-	-	-	0,2	-	-	0,2	-	-	-	0,1	0,1				
<i>Ulva rigida</i>	1,0	0,7	0,5	0,5	0,7	0,5	0,2	0,5	0,8	0,6	0,3	0,5				
<i>Vertebrata thuyoides</i>	30,0	26,7	33,3	31,7	13,3	10,3	0,3	0,7	21,7	18,5	16,8	16,2				
<i>Xiphosiphonia ardreana</i>	-	0,5	0,2	-	-	2,3	3,7	0,7	-	1,4	1,9	0,3				
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	0,3				
<i>Zanardinia typus</i>	-	-	-	0,5	3,7	0,5	1,7	0,3	1,8	0,3	0,8	0,4				

Tabla. 7.5. Cobertura media (C %) de las especies de macroalgas registradas en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 3 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea.

EDAR Ea		ESTACIÓN 1											
Nivel intermareal		Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
Campaña		2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
		C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %
<i>Acanthochitona crinita</i>		-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1
<i>Actinia equina</i>		-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-
Amphipoda indet.		0,5	0,2	-	-	0,3	0,3	-	-	0,4	0,3	-	-
<i>Anemonia viridis</i>		-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
<i>Apherusa jurinei</i>		-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-
<i>Asterina gibbosa</i>		-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-
<i>Batzella inops</i>		-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-
<i>Caprella penantis</i>		-	-	0,5	-	-	-	0,3	-	-	-	0,4	-
<i>Cereus pedunculatus</i>		-	0,2	-	-	0,2	-	-	-	0,1	0,1	-	-
<i>Chthamalus stellatus</i>		0,3	0,2	-	-	0,3	-	-	-	0,3	0,1	-	-
<i>Cliona celata</i>		0,2	0,2	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	-	-
<i>Cymodoce truncata</i>		-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-
Gastropoda indet.		-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-
<i>Gibbula umbilicalis</i>		0,2	0,3	0,2	0,3	-	-	-	-	0,1	0,2	0,1	0,2
<i>Hyale perieri</i>		-	-	0,5	-	-	-	0,3	0,3	-	-	0,4	0,2
<i>Leiosolenus aristatus</i>		-	0,2	-	0,3	-	-	-	-	-	0,1	-	0,2
<i>Mytilus galloprovincialis</i>		0,2	-	0,5	0,3	0,3	0,5	-	-	0,3	0,3	0,3	0,2
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>		0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
<i>Paracentrotus lividus</i>		10,0	3,5	0,3	-	0,5	1,7	-	-	5,3	2,6	0,2	-
<i>Patella ulyssiponensis</i>		0,7	0,5	2,2	0,5	0,3	0,5	0,5	0,3	0,5	0,5	1,3	0,4
<i>Polyophthalmus pictus</i>		-	0,3	0,2	-	0,2	-	0,5	0,5	0,1	0,2	0,3	0,3
<i>Rocellaria dubia</i>		-	0,2	-	0,2	0,3	-	-	0,2	0,2	0,1	-	0,2
Sabellaridae indet.		0,2	0,2	0,5	0,5	0,3	0,5	-	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4
<i>Serpula concharum</i>		0,2	0,2	-	0,2	0,2	0,2	0,2	-	0,2	0,2	0,1	0,1
<i>Spirobranchus</i> spp.		0,2	0,2	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2
<i>Thais haemastoma</i>		-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-

Tabla. 7.6. Cobertura media (C %) de las especies de invertebrados registrados en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 1 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea.

