

Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo.

Año 2021



Informe Final
Para



Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa
Consortio de Aguas Bilbao Bizkaia

Pasaia, 26 de agosto de 2022

Tipo documento	Informe Final
Título documento	Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2021
Fecha	23/08/2022
Proyecto	Realización de los planes de vigilancia del medio receptor correspondientes a las autorizaciones de vertido de las EDAR de Galindo, Gorliz, Bakio, Lekeitio y Ondarroa durante el año 2021
Código	IM-21-CONSOR

Autores	Dra. Marta Revilla (AZTI) Dr. Javier Franco (AZTI) Dra. Iratxe Menchaca (AZTI) Dra. M. Jesús Belzunce (AZTI) Dr. J. Germán Rodríguez (AZTI) Dr. J. Mikel Garmendia (AZTI) Dr. Iñigo Muxika (AZTI) Lda. Ainhize Uriarte (AZTI) Dr. Juan Bald (AZTI) Dr. Aitor Laza-Martínez (UPV/EHU) Dra. María Bustamante (UPV/EHU) Dra. Isabel Díez (UPV/EHU) Dra. Nahiara Muguerza (UPV/EHU) Dr. Endika Quintano (UPV/EHU) Dr. Javier Tajadura (UPV/EHU) Dr. José María Gorostiaga (UPV/EHU) Dr. José Ignacio Saiz Salinas (UPV/EHU)
----------------	---

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

Revilla, M., J. Bald, M.J. Belzunce, M. Bustamante, I. Díez, J. Franco, J.M. Garmendia, J.M. Gorostiaga, A. Laza-Martínez, I. Menchaca, N. Muguerza, I. Muxika, E. Quintano, J.G. Rodríguez, J.I. Saiz-Salinas, J. Tajadura, A. Uriarte, 2022. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2021. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 346 pp.

AUTORES Y AGRADECIMIENTOS

La coordinación de este trabajo ha sido llevada a cabo por Marta Revilla y Javier Franco, y en la interpretación de los resultados, la realización y la revisión del informe han intervenido también Iratxe Menchaca, M. Jesús Belzunce, J. Germán Rodríguez, J. Mikel Garmendia, Iñigo Muxika, Ainhize Uriarte y Juan Bald, de la Unidad de Investigación Marina de AZTI.

En las labores de muestreo, análisis de muestras, elaboración de bases de datos y/o edición del informe ha participado el resto del personal de dicha unidad, tanto investigadores (Joana Larreta), como analistas (Ainhoa Arévalo, Beatriz Beldarrain, Jon Berregi, Luis Cuesta, Maite Cuesta, Goretti García, Deniz Kukul, Marivi Lucero, M^a Inmaculada Martín y Naiara Serrano) y personal de muestreo (Gaizka Bidegain, Ekaitz Erauskin, Lander Larrañaga, Jon Uskola e Iker Urtizbera).

La identificación y el recuento de las comunidades de fitoplancton se llevaron a cabo en el Laboratorio de Fitoplancton de la Universidad del País Vasco por Aitor Laza-Martínez, quien también contribuyó en la redacción de resultados.

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

La identificación y recuento de las comunidades bentónicas fueron llevados a cabo por INSUB (Sociedad Cultural de Investigación Submarina, de Donostia).

Los datos de los concursos de pesca deportiva fueron facilitados por la Federación Territorial de Pesca de Bizkaia.

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

ÍNDICE

1. ANTECEDENTES	9
Cambios más recientes realizados en el estudio	11
2. INTRODUCCIÓN	15
3. OBJETIVOS	19
4. EL MEDIO FÍSICO	21
5. CALIDAD DEL AGUA	23
5.1 Seguimiento del estuario	23
5.1.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras	23
5.1.2 Resultados en la campaña de 2021	28
5.1.2.1 Contexto meteorológico e hidrográfico	28
5.1.2.2 Temperatura, pH y salinidad	31
5.1.2.3 Oxígeno disuelto	39
5.1.2.4 Carbono orgánico total	42
5.1.2.5 Nitrógeno amoniacal, nitrato, nitrógeno total y fosfato	45
5.1.2.6 Parámetros microbiológicos: Escherichia coli y estreptococos fecales	55
5.1.2.7 Clorofila "a"	58
5.1.2.9 Sólidos en suspensión y turbidez	63
5.1.3 Evolución a largo plazo de la calidad de las aguas	68
5.1.3.1 Oxígeno disuelto	70
5.1.3.2 Carbono orgánico total	75
5.1.3.3 Nitrógeno amoniacal	78
5.1.3.4 Calidad microbiológica	82
5.1.3.4 Clorofila "a"	88
5.1.3.6 Transparencia (profundidad de visión del disco de Secchi)	90
5.2 Principales tributarios	93
5.2.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras	93
5.2.2 Resultados	94
5.3 Resumen y conclusiones	102

6. COMUNIDADES DE FITOPLANCTON	105
6.1 Introducción	105
6.2 Situación de las estaciones y obtención de las muestras	108
6.3 Métodos analíticos	110
6.4 Resultados	111
6.4.1 Composición y abundancia del fitoplancton en el estuario	111
6.4.2 Especies potencialmente perjudiciales	128
6.4.3 Análisis de la serie temporal de abundancia celular	132
6.4.3.1 Variabilidad espacial de la frecuencia e intensidad de “blooms”	132
6.4.3.2 Variabilidad estacional e interanual de la abundancia celular	133
6.5 Resumen y conclusiones	136
7. SEDIMENTOS	139
7.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras	139
7.2 Cálculos de los niveles de contaminación	143
7.3 Resultados	144
7.3.1 Resultados en la campaña de 2021	144
7.3.2 Evolución temporal	154
7.4 Resumen y conclusiones	168
8. COMUNIDADES DE BENTOS DE SUSTRATO BLANDO	169
8.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras	169
8.2 Métodos analíticos	170
8.3 Clasificación de las estaciones según índices bióticos	171
8.4 Resultados	171
8.4.1 Taxonomía y parámetros estructurales en 2021	171
8.4.1.1 Descripción detallada de cada estación en 2021	173
8.4.1.2 Gradiente espacial	176
8.4.2 Evolución temporal del bentos	181
8.4.2.1 Evolución de los parámetros estructurales	181
8.4.2.2 Evolución del bentos según el índice AMBI	196
8.5 Resumen y conclusiones	200

9.	COMUNIDADES DE FAUNA DEMERSAL	203
9.1	Introducción	203
9.2	Situación de las estaciones y obtención de las muestras	203
9.3	Métodos analíticos	207
9.4	Resultados	208
9.4.1	Resultados de la campaña de 2021	208
9.4.2	Evolución temporal	212
9.4.2.1	Evolución de la zona de Olabeaga	220
9.4.2.2	Evolución de la zona de Rontegi	222
9.4.2.3	Evolución de la zona de Lamiako	225
9.4.2.4	Evolución de la zona del Abra interior	228
9.4.3	Concursos de pesca	232
9.5	Resumen y conclusiones	235
10.	COMUNIDADES DE BENTOS DE SUSTRATO DURO	237
10.1	Introducción	237
10.2	Situación de las estaciones y obtención de las muestras	239
10.3	Análisis estadísticos	241
10.4	Metodología para la evaluación de la calidad del bentos duro	241
10.5	Resultados	244
10.5.1	Descripción de las comunidades intermareales	244
10.5.1.1	Zona intermareal inferior	244
10.5.1.2	Zona intermareal media	246
10.5.2	Descripción de las comunidades submareales	248
10.5.3	Evolución temporal de las comunidades intermareales	250
10.5.3.1	Fauna intermareal	250
10.5.3.2	Flora intermareal	254
10.5.4	Evolución temporal de las comunidades submareales	257
10.5.4.1	Fauna submareal	257
10.5.5	Calidad del bentos duro en 2021	262
10.6	Discusión	266
10.7	Resumen y conclusiones	271
10.8	Anexo fotográfico	274

11. DISCUSIÓN GENERAL	281
11.1 Evolución a largo plazo de las condiciones de oxigenación	282
11.2 Oxígeno disuelto y bentos de sustrato blando	289
11.3 Estándares de calidad para el oxígeno disuelto	290
11.4 Calidad fisicoquímica de los sedimentos	292
11.5 Comunidades del bentos de sustrato blando	293
11.6 Comunidades de fauna demersal	294
11.7 Comunidades del bentos de sustrato duro	296
11.8 Evolución global del estuario	298
12. CALIDAD DEL ESTUARIO CONFORME A LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA	301
12.1 Introducción	301
12.2 Evaluación del estado de las masas de agua según la DMA	303
12.3 Evaluación del estado de las masas de agua en la CAPV	304
12.4 Evaluación del estado del estuario con la información del seguimiento realizado para el CABB	309
12.4.1 Fisicoquímica en aguas	312
12.4.2 Comunidades de fitoplancton	321
12.4.3 Comunidades bentónicas de sustrato blando	323
12.4.4 Comunidades de fauna demersal	324
12.4.5 Comunidades bentónicas de sustrato duro	326
12.4.6 Impacto general del vertido sobre el medio receptor	327
13. RESUMEN Y CONCLUSIONES	329
13.1 Calidad del agua	329
13.2 Comunidades de fitoplancton	330
13.3 Sedimentos	331
13.4 Comunidades del bentos de sustrato blando	332
13.5 Comunidades de fauna demersal	333
13.6 Comunidades del bentos de sustrato duro	334
14. BIBLIOGRAFÍA	335

1. ANTECEDENTES

En el año 1979 se aprobó el “Plan Integral de Saneamiento del Bilbao Metropolitano”, puesto en marcha por el entonces denominado Consorcio de Aguas del Gran Bilbao (hoy en día, Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, CABB), con el objetivo de conseguir un agua tal que permitiera la presencia de vida acuática en todo el tramo fluvial, dentro de un amplio marco de diversidad de especies, y la recuperación de las playas interiores del Abra. Se trataba del proyecto medioambiental más ambicioso de Euskadi.

Antes de ponerse en marcha dicho plan, el estuario del Nerbioi-Ibaizabal (conocido también como la ría de Bilbao, del Nervión, del Nerbioi o del Ibaizabal), así como sus principales tributarios, sufrían una fuerte degradación ambiental. Esto se manifestaba en malos olores, contaminación, falta de control de los vertidos, etc.

A lo largo de más de 30 años, y en el marco del "Plan Integral de Saneamiento de la Comarca del Gran Bilbao", el CABB invirtió importantes recursos en la recogida de datos hidrográficos y de contaminantes para calibrar y validar un modelo matemático referente a la calidad del agua en este estuario. Asimismo, se inició un amplio programa de seguimiento que, basado en trabajo de campo, tenía por objeto comprender el funcionamiento de este ecosistema estuárico, establecer las condiciones ambientales iniciales (antes de la entrada en funcionamiento del Plan) y su evolución durante el proceso de saneamiento. Todo ello, con el objetivo de determinar la eficacia de este ambicioso plan de saneamiento para la reducción de la contaminación en la zona, y conocer hasta qué punto estas actuaciones eran capaces de devolver al ecosistema las condiciones originales.

En 1983 y 1984 se llevó a cabo un primer estudio que incluía todos los aspectos relativos al medio ambiente acuático del Abra y de las aguas costeras adyacentes (UNIVERSIDAD DEL PAÍS VASCO, 1985).

También, en 1983 se inició el estudio de las comunidades bentónicas de sustrato rocoso, mediante un convenio de colaboración entre el CABB y los departamentos de Biología Vegetal-Ecología y Zoología-Biología Celular Animal de la Universidad del País Vasco. Desde entonces, se fueron realizando periódicamente campañas de muestreo en el Abra en el marco del proyecto titulado "Seguimiento del estudio oceanográfico del Abra de Bilbao y de su entorno. Bentos de sustrato duro".

En 1988 comenzó el seguimiento de las comunidades faunísticas en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal, que ha venido realizándose desde entonces con periodicidad anual. La parte biológica de estos trabajos ha sido llevada a cabo por empresas contratadas para tal fin por el CABB. Así, en 1988 personal de AES ("Analytical and Environmental Services Ltd.") que formaba parte de la compañía británica "Northumbrian Water Group Plc." (también denominada ENTEC) estuvo presente en las campañas, con el objeto de observar los procedimientos de muestreo y de realizar recomendaciones. Esta misma compañía estuvo directamente involucrada, junto con el CABB, en los muestreos de arrastre desde 1989 hasta 1993 (AES, 1992; 1993a, b, c; ENTEC, 1994).

A finales de 1993 el CABB solicitó a AZTI una propuesta y presupuesto para la identificación de las muestras de plancton, bentos y epibentos, así como para proporcionar asistencia técnica en los muestreos de arrastre. En 1994 se trabajó de esta manera, siendo elaborado por ENTEC el informe a partir de los datos obtenidos por el CABB y AZTI (ENTEC, 1995).

A lo largo de 1995 y 1996 se amplió el convenio de colaboración, de manera que además de los trabajos mencionados, el CABB solicitó a AZTI la realización de los informes anuales de seguimiento ambiental. Dichos informes fueron entregados en abril de 1996 y 1997 (BORJA *et al.*, 1996a; FRANCO *et al.*, 1997). Para realizar las campañas de 1997, el convenio de colaboración se renovó en condiciones similares a las del año anterior.

A partir de 1998, el CABB contrató a AZTI para la realización de las campañas y para la elaboración de los correspondientes informes, que han ido presentándose con periodicidad anual.

Por otra parte, en noviembre de 2007, mediante resolución de la Dirección de Aguas, del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco, se concedió la autorización para el vertido desde tierra al mar de las aguas residuales urbanas procedentes de la EDAR de Galindo. Dicha autorización lleva asociado un Plan de Vigilancia y Control del vertido, tanto en el efluente como en el medio receptor. Para este último, se deben estudiar las comunidades bentónicas, las concentraciones de contaminantes en organismos indicadores y en sedimentos, así como diversas variables en la columna de agua.

Con el objeto de dar cumplimiento al Plan de Vigilancia del Medio Receptor correspondiente a la autorización de vertido de la EDAR de Galindo, AZTI lleva a cabo para el CABB los correspondientes estudios anuales. El presente informe da cuenta de los resultados obtenidos en las campañas realizadas el año 2021, así como, de la evolución que presentan a largo plazo las variables requeridas en dicho plan.

Cambios más recientes realizados en el estudio

En informes anteriores ya se explicaban las modificaciones que, a lo largo de los años, se han ido produciendo en este seguimiento ambiental, en cuanto a las variables y medios estudiados (ver FRANCO *et al.*, 2013). En el año 2013 se hicieron algunos cambios orientados a un mejor cumplimiento de los requerimientos asociados al Plan de Vigilancia del Medio Receptor correspondiente a la autorización de vertido de la EDAR de Galindo. A continuación, se presenta una explicación de los cambios más recientes y, especialmente, de los acaecidos en 2013.

No ha habido cambios en la estrategia de muestreo para valorar la calidad del agua, que sigue siendo aproximadamente mensual, en ocho puntos del estuario y en los principales tributarios. En cuanto a las variables analizadas, en 2013 se amplió su número; dichas variables se presentan en la Tabla 5.1 (en un capítulo posterior).

Respecto al fitoplancton, se incluyó su estudio en 2002. Durante la primera década, se centró en la época de mayor crecimiento del fitoplancton (primavera y verano). Desde 2013 se hacen cuatro campañas estacionales y, de esta manera, se emplea una estrategia similar a la utilizada por la Agencia Vasca del Agua (URA), dirigida al cumplimiento de la Directiva europea 2000/60/CE ("Directiva Marco del Agua", DMA). Por otro lado, aunque se sigue caracterizando la abundancia y composición taxonómica en las aguas de superficie a lo largo de todo el estuario, se ha reducido el número de estaciones de muestreo. Así, a partir de 2021 ya no se toman muestras adicionales en el tramo final de los principales tributarios y, también, se han dejado de muestrear los puntos RESN05 y RESN07 (Puente de Rontegi y Puente de Deusto).

Desde 2013 no se realizan campañas de toma de muestras de zooplancton. Este componente, por lo tanto, ya no se evalúa. Conviene señalar que el zooplancton no está contemplado en la DMA como elemento para la valoración del estado biológico, si bien en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal el zooplancton ha reflejado claramente el proceso de mejoría asociado a la implantación del Plan de Saneamiento, tal y como se explicó en informes previos. Además, su estudio permitió constatar en este estuario uno de los factores de cambio global que están alterando la estructura y funcionamiento de los sistemas naturales en todo el planeta, como es el proceso de entrada y asentamiento de especies exóticas (véase, por ejemplo, FRANCO *et al.*, 2013).

Con respecto a los sedimentos y a las comunidades bentónicas de fondo blando, en los últimos años el trabajo se ha centrado en las zonas media y superior del estuario (la Ría), ya que en la zona exterior (el Abra) la variabilidad en dichos componentes se ve sobre todo afectada por factores naturales o por factores antrópicos diferentes a los vertidos (como, por ejemplo, dragados y obras de ampliación del puerto). En 2010 se tomaron muestras en varias zonas no estudiadas hasta entonces y que revestían un gran interés, concretamente, en varias dársenas de la Ría (Benedicta, Udondo, Axpe, Portu y canal de Deusto). El objetivo era obtener información del estado de las comunidades en áreas que se hallaban en un proceso de recuperación o de cambio.

Las estaciones muestreadas actualmente para sedimentos y comunidades bentónicas de fondo blando se consideran representativas a la hora de evaluar los posibles impactos de los vertidos de la red de saneamiento gestionada por el CABB. Se incluyen estaciones que gozan de un amplio registro histórico en este seguimiento, lo que permite valorar posibles tendencias temporales a largo plazo. Además, se dispone de estaciones más recientes, como las situadas en las dársenas (desde 2010) y una estación nueva desde 2013, situada aguas abajo del vertido de la EDAR de Galindo (antes de su confluencia con el canal de la Ría).

Con respecto a la fauna demersal, los trabajos se realizan de manera similar desde hace varios años, llevándose a cabo una campaña anual a comienzos de otoño que abarca cuatro tramos del estuario (desde el Abra interior hasta la zona superior del estuario). La DMA incluye los peces dentro de los elementos biológicos a evaluar en las masas de aguas de transición (estuarios).

Entre 2004 y 2010 se llevaron a cabo análisis ecotoxicológicos para evaluar el grado de toxicidad de los sedimentos de diferentes zonas del canal de la Ría, especialmente en las dársenas. En el informe de 2010 se hizo una síntesis de los resultados obtenidos hasta entonces (FRANCO *et al.*, 2011). Por medio de estos estudios se concluyó que, salvo en casos muy puntuales, en dichas zonas no se apreciaba toxicidad aguda significativa de los sedimentos sobre los organismos empleados, esto es, larvas de erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) y anfípodos (*Corophium* spp.).

En 2011 comenzaron a evaluarse los efectos biológicos de los contaminantes en los peces, utilizando biomarcadores y estimando la bioacumulación de metales. Para este fin, se decidió utilizar especies que se capturaban en alto número durante los muestreos de fauna demersal, concretamente, peces planos (lenguados) y cabuxinos (*Pomatoschistus* spp.). El estudio se efectuó anualmente hasta 2014, con el fin de obtener una cantidad representativa de datos. Tras el estudio de dichos datos, se consideró adecuado modificar la estrategia del estudio, centrándola en el análisis de biomarcadores en lenguados. Para ello, se continuaría la toma de muestras y su análisis con frecuencia anual, pero los resultados se mostrarían de manera conjunta en un informe cada tres años.

En lo referente a las comunidades de bentos de fondo rocoso, este componente se estudia actualmente cada tres años. Habiéndose realizado la campaña más reciente en 2021, la siguiente se efectuará dentro del Plan de Vigilancia de 2024.

Por último, en cuanto a la estructura del informe, ésta se mantiene similar a la adoptada a partir del año 2007. Así, se presenta para cada componente estudiado la metodología, los resultados y las conclusiones. Se presenta después una discusión general de los diferentes componentes estudiados, seguida del apartado “Calidad del estuario conforme a la Directiva Marco del Agua”. Este último apartado pretende ofrecer una aproximación del estado de calidad del estuario de acuerdo a los criterios y requerimientos establecidos en Directiva 2000/60/CE. Finalmente, en el informe se aporta un resumen de cada componente, así como unas conclusiones y recomendaciones generales.

2. INTRODUCCIÓN

El comienzo del periodo de gran desarrollo industrial de Bilbao podría situarse a finales del siglo XIX. En esa época, gracias a la abundancia de mineral de hierro en Bizkaia, se desarrolla una importante industria siderúrgica en el entorno del estuario del Nerbioi-lbaizabal. Esto trae consigo el asentamiento progresivo de numerosas industrias, favorecidas por el notable tráfico marítimo que acarrea el Abra y la ría de Bilbao. Al mismo tiempo, crece la población de la capital vizcaína, en buena medida por la inmigración desde diversas zonas de España ante la demanda de mano de obra.

Durante el siglo XX el Gran Bilbao se consolida como una de las zonas más desarrolladas económicamente del país, así como uno de los principales núcleos de población (entre 500 000 y 1 000 000 de habitantes) y, quizás, la principal área industrial y de tráfico marítimo.

El asentamiento de las mencionadas industrias, junto con el incremento poblacional (entre 1900 y 1975 la población se cuadruplicó) fue generando una gran cantidad de vertidos y residuos. En el año 1900 Bilbao contaba con un sistema de saneamiento excepcional para la época. Dos colectores, uno por la margen izquierda de la Ría y otro por la margen derecha, recogían las aguas residuales de una red de alcantarillado separativa para, mediante dos pasos subfluviales, conducir las, en la zona más baja de la ciudad, Elorrieta, a un gran depósito enterrado y, posteriormente, a través de una estación de bombeo, con una tubería de impulsión de casi 15 km, enviar las aguas al mar, en un lugar de la costa próximo a punta Galea. Este proyecto, de principios del siglo XX, fue abandonándose hasta llegar prácticamente a su inutilización total a comienzos de los años 70. La construcción del canal de Deusto en la década de los 50 había seccionado el colector principal, recogándose en la época final únicamente las aguas del barrio bilbaíno de San Ignacio. Las aguas de Bilbao acabarían vertiéndose directamente a la Ría, al igual que ocurría con el resto de los municipios de la cuenca. El sistema recibía todo tipo de desechos y residuos: descargas procedentes de la industria minera, vertidos procedentes de industrias químicas, aguas residuales de origen urbano, etc. De esta forma, hasta el año 1989 todos estos contaminantes fueron vertidos al estuario sin ningún tipo de tratamiento.

La calidad de las aguas del estuario se fue deteriorando progresivamente, hasta llegar a una situación de extrema degradación ambiental (desaparición de flora y fauna, altas concentraciones de contaminantes en aguas y sedimentos, contaminación microbiológica en las playas del Abra...). La ría de Bilbao había pasado de poder proporcionar un área para baños y pesca a convertirse en una "cloaca navegable".

En marzo de 1967 se constituye el Consorcio de Aguas, para dar respuesta, con carácter supramunicipal, a los graves problemas de abastecimiento de agua y saneamiento del área metropolitana.

En el año 1979 se aprueba el "Plan Integral de Saneamiento de la Comarca del Gran Bilbao", ante la preocupación relativa a varios aspectos indicadores de una precaria situación ambiental: eutrofización del estuario, una evidente contaminación derivada de diversos tipos de vertidos, mal olor en numerosos tramos del cauce, contaminación microbiológica de las playas locales, etc. En este contexto se estableció como objetivo de calidad final conseguir un agua tal que "permitiera la presencia en todo el tramo fluvial de vida acuática, dentro de un amplio marco de diversidad de especies", otro objetivo era también la recuperación de las playas interiores del Abra.

Dicho plan, uno de los proyectos de saneamiento más ambiciosos de los existentes en el Estado, consiste en una red de más de 300 km de interceptores y colectores, con unos 100 kilómetros de alcantarillado remodelado, que confluyen en plantas depuradoras (Figura 2.1). Una de las obras por excelencia del Plan se encuentra en Sestao: es la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Galindo (Figura 2.2). Su construcción comenzó en 1985 y las aguas se comenzaron a depurar allí en 1990. Actualmente se depuran al día uno 350 000 metros cúbicos de aguas residuales, con un caudal máximo de 12 150 litros por segundo.

La inversión total del Plan de Saneamiento es de unos 1000 millones de euros. El plan da cobertura a una población cercana al millón de habitantes (81% de la población de Bizkaia y 45% de la Comunidad Autónoma del País Vasco). La configuración original del Plan de Saneamiento está prácticamente completada. Las obras relativas a los principales procesos y fases del saneamiento ya han finalizado y se están acometiendo actuaciones para mejorar el sistema, como la detección de vertidos aún no conectados a la red, construcción de depósitos de tormentas, sistema para la reducción de olores, ampliación y mejora de los sistemas e instalaciones de saneamiento, etc.

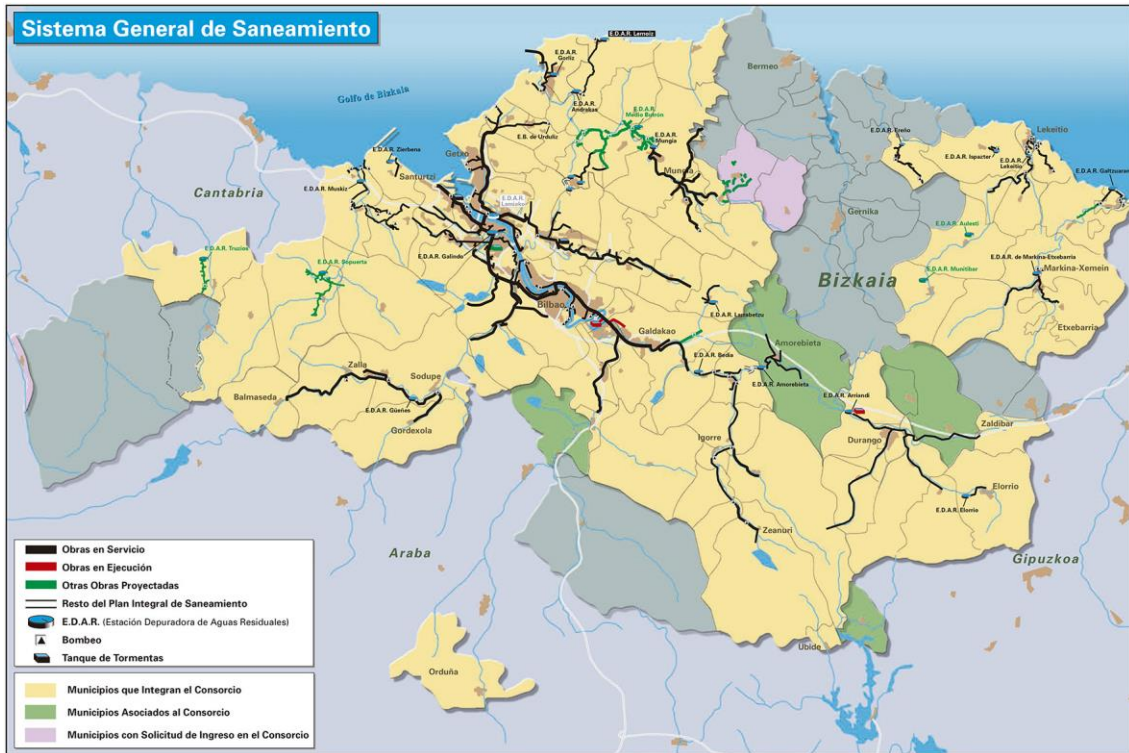


Figura 2.1. Sistema General de Saneamiento (Fuente: CABB: <http://www.consorciodeaguas.eus/>).

Se debe señalar que la Unión Europea, a través de la Directiva 91/271/CEE, estableció en 1991 la necesidad de depuración de las aguas residuales urbanas. El horizonte temporal indicado era antes del fin del año 2000 para aquellas aglomeraciones con más de 15 000 habitantes equivalentes, y antes del fin de 2005 para las que tienen entre 2000 y 15 000 habitantes equivalentes. El Plan Integral de Saneamiento del Gran Bilbao se encuadra en el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales, aprobado por el Consejo de Ministros el 17 de febrero de 1995. Este plan, concebido para su realización en diez años (1995-2005), intentaba establecer un sistema de depuración que cumpliera la citada directiva europea, para lo cual el Estado invirtió medio billón de pesetas en el periodo mencionado.



Figura 2.2. Estación depuradora de aguas residuales de Galindo (infografía de José Miguel Mayo, con información del CABB).

3. OBJETIVOS

El primer y principal objetivo de este trabajo es llevar a cabo el Plan de Vigilancia y Control del vertido en el medio receptor asociado a la autorización para el vertido desde tierra al mar de las aguas residuales urbanas procedentes de la EDAR de Galindo; dicha autorización fue concedida en noviembre de 2007 mediante resolución de la Dirección de Aguas del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco.

Otros objetivos de este trabajo son:

- Contribuir a una mejor comprensión del funcionamiento del estuario del Nerbioi-lbaizabal, tanto desde un punto de vista fisicoquímico, como desde la perspectiva biológica y, por extensión, ecológica. Para ello, se describirán las condiciones ambientales de este sistema durante el pasado año y sus patrones de variabilidad espacial y temporal. Algunas de las variables se estudiarán también en el tramo bajo de los principales tributarios.
- Continuar el seguimiento que se viene realizando desde hace décadas, con el fin de identificar tendencias temporales a largo plazo en las condiciones ambientales del estuario. Ello permitirá evaluar el grado de eficiencia de las medidas tomadas para reducir la contaminación.
- Realizar una evaluación del estado de los diferentes componentes del ecosistema estuárico. Para esto, se aplicarán criterios acordes a la Directiva Marco del Agua y se considerarán dos masas de agua de transición: Nerbioi interior (canal de la Ría) y Nerbioi exterior (el Abra).

4. EL MEDIO FÍSICO

El estuario del Nerbioi-Ibaizabal está situado en la plataforma continental de la costa Cantábrica. Las coordenadas geográficas en su zona media son 43° 20'N, 3° 1'W. Este sistema recibe los aportes fluviales del Nerbioi y del Ibaizabal, así como de otros afluentes de menor importancia que vierten a lo largo del mismo, como son el Kadagua y el Galindo en la margen izquierda, y el Asua y el Gobela en la derecha.

En conjunto, el sistema drena una cuenca de unos 1700 km², de los cuales casi el 90 % corresponden a las cuencas del Kadagua, del Nerbioi y del Ibaizabal (GARCÍA-BIKUÑA y DOCAMPO, 1990). Como casi todos los sistemas fluviales que desembocan en el Cantábrico, estos ríos son cortos y de carácter torrencial. El caudal medio que aporta al estuario toda la cuenca varía entre unos 25 y 30 m³ s⁻¹, de los cuales más del 90% corresponden a la suma del caudal de los ríos Kadagua, Nerbioi e Ibaizabal.

Según la clasificación geomorfológica propuesta por PRITCHARD (1967), este estuario pertenece al tipo de "valle fluvial inundado". La configuración actual de este tipo de estuarios es debida a la ocupación por el mar de antiguos valles fluviales hace algunos miles de años, en la transgresión flandriense, aunque desde entonces se han sucedido varios episodios de regresiones y transgresiones, con una estabilización del nivel del mar en el nivel actual hace poco más de 1000 años (RIVAS y CENDRERO, 1992).

Este estuario presenta en la actualidad una configuración notablemente distinta a la que presentaba originalmente (desde la fase de estabilización del nivel del mar). Así, debemos destacar la pérdida de marismas y dunas que ocupaban ambas márgenes hace un par de siglos y la construcción de los diques exteriores, a finales del siglo pasado, que convirtieron su desembocadura en un puerto de comercio internacional (URRUTIA, 1986). RIVAS y CENDRERO (1992) estimaron una pérdida de aproximadamente el 31% de la superficie original del estuario. Del área perdida, un 94% lo ha sido por actuaciones humanas y sólo un 6% por acreción natural.

Aunque existen diversas opciones para asignar los límites de un estuario (PRITCHARD, 1967; FAIRBRIDGE, 1980; KETCHUM, 1983), si tomamos como límite interior la zona donde deja de notarse la influencia mareal, el estuario comenzaría en el barrio bilbaíno de La Peña, a unos 8 kilómetros aguas abajo de la confluencia entre el Nerbioi y el Ibaizabal. El límite exterior sería mucho más difícil de precisar, aunque lo más útil es considerar como tal la línea imaginaria entre punta Lucero y punta Galea.

La zona superior del estuario se extiende a lo largo del Casco Viejo de Bilbao y consiste en un estrecho canal mareal, relativamente somero, que en marea baja se convierte en un río de flujo moderado. Aguas abajo del Puente del Ayuntamiento el estuario se halla dragado hasta 6-8 m por debajo del nivel medio de la marea baja. Hasta el Puente de Bizkaia, a unos 15 km del límite interior de la marea, continúa siendo un canal relativamente estrecho, si bien en algunas zonas existen ensanchamientos notables (canal de Deusto, dársenas de Axpe, Udondo y la Benedicta). Toda esta zona interior acumula menos del 10% del volumen total del estuario (URRUTIA, 1986).

Aguas abajo del Puente de Bizkaia el cauce se ensancha y forma el Abra de Bilbao, que almacena el 90% del agua del estuario. Se pueden distinguir dos zonas en esta parte del estuario, la de carácter más marino y donde se concentra la actividad portuaria: el Abra interior (delimitado exteriormente por el dique de Santurtzi y el contramuelle de Algorta) y el Abra exterior (delimitado por punta Galea y el dique de punta Lucero). El Abra exterior es la zona más extensa, con unos 5 km de largo y 3,5 km de ancho, y también la más profunda, entre 15 y 30 m. Desde finales de los años 90, en la margen izquierda del Abra exterior (entre Santurtzi y Zierbena) se están llevando a cabo obras de ampliación del Puerto de Bilbao.

Además, entre las últimas actuaciones importantes sobre la morfología del estuario hay que mencionar la apertura del canal de Deusto, culminada en 2018, que deja la antigua península de Zorrotzaurre como una isla en la parte media del estuario (Figura 4.1).



Figura 4.1. Imagen tomada en enero de 2019 del antiguo canal de Deusto, una vez conectado con el cauce de la Ría. En el centro se aprecia la actual isla de Zorrotzaurre y a la derecha el canal.

5. CALIDAD DEL AGUA

5.1 Seguimiento del estuario

5.1.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras

El estudio de la calidad del agua en el estuario conlleva el tratamiento e interpretación de datos de variables fisicoquímicas, microbiológicas y concentración de clorofila “a”. Para muchas de las variables, los muestreos abarcan más de dos décadas de seguimiento y se han realizado con una frecuencia casi mensual (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. Variables del agua incluidas en el seguimiento del estuario y su profundidad de medida (S: Superficie; F: Fondo). Se indican las unidades y la fecha de comienzo de obtención de datos.

Variable (unidades)	Profundidad	Fecha de comienzo
Amonio ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	S	Abril de 1990
Nitrato ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	S	Julio de 2013
Nitrógeno total (mg l^{-1})	S	Febrero de 2015
Fosfato ($\mu\text{mol l}^{-1}$)	S	Julio de 2013
Coliformes fecales (CFU 100ml ⁻¹)	S	Febrero de 1993 (hasta 2014)
<i>Escherichia coli</i> (NMP 100ml ⁻¹)	S	Abril de 2008
Estreptococos fecales (CFU 100ml ⁻¹)	S	Abril de 2013
Oxígeno disuelto, saturación (%)	S, F	Abril de 1990
Oxígeno disuelto, concentración (mg l^{-1})	S, F	Abril de 1990
pH	S, F	Abril de 1990
Salinidad (USP)	S, F	Abril de 1990
Temperatura (° C)	S, F	Abril de 1990
Clorofila “a” ($\mu\text{g l}^{-1}$)	S, F	Septiembre de 1999
Carbono Orgánico Total (mg l^{-1})	S	Abril de 1990
Profundidad disco Secchi (m)	-	Enero de 1999
Sólidos en suspensión (mg l^{-1})	S	Julio de 2013
Turbidez (NTU)	S, F	2007
Profundidad total (m)	-	Febrero de 1993

Las unidades empleadas en la salinidad (USP, Unidades de Salinidad Práctica) son equivalentes a ‰ ($\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). En el caso de los nutrientes disueltos, $\mu\text{g-at l}^{-1} = \mu\text{mol l}^{-1}$. Estas unidades son las recomendadas por la IAPSO (“International Association for the Physical Sciences of the Ocean”).

Los datos y muestras son recogidas por el CABB, en ocho estaciones situadas a lo largo del eje principal del estuario (Tabla 5.2; Figura 5.1). La estación más exterior (RESN01) se encuentra en aguas de carácter prácticamente marino, y la más interior (RESN08) en aguas de carácter casi fluvial. Aunque la mayoría de las variables se miden en superficie, hay datos de fondo para alguna de ellas, como el oxígeno (Tabla 5.1).

Tabla 5.2. Código y situación de las estaciones/muestras utilizadas en el estuario para la caracterización de la calidad del agua. Se indican las coordenadas UTM (ETRS89).

Código	Profundidad ¹	Distancia (km) ²	Localización	UTMX	UTMY
RESN01S	S	18,5	Abra exterior	497.992	4.799.962
RESN01F	F	18,5	Abra exterior	497.992	4.799.962
RESN02S	S	16,5	Abra interior	497.509	4.798.548
RESN02F	F	16,5	Abra interior	497.509	4.798.548
RESN03S	S	14,7	Puente de Bizkaia	498.398	4.797.010
RESN03F	F	14,7	Puente de Bizkaia	498.398	4.797.010
RESN04S	S	10,9	Axpe	501.637	4.794.976
RESN04F	F	10,9	Axpe	501.637	4.794.976
RESN05S	S	9,5	Puente de Rontegi	502.071	4.793.684
RESN05F	F	9,5	Puente de Rontegi	502.071	4.793.684
RESN06S	S	7,1	Zorroza	502.504	4.791.569
RESN06F	F	7,1	Zorroza	502.504	4.791.569
RESN07S	S	4,0	Puente de Deusto	505.006	4.790.780
RESN07F	F	4,0	Puente de Deusto	505.006	4.790.780
RESN08S	S	2,1	Arriaga	506.096	4.789.744
RESN08F	F	2,1	Arriaga	506.096	4.789.744

(1) S: Superficie; F: Fondo

(2) Distancia desde el límite interior de la marea.

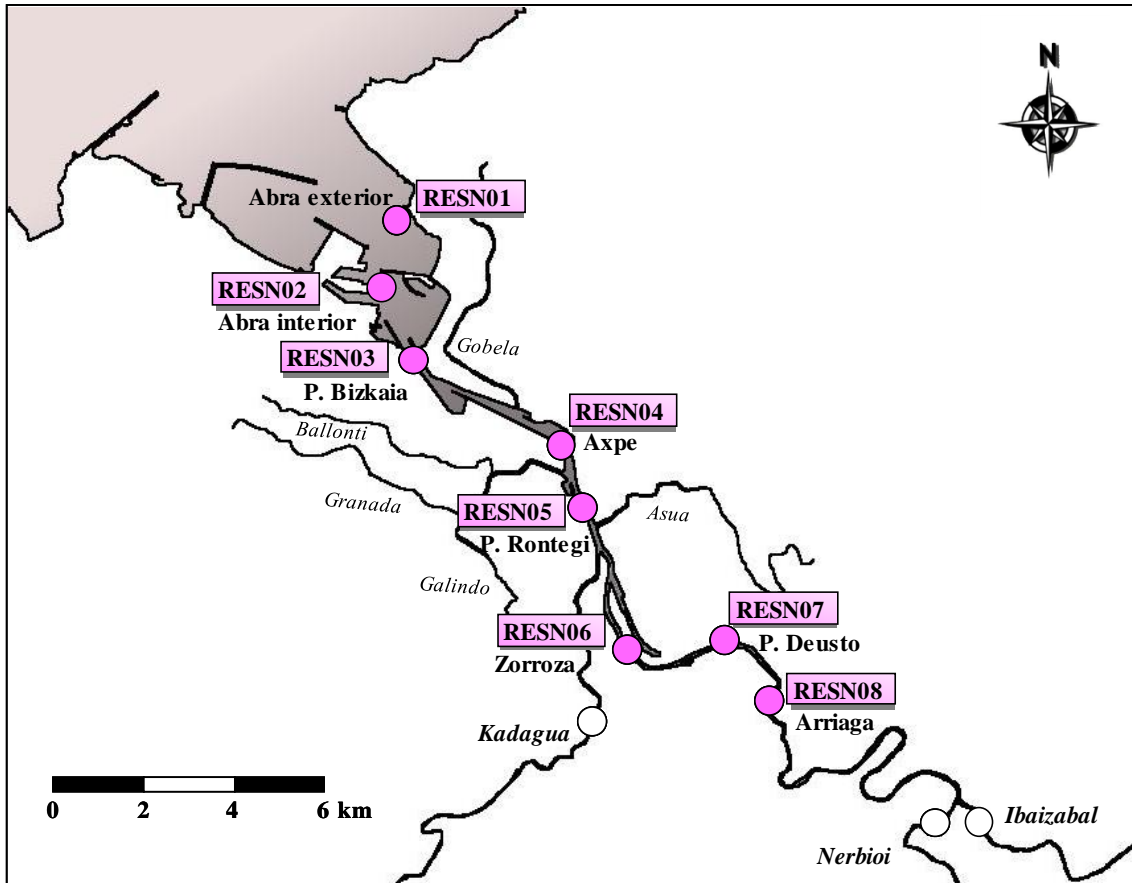


Figura 5.1. Localización de las ocho estaciones de muestreo de las variables del agua en el estuario. Sus coordenadas se presentan en la Tabla 5.2.

En cada estación se registra la profundidad máxima, la profundidad de visión del disco de Secchi y, con una sonda multiparamétrica, se realizan mediciones “in situ” (en superficie y fondo) de temperatura, salinidad, pH, concentración de oxígeno disuelto, % de saturación de oxígeno, turbidez, fluorescencia y concentración de clorofila “a” (Figura 5.2). La sonda utilizada a partir de abril de 2016 ha sido EXO2 599 502-02, previamente se utilizó una sonda YSI 6600V2. El CABB se encarga del mantenimiento y la calibración de estas sondas.

Además, se toman muestras de agua en superficie para el posterior análisis de clorofila “a”, nitrógeno total, carbono orgánico total, nutrientes inorgánicos disueltos, sólidos en suspensión y bacterias fecales. Las muestras (excepto las de clorofila y nutrientes) son analizadas en los laboratorios del CABB, según sus propios procedimientos analíticos. La clorofila se determina trimestralmente mediante espectrofotometría y los nutrientes mensualmente mediante colorimetría, en el laboratorio de Pasaia de AZTI.



Figura 5.2. Recogida de muestras y datos de aguas en el estuario.

Se emplea un tiempo aproximado de hora y media para realizar el muestreo de todos los puntos. Hasta el año 2011 el muestreo comenzaba dos horas después de la pleamar. A partir de 2012 no se sigue estrictamente dicho criterio. Sin embargo, se tienen en cuenta ciertas recomendaciones, como minimizar el número de muestreos que se hacen en bajamar y escoger días que no coincidan con un elevado aporte fluvial. Esto es con el fin de poder evaluar la calidad de las aguas del estuario sin la influencia que pudiera tener el río sobre la calidad fisicoquímica del agua (esto es, evitando muestrear en condiciones en que dominan los procesos de dilución del agua estuárica o de aporte de sustancias disueltas y material particulado por parte del río).

Una vez obtenidos los datos de cada variable, éstos se organizan en tablas Excel con el fin de llevar a cabo una revisión de los mismos y de facilitar los análisis matemáticos y estadísticos posteriores. En caso de tener que realizar promedios con valores inferiores al límite de cuantificación (LC), atendiendo al anexo V del Real Decreto 60/2011, se toma la mitad del valor de dicho límite (BOE, 2011).

A partir de los datos originales se calculan dos variables: una, relativa a la estructura vertical de la columna de agua (coeficiente de estratificación) y otra, al balance lumínico (profundidad de la zona fótica).

El **coeficiente de estratificación (C_{est})** se define como:

$$C_{est} = (S_f - S_s) / Prof.$$

Donde S_f es la salinidad en fondo, S_s es la salinidad en superficie y Prof. es la profundidad.

La **profundidad de la zona fótica** se calcula multiplicando el valor de profundidad de visión del disco de Secchi por 2,7. Por último, teniendo en cuenta la profundidad total en cada estación, se calcula el porcentaje ocupado por la zona fótica.

En el presente informe se resume de manera gráfica la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua del estuario del Nerbioi-Ibaizabal durante el último año de seguimiento. Como fuentes de variabilidad se han tenido en cuenta: la zona del estuario (estación de muestreo), la profundidad (superficie, fondo), así como la época del año (día y mes de muestreo).

Además, se ha realizado un estudio de tendencias a largo plazo para las variables de las que se dispone de una serie temporal extensa. Así, para estas variables se han calculado los promedios anuales que integran los datos de superficie y fondo, y se ha aplicado a dichos valores promedio (Y) una regresión lineal simple respecto al año de medida (X).

Los resultados de los análisis de regresión se muestran de manera gráfica con rectas de ajuste, así como mediante tablas que incluyen los parámetros obtenidos con el modelo de regresión. Estos parámetros concretamente son: la pendiente de la recta, la ordenada en el origen (“y-intercept”), el coeficiente de determinación (r^2 , que representa el porcentaje de la variabilidad de Y que es explicado por el modelo) y la probabilidad de que la pendiente de la recta sea estadísticamente distinta de cero (p), tal y como se describen en ZAR (1999).

5.1.2 Resultados en la campaña de 2021

5.1.2.1 Contexto meteorológico e hidrográfico

A la hora de interpretar los resultados de la calidad del agua se deben tener en cuenta las condiciones hidrográficas.

Uno de los factores que más influencia tiene en la calidad del agua del estuario es el estado de la marea. En bajamar, el volumen mínimo de agua que almacena el estuario (entre el muelle de Churruca y el límite de mareas) varía entre 10 y 13 millones de m^3 , para mareas vivas y muertas, respectivamente. En pleamar, el volumen máximo varía entre 20 y 16 millones de m^3 (VALENCIA *et al.*, 2004a) en mareas vivas y muertas, respectivamente. Por lo tanto, el volumen de agua marina que entra y sale del estuario en cada ciclo mareal semidiurno oscila entre 3 y 10 millones de m^3 , según se trate de mareas muertas o vivas, respectivamente.

Junto con la marea, el caudal aportado por los ríos tributarios condiciona el volumen de agua existente en el estuario en un momento determinado y, por lo tanto, el grado de dilución de los contaminantes. Esta variable depende de la precipitación que reciben las cuencas vertientes. Además, ambos factores hidrográficos (estado de la marea y caudal fluvial) explican en gran medida el tiempo de residencia, esto es, el potencial que tiene el estuario para renovar sus aguas.

En 2021, para evaluar la calidad del agua del estuario se muestreó con frecuencia casi mensual. No se dispone de datos en el mes de noviembre, ya que el muestreo estaba previsto para el día 25 y tuvo que anularse debido a las fuertes lluvias que comenzaron pocos días antes y se prolongaron durante casi tres semanas.

En la Tabla 5.3 se muestran algunas variables que describen el estado de la marea durante los días de muestreo, así como el caudal medio diario que recibió el estuario en su cabecera en torno a esos días.

Tabla 5.3. Condiciones de marea y caudal fluvial representativos de la situación del estuario durante los muestreos. El caudal corresponde al promedio de cinco días (el día de muestreo y los cuatro días anteriores) para el Nerbioi + Ibaizabal (estación NB05, Abusu).

Fecha	Altura Pleamar (m)	Altura Bajamar (m)	Amplitud (m) ¹	Tipo de marea ²	Caudal (m ³ s ⁻¹) ³
20/01/2021	3,73	1,75	2,0	muerta	43,4
17/02/2021	4,05	1,44	2,6	muerta	32,0
03/03/2021	4,64	0,86	3,8	viva	17,9
19/04/2021	3,33	2,05	1,3	muerta	5,0
18/05/2021	3,45	1,91	1,5	muerta	5,2
30/06/2021	3,81	1,50	2,3	muerta	3,2
13/07/2021	4,04	1,29	2,8	media	3,1
30/08/2021	3,46	2,01	1,5	muerta	2,3
13/09/2021	3,91	1,45	2,5	muerta	2,3
26/10/2021	3,79	1,73	2,1	muerta	12,2
22/12/2021	4,14	1,34	2,8	media	4,9

⁽¹⁾ Diferencia entre los niveles de pleamar y bajamar

⁽²⁾ Muerta (amplitud <2,8 m); media (amplitud de 2,8 a 3,2 m); viva (amplitud >3,2 m).

⁽³⁾ Datos proporcionados por URA

Sólo uno de los muestreos de 2021 se realizó en mareas vivas (el de marzo, con una amplitud de 3,8 m). En el resto la amplitud varió entre 1,3 y 2,8 m, efectuándose la mayoría en condiciones de mareas muertas (Tabla 5.3).

El caudal que se indica en la Tabla 5.3 corresponde a la media del día del muestreo y los cuatro días previos. El estuario recibe en su cabecera unos 36 m³ s⁻¹ en promedio anual (Valencia *et al.*, 2004b). Por tanto, la mayoría de los muestreos en 2021 se realizaron en condiciones de moderada o baja descarga fluvial (Tabla 5.3). Hay que exceptuar el de enero, con 43 m³ s⁻¹. Los caudales más bajos correspondieron a los muestreos de agosto y septiembre, cercanos a 2 m³·s⁻¹.

La integración de cinco días para caracterizar la influencia del aporte fluvial sobre la calidad del agua debe tomarse como una aproximación, ya que la escala temporal más adecuada podría variar según la zona del estuario y la época del año. Por tanto, para tener una visión más completa, también se han descrito una serie de variables meteorológicas a escala mensual en una estación cercana al estuario, la del aeropuerto de Bilbao (Figura 5.3).

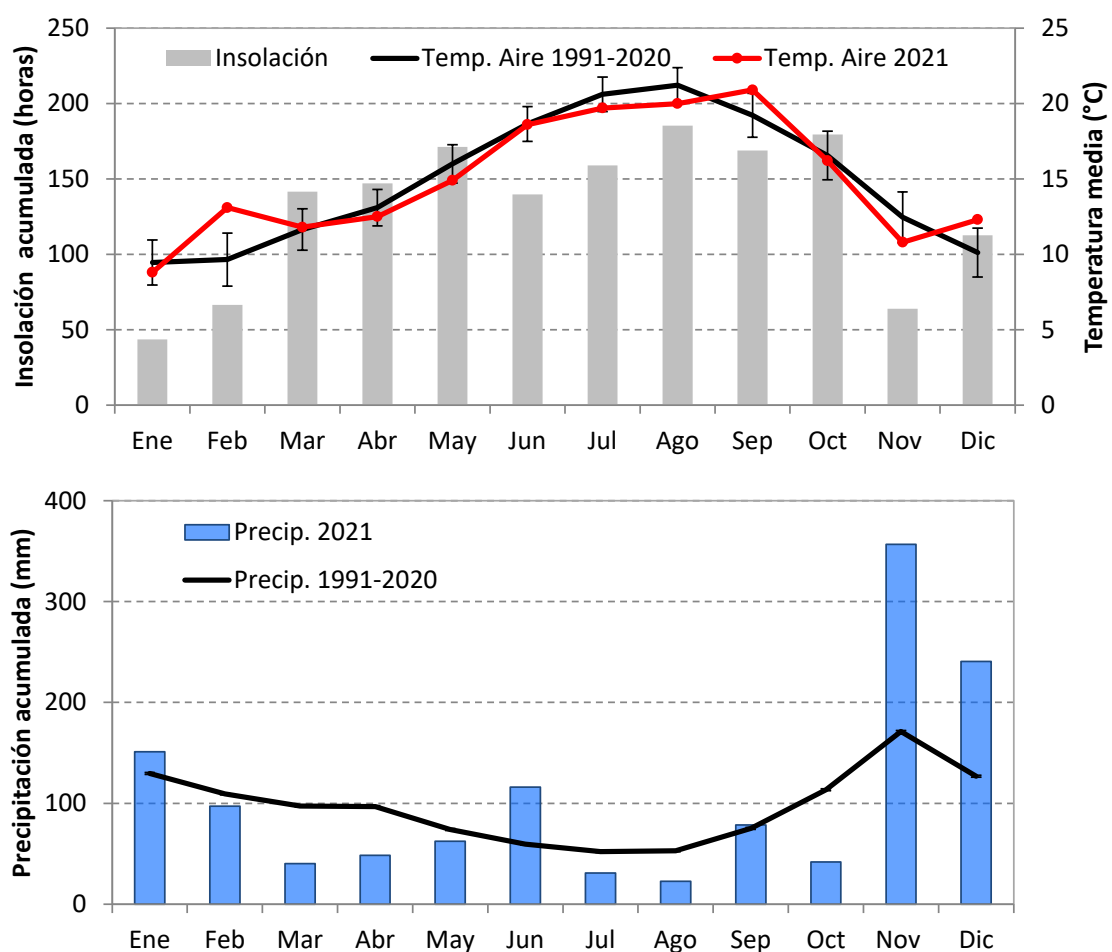


Figura 5.3. Insolación (horas sin nubosidad), temperatura del aire y precipitación mensual entre enero y diciembre de 2021. Se indica también el promedio de largo plazo 1991-2020 (línea negra). Datos de AEMET (estación del aeropuerto de Bilbao).

En este informe hemos seguido las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial de utilizar el nuevo periodo de 30 años más reciente (1991-2020) para calcular las medias climatológicas. Así, para evaluar si hubo condiciones anómalas, en la Figura 5.3 se han representado también las climatologías del nuevo periodo de referencia (1991-2020) para precipitación y temperatura del aire.

Las temperaturas en 2021 se situaron por debajo o en torno a la media de largo plazo, a excepción de los meses de febrero, septiembre y diciembre, que fueron muy cálidos.

En cuanto a precipitación, 2021 se caracterizó por ser seco, con la salvedad de los meses de enero, junio y, en especial, noviembre y diciembre (Figura 5.3). Cabe señalar que entre el 21 de noviembre y el 11 de diciembre llovió todos los días y se registró el 36% de la precipitación total del año.

5.1.2.2 Temperatura, pH y salinidad

En el estuario la temperatura mostró su rango más amplio en las aguas de superficie de la zona superior, es decir, donde la influencia de los aportes fluviales es mayor. Concretamente, en las estaciones RESN08 (Arriaga) y RESN07 (Deusto) los valores más bajos medidos “in situ” estuvieron en torno a 8 °C y se midieron en enero y diciembre, mientras que el máximo se midió en agosto y alcanzó 22,9 °C. Por tanto, la diferencia máxima anual fue de unos 15°C.

Por el contrario, donde menos cambió la temperatura a lo largo del año fue en las aguas de fondo más cercanas al mar, a casi 20 km de distancia desde el límite interior de la marea. Así, en el Abra exterior para los registros de temperatura de fondo la diferencia entre el mínimo y el máximo fue de aproximadamente 6 °C.

Tal y como se viene observando desde el inicio del seguimiento, la temperatura presentó en algunas épocas y zonas muestreadas diferencias notables entre superficie y fondo, mientras que, en otras, los valores fueron muy similares en el eje vertical (Figura 5.4).

En invierno la capa superficial, que recibe mayoritariamente el agua dulce procedente de los ríos, está más fría que la del fondo (que se mantiene más estable térmicamente, al proceder del mar). Esto se pudo observar bien en enero, febrero y diciembre de 2021, en la mayor parte del estuario. Este patrón puede modularse en ciertas zonas y bajo ciertas condiciones oceanográficas y atmosféricas, por el efecto del oleaje o de la turbulencia generada por las corrientes, factores que favorecen la mezcla vertical.

Desde finales del invierno hasta el otoño el agua superficial tiende a calentarse, al estar expuesta directamente a la insolación. Este calentamiento, si no se transfiere de manera homogénea a la columna de agua, da lugar a diferencias térmicas entre superficie y fondo de sentido inverso a las que se observan en los meses fríos. Esta estratificación es típica de los mares costeros de latitudes templadas y, entre las campañas de 2021 realizadas en el estuario, se percibió de forma más marcada en agosto y septiembre.

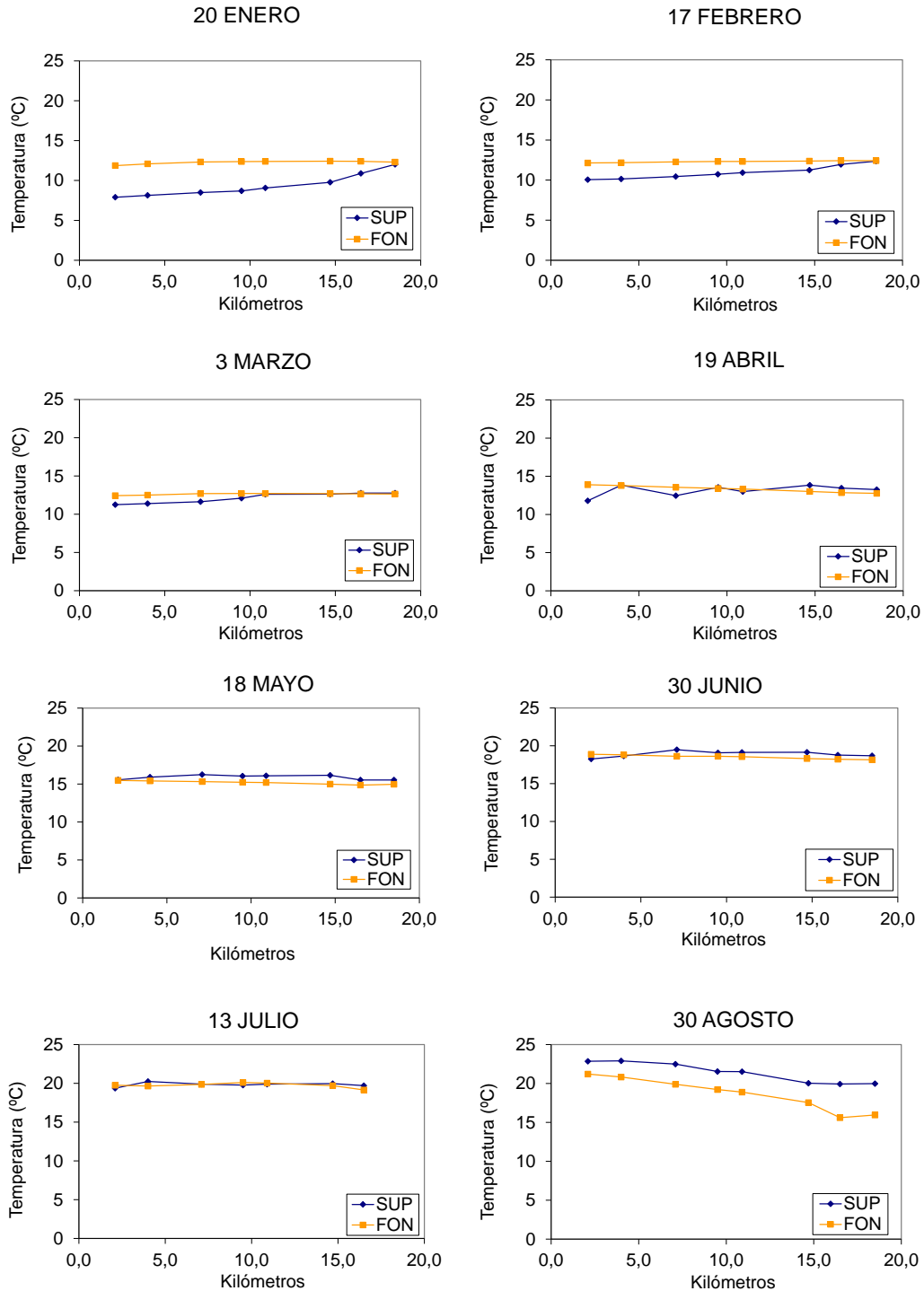


Figura 5.4 Distribución de la temperatura (°C) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

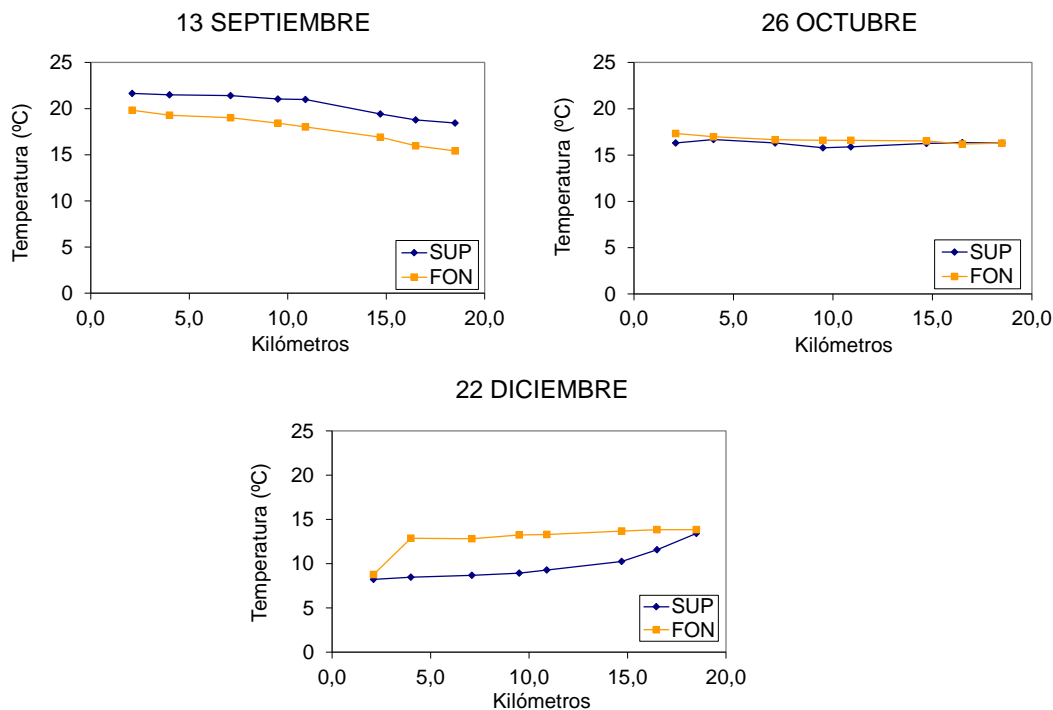


Figura 5.4 (Cont.) Distribución de la temperatura (°C) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

En cuanto al pH medido “in situ”, su rango de variación en este último año fue muy estrecho (7,3–8,3).

Al igual que en años precedentes, se observaron diferencias entre las aguas de superficie y fondo para el pH (Figura 5.5). Dichas diferencias fueron más acusadas en la zona superior del estuario, donde el pH mostró valores generalmente más bajos en fondo. En las estaciones más cercanas al mar el pH mostró valores bastante similares entre los dos niveles de profundidad.

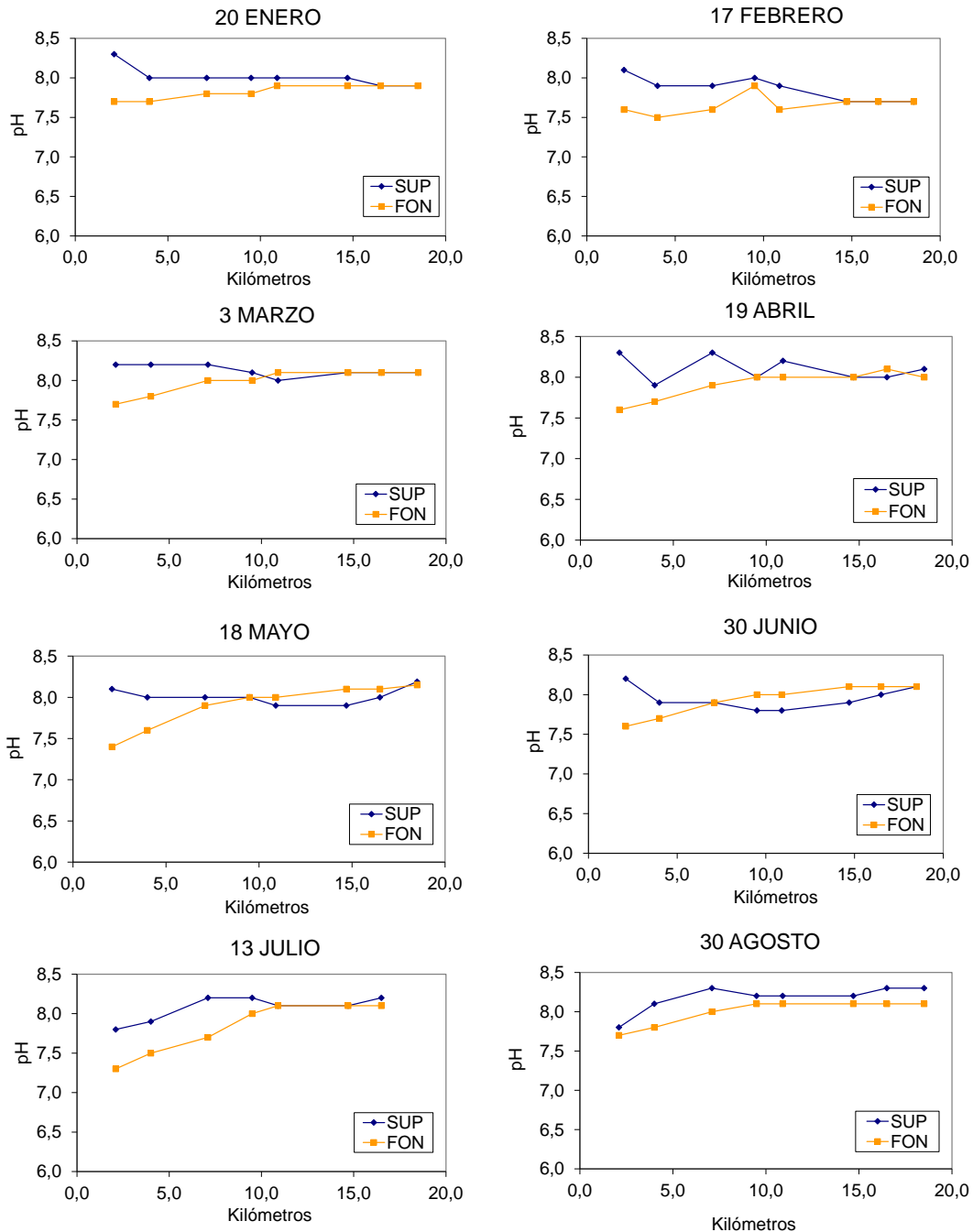


Figura 5.5. Distribución del pH a lo largo del estuario en las diferentes campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

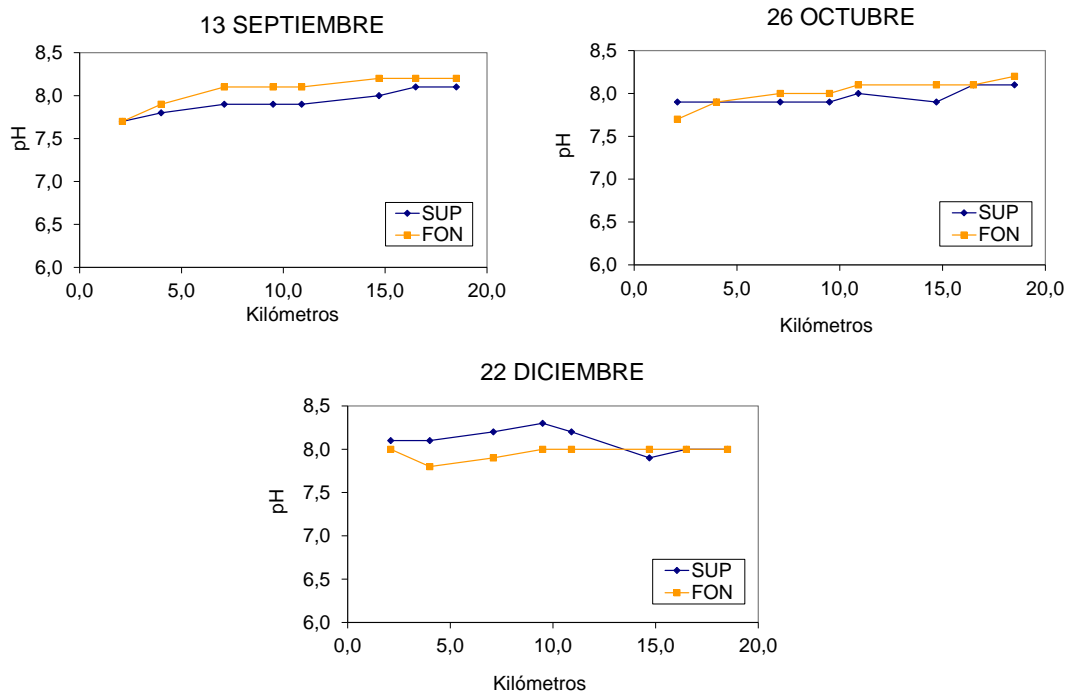


Figura 5.5 (Cont.) Distribución del pH a lo largo del estuario en las diferentes campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

La salinidad se presenta en la Figura 5.6. Al igual que en años anteriores, las diferencias entre superficie y fondo fueron más marcadas en las zonas media y superior del estuario, las que reciben los aportes de agua dulce de los principales tributarios. Por el contrario, la zona más cercana al mar fue más homogénea a lo largo de su profundidad.

En superficie, los bajos valores de salinidad registrados en los primeros meses del año a lo largo de los 15 km de la Ría responderían a descargas fluviales, como puede verse en el apartado previo. En diciembre el caudal del Nerbioi-Ibaizabal no fue alto, pero el muestreo se hizo en bajamar, lo que explicaría el alto contenido de agua dulce en superficie a lo largo de la Ría (3-10 USP), así como también en las aguas de fondo de su interior (6 USP).

En agosto, septiembre y octubre, en buena parte del estuario se observaron valores relativamente altos de salinidad en superficie (>20 USP), lo que podría achacarse al efecto de las altas temperaturas (evaporación) y bajas precipitaciones. Esto hizo que las diferencias con las aguas de fondo fuesen menores y la estratificación estuviera menos marcada. Estas variaciones son coherentes con las condiciones meteorológicas y con el caudal fluvial del Nerbioi y el Ibaizabal, como se describe en el apartado 5.1.2.1.

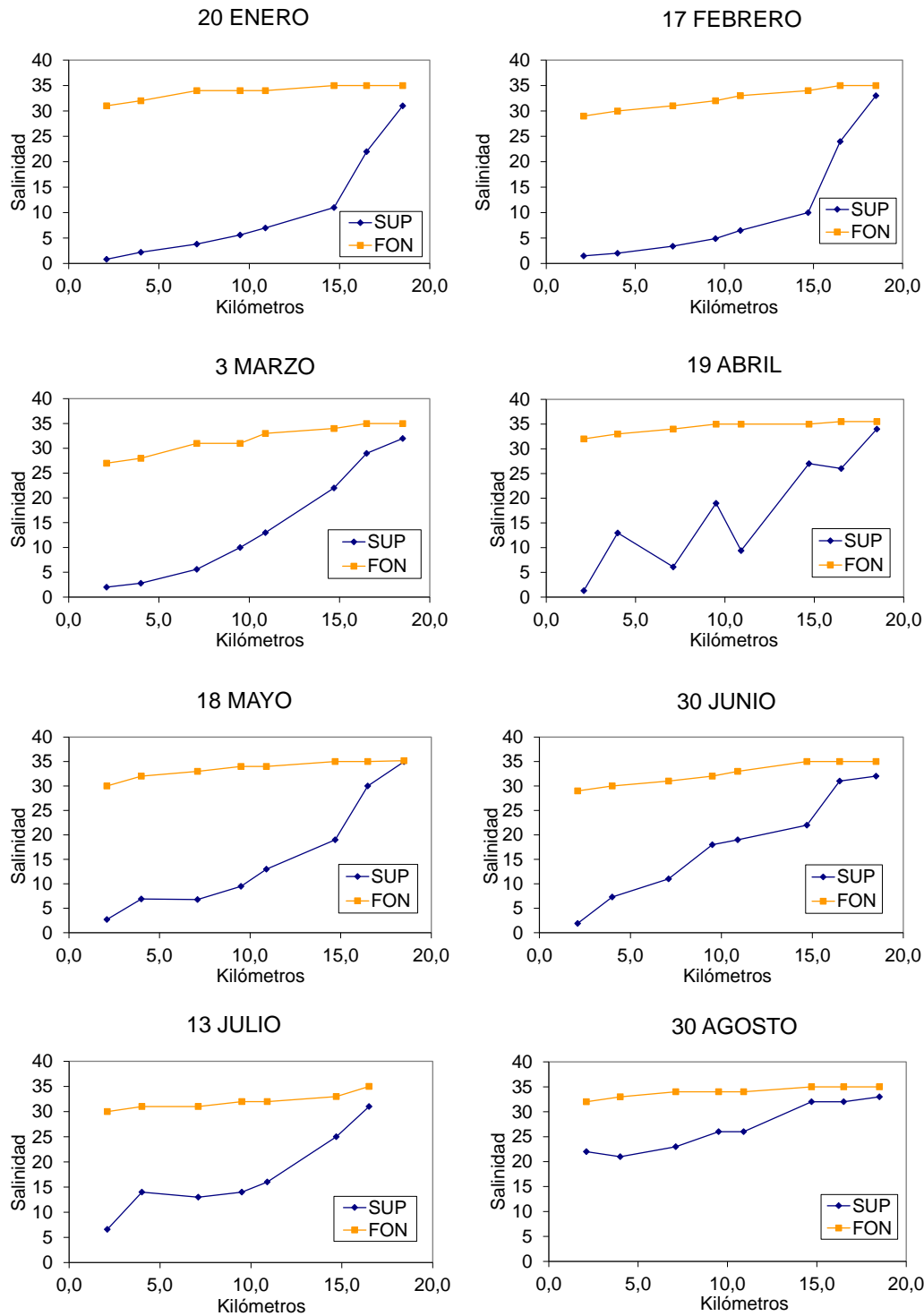


Figura 5.6. Distribución de la salinidad (USP) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

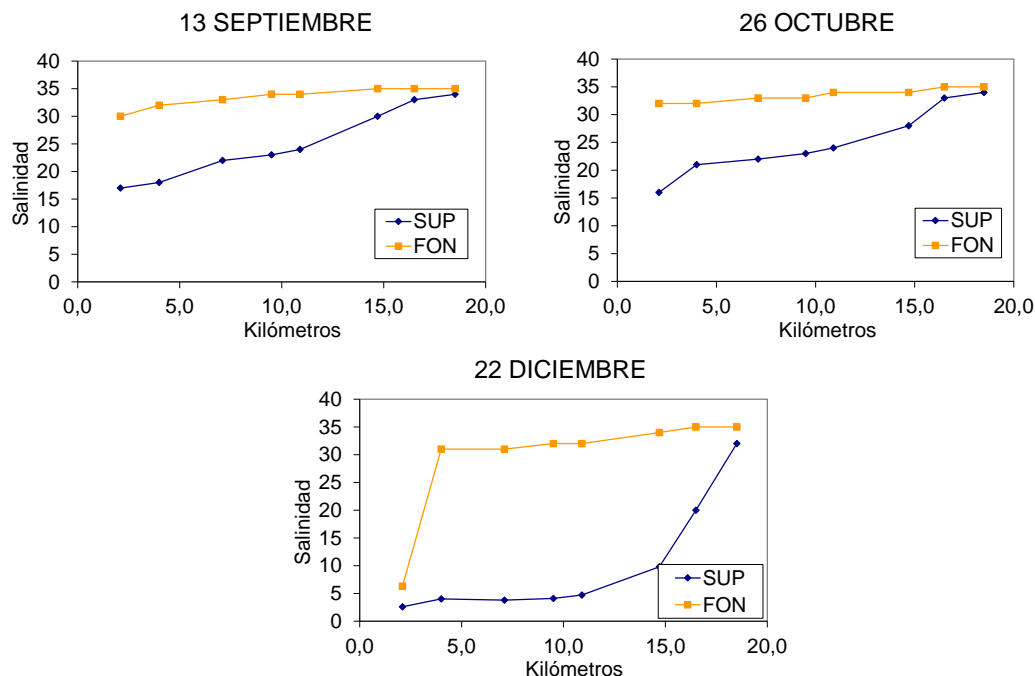


Figura 5.6 (Cont.) Distribución de la salinidad (USP) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

Tal y como indica URRUTIA (1986), el estuario del Nerbioi-Ibaizabal es un sistema fuertemente estratificado en su zona interior (el canal de la Ría) y parcialmente estratificado en el exterior (el Abra). En la columna de agua se pueden diferenciar una capa superficial, con flujo neto hacia el mar, y una capa inferior, con flujo neto hacia la cabecera del estuario (Figura 5.7). Entre ambas capas hay una zona de flujo neto nulo, a través de la cual se produce un intercambio vertical turbulento. En los últimos kilómetros del estuario, el Abra exterior, la estratificación salina se debilita, sobre todo en los meses de estiaje, en los que el caudal de los ríos tributarios es mínimo.

La diferencia de densidad del agua superficial salobre respecto al agua marina, que penetra por el fondo, dificulta el intercambio en el eje vertical, lo cual promueve el mantenimiento de notables diferencias entre las dos capas. Ello explica que la distribución en la columna de agua de numerosas variables asociadas al estado de calidad (oxígeno disuelto, concentraciones de contaminantes, bacterias, etc.) presente también grandes diferencias entre superficie y fondo.

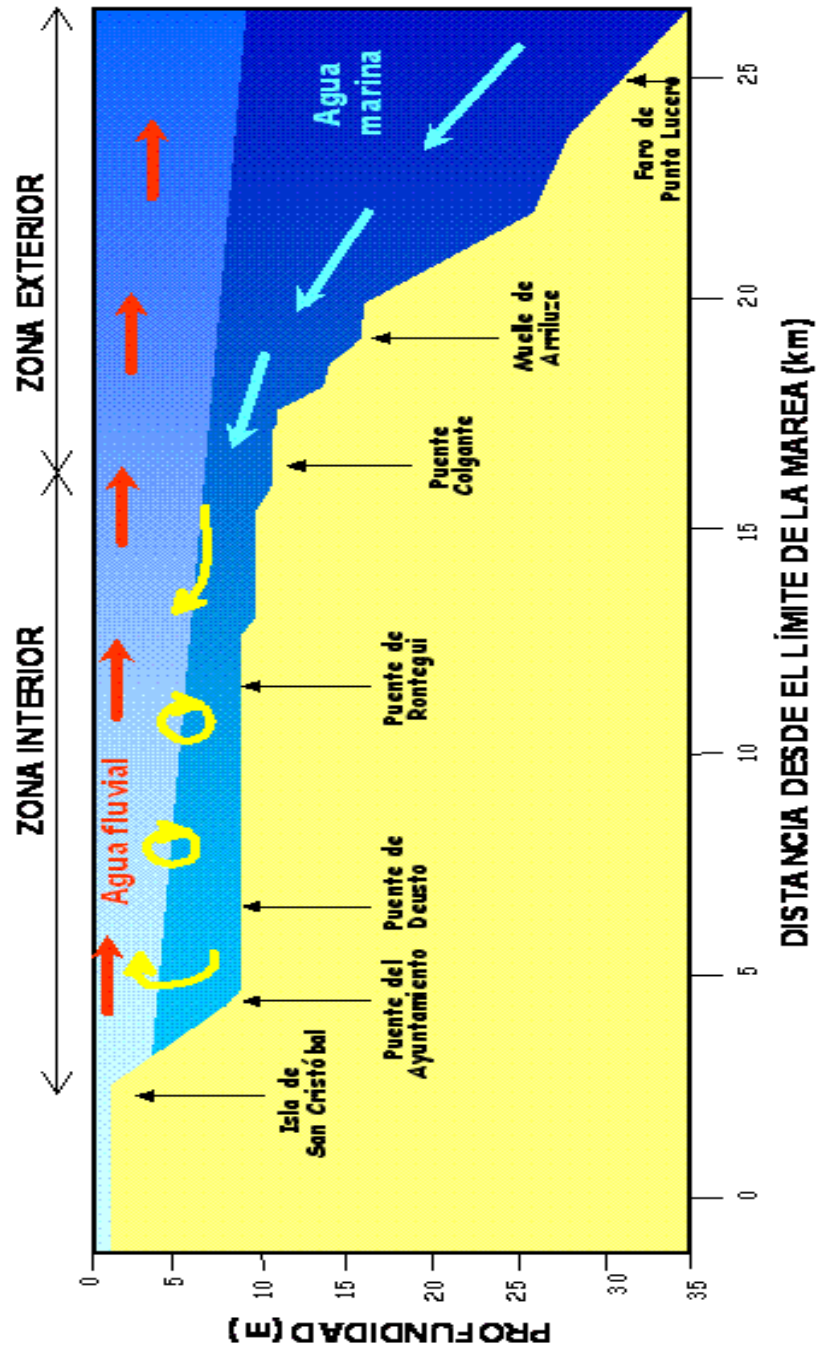


Figura 5.7. Esquema general relativo a la estructura vertical de la columna de agua y la circulación vertical diferencial en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal.

5.1.2.3 Oxígeno disuelto

El porcentaje de saturación de oxígeno de las aguas de fondo fue en disminución desde el Abra exterior hasta la cabecera del estuario (Figura 5.8). Este gradiente espacial se ha visto también con frecuencia en años anteriores y refleja la entrada por el fondo del agua marina, bien oxigenada, en ocasiones hasta Zorroza (RESN06).

Como ya se ha comentado en informes anteriores, el estuario recibe las principales cargas contaminantes por los ríos Granada y Ballonti y por el efluente de la EDAR (todos ellos, a través del río Galindo). En las aguas de fondo, durante 2021, no se observaron descensos bruscos en la zona media del estuario que pudieran reflejar el impacto del río Galindo o de vertidos directos en la zona de Erandio. De hecho, desde el Abra exterior (estación RESN01) hasta Rontegi (RESN05), el porcentaje de saturación en las aguas de fondo estuvo muy por encima del valor de 60%.

Sin embargo, en la cabecera del estuario el objetivo del 60% para las aguas de fondo no se alcanzó en ninguna de las campañas realizadas en primavera y verano. El mínimo, 16 %, se registró en julio (Figura 5.8). Las aguas de superficie también mostraron un descenso del oxígeno en esa zona durante el verano, con los mínimos en julio y septiembre (57-59%). Las condiciones de oxigenación del agua en la zona de carácter más fluvial reflejaron, por tanto, la influencia de un periodo general de bajas precipitaciones que se prolongó durante buena parte del año, al que se sumaron los picos de temperatura atmosférica en septiembre.

Siguiendo la tendencia de los últimos años, a excepción de las aguas de fondo de las estaciones más internas del estuario en campañas puntuales, como la de julio, no se observaron condiciones de hipoxia severa (< 20% de saturación).

En 2021, hay que mencionar también los valores muy elevados que se midieron en agosto en las aguas de superficie (Figura 5.8). No es raro observar cierta sobresaturación en las aguas de superficie, como por ejemplo en julio de 2020 en el Abra exterior (107%). En las épocas de primavera y verano suelen ser consecuencia de las elevadas tasas de fotosíntesis del fitoplancton y, por tanto, coinciden con altas concentraciones de clorofila (véase Figura 5.16). Esto también se pudo observar en agosto de 2021, aunque en este caso los valores son de los más altos registrados hasta la fecha, alcanzando hasta 130% en buena parte del estuario. Debido a la estratificación comentada anteriormente, la concentración de oxígeno disuelto en las aguas de fondo fue mucho menor en dicha campaña.

Una descarga fluvial elevada también puede dar lugar a sobresaturación, lo que se ha observado previamente, p. ej., en diciembre de 2020 en la cabecera del estuario (110%).

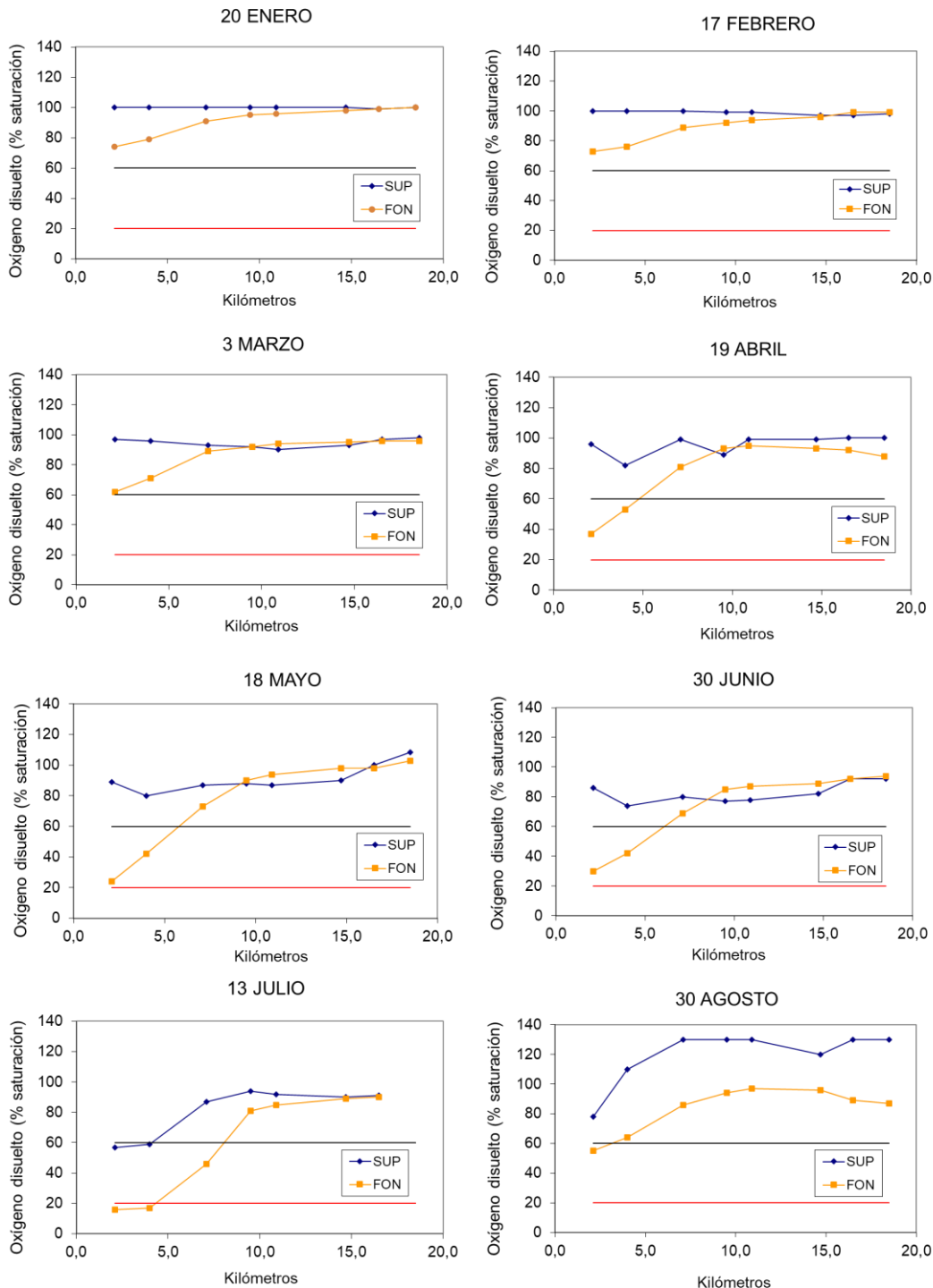


Figura 5.8. Distribución de la concentración de oxígeno disuelto (% saturación) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. La línea negra corresponde al 60% de saturación (estándar de calidad del Plan Integral de Saneamiento) y la roja al 20% (valor por debajo del cual se produce la mortalidad de organismos bentónicos). Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

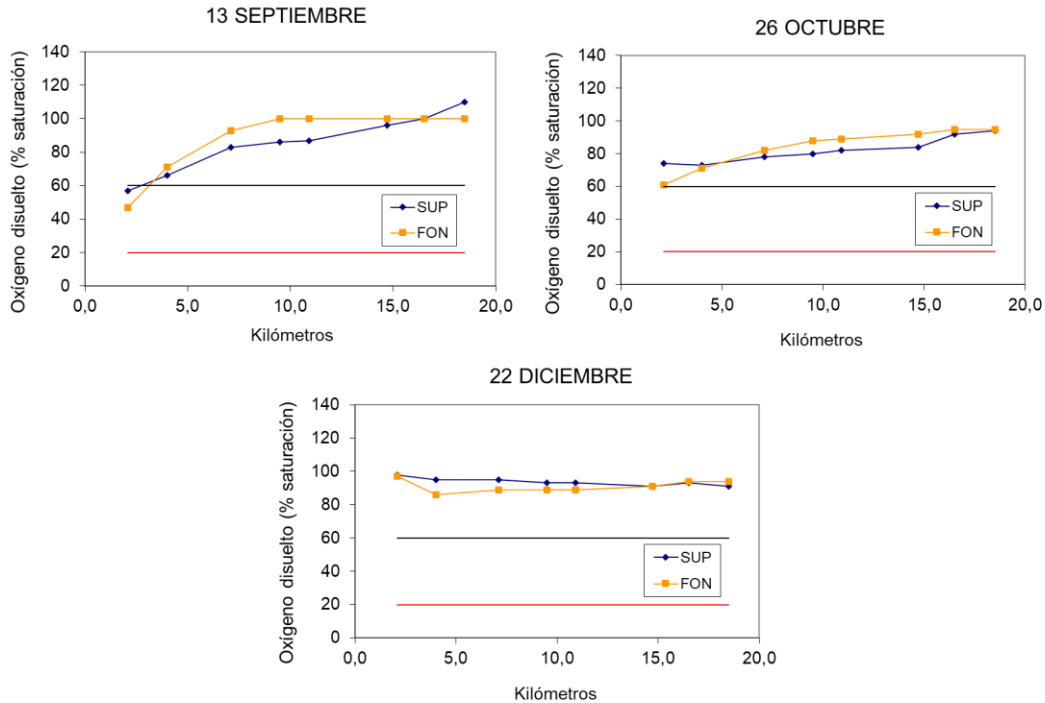


Figura 5.8 (Cont.). Distribución de la concentración de oxígeno disuelto (% saturación) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. La línea negra corresponde al 60% de saturación (estándar de calidad del Plan Integral de Saneamiento) y la roja al 20% (valor por debajo del cual se produce la mortalidad de organismos bentónicos). Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

5.1.2.4 Carbono orgánico total

Como en años anteriores, la materia orgánica se midió solo en las aguas de superficie y en forma de carbono orgánico total (COT).

En 2021 el rango fue desde valores $<2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ hasta $8,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, encontrándose en niveles muy similares a los de los últimos años. Así, en las campañas realizadas desde 2015 hasta 2019 el máximo anual había oscilado entre 8 y $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; en 2020 había sido ligeramente mayor. A modo de comparación, en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV”, durante el último año en el que se midió COT (en 2012), las aguas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal presentaron un rango de $1\text{--}7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, realizando cuatro muestreos anuales en superficie (BORJA *et al.*, 2013).

En este estuario es habitual encontrar un patrón de disminución del COT desde la zona más interior hasta la más marina (Figura 5.9). Si consideramos los valores medios anuales de cada estación de muestreo, el más alto en 2021 correspondió a RESN08 (Arriaga), con $3,6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, mientras que en RESN01 (Abra exterior) fue $2,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Esto, en muchos casos, podría explicarse por los aportes de materia orgánica procedentes de los ríos Nerbioi e Ibaizabal, que se diluyen con el agua de mar a medida que las aguas superficiales del estuario transcurren hacia la zona exterior. Sin embargo, este patrón espacial no siempre se conserva. De hecho, el valor máximo de 2021 se midió en el Puente de Bizkaia (RESN03) durante la campaña de abril, y hubo también un pequeño pico a la altura de Axpe (RESN04) en octubre.

Los repuntes en la zona media del estuario es algo que ya se ha comentado en informes anteriores. Hay que tener en cuenta la existencia de otros procesos que producen variabilidad en el COT, como los aportes de diferentes tributarios, la sedimentación de partículas, los “blooms” de fitoplancton y el consumo microbiano de la fracción lábil, procesos que pueden variar a lo largo del estuario y también según las condiciones meteorológicas e hidrográficas.

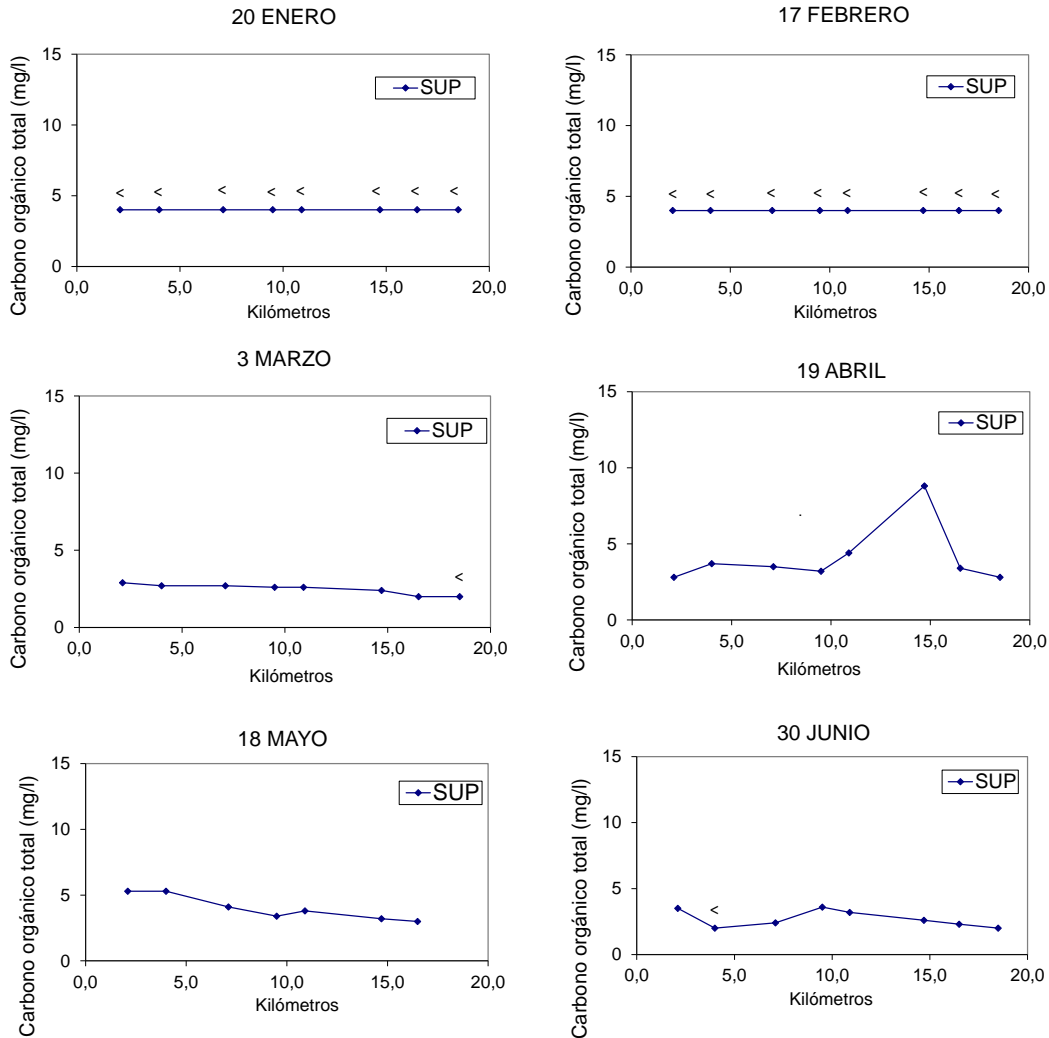


Figura 5.9. Distribución de la concentración de carbono orgánico total a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 2 mg·l⁻¹, excepto en enero y en febrero que fue de 4 mg·l⁻¹. No hay datos de esta variable en mayo y julio para la estación del Abra exterior.

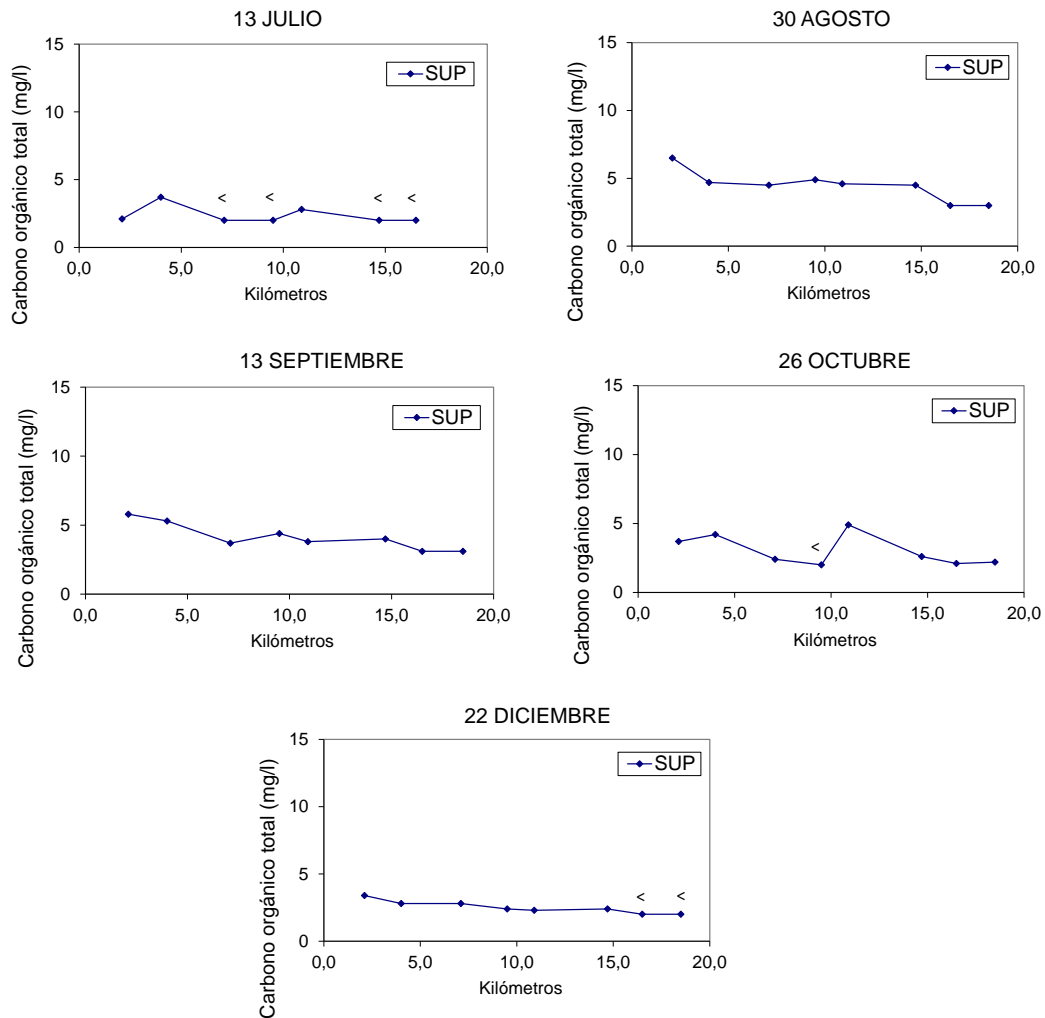


Figura 5.9 (Cont.). Distribución de la concentración de carbono orgánico total a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 2 mg·l⁻¹, excepto en enero y en febrero que fue de 4 mg·l⁻¹. No hay datos de esta variable en mayo y julio para la estación del Abra exterior.

5.1.2.5 Nitrógeno amoniacal, nitrato, nitrógeno total y fosfato

La concentración de nutrientes en el estuario, al igual que el COT y los sólidos en suspensión, se mide en aguas de superficie.

En cuanto al nitrógeno amoniacal (N-NH_3), su rango en 2021 osciló entre valores inferiores al LC ($<1,6 \mu\text{g-at N l}^{-1}$) y $13,9 \mu\text{g-at N l}^{-1}$.

El N-NH_3 no presentó un patrón espacial mantenido en el tiempo (Figura 5.10). El máximo se midió en septiembre y, en este caso, las concentraciones siguieron un gradiente de descenso entre la cabecera y la desembocadura del estuario, con cierto repunte a la altura de Axpe.

En cuanto a diferencias entre épocas, tampoco se puede establecer un patrón estacional en 2021 para el N-NH_3 . Este nutriente llegó a presentar valores muy bajos a lo largo de todo el estuario tanto en invierno (marzo) como en verano (agosto).

Debido a los posibles efectos tóxicos del nitrógeno amoniacal para la fauna piscícola y bentónica en estuarios, BATLEY y SIMPSON (2009) recomiendan no superar ciertos niveles. Estos son: 160 y $460 \mu\text{g N-NH}_3 \text{ l}^{-1}$, para sistemas que requieren alta protección y para aquellos que están bajo una alteración leve-moderada, respectivamente. El primero se asume que protege al 99% de las especies y el segundo al 95%, de efectos tóxicos agudos o crónicos.

Utilizando los valores guía anteriormente citados, en 2021 se dieron únicamente 4 casos en los que se superaba el umbral más restrictivo, esto es, el que no hay que superar para que puedan protegerse el 99% de las especies ($11,4 \mu\text{g-at N l}^{-1}$, tras la conversión de unidades). Estos ocurrieron en septiembre, entre la estación más interior (Arriaga) y la zona media del estuario (Axpe).

El umbral menos exigente ($32,8 \mu\text{g-at N l}^{-1}$), recomendado para un 95% de protección en sistemas que han sufrido alteraciones, no se superó en ningún caso.

En años anteriores se han medido también valores muy similares de N-NH_3 en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal. No obstante, desde el año 2007 en las aguas de superficie del estuario son contadas las ocasiones en las que se supera el umbral del 95% de protección.

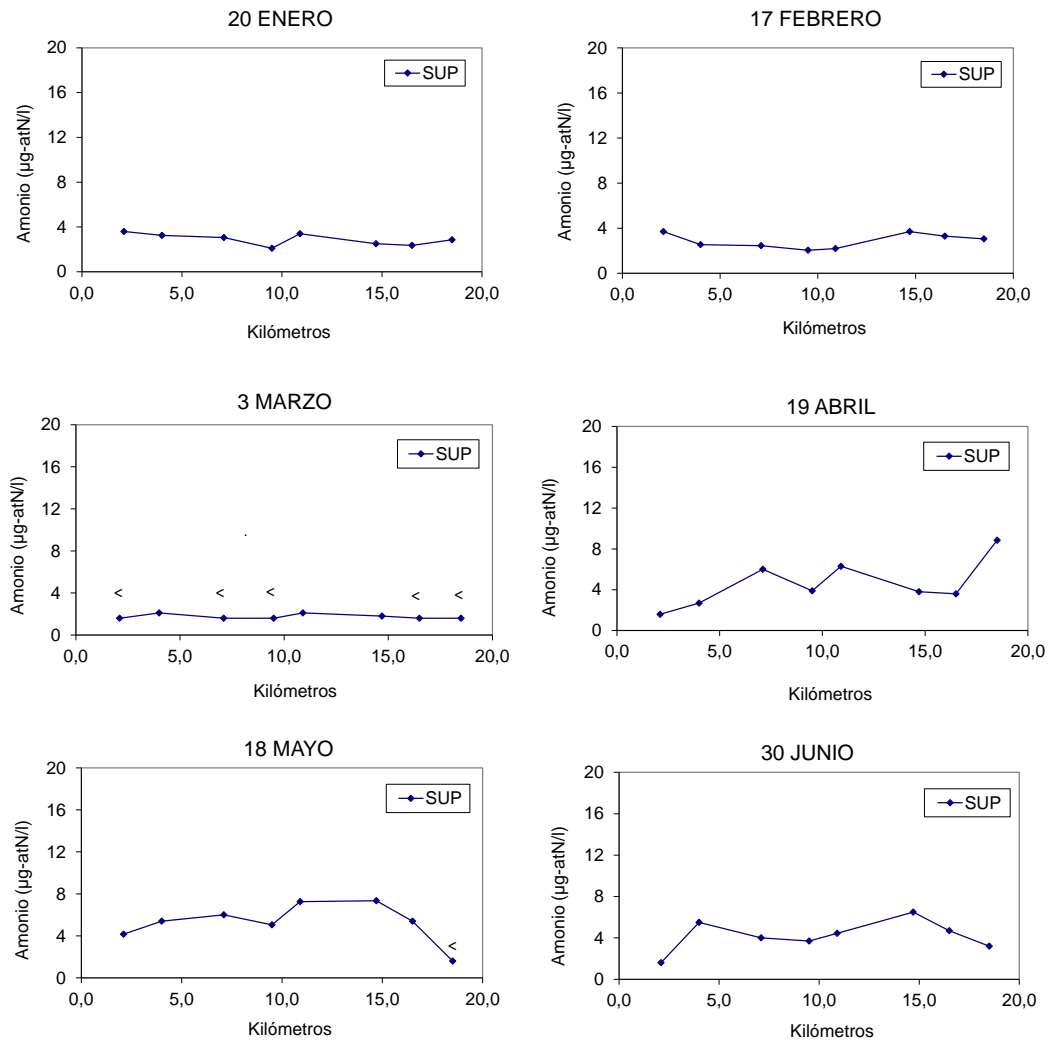


Figura 5.10. Distribución de la concentración del N-NH_3 ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1,6 \mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior

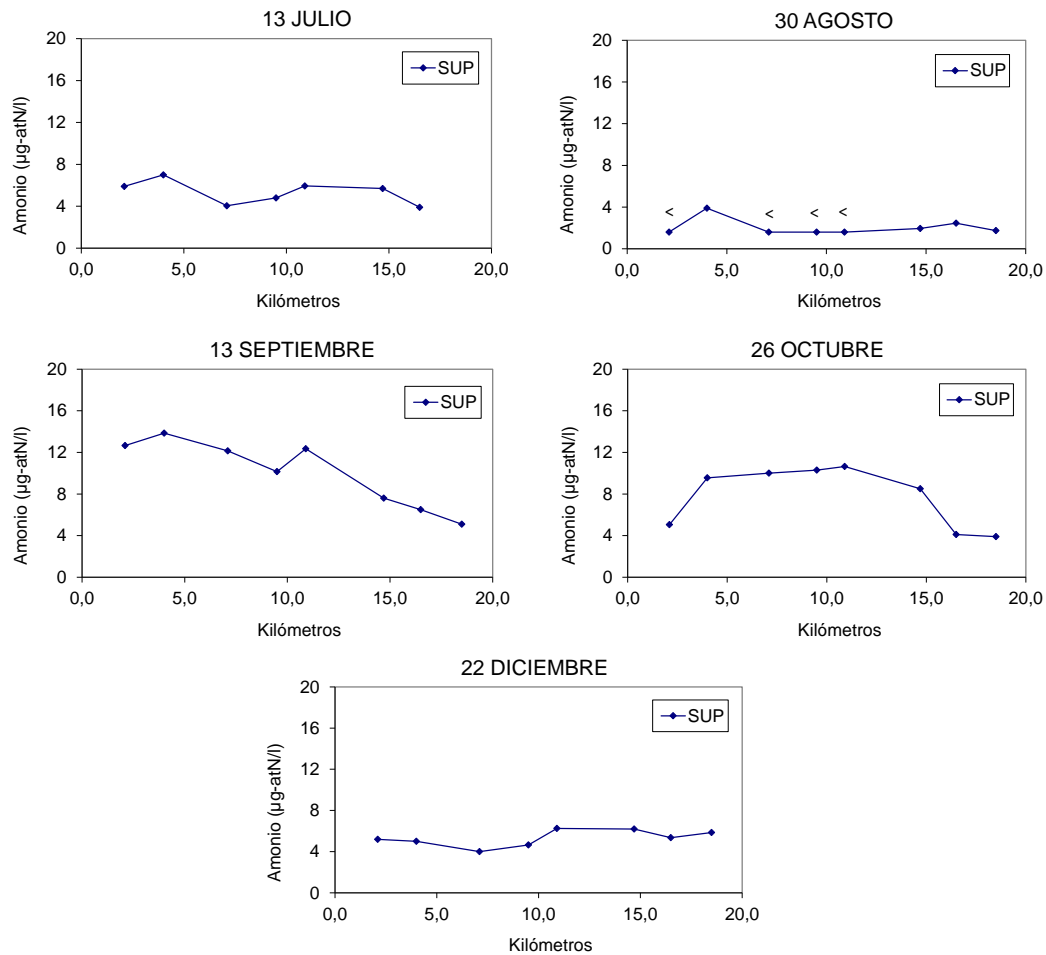


Figura 5.10 (Cont.). Distribución de la concentración del N-NH_3 ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1,6 \mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

En cuanto al nitrato, su rango de concentraciones fue desde valores $<1,6 \mu\text{g-at N l}^{-1}$, observados en mayo y agosto en el Abra, hasta el máximo de $170 \mu\text{g-at N l}^{-1}$ medido en octubre a la altura de Axpe (Figura 5.11).

En general se apreció un gradiente de disminución de la concentración de nitrato desde la cabecera del estuario hasta la zona más marina, aunque también fue frecuente medir picos en el tramo medio (zona donde desembocan algunos tributarios y que recibe el vertido de la EDAR).

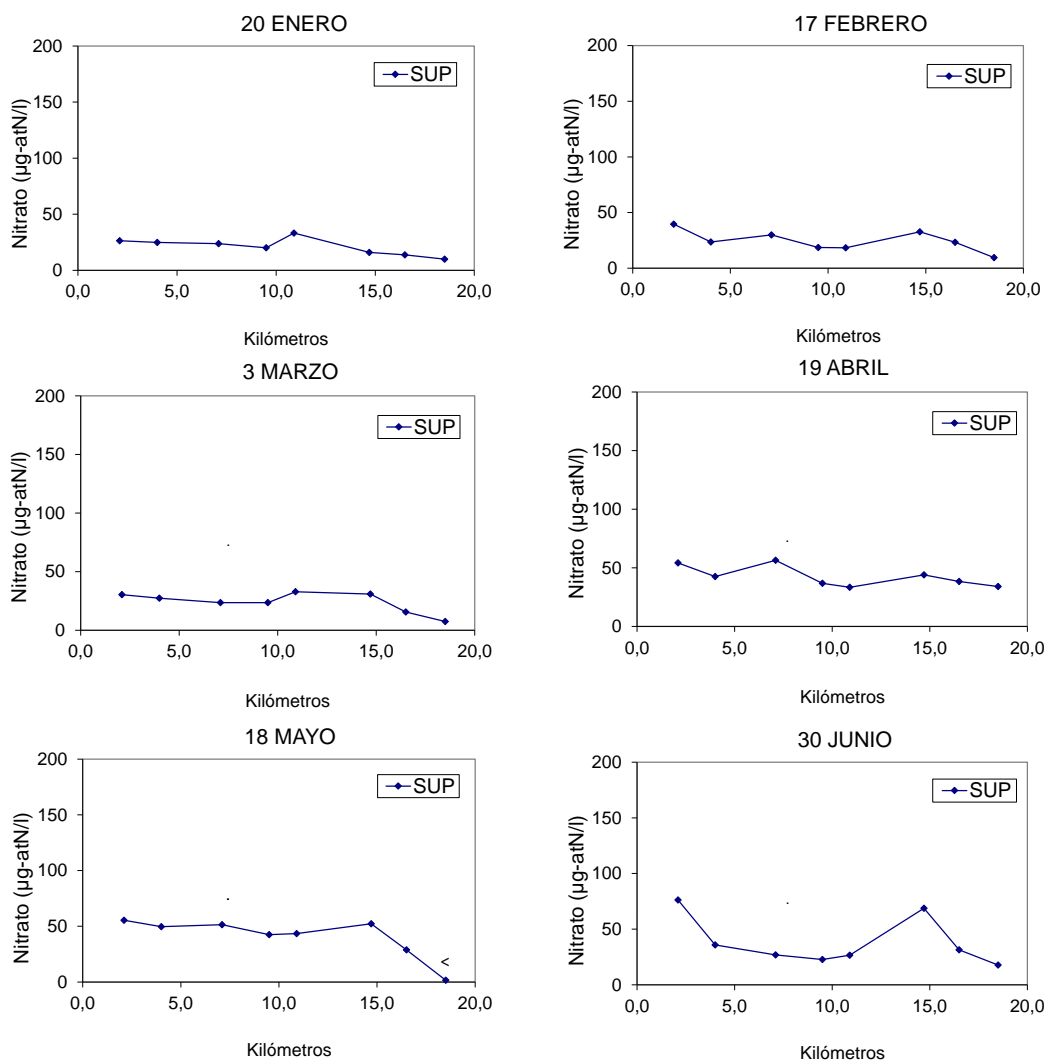


Figura 5.11. Distribución de la concentración de N-NO_3 ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1,6 \mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior

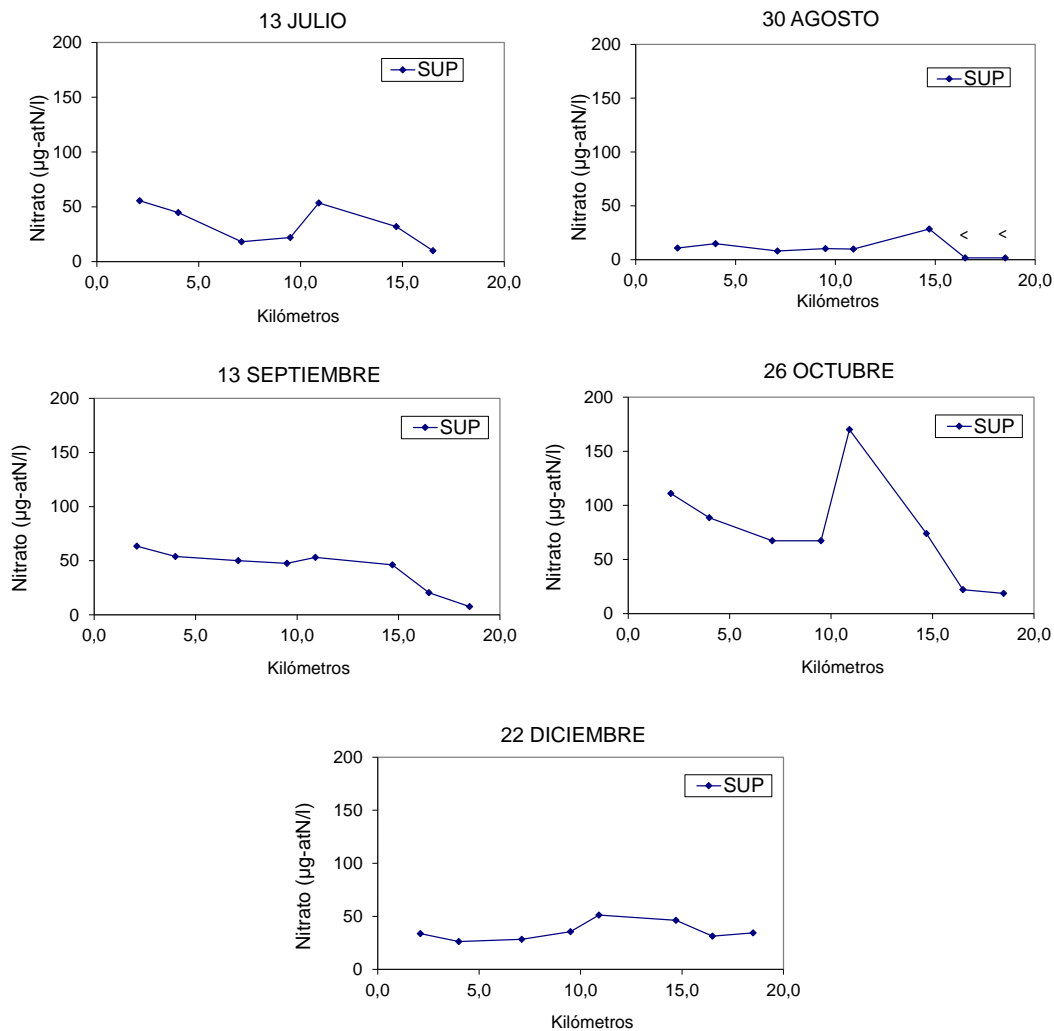


Figura 5.11 (Cont.). Distribución de la concentración de N-NO_3 ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1,6 \mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

Como se muestra en la Figura 5.12, la concentración de nitrógeno total en las aguas de superficie durante 2021 presentó en muchas ocasiones valores inferiores o cercanos a los límites de cuantificación ($1\text{--}2\text{ mg l}^{-1}$). El máximo se registró a la altura de Axpe en octubre ($2,7\text{ mg l}^{-1}$), al igual que los de nitrato y fosfato, y también junto con un pico secundario de COT y otro de *Escherichia coli*.

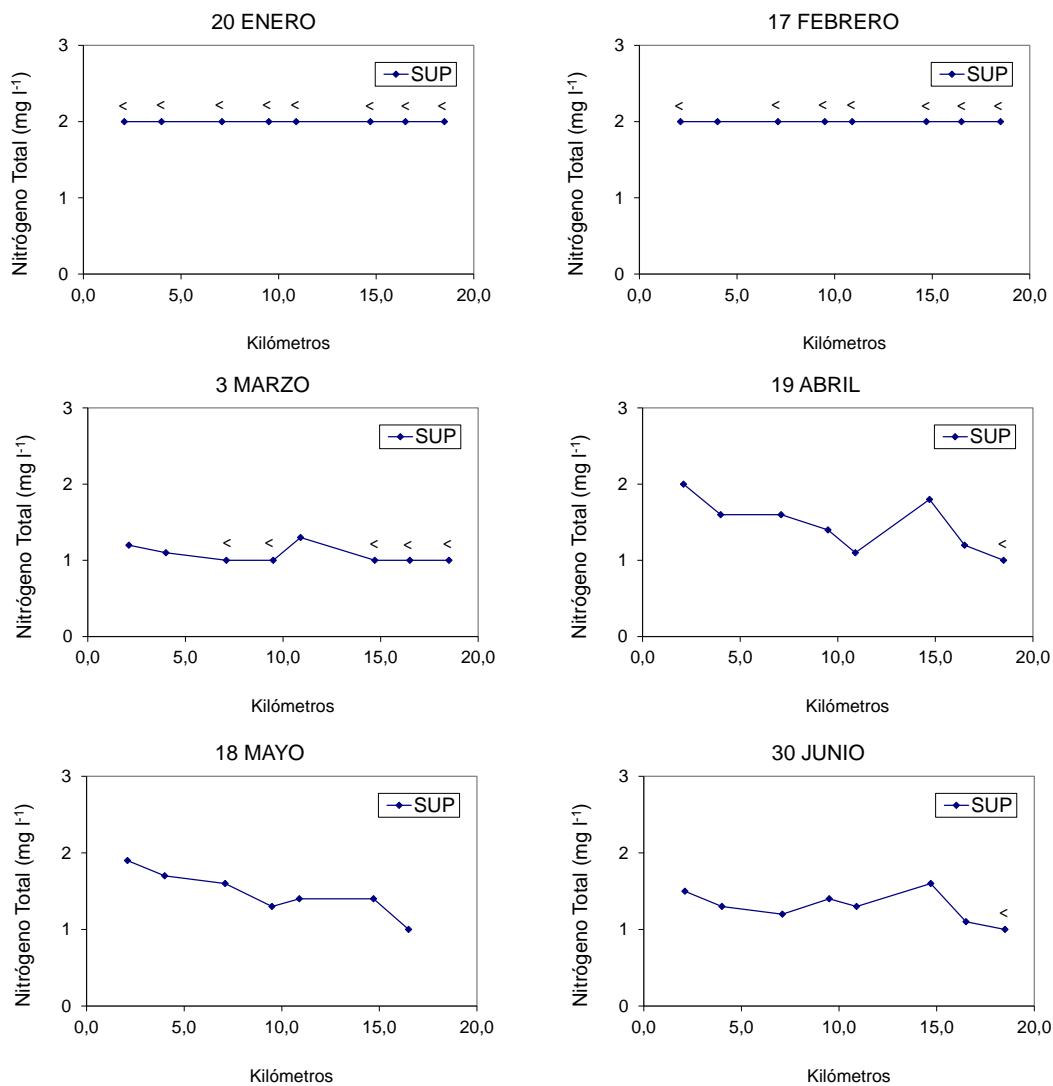


Figura 5.12. Distribución de la concentración de Nitrógeno Total ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, excepto en enero y en febrero que fue de $2\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. No hay datos de esta variable en mayo y julio para la estación del Abra exterior.

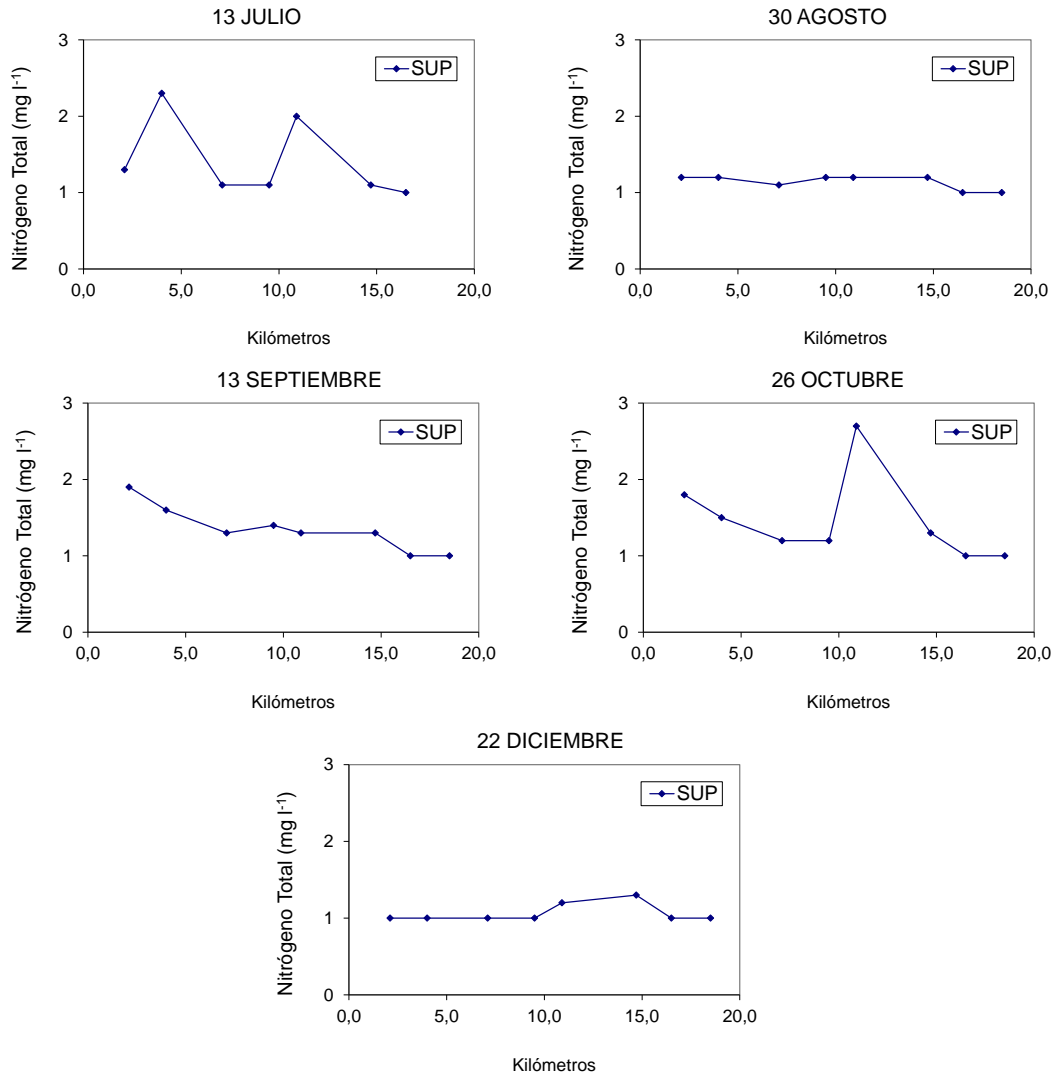


Figura 5.12 (Cont.). Distribución de la concentración de Nitrógeno Total ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, excepto en enero y en febrero que fue de $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. No hay datos de esta variable en mayo y julio para la estación del Abra exterior.

La concentración de fosfato en las aguas de superficie osciló entre 0,2 y 25 $\mu\text{g-at P l}^{-1}$. El máximo medido en 2021 está en el rango de los registrados en los últimos años en el estuario. Así, en las campañas realizadas desde 2015 hasta 2020 inclusive los máximos anuales habían alcanzado desde 11 hasta 38 $\mu\text{g-at P l}^{-1}$.

Como pone de manifiesto la Figura 5.13, este nutriente presentó picos generalmente en la estación RESN04 (Axpe) y en algunas ocasiones en RESN03 (Puente de Bizkaia). Este es el patrón habitual del fosfato en este estuario, aunque ha habido años en los que se han medido concentraciones altas algo más hacia el interior, en RESN05. En la cabecera del estuario la concentración de fosfato suele ser muy similar a la del Abra exterior, con valores inferiores o cercanos a 3 $\mu\text{g-at P l}^{-1}$.

La distribución espacial del fosfato, con picos muy frecuentes en las proximidades de Axpe, parece responder a la localización del punto de vertido de la EDAR de Galindo. Aguas abajo las concentraciones disminuyen drásticamente en el Abra interior y, a veces, incluso en la estación del Puente de Bizkaia, lo que posiblemente se deba a la fuerte corriente en esa zona que dispersaría rápidamente el vertido, aunque tampoco se pueden descartar procesos de consumo por parte del fitoplancton y del bacterioplancton marino. Aguas arriba, a la altura del Puente de Rontegi (RESN05) en ocasiones también se han observado picos, que podrían deberse al transporte de sustancias con la marea ascendente o a otras fuentes directas de aporte en esa zona.

En 2021 el máximo de fosfato se registró en RESN04, en octubre. En esta misma muestra se midió un fuerte pico de nitrato, junto con picos moderados de NT, COT y, como se verá más adelante, *Escherichia coli*. Durante dicha campaña las aguas de superficie presentaron menor salinidad que las de fondo, pero la estratificación halina no se tradujo en un déficit de oxígeno (Figura 5.8). Los valores de pH fueron normales y no se detectó una biomasa fitoplanctónica elevada (a la vista de los datos de clorofila, Figura 5.16). Además del posible efecto del vertido de la EDAR sobre los nutrientes y las concentraciones de bacterias fecales en el muestreo de octubre, hay que tener en cuenta que el caudal fluvial en esos días fue bastante más alto que el que se había registrado durante los muestreos de primavera y verano (Tabla 5.3).

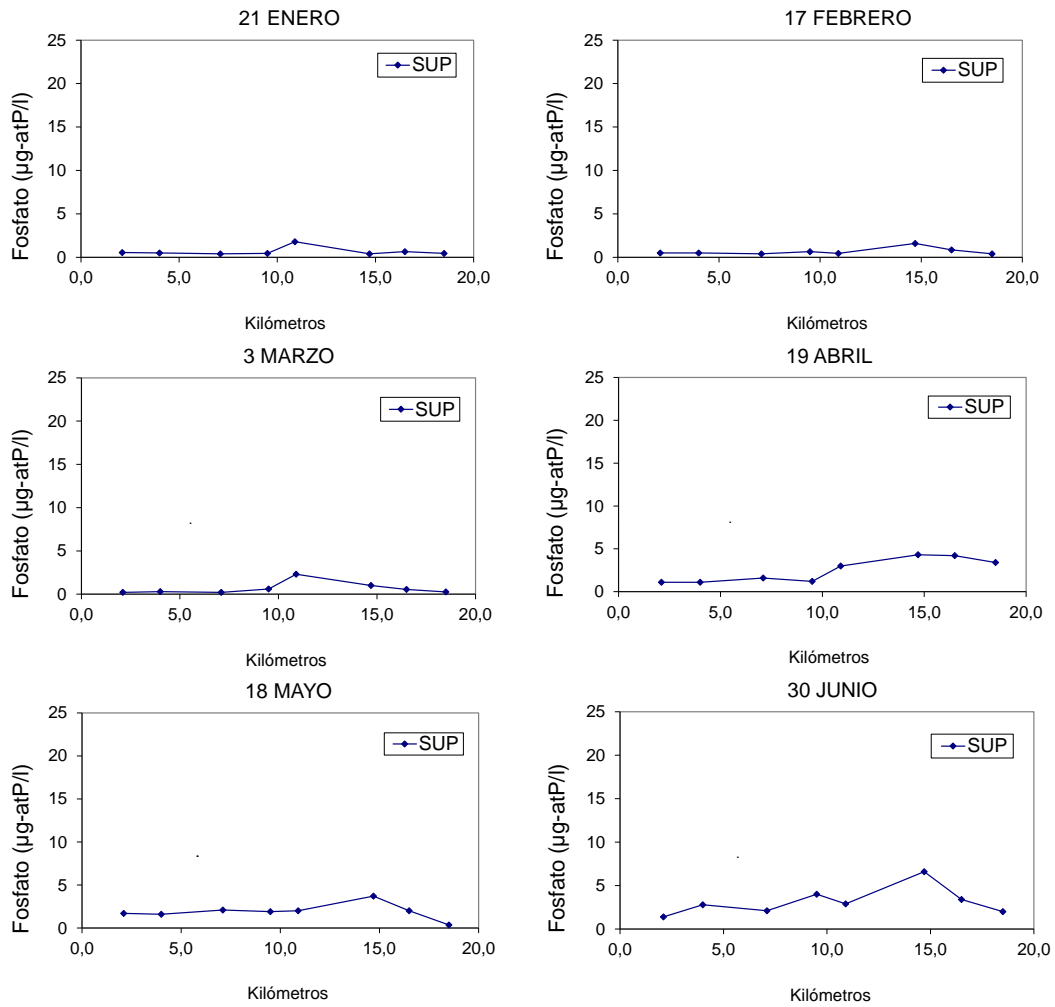


Figura 5.13. Distribución de la concentración de P-PO₃ (µg-at P·l⁻¹) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

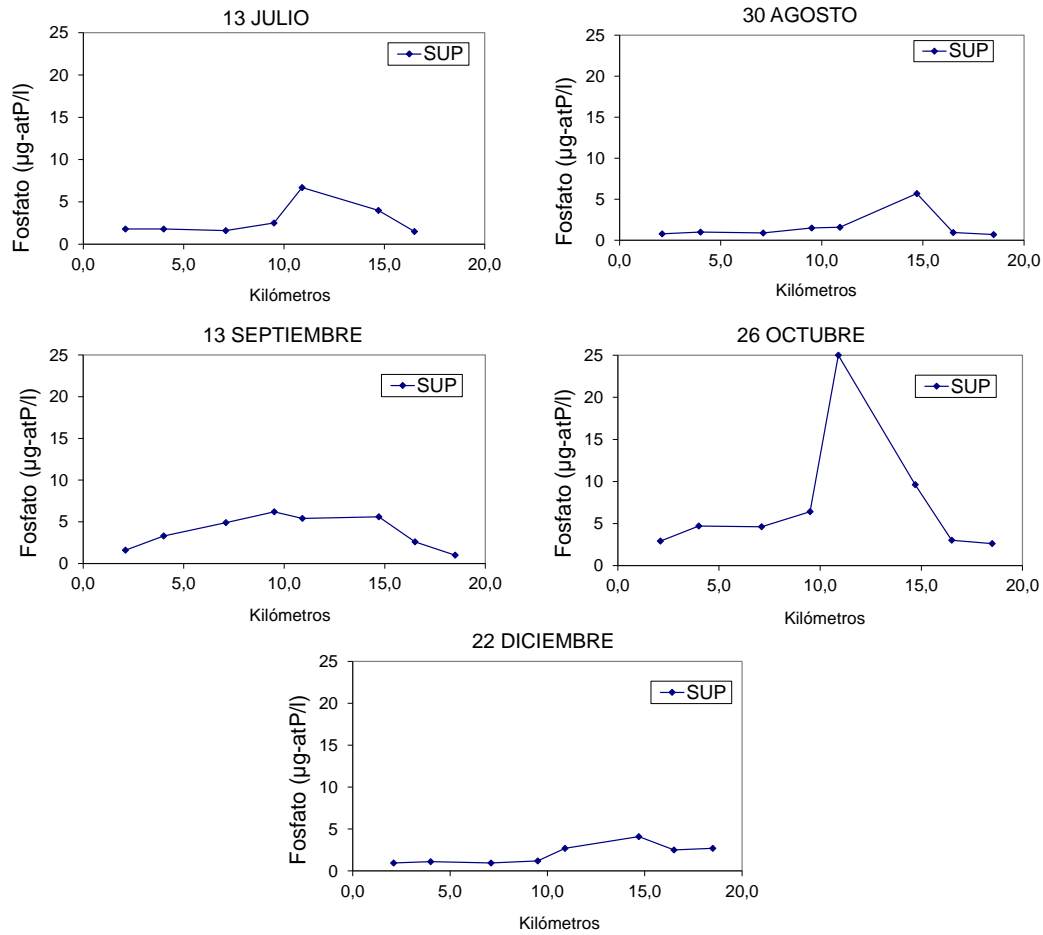


Figura 5.13 (Cont.). Distribución de la concentración de P-PO_3 ($\mu\text{g-at P}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

5.1.2.6 Parámetros microbiológicos: *Escherichia coli* y estreptococos fecales

El rango de concentración de *Escherichia coli* registrado durante 2021 varió entre 10 y 5475 NPM·100 ml⁻¹, valores algo por debajo del rango de los registrados en años previos. Así, desde 2015 hasta 2020 las concentraciones máximas han sido de unos 10 000 – 20 000 NPM·100 ml⁻¹ (con excepción de 2018, cuyo máximo fue 240 000 NPM·100 ml⁻¹).

Como muestra la Figura 5.14, las concentraciones de *E. coli* tienden a disminuir desde la zona interior hacia el Abra. Este es el patrón habitual en el estuario y puede explicarse por efecto de los procesos de dilución y dispersión asociados a la influencia de la marea. También por el estrés salino producido por el agua de mar y el efecto bactericida de la luz UV, que penetra más en las aguas del Abra, al ser más transparentes.

Pero, también es frecuente observar repuntes de *E. coli* en la zona media del estuario, como ocurrió en julio, agosto y octubre de 2021. El máximo se midió en octubre en la estación RESN04. La distribución de estos picos coincide en ocasiones con la de algunos nutrientes, aunque no son tan pronunciados como los del fosfato.

En cuanto a los estreptococos fecales, durante 2021 su concentración varió entre <10 UFC·100 ml⁻¹ (LC) y 1200 UFC·100·ml⁻¹. Como en el caso de *E. coli*, en general, las concentraciones de estreptococos fecales de las aguas de superficie presentaron los mínimos en el Abra exterior, la estación de carácter más marino (Figura 5.15). También para esta variable se observó algún repunte, de manera ocasional, en la zona media del estuario. El máximo se midió en julio en la estación RESN04.

Según el Real Decreto 1341/2007, los valores de “calidad suficiente” establecidos para las aguas de baño litorales son 500 NMP·100 ml⁻¹ para *E. coli* y 185 NMP·100 ml⁻¹ para enterococos, aplicándose con arreglo al percentil 90 y siguiendo la metodología indicada en el Anexo II de dicho Real Decreto. En las muestras tomadas en 2021 en las estaciones del Abra interior y Exterior (RESN02 y RESN01) no se superó ninguno de estos umbrales.

Los muestreos para microbiología en 2021 coincidieron con un caudal fluvial muy bajo (exceptuando el de octubre). Como indican WEISKEL *et al.* (1996) durante las épocas lluviosas los cursos fluviales pueden ser una fuente importante de bacterias fecales a la costa. El efecto de las lluvias en las concentraciones de bacterias fecales en las aguas estuáricas y costeras está ampliamente demostrado. Los procesos asociados a estos efectos son la escorrentía de terrenos ganaderos, el lavado de calles, probablemente el aporte de aguas sin depurar por exceso de caudal (y superación de la capacidad de las EDAR), el aporte desde de los sedimentos (por remoción y suspensión), etc.

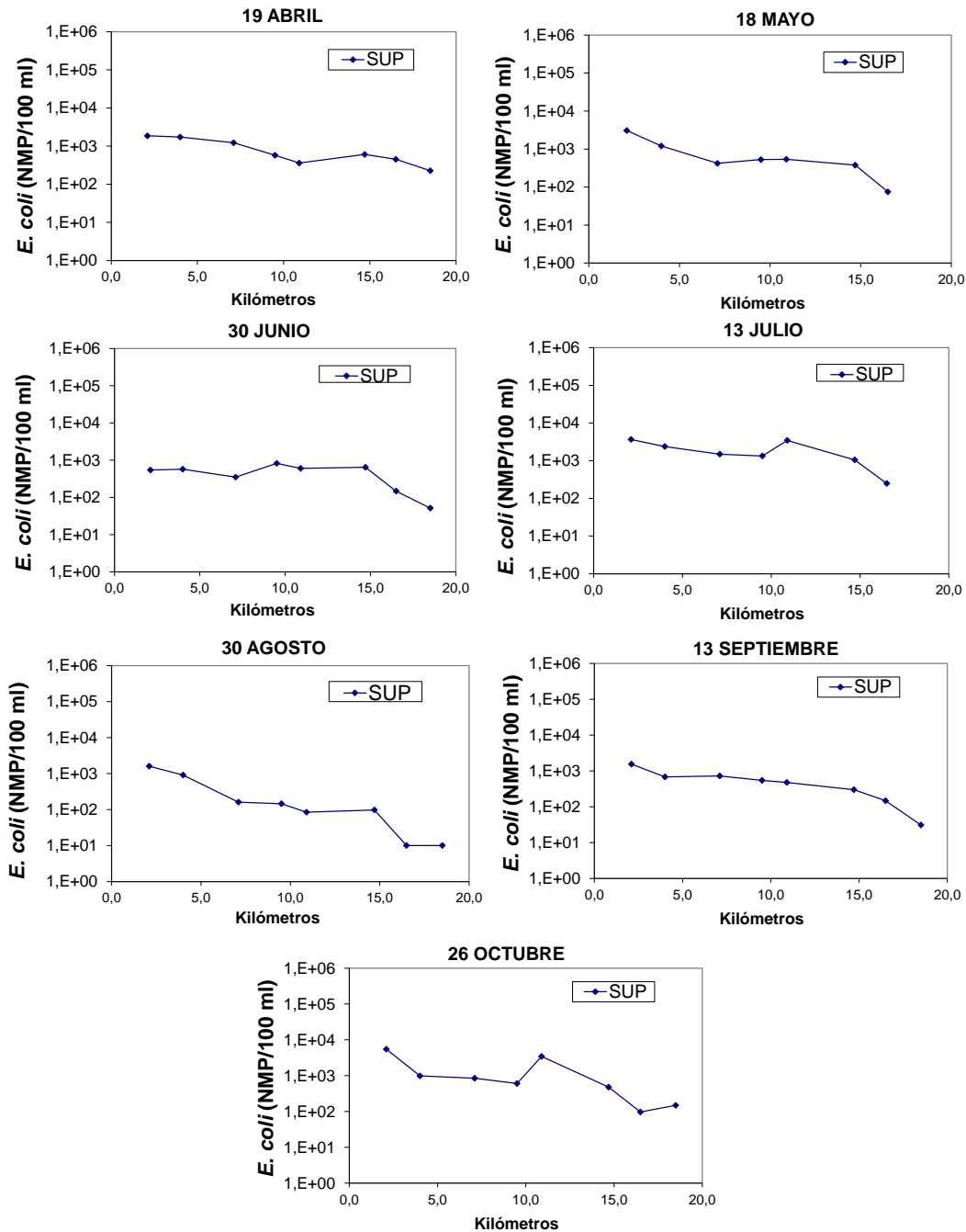


Figura 5.14. Distribución de la concentración de *Escherichia coli* (NMP 100·ml⁻¹) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay datos de esta variable en mayo y julio para la estación del Abra exterior.

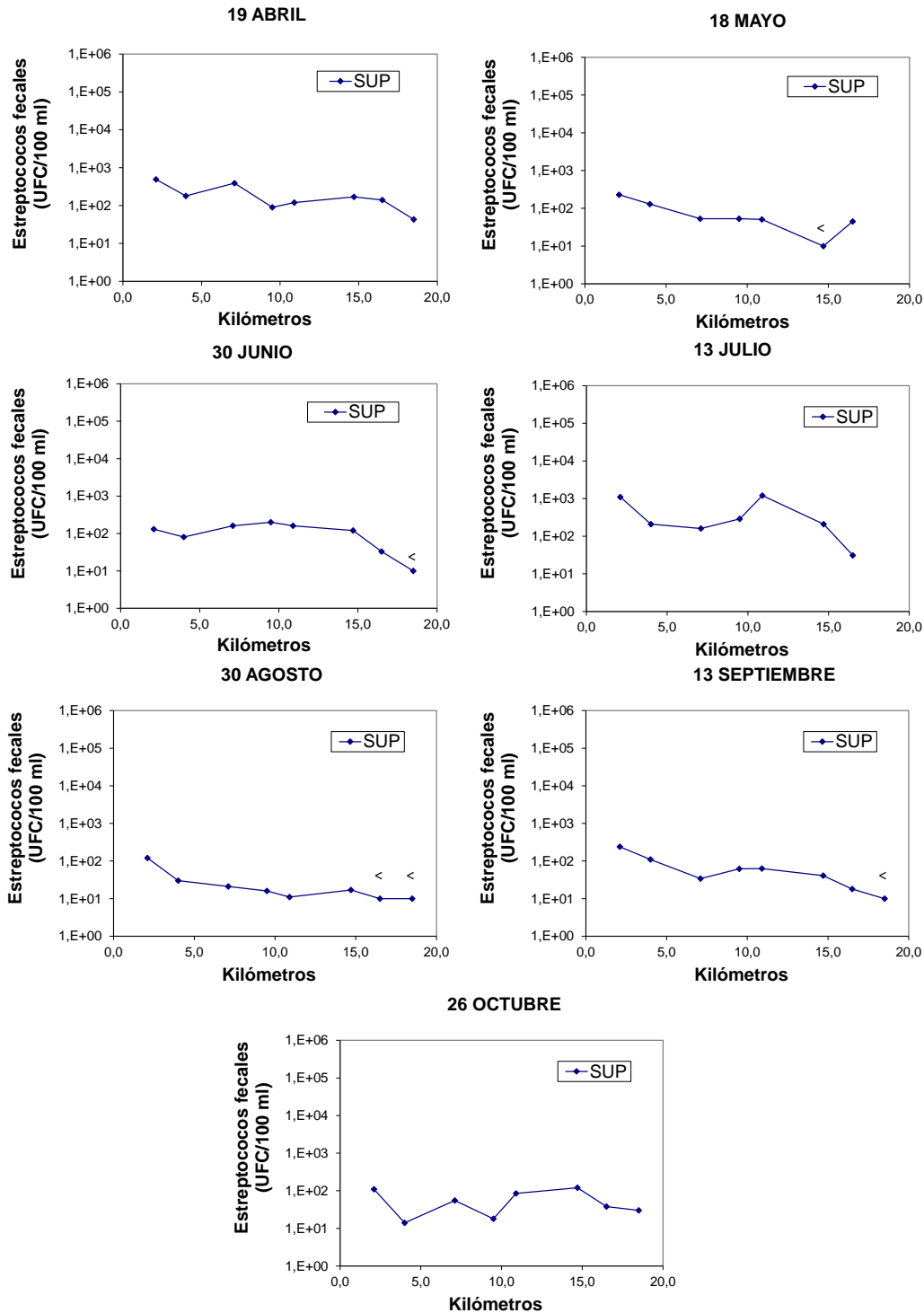


Figura 5.15. Distribución de los estreptococos fecales (UFC 100·ml⁻¹) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 10 UFC 100 ml⁻¹. No hay datos de esta variable en mayo y julio para la estación del Abra exterior.

5.1.2.7 Clorofila “a”

La concentración de clorofila “a” determinada *in situ* en el estuario (mediante sonda) se presenta en la Figura 5.16. El rango de las concentraciones obtenidas con este método en 2021 fue desde valores inferiores al LC ($<0,1 \mu\text{g l}^{-1}$) hasta $50,0 \mu\text{g l}^{-1}$.

Los valores de clorofila obtenidos con la sonda manifestaron cambios temporales muy similares a los de la temperatura, siguiendo el patrón estacional habitual de los estuarios de latitudes medias. Así, en los muestreos realizados en invierno todas las medidas estuvieron por debajo de $2 \mu\text{g l}^{-1}$, tanto en superficie como en fondo. En los de abril, mayo y junio los máximos se aproximaron a $5 \mu\text{g l}^{-1}$, al igual que en el de octubre. Los meses más cálidos (julio, agosto y septiembre) coincidieron las concentraciones de clorofila más altas. Estos picos estivales tuvieron lugar en las medidas de superficie, siendo los máximos de un orden de magnitud menor en el nivel de fondo.

Hay que destacar las elevadas concentraciones registradas el 30 agosto en todas las estaciones de muestreo, con el máximo anual a la altura de Zorroza (RESN06) y hasta $21 \mu\text{g l}^{-1}$ en la zona más marina (RESN01). En esta campaña se observó que en la zona media-superior de la Ría el agua presentaba un color marrón-verdoso y que las saturaciones de oxígeno en superficie eran muy altas a lo largo de todo el estuario, todo lo cual indica una intensa producción de biomasa fitoplanctónica en esas fechas.

Se dispone también de datos estacionales de clorofila “a” medidos en aguas de superficie mediante filtración, extracción en acetona y espectrofotometría (Figura 5.16). Estas muestras se tomaron en cinco estaciones (Abra exterior, Abra interior, Puente de Bizkaia, Axpe y Zorroza), a la vez que se realizaba el muestreo de fitoplancton (véase capítulo siguiente). En este caso destacó también la época estival, con los máximos valores en julio ($14-16 \mu\text{g l}^{-1}$) en los dos puntos más interiores. La variabilidad espacio-temporal de la clorofila “a” medida con frecuencia estacional presentó mucha similitud, como se verá más adelante, con la de la abundancia celular del fitoplancton.