EDAR Ea		ESTACIÓN 2											
Nivel intermareal		Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
Campaña		2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022	2019	2020	2021	2022
		C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %	C %
Amphipoda indet.		0,2	-	-	-	0,3	0,2	-	-	0,3	0,1	-	-
<i>Aplysia</i> sp.		-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
<i>Caprella penantis</i>		-	-	-	0,2	-	-	0,2	0,2	-	-	0,1	0,2
<i>Cereus pedunculatus</i>		0,2	-	-	-	-	0,2	0,3	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2
<i>Chthamalus stellatus</i>		0,7	0,3	-	-	0,2	-	-	-	0,4	0,2	-	-
<i>Dexamine spinosa</i>		-	-	-	0,2	-	-	-	0,5	-	-	-	0,3
<i>Eulalia viridis</i>		-	-	-	0,2	-	0,3	-	0,2	-	0,2	-	0,2
<i>Hyalae perieri</i>		-	-	0,5	-	-	-	0,5	0,2	-	-	0,5	0,1
<i>Idotea baltica</i>		0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
<i>Leiosolenus aristatus</i>		-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-
<i>Mytilus galloprovincialis</i>		1,8	0,3	0,5	0,3	0,3	0,7	0,5	-	1,1	0,5	0,5	0,2
<i>Ocenebra erinaceus</i>		-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
<i>Ocinebrina aciculata</i>		0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
<i>Paracentrotus lividus</i>		-	-	-	-	1,8	-	-	0,2	0,9	-	-	0,1
<i>Patella ulyssiponensis</i>		0,5	0,5	-	0,5	0,2	0,3	0,5	0,3	0,3	0,4	0,3	0,4
<i>Perforatus perforatus</i>		-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1
<i>Polyopthalmus pictus</i>		-	-	-	-	-	0,3	0,2	-	-	0,2	0,1	-
<i>Rocellaria dubia</i>		-	0,2	-	-	0,2	-	-	-	0,1	0,1	-	-
Sabellariidae indet.		0,5	0,3	0,8	0,5	0,3	2,0	0,7	0,5	0,4	1,2	0,8	0,5
<i>Serpula concharum</i>		0,2	-	0,3	0,3	-	-	0,3	-	0,1	-	0,3	0,2
<i>Spirobranchus</i> spp.		0,2	-	0,5	-	-	-	0,5	-	0,1	-	0,5	-
<i>Synisoma lancifer</i>		-	0,2	-	-	-	0,2	-	-	-	0,2	-	-
<i>Tritia incrassata</i>		-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1
<i>Xantho</i> sp.		-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-

Tabla. 7.7. Cobertura media (C %) de las especies de invertebrados registrados en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 2 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea.

EDAR Ea	ESTACIÓN 3												
	Nivel intermareal	Nivel superior (+1,25m)				Nivel inferior (+0,75m)				PROMEDIO			
		2019 C %	2020 C %	2021 C %	2022 C %	2019 C %	2020 C %	2021 C %	2022 C %	2019 C %	2020 C %	2021 C %	2022 C %
<i>Actinia equina</i>	0,2	-	0,7	-	-	0,2	-	-	-	0,1	0,1	0,3	-
Amphipoda indet.	0,3	0,3	-	-	0,2	0,5	-	-	-	0,3	0,4	-	-
<i>Aplysia</i> sp.	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	0,1	-	-
<i>Caprella penantis</i>	-	-	-	0,3	-	0,2	0,2	0,5	-	-	0,1	0,1	0,4
<i>Cereus pedunculatus</i>	-	-	-	0,2	-	0,2	0,3	0,5	-	-	0,1	0,2	0,3
<i>Chthamalus stellatus</i>	0,3	0,2	-	-	-	-	-	0,2	-	0,2	0,1	-	0,1
<i>Cliona celata</i>	-	-	-	-	-	0,3	0,3	0,2	-	-	0,2	0,2	0,1
<i>Eulalia viridis</i>	0,2	-	-	0,3	-	-	0,2	0,2	-	0,1	-	0,1	0,3
<i>Gibbula umbilicalis</i>	0,3	0,2	0,2	0,2	-	-	0,2	-	-	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Hyale perieri</i>	-	-	0,5	0,3	-	-	0,5	0,5	-	-	-	0,5	0,4
<i>Idotea baltica</i>	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0,7	0,5	0,3	-	0,3	0,2	0,2	-	-	0,5	0,3	0,3	-
<i>Ocenebrina aciculata</i>	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	0,2	-	-	-	-	-	-	0,2	-	0,1	-	-	0,1
<i>Paracentrotus lividus</i>	3,7	2,0	3,7	5,0	15,0	6,7	-	1,0	-	9,3	4,3	1,8	3,0
<i>Patella ulyssiponensis</i>	2,2	0,5	0,7	0,5	0,5	0,5	-	0,5	-	1,3	0,5	0,3	0,5
<i>Polyopthalmus pictus</i>	0,3	-	-	0,5	0,2	0,5	0,2	0,5	-	0,3	0,3	0,1	0,5
<i>Rocellaria dubia</i>	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	0,1	-	-
Sabellariidae indet.	0,2	0,7	0,7	0,5	0,2	0,5	0,7	0,5	-	0,2	0,6	0,7	0,5
<i>Serpula concharum</i>	0,2	0,2	0,5	0,2	0,3	-	0,5	-	-	0,3	0,1	0,5	0,1
<i>Spirobranchus</i> spp.	-	0,3	0,5	0,5	0,3	0,3	0,5	0,5	-	0,2	0,3	0,5	0,5
<i>Thais haemastoma</i>	-	-	-	-	0,2	-	0,2	-	-	0,1	-	0,1	-
<i>Tricolia pullus</i>	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1

Tabla. 7.8. Cobertura media (C %) de las especies de invertebrados registrados en la primavera de 2019, 2020, 2021 y 2022 en los niveles intermareales de + 1,25 m y 0,75 m de la Estación 3 del entorno receptor del efluente de la EDAR de Ea.

7.4. LISTA DE LOS TAXONES REGISTRADOS

FLORA

Phylum Chlorophyta

Bryopsis plumosa (Hudson) C.Agardh
Chaetomorpha linum (O.F.Müller) Kützing
Cladophora laetevirens (Dillwyn) Kützing
Cladophora lehmanniana (Lindenberg) Kützing
Codium fragile (Suringar) Hariot
Derbesia tenuissima (Moris & De Notaris) P.L. Crouan & H.M. Crouan
Halicystis parvula F.Schmitz ex Murray
Ulva rigida C.Agardh
Ulvaria obscura (Kützing) Gayral ex Bliding

Phylum Ochrophyta

Bifurcaria bifurcata R.Ross
Cladostephus spongiosus (Hudson) C.Agardh
Colpomenia peregrina Sauvageau
Dictyopteris polypodioides (A.P.De Candolle) J.V.Lamouroux
Ectocarpus siliculosus (Dillwyn) Lyngbye
Ericaria selaginoides (Linnaeus) Molinari & Guiry
Halopteris filicina (Grateloup) Kützing
Halopteris scoparia (Linnaeus) Sauvageau
Petalonia fascia (O.F.Müller) Kuntze
Ralfsia verrucosa (Areschoug) Areschoug
Scytosiphon lomentaria (Lyngbye) Link
Sphacelaria cirrosa (Roth) C.Agardh
Sphacelaria rigidula Kützing
Taonia atomaria (Woodward) J.Agardh
Zanardinia typus (Nardo) P.C.Silva

Phylum Rhodophyta

Acrosorium ciliolatum (Harvey) Kylin
Antithamnionella ternifolia (J.D.Hooker & Harvey) Lyle
Apoglossum rusCIFolium (Turner) J.Agardh
Asparagopsis armata Harvey
Ceramium botryocarpum A.W.Griffiths ex Harvey
Ceramium ciliatum (J.Ellis) Ducluzeau
Ceramium echionotum J.Agardh
Ceramium tenerrimum (G.Martens) Okamura
Champia parvula (C.Agardh) Harvey
Chondracanthus acicularis (Roth) Fredericq
Chondracanthus teedei (Mertens ex Roth) Kützing
Chylocladia verticillata (Lightfoot) Bliding
Cryptopleura ramosa (Hudson) L.Newton
Dasya rigidula (Kützing) Ardissona