Los valores obtenidos con espectrofotometría fueron muy similares a las medidas que indicó la sonda en superficie, aunque algo menores los de la sonda en el rango de valores bajos (inferiores a $2 \mu\text{g l}^{-1}$, aproximadamente) lo que ocurrió de manera generalizada en los muestreos de invierno y primavera.

Hay que indicar que el método espectrofotométrico da estimas más precisas. Aunque los datos de clorofila adquiridos con la sonda son muy útiles para describir patrones de variabilidad espacial en sentido semicuantitativo, no se recomienda su uso a la hora de aplicar índices para la evaluación de la calidad de las aguas.

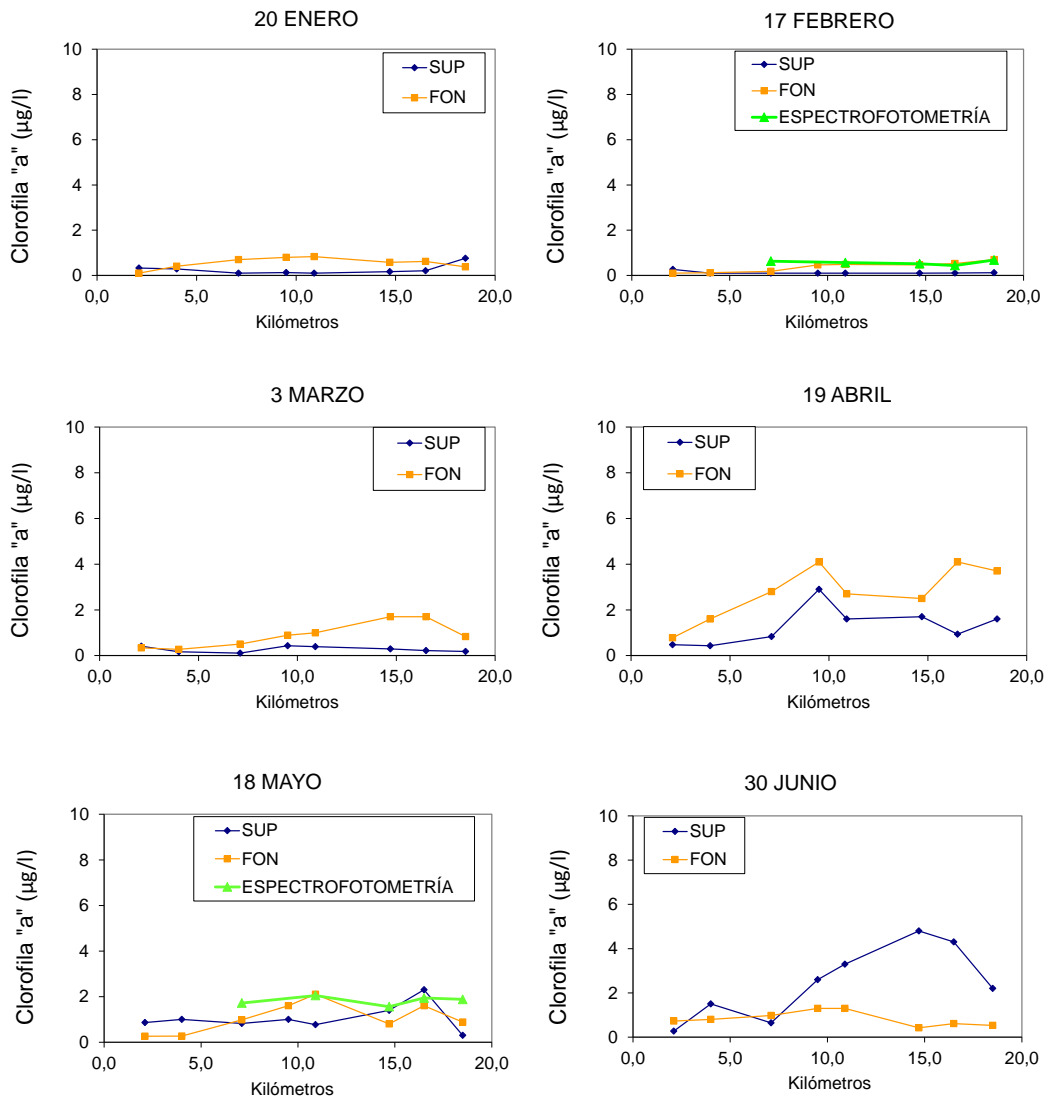


Figura 5.16. Distribución de la concentración de clorofila "a" ($\mu\text{g l}^{-1}$) determinada *in situ* a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay datos en julio para la estación del Abra exterior

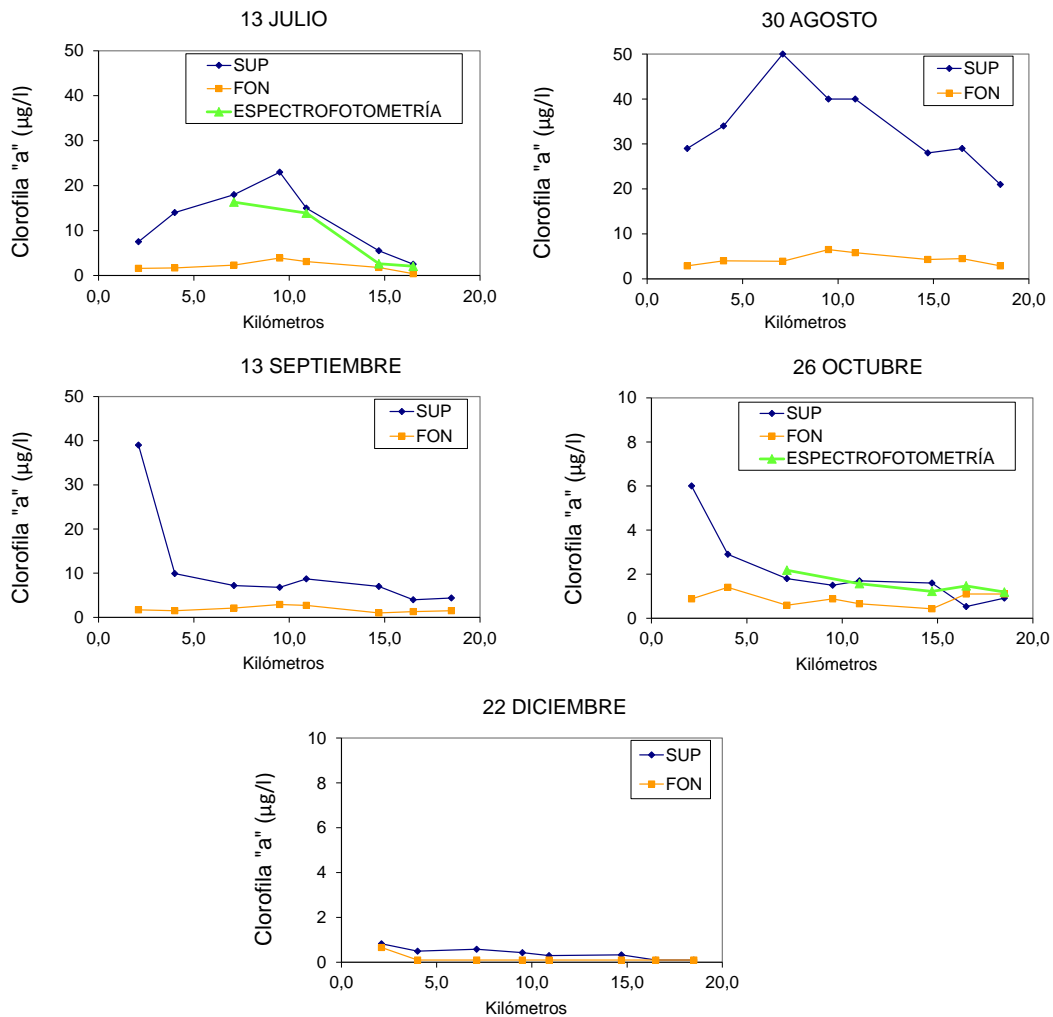


Figura 5.16 (Cont.). Distribución de la concentración de clorofila "a" ($\mu\text{g l}^{-1}$) determinada *in situ* a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay datos en julio para la estación del Abra exterior. Nótese el cambio de escala en julio, agosto y septiembre.

5.1.2.8 Transparencia (profundidad de visión del disco de Secchi)

En todas las campañas la transparencia de las aguas siguió un patrón de aumento desde la zona superior del estuario hasta su extremo más marino (Figura 5.17).

Los valores más altos (>4 m) se midieron en abril y mayo, en el Abra. Los mínimos (0,5 – 0,6 m) se observaron en diciembre, en la zona superior. La transparencia es habitual que disminuya considerablemente cuando se dan fuertes aumentos en el caudal de los ríos. Sin embargo, en el muestreo de diciembre, con un caudal bajo del Nerbioi-Ibaizabal, en los datos de Secchi hubo de influir bastante el hecho de haber realizado el muestreo en bajamar, como ya se ha comentado sobre la salinidad.

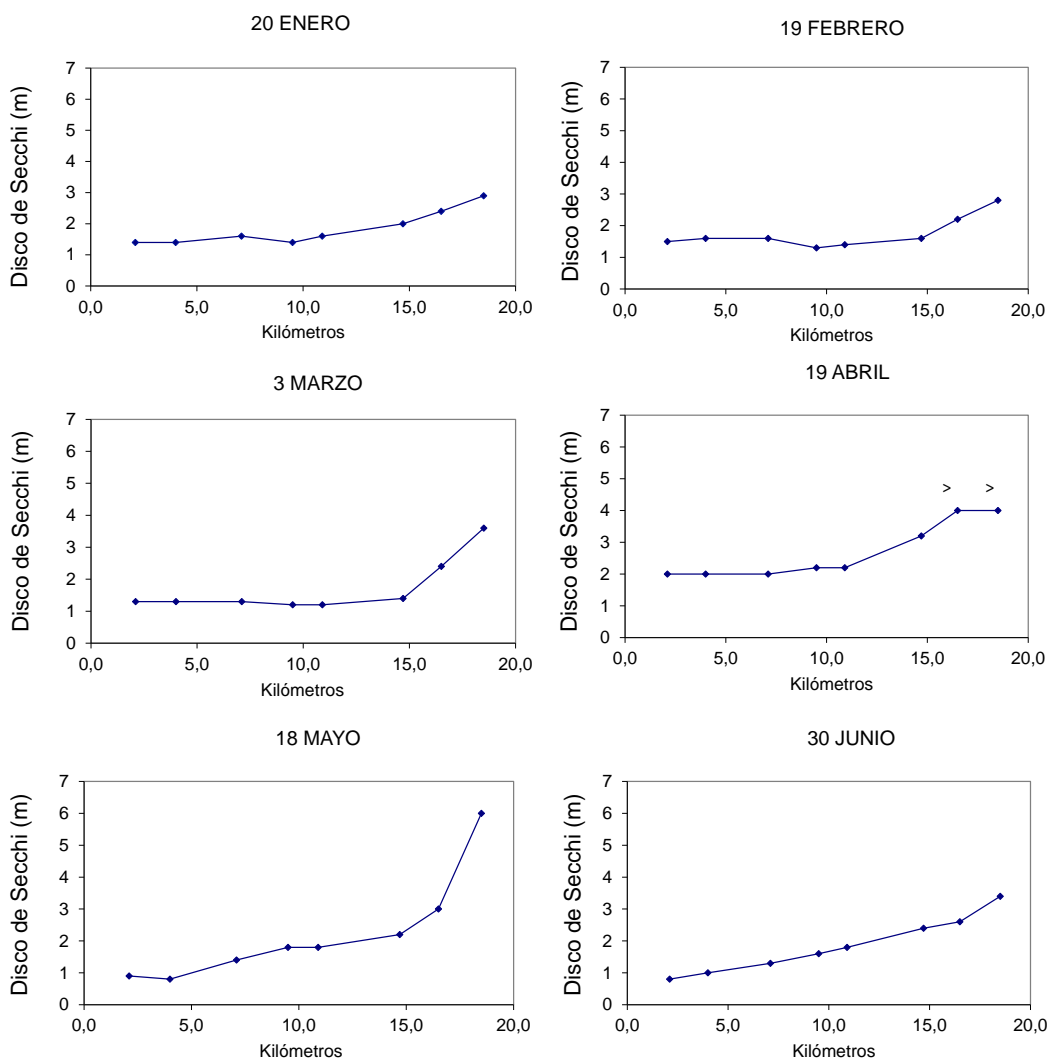


Figura 5.17. Distribución de la profundidad de visión del disco de Secchi (m) a lo largo del estuario en las campañas de 2021. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

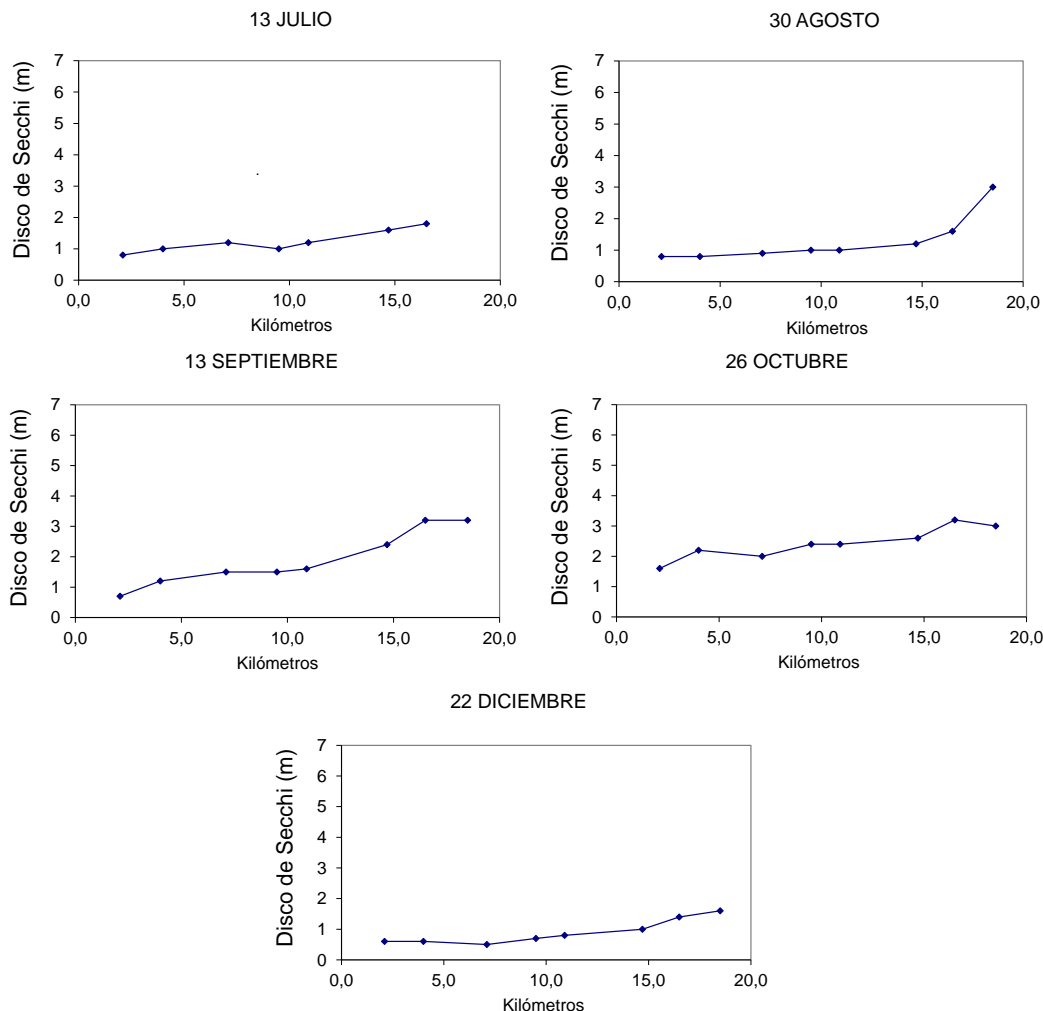


Figura 5.17 (Cont.). Distribución de la profundidad de visión del disco de Secchi (m) a lo largo del estuario en las campañas de 2021. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

La transparencia también fue relativamente baja en julio y agosto a lo largo de la Ría y en el Abra interior, coincidiendo con picos de clorofila “a” (Figura 5.16) y de abundancia fitoplanctónica (capítulo siguiente).

Durante el muestreo de octubre los valores de transparencia se encontraron en niveles moderados-altos. En esta fecha se ha indicado anteriormente que se registraron picos en algunos nutrientes y *E. coli* a la altura de Axpe (RESN04), posiblemente como respuesta a un aumento de los aportes fluviales (Tabla 5.3), aunque no se descartaba que hubiera sido también por influencia del vertido de la EDAR. En todo caso, la transparencia del agua no se vio afectada por ello.

La profundidad de la zona fótica (profundidad a la que llega el 1% de la luz incidente en superficie) se estimó a partir de la profundidad de visión del disco de Secchi. La Figura 5.18 muestra su media anual en cada punto de muestreo: para la estación de la cabecera (Arriaga) fue 3,0 m y aumentó hacia el mar hasta alcanzar 8,3 m en el Abra exterior.

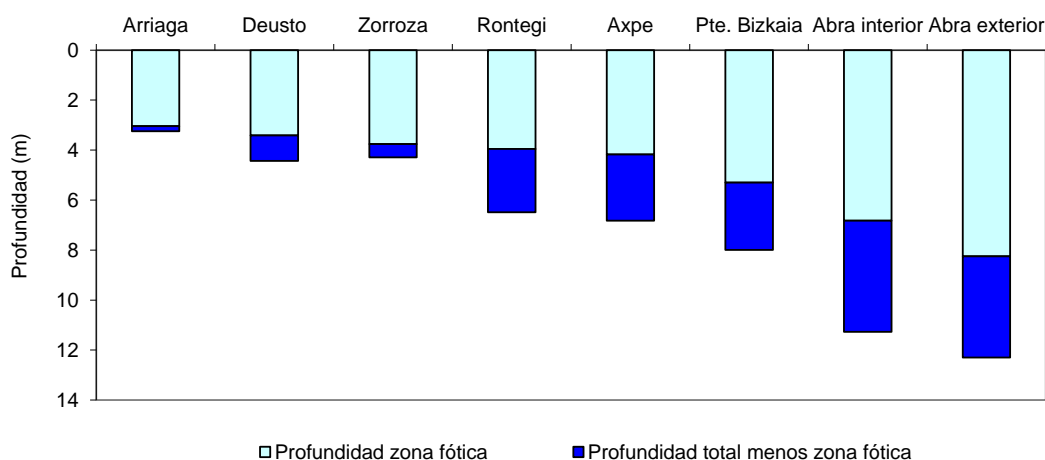


Figura 5.18. Profundidad de la zona fótica (m) a lo largo del estuario. Se presentan los valores medios anuales de la profundidad de la zona fótica y de la profundidad total para cada estación de muestreo.

En la zona superior del estuario, entre Arriaga y Zorroza, la zona fótica abarcó en promedio anual el 86 % de la columna de agua. En el resto de la Ría, desde Rontegi hasta el Puente de Bizkaia, el cauce es más profundo y ello hizo que disminuyera hasta un valor medio de 63%. En el Abra el porcentaje medio obtenido fue muy similar, con un 64% de la columna de agua ocupado por la zona fótica. No obstante, como se ha indicado para el disco de Secchi, la profundidad de la zona fótica hubo de variar a lo largo del tiempo en función de la situación de la marea, las descargas de los ríos y los blooms de fitoplancton.

5.1.2.9 Sólidos en suspensión y turbidez

La concentración de sólidos en suspensión se midió únicamente en aguas de superficie. Su rango osciló entre valores inferiores al LC (3 mg l^{-1}) y 34 mg l^{-1} .

La mayoría de los valores fueron bajos o moderados, solo se superaron 20 mg l^{-1} en enero y octubre (Figura 5.19). En dichos muestreos, los valores fueron relativamente altos en las aguas del Abra, aunque en octubre también en la zona inferior de la Ría.

Los procesos que incrementan la concentración de sólidos en las aguas de superficie son diversos, pudiendo actuar más el oleaje en la zona del Abra, y los aportes de los tributarios en la cabecera y en la zona inferior de la Ría.

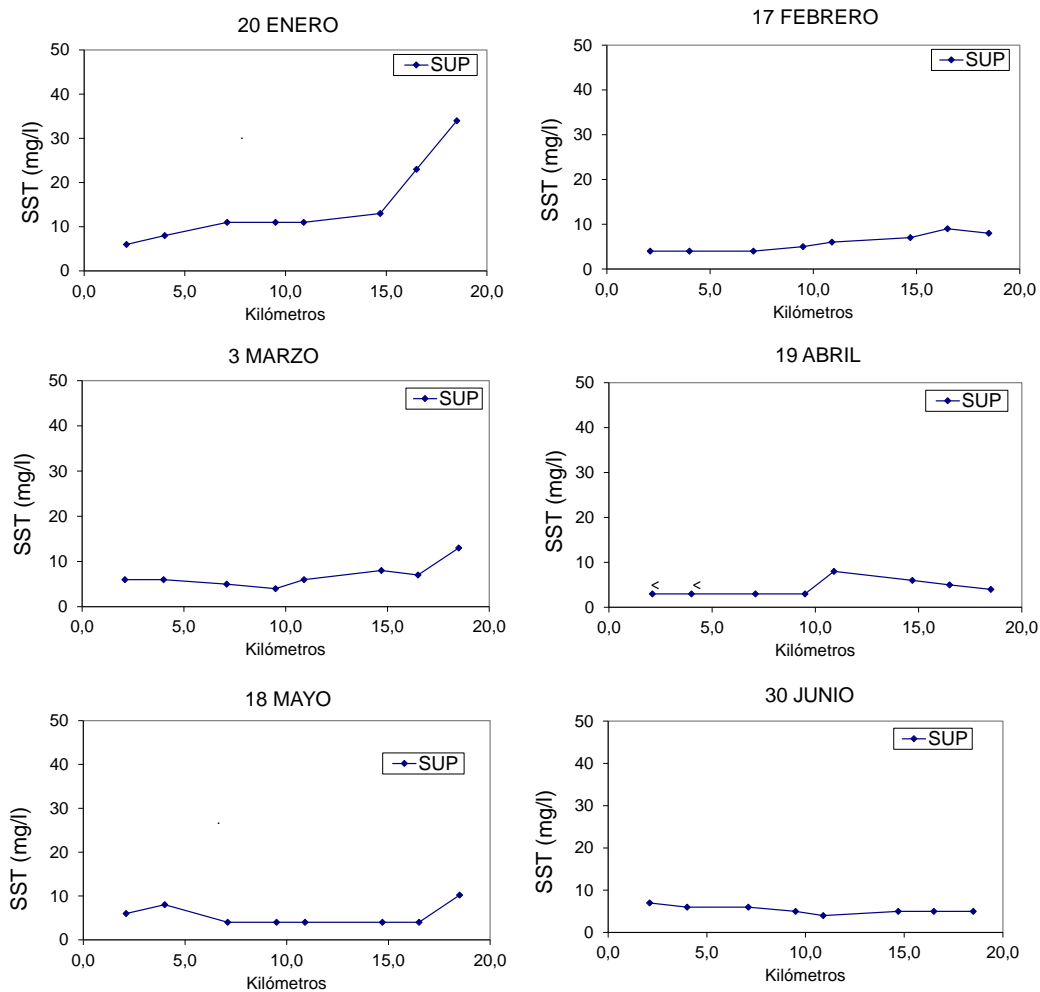


Figura 5.19. Distribución de las concentraciones de sólidos en suspensión (SST) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 3 mg l⁻¹. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

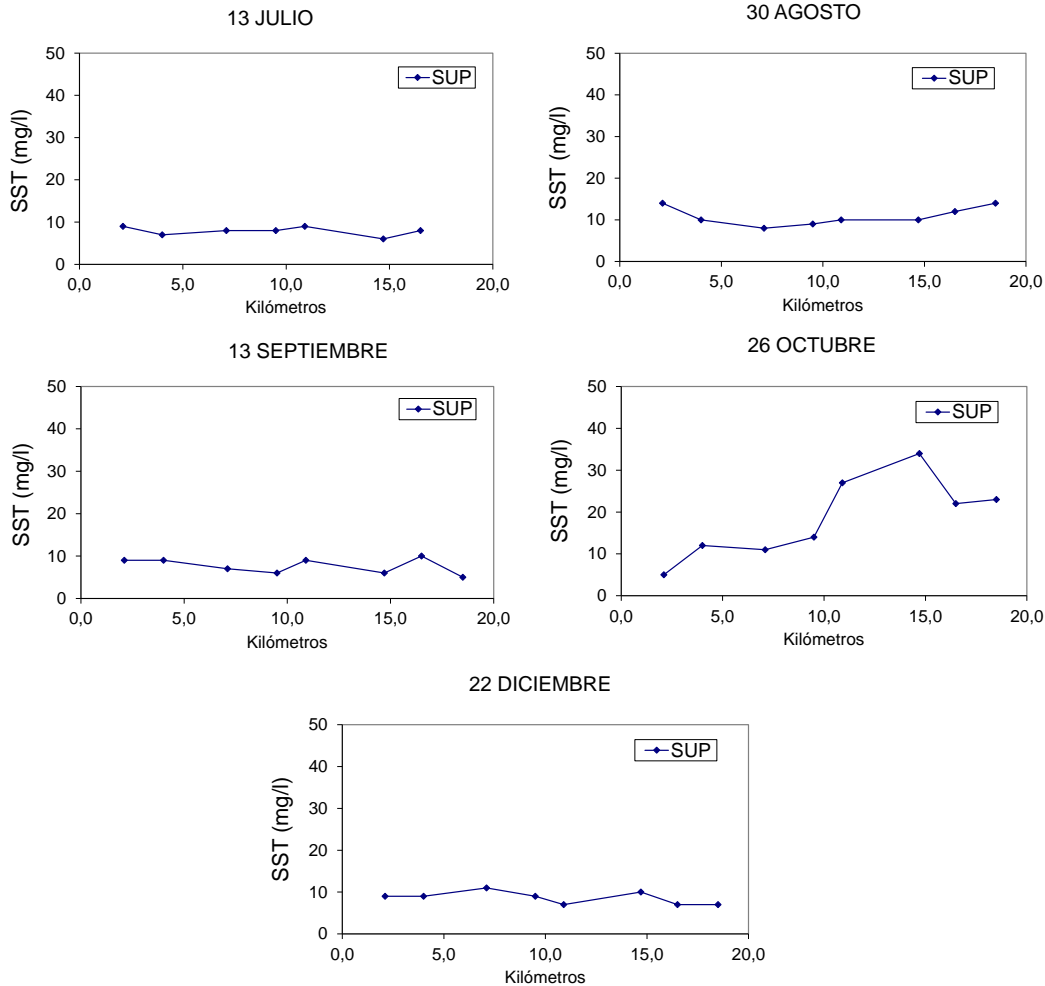


Figura 5.19 (Cont.). Distribución de las concentraciones de sólidos en suspensión (SST) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 3 mg l⁻¹. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

Por último, la turbidez se midió tanto en superficie como en fondo. Su rango fue desde valores inferiores al LC (<1 NTU) hasta 13 NTU.

Tal y como muestra la Figura 5.20, en las aguas de superficie la turbidez generalmente disminuyó entre la cabecera del estuario y la zona más marina. En fondo no siempre se percibió este gradiente espacial. La turbidez registrada en 2021 puede considerarse en general baja, salvo por algunos valores medidos en julio en el nivel de fondo y en diciembre en superficie. Los últimos coinciden con la disminución de la transparencia del agua (disco de Secchi) a lo largo de la Ría y, como ya se ha comentado, guardarían relación con la situación de bajamar en que tuvo lugar dicho muestreo.

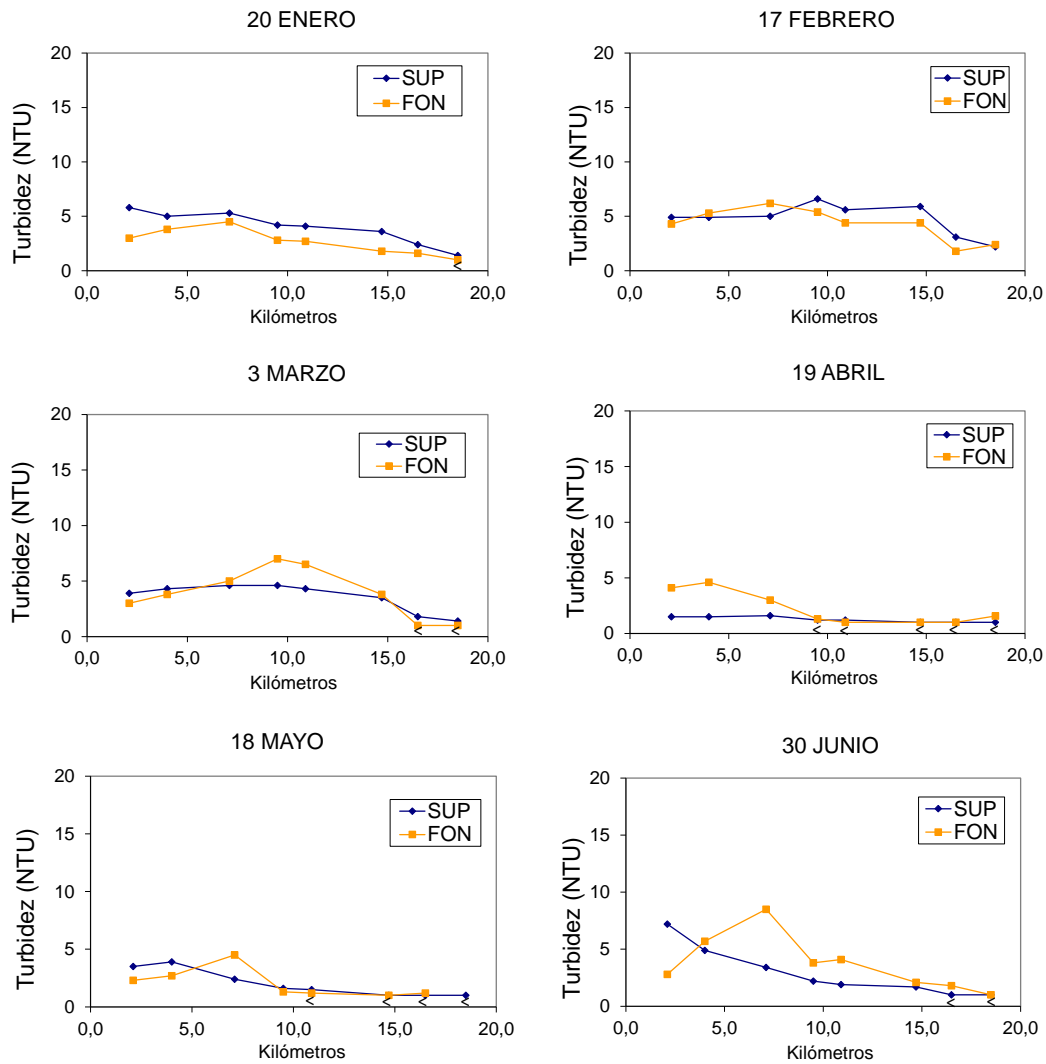


Figura 5.20. Distribución de la turbidez (NTU) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 1 NTU. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

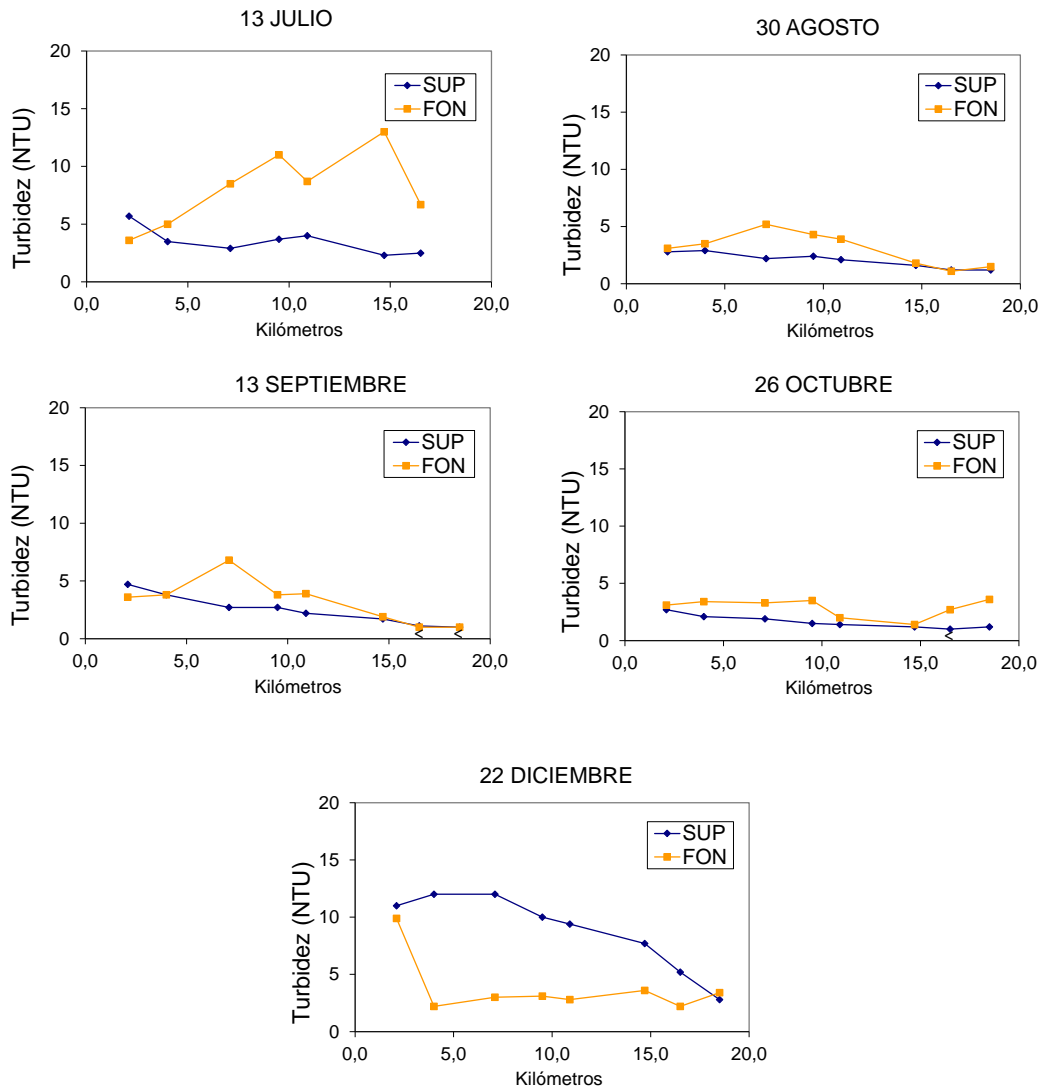


Figura 5.20 (Cont.). Distribución de la turbidez (NTU) a lo largo del estuario en las campañas de 2021, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 1 NTU. No hay dato en julio para la estación del Abra exterior.

5.1.3 Evolución a largo plazo de la calidad de las aguas

En este apartado se pretenden mostrar individualmente (variable a variable) las tendencias temporales observadas en las condiciones de oxigenación (% saturación de oxígeno en el agua), nitrógeno amoniacal (N-NH₃), carbono orgánico total (COT), coliformes fecales (CF), clorofila "a" (CLF) y transparencia (disco de Secchi, DS) desde 1991 y de *Streptococcus fecales* (Estr. fecales) y *Escherichia coli* (*E. coli*) desde 2008, en las distintas estaciones del estuario.

A lo largo de la década de los 90, como consecuencia de la reducción de la contaminación en las inmediaciones del estuario, así como en las cuencas vertientes, las condiciones ambientales del agua fueron mejorado progresivamente. La carga contaminante aportada al estuario fue disminuyendo, año tras año, debido a la puesta en marcha de infraestructuras de saneamiento, así como al cierre de algunas industrias cuyos vertidos se echaban al estuario sin ningún tipo de tratamiento (Figura 5.21).

A medida que nuevos colectores entraban en servicio, transportando las aguas residuales previamente vertidas al estuario hasta la EDAR de Galindo, la carga contaminante aportada por estos vertidos disminuía y la carga aportada por el efluente de la depuradora iba en aumento. A partir del año 2002 esta tendencia se rompe al disminuir sensiblemente la carga del efluente de la EDAR de Galindo, debido a la puesta en marcha de la etapa del tratamiento biológico.

Como puede apreciarse, desde 2006 las principales fuentes de contaminación orgánica y amoniacal en el estuario han sido, porcentualmente, los ríos y la EDAR de Galindo.

Por otro lado, se observa una estabilización de la tendencia decreciente de la carga contaminante, es decir, la carga que está recibiendo el estuario es muy similar en los últimos años (Figura 5.21).

Tal y como se ha comentado en informes anteriores, el resultado de la disminución global de la carga contaminante aportada al estuario ha sido la reducción general de la concentración de contaminantes y el aumento del contenido de oxígeno disuelto, siendo estos hechos más evidentes en la zona superior del estuario.

El análisis de las tendencias temporales, cuyo objetivo es la detección de cambios significativos a largo plazo, ha consistido en el cálculo y representación gráfica de las regresiones lineales simples de los valores medios anuales de las diferentes variables frente al tiempo, en cada estación de muestreo.

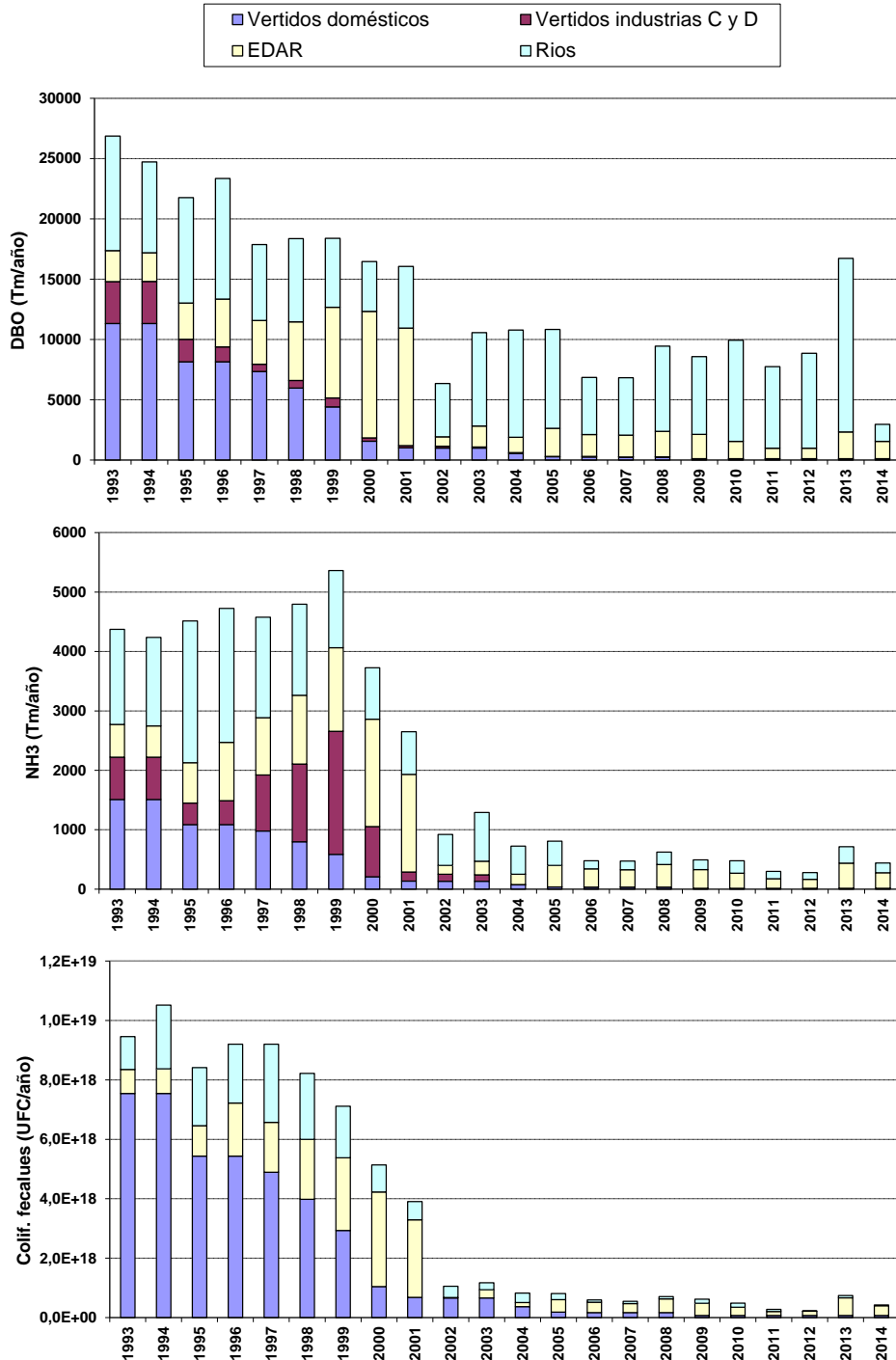


Figura 5.21. Evolución temporal de la carga anual de DBO, N-NH₃ y CF al estuario del Nerbioi-Ibaizabal. Se muestra la contribución relativa de las principales fuentes de contaminación: vertidos domésticos e industriales aún sin interceptar (industrias clasificadas como C o D por el Departamento de Vertidos Industriales del CABB), efluente de la EDAR de Galindo y contaminación aportada por los ríos tributarios. Fuente: CABB.

5.1.3.1 Oxígeno disuelto

En todos los puntos de muestreo, entre Arriaga y Abra exterior, los modelos de regresión lineal simple (saturación de oxígeno *versus* tiempo) son estadísticamente significativos ($p < 0,01$) y presentan una pendiente positiva, lo que indica que la oxigenación ha mejorado a lo largo del tiempo (Tabla 5.4). Este hecho está directamente relacionado con el desarrollo del Plan Integral de Saneamiento, que comenzó en 1990 eliminando los vertidos del Abra y durante años fue avanzando en cobertura hacia el interior.

Tabla 5.4. Modelos de regresión lineal simple ($y = \text{constante} + \text{pendiente } x$) de las concentraciones medias anuales del porcentaje de saturación de oxígeno (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. El porcentaje de saturación de oxígeno corresponde a la media aritmética de las concentraciones de superficie y fondo en cada punto. El tiempo está expresado en años.

Estación	Pendiente	Constante	r^2	p
ARRIAGA SUPERFICIE	0,55	-1032	0,28	0,002
ARRIAGA FONDO	1,33	-2629	0,71	<0,001
PUENTE DEUSTO SUPERFICIE	1,32	-2578	0,62	<0,001
PUENTE DEUSTO FONDO	1,86	-3675	0,83	<0,001
ZORROZA SUPERFICIE	2,23	-4403	0,73	<0,001
ZORROZA FONDO	2,09	-4126	0,84	<0,001
PTE. RONTEGI SUPERFICIE	2,47	-4892	0,73	<0,001
PTE. RONTEGI FONDO	1,60	-3130	0,81	<0,001
AXPE SUPERFICIE	2,70	-5352	0,76	<0,001
AXPE FONDO	1,35	-2623	0,79	<0,001
PTE. DE BIZKAIA SUPERFICIE	2,46	-4858	0,78	<0,001
PTE. DE BIZKAIA FONDO	0,78	-1477	0,64	<0,001
ABRA INTERIOR SUPERFICIE	1,66	-3239	0,78	<0,001
ABRA INTERIOR FONDO	0,42	-741	0,47	<0,001
ABRA EXTERIOR SUPERFICIE	1,20	-2315	0,74	<0,001
ABRA EXTERIOR FONDO	0,39	-697	0,39	<0,001

La secuencia en la que se fue completando el proceso de recogida y tratamiento de los vertidos se refleja en las gráficas de evolución del oxígeno. A continuación, se describirán varias etapas que influyeron de manera distinta según la estación y profundidad de muestreo. De manera general puede decirse que la saturación de oxígeno es sustancialmente mayor ahora que en los años 90, habiéndose alcanzado objetivos ambientales a lo largo de todo el estuario (Figura 5.22).

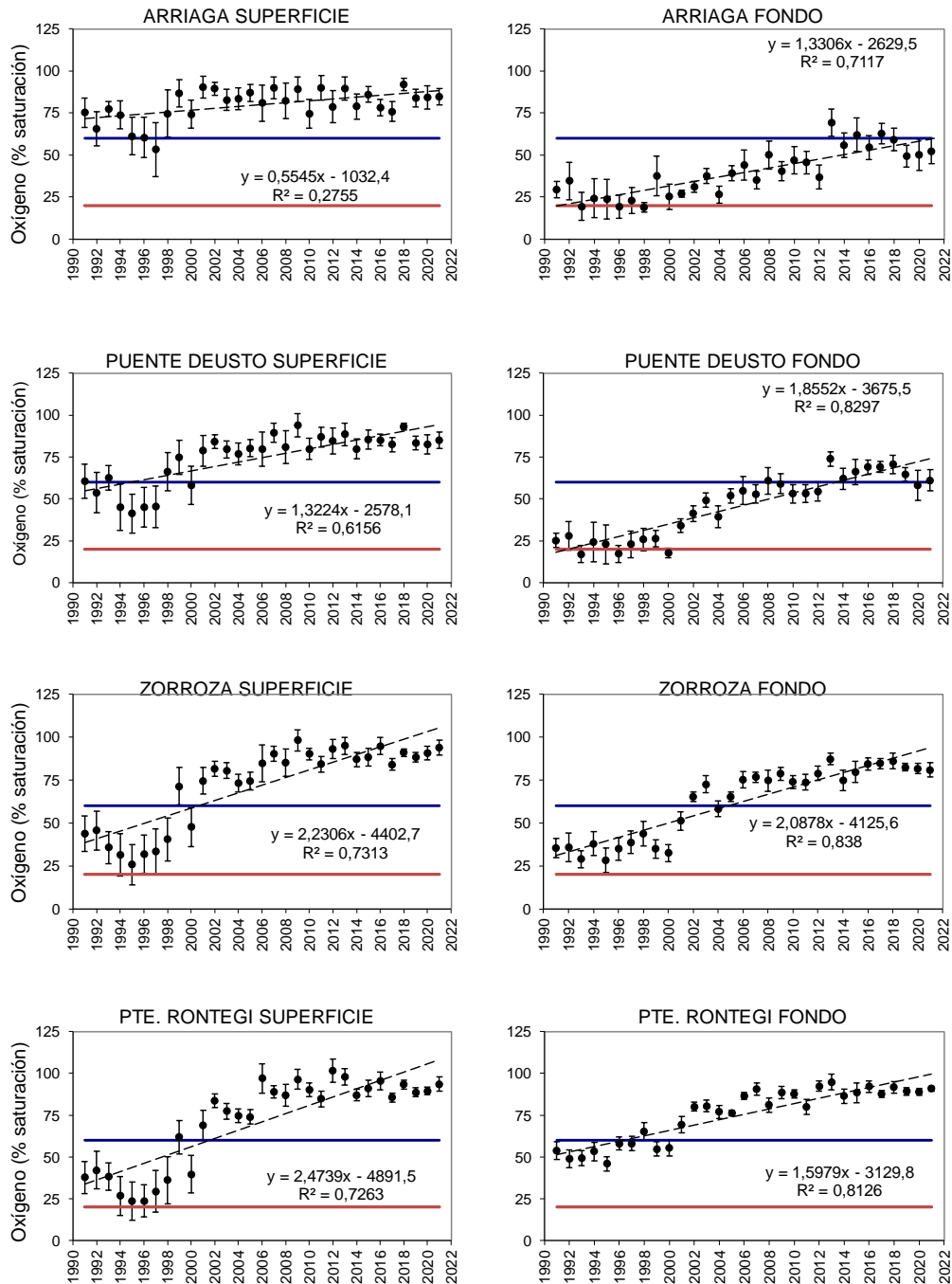


Figura 5.22. Evolución del oxígeno (% saturación) disuelto desde 1991. Cada valor anual corresponde a la media aritmética \pm el error típico de las mediciones efectuadas a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste mediante regresión lineal simple. El umbral del 60% de saturación aparece marcado en azul y el 20% en rojo.

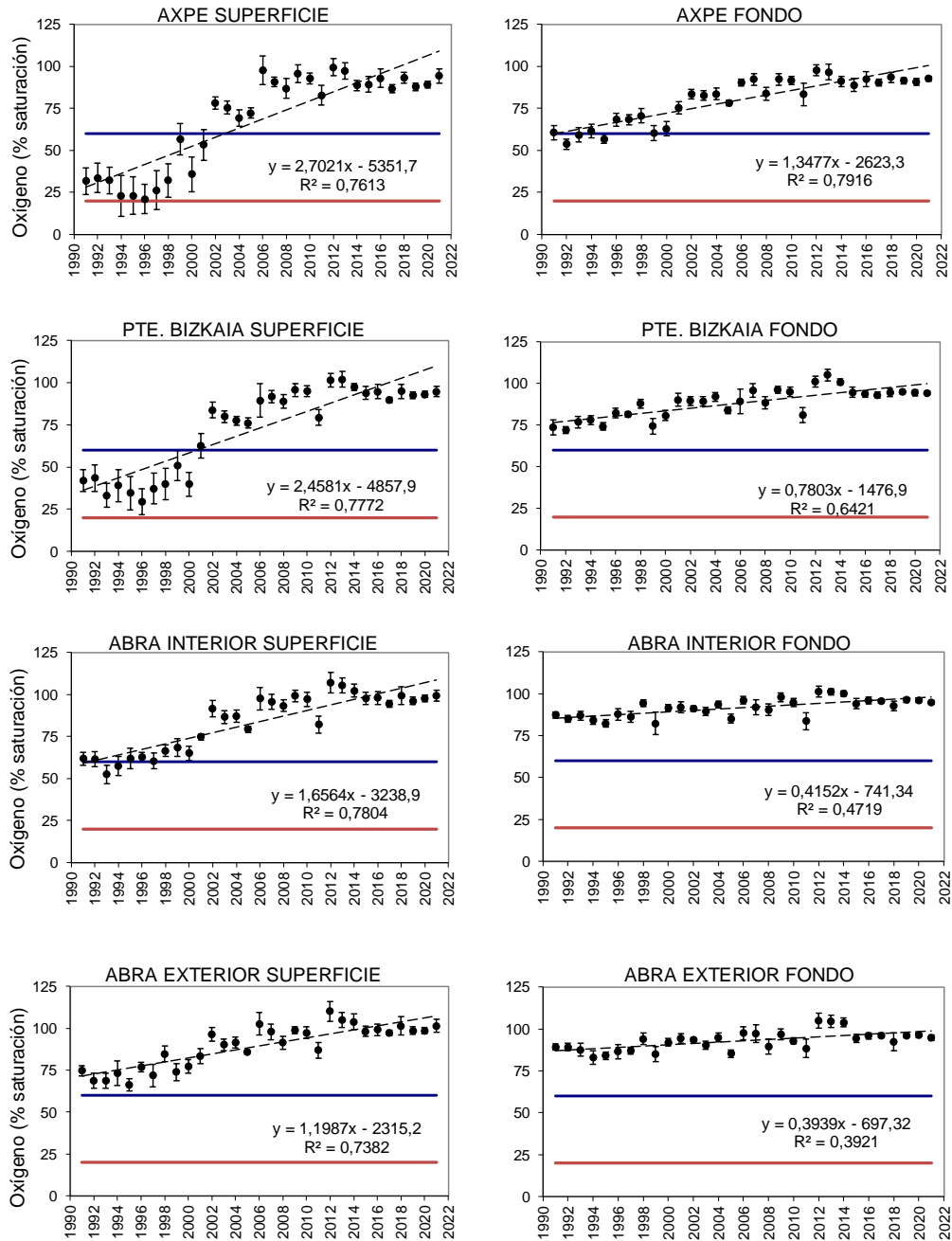


Figura 5.22. (Cont.) Evolución del oxígeno (% saturación) disuelto desde 1991. Cada valor anual corresponde a la media aritmética \pm el error típico de las mediciones efectuadas a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste mediante regresión lineal simple. El umbral del 60% de saturación aparece marcado en azul y el 20% en rojo.

En la primera etapa (1991 – 1996) se fueron eliminando la mayor parte de los vertidos procedentes de Barakaldo, Sestao, Portugalete y Santurtzi. Sin embargo, esto no se tradujo en un aumento general del porcentaje de saturación en el estuario. De hecho, se observan tendencias de descenso en la Ría durante ese periodo.

A finales de 1995 entró en servicio el colector del Parque, incorporando las aguas residuales procedentes de gran parte de la margen izquierda de Bilbao. Este año marca el comienzo de la segunda etapa (1996 – 2002), caracterizada por un incremento progresivo de la oxigenación. La incorporación de estos vertidos supuso el comienzo de la recuperación de las estaciones situadas aguas abajo de la desembocadura del arroyo Elgera (importante foco de contaminación fecal). Es decir, Zorroza, Rontegi, Axpe y Puente de Bizkaia, fundamentalmente. En las estaciones más internas (Arriaga y Deusto) el comienzo de la recuperación se demoró, ya que esta zona fue recibiendo los mismos vertidos hasta el año 1997, fecha en que entró en servicio el sifón de la Universidad, recogiendo las aguas fecales del barrio de Deusto.

Durante el año 1998 entró en servicio parte del interceptor del Gobela y del colector de Zorroza, contribuyendo a la mejoría de las estaciones situadas en el entorno (Rontegi, Axpe, Puente de Bizkaia y Abra). Pero fue durante 1999 cuando se recogió un importante número de vertidos entre la zona del teatro Arriaga y Deusto, con la entrada en servicio del tramo Universidad-Arenal del interceptor del Nerbioi-Ibaizabal. Estas actuaciones influyeron decisivamente en la mejora de las condiciones de oxigenación en las estaciones más internas del estuario.

A lo largo del año 2000 se interceptó la práctica totalidad de los vertidos al estuario en el área metropolitana de Bilbao, con la excepción del barrio de Olabeaga. En marzo de 2000 se conectó a la EDAR de Galindo el colector de San Ignacio y en junio el colector de Uribitarte. En noviembre se incorporó el colector de La Merced-La Peña y los tramos Arenal-Atxuri y Arenal-Bolueta del Interceptor del Nervión-Ibaizabal.

En marzo de 2001 se conectó al Interceptor del Granada una incorporación correspondiente a unos 2400 habitantes y en julio entró en servicio el tramo Lamiako-Udondo-Universidad del interceptor del Asua. A lo largo de 2002 se puso en servicio el tramo Bolueta-Urbi del Interceptor Nervión-Ibaizabal, el tramo medio del Interceptor del Ballonti y el Colector de Olabeaga. Asimismo, durante 2001 entró en servicio la 2ª fase de la EDAR de Galindo, en la que se somete a tratamiento biológico a las aguas residuales que llegan a la planta. Desde mayo de 2002 el tratamiento biológico de la EDAR de Galindo funcionó a pleno rendimiento.

Tras el fuerte incremento observado a finales de la década de los 90, durante la siguiente década la saturación de oxígeno siguió aumentando de forma generalizada. En los últimos 10 años se observa una estabilización, con ciertas oscilaciones.

Hay que tener en cuenta que la materia orgánica sedimentada en el cauce del estuario a lo largo de los años ejerce y seguirá ejerciendo una demanda de oxígeno. Además, los principales tributarios del estuario siguen aportando una considerable carga orgánica susceptible de ser oxidada en el estuario, tal y como queda de manifiesto en las oscilaciones interanuales observadas en el oxígeno (Figura 5.22).

Así, dependiendo de las condiciones hidrometeorológicas podrían darse situaciones de hipoxia en el estuario. Esto puede hacer que la concentración media anual de oxígeno disuelto oscile en función del número de episodios de hipoxia que se registren cada año.

En general, todas las tendencias descritas anteriormente no se observan de forma tan clara en las estaciones más externas, Abra interior y exterior, que presentan desde el comienzo del seguimiento una calidad muy superior a la del resto de estaciones, debido a su carácter marino. En estas estaciones, el promedio de los valores en la década de los 90 estaba cerca del 60% de saturación en superficie y lo superaba ampliamente en fondo. En la década de 2000, debido fundamentalmente a la puesta en marcha del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo, el oxígeno se incrementó sustancialmente hasta situarse en torno al 90–100% de saturación.

Comparando la saturación de oxígeno medida en 2021 respecto a la registrada algo más de dos décadas antes (en el año 1997), se observa que ha habido un incremento en todas las estaciones de muestreo (Figura 5.23). En las aguas de superficie el mayor aumento se ha producido en la zona media de la Ría, especialmente, en Axpe y Rontegi (multiplicándose la media anual por más de cuatro). En las aguas de fondo se observan los mayores incrementos en la zona superior de la Ría, principalmente a la altura de Deusto, donde se ha multiplicado por tres.

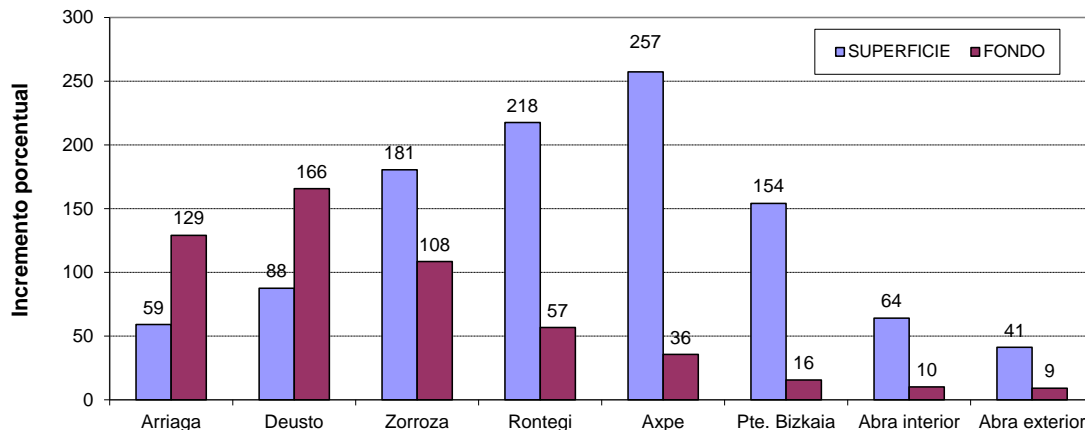


Figura 5.23. Incremento porcentual de la media anual del oxígeno disuelto (% saturación) en 2021 respecto al año 1997.

5.1.3.2 Carbono orgánico total

En las aguas de superficie el COT ha presentado periodos de fuertes oscilaciones desde la década de los 90, pero a largo plazo se observa una disminución general en la Ría (Figura 5.24).

Este descenso neto se manifiesta en las correlaciones obtenidas desde la estación de Arriaga hasta la de Axpe, todas con pendiente negativa y estadísticamente significativa (Tabla 5.5). Sin embargo, en otros casos se observan tendencias significativas de aumento, concretamente en las aguas de fondo de Axpe, Puente de Bizkaia y Abra interior. Hay que tener en cuenta que la serie temporal en fondo solo abarca hasta 2006. Además, como se comentó en informes de años anteriores, el incremento significativo encontrado en algunas estaciones está asociado a un artefacto metodológico. Por ello, es necesario explicar con mayor detalle este hecho. Durante los primeros años del seguimiento (1991 – 1993) el LC de la técnica utilizada para la determinación del COT se estableció en 1 mg l^{-1} , pero a partir de 1994 este límite se fijó en 3 mg l^{-1} . Este cambio explica por qué durante los años 1991 a 1993, las concentraciones anuales de COT en las estaciones exteriores del estuario (en las que se miden habitualmente valores de COT cercanos al LC) sean más bajas que el resto de los años. Si no se tiene en cuenta el periodo 1991 – 1993, no se aprecian las mencionadas tendencias de incremento.

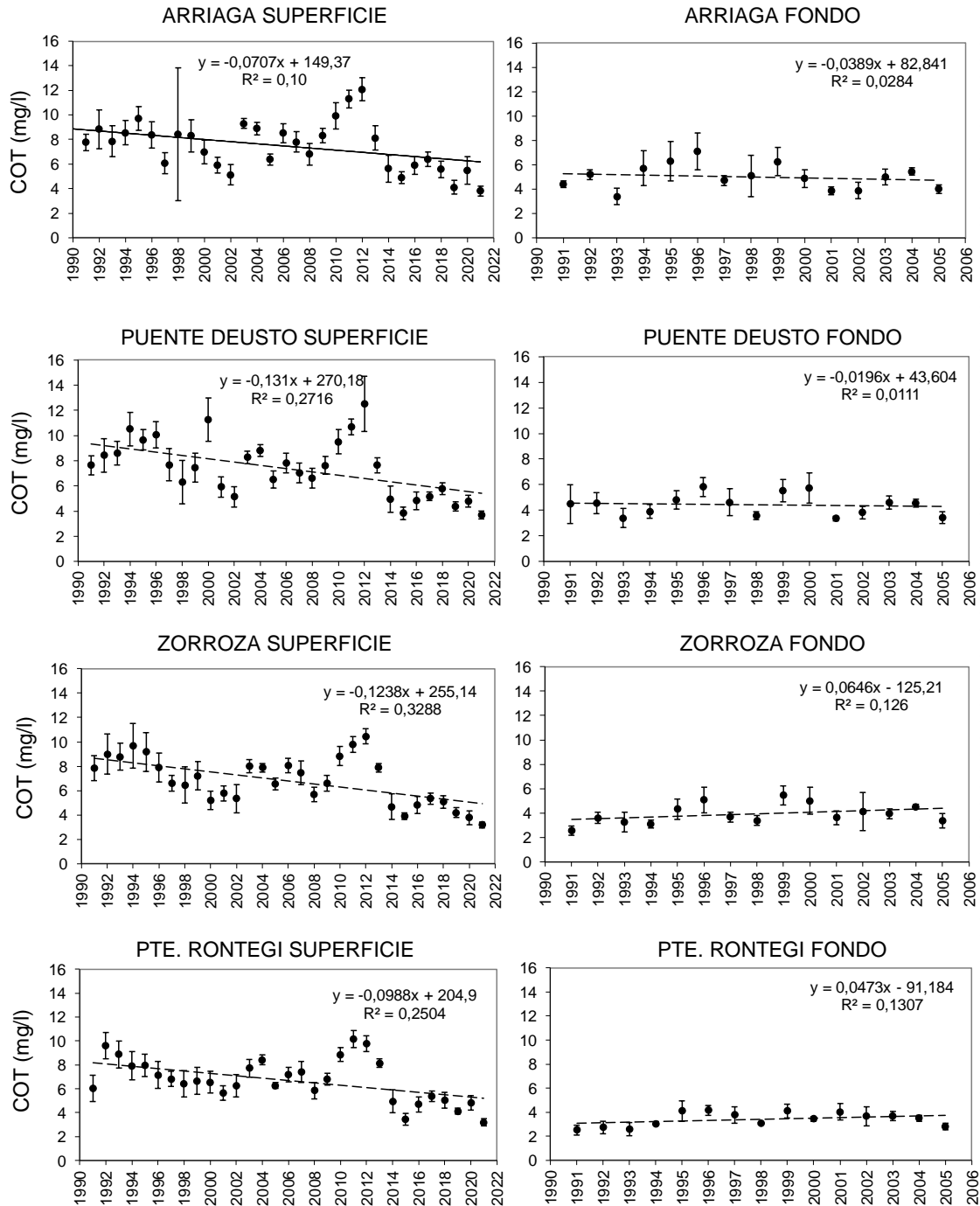


Figura 5.24. Evolución del COT (mg/l) desde 1991. Cada valor anual representa la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en el año. La recta discontinua es el ajuste (regresión lineal simple) de los datos de COT frente al tiempo.

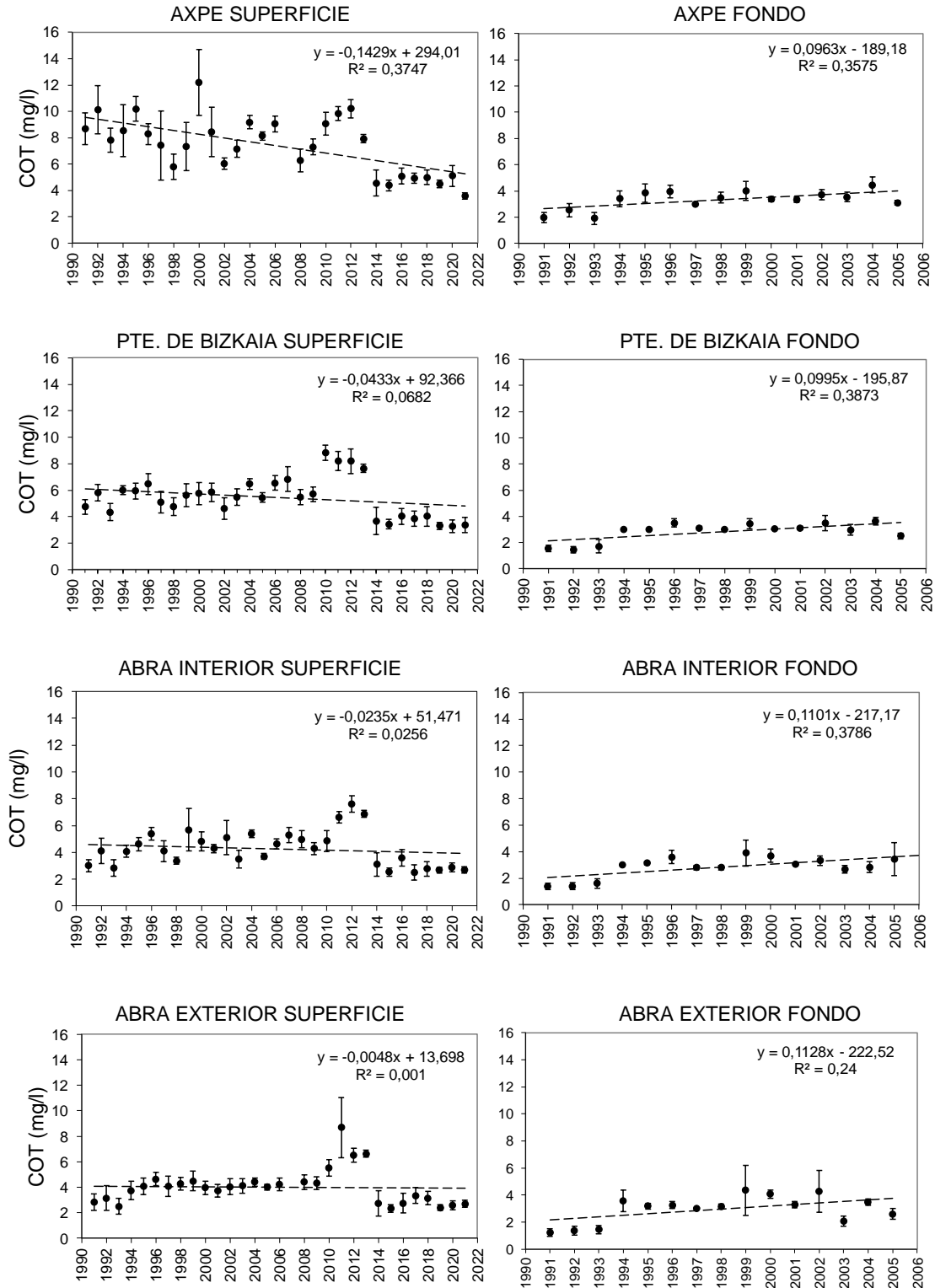


Figura 5.24. (Cont.) Evolución del COT (mg/l) desde 1991. Cada valor anual representa la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en el año. La recta discontinua es el ajuste (regresión lineal simple) de los datos de COT frente al tiempo.

Tabla 5.5. Modelos de regresión lineal simple ($y = \text{constante} + \text{pendiente } x$) de las concentraciones medias anuales de COT (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. La concentración media de COT corresponde a la media geométrica de las concentraciones de superficie y fondo en cada punto. El tiempo está expresado en años.

Estación	Pendiente	Constante	r^2	p
ARRIAGA SUPERFICIE	-0,09	182	0,16	0,026
ARRIAGA FONDO	-0,04	83	0,03	0,548
PUENTE DEUSTO SUPERFICIE	-0,10	205	0,14	0,036
PUENTE DEUSTO FONDO	-0,02	44	0,01	0,709
ZORROZA SUPERFICIE	-0,12	255	0,33	0,001
ZORROZA FONDO	0,06	-125	0,13	0,194
PTE. RONTEGI SUPERFICIE	-0,10	205	0,25	0,004
PTE. RONTEGI FONDO	0,05	-91	0,13	0,186
AXPE SUPERFICIE	-0,14	294	0,37	0,000
AXPE FONDO	0,10	-189	0,36	0,019
PTE. BIZKAIA SUPERFICIE	-0,04	92	0,07	0,156
PTE. BIZKAIA FONDO	0,10	-196	0,39	0,013
ABRA INTERIOR SUPERFICIE	-0,02	51	0,03	0,390
ABRA INTERIOR FONDO	0,11	-217	0,38	0,015
ABRA EXTERIOR SUPERFICIE	-0,005	14	0,00	0,864
ABRA EXTERIOR FONDO	0,11	-223	0,25	0,060

5.1.3.3 Nitrógeno amoniacal

Como se aprecia en la Figura 5.25, las series temporales de concentración de N-NH₃ en las aguas del estuario comienzan en 1991, abarcando hasta el año actual en superficie y hasta 2005 en fondo.

En la década de los 90 la concentración de este nutriente era particularmente alta en las aguas de superficie de todo el estuario y, también, en las aguas de fondo de las estaciones más interiores.

Desde entonces se ha producido un descenso importante, en algunas zonas más brusco y en otras más progresivo. Pero, en todas ellas la media geométrica anual en las aguas de superficie permanece estable en valores muy bajos desde 2007.

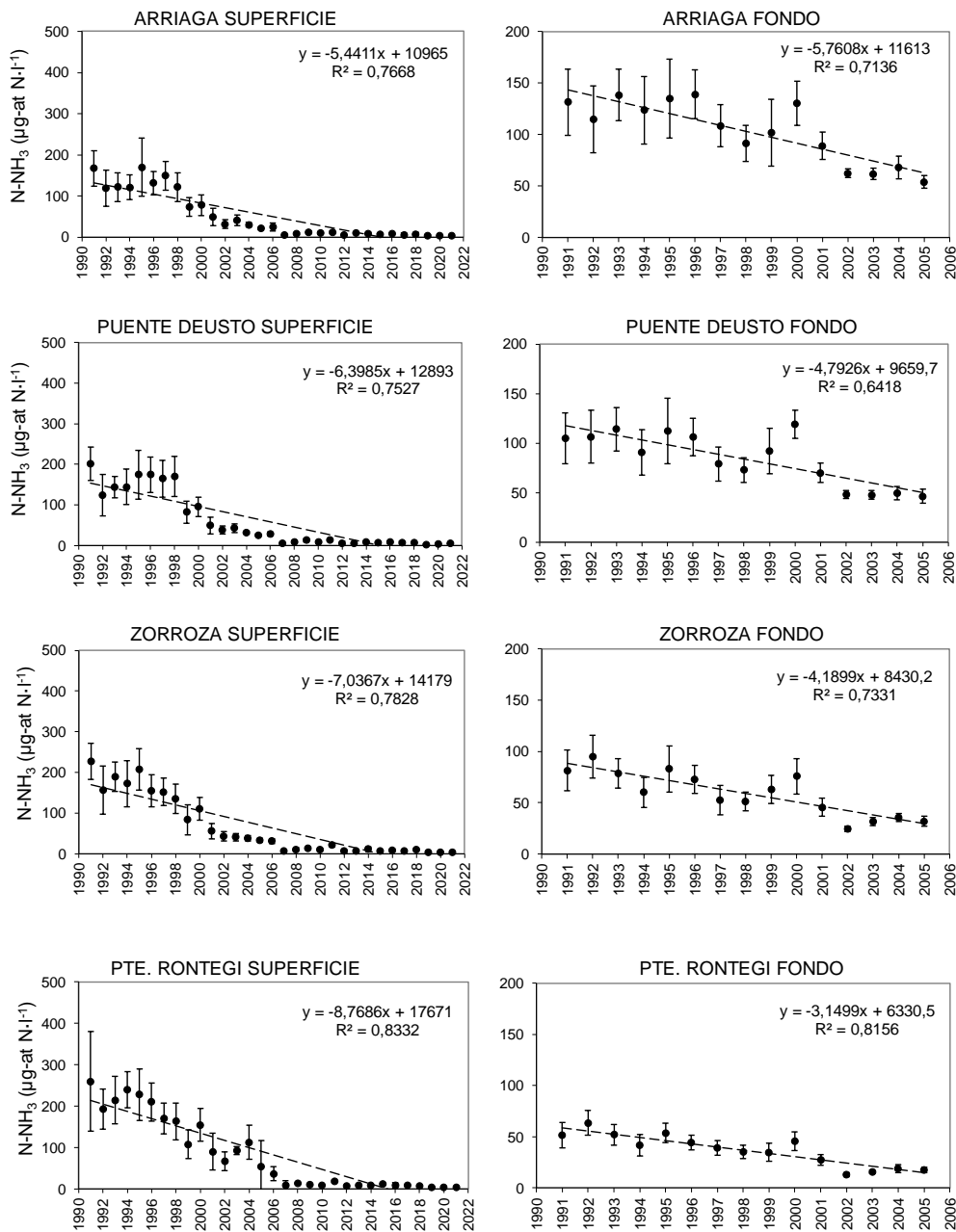


Figura 5.25. Evolución de la concentración de $N-NH_3$ ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) desde el año 1991. Cada valor anual corresponde a la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en superficie y fondo a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste (regresión lineal simple) de los datos de $N-NH_3$ frente al tiempo. Nótese la diferencia de escalas en el eje Y.