Dasysiphonia japonica (Yendo) H.-S.Kim
Ellisolandia elongata (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders
ErythroGLOSSUM laciniatum (Lightfoot) Maggs & Hommersand
Falkenbergia rufolanosa (Harvey) F.Schmitz
Gaillona gallica (Nägeli) Athanasiadis
Gastroclonium ovatum (Hudson) Papenfuss
Gastroclonium reflexum (Chauvin) Kützing
Gayliella flaccida (Harvey ex Kützing) T.O.Cho & L.J.Mclvor
Gelidium attenuatum (Turner) Thuret
Gelidium corneum (Hudson) J.V.Lamouroux
Gelidium spinosum (S.G.Gmelin) P.C.Silva
Gigartina pistillata (S.G.Gmelin) Stackhouse
Halopithys incurva (Hudson) Batters
Halurus equisetifolius (Lightfoot) Kützing
Hypoglossum hypoglossoides (Stackhouse) Collins & Hervey
Jania rubens (Linnaeus) J.V.Lamouroux
Leptosiphonia fibrata (C.Agardh) A.M.Savoie & G.W.Saunders
Lithophyllum incrustans Philippi
Lomentaria articulata (Hudson) Lyngbye
Mesophyllum lichenoides (J.Ellis) Me.Lemoine
Nitophyllum punctatum (Stackhouse) Greville
Ophidocladus simpliciusculus (P.Crouan & H.Crouan) Falkenberg
Osmundea pinnatifida (Hudson) Stackhouse
Peyssonnelia atropurpurea P.L.Crouan & H.M.Crouan
Phymatolithon lenormandii (J.E.Areschoug) Adey
Plocamium cartilagineum (Linnaeus) P.S.Dixon
Pterosiphonia complanata (Clemente) Falkenberg
Scinaia furcellata (Turner) J.Agardh
Trailliella intricata Batters
Vertebrata thuyoides (Harvey) Kuntze
Xiphosiphonia ardreana (Maggs & Hommersand) Savoie & G.W.Saunders
Xiphosiphonia pennata (C.Agardh) Savoie & G.W.Saunders

FAUNA

Phylum Porifera

Cliona celata Grant, 1826

Phylum Cnidaria

Cereus pedunculatus (Pennant, 1777)

Phylum Mollusca

Acanthochitona crinita (Pennant, 1777)

Gibbula umbilicalis (da Costa, 1778)

Leiosolenus aristatus (Dillwyn, 1817)

Mytilus galloprovincialis Lamarck, 1819

Patella ulyssiponensis Gmelin, 1791

Rocellaria dubia Pennant, 1777)

Tricolia pullus (Linnaeus, 1758)

Tritia incrassata (Strøm, 1768)

Phylum Annelida

Eulalia viridis (Linnaeus, 1767)

Polyopthalmus pictus (Dujardin, 1839)

Sabellaridae *indet.* Latreille, 1825

Serpula concharum Langerhans, 1880

Spirobranchus *spp.* Philippi, 1844

Phylum Arthropoda

Caprella penantis Leach, 1814

Chthamalus stellatus (Poli, 1791)

Dexamine spinosa (Montagu, 1813)

Hyale perieri (Lucas, 1846)

Pachygrapsus marmoratus (Fabricius, 1787)

Perforatus perforatus (Bruguère, 1789)

Phylum Echinodermata

Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)