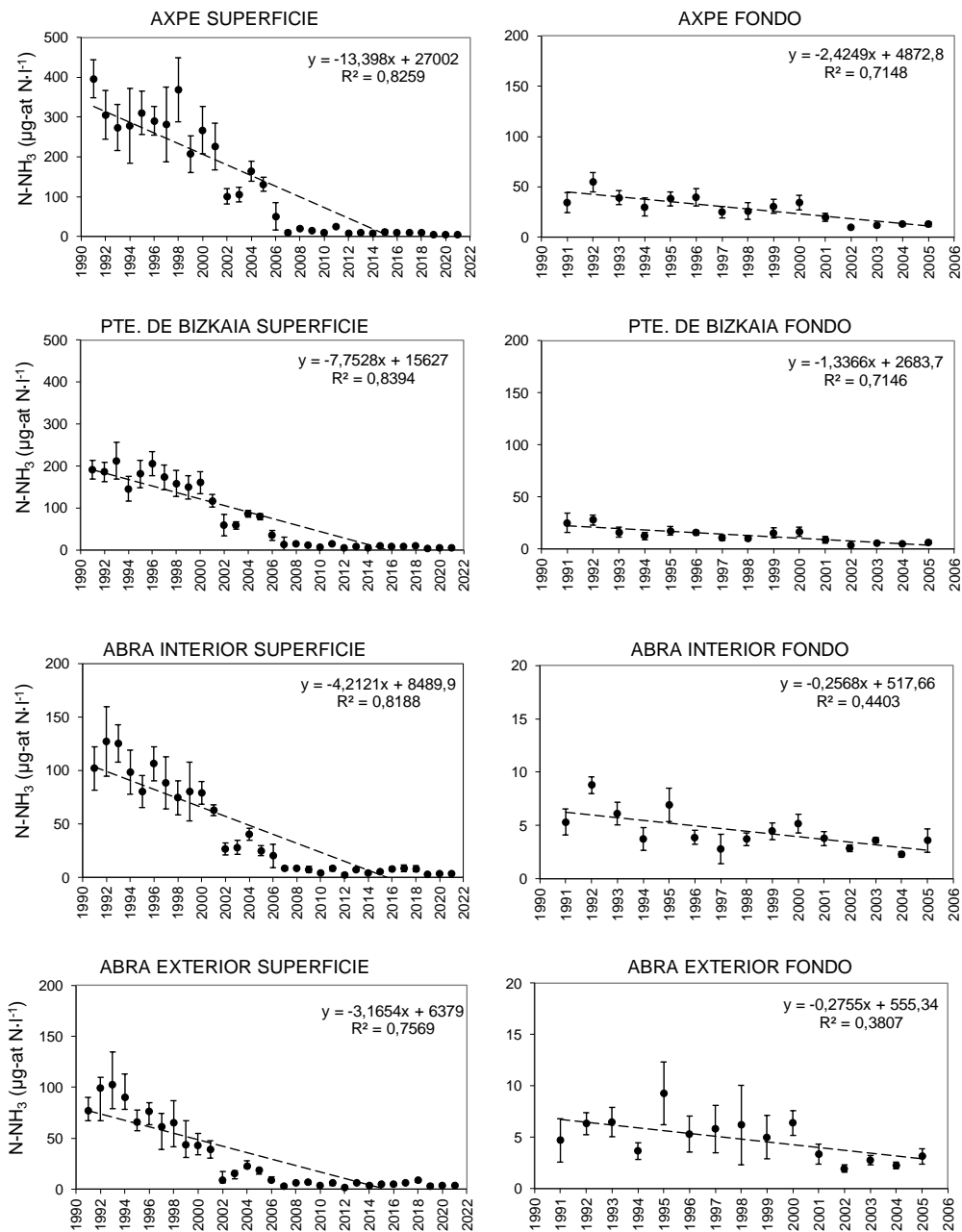


Figura 5.25. (Cont.) Evolución de la concentración de N-NH₃ (µg-at N·l⁻¹) desde el año 1991. Cada valor anual corresponde a la media geométrica ± el error típico de las mediciones efectuadas en superficie y fondo a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste (regresión lineal simple) de los datos de N-NH₃ frente al tiempo. Nótese la diferencia de escalas en el eje Y.

Como puede verse en la Tabla 5.6, los modelos de regresión lineal (N-NH₃ versus tiempo) son todos ellos estadísticamente significativos ($p < 0,001$ en la mayoría de los casos). Además, muestran pendientes elevadas, sobre todo en superficie a la altura de Axpe, lo que da idea de la magnitud del cambio.

Asimismo, los coeficientes de determinación (r^2) son muy altos: en superficie, 0,75 – 0,84, y en fondo, 0,38 – 0,82. Estos representan, en tanto por uno, el cambio en la concentración de N-NH₃ que es explicado por el tiempo.

Tabla 5.6. Modelos de regresión lineal simple ($y = \text{constante} + \text{pendiente } x$) de las concentraciones medias anuales de N-NH₃ (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. La concentración media de N-NH₃ corresponde a la media geométrica de las concentraciones de superficie y fondo en cada punto. El tiempo está expresado en años.

Estación	Pendiente	Constante	r^2	p
ARRIAGA SUPERFICIE	-5,44	10965	0,77	<0,001
ARRIAGA FONDO	-5,76	11613	0,71	<0,001
PUENTE DEUSTO SUPERFICIE	-6,40	12893	0,75	<0,001
PUENTE DEUSTO FONDO	-4,79	9660	0,64	<0,001
ZORROZA SUPERFICIE	-7,04	14179	0,78	<0,001
ZORROZA FONDO	-4,19	8430	0,73	<0,001
PTE. RONTEGI SUPERFICIE	-8,77	17671	0,83	<0,001
PTE. RONTEGI FONDO	-3,15	6330	0,82	<0,001
AXPE SUPERFICIE	-13,40	27002	0,83	<0,001
AXPE FONDO	-2,42	4873	0,71	<0,001
PTE. BIZKAIA SUPERFICIE	-7,75	15627	0,84	<0,001
PTE. BIZKAIA FONDO	-1,34	2684	0,71	<0,001
ABRA INTERIOR SUPERFICIE	-4,21	8490	0,82	<0,001
ABRA INTERIOR FONDO	-0,26	518	0,44	0,007
ABRA EXTERIOR SUPERFICIE	-3,17	6379	0,76	<0,001
ABRA EXTERIOR FONDO	-0,28	555	0,38	0,014

Entre 1997 y 2021 la concentración media anual de N-NH₃ en superficie para las estaciones situadas aguas arriba del Puente de Bizkaia ha disminuido entre el 94 y el 98 % (Figura 5.26). Esta mejoría es atribuible a la eliminación progresiva de vertidos de aguas fecales al estuario, ya que éstos, junto con algunas industrias, eran la principal fuente de nitrógeno amoniacal al estuario.

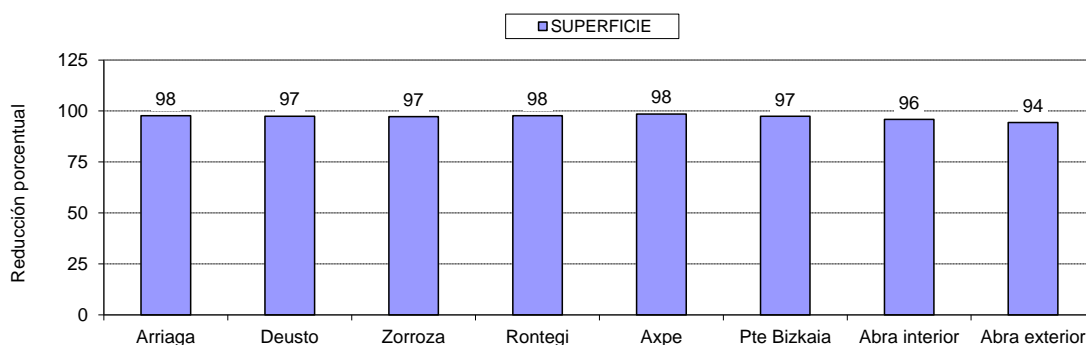


Figura 5.26. Reducción porcentual de la concentración anual media de nitrógeno amoniacal en 2021 respecto al año 1997 (basado en medias geométricas).

5.1.3.4 Calidad microbiológica

Se dispone de datos de concentración de coliformes fecales (CF) en las aguas superficiales durante 22 años, entre 1993 y 2014. Actualmente, siguiendo la legislación de aguas de baño, se miden enterococos (estreptococos) fecales y *Escherichia coli*. Estas otras dos series son más cortas, pero representan la última década.

En cuanto a la serie temporal de CF, se observa una clara tendencia a la disminución en el periodo 1993 – 2014 (Figura 5.27). Al igual que con el N-NH₃, las regresiones frente al tiempo son estadísticamente significativas en todas las estaciones de muestreo y la pendiente es más acentuada en la de Axpe (Tabla 5.7).

La concentración anual media (geométrica) de CF se redujo entre 1997 y 2014 aproximadamente en dos órdenes de magnitud (más del 98%) en todos los puntos (Figura 5.28).

Como se ha comentado en informes anteriores, de todos los indicadores de contaminación que se han medido en el estuario quizá sea éste el que ha experimentado una reducción más drástica como consecuencia directa de la eliminación y tratamiento de vertidos.

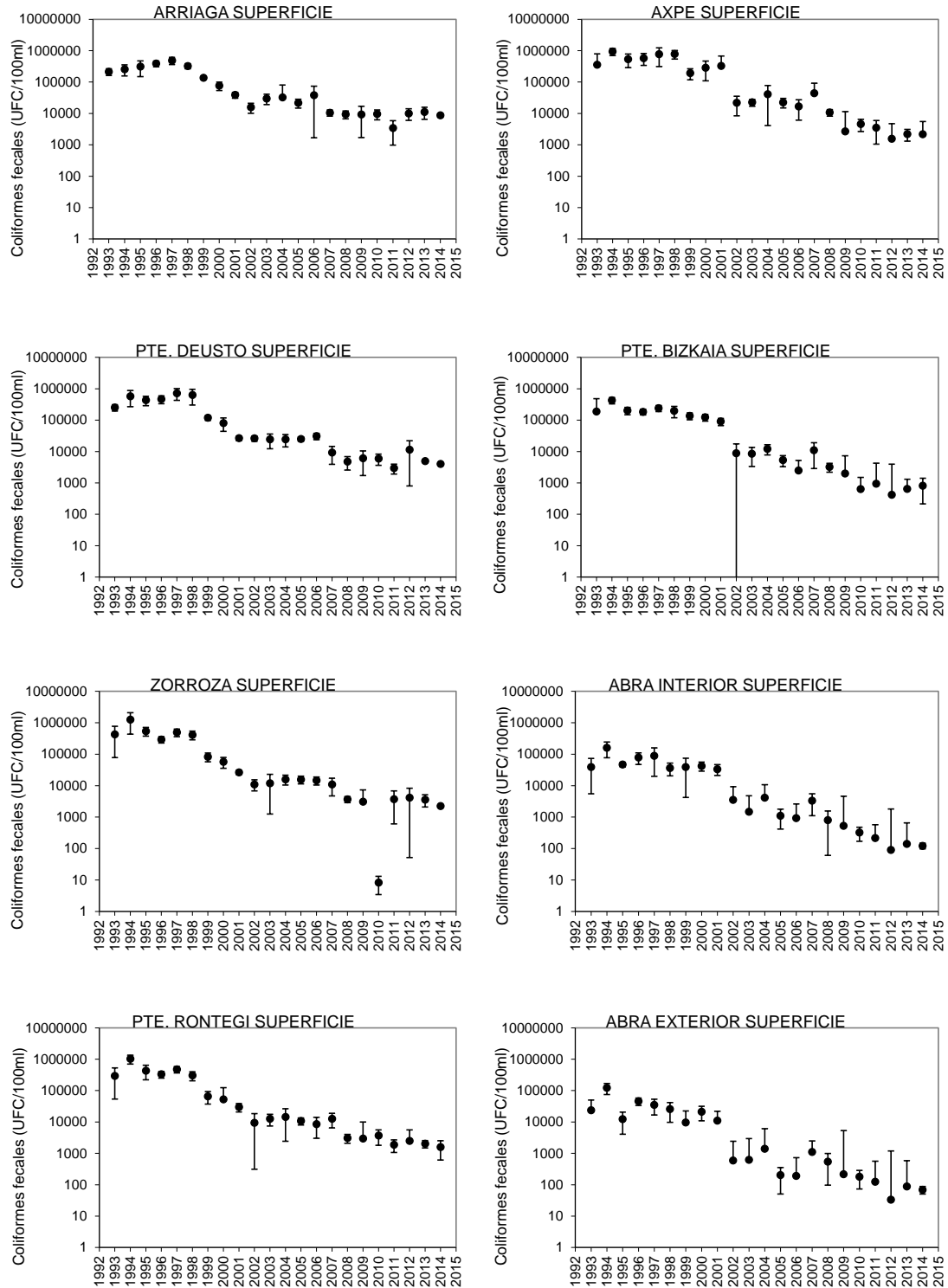


Figura 5.27. Evolución de la concentración de coliformes fecales (UFC/100 ml) desde 1993 hasta 2014. Cada valor anual corresponde a la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en superficie a lo largo del año. Hay que tener en cuenta que el eje de ordenadas se presenta en escala logarítmica.

Tabla 5.7. Modelos de regresión lineal simple ($y = \text{constante} + \text{pendiente } x$) de las concentraciones medias anuales de coliformes fecales (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. La concentración media de coliformes fecales corresponde a la media geométrica de las concentraciones de superficie en cada punto. El tiempo está expresado en años.

Estación	Pendiente ($\times 10^4$)	Constante ($\times 10^6$)	r^2	p
ARRIAGA	-1,75	46	0,59	<0,001
DEUSTO	-2,69	54	0,54	<0,001
ZORROZA	-3,30	66	0,49	<0,001
RONTEGI	-2,71	54	0,49	<0,001
AXPE	-3,74	75	0,64	<0,001
PUENTE DE BIZKAIA	-1,46	29	0,68	<0,001
ABRA INTERIOR	-0,46	9	0,55	<0,001
ABRA EXTERIOR	-0,27	5	0,40	0,002

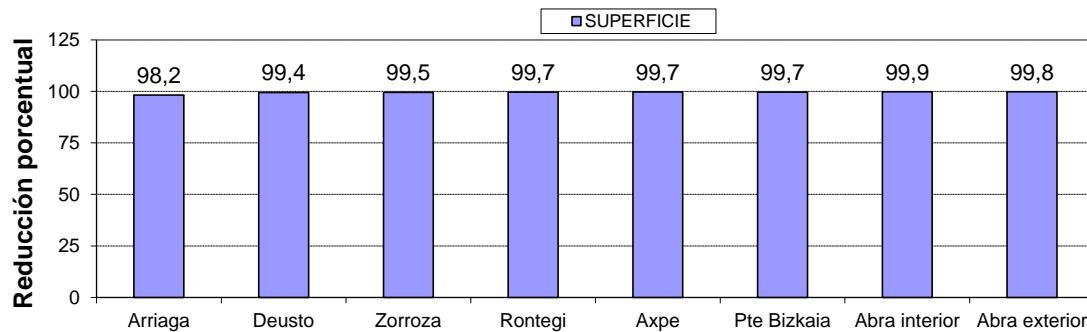


Figura 5.28. Reducción porcentual de la concentración anual media de coliformes fecales en 2014 respecto al año 1997 (basado en medias geométricas).

La serie temporal de estreptococos fecales (Estr. fecales) comienza a finales de la década del 2000. En los valores medios anuales se observa cierta tendencia de descenso, aunque la serie aún es corta, con 11 años de datos (Figura 5.29). Las regresiones de la concentración de Estr. fecales frente al tiempo son estadísticamente significativas en algunas estaciones, con pendientes negativas más pronunciadas en el interior (Arriaga y Deusto, $p < 0,001$) y en la zona media (Axpe, $p < 0,05$) (Tabla 5.8).

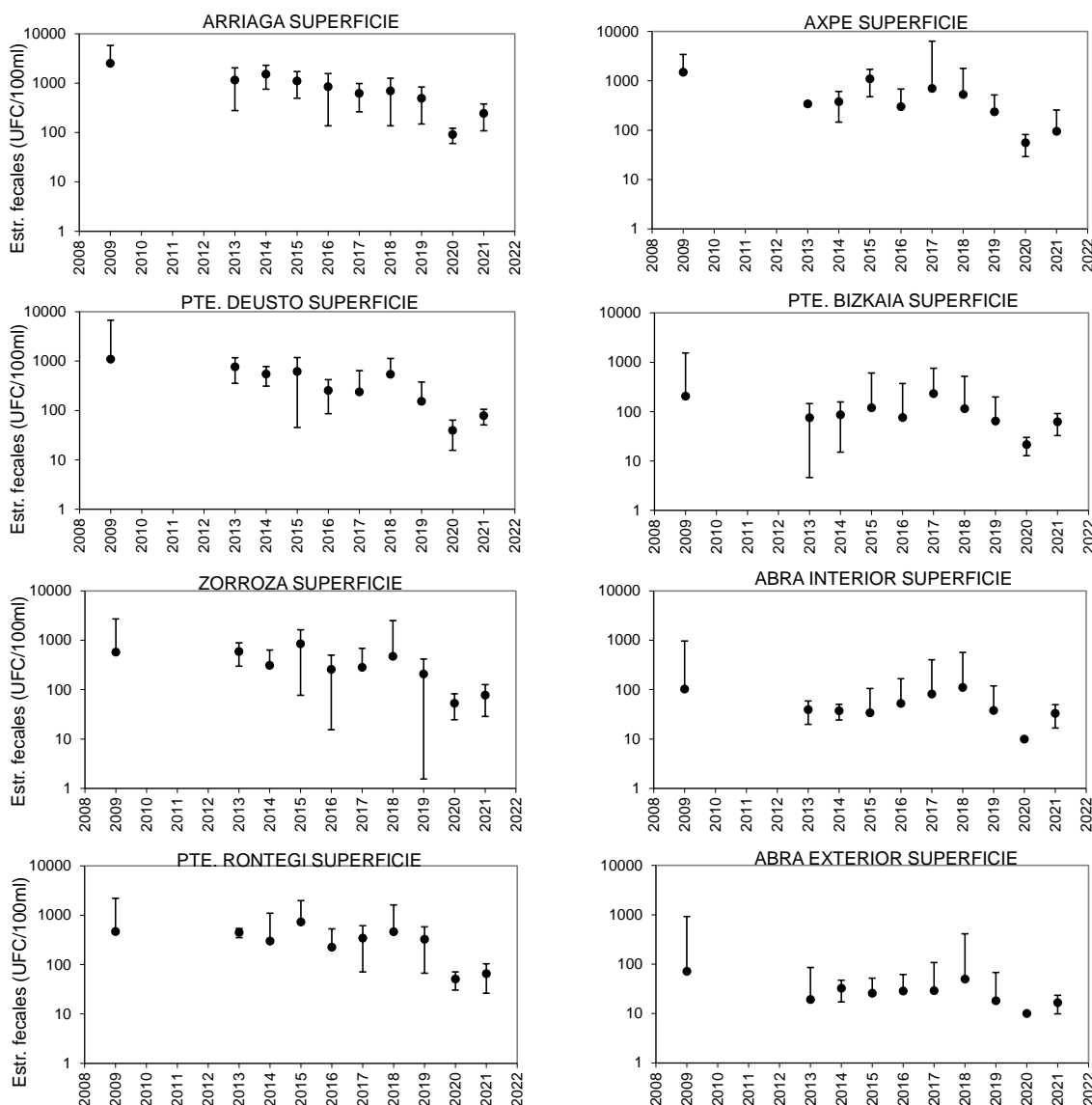


Figura 5.29. Evolución de la concentración de Estreptococos fecales (UFC/100 ml) desde 2009 hasta 2021. Cada valor anual corresponde a la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en superficie a lo largo del año. Hay que tener en cuenta que el eje de ordenadas se presenta en escala logarítmica.

Tabla 5.8. Modelos de regresión lineal simple ($y = \text{constante} + \text{pendiente } x$) de las concentraciones medias anuales de *Estreptococos fecales* (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. La concentración media de *Estreptococos fecales* corresponde a la media geométrica de las concentraciones de superficie en cada punto. El tiempo está expresado en años.

Estación	Pendiente	Constante	r^2	p
ARRIAGA	-189	381008	0,92	<0,001
DEUSTO	-87	175275	0,85	<0,001
ZORROZA	-47	95714	0,46	0,031
RONTEGI	-33	65965	0,34	0,078
AXPE	-95	192759	0,57	0,012
PUENTE DE BIZKAIA	-9	19152	0,27	0,124
ABRA INTERIOR	-4	7448	0,16	0,254
ABRA EXTERIOR	-3	6974	0,46	0,030

En cuanto a la concentración de *E. coli*, medida desde 2008, no se observan tendencias claras (Figura 5.30). Las regresiones frente al tiempo tampoco son estadísticamente significativas (Tabla 5.9).

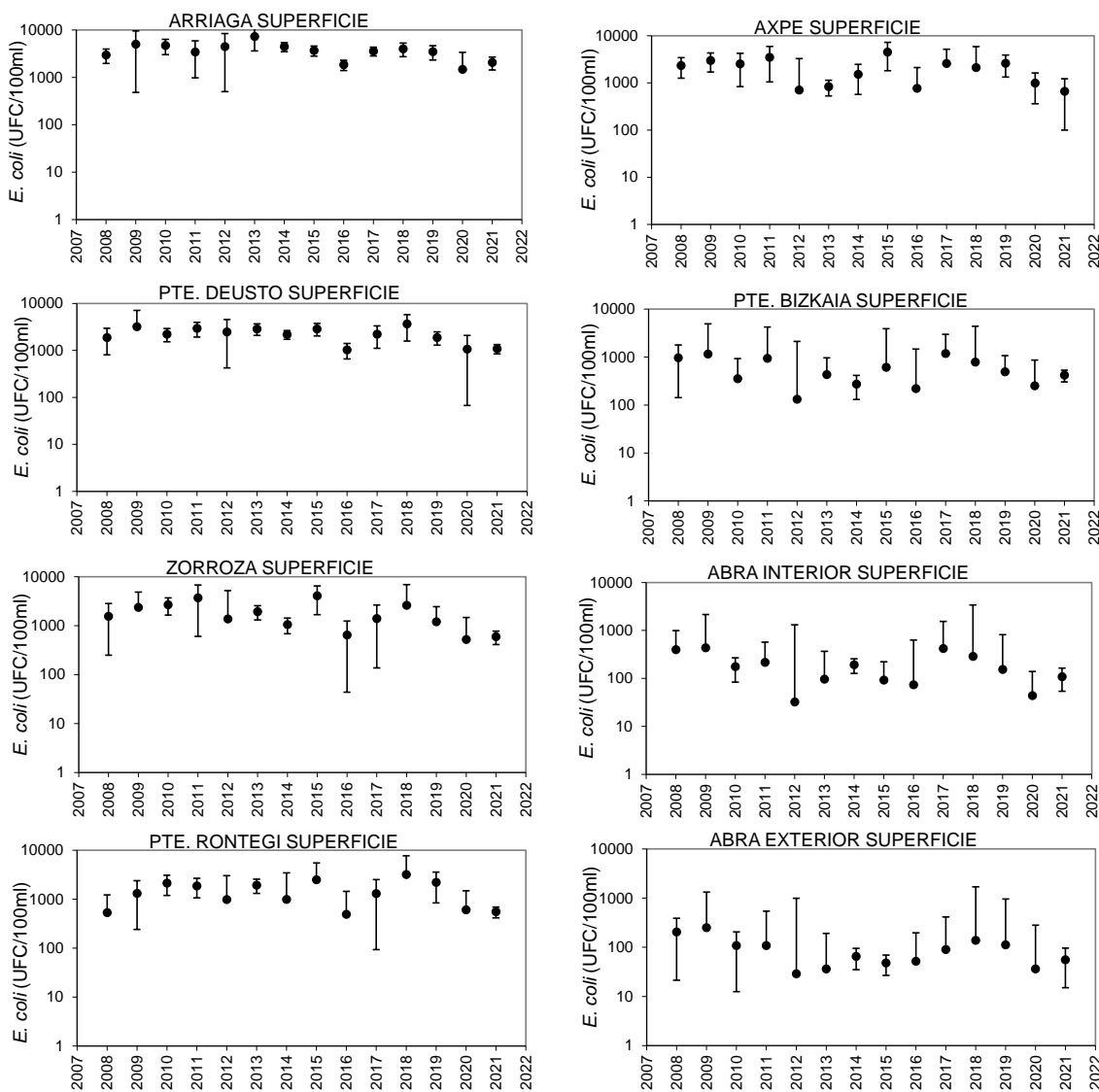


Figura 5.30. Evolución de la concentración de *E. coli* (UFC/100 ml) desde 2009 hasta 2021. Cada valor anual corresponde a la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en superficie a lo largo del año. Hay que tener en cuenta que el eje de ordenadas se presenta en escala logarítmica.

Tabla 5.9. Modelos de regresión lineal simple ($y = \text{constante} + \text{pendiente } x$) de las concentraciones medias anuales de *E. coli* (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. La concentración media de *E. coli* corresponde a la media geométrica de las concentraciones de superficie en cada punto. El tiempo está expresado en años.

Estación	Pendiente	Constante	r^2	p
ARRIAGA	-174	353405	0,24	0,075
DEUSTO	-83	169758	0,18	0,132
ZORROZA	-120	242876	0,20	0,110
RONTEGI	3	-3601	0,00	0,966
AXPE	-90	182491	0,10	0,271
PUENTE DE BIZKAIA	-26	53317	0,09	0,284
ABRA INTERIOR	-13	26696	0,16	0,162
ABRA EXTERIOR	-8	16596	0,27	0,058

Los análisis anteriores indican que para finales de la década de 2000 la calidad microbiológica de las aguas superficiales del estuario había mejorado mucho, como se aprecia con la serie temporal de coliformes fecales. En años más recientes, aunque ese parámetro no se mide, han seguido apreciándose tendencias de descenso con *Streptococos* fecales y valores estables con *E. coli*.

5.1.3.4 Clorofila “a”

Esta variable comenzó a medirse en el estuario en septiembre de 1999 a raíz de una floración o “bloom” fitoplanctónico detectado a lo largo de ese verano. La principal especie causante (la diatomea *Thalassiosira weissflogii*, cuyo nombre actual es *Conticribra weissflogii*) procedía del río Nerbioi, por lo que este fenómeno fue más acusado en los tramos medio y superior del estuario (CABB, 1999).

Las tendencias son predominantemente crecientes hasta 2009 – 2015, periodo en el cual se registran los valores medios más altos de la serie (Figura 5.31). No obstante, hay que señalar que los promedios anuales desde 2009 proceden de datos que fueron tomados *in situ* con sonda portátil. Por ello, podría haber habido una sobreestimación de los valores desde dicho año. Una excepción es el pico medido en la estación más interior (Arriaga) en 2007, que procede de datos de análisis realizado en laboratorio

Desde 2015, aproximadamente, la tendencia de la clorofila medida con sonda es negativa, alcanzándose valores cercanos a los registrados al principio de la serie.

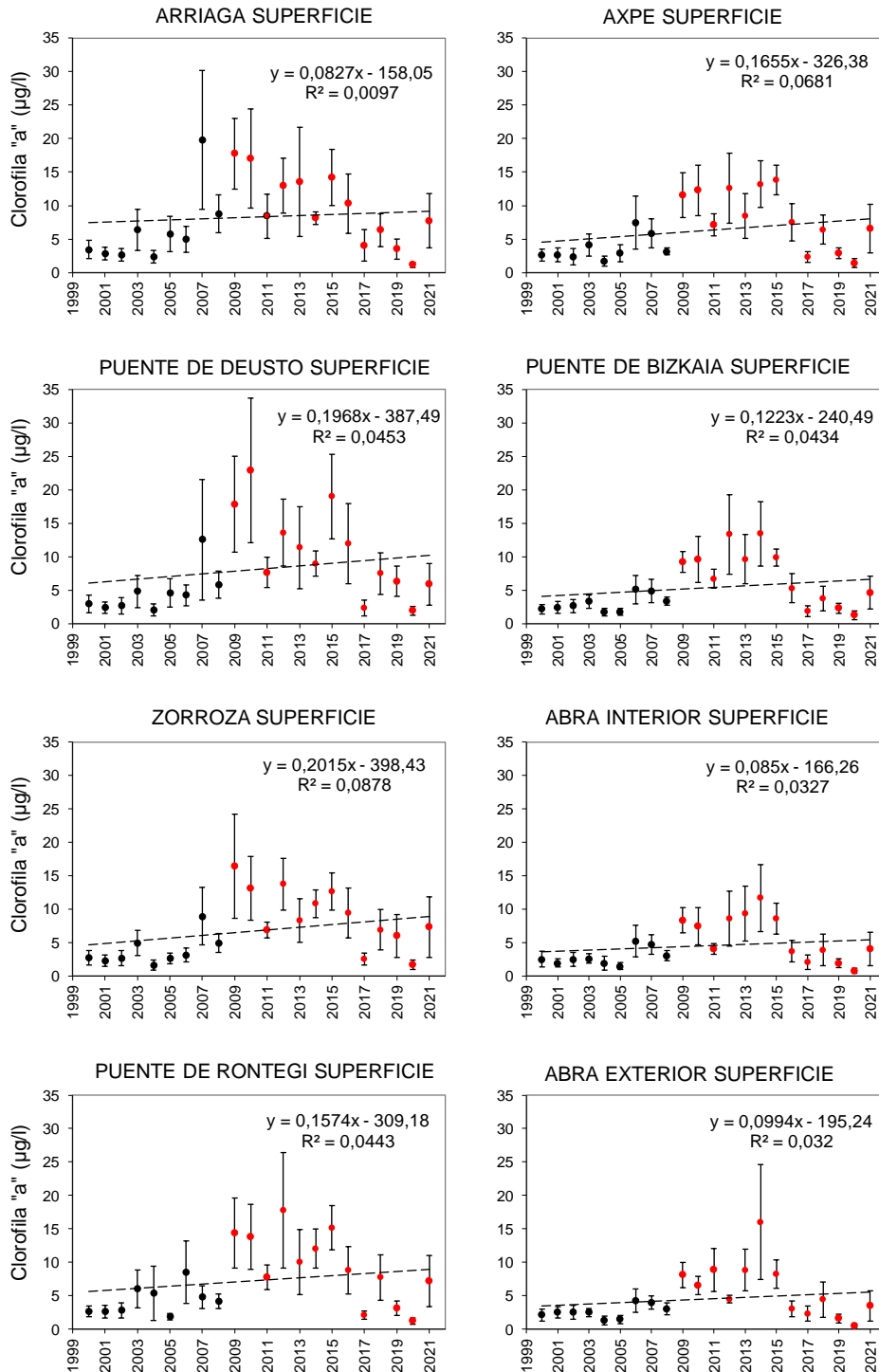


Figura 5.31. Evolución de la concentración de clorofila "a" (µg/l) desde 2000 en las distintas estaciones de muestreo. Cada valor anual corresponde a la media aritmética ± el error típico de las mediciones efectuadas en superficie a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste mediante regresión lineal simple de los datos frente al tiempo. En negro se indican los promedios de determinaciones en laboratorio; en rojo los promedios de determinaciones *in situ* (con sonda portátil).

Tabla 5.10. Modelos de regresión lineal simple ($y = \text{constante} + \text{pendiente } x$) de las concentraciones medias anuales de CLF (clorofila “a”) (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. La concentración media de CLF corresponde a la media aritmética de las concentraciones de superficie en cada punto. El tiempo está expresado en años.

Estación	Pendiente	Constante	r^2	p
ARRIAGA	0,08	-158	0,01	0,663
DEUSTO	0,20	-387	0,05	0,341
ZORROZA	0,20	-398	0,09	0,180
RONTEGI	0,16	-309	0,04	0,347
AXPE	0,17	-326	0,07	0,241
PUENTE DE BIZKAIA	0,12	-240	0,04	0,352
ABRA INTERIOR	0,08	-166	0,03	0,421
ABRA EXTERIOR	0,10	-195	0,03	0,426

5.1.3.6 Transparencia (profundidad de visión del disco de Secchi)

Al igual que la clorofila “a”, esta variable comenzó a medirse en el estuario en 1999 y se dispone de datos hasta la actualidad.

Como se observa en la Figura 5.32, la profundidad de visión del disco de Secchi fue aumentando progresivamente, especialmente durante la década de 2000.

La única estación donde no se observan tendencias temporales estadísticamente significativas es el Abra exterior, la menos influida por los aportes estuáricos (Tabla 5.11) y que ya mostraba valores relativamente altos al comienzo de la serie.

Estas tendencias indican una disminución progresiva de la turbidez que es atribuible a la eliminación de vertidos sin tratar al estuario y a los ríos.

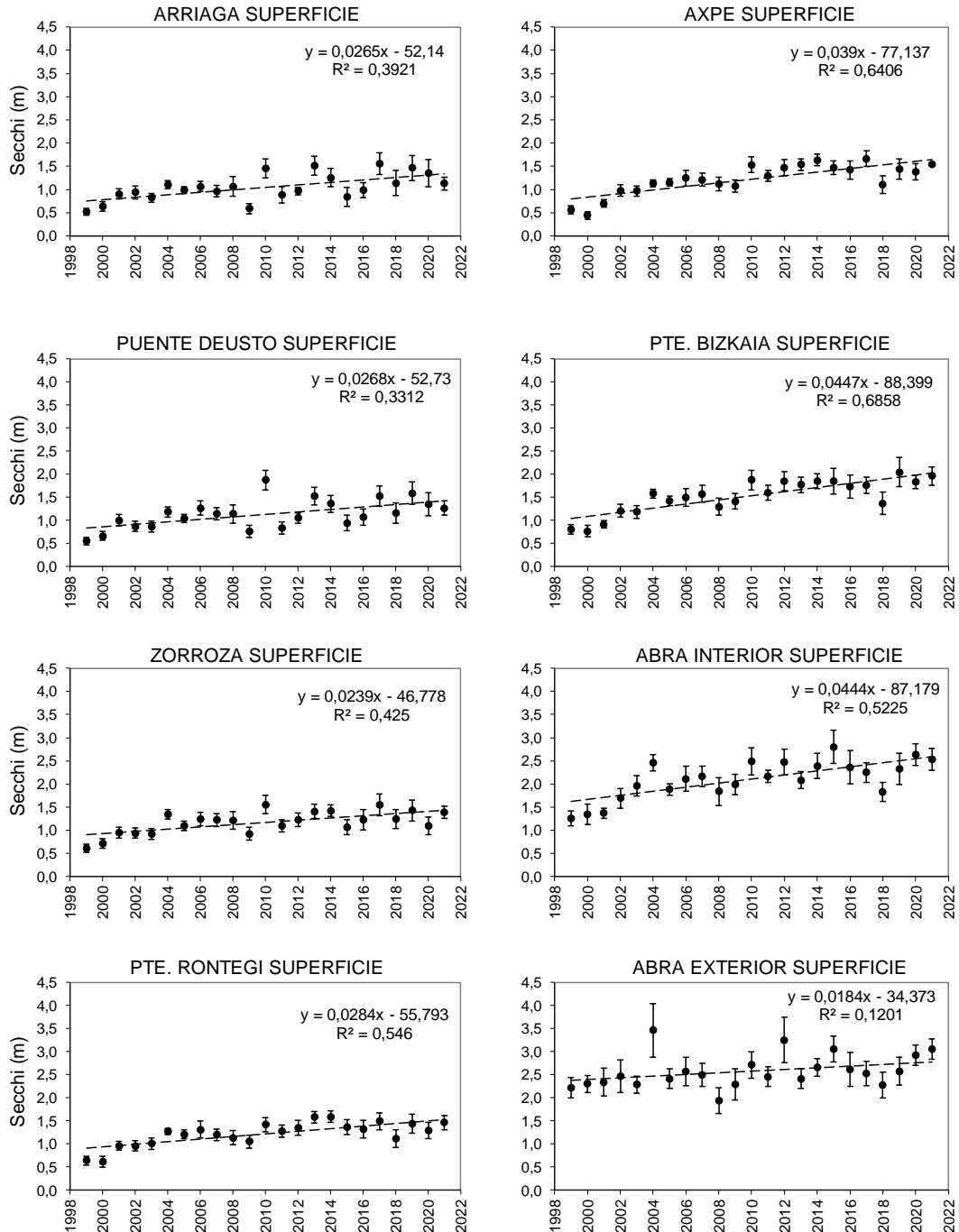


Figura 5.32. Evolución de la profundidad de visión del disco de Secchi (m) desde 1999 años en las distintas estaciones de muestreo. Cada valor anual corresponde a la media aritmética \pm el error típico de las mediciones efectuadas a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste mediante regresión lineal simple de los datos de disco de Secchi frente al tiempo.

Tabla 5.11. Modelos de regresión lineal simple ($y = \text{constante} + \text{pendiente } x$) de la profundidad media anual de visión del disco de Secchi (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. La profundidad media corresponde a la media aritmética de las mediciones efectuadas en cada punto a lo largo del año. El tiempo está expresado en años.

Estación	Pendiente	Constante	r^2	p
ARRIAGA	0,03	-52	0,39	0,001
DEUSTO	0,03	-53	0,33	0,004
ZORROZA	0,02	-47	0,43	<0,001
RONTEGI	0,03	-56	0,55	<0,001
AXPE	0,04	-77	0,64	<0,001
PUENTE DE BIZKAIA	0,04	-88	0,69	<0,001
ABRA INTERIOR	0,04	-87	0,52	<0,001
ABRA EXTERIOR	0,02	-34	0,12	0,105

5.2 Principales tributarios

En este apartado se presenta y analiza la información relativa a la calidad de las aguas y los aportes al estuario de los principales ríos tributarios. Esta información procede de campañas y análisis realizados en su totalidad por el CABB.

5.2.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras

Las estaciones de muestreo relativas a este apartado se sitúan en los principales tributarios, en la zona fluvial cercana al estuario.

Estas estaciones, ocho en total, se distribuyen en los ríos Asua, Gobela, Granada, Ibaizabal, Kadagua, Nervión/Nerbioi y Ballonti, así como aguas abajo de la confluencia del Nerbioi con el Ibaizabal. En la Tabla 5.12 se presentan los códigos y nombres de las estaciones, la zona donde se ubican, así como las coordenadas UTM.

Tabla 5.12. Estaciones de los principales tributarios del estuario.

Código	Nombre	Localización	UTMX	UTMY
RAS2000	Asua	Presa de Sangróniz. Límite mareas	505 109	4 793 162
RGO6000	Gobela	Antiguo Golf. Límite Mareas	499 601	4 797 982
RGR3000	Granada	Junto a P. Q. Sana. Límite mareas	497 838	4 794 083
RIB5000	Ibaizabal	Basauri. Confluencia	510 158	4 787 367
RKA8000	Kadagua	Presa S.A.E. Límite mareas	501 811	4 788 501
RNE7000	Nervión	Basauri. Confluencia	509 935	4 787 347
RNE8000	Nervión- Ibaizabal	La Peña. Límite de mareas	506 675	4 787 849
RVA1000	Ballonti	Portu. Aguas abajo Aceprosa	497 466	4 795 571

Los principales tributarios (Ibaizabal, Kadagua y Nerbioi) se muestrearon una vez al mes, para el resto hay datos mensuales excepto en diciembre. En la Tabla 5.13 se presentan las fechas de muestreo en cada estación.

Tabla 5.13. Fechas de muestreo en los principales tributarios. Se presenta el código y nombre de cada estación y el día de muestreo para cada mes de 2021.

Código	Nombre	MES / DIA											
		E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
RAS2000	Asua	12	09	10	26	25	22	20	23	20	18	16	-
RGO6000	Gobela	12	09	10	26	25	22	20	23	20	18	16	-
RGR3000	Granada	12	09	10	26	25	22	20	23	20	18	16	-
RIB5000	Ibaizabal	18	16	02	20	17	28	12	31	14	25	23	21
RKA8000	Kadagua	18	16	02	20	17	28	12	31	14	25	23	21
RNE7000	Nervión	18	16	02	20	17	28	12	31	14	25	23	21
RNE8000	Nervión-Ibaizabal	18	16	02	20	17	28	12	31	14	25	23	21
RVA1000	Ballonti	12	09	10	26	25	22	20	23	20	18	16	-

En cada estación se emplearon sondas y se tomaron muestras para la medición de las siguientes variables: conductividad, pH, temperatura del agua, oxígeno disuelto, nitrógeno total (NT), carbono orgánico total (COT), nitrógeno amoniacal (amonio), nitrato, nitrito, ortofosfato, *E. coli* y enterococos fecales. La medición y análisis en el laboratorio se llevaron a cabo de acuerdo a los procedimientos del CABB.

5.2.2 Resultados

En la Tabla 5.14 se presentan varios estadísticos descriptivos referentes a las variables fisicoquímicas anteriormente mencionadas. Además, de la Figura 5.33 a la Figura 5.36 se muestra la variación mensual de algunas de ellas en cada estación de muestreo.

La **temperatura** mínima (8,2°C) se midió el 21 de diciembre en la estación RNE7000 (Nerbioi). La máxima (22,1°C) se midió el 14 de septiembre en la estación RNE8000, tras la confluencia del Nerbioi con el Ibaizabal.

En el caso de la **conductividad**, el rango fue desde 183 µS/cm (Ibaizabal en diciembre), hasta 1150 µS/cm (Granada, en abril).

El **pH** osciló entre 6,7 (Ibaizabal en diciembre) y 8,7 (Nervión-Ibaizabal en agosto).

Se trata de valores normales para este tipo de sistemas. Como puede verse en la Figura 5.33, la temperatura siguió el ciclo natural de aumento a medida que transcurrían los meses, para bajar de nuevo a finales de verano o en otoño. Destacan las temperaturas relativamente altas encontradas en octubre y noviembre en los ríos pequeños (especialmente en el Ballonti).

Tabla 5.14. Principales parámetros estadísticos (media, mínimo, máximo y desviación estándar) calculados en 2021 para las variables fisicoquímicas y bacteriológicas medidas en las estaciones de los tributarios.

		Temp.	Conduct.	pH	O. D	O. D.	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	N-total	P-P0 ₄	COT	<i>E. coli</i>	Enter. fecal
		°C	µS/cm		mg/l	%	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	NMP/100 ml	UFC/100 ml
Asua RAS2000	Media	14,8	478	7,7	8,6	83,6	0,11	<0,10	0,99	1,70	<0,4	3,04	8697	2854
	Mín.	8,5	314	7,2	6,9	69	<0,10	<0,10	0,78	1,3	<0,4	<2,0	2755	480
	Máx.	19,9	537	8,2	11,0	98	0,32	<0,10	1,20	3,2	<0,4	7,5	17329	5700
	D. est.	3,8	71	0,4	1,7	9,8	0,10	0,0	0,12	0,56	0,0	2,17	5011	1953
Gobela RGO6000	Media	15,1	561	7,9	9,2	90,6	0,09	<0,10	1,31	2,07	<0,4	3,23	10266	3200
	Mín.	9,4	375	7,6	7,4	77	<0,10	<0,10	0,94	1,3	<0,4	<2,0	1179	1100
	Máx.	19,0	622	8,2	11,0	110	0,22	<0,10	1,50	4,5	<0,4	8,4	28445	10000
	D. est.	3,1	72	0,2	1,3	9,5	0,06	0,0	0,17	0,86	0,0	2,65	10256	3097
Granada RGR3000	Media	15,0	830	8,2	9,5	94,2	0,23	0,06	0,83	2,42	<0,4	8,05	64203	4583
	Mín.	9,6	239	7,4	8,2	85	<0,10	<0,10	0,46	1,2	<0,4	<2,0	9208	1900
	Máx.	19,2	1150	8,6	12,0	110	0,60	0,11	1,40	6,1	<0,4	46,0	241960	7000
	D. est.	3,0	250	0,3	1,1	7,3	0,19	0,02	0,27	1,41	0,0	12,77	84117	1802

Tabla 5.14 (continuación). Principales parámetros estadísticos (media, mínimo, máximo y desviación estándar) calculados en 2021 para las variables fisicoquímicas y bacteriológicas medidas en las estaciones de los tributarios.

		Temp.	Conduct.	pH	O. D	O. D.	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	N-total	P-P0 ₄	COT	<i>E. coli</i>	Enter. fecal
		°C	µS/cm		mg/l	%	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	NMP/100 ml	UFC/100 ml
Ibaizabal RIB5000	Media	14,7	399	7,8	10,1	98,3	0,07	0,10	1,12	1,79	0,4	5,06	7925	2386
	Mín.	8,5	183	6,7	8,3	91	0,05	0,10	0,55	1,00	0,4	2,20	1334	1600
	Máx.	21,2	592	8,2	12,0	100	0,14	0,10	1,80	2,40	0,4	8,40	14136	3900
	D. est.	4,3	126	0,5	1,2	2,9	0,04	0,00	0,33	0,43	0,0	1,95	4779	882
Kadagua RKA8000	Media	14,8	484	8,2	10,2	99,3	0,06	<0,10	0,86	1,43	<0,4	3,39	3924	277
	Mín.	9,3	332	7,8	8,1	90	<0,10	<0,10	0,42	1,1	<0,4	<2,0	1162	160
	Máx.	21,2	685	8,4	12,0	110	0,12	<0,10	1,20	1,9	<0,4	5,7	9804	410
	D. est.	4,2	114	0,2	1,3	6,2	0,03	0,0	0,22	0,22	0,0	1,53	3239	80
Nervión RNE7000	Media	14,8	715	8,1	10,4	103,1	0,09	<0,10	1,07	1,78	<0,4	4,58	3395	183
	Mín.	8,2	358	7,4	8,7	99	<0,10	<0,10	<0,10	1,3	<0,4	2,0	22	50
	Máx.	21,6	1190	8,7	>12,0	110	0,34	<0,10	2,10	2,4	<0,4	15,0	16740	480
	D. est.	4,8	281	0,4	1,0	5,1	0,09	0,0	0,49	0,41	0,0	3,43	6007	142

Tabla 5.14 (continuación). Principales parámetros estadísticos (media, mínimo, máximo y desviación estándar) calculados en 2021 para las variables fisicoquímicas y bacteriológicas medidas en las estaciones de los tributarios.

		Temp.	Conduct.	pH	O. D	O. D.	N-NH ₃	N-NO ₂	N-NO ₃	N-total	P-P0 ₄	COT	<i>E. coli</i>	Enter. fecal
		°C	µS/cm		mg/l	%	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	NMP/100 ml	UFC/100 ml
Nervión-Ibaizabal RNE8000	Media	15,0	490	8,2	10,2	98,8	<0,10	<0,10	1,01	1,67	<0,4	4,28	1542	183
	Mín.	8,3	235	7,2	7,4	85	<0,10	<0,10	0,23	1,0	<0,4	<2,0	58	52
	Máx.	22,1	711	8,7	>12,0	110	0,10	<0,10	1,70	2,4	<0,4	7,9	2909	310
	D. est.	5,0	158	0,4	1,4	5,6	0,01	0,00	0,38	0,41	0,0	1,87	1077	89
Ballonti RVA1000	Media	15,1	799	7,8	7,7	76,7	0,60	<0,10	1,65	3,50	<0,4	8,45	51006	15614
	Mín.	10,4	305	6,7	5,4	57	<0,10	<0,10	0,79	1,7	<0,4	2,9	9590	2200
	Máx.	19,2	953	8,2	10,0	92	2,20	0,21	2,50	5,3	<0,4	31,0	120330	61000
	D. est.	2,7	177	0,4	1,4	11,2	0,68	0,05	0,56	1,2	0,0	7,85	38064	20610
TOTAL	Media	14,9	591	8,0	9,5	93,4	0,16	0,09	1,10	2,0	<0,4	4,98	18870	3643
	Mín.	8,2	183	6,7	5,4	57	<0,10	<0,10	<0,10	1,0	<0,4	<2,0	22	50
	Máx.	22,1	1190	8,7	>12,0	110	2,20	0,21	2,50	6,1	<0,4	46,0	241960	61000
	D. est.	3,8	226	0,4	1,6	11,1	0,29	0,02	0,42	1,0	0,0	5,70	38468	8523

Los valores de **oxígeno disuelto (saturación)** estuvieron entre 57 y 110%. Si no se considera el mínimo, que se midió en el Ballonti en octubre, todos superaron el valor de 60% (Figura 5.33). En los ríos más pequeños (Asua, Gobela, Granada y Ballonti) la saturación fue relativamente alta y estable durante los dos o tres primeros meses del año. Esta situación se prolongó al menos hasta mayo en los principales tributarios. En general, temperaturas relativamente altas se asociaron a menores porcentajes de saturación.

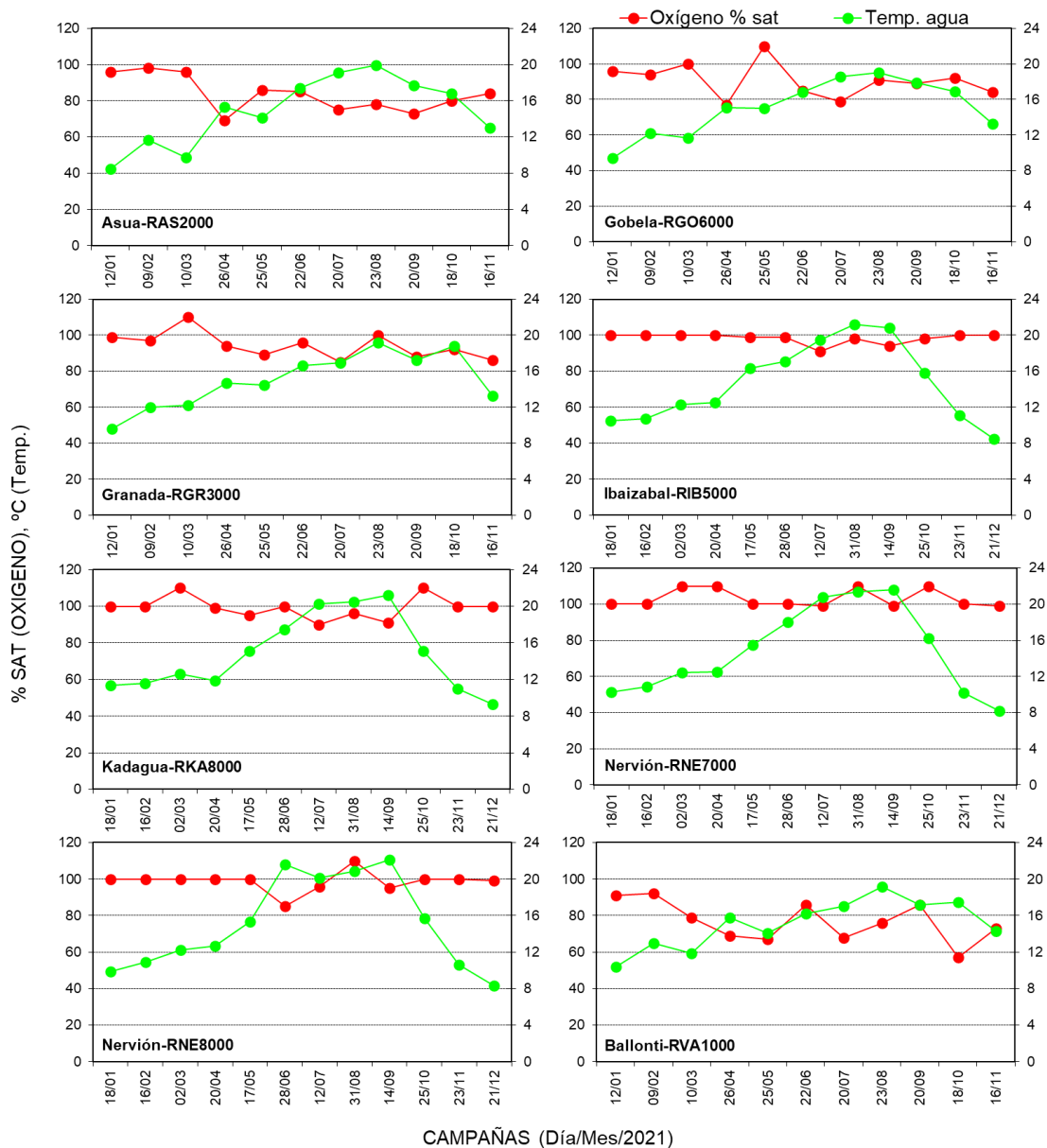


Figura 5.33. Por cada estación de muestreo: variación mensual del oxígeno (% saturación) en el eje izdo.; temperatura del agua (°C) en el eje dcho.

La concentración de **NT** fue en general menor que la de **COT** (Figura 5.34). El NT varió entre 1 y 6,1 mg·l⁻¹, el máximo se midió en septiembre en el Granada. Respecto al COT, la mayoría de los valores no superaron 16 mg·l⁻¹, excepto por los picos medidos en septiembre en el Ballonti y en el Granada (31 y 46 mg·l⁻¹, respectivamente). Durante ese muestreo se observó que las aguas se encontraban turbias, con lo cual, dichos valores no parecen debidos a error de análisis o a contaminación de las muestras.

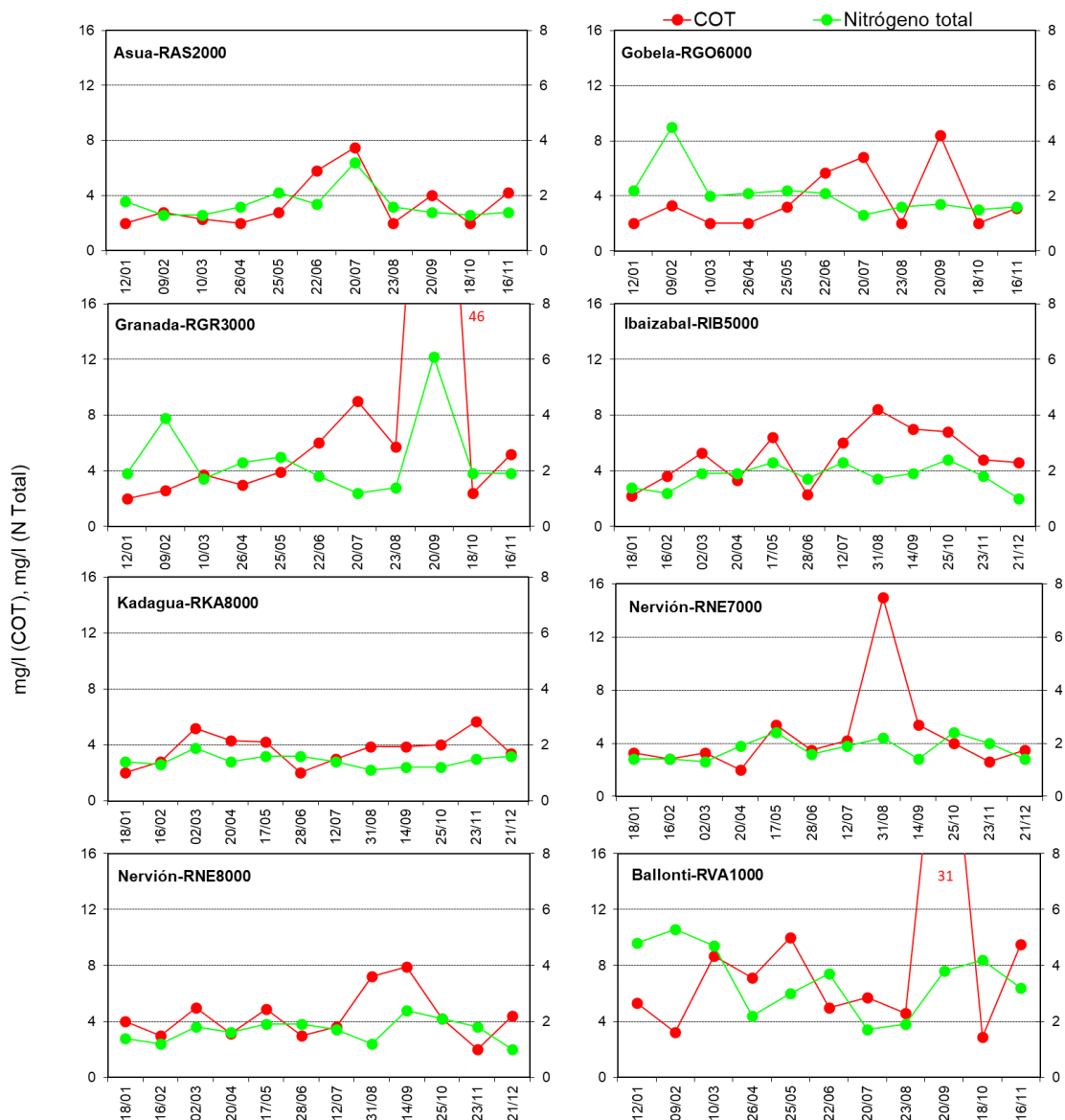


Figura 5.34. Por cada estación de muestreo: variación mensual del carbono orgánico total (COT, mg/l) en el eje izdo.; nitrógeno total (N Total, en mg/l) en el eje dcho.

El **fosfato** estuvo en todas las muestras por debajo del LC ($0,4 \text{ mg P}\cdot\text{l}^{-1}$). En el caso del **nitrito** la mayoría presentaron valores cercanos o inferiores al LC ($0,1 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$); el máximo se midió en octubre en el Ballonti ($0,21 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$). El **amonio** mostró valores bajos, con la excepción de algunos picos en el Granada y en el Ballonti, más frecuentes y pronunciados en este último; su máximo se midió también en octubre ($2,2 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$). El **nitrato** fue en general la forma de nitrógeno inorgánico más abundante, su máximo se midió en el Ballonti, pero en febrero ($2,5 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$) (Tabla 5.14; Figura 5.35).

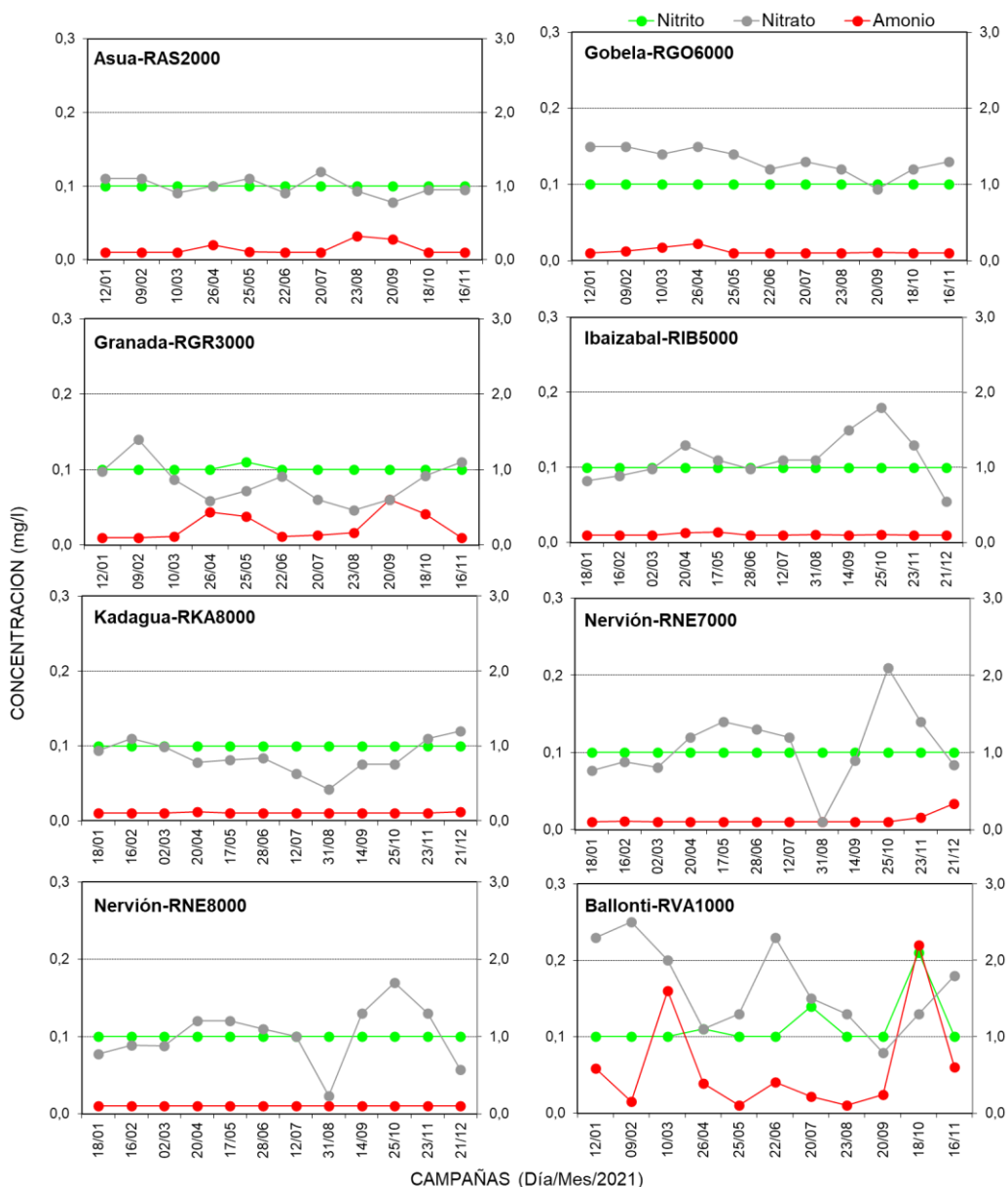


Figura 5.35. Variación mensual del amonio, nitrito y nitrato (los tres en $\text{mg N}\cdot\text{l}^{-1}$) en cada estación de muestreo. Eje izdo.: nitrito; eje dcho.: nitrato y amonio; límite de cuantificación $0,1 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$.

Finalmente, respecto a las bacterias, los **enterococos fecales** se mantuvieron por debajo de 1000 NMP/100 en el Kadagua y las dos estaciones del Nervión, mientras que el máximo se midió en el Ballonti (61 000 NMP/100 ml). **E. coli** presentó un patrón espacial bastante similar; su máximo se midió en el Granada (241 960 NMP/100 ml), pero presentó valores del orden de 10^5 también en el Ballonti (Tabla 5.14; Figura 5.36).

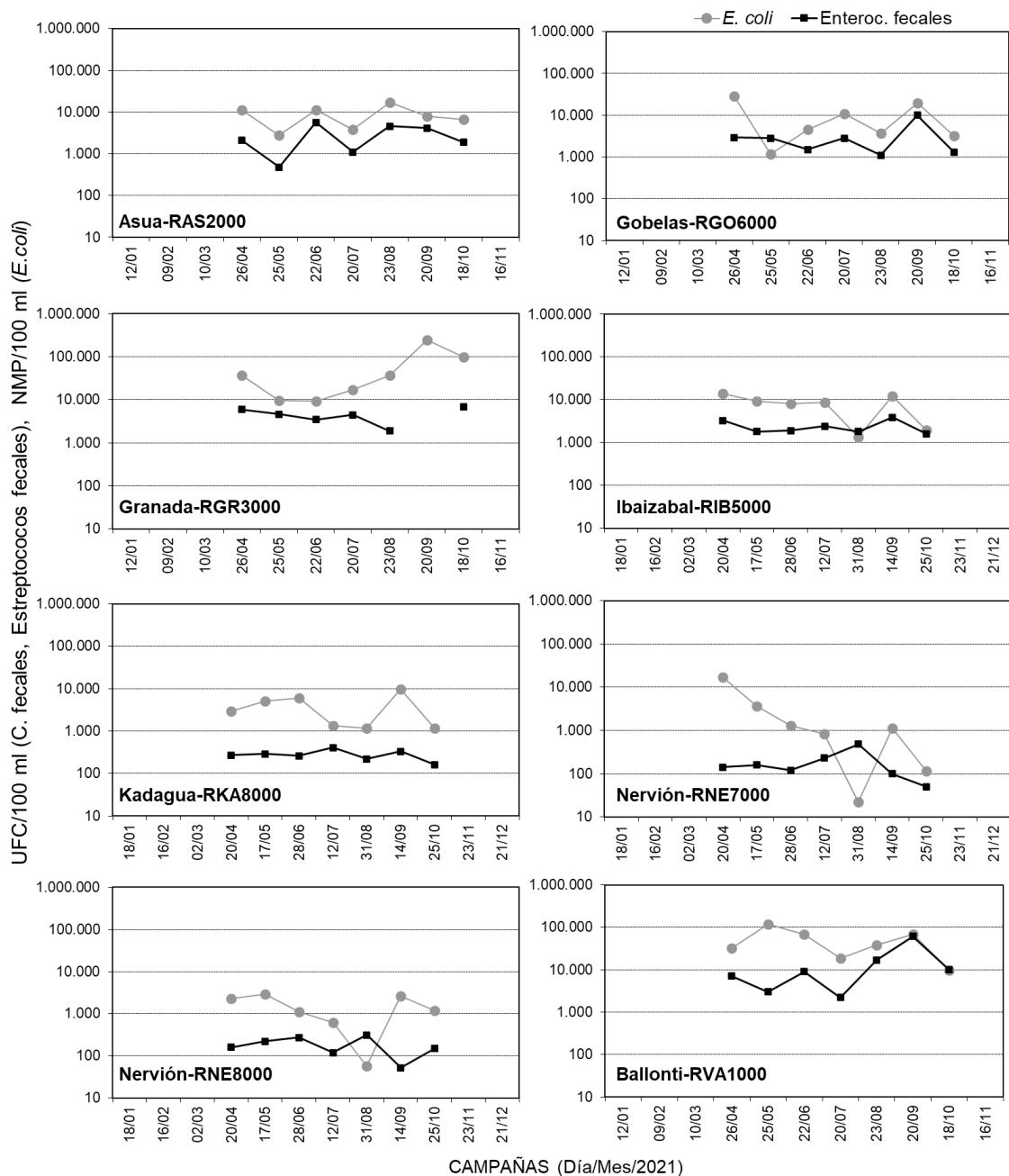


Figura 5.36. Variación mensual de los enterococos fecales (UFC/100 ml) y de *E. coli* (NMP/100 ml) en cada estación de muestreo.

5.3 Resumen y conclusiones

- En el **estuario del Nerbioi-Ibaizabal** la variabilidad de las condiciones fisicoquímicas responde en gran medida a la influencia de las condiciones meteorológicas y de la marea, que determinan la circulación y mezcla de las masas de agua. En las campañas de 2021 las **variables hidrográficas generales** (salinidad, temperatura y pH) siguieron las pautas habituales en estuarios de latitudes templadas, tanto las relacionadas con las diferencias a lo largo del eje longitudinal, como con los ciclos estacionales.

- Los resultados de la salinidad en 2021 vuelven a poner de manifiesto que la columna de agua en el estuario generalmente se encuentra **estratificada por densidad** (con más intensidad en el canal de la Ría), lo cual explica las notables diferencias entre superficie y fondo para la salinidad, así como para otras muchas variables.

- En el año 2021 las **condiciones de oxigenación** fueron en general, buenas, siguiendo la tendencia de los últimos años. Sin embargo, hay que señalar que se observaron situaciones de hipoxia severa (< 20% de saturación) en las aguas de fondo de la zona más interna de la Ría en el muestreo de julio y que éstas no alcanzaron el objetivo de calidad (superar el 60% de saturación) en los muestreos efectuados entre abril y septiembre. Esto posiblemente responda a causas climáticas, concretamente a periodos prolongados de bajas precipitaciones, como se apuntó también en 2020.

- La mezcla del agua fluvial de los principales tributarios (Nerbioi e Ibaizabal) con el agua de mar explica las concentraciones decrecientes de muchas sustancias en el sentido cabecera-desembocadura, y la transparencia creciente también hacia el exterior del estuario. Sin embargo, algunas variables relacionadas con la calidad de las aguas (generalmente, **carbono orgánico, nitrato y fosfato**) a menudo presentan “anomalías” a este patrón que indican que se producen aportes en la zona media. Dichos aportes, entre Rontegi y Puente de Bizkaia, posiblemente procedan de vertidos directos al estuario (como los de la EDAR de Galindo), pero también pueden tener origen en las cuencas de algunos tributarios laterales (principalmente, la del Ballonti). Se puede poner como ejemplo la situación observada en octubre.

- Las concentraciones de **amonio** siguen siendo bajas en la mayoría de las muestras. Si se tienen en cuenta los valores límite recomendados en la bibliografía, al menos el 95% de las especies no se verán sometidas a efectos tóxicos agudos o crónicos.

- La distribución de los **parámetros bacteriológicos** a lo largo del estuario guarda estrecha relación con la salinidad, ya que las bacterias fecales disminuyen en concentración al mezclarse con el agua marina. Por ello, es frecuente encontrar una gradiente de disminución de *E. coli* y estreptococos desde la cabecera hasta el Abra. A este patrón se le superpone un incremento moderado a la altura de Axpe, aproximadamente, que en parte podría deberse al vertido de la EDAR. Por otro lado, las condiciones meteorológicas juegan un papel importante, ya que en épocas lluviosas hay mayores aportes de bacterias por escorrentía. Las concentraciones observadas en 2021 se encontraron en el rango habitual de la última década y los niveles se pueden considerar suficientemente bajos para asegurar la calidad de las aguas de baño en la zona inferior del estuario.

- La **clorofila “a”** medida estacionalmente en laboratorio mediante **espectrofotometría** alcanzó hasta $16 \mu\text{g l}^{-1}$ en la zona superior de la Ría en julio, valor que no se considera elevado para esa zona del estuario. Sin embargo, en agosto se midieron concentraciones mucho más altas, hasta $50 \mu\text{g l}^{-1}$. En este último caso solo se empleó **sonda (“in situ”)**, pero no parece una sobreestimación dado que el agua estaba de color marrón-verdoso y la saturación de oxígeno era muy alta. La variabilidad espacio-temporal de la clorofila presentó muchos aspectos en común, como se verá más adelante, con la de la abundancia fitoplanctónica.

- En los últimos años, los valores estimados de profundidad de la zona fótica a partir de la visión del **disco de Secchi** indican que la luz no impide la producción primaria y el crecimiento de las poblaciones de fitoplancton en la capa superficial de la columna de agua a lo largo de la Ría. En el Abra, donde la profundidad del estuario es mayor y la columna de agua se suele encontrar más mezclada, la luz sería limitante a partir de unos 7–8 m de profundidad.

- Las campañas que se realizan a lo largo de todo el estuario desde 1990 permiten detectar **tendencias temporales** estadísticamente significativas de incremento de las concentraciones de oxígeno disuelto y de la transparencia del agua y de descenso de las concentraciones de nitrógeno amoniacal y de coliformes. Esto indica una clara mejoría de las condiciones a medida que avanza la captación y el tratamiento de los vertidos. Como se ha explicado en anteriores informes, a comienzos de la década del 2000 se produjo un salto cualitativo en la mejoría de las condiciones de oxigenación, lo cual está relacionado con la entrada en funcionamiento del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo.

- Los datos tomados por el CABB a lo largo del estuario desde 1990 indican que los **porcentajes de saturación de oxígeno** inferiores al 60% (superar este límite es uno de los objetivos del Plan de Saneamiento) y al 20% (valor que se puede considerar crítico para la supervivencia de los organismos bentónicos) son desde la década de 2000 poco frecuentes. Las situaciones de hipoxia severa se han vuelto muy raras, mientras que al comienzo del seguimiento eran bastante comunes.
- Las tendencias mencionadas anteriormente se relacionan con el notable descenso de las **cargas de materia orgánica, nutrientes y bacterias** que se ha producido desde la puesta en marcha del Plan de Saneamiento. En la década de 2000 las cargas procedentes de industrias y de aguas residuales urbanas sin tratar se redujeron tanto que, actualmente, las principales fuentes de contaminación orgánica y amoniacal son, porcentualmente, los ríos y la EDAR de Galindo.
- En cuanto a los **principales tributarios**, la distribución de las variables fisicoquímicas básicas (temperatura, pH y conductividad) a lo largo del año 2021 resultó la normal para este tipo de sistemas.
- El río Ballonti presentó las peores condiciones de oxigenación. No obstante, solo en una ocasión se midió una saturación inferior al 60% (octubre, 57%).
- En promedio la concentración de nitrato ($1,10 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$) fue muy superior a la de amonio ($0,16 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$) y la de nitrito ($0,09 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$). Los aportes de nitrato a través de los tributarios suponen una importante entrada de nitrógeno al estuario.
- Además, algunos tributarios aportan cantidades significativas de otros nutrientes, así como de materia orgánica y bacterias al estuario. Es el caso del **Ballonti**, en el cual se observaron con frecuencia picos destacables en variables asociadas a **vertidos de aguas residuales deficientemente tratadas** (nitrógeno total, carbono orgánico total, amonio y bacterias fecales). El **Granada** también destacó en ocasiones para alguna de estas variables, por ejemplo, COT y *E. coli* en septiembre. El **Gobela** parece haber mejorado respecto a años recientes.

6. COMUNIDADES DE FITOPLANCTON

6.1 Introducción

El interés de realizar el seguimiento del fitoplancton en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal deriva, en parte, de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), que incluye entre los indicadores de calidad ecológica la abundancia y composición del fitoplancton, su biomasa, así como la incidencia de floraciones o “blooms” (EUROPEAN COMMISSION, 2000). Por otra parte, las series temporales de fitoplancton pueden ayudar a predecir la aparición de episodios nocivos (HABs, “Harmful Algal Blooms”) y también a conocer la evolución del ecosistema en respuesta a cambios en la calidad del agua.

Con este estudio, son ya más de 15 años en los que se han descrito no sólo la abundancia relativa y la distribución de los distintos grupos taxonómicos (p.ej., SEOANE *et al.*, 2005; 2006), sino también los crecimientos masivos que en ocasiones puntuales se han producido en diferentes partes del estuario, así como en los principales ríos tributarios.

En los estuarios, cuando la presión antrópica es alta, no es raro que se produzcan mortandades de peces que se pueden tratar de atribuir a causas como la escasez de oxígeno o los vertidos tóxicos. En estos casos es difícil establecer relaciones causales, debido a que generalmente el estudio se realiza de manera posterior a la aparición del efecto. Sin embargo, en ocasiones, la mortandad de peces ha podido relacionarse con alguna especie de microalga (BURKHOLDER *et al.*, 1999). Los efectos nocivos sobre los ecosistemas, o sobre los usos del agua, producidos por ciertas especies de fitoplancton, parecen responder en muchos casos a los aportes de nutrientes de origen antrópico, en lo que se conoce como proceso de eutrofización (HALLEGRAEFF, 2003). Esto pone en evidencia la necesidad de conocer la composición del fitoplancton en los estuarios, donde la población y/o actividad humana es importante, dado que dichos sistemas suelen recibir vertidos y, entre ellos, una alta carga de nutrientes inorgánicos (nitrato, fosfato, etc.).

Se conocen aproximadamente un centenar de especies de fitoplancton que pueden tener un efecto perjudicial (HAB) por poseer la capacidad de sintetizar toxinas, o por crecer de forma masiva. En los estuarios, la mayor parte de ellas pertenecen al grupo de dinoflagelados, habiendo también ciertas diatomeas, silicoflagelados, primnesiales y cianobacterias que pueden generar este tipo de efectos.

Los estuarios son zonas de elevada producción biológica, principalmente porque presentan de manera natural abundancia de nutrientes y materia orgánica. Las microalgas (fitoplancton, junto con algas unicelulares bentónicas que pasan a la columna de agua por

suspensión) pueden crecer a tasas altas en los tramos remansados de los ríos y en los estuarios cuando el tiempo de residencia del agua es lo suficientemente elevado como para compensar la pérdida de células por arrastre hacia el mar. El fitoplancton que es estrictamente autótrofo necesita luz y nutrientes inorgánicos para crecer. También hay plancton mixótrofo, esto es, que puede utilizar tanto materia orgánica como inorgánica, por lo que puede vivir en ambientes acuáticos muy turbios. Por otro lado, los organismos unicelulares heterótrofos viven a expensas de la materia orgánica del agua, tanto disuelta como particulada.

Los tramos altos de los ríos, aunque reciben hojarasca y otras fuentes de materia orgánica desde el medio terrestre, lo cual requiere oxígeno para su degradación, presentan aguas bien oxigenadas debido a su turbulencia. Sin embargo, en los tramos lentos de los ríos y en los estuarios, donde el intercambio de gases entre la atmósfera y el agua es más difícil, puede escasear el oxígeno. Esto último ocurre cuando hay limitación de la fotosíntesis (lo que se produce en aguas muy turbias, en el fondo de la columna de agua, o durante la noche). Por otro lado, las proliferaciones de microalgas, aunque en una primera fase producen oxígeno por fotosíntesis, pueden posteriormente generar una elevada demanda de oxígeno asociada a la materia orgánica lábil procedente de los exudados y lisis de sus células. Si el río o estuario no tiene un régimen turbulento, situación muy típica en verano, el oxígeno difunde con dificultad desde la atmósfera lo que, unido al consumo de la elevada materia orgánica por parte de los microheterótrofos, provoca episodios de hipoxia y anoxia.

Las condiciones ópticas del agua también se ven afectadas por el crecimiento masivo de microalgas. En los ecosistemas someros, donde habitan comunidades de macrófitos sumergidos, la disponibilidad de luz en el fondo es importante para su funcionamiento. Un exceso de material particulado causado por un elevado número de células fitoplanctónicas (que además suelen contener pigmentos) puede producir efectos adversos sobre estas comunidades vegetales al dificultar la penetración de la luz en la columna de agua.

En ciertos casos la elevada concentración de microalgas llega incluso a colorear el agua, causando alarma social. Estos fenómenos de crecimientos masivos o “blooms” de alta biomasa han existido siempre, pero a finales del siglo XX se observó un aumento de su frecuencia que se ha relacionado principalmente con causas antrópicas, concretamente con el enriquecimiento en nutrientes de estos medios (HALLEGRAEFF, 1993).

Además, ciertas especies de fitoplancton pueden tener un efecto perjudicial asociado a la síntesis de sustancias (entre las que se cuentan potentes toxinas), o a estructuras celulares que producen daños en la fauna acuícola.

Entre las especies tóxicas se citan dinoflagelados de los géneros *Alexandrium*, *Prorocentrum*, *Tripos*, *Karenia*, *Karlodinium*, etc. y diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*. También cabe citar entre las especies tóxicas a la primnesiofícea *Chrysochromulina polylepis*, algunas rafidofíceas de los géneros *Chattonella* y *Heterosigma*, y algunas especies de cianobacterias de los géneros *Anabaena* y *Nodularia* (REGUERA *et al.*, 1998). Las sustancias pueden ser de tipo neurotóxico, citolítico o hemolítico (SMAYDA, 1997).

Las toxinas también pueden ser acumuladas por organismos filtradores (zooplancton y moluscos principalmente), que no se ven perjudicados por éstas pero que, sin embargo, las transmiten a sus consumidores, llegando a afectar a otros niveles tróficos, incluidos los seres humanos. Es el caso de algunas especies, como los dinoflagelados del género *Dinophysis*, que forman parte del alimento de mejillones, ostras, etc. y que producen síndromes de intoxicación por consumo de moluscos (en este caso, el síndrome diarreico).

Por otro lado, algunas microalgas que no son tóxicas, como las del género *Phaeocystis*, producen mucílago que pueden llegar a ocluir las branquias de los peces al reducir el flujo de agua (y oxígeno) a través de ellas, siendo ésta también una causa directa de su muerte. Otras, como ciertas especies del género *Chrysochromulina*, excretan sustancias que irritan las branquias de los peces, de manera que son las propias branquias las que segregan mucílago y provocan la asfixia.

En otros casos, la presencia de estructuras silíceas (setas) como las del silicoflagelado *Dictyocha speculum* y las diatomeas del género *Chaetoceros* pueden dañar las branquias provocando edemas y asfixia.

La calidad del agua del estuario del Nerbioi-Ibaizabal ha experimentado una mejoría substancial desde que se puso en marcha el Plan de Saneamiento. Como consecuencia, han disminuido los aportes alóctonos de sustancias, pero también la turbidez del agua y, con ello, la luz disponible para las microalgas es ahora mayor. Esto podría favorecer crecimientos masivos de fitoplancton que resultaran perjudiciales.

El estudio que se presenta en este informe comprende dos aspectos principales:

- Descripción de la composición y abundancia del fitoplancton, con especial interés en los crecimientos masivos (floraciones o “blooms”).
- Descripción de la ocurrencia de especies potencialmente nocivas, incluyendo las que son perjudiciales para el ecosistema y también las que lo son para la salud humana (HABs).

6.2 Situación de las estaciones y obtención de las muestras

En la Figura 6.1 se muestra la localización de las estaciones de muestreo empleadas para el fitoplancton desde el inicio del estudio, en 2002. A partir de 2021 no se muestrean las estaciones RESN05 y RESN07, ni tampoco los tributarios.

Las muestras de agua destinadas a la identificación taxonómica y al recuento celular se tomaron en superficie y se depositaron en frascos topacio de 125 ml, con tapón a rosca, que contenían 0,5 ml de una solución de Lugol ácido (lo que da una concentración final en la muestra de 0,4% v/v).

En algunos años se tomaban, además, muestras en el estuario a varias profundidades de la columna de agua. También, con red de 10 μm se efectuaban en ocasiones transectos horizontales en el Abra exterior, con el fin de concentrar a los organismos menos abundantes que luego podían estudiarse en muestras fijadas o sin fijar (“en vivo”).

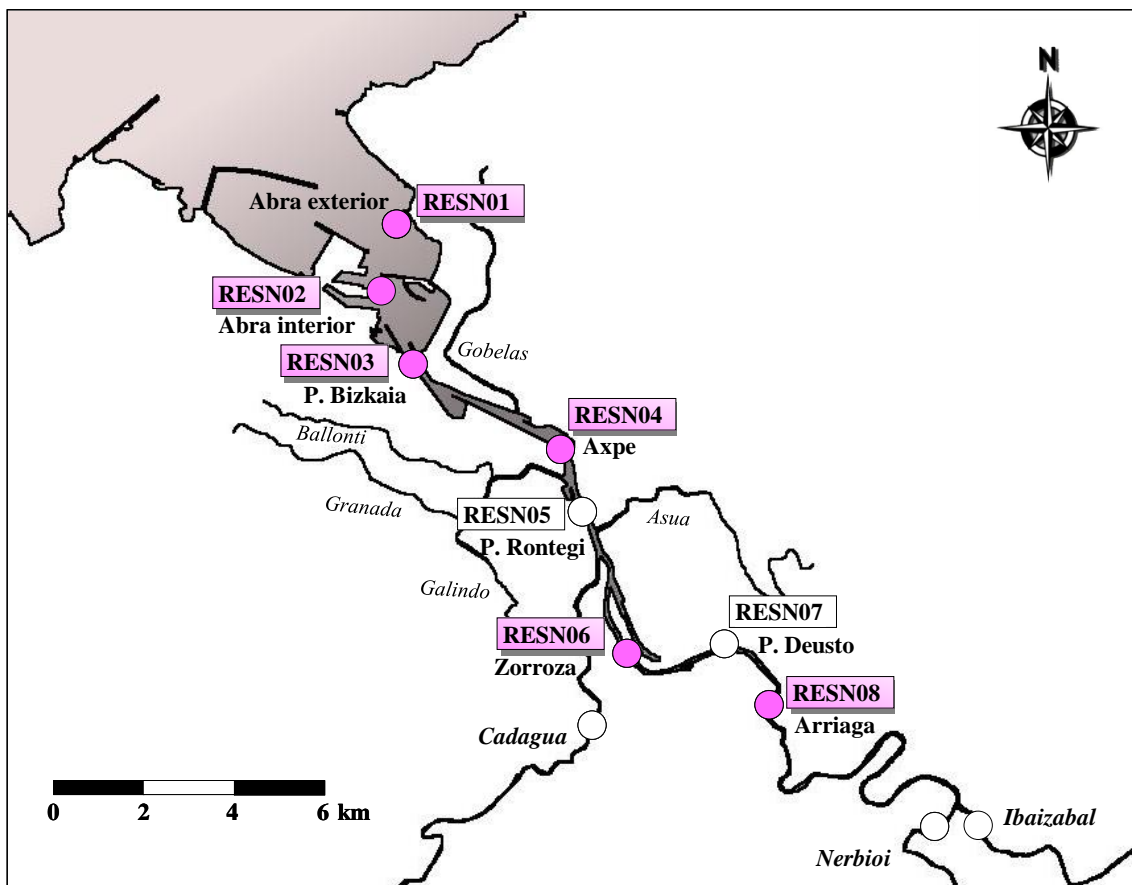


Figura 6.1. Estaciones de muestreo utilizadas históricamente por el CABB para el fitoplancton; se señalan con círculos tanto las del estuario como las de los tributarios. Las actuales son las señaladas en rosa.

Las coordenadas de las estaciones de muestreo se indican en el capítulo anterior, al emplearse también para el seguimiento de la calidad del agua (Tabla 5.2). El muestreo comienza en la zona superior (RESN08, Arriaga) y finaliza en la zona más marina (RESN01, Abra exterior). Para completarlo se emplea un tiempo aproximado de dos horas.

En cuanto a la frecuencia de muestreo, ésta ha ido variando a lo largo del seguimiento. Entre los años 2002 y 2009 se muestreó desde marzo hasta septiembre, con frecuencia casi mensual. En los años 2010, 2011 y 2012 las campañas se ciñeron al periodo entre mayo y septiembre, y la frecuencia se intensificó en verano (en algunos meses estivales se hicieron dos muestreos). A partir de 2013 se hacen cuatro muestreos anuales, distribuidos de manera que abarquen diferentes condiciones hidrográficas y reflejen así la variabilidad estacional. En la Tabla 6.1 se indican las fechas de muestreo correspondientes al último año de estudio.

Tabla 6.1. Información relativa a los muestreos de fitoplancton en el último año de estudio. El caudal se refiere al aporte fluvial en la cabecera del estuario y se ha calculado como la media diaria para el Nerbioi-Ibaizabal (estación de Abusu) considerando el día del muestreo y los cuatro días previos.

Fecha	Estaciones (RESN0_)	Época	Inicio del muestreo (hora local)	Pleamar (hora local)	Amplitud ¹ (m)	Marea ²	Caudal ³ (m ³ s ⁻¹)
17/02/2021	1, 2, 3, 4, 6, 8	Invierno	10:50	07:48	2,6	muerta	32,0
18/05/2021	2, 3, 4, 6, 8	Primavera	10:38	09:43	1,5	muerta	5,2
24/05/2021	1	Primavera	15:26	15:53	3,4	viva	3,4
13/07/2021	2, 3, 4, 6, 8	Verano	11:01	07:39	2,8	media	3,1
08/09/2021	1	Verano	10:15	06:13	3,8	viva	2,3
26/10/2021	1, 2, 3, 4, 6, 8	Otoño	10:28	08:14	2,1	muerta	12,2

⁽¹⁾ Diferencia entre los niveles de pleamar y bajamar

⁽²⁾ Muerta (amplitud <2,8 m); media (amplitud de 2,8 a 3,2 m); viva (amplitud >3,2 m).

⁽³⁾ Datos proporcionados por URA, estación NB05 (Abusu).

Hasta el año 2011 los muestreos de fitoplancton comenzaban dos horas después de la pleamar. A partir de 2012 no se sigue dicho criterio, pero se evita llevar a cabo el muestreo de las estaciones de la zona interna del estuario cerca de la bajamar. Además, se trata de escoger días en los que el aporte fluvial no sea muy alto. Esto es para evitar situaciones en que las comunidades de fitoplancton que crecen en el estuario sean dispersadas por las aguas fluviales y arrastradas hacia el mar. Además, un elevado contenido de sólidos en suspensión, típico de las “riadas”, interfiere con la técnica de microscopía.

Como puede verse en la Tabla 6.1, el caudal máximo del Nerbioi-Ibaizabal en las campañas de 2021 se registró en la de invierno y fue $32,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, valor que se encuentra cerca de la media anual de $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ indicada por Valencia *et al.* (2004b) para el Nervión.

En cuanto a la influencia del mar, como viene siendo habitual, los muestreos de fitoplancton se realizaron en distintas fases del ciclo de la marea (Tabla 6.1). Algunos comenzaron justo en pleamar o solo una hora después (primavera) y otros hasta 3-4 horas después de la pleamar (verano). En general la amplitud mareal fue moderada, ya que solo se realizaron durante mareas vivas los muestreos del Abra exterior de primavera y verano, que no coinciden con el del resto de estaciones ya que tuvieron que retrasarse respecto a la fecha prevista por dificultades para acceder a esa zona con el barco.

La salinidad en las aguas de superficie de la estación más interior (RESN08) se situó en el rango oligohalino en los muestreos de invierno y primavera (2-3 USP), y en el mesohalino en los de verano y otoño (7 y 16 USP, respectivamente).

6.3 Métodos analíticos

Para el estudio del fitoplancton se siguieron las recomendaciones de las normas europeas EN 15204:2006 (AENOR, 2007) y EN 15972:2011 (AENOR, 2012).

Se efectuó un análisis cuantitativo mediante el método de Utermöhl (UTERMÖHL, 1958; EDLER y ELBRÄCHTER, 2010). Éste consiste en introducir una alícuota de la muestra de agua en una cámara de sedimentación donde, por gravedad, al cabo de un tiempo determinado las células quedan depositadas en el fondo de manera aleatoria (Figura 6.2). La identificación y recuento celular del fitoplancton recogido en la base de la cámara se realiza posteriormente con microscopio invertido.



Figura 6.2 Utilización de cámaras de sedimentación para la preparación de las muestras de fitoplancton según el método de Utermöhl.

Se identificó a nivel de especie, o de género, cuando ello fue posible. En el caso de las células muy pequeñas, u organismos frágiles, el fitoplancton se clasificó en niveles jerárquicos superiores (orden o familia). Finalmente, los datos de abundancia se resumieron para los siguientes grupos: clorofitas (clorofíceas, prasinofíceas y ulvofíceas), diatomeas, crisofíceas, dictiocofíceas, rafidofíceas, criptofíceas, dinoflagelados, euglenofíceas, primnesiofíceas (haptofitas), ciliados autótrofos, cianofíceas (filamentos), nanoflagelados heterótrofos (solo ciertas especies que tradicionalmente se incluyen en recuentos de fitoplancton) y pequeñas formas sin clasificar ($\leq 10 \mu\text{m}$).

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

Este método es también el empleado en la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” (por ejemplo, BORJA *et al.*, 2013) y el análisis lo lleva a cabo el mismo equipo (Laboratorio de Ecología de la UPV/EHU).

En algunas ocasiones, como observación auxiliar o complementaria, se utilizaron muestras “en vivo” (sin fijar). Estas muestras permiten observar el movimiento y las características morfológicas que, como los flagelos, no son resistentes a la fijación.

6.4 Resultados

6.4.1 Composición y abundancia del fitoplancton en el estuario

En la Figura 6.3 se representa, en escala logarítmica, la abundancia total del fitoplancton en 2021. La estacionalidad estuvo muy marcada, observándose los mínimos en invierno, los máximos en verano y valores intermedios en primavera y otoño.

Desde la Figura 6.4 hasta la Figura 6.12 se muestran las abundancias de diferentes grupos taxonómicos, también en escala logarítmica. Destacaron, con abundancias en ocasiones superiores a un millón de células por litro: diatomeas, dinoflagelados, clorofitas prasinofíceas, criptofitas y pequeñas formas sin identificar. Otros grupos llegaron a alcanzar valores del orden de 10^5 células l^{-1} : clorofíceas, euglenofitas, haptofitas y rafidofíceas. Los máximos de cada uno de estos grupos se observaron en verano, aunque hubo también algún pico destacable de diatomeas en primavera (Figura 6.4).

El resto de los grupos no se han representado. Entre ellos, llegaron a máximos del orden de 10^4 células l^{-1} : crisofíceas, dictiocófeas, los nanoflagelados heterótrofos que se contabilizan y los ciliados kleptoplastidiales (*Mesodinium rubrum* complex). Las cianobacterias formadoras de filamentos fueron muy poco frecuentes y solo se detectaron en una muestra de RESN08, con 200 células l^{-1} . También fueron raras y poco abundantes las conjugatófeas y las ulvoíceas (clorofitas ambas).

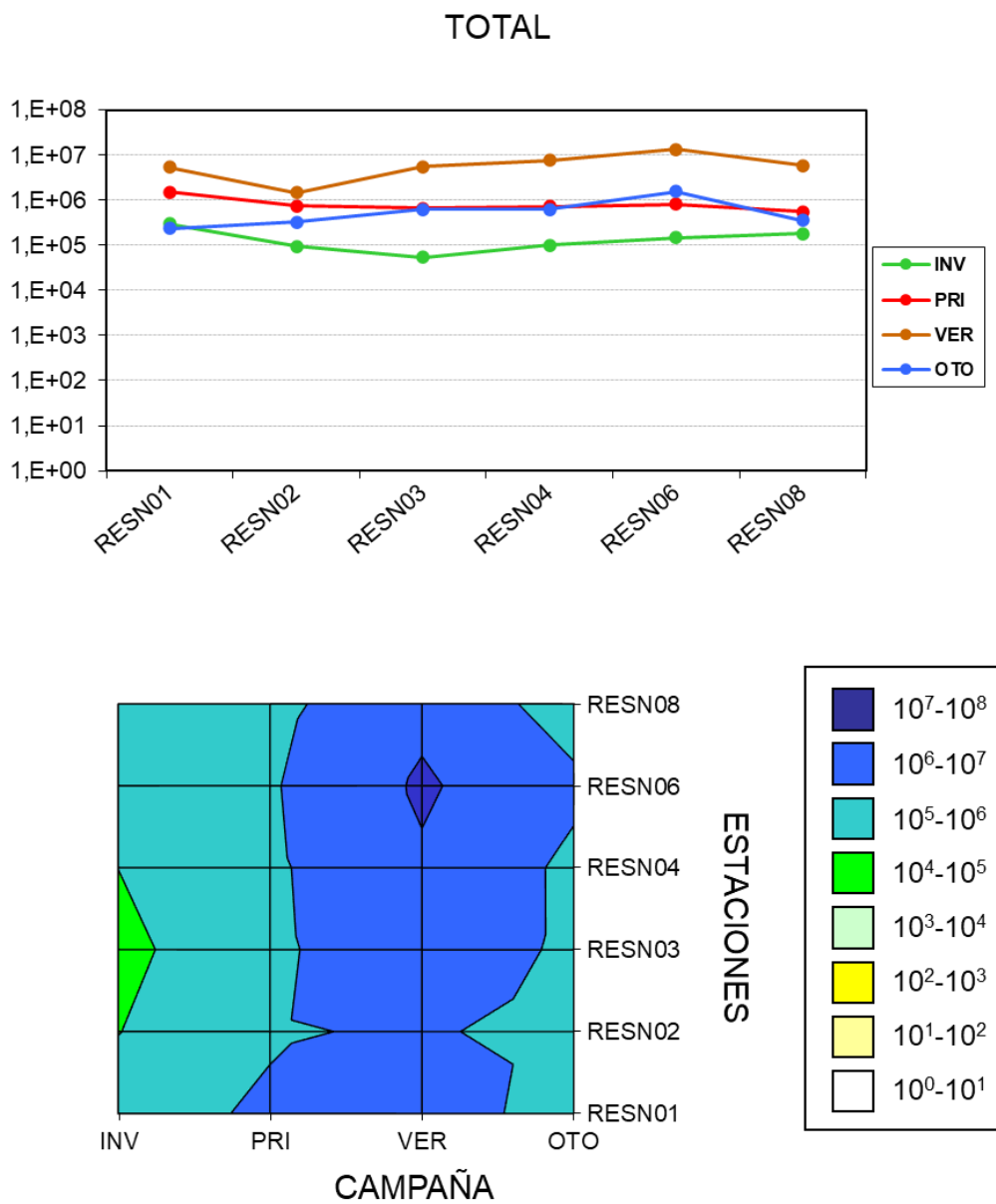


Figura 6.3. Abundancia total de fitoplancton (células l^{-1}) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

DIATOMEAS

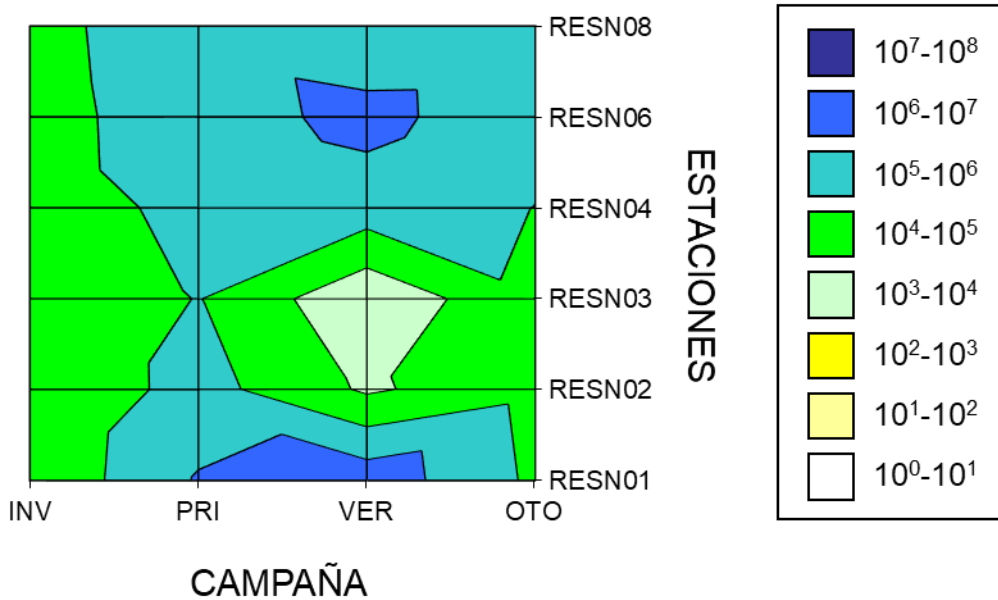
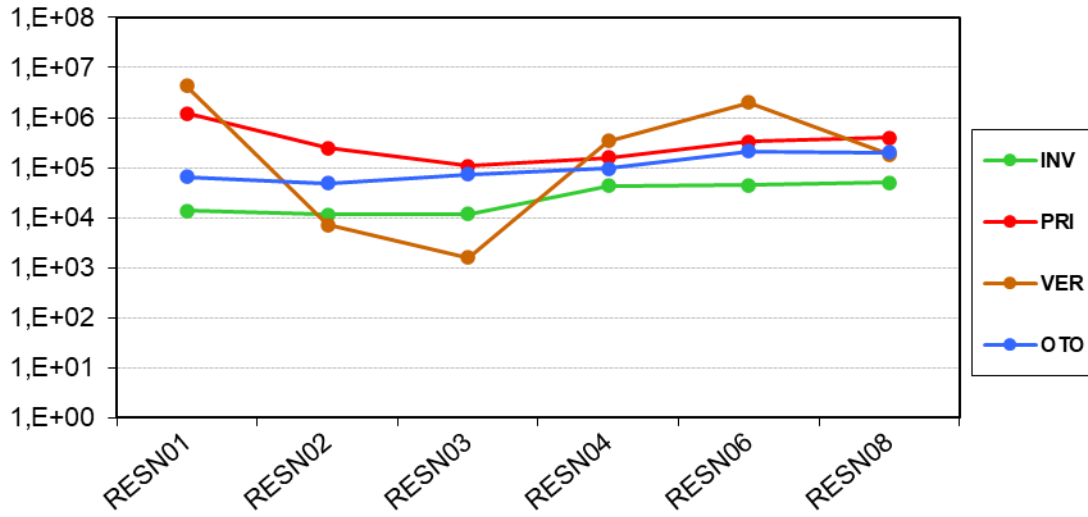


Figura 6.4. Abundancia de diatomeas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

DINOFLAGELADOS

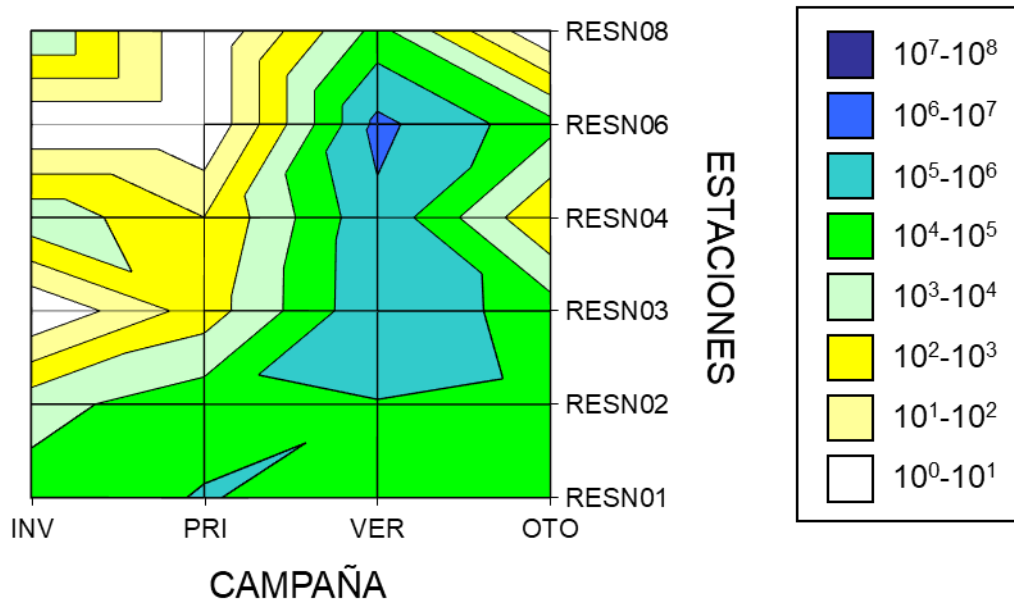
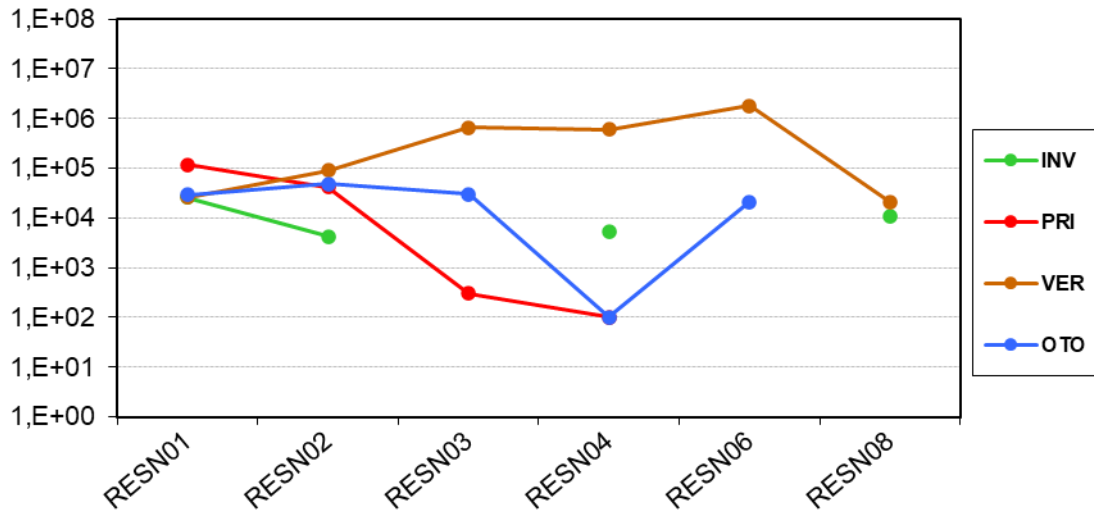


Figura 6.5. Abundancia de dinoflagelados (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

COLOROFÍCEAS Y VERDES SIN ID.

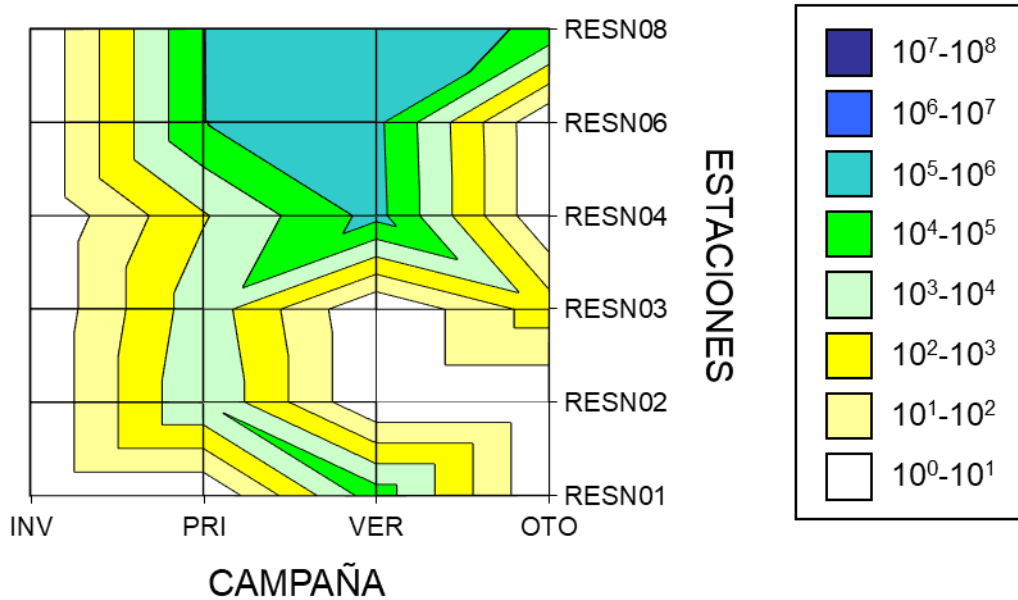
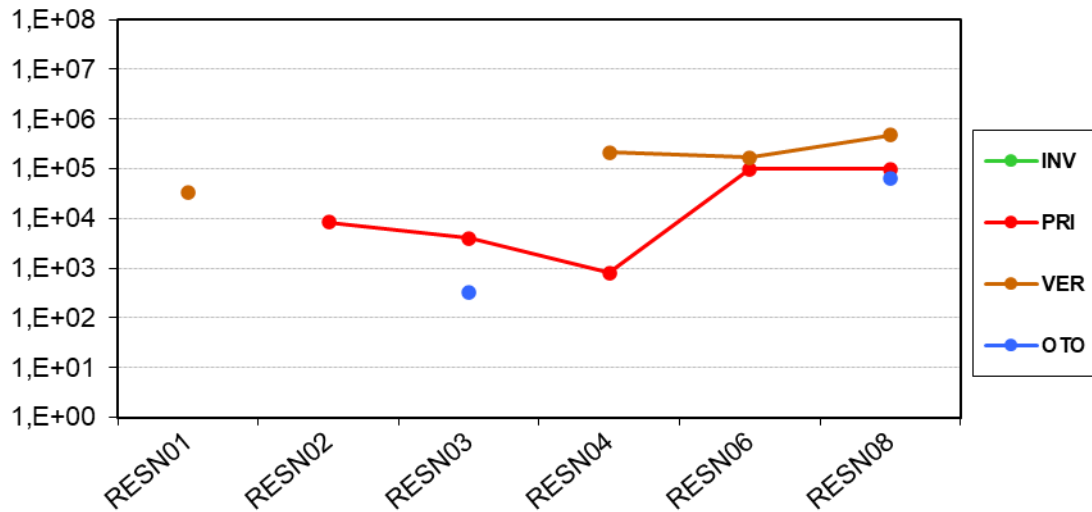


Figura 6.6. Abundancia de clorofíceas y algas verdes no identificadas (células l⁻¹) – grupo clorofitas – a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

PRASINOFÍCEAS

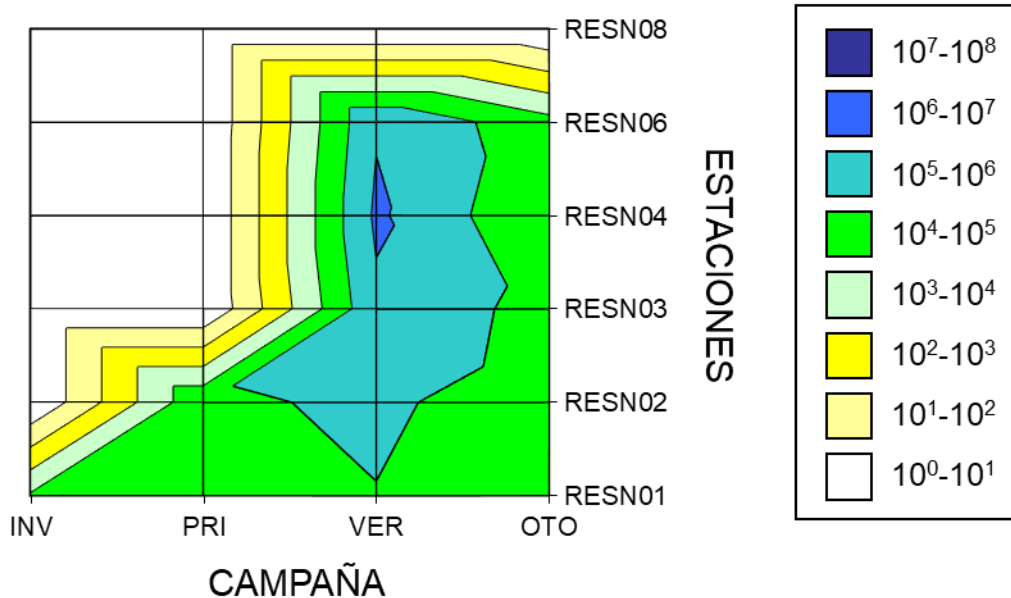
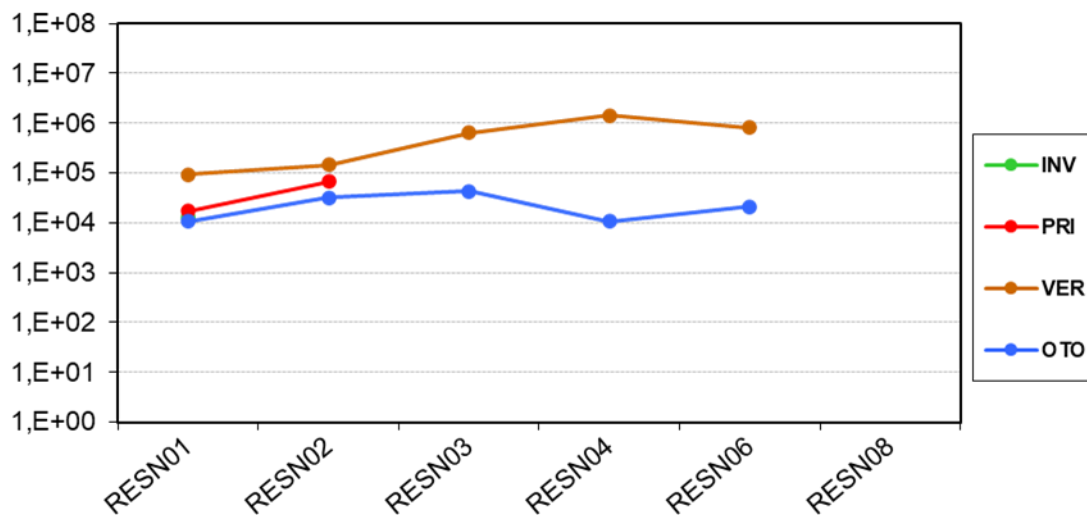


Figura 6.7. Abundancia de prasinofíceas (células l⁻¹) – grupo clorofitas – a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

EUGLENOFITAS

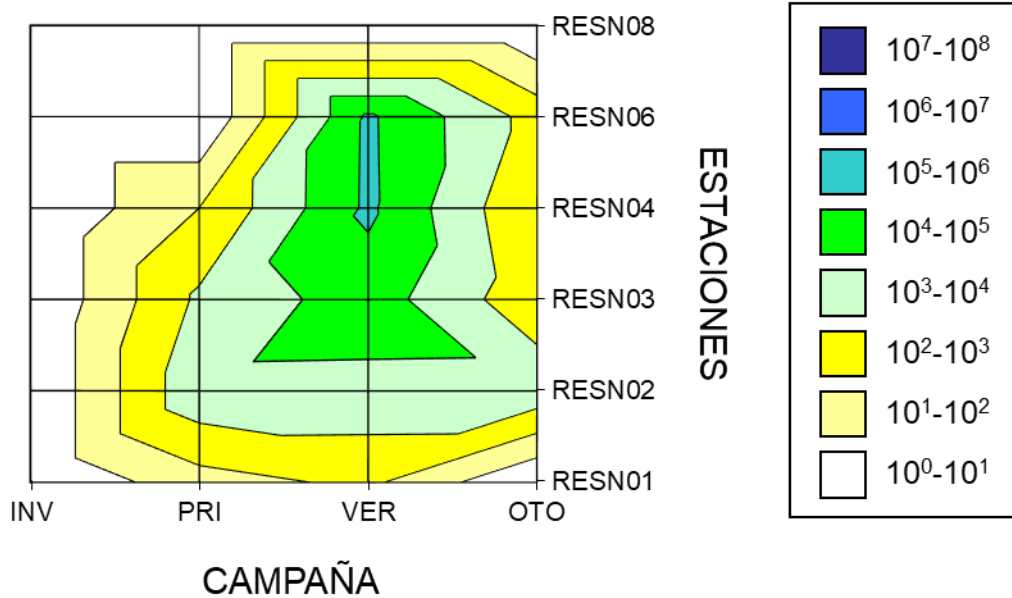
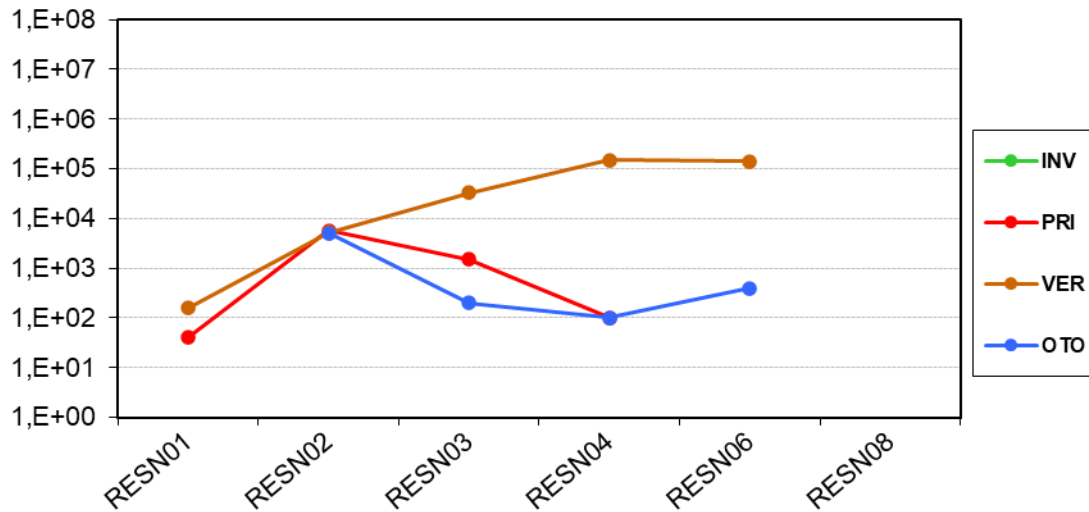


Figura 6.8. Abundancia de euglenofitas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

CRIOFITAS

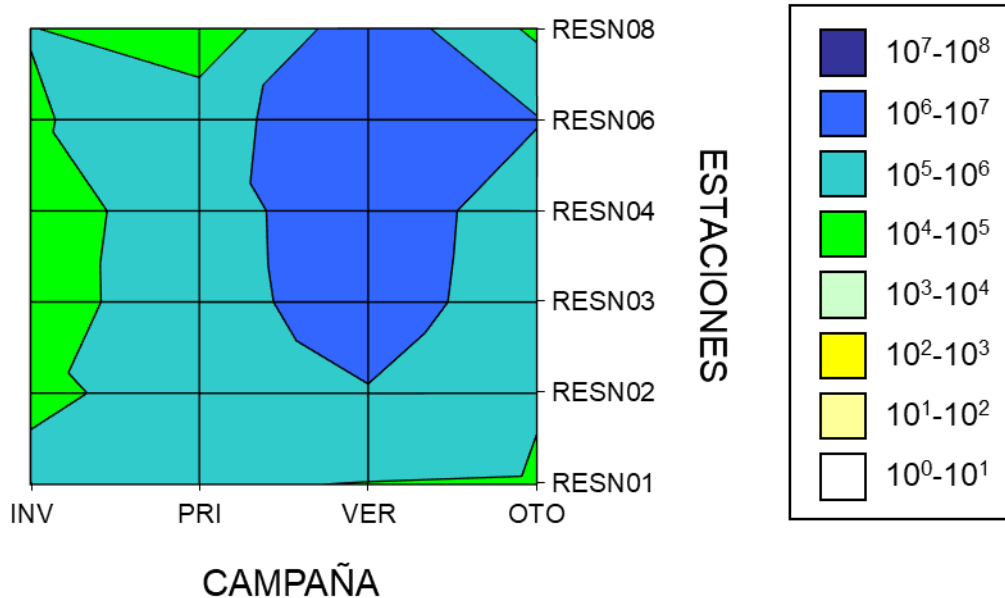
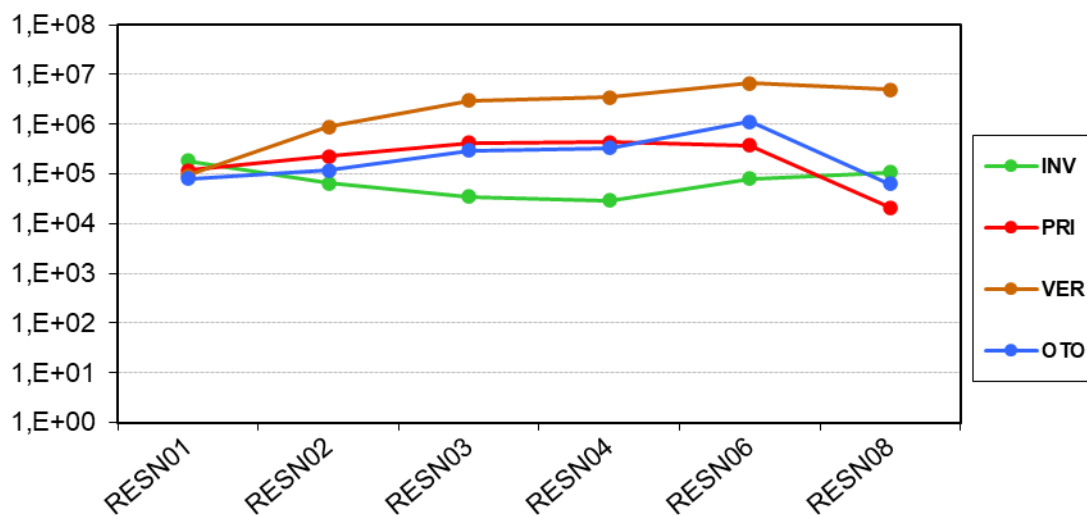


Figura 6.9. Abundancia de criptofitas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

PRIMNESIOFÍCEAS (HAPTOPHYTA)

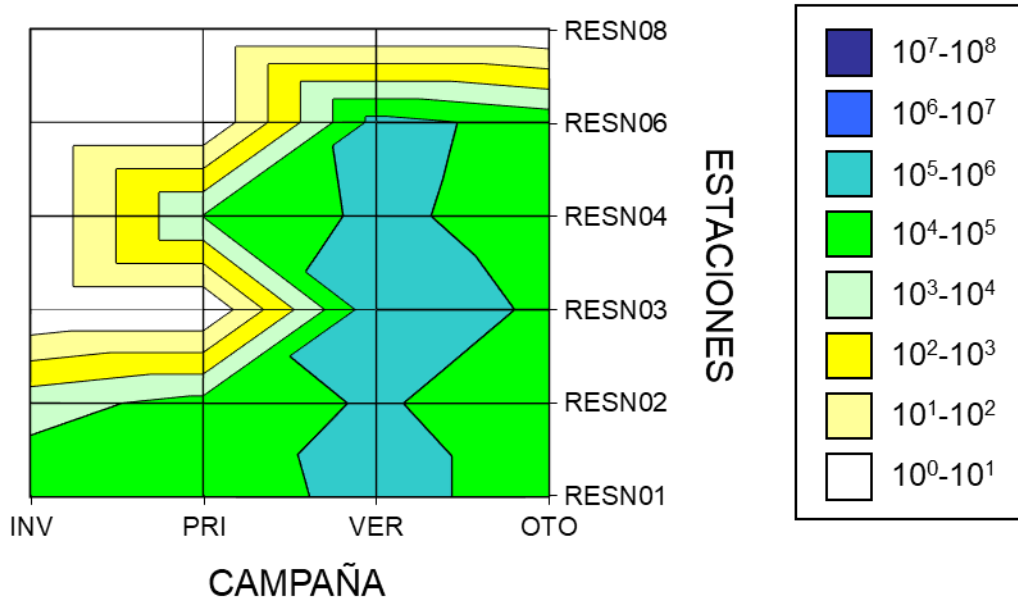
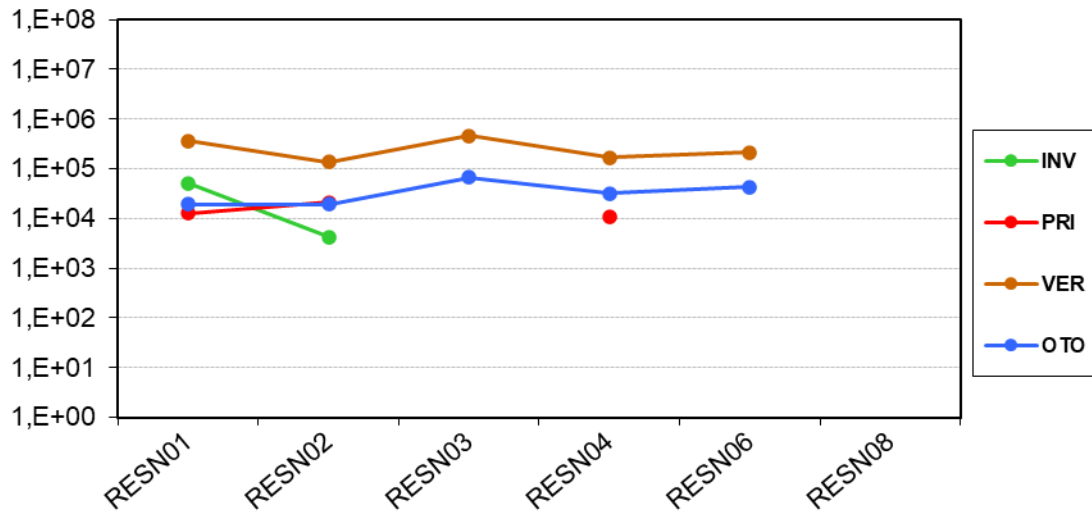


Figura 6.10. Abundancia de haptofitas primnesiofíceas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

RAFIDOFÍCEAS (OCHROPHYTA)

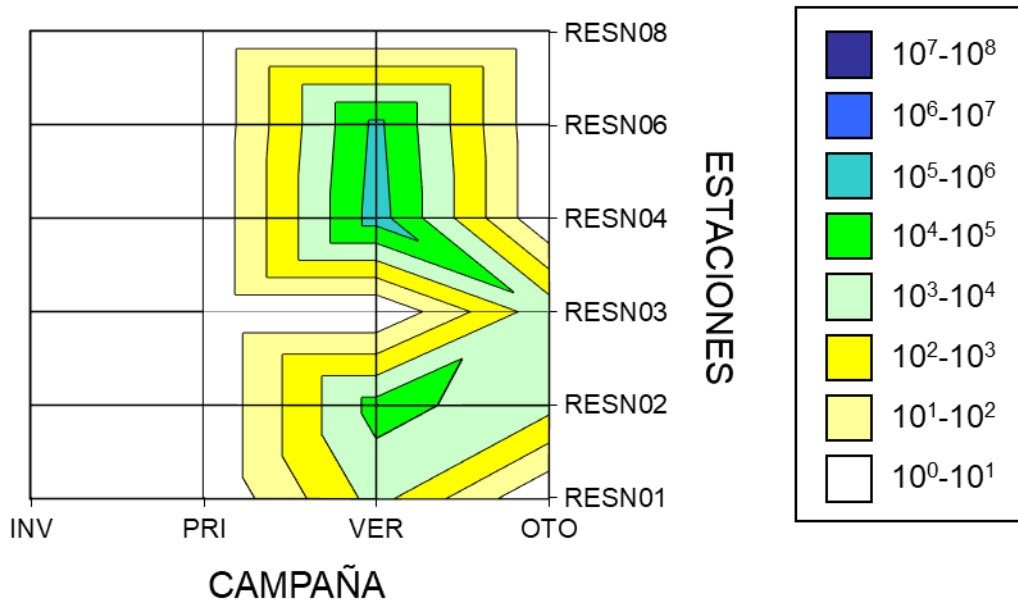
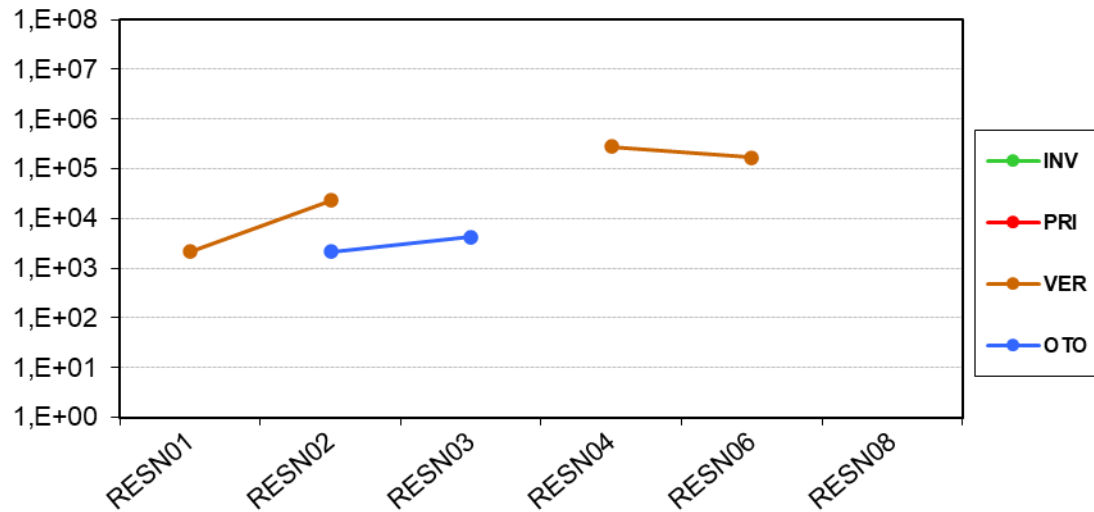


Figura 6.11. Abundancia de rafidofíceas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

PEQUEÑAS FORMAS SIN IDENTIFICAR

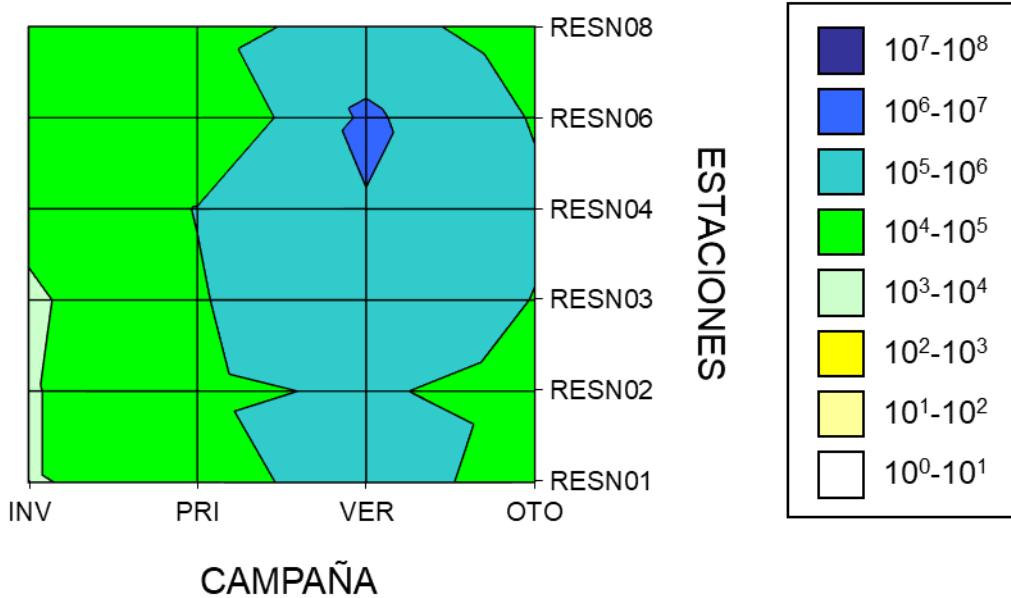
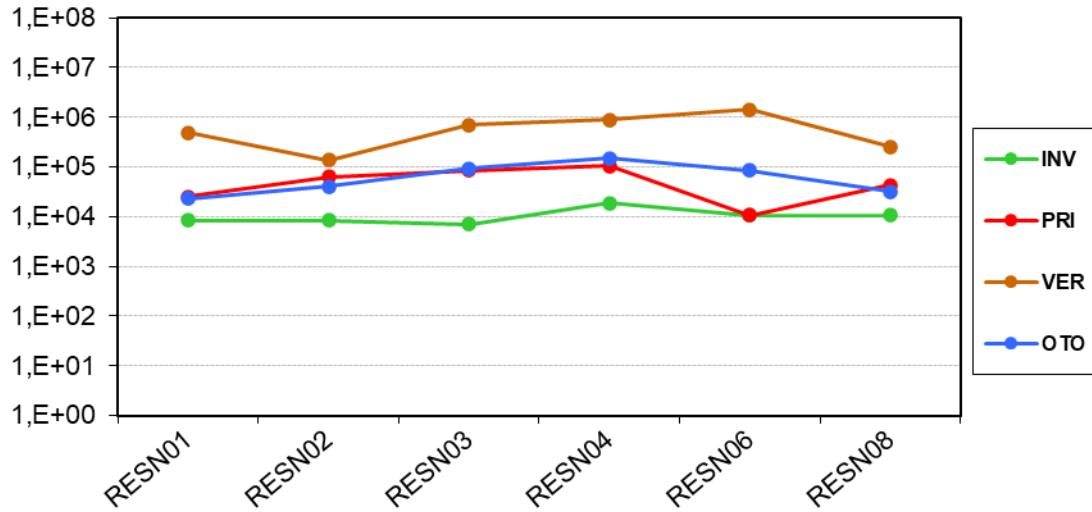


Figura 6.12. Abundancia de formas sin identificar <10 μm (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

La variabilidad espacial puede apreciarse mejor en la Figura 6.13, donde los datos se representan en escala lineal para cada campaña. La composición taxonómica general de la comunidad se ha representado en este caso como porcentaje de la abundancia total.

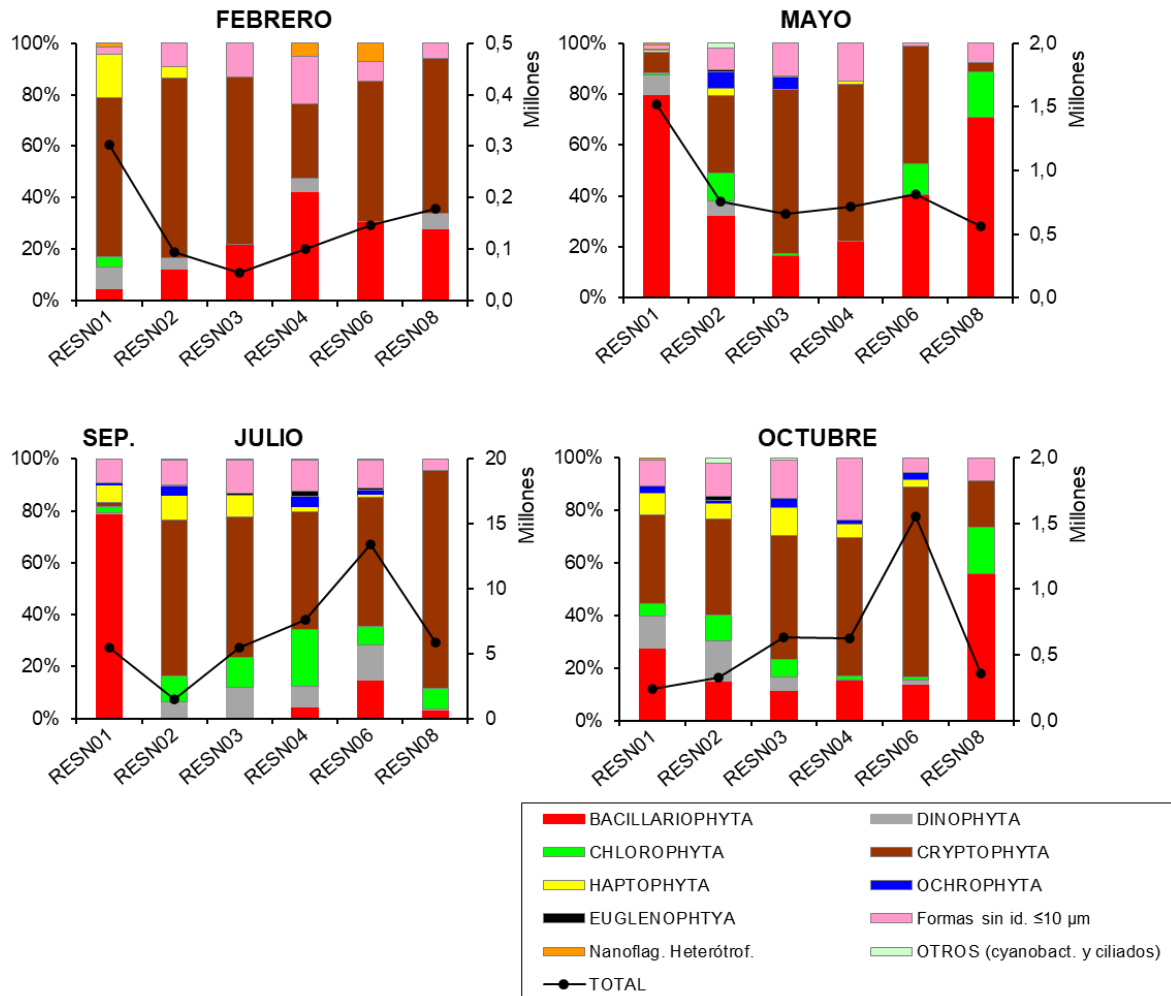


Figura 6.13 Porcentaje de cada grupo respecto al total y densidad total de fitoplancton (en millones de células l⁻¹) en las campañas estacionales realizadas en 2021. Nótese la diferencia de escala para la densidad. En verano la estación del Abra exterior (RESN01) se muestreó dos meses más tarde que el resto.

La distribución de los picos de densidad celular a lo largo del estuario mostró dos patrones. Uno, el de invierno y primavera, en el que destacó la estación RESN01 (Abra exterior). Otro, el de verano y otoño, donde el pico más elevado se encontró en la estación RESN06 (Zorroza), con el máximo absoluto en verano. En cuanto a la dominancia, dos *phylum* llegaron a constituir en ocasiones más del 50% de las células: Bacillariophyta (diatomeas) y Cryptophyta. El resto no alcanzaron el 25%.

Las euglenofitas, grupo que en general tiene preferencia por medios con elevado contenido en materia orgánica, constituyeron como mucho el 2% (máximo en verano en RESN04).

Para detectar “blooms” en estuarios se puede aplicar un umbral de 750 000 células l⁻¹ a cada organismo observado (Revilla *et al.*, 2009). Aplicando este criterio la frecuencia de casos fue más alta en verano y todas las estaciones de muestreo presentaron alguno, excepto la del Abra interior (Tabla 6.2). Las abundancias más elevadas fueron las de las criptofitas *Plagioselmis* spp. y *Hemiselmis* spp. en la Ría, y la de la diatomea *Leptocylindrus minimus* en el Abra exterior, que superaron 2·10⁶ células l⁻¹.

Tabla 6.2. Abundancia de los organismos que sobrepasaron el umbral de “bloom” o floración fitoplanctónica (750 000 células l⁻¹) en las muestras del estuario. Se expresa tanto en densidad celular, como en porcentaje sobre la abundancia total de fitoplancton. Se indica también el *phylum* al que pertenecen y las condiciones de temperatura y salinidad en las cuales se observaron estas floraciones.

Fecha	Estación	Organismo	Abundancia			Temp. (°C)	Sal. (USP)
			(céls. l ⁻¹)	(%)	Phylum		
24/05/2021	RESN01	<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>	1.146.960	76	BACILLARIOPHYTA	15,5	35
13/07/2021	RESN03	<i>Plagioselmis</i> spp.	2.378.880	43	CRYPTOPHYTA	20,0	25
13/07/2021	RESN04	Formas ≤10 µm	892.080	12	_	19,9	16
13/07/2021	RESN04	<i>Pyramimonas</i> spp.	1.146.960	15	CHLOROPHYTA ⁽¹⁾	19,9	16
13/07/2021	RESN04	<i>Plagioselmis</i> spp.	2.931.120	38	CRYPTOPHYTA	19,9	16
13/07/2021	RESN06	Formas ≤10 µm	1.444.320	11	_	19,9	13
13/07/2021	RESN06	<i>Minidiscus</i> sp.	1.699.200	13	BACILLARIOPHYTA	19,9	13
13/07/2021	RESN06	<i>Plagioselmis</i> spp.	5.479.920	41	CRYPTOPHYTA	19,9	13
13/07/2021	RESN06	<i>Heterocapsa</i> spp.	1.529.280	11	DINOPHYTA	19,9	13
13/07/2021	RESN08	<i>Teleaulax</i> spp.	1.954.080	33	CRYPTOPHYTA	19,4	7
13/07/2021	RESN08	<i>Hemiselmis</i> spp.	2.888.640	49	CRYPTOPHYTA	19,4	7
08/09/2021	RESN01	<i>Leptocylindrus danicus/hargravesii</i>	764.640	14	BACILLARIOPHYTA	18,1	35
08/09/2021	RESN01	<i>Leptocylindrus minimus</i>⁽²⁾	2.837.664	52	BACILLARIOPHYTA	18,1	35
26/10/2021	RESN06	<i>Hemiselmis</i> spp.	764.640	49	CRYPTOPHYTA	16,3	22

⁽¹⁾ *Prasinophyceae sensu lato*

⁽²⁾ Puede dañar las agallas de los peces (CLEMENT, 1994; MARDONES, 2020)

Con el fin de ilustrar la diversidad en la morfología de las especies, en las Figuras 6.14 a 6.17 se muestran unas imágenes al microscopio de los principales taxones identificados en los estudios de seguimiento del estuario. Se incluyen las especies más representativas observadas desde 2002, aunque no todas han sido encontradas en todas las campañas.

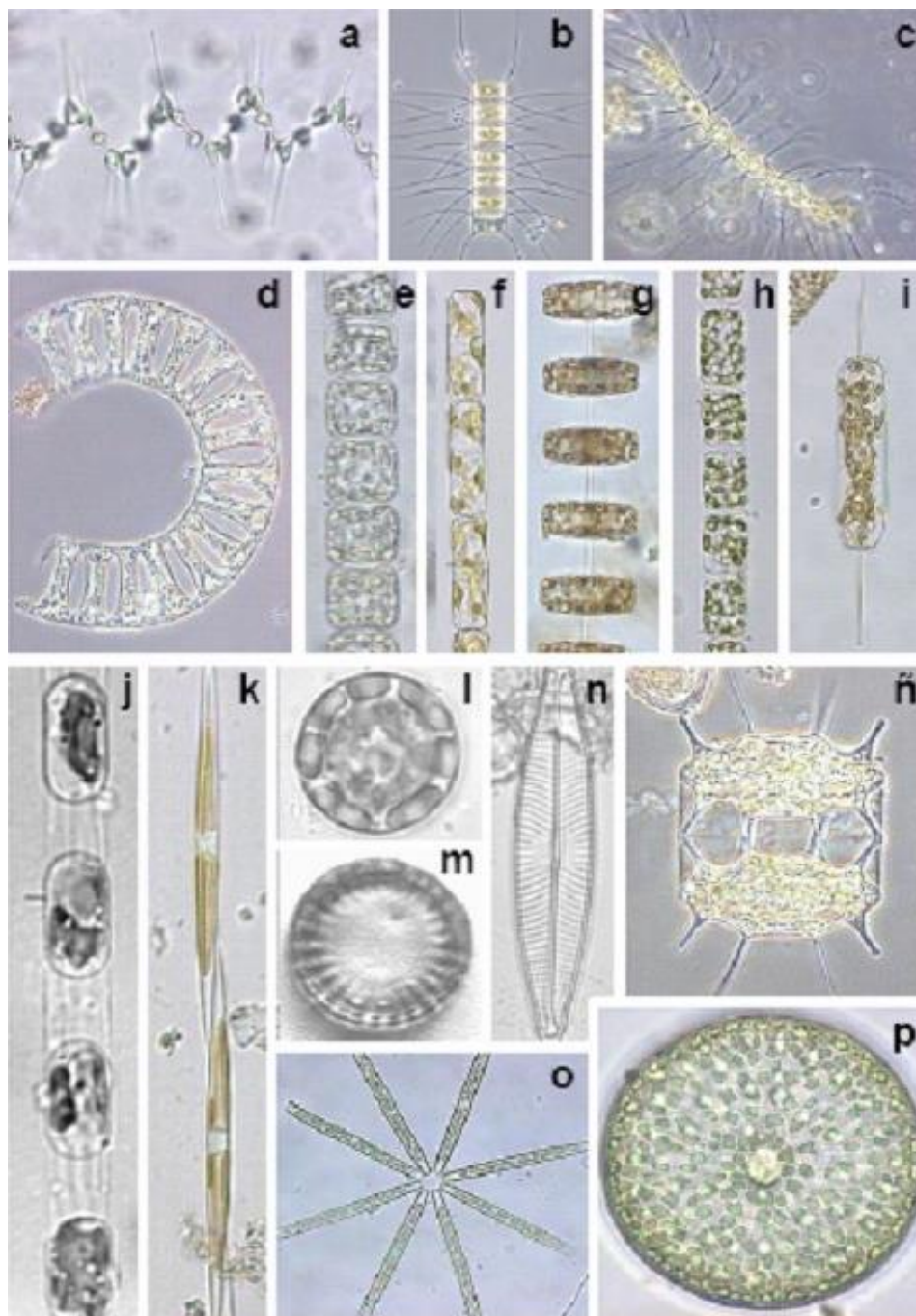


Figura 6.14. Principales especies de diatomeas observadas en estos estudios de seguimiento: a. *Asterionellopsis glacialis*, b. *Chaetoceros decipiens*, c. *C. curvisetus*, d. *Eucampia zodiacus*, e. *Lauderia annulata*, f. *Rhizosolenia delicatula*, g. *Thalassiosira rotula*, h. *Detonula pumila*, i. *Ditylum brightwellii*, j. *Skeletonema costatum*, k. *Pseudo-nitzschia seriata*, l. *Thalassiosira weissflogii*, m. *Cyclotella meneghiniana*, n. *Navicula radiosa*, ñ. *Biddulphia mobiliensis*, o. *Thalassionema nitzschioides*, p. *Coscinodiscus pavillardii*.

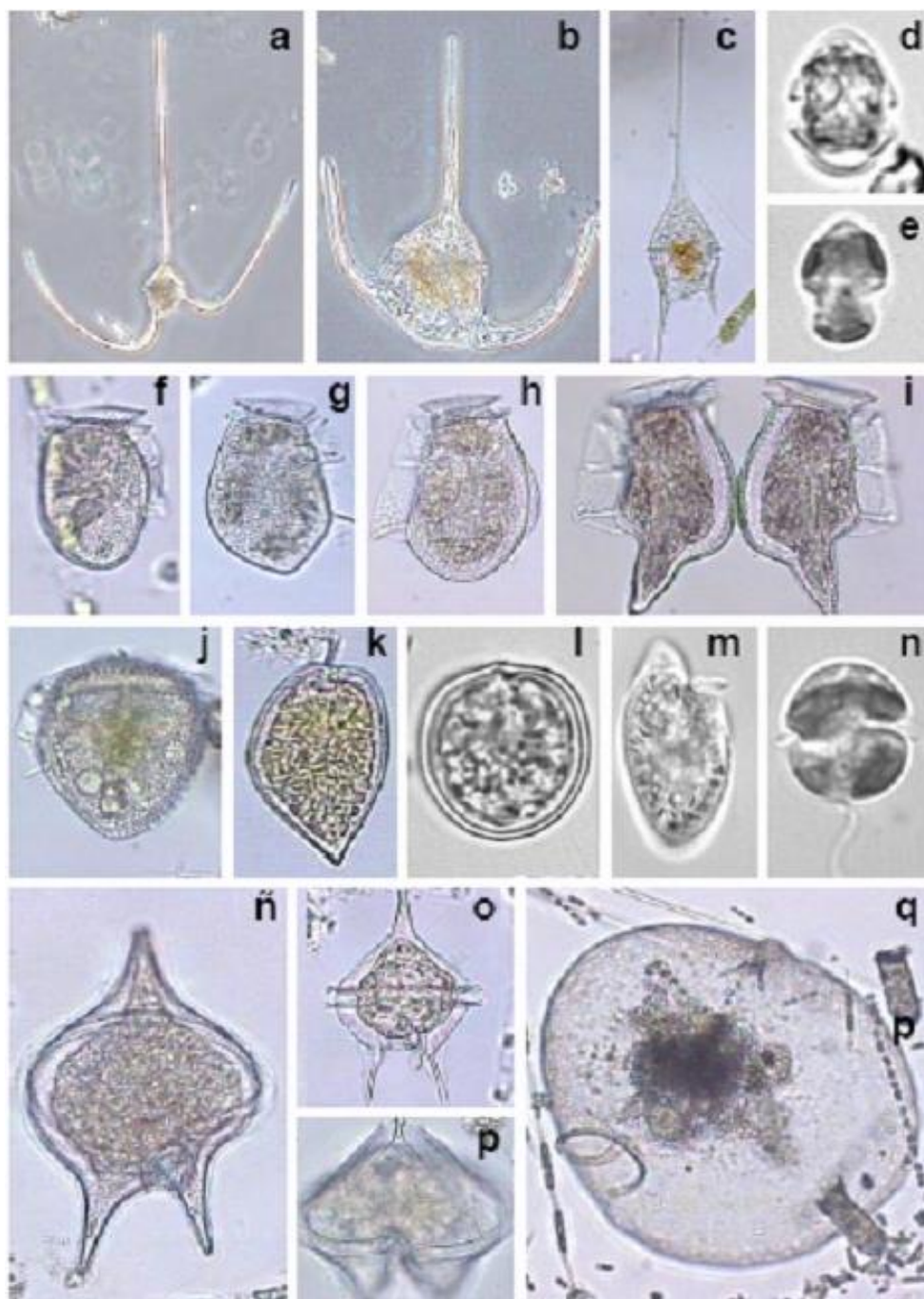


Figura 6.15. Principales especies de dinoflagelados observadas en estos estudios de seguimiento: a. *Ceratium macroceros*, b. *C. tripos*, c. *C. lineatum*, d. *Heterocapsa minima*, e. *H. rotundatum*, f. *Dinophysis acuminata*, g. *D. acuta*, h. *D. fortii*, i. *D. caudata*, j. *Phalacroma mitra*, k. *Prorocentrum micans*, l. *P. minimum*, m. *Oxyrrhis marina*, n. *Gyrodinium estuariale*, ñ. *Protoperidinium oblongum*, o. *P. diabolium*, p. *P. conicum*, q. *Noctiluca scintillans*.