7.5. ANEXO FOTOGRÁFICO

ESTACIÓN 1 - Nivel Intermareal + 1,25 m

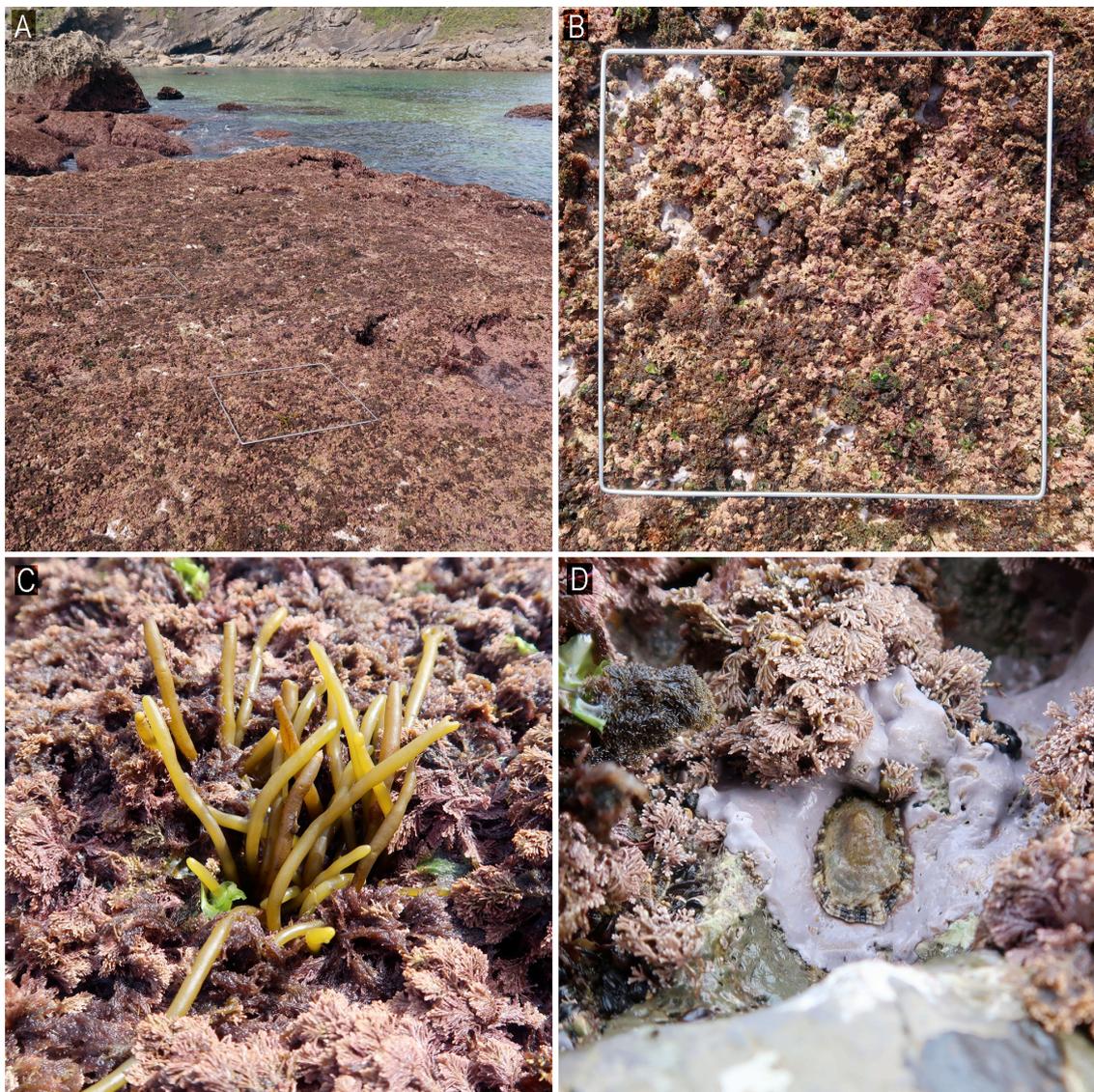


Fig. 7.1. Comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal + 1,25 m de la estación EA_BD_AI.

(A) La vegetación del nivel más alto era principalmente cespitosa, dominada por el alga calcárea *Ellisolandia elongata*. La especie perenne acompañante más abundante era la rodóficea *Vertebrata thuyoides*. Otras especies presentes eran *Lithophyllum incrustans*, *Sphacelaria cirrosa*, *Sphacelaria rigidula*, *Jania rubens*, *Ulva rigida*, *Ceramium ciliatum* y *Phymatolithon lenormandii*.

(B) Detalle de una superficie de muestreo.

(C) Detalle del alga parda *Bifurcaria bifurcata*, cuyas poblaciones han aumentado en el área de estudio.

(D) Detalle de un juvenil de lapa del género *Patella* buscando refugio en una oquedad que ofrece el sustrato.