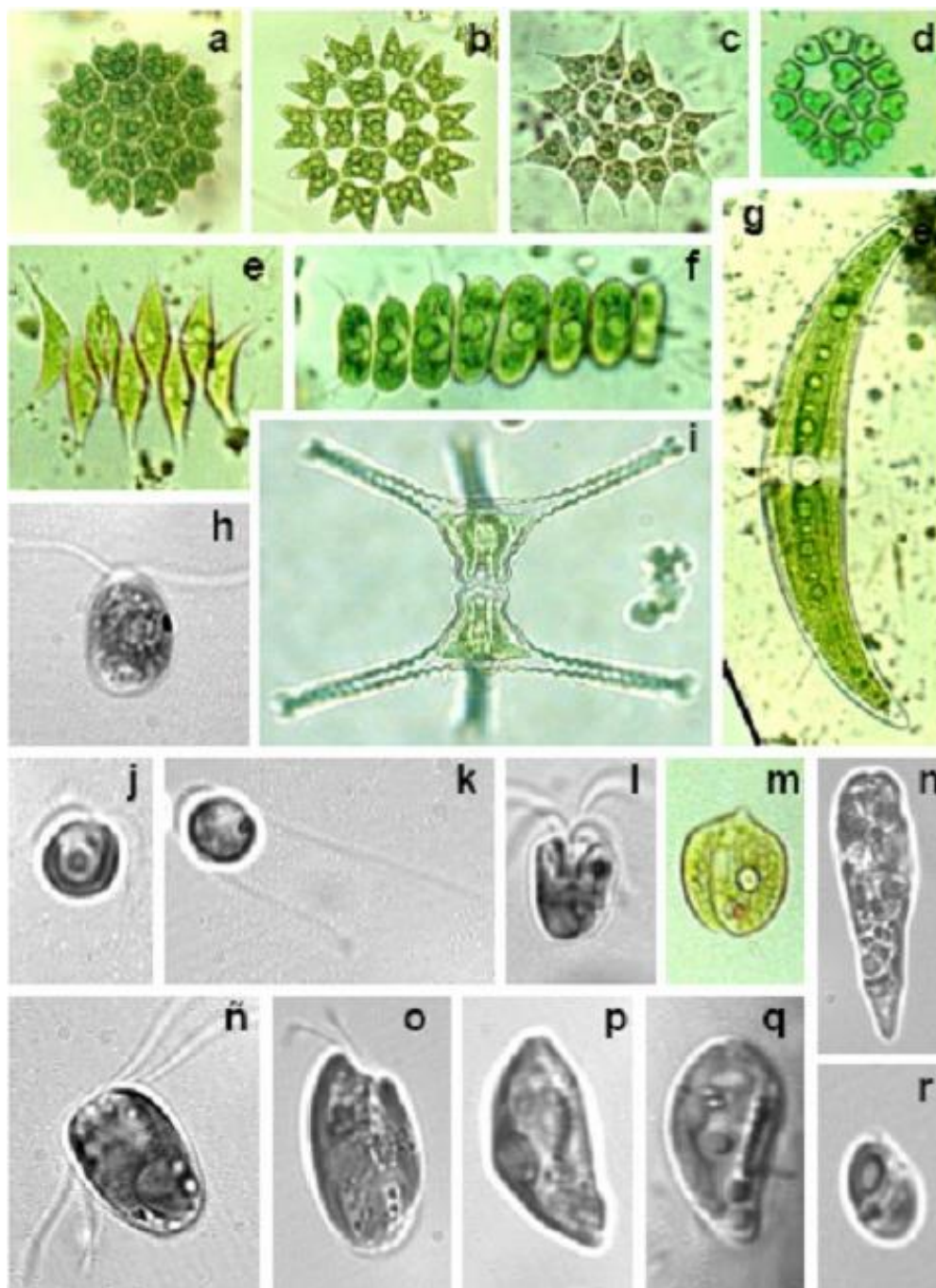


Figura 6.16. Principales especies de clorofitas y criptofitas observadas en estos estudios de seguimiento: a. *Pediatrum boryanum*, b. *P. duplex*, c. *P. clathratum*, d. *P. biradiatum*, e. *Scenedesmus acutus*, f. *S. quadricauda*, g. *Closterium moniliferum*, h. *Chlamydomonas* sp., i. *Staurastrum sebalidii*, j. *Nephroselmis minuta*, k. *Mamiella gilva*, l. *Pyramimonas grossii*, m. *Phacus pleuronectes*, n. *Eutreptiella cornubiense*, ñ. *Tetraselmis gracilis*, o. *Rhodomonas baltica*, p. *Criptomonas profunda*, q. *Teleaulax acuta*, r. *Hemiselmis virescens*.

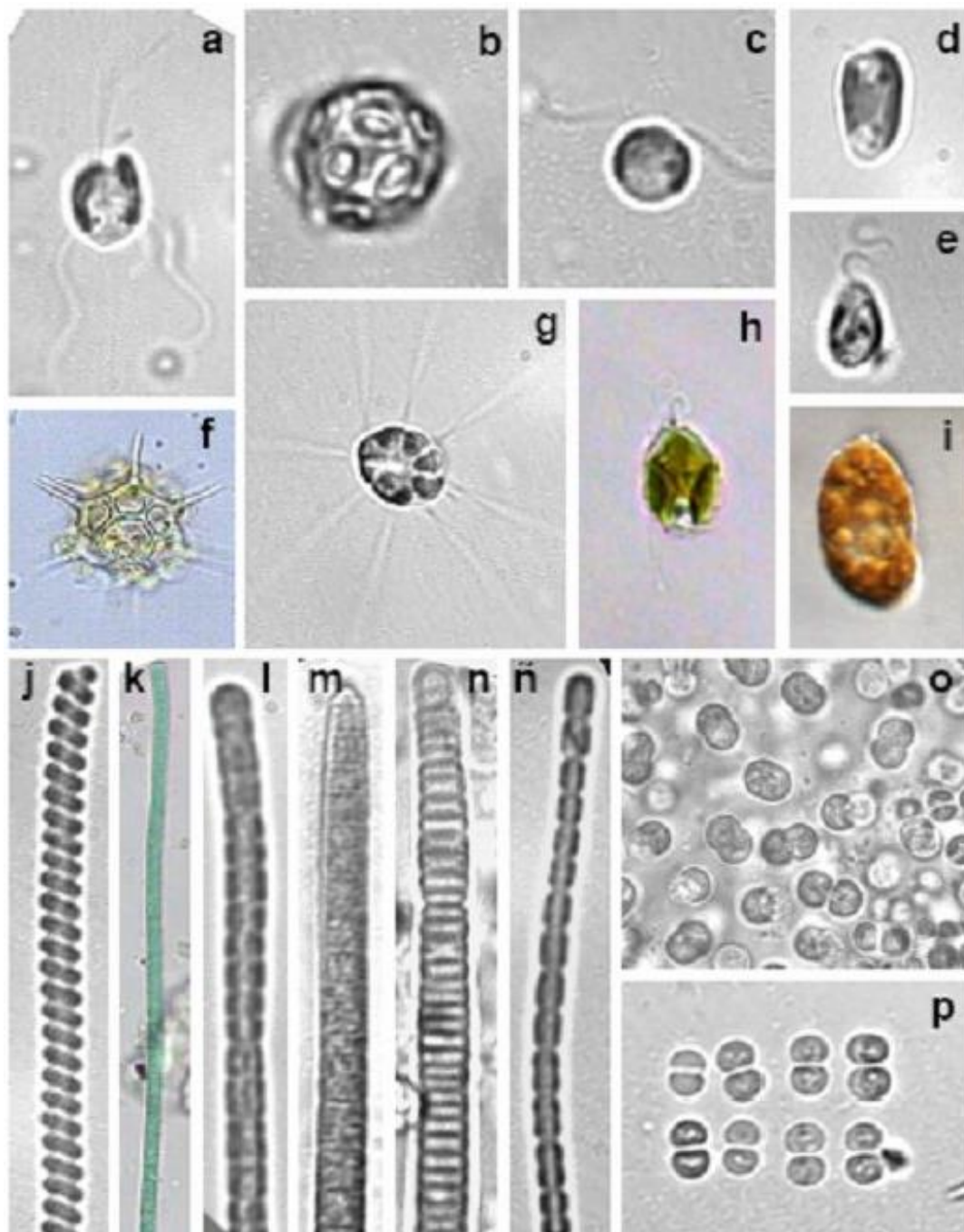


Figura 6.17. Principales especies de haptofitas, rafidofíceas y cianobacterias observadas en estos estudios de seguimiento: a. *Chrysochromulina* sp., b. *Emiliana huxleyi*, c. *Imantonia rotunda*, d. *Isochrysis galbana*, e. *Pavlova gyrans*, f. *Dictyocha speculum*, g. *Mallomonas* sp., h. *Apedinella spinifera*, i. *Heterosigma akashiwo*, j. *Spirulina* sp., k. *Oscillatoria* sp., l. *Oscillatoria* sp., m. *Phormidium autumnale*, n. *Nodularia* sp., ñ. *Pseudoanabaena catenata*, o. *Synechocystis* sp., p. *Merismopedia glauca*.

6.4.2 Especies potencialmente perjudiciales

La presencia de especies potencialmente tóxicas o perjudiciales, así como los crecimientos masivos, son parámetros importantes dentro de los seguimientos del fitoplancton (MASÓ & GARCÉS, 2006; ANDERSON, 2009).

Entre las microalgas, los dinoflagelados son el grupo que presenta un mayor número de especies tóxicas conocidas. Algunos producen potentes endotoxinas que pueden pasar por la cadena alimenticia y llegar a las personas a través del consumo de marisco o pescado contaminado. En función de los efectos clínicos que producen se pueden distinguir diferentes intoxicaciones, como el síndrome diarreico, el amnésico, el paralizante, etc. (VAN DOLAH, 2000). Además, algunos dinoflagelados pueden tener efectos deletéreos sobre la fauna y/o flora acuícola cuando se encuentran en concentraciones elevadas en el agua (Tabla 6.3).

Hay que recalcar que no todas las especies que producen coloraciones del agua implican necesariamente un efecto tóxico, como es el caso de los dinoflagelados *Kryptoperidinium foliaceum* y *Blixaea quinquecornis* (*Peridinium quinquecorne*). Por el contrario, algunas especies planctónicas encontrándose en concentraciones muy bajas en el agua pueden resultar peligrosas. Esto es debido a la acumulación progresiva de las toxinas en los tejidos de los moluscos y en las redes tróficas (zooplancton, larvas de peces, etc.). A modo de ejemplo, en Escocia los umbrales de alerta para zonas de producción de moluscos son 100 células l⁻¹ en el caso de *Dinophysis* sp. y de *Prorocentrum lima*, y “presencia” cuando se trata de *Alexandrium* sp. (SWAN & DAVIDSON, 2012).

En el estuario del Nerbioi-Ibaizabal se detectaron especies con capacidad teórica para producir toxinas, algo que es habitual en las zonas costeras y que no está relacionado con la contaminación. Al igual que en otros años, donde más incidencia hubo de especies tóxicas fue en la zona más cercana al mar.

Comenzando por los dinoflagelados que pueden producir el síndrome diarreico (DSP, por sus siglas en inglés), destacó el pico de *Dinophysis acuminata* en mayo (2640 células l⁻¹) en el Abra exterior. Esta especie también estuvo presente en septiembre (80 células l⁻¹). *Mesodinium rubrum*, presa de *D. acuminata*, presentó concentraciones relativamente abundantes en primavera y verano (del orden de 10⁴ células l⁻¹), en el Abra interior y en el Puente de Bizkaia. Además, hubo presencia de *Phalacroma rotundatum* en mayo y octubre, en el Abra.

Protoceratium reticulatum, dinoflagelado potencialmente productor de yesotoxinas, se observó en mayo en el Abra exterior con unas 2400 células l⁻¹ (320 en fase de quiste).

Tabla 6.3. Algunas especies de dinoflagelados marinos que en la actualidad son reconocidas como tóxicas o causantes de otros efectos perjudiciales. DSP: Síndrome diarreico; NSP: Síndrome neurotóxico; PSP: Síndrome paralizante. Fuente: *UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae*.

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

Por otra parte, hay dinoflagelados que son nocivos para los ecosistemas en caso de encontrarse en altas densidades, del orden de $10^5 - 10^6$ células·l⁻¹. En lo que se refiere a estos, en 2021 se detectaron: cf. *Pfiesteria*, *Amphidinium* sp., *Prorocentrum compressum*, *P. cordatum*, *P. micans*, *P. triestinum*, *Tripos furca* y *T. fusus*. Su abundancia no superó el orden de 10^4 células·l⁻¹. Los valores máximos se obtuvieron en el muestreo de julio y correspondieron a cf. *Pfiesteria* (~21 200 células l⁻¹, estación RESN04) y *P. cordatum* s.s. (~42 500 células l⁻¹, estación RESN03).

También fue frecuente encontrar dinoflagelados gymnodiniales que no fue posible identificar debido a su pequeño tamaño (≤ 20 μm) y fragilidad. El máximo se observó en verano, en la estación RESN03 (~42 500 células·l⁻¹). Este grupo podría incluir microalgas de la familia Kareniaceae, para algunas de las cuales se han reportado efectos tóxicos sobre la fauna marina, así como sobre la salud humana. No obstante, en ninguna de las muestras se detectaron especies pertenecientes al género *Karlodinium*, ni *Karenia*.

En cuanto a las diatomeas, hasta la fecha las únicas conocidas con capacidad para producir biotoxinas pertenecen al género *Pseudo-nitzschia*. El carácter tóxico de varias especies de este género se debe a que pueden sintetizar ácido domoico, una potente neurotoxina que puede bioacumularse en organismos planctófagos, como bivalvos, crustáceos o peces. Esto conlleva un grave riesgo para las aves y mamíferos marinos. En el caso de los humanos, el consumo de marisco contaminado provoca la intoxicación denominada *Amnesic Shellfish Poisoning* (ASP). En su fase más leve, los síntomas incluyen diversos trastornos gastrointestinales, mientras que en casos extremos se producen disfunciones neurológicas (pérdida de memoria, alucinaciones, desorientación).

Dentro del género *Pseudo-nitzschia*, en la literatura científica se citan diferentes umbrales de alerta, según la especie, asociados a riesgo de toxicidad. Así, TRAINER & SUDDLESON (2005) indican 30 000 células·l⁻¹ para *P. australis/heimii/fraudulenta*, 100 000 células·l⁻¹ para *P. multiseriata/pungens* y 1 000 000 células·l⁻¹ para *P. pseudodelicatissima*. En zonas de producción escocesas se utiliza un umbral de alerta de 50 000 células·l⁻¹ para *Pseudo-nitzschia* spp. (SWAN & DAVIDSON, 2012).

En 2021, aunque se detectó *Pseudo-nitzschia pungens* en primavera, su abundancia fue muy baja (<1000 células l⁻¹). Sin embargo, hubo un pico de *P. multistriata* en verano en el Abra exterior (~119 000 células·l⁻¹). En lo que se refiere a la suma de todas las del género en esa muestra alcanzó casi 183 000 células l⁻¹, pero en el resto quedó por debajo de 25 000 células·l⁻¹. En la cabecera del estuario (estación RESN08) no se detectaron.

Los valores de abundancia celular observados para el género *Pseudo-nitzschia* en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal durante las campañas de 2021 estuvieron dentro del rango normalmente encontrado para este género en las aguas costeras del Cantábrico Oriental (véase, por ejemplo, SEOANE *et al.*, 2012; BORJA *et al.*, 2013).

En relación con posibles efectos perjudiciales sobre los ecosistemas, algunas diatomeas producen mucílagos que pueden ocasionar fenómenos de anoxia (los géneros *Thalassiosira*, *Coscinodiscus*, *Chaetoceros* y *Rhizosolenia*). Otras especies pueden dañar los epitelios branquiales, entre ellas las diatomeas *Chaetoceros socialis* y *Leptocylindrus minimus*, así como ciertas dictiocofíceas, dentro del *phylum* ochrophyta (por ejemplo, *Dictyocha* spp., *Octactis speculum* y *Vicicitus globosus*). Cualquiera de estos taxones que aparezca regularmente en densidades muy elevadas, del orden de $10^5 - 10^6$ células·l⁻¹, puede ser considerado como perjudicial (p.ej., MARDONES, 2020).

Respecto a los anteriores organismos, *Leptocylindrus minimus* alcanzó $2,8 \cdot 10^6$ células l⁻¹ en la muestra de verano del Abra exterior. En la bibliografía se encuentran referencias a mortalidad de peces (cultivos de salmón/trucha) en Chile coincidiendo con abundancias del orden de 10^7 células l⁻¹, pero también efectos subletales con unas $0,8 \cdot 10^6$ células l⁻¹ (CLEMENT, 1994).

En 2021 las dictiocofíceas con potencial para causar daños en los peces tuvieron una presencia muy escasa. Tampoco se detectaron floraciones de *Conticribra weissflogii* (*Thalassiosira weissflogii*), que alcanzó como máximo 212 000 células l⁻¹ en mayo (estación RESN06). Las floraciones de esta diatomea han sido recurrentes en el tramo bajo del río Nerbioi y en ocasiones también se han encontrado en la zona superior del estuario. Es de especial importancia porque ha estado en algunos años asociada a mortandad de peces. Las tasas de crecimiento de *C. weissflogii* tienden a aumentar con la temperatura (LOMAS & GLIBERT, 1999). Su distribución abarca ambientes marinos, estuáricos y agua dulce, aunque parece crecer mejor a salinidades altas (VRIELING *et al.*, 1999). Es tolerante a la contaminación, pudiendo formar “blooms” en aguas con altos niveles de cadmio, cloro, dióxido de carbono y pH elevado. Su crecimiento puede verse inhibido por déficit de hierro, zinc, nitrógeno y silicato (LEE *et al.*, 1995).

Entre las ochrofitas, la rafidofícea *Heterosigma akashiwo* también se considera ictiotóxica (p.ej., MARDONES, 2020). Este flagelado se ha observado algunos años formando “blooms” en el estuario, con densidades del orden de 10^6 células·l⁻¹, que han producido coloración del agua (REVILLA *et al.*, 2017). Aunque en verano de 2021 alcanzó unas 200 000 – 300 000 células l⁻¹ en las estaciones RESN04 y RESN06, en el resto de las muestras su presencia no fue frecuente ni abundante (Figura 6.11).

Por último, en el estuario se contabilizaron haptófitas potencialmente nocivas, concretamente primnesiales de tamaño muy pequeño y de difícil identificación, a las que se ha denominado *Chrysochromulina/Imantonia/Phaeocystis*. Este grupo podría contener especies perjudiciales, pero también otras que son inocuas. En verano llegó a alcanzar densidades del orden de 10^5 células l^{-1} en diferentes zonas del estuario (desde el Abra exterior, hasta Zorroza). Este taxón es muy común en las aguas costeras del País Vasco, donde sus abundancias son similares a las observadas aquí (por ejemplo, BORJA *et al.*, 2013; MUÑIZ *et al.*, 2017).

6.4.3 Análisis de la serie temporal de abundancia celular

6.4.3.1 Variabilidad espacial de la frecuencia e intensidad de “blooms”

La frecuencia de “blooms” se ha calculado en cada una de las estaciones del estuario con todos los datos recopilados desde 2002. En este caso, las floraciones se han estimado sobre el total de células contabilizadas en la muestra, sin tener en cuenta la composición taxonómica, y se han aplicado tres umbrales para diferenciar la intensidad.

Como puede verse en la Tabla 6.4, en la mayoría de las muestras el fitoplancton ha superado un millón de células por litro (primer umbral). La zona menos afectada ha sido la cabecera del estuario (51% de las muestras) y la que más, la del Puente de Bizkaia (67%).

Tabla 6.4. Frecuencia con la cual una estación de muestreo ha superado un determinado valor de densidad celular en la serie de datos.

Estación	Periodo	N.º muestras	Frecuencia de floraciones según 3 criterios		
			> 10^6 células l^{-1}	> 10^7 células l^{-1}	> 10^8 células l^{-1}
RESN01- Abra ext.	2002-2021	105	63%	10%	0%
RESN02- Abra int.	2002-2021	106	65%	14%	0%
RESN03- Pte. Bizkaia	2002-2021	107	67%	22%	1%
RESN04- Axpe	2002-2021	107	64%	21%	3%
RESN06- Zorroza	2002-2021	107	61%	25%	1%
RESN08- Arriaga	2002-2021	108	51%	10%	0%

Aplicando el criterio de 10^7 células l^{-1} la frecuencia disminuye considerablemente en todos los puntos de muestreo. De nuevo, la cabecera presenta el mínimo, aunque en este caso también el Abra exterior (10%). La estación de Zorroza muestra el máximo (25%).

Respecto a los picos más elevados (> 10^8 células l^{-1}), los pocos casos se han registrado en la zona que abarca desde Puente de Bizkaia hasta Zorroza (1–3%).

6.4.3.2 Variabilidad estacional e interanual de la abundancia celular

La Figura 6.18 representa la abundancia total de fitoplancton en las aguas de superficie, para cada mes del año, desde 2002. El número de muestreos es menor para los meses de enero, febrero, noviembre y diciembre (solo uno o dos). Esto es debido a que en otoño e invierno el caudal fluvial suele ser elevado y esto conlleva una mayor carga de sólidos en suspensión, lo cual interfiere con la técnica de análisis de las comunidades (Utermöhl).

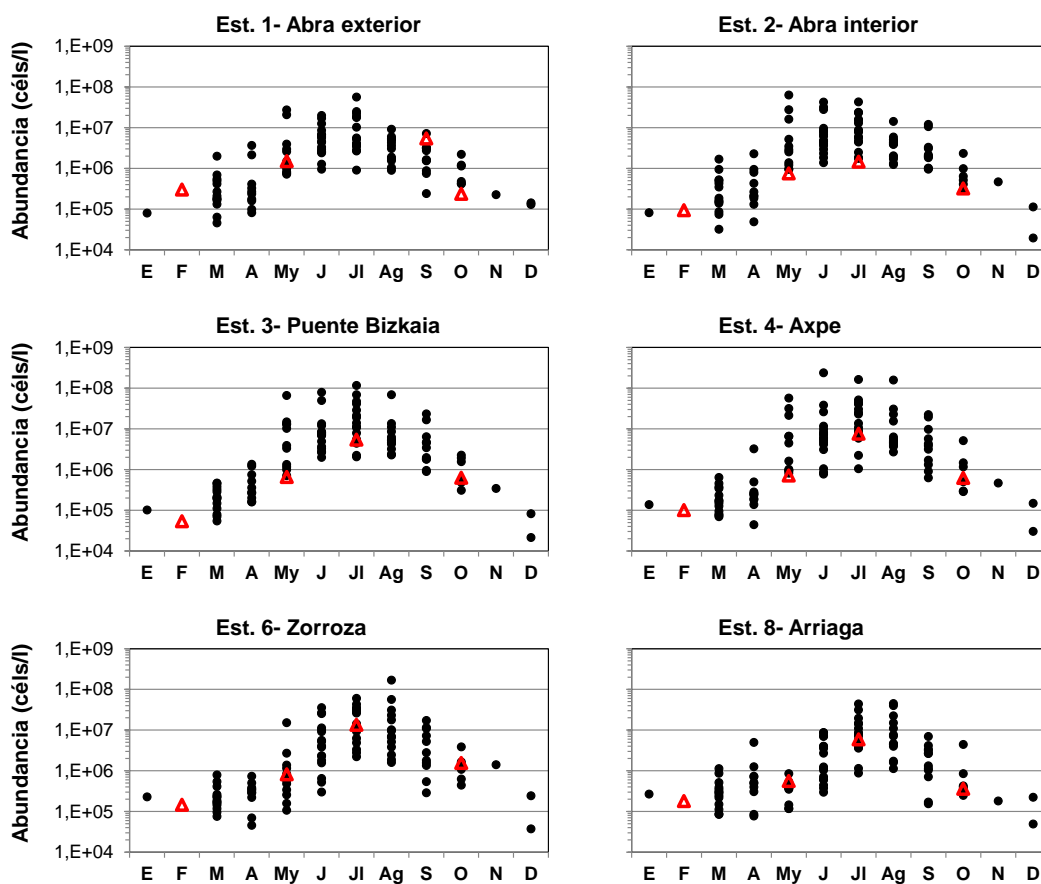


Figura 6.18. Abundancia fitoplanctónica en cada estación de muestreo del estuario, en diferentes meses del año, desde 2002. Los símbolos rojos corresponden a los del último año. Los valores se muestran en escala logarítmica.

En 2021 se han registrado varios de los mínimos de las series de mayo, julio y octubre. Estos han tenido lugar en las estaciones del Abra, Puente de Bizkaia y Axpe, aunque no en las tres simultáneamente. En las estaciones de Zorroza y Arriaga la abundancia se puede considerar moderada en comparación con la de años anteriores. El único muestreo realizado este año en septiembre (Abra exterior) registró una alta abundancia.

La Figura 6.18 permite ver que el ciclo estacional de la abundancia fitoplanctónica en las aguas superficiales se asemeja al de la temperatura, dado que en general aumenta entre invierno y verano, para descender posteriormente. Esta relación de la abundancia celular con la temperatura es más bien indirecta, ya que refleja la estacionalidad de otras variables de gran importancia para las comunidades fitoplanctónicas: la luz solar, así como el caudal de los ríos (que influye en el tiempo que pasan las comunidades retenidas en el estuario hasta que son transportadas por la corriente al mar).

Los muestreos de fitoplancton en 2021 se realizaron en situaciones de caudal fluvial bajo o moderado, lo que habría favorecido la acumulación del fitoplancton, especialmente en la zona superior del estuario. No obstante, entre Zorroza y Arriaga no se detectaron picos de abundancia tan elevados como en algunos años previos. En cambio, el muestreo de septiembre, realizado solo en el Abra exterior, permitió observar altas densidades de diatomeas en esa zona. Dicho muestreo se realizó con el caudal fluvial en niveles mínimos y coincidiendo con temperaturas atmosféricas muy altas.

Con objeto de detectar tendencias o cambios interanuales en la abundancia del fitoplancton, en la Figura 6.19 se representa esta variable para cada estación de muestreo a lo largo de los años de seguimiento. Teniendo en cuenta el ciclo anual promedio, los meses se han diferenciado con símbolos distintos: con cruces, los del periodo del año en los que generalmente la abundancia fitoplanctónica es más baja (desde finales de otoño hasta comienzos de primavera) y con círculos, los meses más proclives a presentar picos de abundancia (desde mediados de primavera hasta mediados de otoño).

En cuanto a las tendencias temporales, no se pueden extraer fácilmente conclusiones, aunque se disponga de 20 años de datos. Esto es debido a que los muestreos no se han realizado de forma sistemática (durante los mismos meses del año y con la misma frecuencia a lo largo de todos los años). Así, por ejemplo, no puede efectuarse una regresión simple de la abundancia frente al tiempo. Para un estudio exhaustivo de la evolución temporal del fitoplancton sería necesario utilizar métodos matemáticos capaces de filtrar la variabilidad estacional. De manera más sencilla, se puede recomendar un análisis de tendencias para diferentes meses, o para periodos por separado (p.ej., solo para los meses de primavera o de verano, para el periodo desde mayo hasta octubre, etc.).

En todo caso, no se intuye una tendencia de aumento en la abundancia celular a la vista de la Figura 6.19, ya que los valores más elevados en este seguimiento ($>10^8$ células l^{-1}) se midieron en los años 2003 y 2006. Dichas floraciones afectaron al tramo medio del estuario, el comprendido entre las estaciones RESN03 (Puente de Bizkaia) y RESN06 (Zorroza), en los meses de junio, julio y agosto.

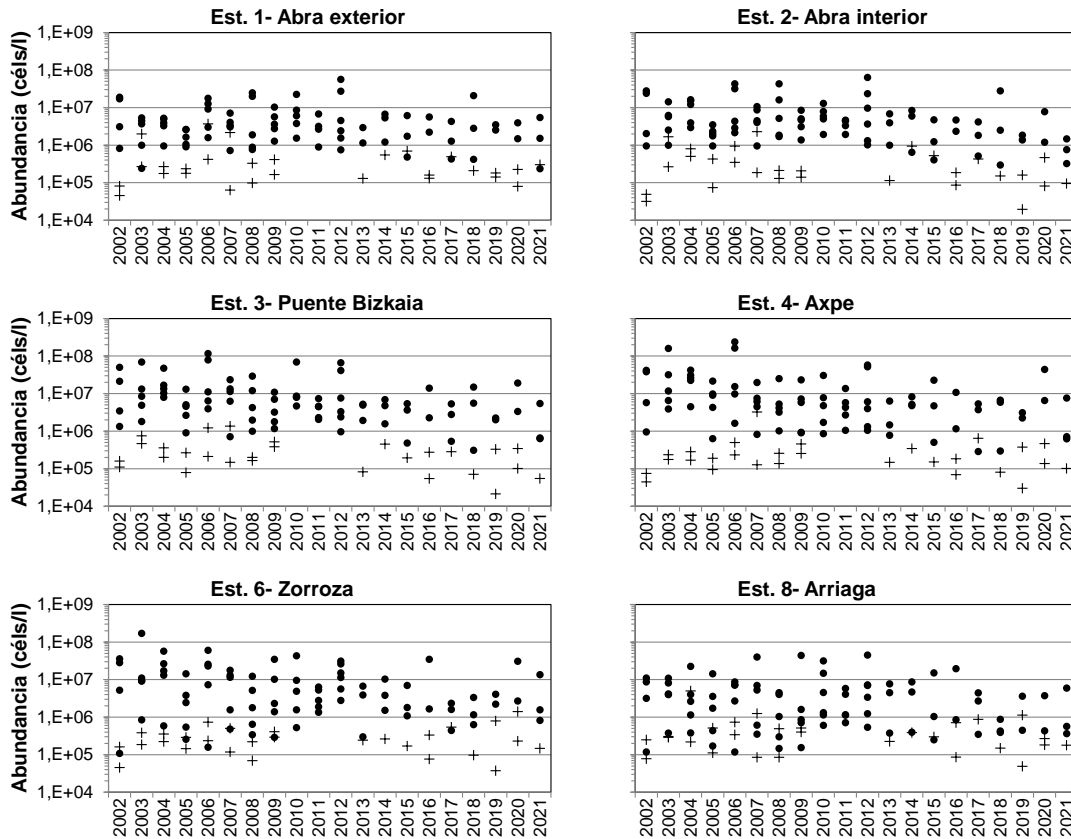


Figura 6.19. Abundancia fitoplanctónica en cada estación de muestreo del estuario del Nerbioi-Ibaizabal, a lo largo de los años. Los círculos representan los datos obtenidos entre mayo y octubre (la época de máximo crecimiento) y las cruces corresponden a los datos obtenidos en enero, febrero, marzo, abril, noviembre y diciembre. Los valores están en escala logarítmica.

Para la evaluación del grado de eutrofización de un ecosistema marino se recomienda tener en cuenta, entre otros aspectos, la frecuencia de floraciones. Un episodio de “bloom” se puede determinar utilizando valores umbral de concentración celular. Dichos umbrales, si se aplican a taxones individuales, suelen ser del orden de $10^4 - 10^5$ células l^{-1} (REVILLA *et al.*, 2009), y mayores si se aplican a la densidad fitoplanctónica total (DEVLIN *et al.*, 2007). Como puede verse en la Figura 6.18, la frecuencia con que se supera un umbral del orden de 10^6 células l^{-1} es más alta en el periodo de mayo a octubre, que en los meses comprendidos entre finales de otoño y comienzos de primavera.

Esto implica que la interpretación de los índices de calidad basados en el fitoplancton debe realizarse con cautela ya que, dependiendo de la estrategia temporal de muestreo, los resultados pueden variar. Por ejemplo, entre los años 2010 y 2012 los muestreos se intensificaron durante la época de mayor crecimiento, lo que podría dar lugar a valores más altos de porcentaje de “blooms”, pero dicho aumento no debería interpretarse de forma inequívoca como señal de empeoramiento de la calidad ecológica.

El fitoplancton es uno de los elementos biológicos considerados por la Directiva Marco del Agua para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua de transición y costeras (EUROPEAN COMMISSION, 2000). Se trata, por lo tanto, de un elemento relevante para estas evaluaciones. En un capítulo posterior se presentarán los resultados de la calificación del estado ecológico del estuario, así como algunas consideraciones relativas a los métodos empleados.

6.5 Resumen y conclusiones

- En cuanto a la **abundancia fitoplanctónica total** en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal, el **seguimiento a largo plazo**, llevado a cabo desde 2002, permite distinguir dos periodos:

- Desde finales de otoño hasta comienzos de primavera, cuando se dan condiciones medias de baja temperatura e insolación, así como elevada precipitación y caudal fluvial, la abundancia fitoplanctónica total generalmente ha estado por debajo de 10^6 células l^{-1} .
- Desde primavera hasta otoño (entre mayo y octubre, aproximadamente), cuando las condiciones meteorológicas e hidrográficas son más apropiadas para la producción primaria y para la retención del fitoplancton en el estuario, ha sido frecuente encontrar valores que superaban el millón de células por litro.

- Considerando los 20 años de datos, la zona con mayor frecuencia de floraciones de alta intensidad ($>10^7$ células l^{-1}) ha sido la que se extiende desde el Puente de Bizkaia hasta Zorroza (es decir, entre las estaciones RESN03 y RESN06). El máximo absoluto ($240 \cdot 10^6$ células l^{-1}) se registró en la zona media del estuario (Axpe, RESN04) en junio de 2006.

- **En cuanto a 2021** la densidad celular se ajustó al patrón estacional esperado. El máximo se observó en julio, en la estación RESN06 ($13,4 \cdot 10^6$ células l^{-1}). Las abundancias más elevadas en el canal de la Ría estuvieron causadas principalmente por criptofitas, entre las que destacó *Plagioselmis* spp.

- En 2021, con temperaturas atmosféricas muy altas a principios de septiembre se midió en el Abra exterior una densidad de $5,4 \cdot 10^6$ células l^{-1} , uno de los valores más altos medidos ese mes en dicha zona. Esto pone de manifiesto la influencia de la meteorología en las comunidades fitoplanctónicas de los estuarios. Además, aunque en agosto no se muestreó fitoplancton, el color que presentaba la Ría y la concentración de clorofila durante el muestreo de aguas (día 30) y otra coloración también observada el día 9 en la cabecera, indican que la densidad fitoplanctónica tuvo que ser alta durante ese mes.

- Como suele ser habitual en este estuario, la distribución espacial de los picos de abundancia no presentó un patrón constante a lo largo del año y, además, se debieron a diferentes taxones.

- En 2021 se encontraron taxones que superaban el nivel de abundancia basal (que para estuarios se puede establecer en 750 000 células l⁻¹) en los grupos de criptofitas, diatomeas, dinoflagelados y clorofitas prasinofíceas. La mayoría se consideran inocuos, pero hay que señalar la floración de la **diatomea *Leptocylindrus minimus*** encontrada en septiembre en el Abra exterior (2,8·10⁶ células l⁻¹), especie citada en la bibliografía científica como nociva para cultivos de peces. Sin embargo, no se encontraron abundancias elevadas de otras diatomeas potencialmente nocivas, como *Conticribra weissflogii*, ni de dictiocofíceas o rafidofíceas.

- En el estuario se identificaron algunos **taxones con capacidad para producir toxinas**, entre los cuales figuran especies que pueden ocasionar síndromes por consumo de marisco. **La zona inferior del estuario**, la más cercana al mar, fue la más propensa. Las especies y abundancias observadas en 2021, así como su distribución espacial, fueron **las habituales del medio marino costero del País Vasco**. Entre dichas especies cabe destacar:

- ***Dinophysis acuminata***, que puede producir el síndrome diarreico (DSP), presentó un pico elevado en el Abra exterior en mayo (2640 células l⁻¹) y estuvo presente también en esa zona en septiembre (80 células l⁻¹).
- ***Protoceratium reticulatum***, potencialmente productor de yesotoxinas, se observó en mayo en el Abra exterior con unas 2400 células l⁻¹, la mayoría células vegetativas, pero también quistes.
- ***Pseudo-nitzschia* spp.**, diatomeas que incluyen especies con capacidad para producir la toxina amnésica, se observaron frecuentemente. Su abundancia superó niveles considerados potencialmente tóxicos en la muestra de verano del Abra exterior, con unas 183 000 células l⁻¹, en su mayoría pertenecientes a *P. multistriata*.

- Como especie nueva en el listado, cabe mencionar a *Prorocentrum cordatum* s.s., especie observada en verano, desde el Abra interior hasta Zorroza, aunque no en altas concentraciones (máximo~ 42 500 células l⁻¹). Este dinoflagelado habría estado ausente, o pasado desapercibido, hasta ese momento en la costa vasca. Las referencias anteriores de ese nombre en los datos del País Vasco (o su sinónimo *P. minimum*) posiblemente se referían a otra especie muy similar, pero de menor tamaño.

- Por último, a primeros de agosto se observó una fuerte coloración del agua en la zona más interior del estuario. La coloración era de tipo verdoso y no pardo-rojiza, como suele ser habitual en esa época y lugar (coloración causada habitualmente por la criptofita *Urgorri complanatus*, otras criptofitas, diatomeas céntricas solitarias o *Heterocapsa* sp.). Al microscopio se pudo comprobar que la coloración era debida a una alta densidad, aunque no se cuantificó, de la clorofícea *Chlamydomonas* sp.



Fotografía tomada por A. Laza-Martínez (Universidad del País Vasco) a la altura de la estación RESN08 (Arriaga) el día 9 de agosto de 2021, donde se aprecia la coloración verdosa del agua causada por *Chlamydomonas* sp.

7. SEDIMENTOS

7.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras

Durante los días 4 y 26 de octubre de 2021 se tomaron muestras de sedimento en ocho estaciones distribuidas a lo largo de la Ría. Estas fueron, desde la zona más exterior a la más interior: SED0101, SED_BENEDICTA, SED_AXPE, SED004R, SED_GALINDO, SED_PORTU, SED006R y SED08BR. La localización geográfica de las mismas se presenta en la Figura 7.1.

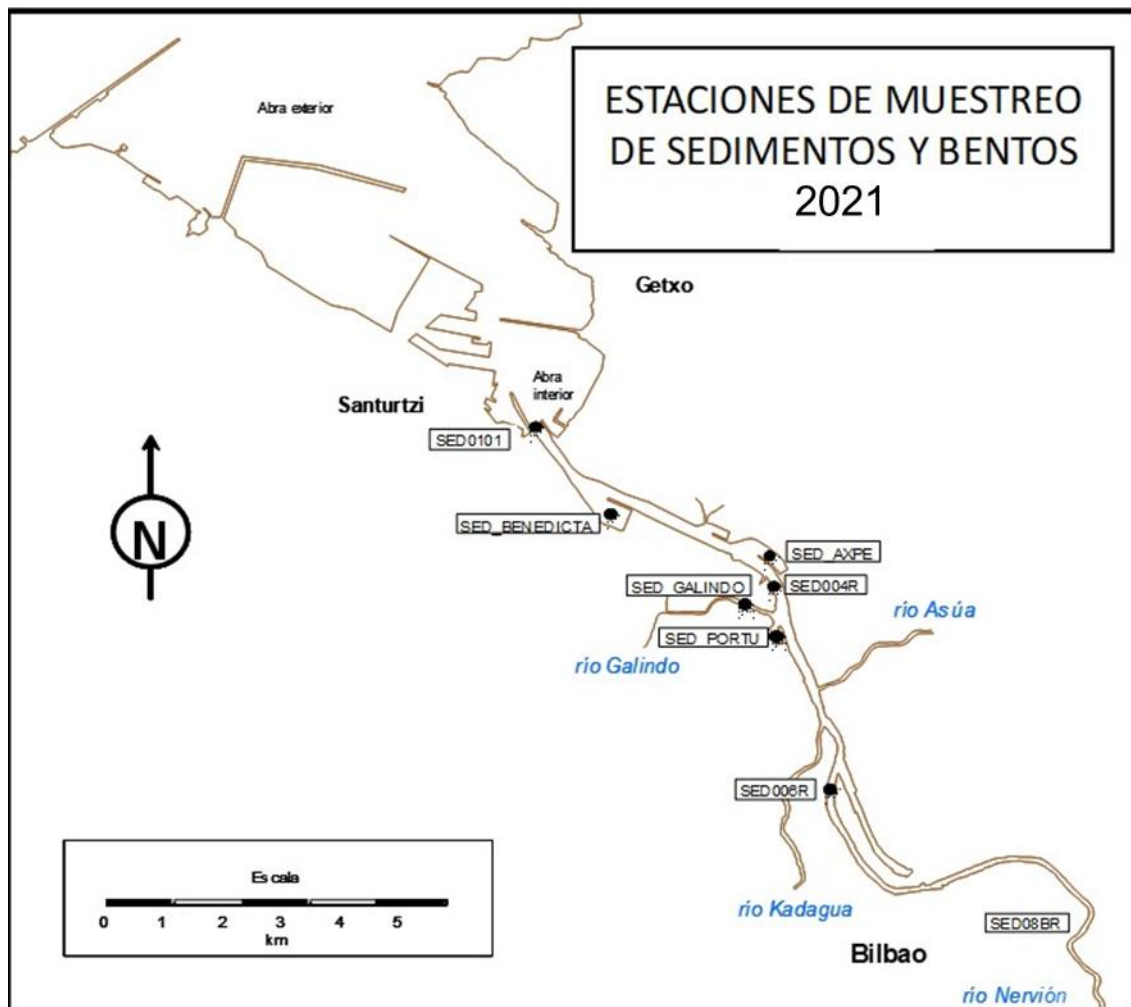


Figura 7.1. Mapa del estuario y situación de las estaciones de muestreo de sedimentos y bentos en 2021.

El muestreo se completó en dos días. En cada estación se registró la fecha, la hora de inicio y final del muestreo, así como la profundidad. En la Tabla 7.1 se presenta esta información junto con las horas y alturas de bajamar y pleamar.

Tabla 7.1. Fecha, condiciones mareales y hora (local) de inicio y final de los muestreos de sedimento en 2021.

FECHA	BAJAMAR		PLEAMAR		MUESTREO		
	hora	altura (m)	hora	altura (m)	Inicio	Final	Prof. (m)
04/10/2021 (SED0101, SED004R y SED006R)	09:52	1,34	16:10	4,30	10:00 (bajamar)	12:45 (marea ascendente)	5,6–8,2
26/10/2021 (SED_GALINDO, SED_PORTU, SED08BR, SED_AXPE y SED_BENEDICTA)	14:39	1,73	08:14	3,79	09:55 (pleamar)	11:56 (marea descendente)	2,0–5,8

La Fotografía 7.1 muestra los dos tipos de dragas utilizadas para la toma de sedimentos.

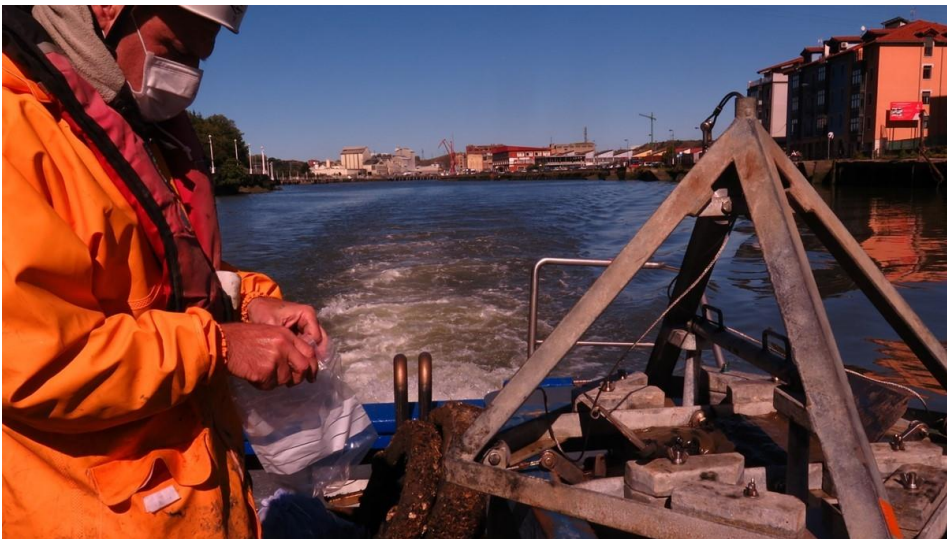
Las estaciones SED0101, SED004R y SED006R se muestrearon las primeras, en un mismo día, con el barco “Ekocean Explorer”. Para éstas se empleó una draga “Day”.

En otro día posterior se muestrearon con una embarcación neumática las estaciones que se encuentran dentro de dársenas o en zonas de poco calado, donde el barco oceanográfico tiene difícil acceso. Para estas otras (SED_GALINDO, SED_PORTU, SED08BR, SED_AXPE y SED_BENEDICTA) se empleó una draga oceanográfica “Van Veen”, cuyo tamaño es más apropiado en estos casos.

La fotografía 7.2 muestra algunos momentos de la navegación con el barco oceanográfico.



Fotografía 7.1. Dragas empleadas para el muestreo de sedimentos y bentos en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal. En la imagen superior se observa la draga oceanográfica tipo “Day” y en la inferior, la draga oceanográfica tipo “Van Veen”.



Fotografía 7.2. Detalles de la navegación con el barco oceanográfico. En la parte superior puede verse la mesa de tamizado utilizada para separar la macrofauna del sedimento. En la parte inferior, la recogida de una muestra de sedimento que será destinada al análisis granulométrico.

En las muestras obtenidas se midieron las siguientes variables: potencial redox (*in situ*), % de cada fracción granulométrica, % de humedad, % de materia volátil, concentración de nitrógeno orgánico total, Demanda Química de Oxígeno (DQO), contenido en cobre, zinc, cadmio, mercurio, plomo, arsénico, cromo, selenio, manganeso, hierro y níquel.

El análisis de los metales se efectuó en la fracción inferior a 63 µm. Todas las determinaciones analíticas, excepto la granulometría, las realizó el CABB. La granulometría fue llevada a cabo por AZTI mediante tamizado (9 fracciones).

7.2 Cálculos de los niveles de contaminación

Con el objeto de cuantificar el grado de contaminación por metales pesados en los sedimentos, se ha utilizado el indicador conocido como Índice de Carga Contaminante (Icc). El Icc ha sido definido por el *Irish Estuarine Research Group* (TOMLINSON *et al.*, 1980), calculándose como la media geométrica de los factores de contaminación (FC) de los metales en el sedimento,

$$Icc = (FC_1 * FC_2 * FC_3 \dots * FC_n)^{1/n}$$

siendo el factor de contaminación la razón entre el nivel de metal en el sedimento (Cn) y el valor de fondo (Bn):

$$FC = \frac{C_n}{B_n}$$

Este índice no sólo permite calcular la intensidad de la contaminación en un punto, sino que a partir de él podemos calcular el índice correspondiente a un estuario, como la raíz enésima del producto de los índices puntuales.

El valor de fondo es la concentración de una sustancia en sedimentos no contaminados y es aconsejable utilizar valores de fondo locales, al existir importantes diferencias mineralógicas entre diferentes regiones. Hasta el año 1996 en este trabajo se empleaban los niveles de fondo obtenidos en la costa de Gipuzkoa por SOLA *et al.* (1990), correspondientes a sedimentos recientes procedentes de lugares apenas contaminados. Habida cuenta de la gran cantidad de datos de los que AZTI dispone sobre el contenido de metales en sedimentos de la costa vasca, se calcularon nuevos valores de fondo. Para ello se emplearon datos procedentes de estudios que AZTI ha realizado en la costa y estuarios del País Vasco para diversas instituciones, como el CABB, el Gobierno Vasco y la Diputación Foral de Gipuzkoa.

Para el cálculo de los niveles de fondo regionales se empleó una metodología llamada análisis modal, consistente en la “descomposición” de la distribución polimodal de los valores obtenidos en diversas componentes. De esta manera se puede determinar la distribución modal correspondiente a los valores naturales del metal en cuestión y calcular un valor que se puede considerar como el valor de fondo de dicho metal (RODRÍGUEZ *et al.*, 2006). En la Tabla 7.2 se presentan las concentraciones de fondo calculadas.

Tabla 7.2. Concentraciones de fondo de diversos metales en sedimentos de la costa vasca, calculadas por AZTI (RODRÍGUEZ *et al.*, 2006).

METAL	CONCENTRACIÓN (mg·kg ⁻¹)
Hierro (Fe)	31784
Plomo (Pb)	31
Níquel (Ni)	29
Cobre (Cu)	33
Cadmio (Cd)	0,24
Cromo (Cr)	26
Manganeso (Mn)	240
Zinc (Zn)	147
Mercurio (Hg)	0,13
Arsénico (As)	12

En la Tabla 7.3 se presentan los valores del lcc que definen las escalas de contaminación.

Tabla 7.3. Escala de grados de contaminación (adaptado de MÜLLER, 1979). FC: factor de contaminación; lcc: Índice de Carga Contaminante.

CLASE	FC o lcc	ESCALA CONTAMINACIÓN
6	48 < FC	Contaminación extrema
5	24 < FC < 48	Contaminación fuerte
4	12 < FC < 24	Contaminación fuerte
3	6 < FC < 12	Contaminación media
2	3 < FC < 6	Contaminación media
1	1 < FC < 3	Contaminación ligera
0	FC < 1	No contaminado

7.3 Resultados

7.3.1 Resultados en la campaña de 2021

En la Fotografía 7.3 se presenta el aspecto de los sedimentos de las estaciones de estudio, inmediatamente después de su recogida con las dragas.



Fotografía 7.3. Aspecto de los sedimentos obtenidos en las estaciones muestreadas en 2021. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha y de arriba abajo, de la más exterior a la más interior.

En la Figura 7.2 se presenta la **granulometría** del sedimento, agrupando las fracciones de acuerdo a la clasificación más habitual: *gravas* (> 2 mm), *arenas* (0,063–2 mm) y *limos-arcillas* (< 0,063 mm).

La fracción *gravas* fue minoritaria en todas las estaciones, con un máximo de 9,3% en la más exterior (SED0101). La fracción *limo-arcillas* fue mayoritaria en casi todas las estaciones, excepto en SED0101 y SED004R que mostraron un contenido muy elevado de arenas.

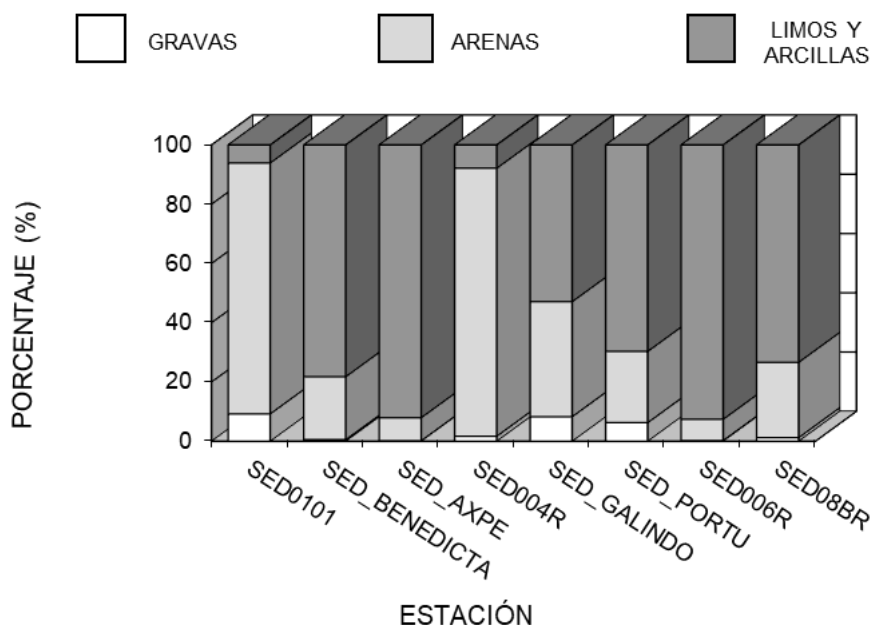


Figura 7.2. Composición granulométrica de los sedimentos superficiales en 2021. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha, de la más exterior a la más interior.

Respecto a los tipos sedimentarios según la clasificación de FOLK (1974), como puede verse en la Figura 7.3, las muestras recogidas en 2021 se clasificaron en cinco tipos:

- *arena gravosa* (SED0101)
- *arena levemente gravosa* (SED004R)
- *limo arenoso levemente gravoso* (SED_BENEDICTA, SED08BR)
- *limo levemente gravoso* (SED_AXPE, SED006R)
- *limo gravoso* (SED_PORTU, SED_GALINDO).

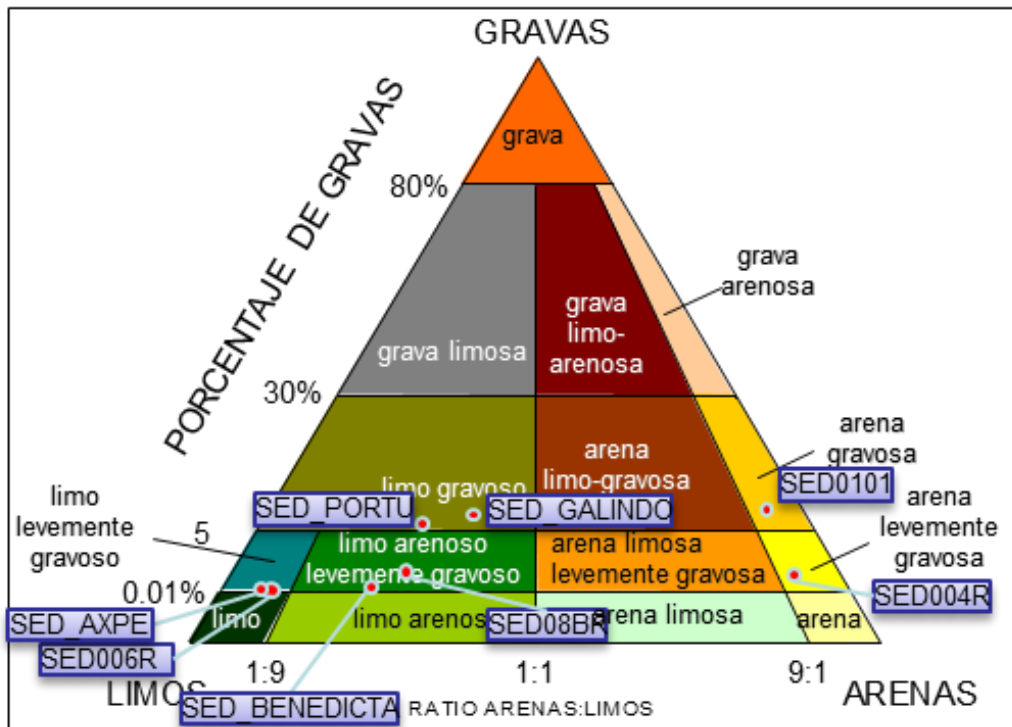


Figura 7.3. Tipos sedimentarios en las muestras recogidas en 2021, según la clasificación de FOLK (1974).

En la Figura 7.4 se presenta el potencial redox, la demanda química de oxígeno y el nitrógeno orgánico total (NOT) de los sedimentos obtenidos en el estuario en 2021.

Con relación al **potencial redox**, los sedimentos mostraron valores negativos, a excepción de las estaciones SED0101 y SED004R que fueron las más arenosas (y las de menor contenido orgánico).

La **demanda química de oxígeno** (estimación indirecta del contenido en materia orgánica) varió entre un mínimo de $41 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ en SED0101, hasta $120 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (SED08BR). El valor de SED_GALINDO fue muy similar al máximo.

El **nitrógeno orgánico total** (NOT) siguió el mismo patrón que la demanda de oxígeno. Su rango fue desde $680 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (SED0101) hasta $4200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (SED_GALINDO). En la estación SED08BR se midió un pico secundario cercano a $4000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

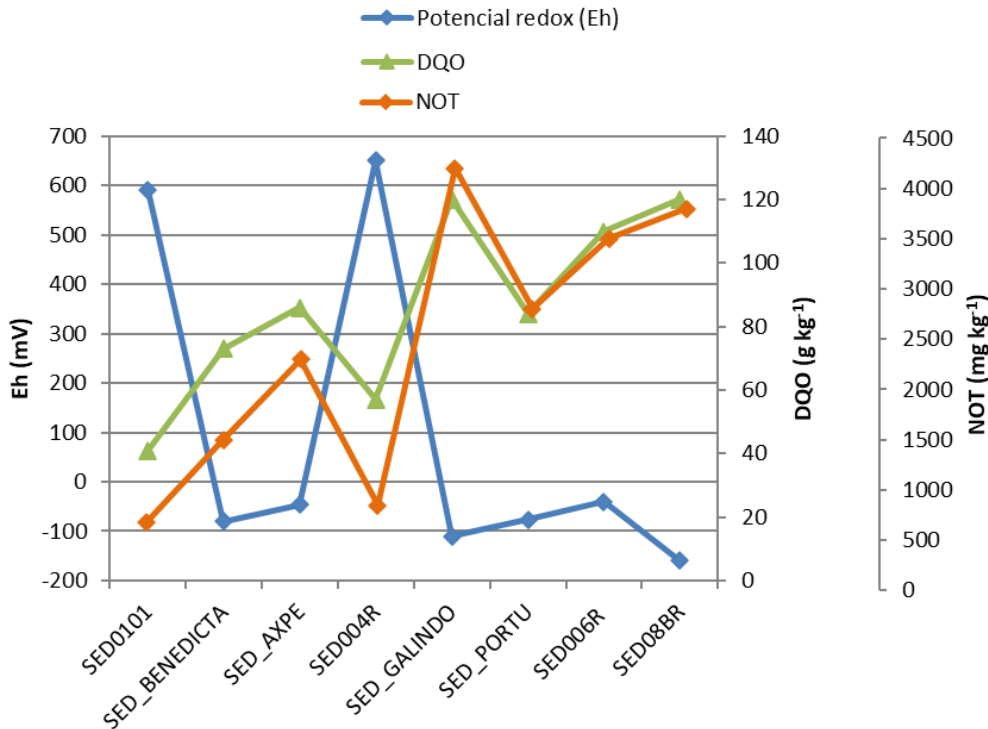


Figura 7.4. Potencial redox (mV), demanda química de oxígeno (DQO) y nitrógeno orgánico total (NOT) en el sedimento superficial del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2021.

En cuanto al contenido en **metales pesados**, en la Figura 7.5 se presenta la distribución espacial de las concentraciones de metales en los sedimentos.

En las muestras de 2021 se observó un patrón de distribución espacial similar para algunos pares de metales como el Cd y Cu, el Hg y Pb y el Mn y Ni. Esta observación se corroboró con los resultados de los análisis de correlación que mostraron un elevado grado de correlación (promedio de $r^2=0,71$) para las concentraciones de cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo, zinc y arsénico.

También, se observó un patrón decreciente discontinuo desde SED_AXPE hacia el interior del estuario para el As, Hg y Pb.

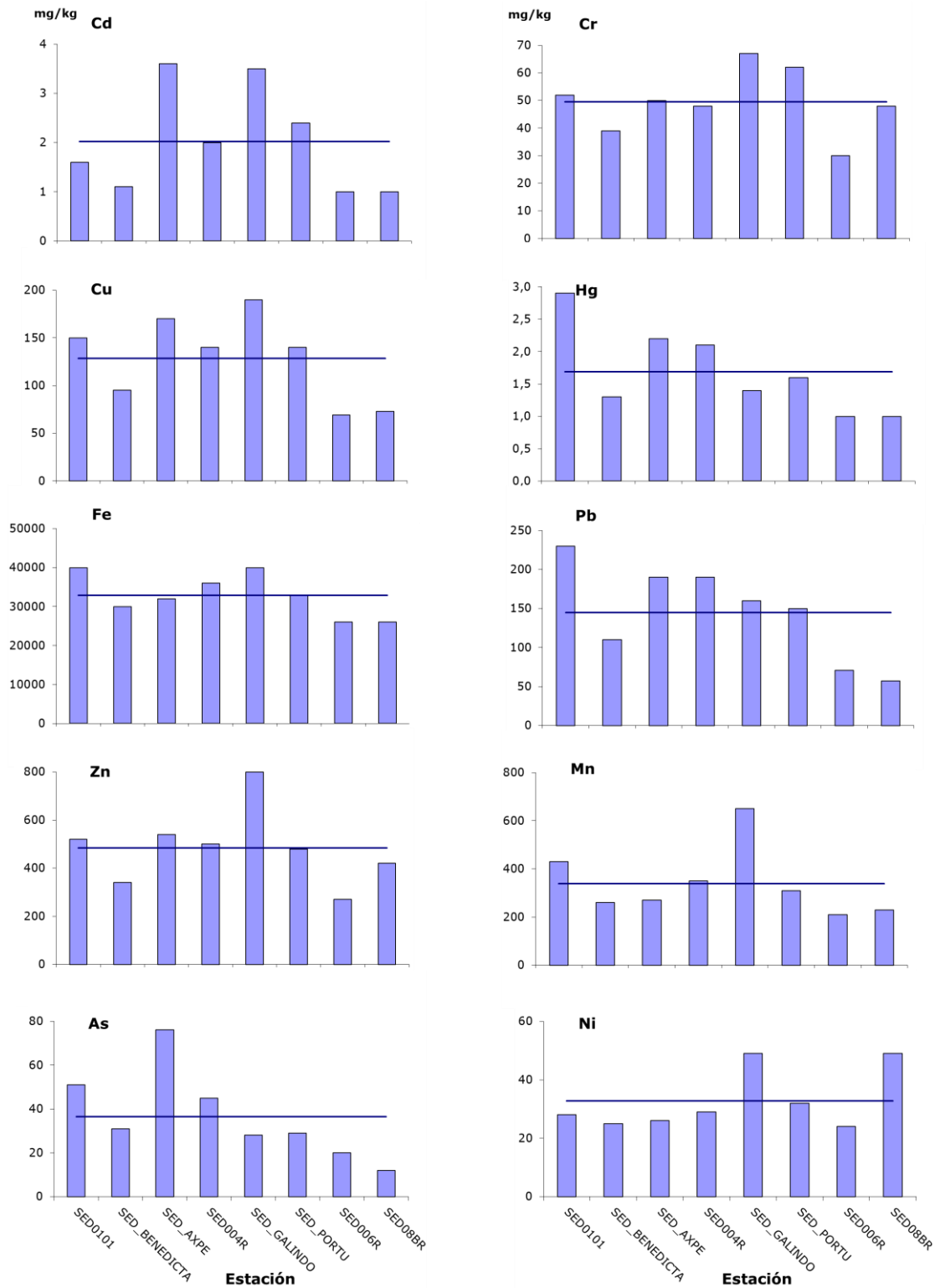


Figura 7.5. Distribución espacial de las concentraciones de metales pesados en 2021. La línea azul corresponde al valor medio para cada metal en 2021 considerando todas las estaciones de muestreo.

Como puede verse en la Figura 7.5, las concentraciones más elevadas de **metales pesados** en los sedimentos recogidos en otoño de 2021 correspondieron a:

- Estación SED0101: Fe, Hg y Pb
- Estación SED_AXPE: Cd y As
- Estación SED_PORTU: Cr
- Estación SED_GALINDO: Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Mn y Zn
- Estación SED08BR: Ni

Por otro lado, en la Tabla 7.4 se muestra (además de la concentración de metales pesados), el valor del **factor de contaminación** en cada estación y para cada metal, y el **valor del índice de carga contaminante (Icc)** en cada estación. Para el cálculo de los factores de contaminación se han utilizado los valores de fondo regionales, tal como se detalla en la sección de material y métodos.

Valores de *contaminación fuerte* se registraron en varias estaciones por mercurio (SED0101, SED_AXPE, SED004R y SED_PORTU) y/o por cadmio (SED_AXPE y SED_GALINDO). Integrando todos los metales, el índice clasificó el grado de contaminación global como *ligero* ($1 < Icc < 3$), o como *medio* ($3 < Icc < 12$).

Para la clasificación de los sedimentos en función de la concentración de metales y de sus **posibles efectos** se han incluido los valores de referencia en la Tabla 7.4.

Los descritos por Long *et al.* (1995) son los niveles de efectos de rango bajo, por debajo de los cuales los efectos biológicos son raros (ERL, *Effect Range Low*) y los de rango mediano, por encima de los cuales los efectos biológicos son frecuentes (ERM, *Effect Range Median*).

En el caso de los valores de referencia regionales (MENCHACA *et al.*, 2012), estos derivan de una colección de datos obtenidos a partir de análisis químicos, de toxicidad y de las comunidades macrobentónicas realizados en sedimentos marinos y estuáricos en toda la costa vasca, y representan dos niveles de efectos biológicos:

- Nivel bajo de efectos biológicos (o TEL – *Threshold Effect Level*), por debajo del cual no se esperan efectos biológicos adversos para el medio.
- Nivel medio de efectos biológicos (o PEL – *Probable Effect Level*), por encima del cual los efectos biológicos adversos pueden ser frecuentes.

Aún a riesgo de simplificar mucho la interpretación de resultados en función de estas referencias, se puede considerar que los sedimentos más problemáticos serían aquellos con mayor número de metales con concentraciones superiores al PEL, ya que estarían asociados a una mayor probabilidad de efectos tóxicos adversos.

A excepción de la estación SED006R, en el resto se superó el valor PEL en, al menos, uno de los metales analizados, pudiendo implicar efectos biológicos negativos. La estación más problemática sería SED_GALINDO, donde todos los metales analizados y con referencia PEL lo superaron.

Para algunos metales, como el hierro, el manganeso y el selenio, no existen este tipo de referencias.

El arsénico y el mercurio superaron el valor PEL en 6 estaciones del total de las 8 estudiadas. Solo en las más interiores del estuario (SED006R y SED08BR) las concentraciones de As y Hg se encontraron por debajo del valor PEL.

En el caso del cobre, plomo y zinc, los valores PEL se superaron en 5 estaciones: SED0101, SED_AXPE, SED004R, SED_GALINDO y SED_PORTU.

Las concentraciones de cadmio superaron el valor PEL ($1,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en 4 estaciones SED_AXPE, SED004R, SED_PORTU y SED_GALINDO.

Las concentraciones de níquel fueron superiores al valor PEL ($39 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en las estaciones SED_GALINDO y SED008BR.

En el caso del cromo, se superó el valor PEL ($67 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en la estación SED_GALINDO.

Tabla 7.4. Contaminación por metales pesados en los sedimentos en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en la campaña del año 2021. Se presenta, en la parte superior, la concentración (en mg·kg⁻¹ PS), en la parte inferior izquierda el valor del factor de contaminación y en la derecha el nivel de contaminación. Se indica también (en la última columna), el índice de carga contaminante medio en cada estación y el nivel de contaminación resultante. Nivel de contaminación: CE: contaminación extrema; CF: contaminación fuerte; C: contaminación media; CL: contaminación ligera; NC: no contaminado. Se indican en negrita los valores de concentración de metales que están por encima del nivel TEL, y en negrita y subrayado las concentraciones que superan el nivel PEL (niveles explicados en la página siguiente).

ESTACIÓN	CONCENTRACIÓN (mg· kg ⁻¹)												ÍNDICE CARGA CONTAMINANTE ESCALA CONT.
	FACTOR DE CONTAMINACION						ESCALA DE CONTAMINACIÓN						
	Cd	Cr	Cu	Hg	Fe	Pb	Zn	Mn	As	Ni	Se		
SED0101	1,60	52,00	150,00	2,90	>40000	230,00	520,00	430,00	51,00	28,00	1,90	3,57	
	6,67 C	2,00 CL	4,55 C	22,31 CF	1,26 CL	7,42 C	3,54 C	1,79 CL	4,25 C	0,97 NC		C	
SED_BENEDICTA	1,10	39,00	95,00	1,30	30000	110,00	340,00	260,00	31,00	25,00	<1	2,25	
	4,58 C	1,50 CL	2,88 CL	10,00 C	0,94 NC	3,55 C	2,31 CL	1,08 CL	2,58 CL	0,86 NC		CL	
SED_AXPE	3,60	50,00	170,00	2,20	32000	190,00	540,00	270,00	76,00	26,00	1,70	3,61	
	15,00 CF	1,92 CL	5,15 C	16,92 CF	1,01 CL	6,13 C	3,67 C	1,13 CL	6,33 C	0,90 NC		C	
SED004R	2,00	48,00	140,00	2,10	36000	190,00	500,00	350,00	45,00	29,00	1,40	3,27	
	8,33 C	1,85 CL	4,24 C	16,15 CF	1,13 CL	6,13 C	3,40 C	1,46 CL	3,75 C	1,00 NC		C	
SED_GALINDO	3,50	67,00	190,00	1,40	>40000	160,00	800,00	650	28,00	49,00	1,30	4,10	
	14,58 CF	2,58 CL	5,76 C	10,77 C	1,26 CL	5,16 C	5,44 C	2,71 CL	2,33 CL	1,69 CL		C	
SED_PORTU	2,40	62,00	140,00	1,60	33000	150,00	480,00	310,00	29,00	32,00	1,00	3,08	
	10,00 C	2,38 CL	4,24 C	12,31 CF	1,04 CL	4,84 C	3,27 C	1,29 CL	2,42 CL	1,10 CL		C	
SED006R	<1	30,00	69,00	<1	26000	71,00	270,00	210,00	20,00	24,00	<1	1,80	
	4,17 C	1,15 CL	2,09 CL	7,69 C	0,82 NC	2,29 CL	1,84 CL	0,88 NC	1,67 CL	0,83 NC		CL	
SED08BR	<1	48,00	73,00	<1	26000	57,00	420,00	230,00	12,00	49,00	<1	2,08	
	4,17 C	1,85 CL	2,21 CL	7,69 C	0,82 NC	1,84 CL	2,86 CL	0,96 NC	1,00 NC	1,69 CL		CL	

En el caso del selenio, al no disponer del valor de concentración de fondo, no se han podido calcular el factor de contaminación ni el índice de carga contaminante.

En los casos en los que la concentración es inferior al límite de detección, no se ha tomado el valor de éste para el cálculo de los factores de contaminación.

En los casos en los que se supera el límite superior de cuantificación, se utiliza ese límite para el cálculo de los factores de contaminación.

Tabla 7.4 (continuación). Se presentan, a modo de referencia, los niveles de efectos de rango bajo o TEL (*Threshold Effect Level*, por debajo de los cuales los efectos biológicos son raros) y los de rango mediano o PEL (*Probable Effect Level*, por encima de los cuales los efectos biológicos son frecuentes), tomados de Menchaca *et al.* (2012).

Además, tomados de Long *et al.* (1995), se indican los niveles de efectos de rango bajo o ERL (*Effect Range Low*, por debajo de los cuales los efectos biológicos son raros) y los de rango mediano o ERM (*Effect Range Median*, por encima de los cuales los efectos biológicos son frecuentes).

	Cd (mg·kg ⁻¹)	Cr (mg·kg ⁻¹)	Cu (mg·kg ⁻¹)	Hg (mg·kg ⁻¹)	Fe (mg·kg ⁻¹)	Pb (mg·kg ⁻¹)	Zn (mg·kg ⁻¹)	Mn (mg·kg ⁻¹)	As (mg·kg ⁻¹)	Ni (mg·kg ⁻¹)	Se (mg·kg ⁻¹)
Efectos biológicos (Menchaca <i>et al.</i>, 2012)											
TEL	0,40	35	40	0,30	-	53	180	-	13,00	26	-
PEL	1,80	67	96	1,10	-	144	442	-	26,30	39	-
Efectos biológicos (Long <i>et al.</i>, 1995)											
ERL	1,20	81	34	0,15	-	47	150	-	8,20	21	-
ERM	9,60	370	270	0,71	-	220	410	-	70,00	52	-

7.3.2 Evolución temporal

Con respecto a la granulometría, en tres de las estaciones estudiadas se observó una clara dominancia de la fracción sedimentaria fina desde el inicio de su seguimiento en 2009 (dársenas BENEDICTA, AXPE y PORTU). Sin embargo, en las cinco restantes hubo una elevada variabilidad temporal en los porcentajes de las distintas fracciones, sin presentar un patrón claro o dominante (Figura 7.6).

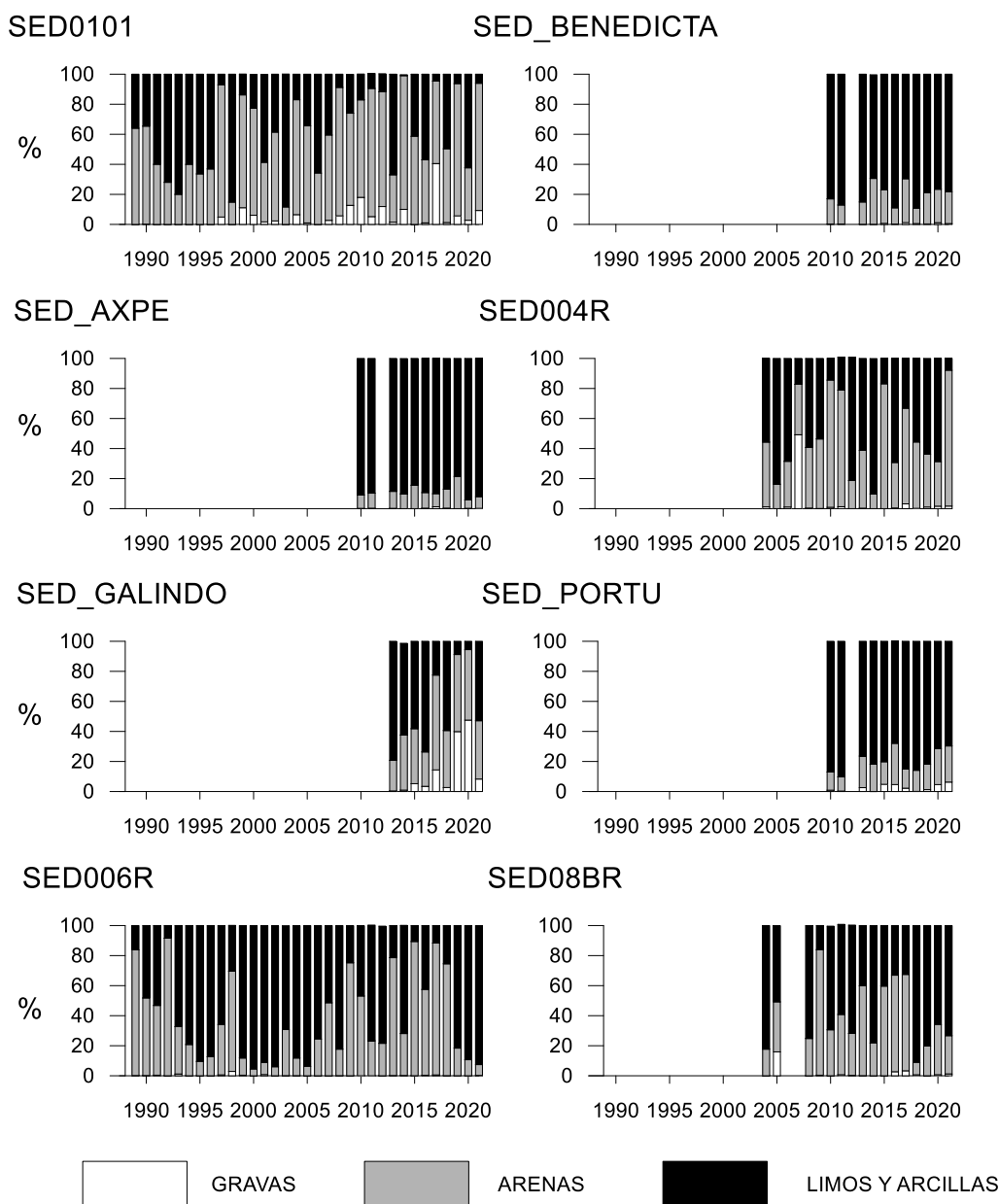


Figura 7.6. Evolución temporal de la granulometría del sedimento en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal a lo largo de todas las campañas.

En las Figuras 7.7 a 7.16 se representa la evolución temporal de la concentración de cada metal ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Las estaciones SED0101 y SED006R presentan mayor número de datos, desde 1991 y 1989, respectivamente. En las estaciones SED004R y SED8BR se dispone de datos desde 2004. El resto de las estaciones comenzaron a muestrearse más tarde.

En las estaciones con series temporales más largas (SED0101 y SED006R) se observa una disminución discontinua de la concentración de As. En el resto de las estaciones, destaca el dato de concentración de As en 2013 en la estación SED004R, siendo el máximo de los valores en las ocho estaciones muestreadas y en el periodo estudiado.

También en las series más largas se observa una disminución discontinua de Cd, Cr y Cu. Además, destacan los elevados valores de esos tres metales en varios años recientes en la estación SED004R, en 2015 en la estación SED_AXPE y los de Cr en 2017 en la estación SED08BR.

Para el Fe no se observan patrones temporales definidos. Destacan las relativamente elevadas concentraciones en 2013, 2014 y 2015 en SED_GALINDO y en 2013 en SED004R.

En el caso de la concentración de Hg, en las estaciones con registro temporal más amplio se observa un patrón decreciente poco definido, observándose valores elevados en algunas estaciones en años recientes. Del resto de estaciones, destaca el dato de concentración de Hg en 2013 en la estación SED004R, siendo el máximo de los valores en las ocho estaciones representadas.

En cuanto a la concentración de Mn no se observan patrones temporales definidos, exceptuando el descenso discontinuo en SED006R. Destaca la elevada concentración en 2010 en SED_AXPE.

Para el Ni no se observa ningún patrón temporal. Se registran valores relativamente altos en la estación SED006R en los años 2008 y 2014 y en la estación SED08BR en 2017.

En el caso de la concentración de Pb, en las estaciones con registro temporal más amplio se observa un patrón decreciente poco definido. Del resto de estaciones, destacan los datos de concentración de Pb en 2013 en las estaciones SED004R y SED_GALINDO.

Con respecto a la concentración de Zn, al igual que ocurre con el Pb y el Hg, en las estaciones con registro temporal más amplio se observa un patrón decreciente poco definido. Del resto de estaciones, destacan los datos de concentración de Zn en 2013 en las estaciones SED004R y SED_GALINDO (los más altos de la serie de datos en las ocho estaciones muestreadas en 2013).

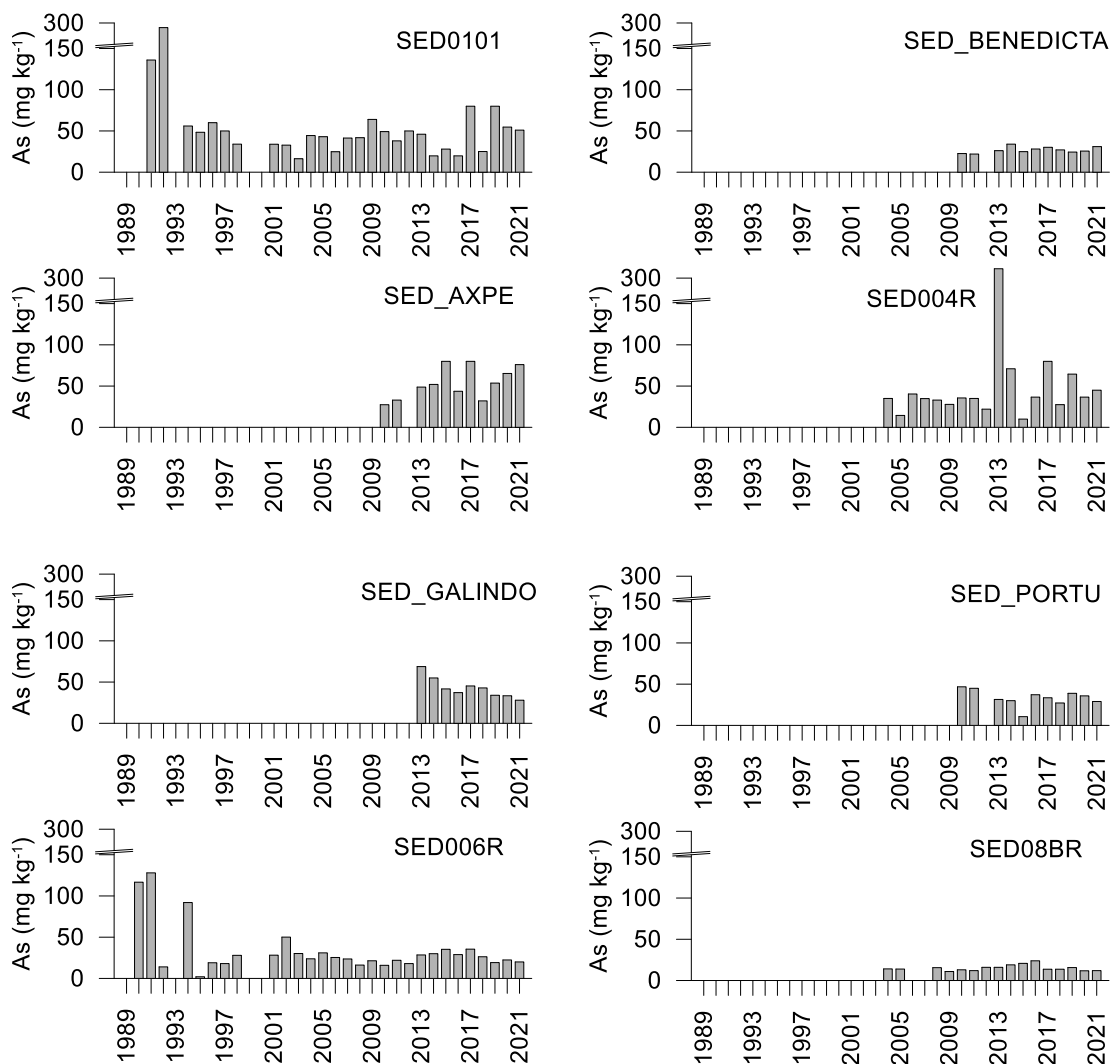


Figura 7.7. Evolución temporal de la concentración de As ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

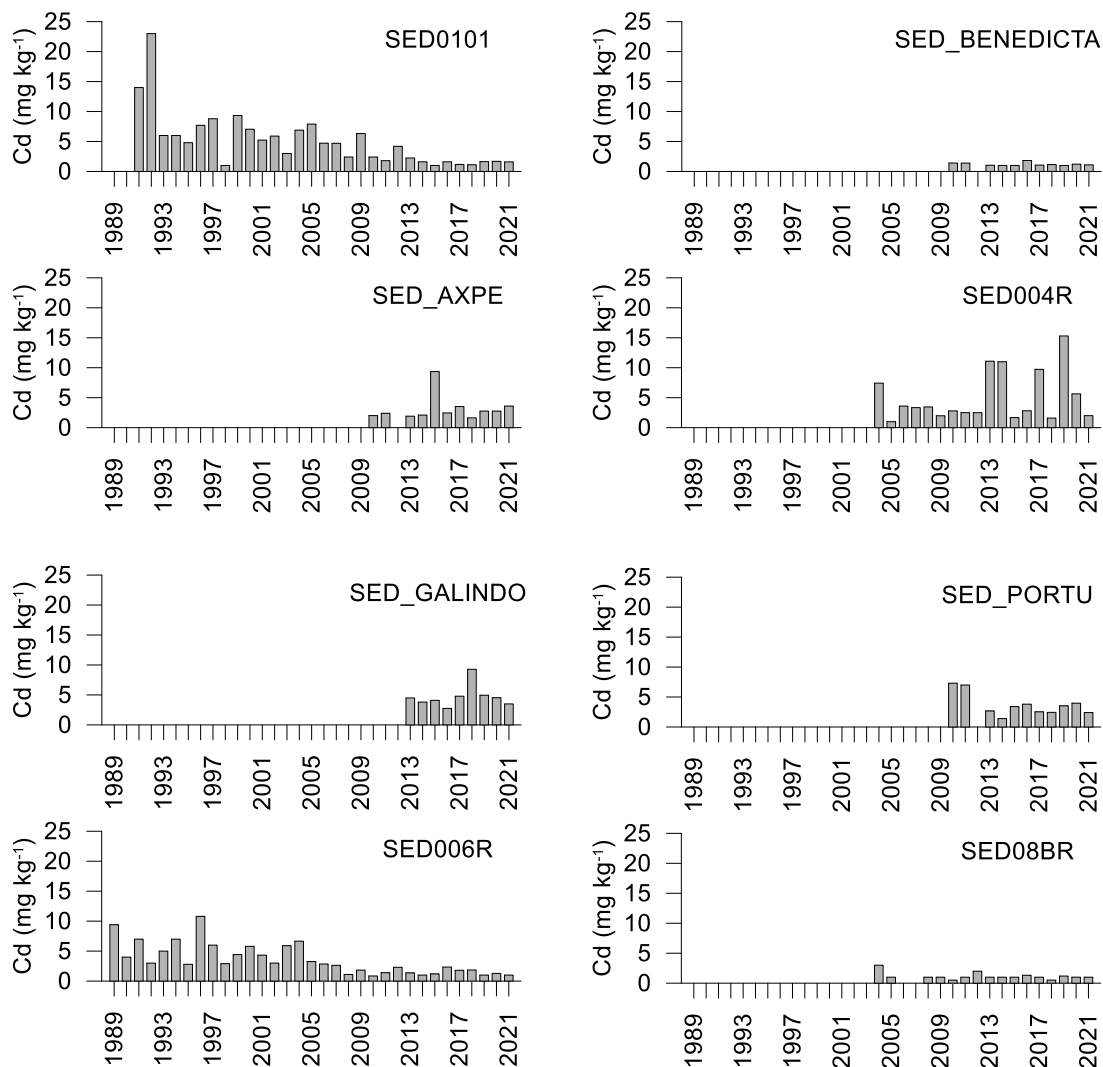


Figura 7.8. Evolución temporal de la concentración de Cd ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

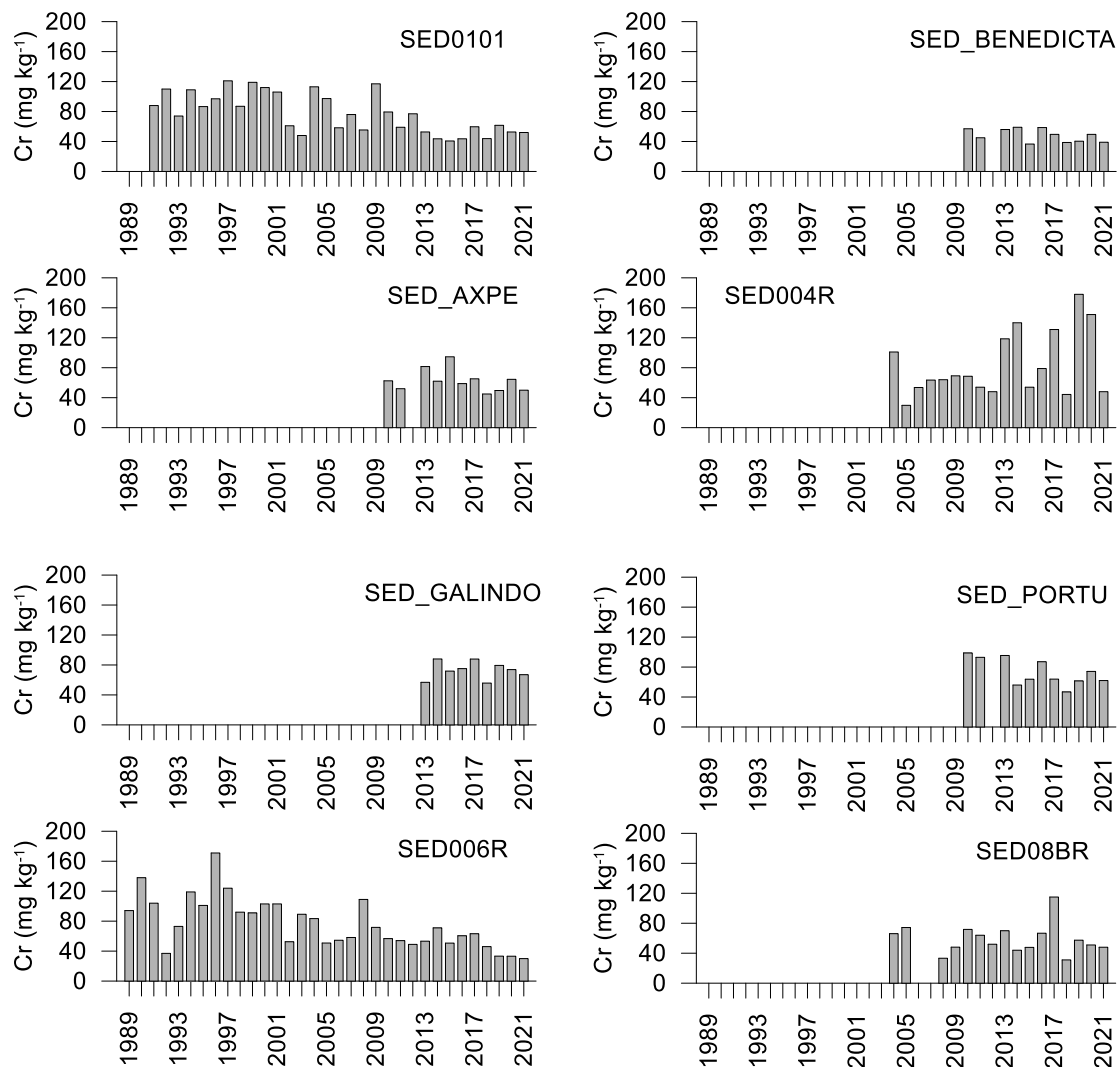


Figura 7.9. Evolución temporal de la concentración de Cr (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

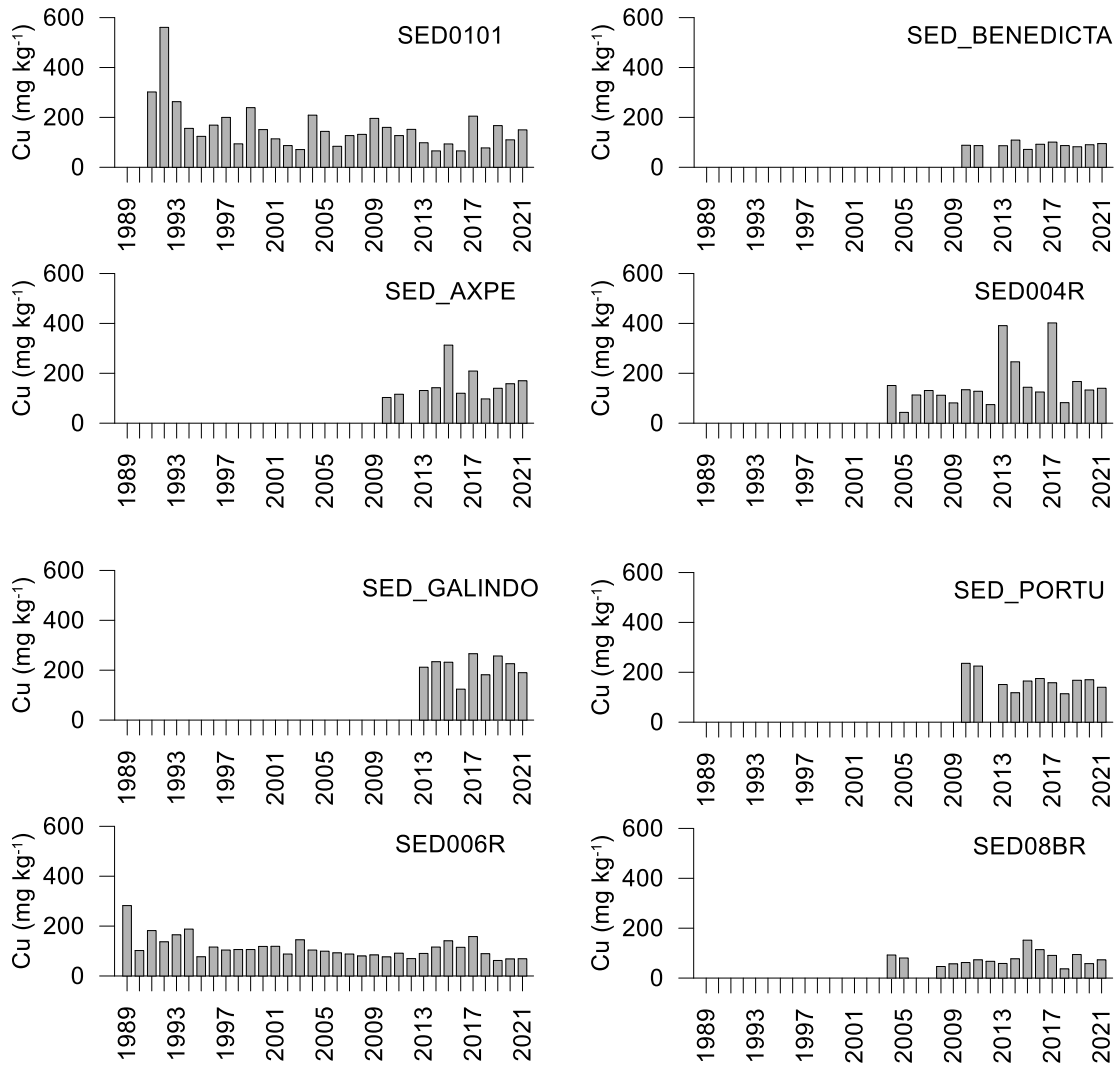


Figura 7.10. Evolución temporal de la concentración de Cu (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

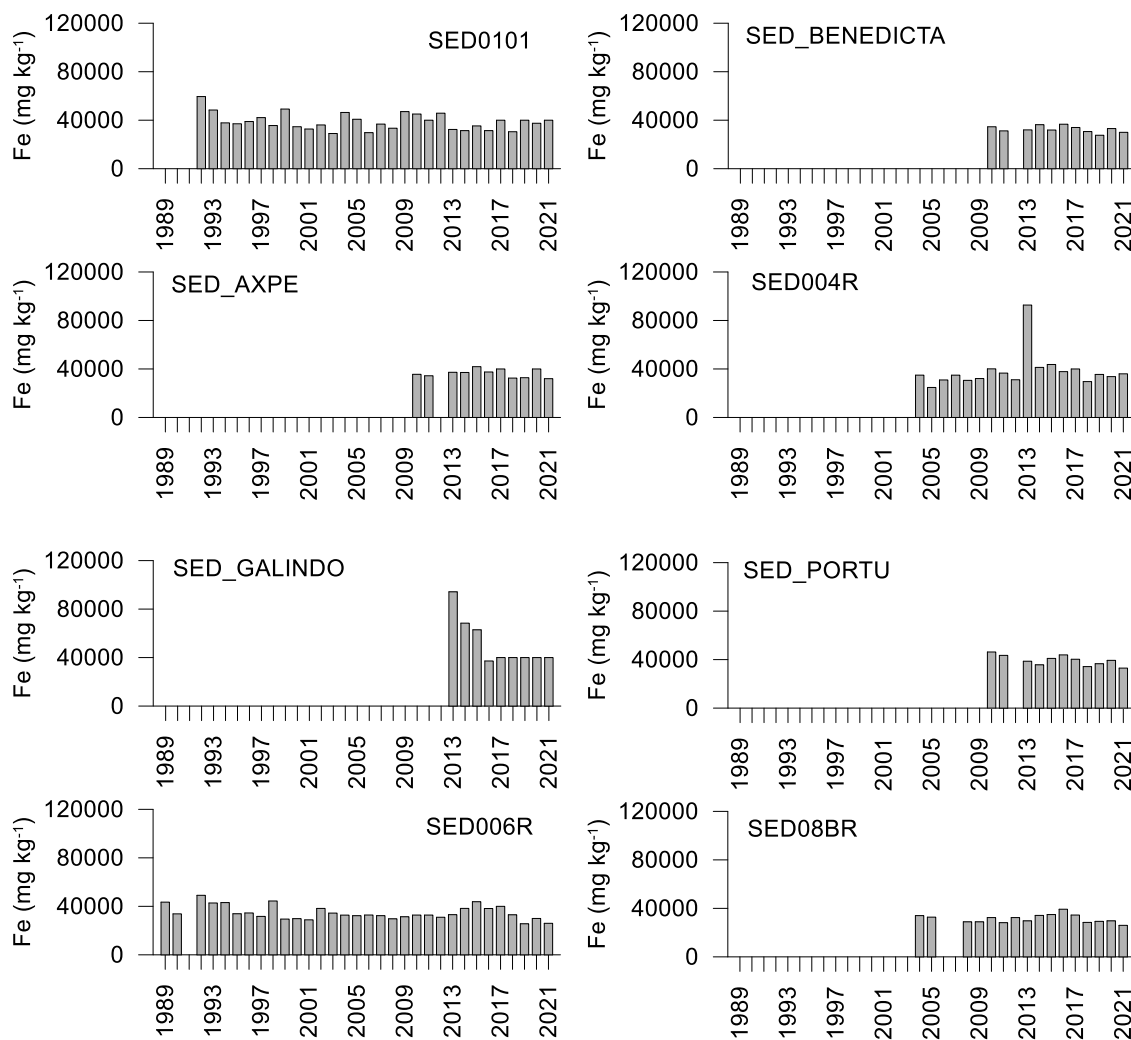


Figura 7.11. Evolución temporal de la concentración de Fe (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

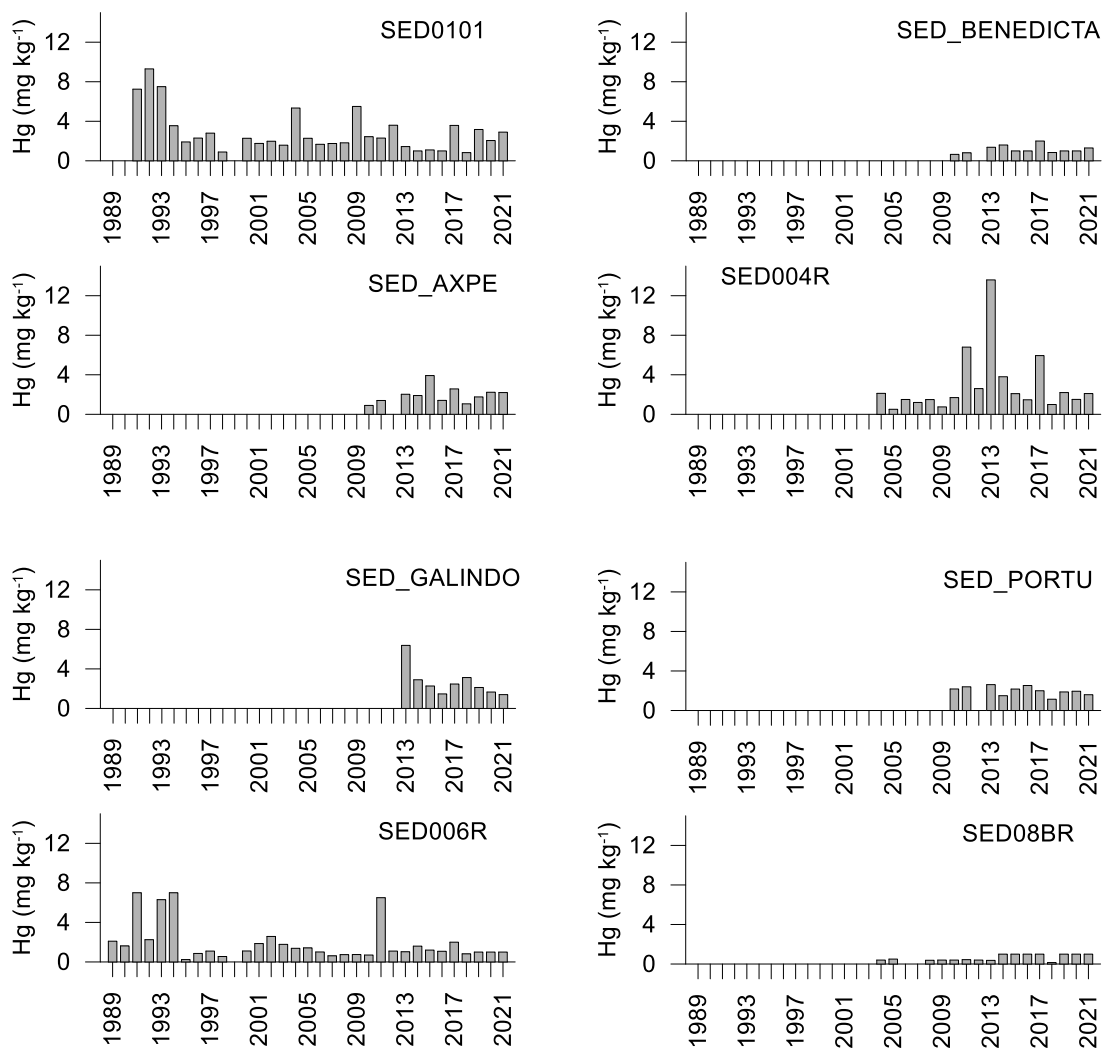


Figura 7.12. Evolución temporal de la concentración de Hg ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

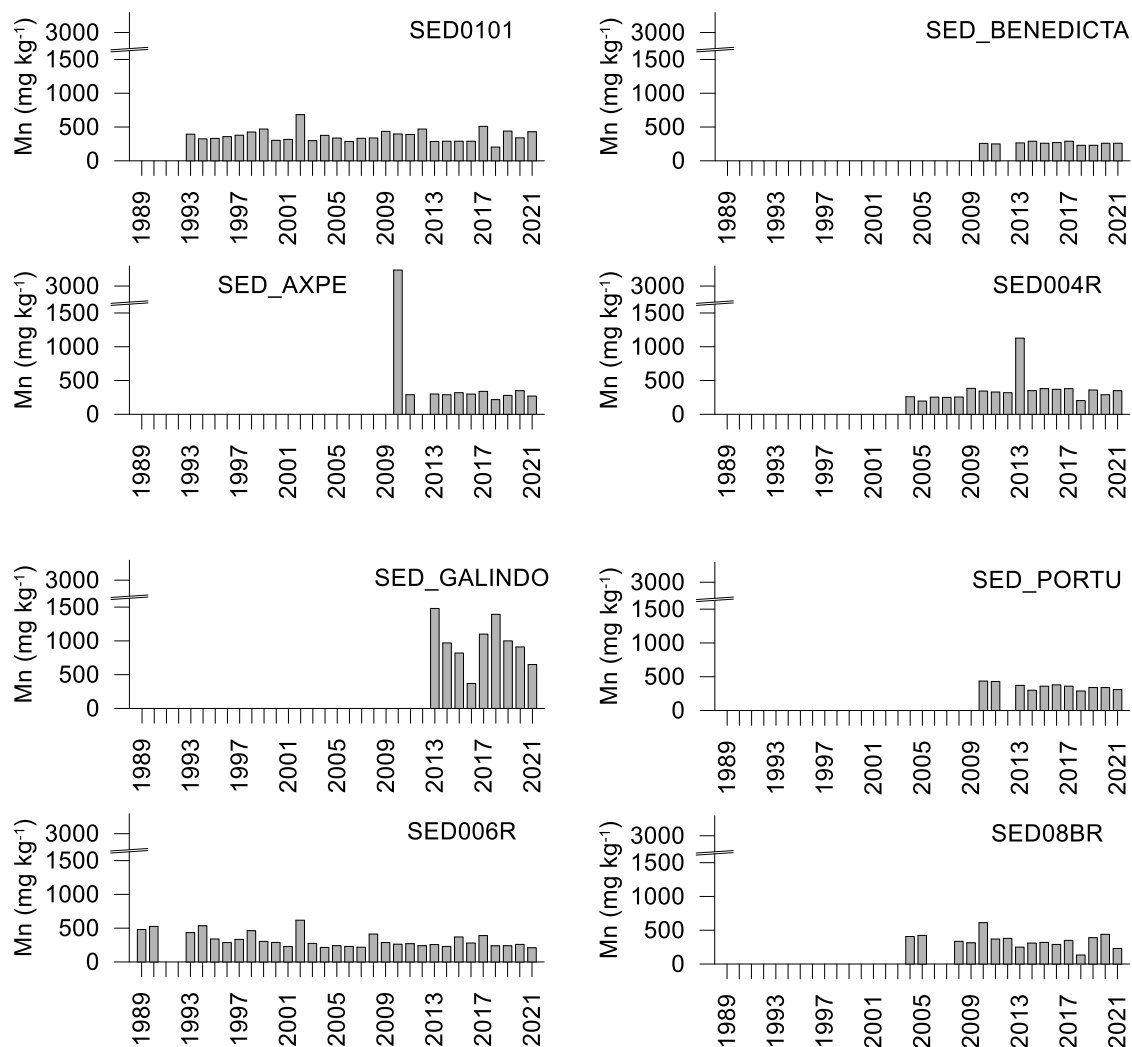


Figura 7.13. Evolución temporal de la concentración de Mn (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

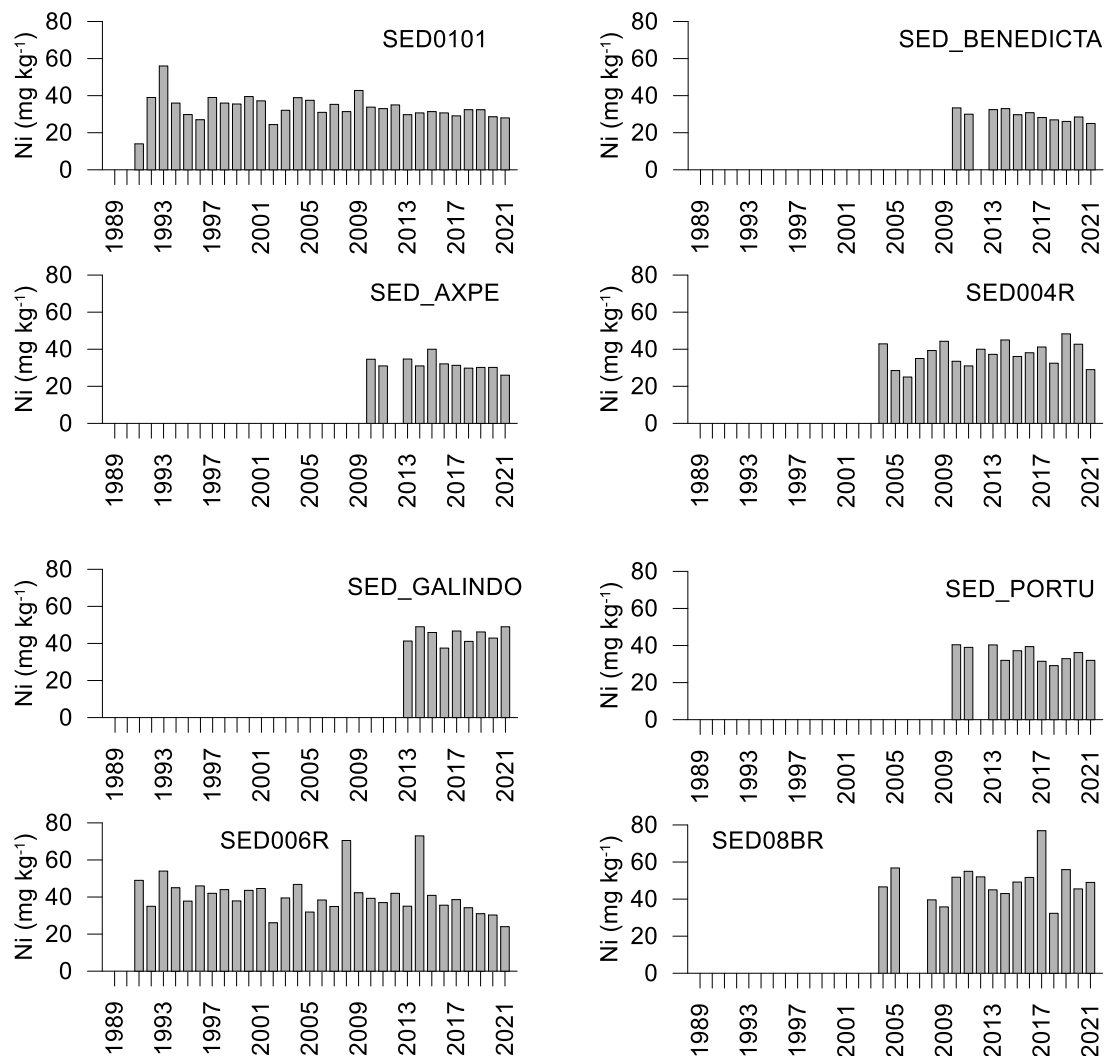


Figura 7.14. Evolución temporal de la concentración de Ni (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

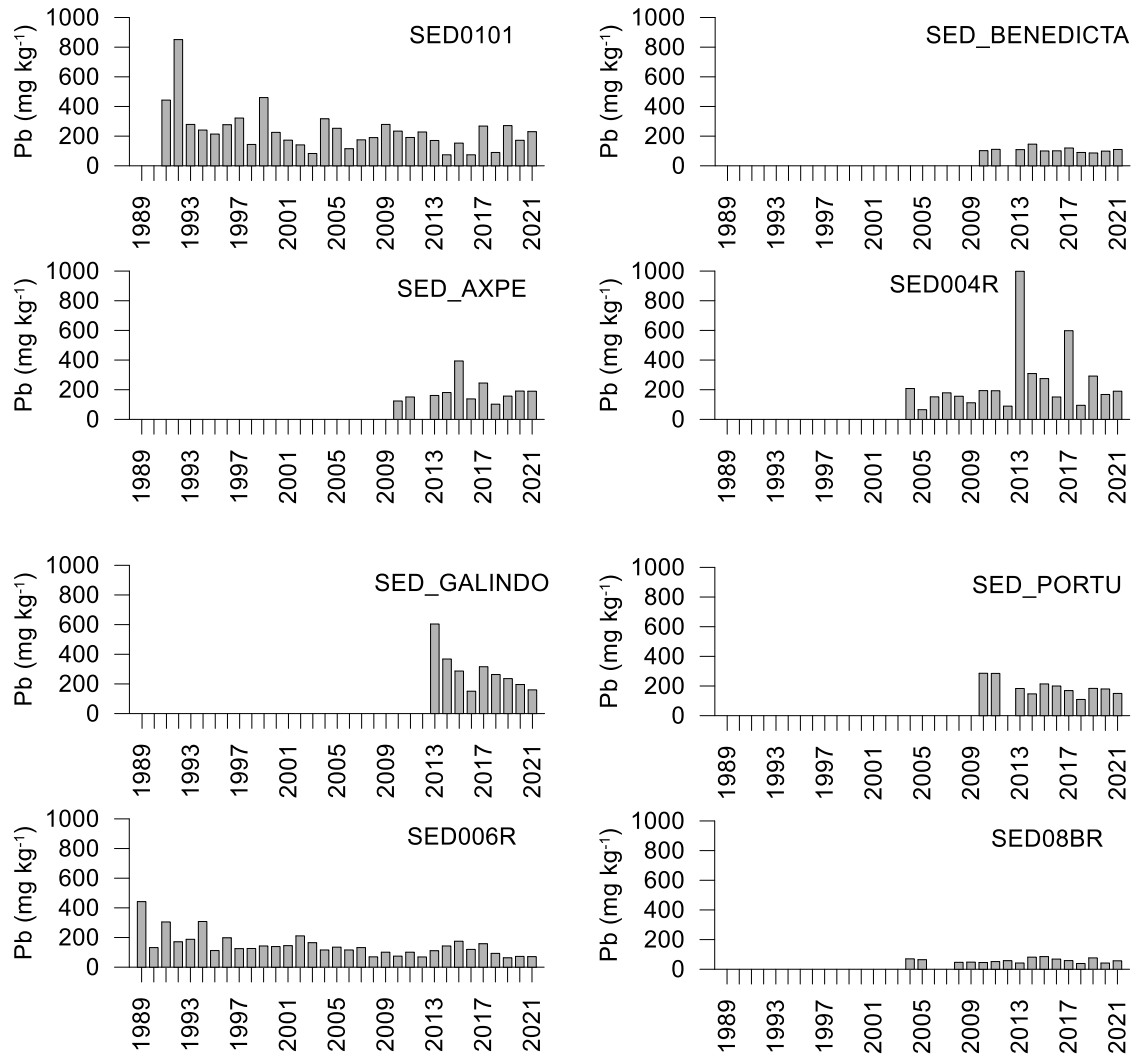


Figura 7.15. Evolución temporal de la concentración de Pb (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

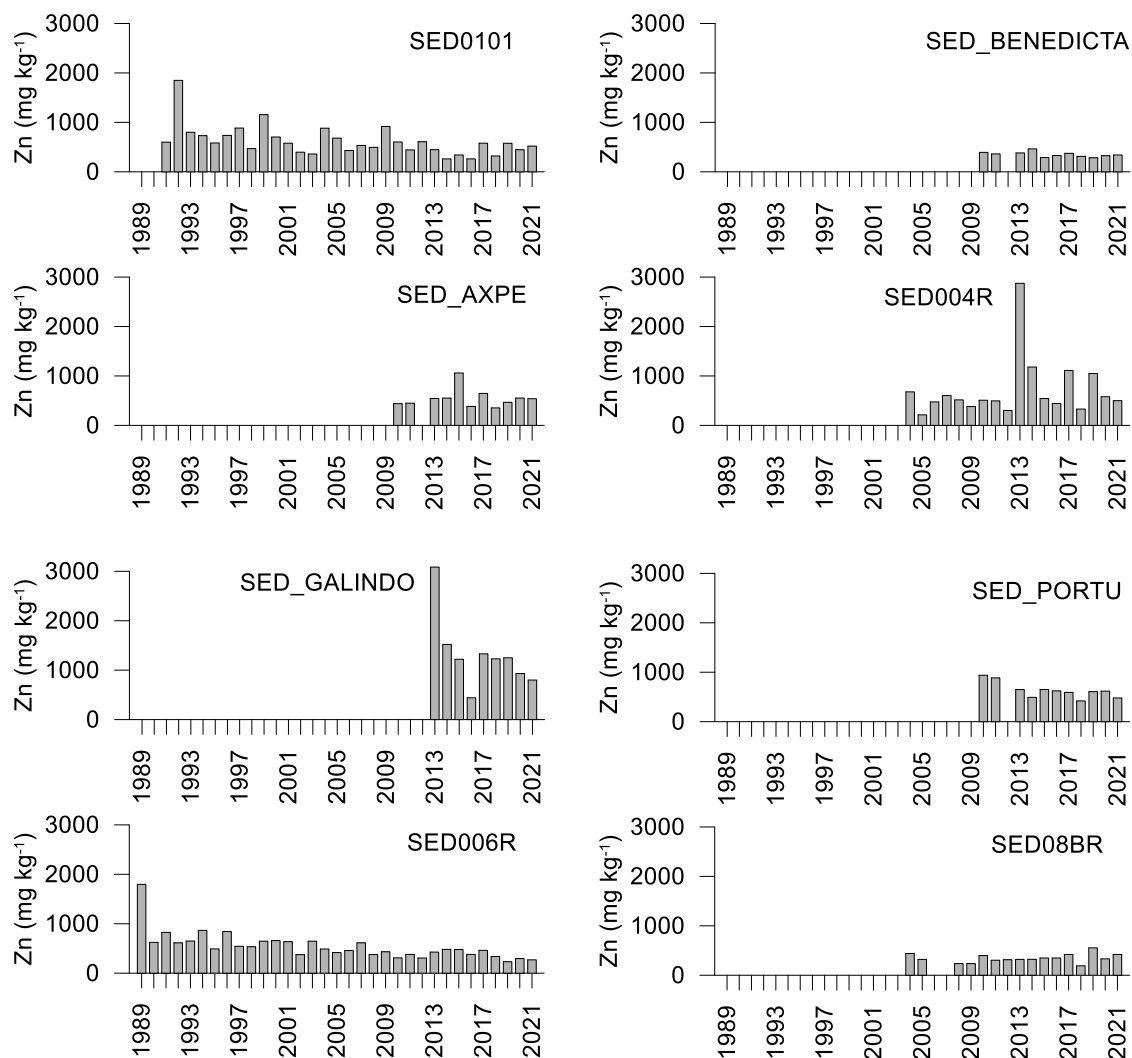


Figura 7.16. Evolución temporal de la concentración de Zn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2021.

En la Figura 7.17 se presenta la evolución temporal (1989-2021) del Índice de Carga Contaminante (Icc) en las estaciones muestreadas en 2021. En las estaciones con serie temporal más larga (SED0101 y SED006R) la evolución del índice de carga de contaminante es globalmente decreciente.

En la estación SED0101 el valor máximo de Icc (12,8) se obtuvo en 1991, correspondiendo a un nivel de *contaminación fuerte*, mientras que en la última campaña el valor ha sido 3,6, correspondiendo a un nivel de *contaminación media*.

En la estación SED006R el valor máximo de Icc (8,8) también se registró en 1991, correspondiendo a un nivel de *contaminación media*. En los últimos diez años el promedio del Icc en esta estación ha sido notablemente inferior, con un valor de 1,8 en 2021, correspondiendo a un nivel de *contaminación ligera*.

Tanto en la estación SED0101 como en SED006R se confirma en la presente campaña la correlación estadísticamente significativa y negativa (correlación no paramétrica de Spearman) entre el Índice de Carga Contaminante Global y el año, lo cual indica una tendencia temporal decreciente durante los años del seguimiento.

Como se ha comentado en anteriores informes, esta evolución hacia una menor contaminación por metales pesados en los sedimentos puede estar relacionada con el cierre de empresas contaminantes como consecuencia de la recesión económica (GOROSTIAGA y DÍEZ, 1996), la reducción de vertidos por mejoras en los procesos productivos y de depuración y el desarrollo y puesta en marcha del plan de saneamiento (CEARRETA *et al.*, 2004).

En el resto de las estaciones la serie temporal es más corta. En la estación SED004R el promedio de Icc corresponde a *contaminación media*, destacando en ese nivel 2013 y 2017 (con 10,2 y 7,1, respectivamente). En el caso de la estación SED08BR todos los valores corresponden a un nivel de *contaminación ligera*.

En cuanto a las dárseas, en la estación SED_BENEDICTA los valores de Icc están entre 2 y 2,8, correspondiendo a un nivel de *contaminación ligera*. En el caso de la estación SED_AXPE los valores de Icc están entre 2,5 y 6, con promedio de *contaminación media*. En la estación SED_PORTU el Icc se ha encontrado generalmente en el rango de *contaminación media*, aunque muy cerca de *contaminación ligera* (como es el caso de 2021).

Por último, en la estación SED_GALINDO, el Icc se mantiene entre 3,3 y 7,8, correspondiendo a un nivel de *contaminación media*.

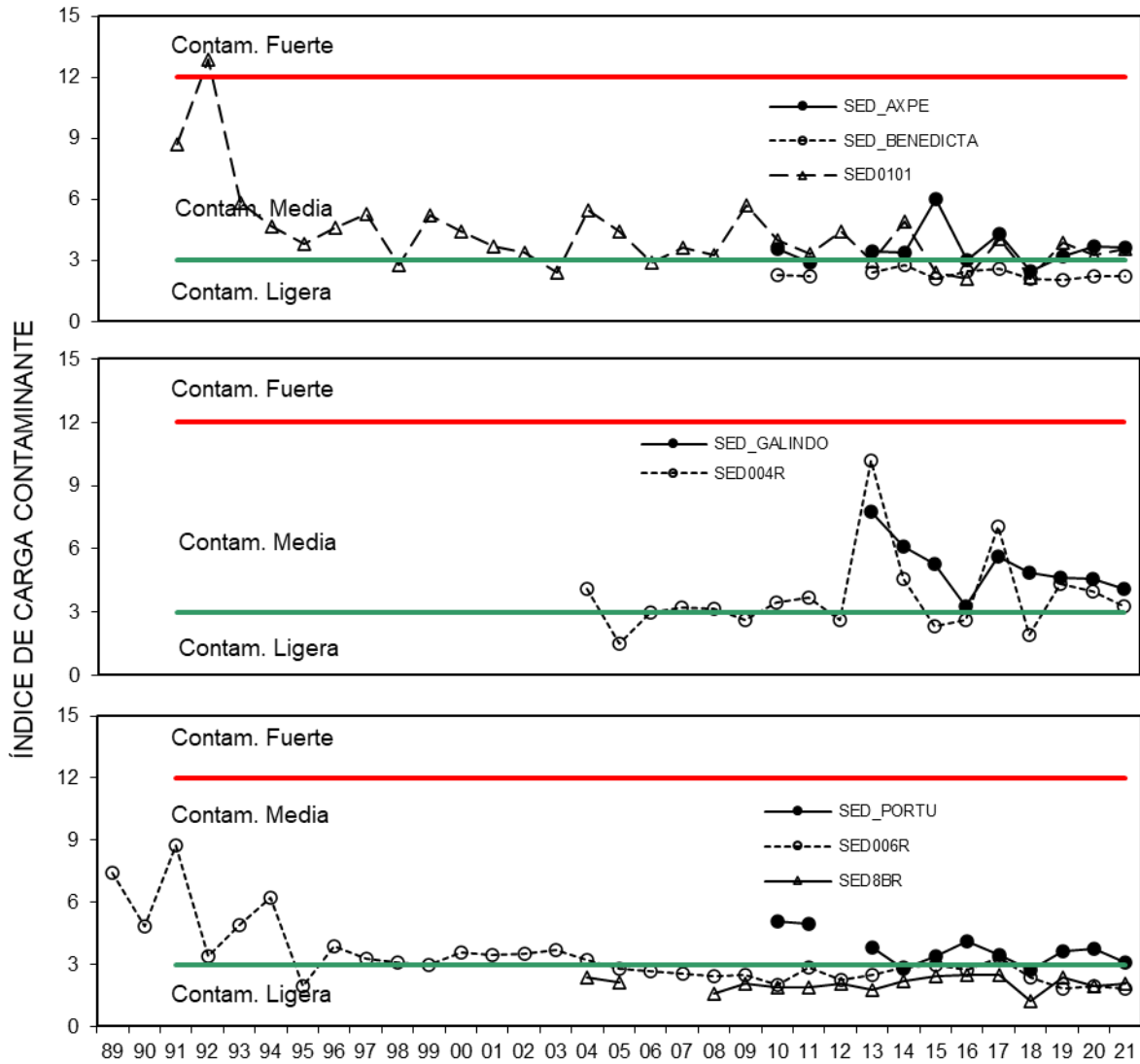


Figura 7.17. Evolución temporal del Índice de Carga Contaminante en los sedimentos del estuario del Nerbioi-Ibaizabal a lo largo de todas las campañas realizadas hasta la fecha, en cada una de las estaciones. Se indican, en línea verde y roja, los límites entre categorías de contaminación.

7.4 Resumen y conclusiones

- Con relación a la **composición granulométrica** de los sedimentos analizados en la presente campaña, la fracción limo-arcillas fue mayoritaria en casi todas las estaciones, excepto en SED0101 y SED004R que mostraron un contenido muy elevado de arenas. La fracción gravas fue la menos abundante en la composición de los sedimentos estudiados.
- Los valores de **potencial redox** fueron negativos, a excepción de las estaciones SED0101 y SED004R que fueron las más arenosas (y las de menor contenido orgánico).
- La **demanda química de oxígeno** varió entre un mínimo de $41 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ en SED0101 y un máximo de $120 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ en la estación SED08BR (estación situada en la zona más interna).
- El **nitrógeno orgánico total** varió entre $680 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en SED0101 y $4200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en SED_GALINDO.
- En cuanto a la **concentración de metales**, se registraron valores de *contaminación fuerte* por mercurio y/o cadmio en cinco de las ocho estaciones (SED0101, SED_AXPE, SED004R, SED_GALINDO y SED_PORTU).
- Según el **índice de carga contaminante (lcc)**, tres estaciones presentaron *contaminación global ligera*: SED_BENEDICTA, SED006R y SED08BR. En las restantes el lcc se encontró en el rango que indica *contaminación global media* ($3 < \text{lcc} < 12$), pero en todas ellas con valores cercanos a ligera. El máximo grado de contaminación según el lcc correspondió a SED_GALINDO (4,10).
- En todas las estaciones, a excepción de SED006R, se superó el valor **PEL** (*Probable Effect Level*) en, al menos, uno de los metales analizados, pudiendo implicar efectos biológicos adversos.
- En cuanto a la **evolución temporal**, en las dos estaciones de las que se dispone de un mayor número de años de medidas (SED0101 y SED006R) se observa, a lo largo del tiempo, una disminución de las concentraciones en la mayoría de los metales evaluados y en el índice global de contaminación.

8. COMUNIDADES DE BENTOS DE SUSTRATO BLANDO

8.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras

Se tomaron muestras de bentos de sustrato blando en ocho estaciones durante la campaña de otoño, simultáneamente con las de sedimentos destinados al análisis químico y granulométrico (véase capítulo anterior, Figura 7.1 y Tabla 7.1). La toma de muestras la realizó AZTI siguiendo la metodología aplicada por *Entec* (ENTEC, 1994). Se tomaron dos réplicas por estación mediante el empleo de una draga de tipo Day o de tipo Van Veen (con una superficie de 0,1 m²) según la estación muestreada.

Una vez recolectadas, las muestras se tamizaron a través de una malla de 1 mm de luz, suficiente para la retención de casi todas las especies (VIEITEZ, 1976; SEAPY y KITTING, 1978; MORA, 1982). A continuación, se conservaron en envases de plástico herméticos, en una disolución al 4% de formaldehído, neutralizado con metanol químicamente puro y tamponado a pH=7 en agua de mar. Además, las muestras se tiñeron con rosa de bengala para resaltar los individuos vivos y facilitar su separación. Las Fotografías 8.1 y 8.2 ilustran algunos aspectos de los trabajos para la recogida de las comunidades bentónicas.



Fotografía 8.1. Toma de muestras para la recogida del bentos.



Fotografía 8.2. Tamizado de las muestras para la separación de los invertebrados bentónicos.

8.2 Métodos analíticos

Una vez en el laboratorio, en cada muestra se separaron, identificaron y contaron los ejemplares de cada especie (o al nivel taxonómico más detallado posible). Para ello se utilizó una lupa binocular y un microscopio óptico.

Con el objeto de determinar la estructura de la comunidad, se calcularon algunos parámetros relativos a la misma. Así, se determinó la diversidad específica mediante el índice de Shannon (SHANNON y WEAVER, 1963), a partir de datos numéricos, según la fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=a} p_i \cdot \log_2 p_i$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

siendo i = cada una de las especies; a = número total de especies de una muestra; n_i = número de individuos de la especie i ; N = número total de individuos de la muestra. Esta fórmula da idea de si los individuos se reparten de forma homogénea entre las especies (valores altos) o si sólo algunas especies concentran casi todos los efectivos (valores bajos).

También se calculó la diversidad máxima, según la fórmula siguiente, que indica el valor máximo que alcanzaría una muestra en caso de que los efectivos se repartiesen de manera equitativa entre las especies:

$$H_{max} = \log_2 a$$

Finalmente, se calculó la equitabilidad (PIELOU, 1966), que indica si la diversidad encontrada está cerca o lejos de su máximo (del valor de 1):

$$E = \frac{H'}{H_m \cdot x}$$

8.3 Clasificación de las estaciones según índices bióticos

Para la clasificación de las estaciones en función de los índices bióticos se usó el índice biótico AMBI, desarrollado en AZTI (BORJA *et al.*, 2000a, 2003; MUXIKA *et al.*, 2005). Dicho índice se calcula con ayuda del software AMBI 5.0, alimentado con la lista de especies actualizada a diciembre de 2020, ambos disponibles gratuitamente en la web de AZTI (<http://ambi.azti.es>), y siguiendo las recomendaciones de BORJA y MUXIKA (2005) y MUXIKA *et al.* (2007). Para una completa descripción de este índice pueden consultarse anteriores informes (p. e., FRANCO *et al.*, 2013).

8.4 Resultados

8.4.1 Taxonomía y parámetros estructurales en 2021

El número de *taxa* identificados (agrupados por *phylum*) en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en la presente campaña de 2021 y el porcentaje que representaron respecto al total se recogen en la Tabla 8.1. Se recogieron 161 *taxa*: los anélidos dominaron con 71 *taxa* (43% del total de *taxa*), seguidos por los moluscos (48 *taxa*; 30% del total) y por los artrópodos (32 *taxa*; 20%). También se identificaron algunos cnidarios, nemertinos, equinodermos, sipuncúlidos, platelmintos, nematodos, foronídeos y cordados.

Tal y como indica la Tabla 8.2, la estación más pobre en cuanto a número de *taxa* correspondió a SED_GALINDO con 9 *taxa*, seguida de las dos más internas (SED08BR y SED006R) con 17 y 19 *taxa*, respectivamente, mientras que la más rica fue la estación más externa (SED_0101) con 90 *taxa*. Parece intuirse una ligera tendencia hacia una mayor riqueza hacia la desembocadura del estuario.

La densidad no mostró ninguna tendencia espacial (Tabla 8.2). El máximo se observó en una estación interna (SED08BR, con 6165 ind·m⁻²) y el mínimo en SED_GALINDO (280 ind·m⁻²).

Tabla 8.1. Invertebrados bentónicos identificados en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2021. Se indica el número de *taxa* de cada *phylum* y el porcentaje que dicho número representa sobre el total.

PHYLUM	N.º <i>taxa</i>	Porcentaje
CNIDARIA	2	1,2
PLATYHELMINTHES	1	0,6
NEMERTEA	2	1,2
NEMATODA	1	0,6
ANNELIDA	69	42,9
MOLLUSCA	48	29,8
ARTHROPODA	32	19,9
SIPUNCULA	2	1,2
PHORONIDA	1	0,6
ECHINODERMATA	2	1,2
CHORDATA	1	0,6
TOTAL	166	100

Tabla 8.2. Parámetros estructurales de las comunidades bentónicas muestreadas en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2021, para cada estación.

ESTACIÓN	Densidad (ind·m ⁻²)	Riqueza (nº <i>taxa</i>)	Diversidad (bit·ind ⁻¹)	Equitabilidad
SED08BR	6165	17	2,31	0,56
SED006R	850	19	2,99	0,70
SED_PORTU	1240	20	2,60	0,60
SED_GALINDO	280	9	2,15	0,68
SED004R	4925	53	3,29	0,57
SED_AXPE	1270	30	3,71	0,76
SED_BENEDICTA	3865	71	4,74	0,77
SED0101	4060	90	4,83	0,74

La diversidad presentó el máximo (4,83 bit·ind⁻¹) en la estación externa SED0101 y el valor más bajo (2,15 bit·ind⁻¹) en SED_GALINDO (Tabla 8.2).

En 2021 los anélidos dominaron claramente en todas las estaciones en cuanto a riqueza, excepto en SED_GALINDO, donde codominaron junto con los moluscos. Además, los moluscos fueron el segundo grupo en importancia en todas las estaciones excepto en SED08BR, donde fueron superados por los artrópodos.

En cuanto a densidad, los anélidos y los moluscos fueron los más abundantes: los anélidos dominaron en cinco estaciones (SED08BR, SED004R, SED_AXPE, SED_BENEDICTA y SED0101) con 46 – 85%, y se situaron en segundo lugar en dos (SED006R y SED-GALINDO), con 20 – 41% de la dominancia. Por otro lado, los moluscos fueron dominantes en tres estaciones (SED006R, SED_PORTU y SED GALINDO, con 55 – 78%) y se situaron en segundo lugar en cuatro (SED004R, SED_AXPE, SED_BENEDICTA y SED0101, con 10 – 45%). Además, los artrópodos fueron el segundo grupo dominante en dos estaciones (SED08BR con 10% y SED_PORTU con 28%).

En el conjunto de la Ría, y durante toda la serie histórica iniciada en 1994, se han contabilizado 713 taxa diferentes de los cuales 539 corresponden a especies, 110 a géneros y 65 a niveles taxonómicos superiores como filo, clase, familia... La contribución del año 2021 a este listado ha sido de 16 especies: seis anélidos poliquetos (*Dipolydora coeca*, *Exogone dispar*, *Lumbrineris coccinea*, *Myrianida brachycephala*, *Praxillella lofoseta*, *Prionospio sanmartini*), cinco moluscos (*Antiopella cristata*, *Gari depressa*, *Laevicardium crassum*, *Lepton squamosum*, *Ostrea edulis*), dos artrópodos (*Ampelisca spinifer*, *Gammaropsis sophiae*), un platelminto (*Leptoplana tremellaris*), un equinodermo (*Paracentrotus lividus*) y un sipuncúlido (*Phascolosoma stephensoni*). Además, otros 8 niveles taxonómicos no usados previamente (*Gnathia* sp., *Terebellides* sp., Aeoliidae, Ascidiacea, Collembola, Eubbranchidae, Polyceridae, Tanaididae).

8.4.1.1 Descripción detallada de cada estación en 2021

En la zona superior del estuario, aproximadamente a la altura del **Arriaga** (estación SED08BR), se obtuvieron un total de 17 taxa, con una densidad media de 6156 ind·m⁻². Los valores de diversidad y equitabilidad fueron moderados-bajos (2,31 bit·ind⁻¹ y 0,56, respectivamente), siendo las especies más representativas los anélidos oligoquetos, los anélidos poliquetos *Polydora cornuta*, *Hediste diversicolor* y *Streblospio eunatae*, y el anfípodo *Grandidierella japonica*. Tales taxa representaron, respectivamente, el 48% (2980 ind·m⁻²), 15% (935 ind·m⁻²), 12% (750 ind·m⁻²), 9% (540 ind·m⁻²) y 9% (540 ind·m⁻²) de los efectivos. La composición podría reflejar principalmente la comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* citada por BORJA *et al.* (2004b).

En la estación de **Olabeaga-Zorroza** (estación SED006R) se identificaron 19 *taxa* en 2021, con una densidad total de 850 ind·m⁻². Los valores de diversidad y equitabilidad reflejaron un reparto intermedio de los individuos entre las especies identificadas (diversidad 2,99 bit·ind⁻¹ y equitabilidad 0,70). Las especies más abundantes fueron los moluscos bivalvos *Scrobicularia plana* con el 29% de los individuos de la estación (245 ind·m⁻²) y *Corbula gibba* (23% y 200 ind·m⁻²), seguido del molusco gasterópodo *Peringia ulvae* (16% y 140 ind·m⁻²). Dada la relevancia de especies como *C. gibba*, la composición podría reflejar una situación de transición entre la comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* y la de *Abra alba* citada por BORJA *et al.* (2004b).

En la **dársena de Portu** (estación SED_PORTU), en 2021 se identificaron 20 *taxa*, que alcanzaron una densidad total de 1240 ind·m⁻². Los valores de la diversidad y la equitabilidad fueron moderados, reflejando un relativo buen reparto de los individuos entre las especies identificadas (diversidad 2,60 bit·ind⁻¹ y equitabilidad 0,60). Destacaron el molusco bivalvo *Scrobicularia plana* (41% y 510 ind·m⁻²), el molusco gasterópodo *Peringia ulvae* (13% de los efectivos y 160 ind·m⁻²), y el crustáceo isópodo *Cyathura carinata* (25% de los efectivos y 315 ind·m⁻²). La composición podría reflejar principalmente la comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* citada por BORJA *et al.* (2004b). Es importante recalcar que, debido a que esta estación se encuentra en el interior de una dársena cerrada (al igual que SED_AXPE y SED_BENEDICTA), el tiempo de residencia del agua es mayor. Esto, a su vez, favorece ciertos procesos que podrían ser perjudiciales para las comunidades bentónicas, como la sedimentación de material fino (y contaminantes adsorbidos), el consumo de oxígeno, etc.

En la parte final del **río Galindo** (estación SED_GALINDO), en 2021 se identificaron solamente 9 *taxa*, que alcanzaron una densidad total de 280 ind·m⁻². Los valores de la diversidad y la equitabilidad fueron medios-bajos (diversidad 2,15 bit·ind⁻¹ y equitabilidad 0,68). Las especies dominantes fueron: el molusco gasterópodo *Peringia ulvae* (46% y 130 ind·m⁻²), los anélidos oligoquetos (29% de los efectivos y 80 ind·m⁻²) y el anélido poliqueto *Hediste diversicolor* (9% y 25 ind·m⁻²). Muchas de las especies identificadas fueron las características de la comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* citada por BORJA *et al.* (2004b).

En la campaña de 2021, en la zona de **Axpe** (estación SED004R) se identificaron un total de 53 *taxa*, con una densidad total de 4925 ind·m⁻², lo que resultó con altos-moderados valores de diversidad (3,29 bit·ind⁻¹) y equitabilidad (0,57). Las especies dominantes fueron los anélidos oligoquetos (50% de los efectivos, densidad de 2470 ind·m⁻²), el molusco bivalvo *Corbula gibba* (6% de los efectivos, densidad de 295 ind·m⁻²) y el crustáceo anfípodo *Grandidierella japonica* (5% y 265 ind·m⁻²). La composición específica reflejó una mezcla de especies pertenecientes a las comunidades de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* y de *Abra alba*, lo cual podría representar una situación de transición entre ambas (BORJA *et al.*, 2004b).

En la **dársena de Axpe** (estación SED_AXPE) en 2021 se identificaron 30 *taxa*, que alcanzaron una densidad total de 1270 ind·m⁻². Esta estación presentó una riqueza intermedia y unos valores de diversidad y equitabilidad altos (3,71 bit·ind⁻¹ y 0,76). Las especies más relevantes fueron el anélido poliqueto *Polycirrus* sp. (24% de los efectivos y densidad de 300 ind·m⁻²), el molusco bivalvo *Corbula gibba* (16% y 200 ind·m⁻²) y el gasterópodo *Peringia ulvae* (14% y 175 ind·m⁻²). La composición específica dominante perteneció a las comunidades de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* y de *Abra alba*, pudiendo representar una situación de transición entre ambas (BORJA *et al.*, 2004b).

La **dársena de la Benedicta** (estación SED_BENEDICTA) presenta aberturas en la parte central del dique de separación que permiten un intercambio de agua con el canal principal de la Ría, mayor que el que se da en las otras dos dársenas (Portu y Axpe). Esto último podría haber contribuido a una mayor riqueza en comparación con el resto de las dársenas analizadas (con 71 *taxa* identificados y densidad de 3865 ind·m⁻²), una diversidad alta (4,74 bit·ind⁻¹) y una equitabilidad también alta (0,77). En cuanto a las especies dominantes, destacaron el molusco bivalvo *Corbula gibba* (585 ind·m⁻²; 15% de los efectivos), y los anélidos poliquetos *Mediomastus fragilis* (585 ind·m⁻²; 15% de los efectivos), *Euclymene oerstedii* (230 ind·m⁻²; 6% de los efectivos), y *Prionospio fallax* (230 ind·m⁻²; 6%). Las especies dominantes en 2021 en SED_BENEDICTA sugieren la presencia de una comunidad de *Abra alba* (BORJA *et al.*, 2004b).

En el **Puente Colgante** (estación SED0101) en la campaña de 2021 se encontraron valores elevados de riqueza (90 *taxa* diferentes) y densidad (4060 ind·m⁻²); del mismo modo, la diversidad y equitabilidad también mostraron valores altos (4,83 bit·ind⁻¹ y 0,74, respectivamente). Por especies, el taxón dominante fue el de anélidos oligoquetos con una densidad de 640 ind·m⁻², que correspondió al 16% de la densidad total de la estación; le siguieron los anélidos poliquetos *Spirobranchus lamarcki* (580 ind·m⁻² y 14%) y *Prionospio parapani* (270 ind·m⁻² y 7%), y el nemertino *Tubulanus polymorphus* (275 ind·m⁻² y 7%). La presencia de los oligoquetos sugiere una comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* (BORJA *et al.*, 2004b).

El anfípodo de origen japonés *Grandidierella japonica* (JOURDE *et al.*, 2013), tras haber aparecido por primera vez en la campaña de 2015, en 2016 y 2017 se encontró en todas las estaciones; en 2018 se encontró en cinco (ausente en SED_PORTU, SED_AXPE y SED0101), en 2019 en una (SED_PORTU) y en 2020 en seis estaciones (ausente en SED_PORTU y SED0101). En 2021 fue encontrado en seis estaciones (en todas excepto en SED006R y SED_GALINDO), con densidades de entre 5 ind·m⁻² (SED0101) y 560 ind·m⁻² (SED08BR).

8.4.1.2 Gradiente espacial

Como puede apreciarse en la Figura 8.1, en 2021 la densidad destacó en la estación más interna, situada a la altura del Arriaga (SED08BR), con 6165 ind·m⁻². Sin embargo, disminuyó bruscamente en la estación SED006R, cuya densidad fue muy inferior al del resto de las estaciones situadas en el canal central de la Ría.

En la Figura 8.1 se muestra también la variabilidad espacial de la riqueza (número de *taxa*), diversidad y equitabilidad.

En cuanto a la riqueza específica, se repitió una situación muy parecida a la de las campañas realizadas entre 2014 y 2017, así como en 2019 y 2020: generalmente valores más bajos en la zona superior (17-20 *taxa*), en comparación con la zona inferior de la Ría (máximo de 90 *taxa* en SED0101). En las dársenas también se observó este patrón espacial, con el máximo de riqueza en SED_BENEDICTA (71 *taxa*).

En el caso de la diversidad también se observa un patrón espacial de aumento a medida que nos acercamos hacia la boca del estuario, partiendo de 2,31 bit·ind⁻¹ en la estación más interna (SED08BR), hasta 4,83 bit·ind⁻¹ en la zona más externa de la Ría (SED0101).

La equitabilidad mostró un patrón bastante similar: el mínimo (0,56) se observó también en la estación más interna y, en este caso, el máximo (0,77) en la segunda más externa (SED_BENEDICTA).

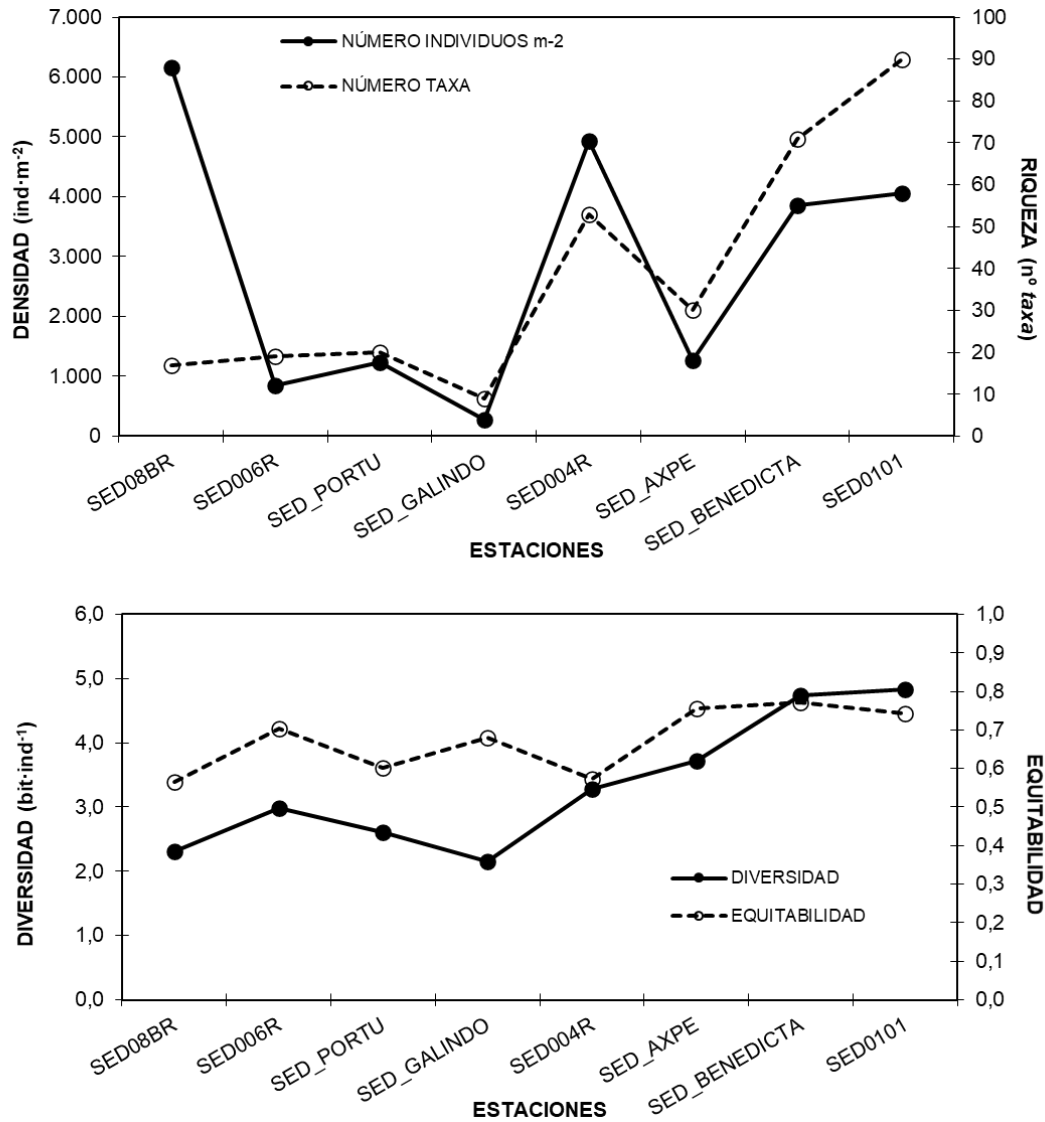
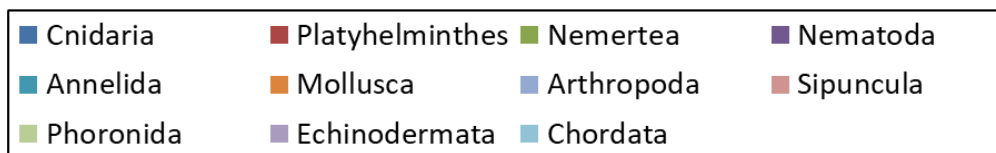


Figura 8.1. Distribución espacial de los parámetros estructurales (densidad, riqueza específica, diversidad y equitabilidad) de las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en la campaña de 2021. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha, de la más interior a la más exterior.