ESTACIÓN 1 - Nivel Intermareal + 0,75 m



Fig. 7.2. Comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal + 0,75 m de la estación EA_BD_AI.

(A) La vegetación estaba dominada por *Ellisolandia elongata*. Otras especies que formaban manchas conspicuas eran *Xiphosiphonia ardreana*, *Pterosiphonia complanata*, *Lithophyllum incrustans*, *Asparagopsis armata*, *Ericaria selaginoides*, *Halurus equisetifolius*, *Jania rubens*, *Dictyopteris polypodioides* y *Ceramium botryocarpum*.

(B) Detalle de una superficie de muestreo.

(C) Detalle de la vegetación en el que se aprecia un ejemplar de *Ericaria selaginoides*, especie sensible a la contaminación.

(D) Detalle del alga parda *Halopteris scoparia* creciendo sobre diversas especies de rodófitas.

ESTACIÓN 2 - Nivel Intermareal + 1,25 m



Fig. 7.3. Comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal + 1,25 m de la estación EA_BD_A2.

(A) Detalle de una superficie de muestreo donde, junto a *Ellisolandia elongata*, las especies más abundantes eran *Vertebrata thuyoides*, *Lomentaria articulata*, *Plocamium cartilagineum*, *Lithophyllum incrustans* y *Phymatolithon lenormandii*.

(B) Detalle de *Plocamium cartilagineum* y *Vertebrata thuyoides* creciendo entre los frondes de *Ellisolandia elongata*.

(C) Bajo la humedad que ofrece la densa vegetación eran frecuentes invertebrados como la lapa *Patella ulyssiponensis*.

(D) Los anélidos sabeláridos forman tubos cementando granos de arena.

ESTACIÓN 2 - Nivel Intermareal + 0,75 m

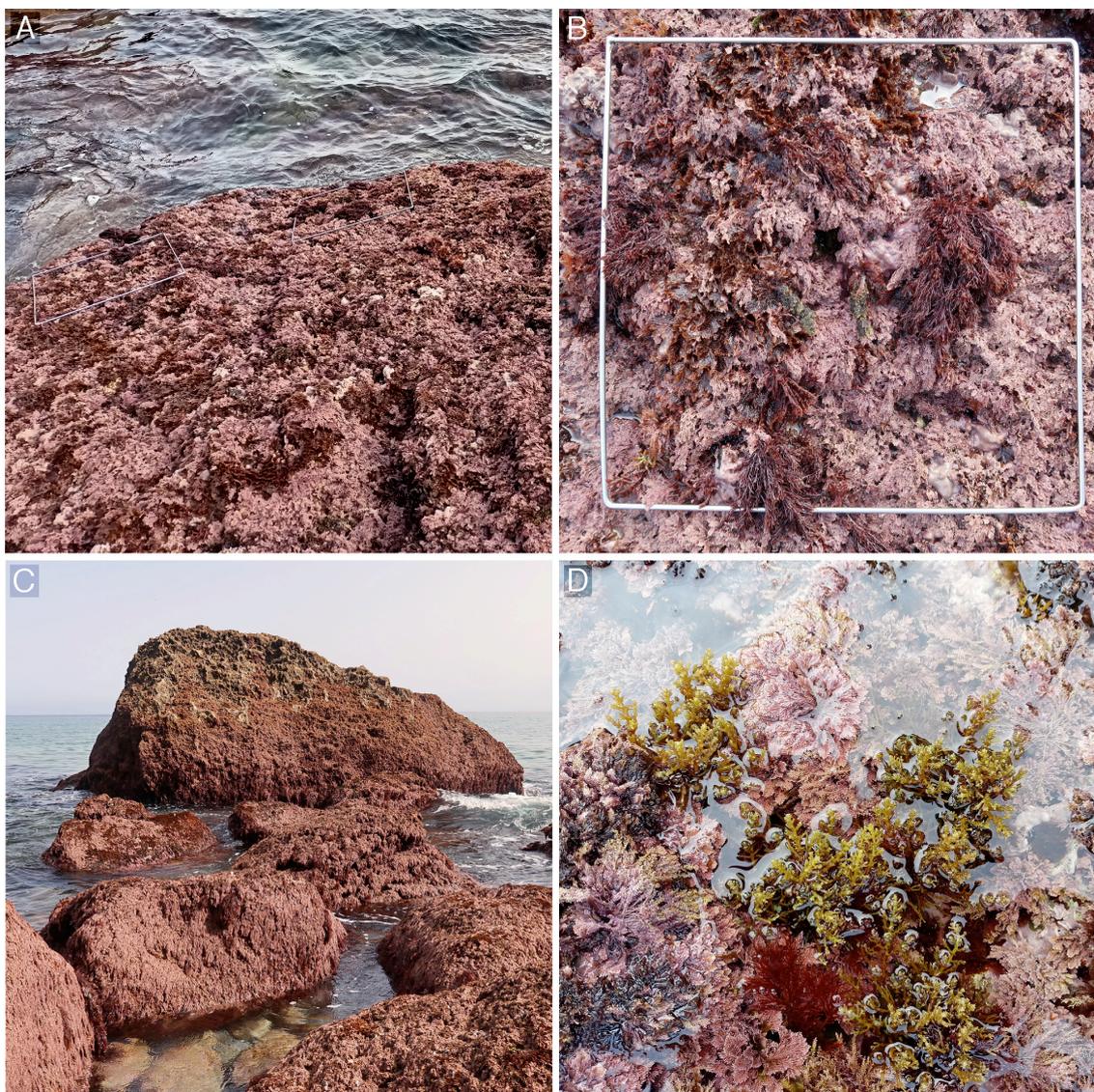


Fig. 7.4. Comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal + 0,75 m de la estación EA_BD_A2.

(A) La vegetación de este nivel estaba dominada por *Ellisolandia elongata*. Otras especies que formaban manchas conspicuas eran *Pterosiphonia complanata*, *Vertebrata thuyoides*, *Lithophyllum incrustans*, *Halopithys incurva*, *Xiphosiphonia ardeana* y *Halurus equisetifolius*.

(B) Detalle de una superficie de muestreo donde se aprecian ejemplares de *Halopithys incurva*.

(C) En esta vista general de la estación se aprecia poblaciones de *Gelidium comeum* en las superficies verticales del nivel intermareal más bajo.

(D) En las proximidades de las superficies de muestreo se detectó en 2022 la presencia de *Ericaria selaginoides*.

ESTACIÓN 3 - Nivel Intermareal + 1,25 m



Fig. 7.5. Comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal + 1,25 m de la estación EA_BD_A3.

(A) La vegetación del nivel intermareal más alto era principalmente calcárea, dominada por *Ellisolandia elongata* y *Lithophyllum incrustans*. Las rodofíceas *Vertebrata thuyoides*, *Plocamium cartilagineum*, *Pterosiphonia complanata*, *Lomentaria articulata* y *Mesophyllum lichenoides* eran también abundantes.

(B) Detalle de una superficie de muestreo en la que se aprecia una extensa población erizos *Paracentrotus lividus*.

(C) La anémona *Cereus pedunculatus* presenta un característico bandeado en sus tentáculos, los cuales retrae velozmente si se siente amenazada.

ESTACIÓN 3 - Nivel Intermareal + 0,75 m

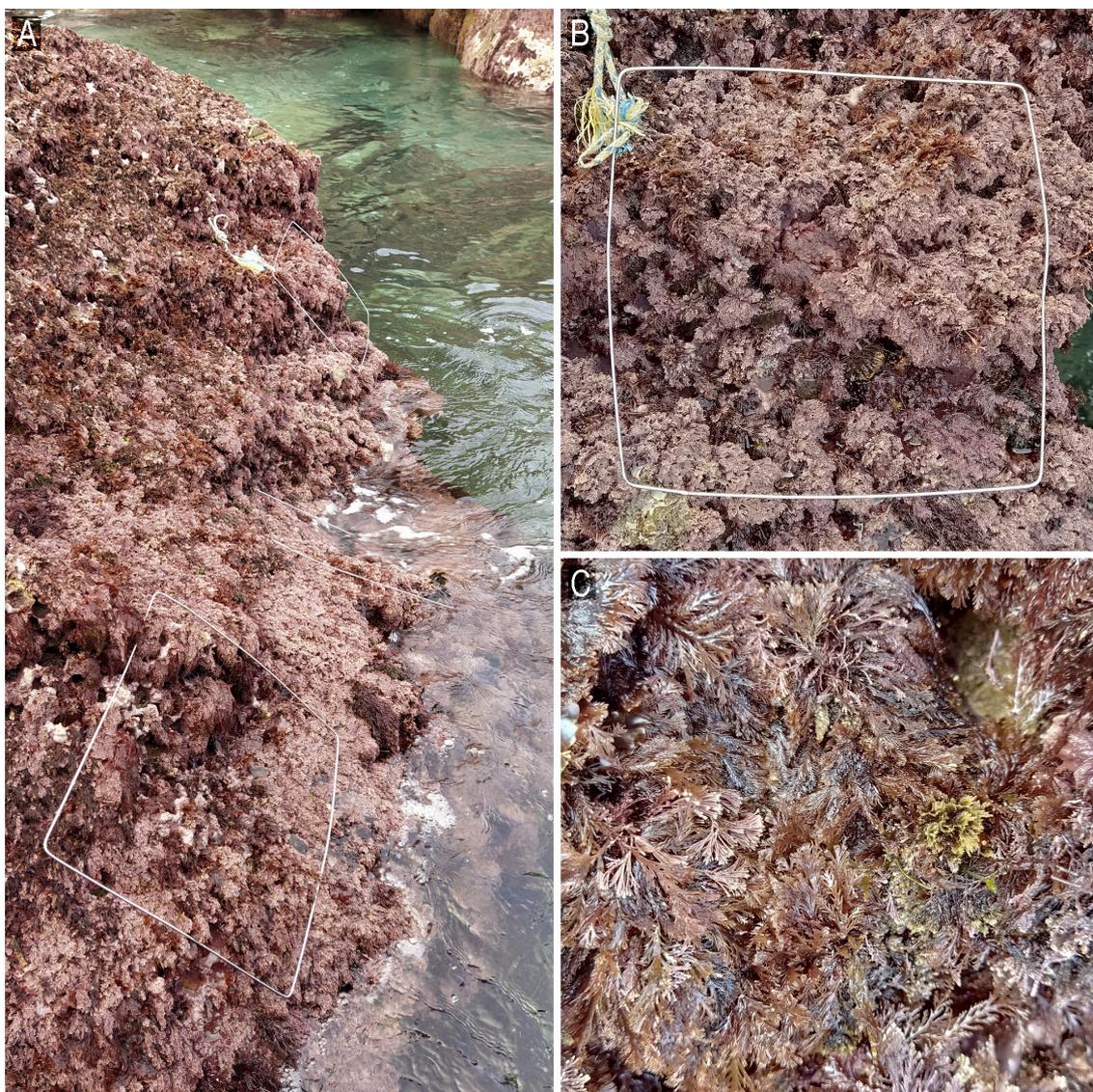


Fig. 7.6. Comunidades de sustrato rocoso presentes en nivel intermareal + 0,75 m de la estación EA_BD_A3.

(A) La vegetación de este nivel estaba dominada por *Ellisolandia elongata*. Otras especies presentes eran *Pterosiphonia complanata*, *Lithophyllum incrustans*, *Plocamium cartilagineum*, *Halurus equisetifolius*, *Mesophyllum lichenoides*, *Gelidium corneum*, *Cladostephus spongiosus*, *Halopithys incurva* y *Halopteris scoparia*.

(B) Detalle de una superficie de muestreo donde se aprecian ejemplares del erizo *Paracentrotus lividus* en las oquedades del sustrato.

(C) Detalle la vegetación con una elevada diversidad de algas rojas y un ejemplar del alga parda *Halopteris filicina*.