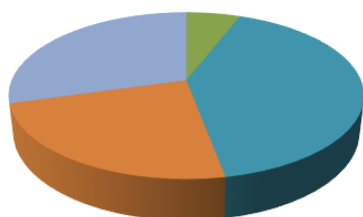
El gradiente lógico esperado en un estuario natural (sin presiones o alteraciones humanas) es partir de una menor riqueza y mayor dominancia de unas pocas especies (especialmente anélidos poliquetos) en la zona más interna, para ir aumentando la riqueza y diversidad de especies (así como la presencia y dominancia de moluscos y artrópodos) hacia la zona más externa. En 2021 la estación más externa (SED0101) mostró el máximo de riqueza y diversidad. Además, la presencia del río Galindo en la parte media del estuario pareció influir en la población macrobentónica ya que los valores más bajos en densidad, riqueza específica y diversidad se encontraron en la estación SED_GALINDO, justo en el tramo final del mencionado río Galindo.

Las dominancias correspondientes a cada *phylum*, en cada una de las estaciones durante la campaña de 2021, se representan en las Figura 8.2 (riqueza de *taxa*) y 8.3 (densidad).

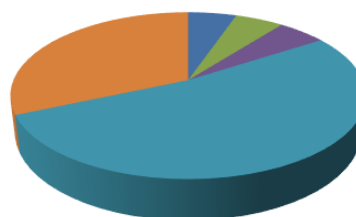
En las Figuras 8.2 y 8.3 también puede intuirse la influencia de los dos gradientes anteriormente mencionados. Por un lado, en la estación más interna (SED08BR) solo se encontraron 4 *phyla*, y los anélidos alcanzaron una dominancia en densidad de 85% de los efectivos. Hacia el exterior, fueron apareciendo más especies y más *phyla* (hasta 9). En las estaciones intermedias los moluscos adquirieron su mayor relevancia en cuanto a densidad (78%), para luego verse superados por anélidos. La estación SED0101, la más externa, fue la más rica (90 especies) y diversa (9 *phyla*). Por otro lado, los valores mínimos (9 especies y 3 *phyla*) se encontraron en la estación más cercana al vertido de la EDAR (SED_GALINDO), lo cual parece indicar el efecto de su presencia.



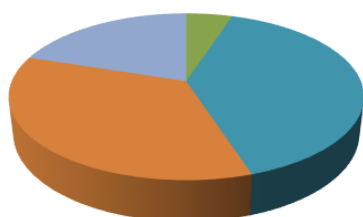
SED08BR



SED006R



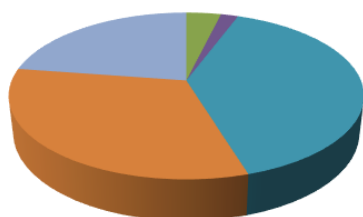
SED_PORTU



SED_GALINDO



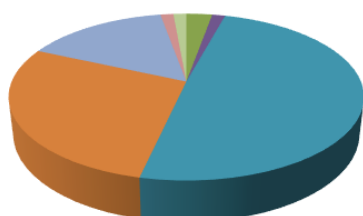
SED004R



SED_AXPE



SED_BENEDICTA



SED0101

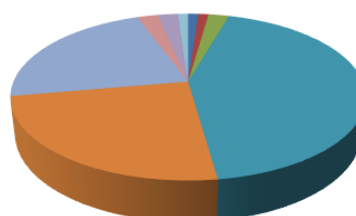
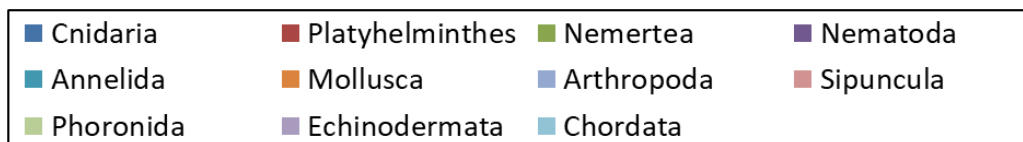
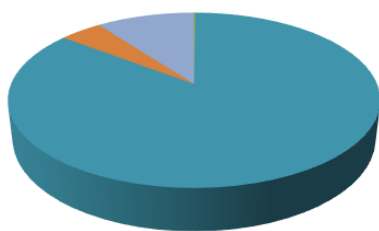


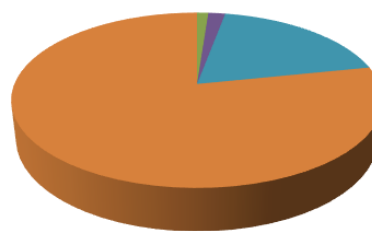
Figura 8.2. Dominancias en riqueza de *taxa* de cada *phylum* durante la campaña de 2021. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha y de arriba abajo, de la más interior a la más exterior.



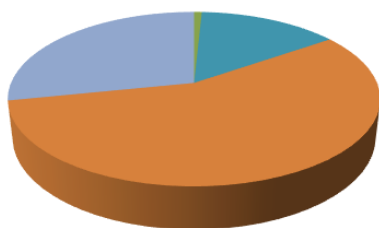
SED08BR



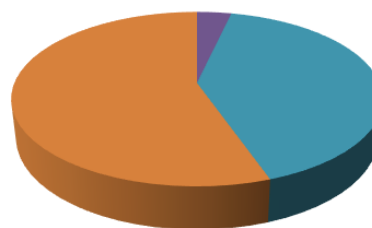
SED006R



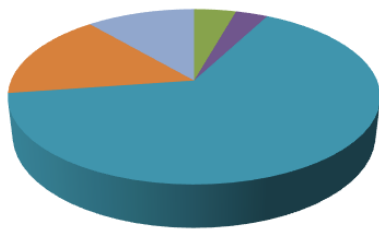
SED_PORTU



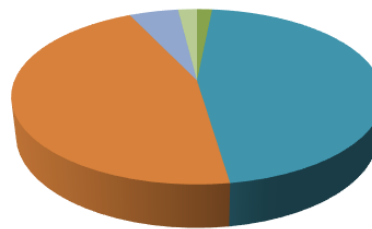
SED_GALINDO



SED004R



SED_AXPE



SED_BENEDICTA



SED0101

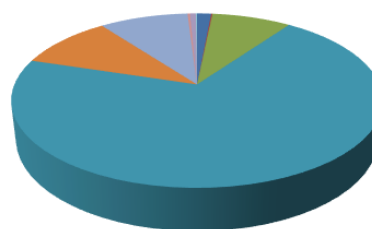


Figura 8.3. Dominancias en densidad de cada *phylum* durante la campaña de 2021. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha y de arriba abajo, de la más interior a la más exterior.

8.4.2 Evolución temporal del bentos

Desde 1989 hasta 2012 se habían analizado un total de 18 estaciones en este estuario (aunque no todas se muestreaban todos los años), con el fin de caracterizar su estado y evolución ambiental. Sin embargo, en 2013 cambió la estrategia de muestreo, de forma que fuera más acorde con la vigilancia de los vertidos de la EDAR de Galindo. Para ello, se seleccionaron ocho estaciones: cuatro de ellas que ya tenían series temporales largas (SED08BR, SED006R, SED004R y SED0101), tres situadas en dársenas y estudiadas previamente en 2010 y 2011 (SED_PORTU, SED_AXPE, SED_BENEDICTA) y otra, situada en un tributario y muy cerca del vertido, que fue de nueva incorporación (SED_GALINDO). Por lo tanto, en este apartado sólo se analizará la tendencia temporal de estas ocho últimas estaciones de muestreo.

8.4.2.1 Evolución de los parámetros estructurales

En 1989 comenzaron a muestrearse las estaciones SED006R y SED0101. Hasta 1996 solo se encontraba macrofauna bentónica en la estación exterior (SED0101), con sedimentos azoicos en la estación más interior (SED006R), con la excepción de tres *taxa* identificados en 1992. Sin embargo, a partir de 1996 se empezó a detectar un proceso de colonización hacia el interior, identificándose 4 *taxa* de macroinvertebrados bentónicos en la estación SED006R en 1996 y, posteriormente, 3 *taxa* en 1997. A partir de dicha campaña de 1997, la presencia de organismos bentónicos ha sido prácticamente constante, a excepción de la campaña de 2000.

En 2004, cuando comenzaron a muestrearse las estaciones SED08BR y SED004R, la más interior (SED08BR) presentaba 2 *taxa*. Sin embargo, en ninguna de las dos campañas siguientes (2005 y 2006) se identificaron macroinvertebrados bentónicos en sus muestras, lo cual indicaba que se trataba de una estación aún sometida a fuerte estrés. En la campaña de 2007, nuevamente, se identificaron 2 *taxa*, incrementándose la riqueza a 7 *taxa* en 2008, disminuyendo a 3 en 2009 y volviendo a incrementarse a 14 *taxa* en 2010. A pesar de los continuos altibajos y ligera tendencia ascendente, desde 2017 (cuando se alcanzó el valor más alto con 20 *taxa*) el número de *taxa* ha ido descendiendo año tras año, habiéndose registrado 9 *taxa* en la campaña de 2020. Sin embargo, en la última campaña de 2021 se ha roto esta tendencia descendente al encontrarse 17 *taxa*.

Este comportamiento de avances y retrocesos en los parámetros estructurales de los macroinvertebrados bentónicos de la estación más interna (SED08BR) fue observado, previamente, en la segunda estación más interna (SED006R). Comparando estas dos estaciones, se observa un retraso de 6-8 años para alcanzar similares valores de riqueza taxonómica, densidad y diversidad (Figura 8.4). En el caso de la densidad, en los últimos años los valores ya se encuentran en registros similares, mientras que en los otros dos parámetros aún se mantienen diferencias, especialmente en la riqueza taxonómica (aunque, en 2021 se ha acercado mucho).

En cuanto a la estación SED004R (en la parte media del estudio), ésta ha presentado organismos bentónicos de fondo blando a lo largo de todo el seguimiento (dieciocho campañas hasta la fecha). También las estaciones incorporadas al seguimiento en la campaña 2010 (SED_PORTU, SED_AXPE y SED_BENEDICTA), así como la estación SED_GALINDO, muestreada por primera vez en la campaña de 2013, se encuentran colonizadas por macroinvertebrados bentónicos de sustrato blando (con un mínimo de 9 *taxa*) en todas las campañas realizadas.

En la Tabla 8.3 y la Figura 8.4 se presentan los datos disponibles de número de individuos y de *taxa*, diversidad, diversidad máxima y equitabilidad, de todas las campañas realizadas para las estaciones muestreadas en 2021.

Siguiendo la tendencia de los últimos años, en la campaña de 2020 también se recogieron macroinvertebrados bentónicos a la altura del **Arriaga** (estación SED08BR). Aunque en este proceso de recolonización de la zona interna del estuario (hasta marzo de 2002 el sedimento era azoico) se produzcan episodios de avance y de retroceso de las comunidades (con altibajos en sus parámetros estructurales), teniendo en cuenta los registros relativamente importantes en riqueza y densidad observados a partir de la campaña de 2011, seguramente la presencia de macroinvertebrados bentónicos en la zona ha dejado de ser anecdótica y sea ya permanente. En 2021 se registraron 17 *taxa* y una densidad de 6.165 ind·m⁻². Estos buenos valores se ven reflejados en la diversidad, que refleja una clara mejoría (2,31 bit·m⁻¹) con respecto al año anterior (Tabla 8.3).

La composición específica dominante de la estación SED08BR, tras haber mostrado una variación a lo largo de su evolución, parece haberse estabilizado en los últimos años. Las especies dominantes en la presente campaña de 2021 fueron claramente los anélidos oligoquetos, seguidos de los anélidos poliquetos *Polydora cornuta*, *Hediste diversicolor* y *Streblospio eunatae*, y el crustáceo anfípodo *Grandidierella japonica*.

Tabla 8.3. Resultados globales (parámetros generales) de las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en el periodo 1989-2021.

	ESTACIÓN							
	SED 08BR	SED 006R	SED_ PORTU	SED_ GALINDO	SED 004R	SED_ AXPE	SED_ BENEDICTA	SED 0101
Nº ind·m⁻²	1989	0						205
Nº taxa	1989	0						9
Diversidad	1989	0,00						2,18
Div. Máxima	1989	0,00						3,17
Equitabilidad	1989							0,69
Nº ind·m⁻²	1990	0						5.795
Nº taxa	1990	0						27
Diversidad	1990	0,00						2,26
Div. Máxima	1990	0,00						4,75
Equitabilidad	1990							0,47
Nº ind·m⁻²	1991	0						6.595
Nº taxa	1991	0						17
Diversidad	1991	0,00						1,49
Div. Máxima	1991	0,00						4,09
Equitabilidad	1991							0,36
Nº ind·m⁻²	1992	20						13.215
Nº taxa	1992	3						25
Diversidad	1992	1,50						2,53
Div. Máxima	1992	1,58						4,64
Equitabilidad	1992	0,95						0,55
Nº ind·m⁻²	1993	0						2.325
Nº taxa	1993	0						33
Diversidad	1993	0,00						3,88
Div. Máxima	1993	0,00						5,04
Equitabilidad	1993							0,77
Nº ind·m⁻²	1994	0						1.395
Nº taxa	1994	0						32
Diversidad	1994	0,00						3,97
Div. Máxima	1994	0,00						5,00
Equitabilidad	1994							0,79
Nº ind·m⁻²	1995	0						5.850
Nº taxa	1995	0						33
Diversidad	1995	0,00						3,60
Div. Máxima	1995	0,00						5,04
Equitabilidad	1995							0,71
Nº ind·m⁻²	1996	5.250						1.155
Nº taxa	1996	4						8
Diversidad	1996	0,64						0,62
Div. Máxima	1996	2,00						3,00
Equitabilidad	1996	0,32						0,21

Tabla 8.3 (cont.). Resultados globales (parámetros generales) de las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en el periodo 1989-2021.

	ESTACIÓN							
	SED 08BR	SED 006R	SED_ PORTU	SED_ GALINDO	SED 004R	SED_ AXPE	SED_ BENEDICTA	SED 0101
Nº ind·m⁻²	1997	175						16.135
Nº taxa	1997	3						32
Diversidad	1997	0,37						2,79
Div. Máxima	1997	1,58						5,00
Equitabilidad	1997	0,24						0,56
Nº ind·m⁻²	1998	305						2.580
Nº taxa	1998	4						25
Diversidad	1998	1,86						3,07
Div. Máxima	1998	2,00						4,64
Equitabilidad	1998	0,93						0,66
Nº ind·m⁻²	1999	5						3.815
Nº taxa	1999	1						39
Diversidad	1999	0,00						3,53
Div. Máxima	1999	0,00						5,29
Equitabilidad	1999							0,67
Nº ind·m⁻²	2000	0						800
Nº taxa	2000	0						22
Diversidad	2000	0,00						3,73
Div. Máxima	2000	0,00						4,46
Equitabilidad	2000							0,84
Nº ind·m⁻²	2001	0						800
Nº taxa	2001	0						22
Diversidad	2001	0,00						3,73
Div. Máxima	2001	0,00						4,46
Equitabilidad	2001							0,84
Nº ind·m⁻²	2002	10						780
Nº taxa	2002	2						15
Diversidad	2002	1,00						2,44
Div. Máxima	2002	1,00						3,91
Equitabilidad	2002	1,00						0,63
Nº ind·m⁻²	2003	230						960
Nº taxa	2003	12						26
Diversidad	2003	3,13						2,75
Div. Máxima	2003	3,58						4,70
Equitabilidad	2003	0,87						0,59
Nº ind·m⁻²	2004	30	275		3.070			2.615
Nº taxa	2004	2	8		40			62
Diversidad	2004	0,97	1,98		3,96			4,89
Div. Máxima	2004	1,00	3,00		5,32			5,95
Equitabilidad	2004	0,97	0,66		0,74			0,82

Tabla 8.3 (cont.). Resultados globales (parámetros generales) de las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en el periodo 1989-2021.

		ESTACIÓN							
		SED 08BR	SED 006R	SED_ PORTU	SED_ GALINDO	SED 004R	SED_ AXPE	SED_ BENEDICTA	SED 0101
Nº ind·m⁻²	2005	0	735			635			225
Nº taxa	2005	0	10			26			18
Diversidad	2005	0,00	1,97			3,82			3,52
Div. Máxima	2005	0,00	3,32			4,70			4,17
Equitabilidad	2005	0,00	0,59			0,81			0,84
Nº ind·m⁻²	2006	10	1.530			1.200			870
Nº taxa	2006	2	8			17			21
Diversidad	2006	1,00	2,06			2,33			3,14
Div. Máxima	2006	1,00	3,00			4,09			4,39
Equitabilidad	2006	1,00	0,69			0,57			0,71
Nº ind·m⁻²	2007	10	830			2.200			1.975
Nº taxa	2007	2	14			20			56
Diversidad	2007	1,00	2,78			1,13			4,50
Div. Máxima	2007	1,00	3,81			4,32			5,81
Equitabilidad	2007	1,00	0,73			0,26			0,78
Nº ind·m⁻²	2008	45	175			685			1.855
Nº taxa	2008	7	8			22			56
Diversidad	2008	2,81	2,05			2,75			4,44
Div. Máxima	2008	2,64	3,00			4,46			5,81
Equitabilidad	2008	0,94	0,68			0,62			0,76
Nº ind·m⁻²	2009	25	165			270			2.730
Nº taxa	2009	3	12			22			60
Diversidad	2009	1,58	3,15			3,99			4,32
Div. Máxima	2009	1,37	3,58			4,46			5,91
Equitabilidad	2009	0,86	0,88			0,89			0,73
Nº ind·m⁻²	2010	12.585	1.325	3.710		3.990	1.125	4.880	9.015
Nº taxa	2010	14	25	20		38	29	63	43
Diversidad	2010	1,75	3,76	2,87		3,78	3,01	4,58	3,10
Div. Máxima	2010	3,81	4,64	4,32		5,25	4,86	5,98	5,43
Equitabilidad	2010	0,46	0,81	0,66		0,72	0,62	0,77	0,57
Nº ind·m⁻²	2011	1.500	1.480	2.390		4.330	1.375	2.525	3.240
Nº taxa	2011	19	21	19		41	40	54	83
Diversidad	2011	2,40	3,34	2,81		3,50	3,84	4,50	4,86
Div. Máxima	2011	4,25	4,39	4,25		5,36	5,32	5,75	6,38
Equitabilidad	2011	0,57	0,76	0,66		0,65	0,72	0,78	0,76
Nº ind·m⁻²	2012	345	860			2.760			6.570
Nº taxa	2012	9	23			52			85
Diversidad	2012	2,45	3,31			3,47			4,49
Div. Máxima	2012	3,17	4,52			5,70			6,41
Equitabilidad	2012	0,77	0,73			0,61			0,70

Tabla 8.3 (cont.). Resultados globales (parámetros generales) de las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en el periodo 1989-2021.

		ESTACIÓN							
		SED 08BR	SED 006R	SED_ PORTU	SED_ GALINDO	SED 004R	SED_ AXPE	SED_ BENEDICTA	SED 0101
Nº ind·m⁻²	2013	3.545	2.105	2.975	13.430	2.020	950	4.525	9.700
Nº taxa	2013	12	34	22	14	36	37	65	90
Diversidad	2013	1,50	3,57	2,75	2,03	4,34	3,80	4,88	3,40
Div. Máxima	2013	3,58	5,09	4,46	3,81	5,17	5,21	6,02	6,49
Equitabilidad	2013	0,42	0,70	0,62	0,53	0,84	0,73	0,81	0,52
Nº ind·m⁻²	2014	965	3.145	1.280	27.205	5.570	1.025	7.105	8.625
Nº taxa	2014	16	35	25	16	51	35	88	46
Diversidad	2014	1,93	3,50	3,75	2,25	2,40	3,76	4,34	2,45
Div. Máxima	2014	4,00	5,13	4,64	4,00	5,67	5,13	6,46	5,52
Equitabilidad	2014	0,48	0,68	0,81	0,56	0,42	0,73	0,67	0,44
Nº ind·m⁻²	2015	975	2.000	2.400	25.835	5.260	2.460	14.885	4.505
Nº taxa	2015	13	38	24	14	46	39	79	48
Diversidad	2015	2,58	3,76	2,96	1,93	3,37	3,54	2,84	2,98
Div. Máxima	2015	3,70	5,25	4,58	3,81	5,52	5,29	6,30	5,58
Equitabilidad	2015	0,70	0,72	0,64	0,51	0,61	0,67	0,45	0,53
Nº ind·m⁻²	2016	12.620	2.225	3.090	9.235	3.940	1.440	5.285	57.765
Nº taxa	2016	17	29	23	11	50	36	65	42
Diversidad	2016	2,66	3,63	3,17	2,34	4,31	3,84	4,15	1,24
Div. Máxima	2016	4,09	4,86	4,52	3,46	5,64	5,17	6,02	5,39
Equitabilidad	2016	0,65	0,75	0,70	0,68	0,76	0,74	0,69	0,23
Nº ind·m⁻²	2017	11.815	1.195	1.150	24.455	1.705	2.530	9.350	2.925
Nº taxa	2017	20	34	22	19	38	47	79	60
Diversidad	2017	2,62	3,27	2,73	1,95	3,99	3,39	3,65	3,56
Div. Máxima	2017	4,32	5,09	4,46	4,25	5,25	5,55	6,30	5,91
Equitabilidad	2017	0,61	0,64	0,61	0,46	0,76	0,61	0,58	0,60
Nº ind·m⁻²	2018	5.575	4.365	600	18.025	10.155	1.770	22.895	8.095
Nº taxa	2018	18	34	16	16	44	37	77	34
Diversidad	2018	2,74	3,09	2,90	1,57	1,51	3,11	3,72	1,32
Div. Máxima	2018	4,17	5,09	4,00	4,00	5,46	5,21	6,27	5,09
Equitabilidad	2018	0,66	0,61	0,72	0,39	0,28	0,60	0,59	0,26
Nº ind·m⁻²	2019	775	2.420	1.150	12.185	4.695	735	2.925	705
Nº taxa	2019	11	24	19	15	43	25	51	25
Diversidad	2019	2,82	3,68	2,71	1,66	3,77	3,52	3,81	4,01
Div. Máxima	2019	3,46	4,58	4,25	3,91	5,43	4,64	5,67	4,64
Equitabilidad	2019	0,81	0,80	0,64	0,42	0,70	0,76	0,67	0,86
Nº ind·m⁻²	2020	4.675	3.625	820	10.150	4.255	1.125	4.865	1.115
Nº taxa	2020	9	30	11	17	66	33	81	46
Diversidad	2020	0,61	2,68	2,36	2,20	4,25	3,38	4,54	4,01
Div. Máxima	2020	3,17	4,91	3,46	4,09	6,04	5,04	6,34	5,52
Equitabilidad	2020	0,19	0,55	0,68	0,54	0,70	0,67	0,72	0,73

Tabla 8.3 (cont.). Resultados globales (parámetros generales) de las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en el periodo 1989-2021.

		ESTACIÓN							
		SED 08BR	SED 006R	SED_ PORTU	SED_ GALINDO	SED 004R	SED_ AXPE	SED_ BENEDICTA	SED 0101
Nº ind·m⁻²	2021	6.165	855	1.240	280	4.925	1.270	3.865	4.060
Nº taxa	2021	17	19	20	9	53	30	71	90
Diversidad	2021	2,31	3,02	2,60	2,15	3,29	3,71	4,74	4,83
Div. Máxima	2021	4,09	4,25	4,32	3,17	5,73	4,91	6,15	6,49
Equitabilidad	2021	0,56	0,71	0,60	0,68	0,57	0,76	0,77	0,74

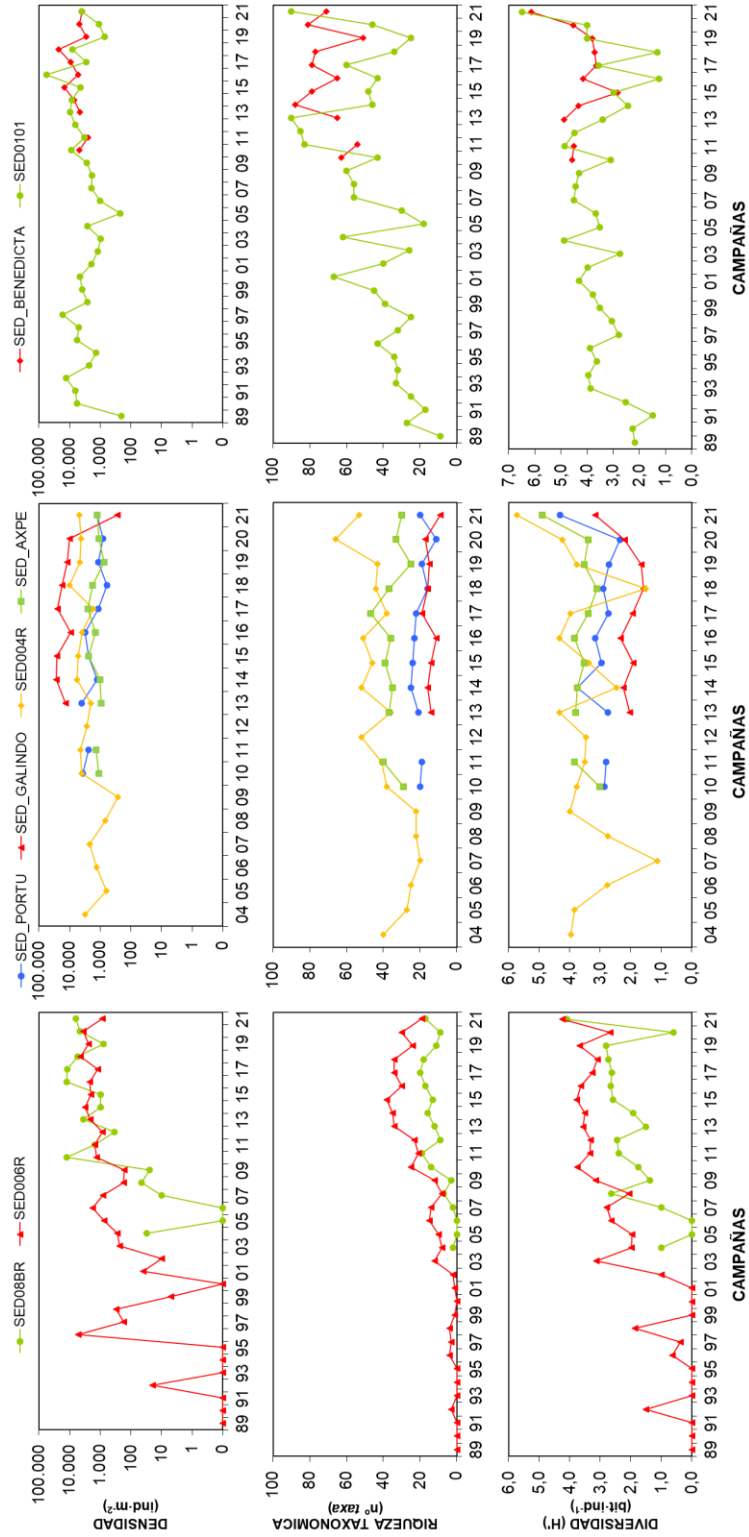


Figura 8.4. Evolución de varios parámetros estructurales de las comunidades bentónicas del estuario.

En **Olabeaga-Zorroza** (estación SED006R) comenzaron a encontrarse individuos en 1992. Hasta entonces parecía darse un avance de efectivos hacia el interior del estuario, que se estancó en dicha campaña y retrocedió en 1993. Así, el límite de los fondos submareales habitados parecía encontrarse en Rontegi. En cambio, en 1996 se dio un nuevo avance hacia el interior, colonizándose la estación SED006R con formas de vida oportunistas: oligoquetos, hirudíneos, nematodos, etc. Sin duda, esto se produjo debido a la mejora en las condiciones de la calidad del agua por la entrada en funcionamiento de nuevas fases del saneamiento, así como por el cierre de empresas contaminantes.

Tras unos muestreos iniciales con grandes altibajos en los parámetros poblacionales, incluso con muestras azoicas, a partir de 2001 se observa una tendencia ascendente en todos los parámetros, lo cual parece confirmar que en esta zona se está produciendo un proceso normal de recolonización con avances y retrocesos. En la presente campaña de 2020 el número de *taxa* identificados ha sido de 19, valor que confirma la tendencia descendente de los últimos años (desde 2015). Si bien la densidad se encuentra relativamente estabilizada desde los años 2010-2011 en valores cercanos a 1000-2000 ind·m⁻² (855 ind·m⁻² en 2021), la diversidad muestra, al igual que la riqueza taxonómica, una ligera tendencia descendente desde 2015, a pesar de que en 2021 (3,02 bit·m⁻¹) haya mostrado un aumento con respecto al año anterior (Figura 8.4).

La composición específica dominante de esta estación SED006R se mantiene bastante estable durante los últimos años. Sin embargo, se observa una sustitución entre dos grupos principales: en 2006-2007 dominaron los anélidos *H. diversicolor*, *C. gibber*, *S. shrebsolii*, oligoquetos y el molusco *S. plana*; y en segundo plano se encontraron los anélidos *Lagis koreni*, *P. cornuta*, *N. hombergii* y los moluscos *C. gibba* y *Tapes* sp. En los siguientes años se observó una mezcla de las especies mencionadas para acabar adquiriendo un mayor dominio, en 2012-2013, los del segundo grupo. Además, se fueron incorporando otras especies con abundancias relevantes como los moluscos *Abra prismatica* y *Theora lubrica*, y los anélidos *Polycirrus* sp. y *Pseudopolydora paucibranchiata*. En 2021 dominaron *Scrobicularia plana* (245 ind·m⁻²), *C. gibba* (200 ind·m⁻²) y *Peringia ulvae* (140 ind·m⁻²).

En estas dos estaciones internas se mantiene la tendencia hacia el establecimiento de la comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule*, típica del interior de los estuarios vascos (BORJA *et al.*, 2004b), con presencia de especies típicas de la comunidad de *Abra alba*, más habituales en la parte media de estuarios, con sedimentos fangosos con elevada carga orgánica. Sin embargo, este proceso de estabilización de la comunidad está sometido a crisis y avances sucesivos, debido a la propia inestabilidad del sistema, según demuestran los datos de las estaciones SED08BR y SED006R. Atendiendo a los parámetros estructurales del área, la fragilidad de las poblaciones que se están asentando ya no es tan importante como lo era en las pasadas campañas, aunque cualquier eventual caída en el oxígeno disuelto durante un período moderadamente corto (probablemente en verano) puede provocar una nueva crisis. De hecho, las especies indicadoras de contaminación siguen siendo aún relevantes en 2021. Sin embargo, parece que el proceso de mejora se consolida, confirmándose la estabilidad del sistema campaña tras campaña, como se observa en parámetros estructurales como densidad, riqueza específica y diversidad; con valores dentro o ligeramente superiores a los rangos estimados por BORJA *et al.* (2004b) para esta comunidad.

En cuanto a la **dársena de Portu** (estación SED_PORTU), en 2021 se identificaron 20 *taxa*, que alcanzaron una densidad total de 1240 ind·m⁻². En los muestreos realizados desde 2010 se han recogido entre 11 y 25 taxones, con una densidad total entre 600 y 3975 ind·m⁻². Por tanto, aunque de manera ligera, tanto la densidad, la riqueza específica como la diversidad muestran una tendencia descendente, a pesar de que en la campaña de 2021 se haya observado un aumento de la riqueza específica con respecto al año anterior (Figura 8.4).

En lo que a composición específica se refiere, se repitió la dominancia observada en casi todas las campañas (especialmente en las de los últimos años), siendo las especies dominantes en 2021 el molusco bivalvo *S. plana* (510 ind·m⁻²), el artrópodo isópodo *Cyathura carinata* (315 ind·m⁻²) y el molusco gasterópodo *Peringia ulvae* (160 ind·m⁻²).

Es importante recalcar de nuevo que la alteración de la hidrodinámica en la dársena de Portu provoca una mayor estabilidad de la masa de agua que, a su vez, favorece ciertos procesos que podrían ser perjudiciales para las comunidades bentónicas, como la sedimentación de material fino (y contaminantes adsorbidos), el consumo de oxígeno, etc. Por ello, resulta evidente la presencia de especies indicadoras de contaminación. Además, muchas de las especies identificadas se encuentran entre las características de la comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* citada por BORJA *et al.* (2004b), por lo que se podría decir que la zona está colonizada por un estado alterado de dicha comunidad. Quizás debido a esta situación especial, los valores de los parámetros estructurales observados son superiores a los establecidos por BORJA *et al.* (2004b) para este tipo de comunidad.

En la parte final del río **Galindo** (estación SED_GALINDO, muestreada por primera vez en 2013), se identificaron 9 *taxa* en 2021 con una densidad total de 280 ind·m⁻², los valores más bajos observados hasta la fecha en ambos parámetros. No se observa una clara tendencia en los parámetros estructurales de la población, sin fuertes altibajos de año a año, aunque quizás sí una ligera disminución de la densidad (además de la fuerte caída respecto al año precedente tanto en densidad como en riqueza taxonómica) (Figura 8.4).

En los años precedentes las especies dominantes fueron muy similares, destacando en 2021 el gasterópodo *Peringia ulvae* (130 ind·m⁻²), los anélidos oligoquetos (80 ind·m⁻²), el poliqueto *H. diversicolor* (25 ind·m⁻²).

Muchas de las especies identificadas en SED_GALINDO son características de la comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* (BORJA *et al.*, 2004b), con la presencia de especies indicadoras de contaminación, por lo que se podría decir que en esta zona se encuentra un estado alterado de dicha comunidad.

La zona de **Axpe** (estación SED004R) se muestreó por primera vez en 2004. Entonces, presentaba una comunidad de macroinvertebrados bentónicos con una riqueza de 40 *taxa* y densidad de 3070 ind·m⁻². Se produjo un evidente empobrecimiento hasta las campañas de 2007 (en diversidad) y 2009 (en densidad y riqueza específica). Posteriormente, tras una recuperación en 2010, la densidad se estabilizó en valores de 2000 – 5000 ind·m⁻² y la riqueza específica en torno a 40 – 50 *taxa* (habiendo un descenso en 2013). En cierta medida, la diversidad también ha mostrado estabilidad a partir de 2009, con valores cercanos a 3,5 – 4 bit·ind⁻¹, a excepción de 2014 y 2018. En la última campaña de 2021 se encontraron 53 *taxa*, con una densidad total de 4925 ind·m⁻² y diversidad de 3,29 bit·ind⁻¹ (Figura 8.4).

Desde la campaña de 2009, el listado de las especies dominantes se encontró bastante estable, pudiendo cambiar su orden de relevancia. En la presente campaña de 2021 en Axpe (estación SED004R) se han incluido los anélidos oligoquetos ($2.470 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) entre las principales especies, repitiéndose de años anteriores el molusco bivalvo *C. gibba* ($295 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) y el crustáceo anfípodo *G. japonica* ($265 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$).

Las especies principales identificadas son características de la comunidad de *Abra alba*, y también de la de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule* (BORJA *et al.*, 2004b). Además, hay presencia de especies indicadoras de contaminación, por lo que se podría decir que esta zona se encuentra en un estado alterado de las mencionadas comunidades. Los parámetros estructurales (densidad, riqueza específica y diversidad) muestran valores superiores a los estimados por BORJA *et al.* (2004b) para las dos comunidades citadas anteriormente.

La estación correspondiente a la **dársena de Axpe** (SED_AXPE) se incorporó en la campaña de 2010. En 2021 se identificaron 30 *taxa* diferentes, con una densidad total de $1.270 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ y una diversidad de $3,71 \text{ bit}\cdot\text{ind}^{-1}$. Con todo, los parámetros estructurales pueden considerarse bastante estables desde el año 2011, aunque la riqueza taxonómica haya sufrido algunos altibajos en años recientes (Figura 8.4).

La composición faunística de las especies dominantes en esta estación ha sido muy similar en las diez campañas efectuadas hasta el momento, siendo las dominantes en 2021 el poliqueto *Polycirrus* sp. ($300 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), el bivalvo *C. gibba* ($200 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) y el gasterópodo *P. ulvae* ($175 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$).

De nuevo, es importante recalcar que, debido a que esta estación se encuentra en el interior de una dársena cerrada, la hidrodinámica se encuentra alterada y el tiempo de residencia es mayor en la zona. Esto provoca una mayor estabilidad en la masa de agua y, a su vez, favorece ciertos procesos que podrían ser perjudiciales para las comunidades, como la sedimentación de material fino (y contaminantes adsorbidos), el consumo de oxígeno, etc. La composición específica dominante pertenece a las comunidades de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* y de *Abra alba*, y los parámetros estructurales se encuentran dentro del rango estimado para ellas (BORJA *et al.*, 2004b).

La **dársena de la Benedicta** (SED_BENEDICTA) es también otra de las estaciones incorporadas en la campaña de 2010. Aquí también, debido a que esta estación se encuentra en el interior de una dársena cerrada, deben tenerse en cuenta los condicionantes hidrodinámicos. Sin embargo, el dique de esta dársena presenta alguna abertura en la parte central que permite un intercambio de agua con el canal principal de la ría, mayor que en el resto de las dársenas. Este hecho contribuye a la presencia de mayor riqueza en comparación con el resto de las dársenas analizadas: en 2021 se mantienen los valores elevados de riqueza específica con 71 *taxa* identificados, que alcanzaron una densidad total de 3865 ind·m⁻² y una alta diversidad específica de 4,74 bit·ind⁻¹. A pesar de la variabilidad mostrada por la riqueza específica, tanto la densidad como la diversidad parecen haberse estabilizado en los últimos años (Figura 8.4).

En cuanto a las especies dominantes, en 2021 dominaron el poliqueto *Mediomastus fragilis* (595 ind·m⁻²), el bivalvo *C. gibba* (585 ind·m⁻²), y los poliquetos *Aonides oxycephala*, *Euclymene oerstedii* y *Laonice cirrata* (cada una con 230 ind·m⁻²), repitiéndose algunas de las especies dominantes de años precedentes.

Muchas de las especies identificadas en SED_BENEDICTA se encuentran entre las características de la comunidad de *Abra alba* (BORJA *et al.*, 2004b). Además, la población podría considerarse rica, ya que, como lo viene haciendo los últimos años, supera claramente y en todos los casos (riqueza específica, densidad y diversidad) los rangos propuestos por BORJA *et al.* (2004b) para este tipo de comunidad.

En el **Puente de Bizkaia** (estación SED0101), estación que viene muestreándose desde el año 1989, los *phyla* dominantes en abundancia han ido variando a lo largo del seguimiento. Así, los anélidos, que fueron los claros dominantes en el inicio de este estudio de seguimiento, han ido perdiendo importancia en favor de moluscos y crustáceos (que es la evolución esperada en un proceso de mejoría en la calidad del medio). Sin embargo, dentro de la estabilidad alcanzada, durante los últimos años se han observado cambios drásticos entre las dominancias de los mencionados *phyla*, en la mayoría de los casos, debido a la elevada presencia de una especie. Por ejemplo, teniendo en cuenta los últimos ocho años, parece que en los tres más recientes se ha recuperado la situación previa de relativa repartición de dominancias en densidad:

2014 (48% anélidos, 28% moluscos y 20% artrópodos).

2015 (46% anélidos, 3% moluscos y 45% artrópodos).

2016 (92% anélidos, 1% moluscos y 4% artrópodos): elevada presencia del anélido *Capitella capitata*.

2017 (29% anélidos, 14% moluscos y 49% artrópodos): elevada presencia del artrópodo *M. acherusicum*.

- 2018** (84% anélidos, 1% moluscos y 12% artrópodos): elevada presencia de anélidos oligoquetos.
- 2019** (45% anélidos, 31% moluscos y 6% artrópodos).
- 2020** (48% anélidos, 33% moluscos y 9% artrópodos).
- 2021** (70% anélidos, 10% moluscos y 9% artrópodos).

A grandes rasgos, la evolución de la densidad a lo largo de toda la serie de evolución muestra unos inicios con altibajos para, a partir de 2005 ($225 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), mostrar una tendencia ascendente hasta 2016 ($57\,765 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) y comenzar a descender hasta $4060 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ en 2021. En lo que a número de *taxa* se refiere, la estación SED0101 ha mostrado una tendencia creciente desde el año 1989 (9 *taxa*) hasta 2013 (en el que se alcanzan 90 *taxa*) y, a partir de ahí, una tendencia descendente con altibajos hasta los 25 *taxa* de 2019, cuando revierte para volver a los 90 *taxa* en 2021. La diversidad en esta estación no muestra una tendencia clara debido a los fuertes altibajos de sus valores, especialmente en los años 2015-2019 (Figura 8.4).

Es posible que los altos valores de diversidad de la estación SED0101, de algunos años, puedan deberse a una ligera alteración que habría permitido la presencia de algunas especies oportunistas junto con otras más típicas del estuario, aumentando los valores de densidad, riqueza y diversidad según el modelo de PEARSON y ROSENBERG (1978). La presencia de un aliviadero de tormentas en Lamiako, aguas arriba de la estación SED0101, podría constituir un aporte de materia orgánica a los sedimentos de esta estación. Aunque, la importancia de estos aportes podría ser relativa, dentro del conjunto de presiones al que están sometidas las comunidades bentónicas en el estuario.

Por especies, en el Puente de Bizkaia (estación SED0101), la dominancia ha ido variando en los últimos años. Así, en 2010 y 2011 destacaron las almejas del género *Venerupis*; en 2012 dominó el poliqueto *Prionospio multibranchiata* y en 2013 el crustáceo *M. acherusicum*. En 2014 cambió considerablemente la situación en la estación SED0101 y los *taxa* dominantes hasta la fecha fueron desplazados por los oligoquetos, el poliqueto *Sternaspis scutata* y los nematodos. En 2015 reapareció el crustáceo *M. acherusicum*, entre los dominantes junto con los anélidos oligoquetos y *C. capitata*. En 2016, 2017 y 2018 *M. acherusicum* y los oligoquetos dominaron la macrofauna. En 2019 volvió a distribuirse la dominancia entre un mayor número de *taxa*: oligoquetos, el nemertino *T. polymorphus*, los bivalvos *C. gibba* y *Spisula elliptica*, y los poliquetos *N. hombergii* y *Spirobranchus lamarcki*. En 2020, las especies dominantes han sido los oligoquetos, y los bivalvos *C. gibba* y *Solen marginatus*. En 2021, la última campaña hasta la fecha, vuelven a aparecer especies que dominaron en 2019: oligoquetos ($640 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$, 21%), los poliquetos *Spirobranchus lamarcki* ($580 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$, 14%) y *Prionospio parapari* ($270 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$, 7%) y el nemertino *T. polymorphus* ($275 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$, 7%).

Puede afirmarse que en la estación SED0101, Puente de Bizkaia, se encuentran especies características tanto de la comunidad de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma* como de la comunidad de *Abra alba* (BORJA *et al.*, 2004b), con presencia de algunas especies indicadoras de contaminación. Los valores de los parámetros estructurales hallados en los últimos años se encuentran dentro o superan los del rango propuesto por BORJA *et al.* (2004b) para las mencionadas comunidades.

En resumen, en informes de años anteriores (BORJA *et al.*, 1996a, 2000b; FRANCO *et al.*, 1998-2013; REVILLA *et al.*, 2014a, 2015 – 2021) se decía que, a partir de la campaña de 1995, parecía haber una tendencia a colonizar la zona superior del estuario. Esta hipótesis se iba confirmando campaña a campaña con saltos cualitativos en 1999 (en la estación SED006R aparecieron especies pertenecientes a la comunidad *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule*, habitual en el interior de los estuarios de la costa vasca, e incluso de *Abra alba*) y, sobre todo, en 2004 (se encontraron animales bentónicos vivos en la estación SED08BR).

A pesar de que la campaña de 2005 parecía haber sido más bien negativa respecto a la tendencia general, se mantuvo la hipótesis de partida, debido a que, como ya se ha mencionado anteriormente, en un proceso de recolonización como el que se describe se esperan tanto avances, en respuesta a actuaciones de mejora, como retrocesos, en respuesta a épocas desfavorables (p.ej., caída de oxígeno disuelto en época estival). En este sentido, en las campañas de 2006-2008 parecía detectarse una ligera mejoría respecto a 2005, por lo que existían elementos de juicio para afirmar que se estaba en el camino de la recuperación del interior del estuario, aunque la recuperación total pudiese tardar aún cierto tiempo (BORJA *et al.*, 2006). En las últimas trece campañas (2009-2021), los resultados confirman lo dicho en los últimos informes.

8.4.2.2 Evolución del bentos según el índice AMBI

En la Figura 8.5 se puede observar la evolución del índice biótico AMBI en cada estación de la que se dispone de una serie más o menos larga (al menos 16 años) y que se muestreó en la presente campaña de 2021, en función de cada uno de los grupos ecológicos. El valor de AMBI del límite entre la alteración ligera y la alteración moderada corresponde a 3,3; y entre la alteración moderada y fuerte corresponde a 5,0.

En la presente campaña de 2021, en la estación **SED08BR** dominaron las especies oportunistas de primer orden, adscritas al grupo ecológico (GE) V (47%), con un 36% de tolerantes (GE III) y 16% de oportunistas de segundo orden (GE IV) (Figura 8.5). Esto hace que el valor promedio de AMBI para la estación sea 4,7, un valor inferior al de la penúltima campaña. En el último año se ha visto un claro aumento de especies de los GE IV y III, a cambio de un descenso del GE V, lo cual parece indicar una clara mejoría de las condiciones. La calificación de la estación (**alteración moderada**) se retrotrae a la situación de 2019, la cual, teniendo en cuenta la evolución de los últimos años, muestra como anecdótica la situación de 2020.

En la estación **SED006R** se observó una mejora sustancial de la calidad a partir de 1996, tras el cierre de *AHV*, pasando el valor de AMBI de 7 (ausencia de fauna) a valores entre 3 y 6 (alteración ligera a fuerte, con presencia de una comunidad desequilibrada a fuertemente alterada) y detectándose un aumento de los GEs III y IV. A pesar de que en 2000 se volvió a un valor de 7, por ausencia de fauna, a partir de dicha campaña siempre se ha identificado alguna especie bentónica. Desde 2014 la aportación de cada GE es similar, con dominancia de los oportunistas de segundo orden (GE IV) y un AMBI de 3,5-4. En 2021 el grupo de especies tolerantes (GE III) pasa a ser el grupo dominante (57%) seguido de los oportunistas de segundo orden (GE IV, 32%). Como resultado, el valor de AMBI (3,4) ha descendido ligeramente, pero su situación se mantiene como **alteración moderada**.

La estación **SED004R**, presentó durante los últimos doce años una situación de alteración moderada o de alteración ligera, excepto en 2018 cuando se encontró una situación de alteración fuerte, al igual que ocurrió en 2007. En 2021 se ha vuelto a hallar una situación de **alteración moderada** (AMBI=4,2). Este año los oportunistas de primer orden (GE V, 52%) han dominado claramente, repartiéndose el resto de manera bastante equilibrada (8-15%) entre los restantes cuatro GEs (15%, 14% 11% y 8% para GE III, IV, I y II, respectivamente) (Figura 8.5).

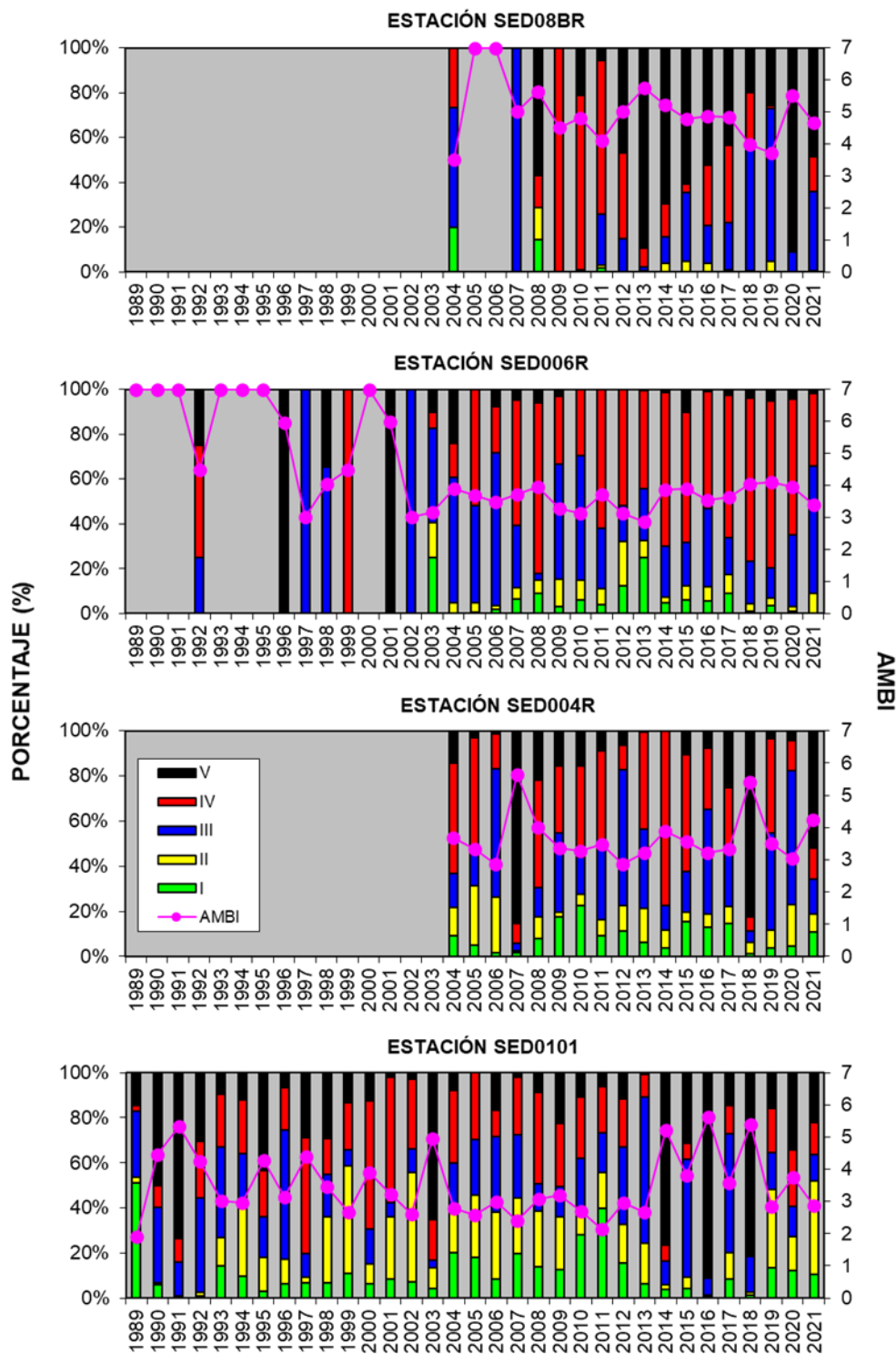


Figura 8.5. Evolución temporal de los valores del AMBI y del porcentaje de cada uno de los grupos ecológicos en las estaciones del estuario del Nerbioi-Ibaizabal. Se muestran solo aquellas estaciones de las que se dispone de una serie más o menos larga y que se han muestreado en 2021.

La estación **SED0101** alcanzó el valor máximo de AMBI (5,4) en 1991, indicando que la alteración era fuerte aquel año y la comunidad mostraba una transición hacia alteración muy fuerte. A partir de entonces se fue produciendo un descenso con altibajos hasta el valor mínimo de AMBI de 2,1 (alteración ligera; comunidad desequilibrada) observado en 2011. Sin embargo, a partir de 2013, se observa una tendencia negativa, con aumento de los registros de AMBI con fuertes oscilaciones entre años contiguos, alternando situaciones de alteración fuerte y moderada, hasta 2019 en la que reflejó una alteración ligera. Tras empeorar la situación en 2020 (alteración moderada), en 2021 de nuevo mejora, mostrando una situación de **alteración ligera**, con un valor de AMBI de 2,9, debido a que dominan las especies indiferentes (GE II, 41%) seguidas por las oportunistas de primer orden (GE V, 22%).

En cuanto a las estaciones incorporadas en 2010 y 2013 (SED_GALINDO, SED_AXPE, SED_PORTU y SED_BENEDICTA), en la campaña de 2021 la primera presentó una situación de **alteración moderada** y las tres restantes de **alteración ligera**, con valores de AMBI entre 3 y 4, aproximadamente.

En SED_PORTU en 2021 dominaron las especies tolerantes (89%), seguidas de oportunistas de primer orden (30%). El valor de AMBI se mantiene muy estable a lo largo de los años (Figura 8.6).

En SED_GALINDO en 2021 dominaron las especies tolerantes (66%) seguidas por oportunistas de primer orden (45%). En esta estación, la situación de alteración moderada se ha mantenido muy similar a la de los años previos (Figura 8.6).

En SED_AXPE dominaron los oportunistas de segundo orden (44%), seguidos de tolerantes (37%) y sensibles (12%) (Figura 8.6). En esta estación los cambios porcentuales con respecto a los de la campaña previa observados en los GE (aumento de GE I, GE II y GE III, y descenso de GE IV), ha provocado el descenso del valor de AMBI de 3,5 a 3,2 que supone una ligera mejoría de su situación, pasando de alteración moderada a ligera.

En 2021 no se observó un cambio importante en SED_BENEDICTA respecto a los dos años previos: los tolerantes (38%) siguieron siendo los dominantes, seguidos de los oportunistas de segundo orden (28%) y de los sensibles (17%). El valor de AMBI apenas ha variado desde 2019 manteniéndose en la misma situación de alteración ligera (Figura 8.6).

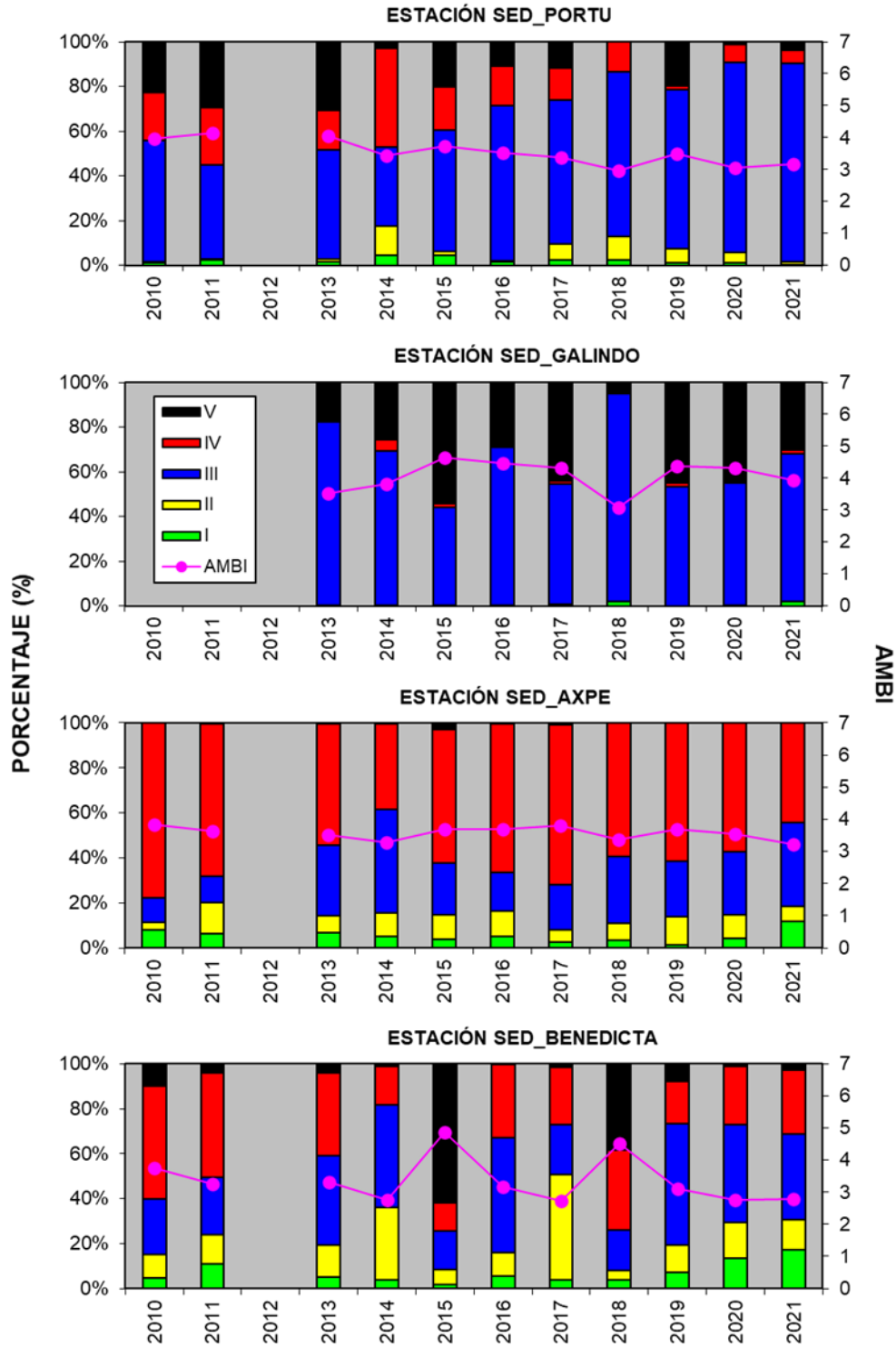


Figura 8.6. Evolución temporal del AMBI y del porcentaje de cada uno de los grupos ecológicos en las estaciones de incorporación más reciente al seguimiento: Portu, Galindo, Axpe y Benedicta.

8.5 Resumen y conclusiones

- La **distribución espacial** de los parámetros estructurales de las comunidades bentónicas en la Ría indicó, a grandes rasgos, la presencia de un gradiente de mayor **riqueza taxonómica y diversidad**, en general, a medida que nos acercamos hacia la zona exterior (estación SED_0101).
- El efecto de este gradiente también puede explicar la **distribución de los *phyla***: las menores riquezas de *phyla* se encontraron en la estación más cercana a la EDAR de Galindo (SED_GALINDO) y en las estaciones más internas del estuario (SED08BR y SED_PORTU).
- Según el índice AMBI, en 2021 las comunidades bentónicas en las estaciones SED_PORTU, SED_AXPE, SED_BENEDICTA y SED0101 se encontraban **ligeramente alteradas**; y en SED006R, SED08BR, SED_GALINDO y SED_004R se encontraban **moderadamente alteradas**.
- El anfípodo de origen japonés ***Grandidierella japonica***, tras haber aparecido por primera vez en la campaña de 2015, sigue apareciendo en la Ría. En 2015, 2016 y 2017 se encontró en las ocho estaciones muestreadas. En campañas posteriores su presencia no abarcó todas ellas, pero sí la mayoría: en 2018 no se detectó en SED_PORTU, SED_AXPE y SED0101; en 2019 se observó en todas excepto en SED_PORTU, y en 2020 no se detectó en SED_PORTU y SED0101. En 2021 estuvo ausente en SED006R y SED_GALINDO; mientras que en SED0101 su densidad fue mínima (5 ind·m⁻²), alcanzó 560 ind·m⁻² en la estación más interna (SED08BR).
- En cuanto a las **tendencias temporales de densidad, riqueza específica y diversidad** de cada estación, puede interpretarse que la zona interior (SED08BR y SED006R) se mantiene en su tendencia progresiva de mejora. Las estaciones de la zona media, o se encuentran relativamente estables (SED_PORTU, SED_AXPE) o no presentan ninguna tendencia clara (SED_GALINDO, SED004R y SED_BENEDICTA).
- La zona del Puente de Bizkaia (SED0101), tras reflejar una tendencia positiva desde el inicio del seguimiento en 1989 hasta 2013, mostró un importante cambio en sus valores a partir de 2014. Desde 2019 se intuye una recuperación de la población bentónica presente.

- La aplicación de un índice biótico permite observar de manera cuantitativa la mejoría producida a lo largo del tiempo, pasándose en la zona superior del estuario de una alteración extrema por ausencia de vida a una alteración moderada, en clara relación con otros parámetros estudiados. En 2021, el índice AMBI reflejó todavía alteración moderada **en la parte superior y media** del estuario, pero con **una clara tendencia de mejoría**; no se debe olvidar que al comienzo del seguimiento la zona superior era azoica.
- Las estaciones situadas en **las dársenas** presentaron en 2021 **alteración ligera** según el índice AMBI.
- La estación **SED_GALINDO**, situada en la confluencia del río Galindo con el estuario, la más próxima al vertido de la EDAR y, por tanto, la más afectada *a priori* por dicho vertido, presentó en 2021 **alteración moderada** con una comunidad bentónica formada casi exclusivamente por especies **tolerantes y oportunistas de primer orden** (como viene observándose desde 2013 cuando comenzó su seguimiento).
- Por otro lado, la **estación SED0101** muestra desde 2019 unos valores más acordes con su ubicación en el estuario, frente a los inesperados resultados observados previamente (especialmente en los años 2014, 2016 y 2018). Es probable que las comunidades bentónicas en esta zona estén respondiendo a múltiples presiones (fuentes difusas de contaminación, dragados, etc.). En 2015, 2017 y 2020 reflejó una situación de alteración moderada, mientras en 2014, 2016 y 2018 la comunidad macrobentónica reflejaba una alteración fuerte; y en 2019 y 2021 alteración ligera. Desde el año 2019 se ha observado un mayor reparto de dominancias entre los distintos grupos ecológicos, equiparable al observado entre 2004 y 2011.

9. COMUNIDADES DE FAUNA DEMERSAL

9.1 Introducción

Dentro de este capítulo se estudian los peces e invertebrados que viven próximos al fondo y son capturados por la red de percha que se emplea para el muestreo. Este arte sólo se utiliza sobre fondos blandos (arena, fango u hojarasca), aunque es posible la captura ocasional de algunas especies de roca (mejillón, ostra, gorgonias y ascidias) fijadas a objetos. No obstante, dichas especies no se tienen en cuenta aquí, ni tampoco aquellos invertebrados que viven enterrados en el sustrato y son, por tanto, objeto del capítulo dedicado a las comunidades del bentos de fondo blando.

9.2 Situación de las estaciones y obtención de las muestras

El muestreo se realizó el 4 de octubre de 2021, mediante arrastre, a bordo de la embarcación oceanográfica "Ekocean Explorer".

Se tomaron muestras en cuatro estaciones, que consistieron en tramos de arrastre distribuidos de manera discontinua desde el Abra interior hasta la zona superior de la Ría. La localización de las estaciones y su profundidad se indican en la Tabla 9.1. También se representan en la Figura 9.1.

Tabla 9.1. Ubicación de las estaciones empleadas para el muestreo de fauna demersal y recorridos que implican. Se indica también la profundidad, aproximada, de cada una durante el muestreo.

Masa de Agua	Estación	Tramo recorrido	Prof. (m)
Nerbioi exterior	N_FD_ABRAINT	De la confluencia de la Ría con el Abra, al faro de Santurtzi	15
Nerbioi Interior	N_FD_LAMIAKO	De la dársena La Benedicta, a Udondo	8
	N_FD_RONTEGI	Del puente Rontegi, a la desembocadura del Kadagua	9
	N_FD_OLABEAGA	De Olabeaga, al puente de Euskalduna	6



Figura 9.1. Fotografía aérea donde se muestra la localización de las cuatro estaciones de muestreo de fauna demersal en el estuario y los tramos a lo largo de los cuales se realizan los arrastres.

En la Tabla 9.2 se presentan la fecha y las condiciones de marea durante la campaña. Los arrastres comenzaron en el Abra interior (en marea vaciante, cercana a bajamar). Posteriormente, se muestrearon las estaciones de Lamiako y Olabeaga (en marea ascendente) y, por último, Rontegi (en pleamar).

Tabla 9.2. Fecha, hora (local) y condiciones mareales durante los muestreos de fauna demersal.

FECHA	PLEAMAR		BAJAMAR		MUESTREO		TRAMOS
	hora	altura (m)	hora	altura (m)	hora	fase mareal	
04/10/2021	16:10	4,30	09:52	1,34	08:40 – 15:52	Marea vaciante (cercana a bajamar) – Pleamar	Abra interior – Lamiako – Olabeaga – Rontegi

Para la obtención de las muestras se utilizó una red de percha de 2,5 m de anchura y 0,5 m de altura de boca y 5 m de longitud, con malla de 40 mm y copo de malla de 14 mm, de un metro de longitud. En la Figuras 9.2 y 9.3 se muestra el tipo de red empleada en los arrastres.

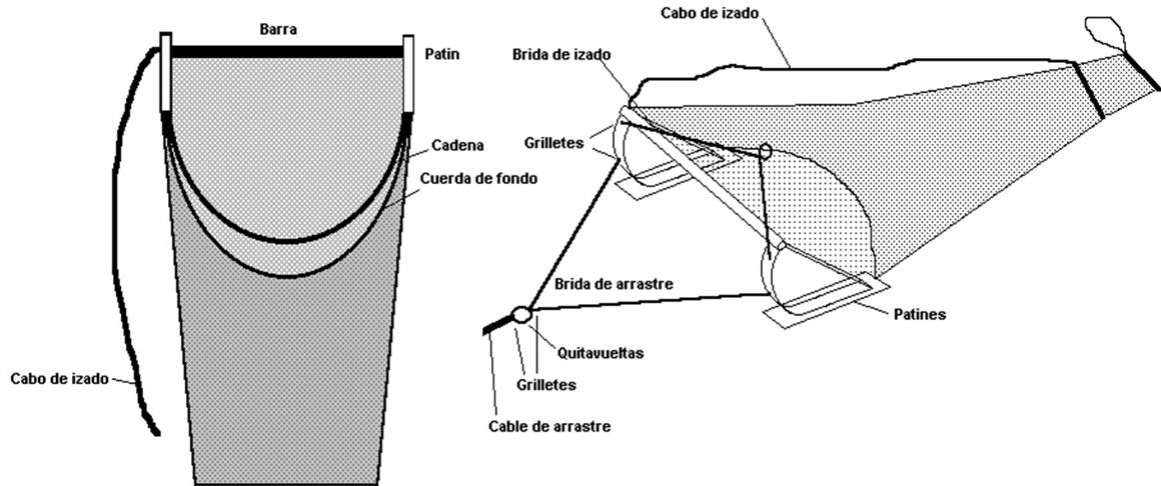


Figura 9.2. Esquema de la red de percha empleada en el muestreo de fauna demersal en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal.

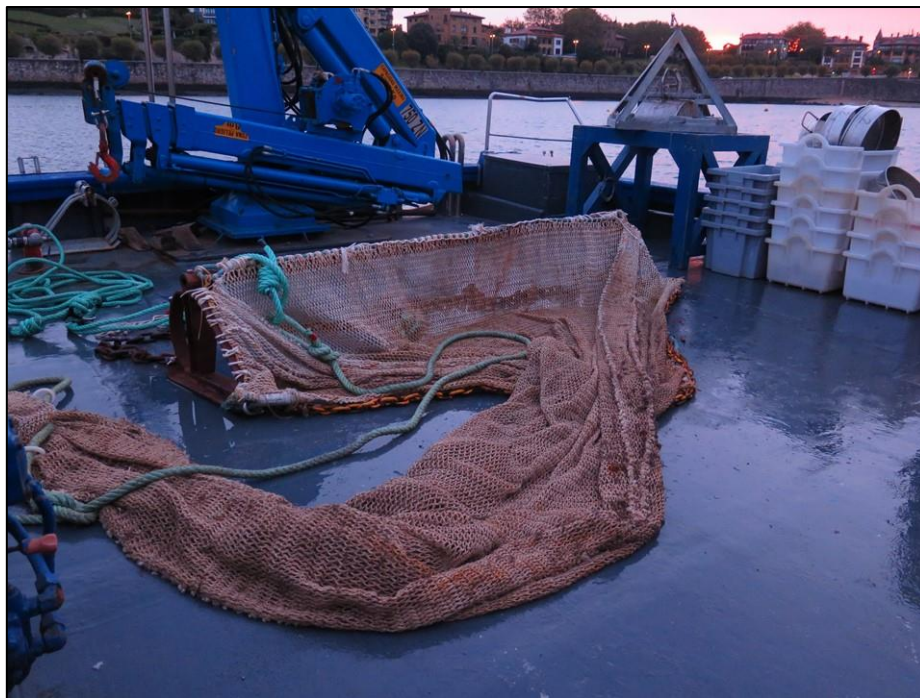


Figura 9.3. Fotografía de la red sobre el barco en el puerto, antes de comenzar el muestreo.

En cada lance la red se arrastró por el fondo durante diez minutos a una velocidad media de 2,5 nudos, realizándose tres réplicas en cada estación. En caso de sospechar un mal funcionamiento de la red, se repitió el lance.

Las Figuras 9.4 a 9.5 corresponden a distintos momentos de los muestreos de fauna demersal.



Figura 9.4. Recogida de la red tras un arrastre en la zona de Lamiako.

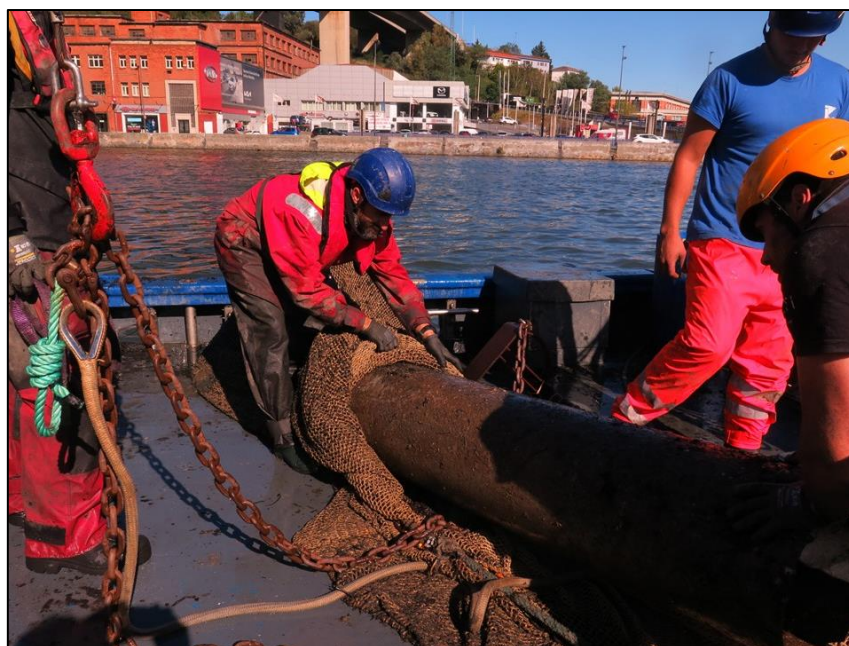


Figura 9.5. Tubo recogido en uno de los lances en la zona de Rontegi, este lance se consideró inválido.

9.3 Métodos analíticos

Una vez a bordo se separaron los peces y el resto de los organismos, identificándose visualmente las especies, contando el número de individuos y midiendo su longitud (Figura 9.6).



Figura 9.6. Separación e identificación de fauna demersal.

Para ello, los peces se introdujeron en una caja con agua y anestésico (solución de eugenol) que facilitara su posterior manipulación (medida del tamaño y toma de fotografía). Después se les dejó en agua sin anestésico y, cuando hubo desaparecido el efecto, fueron devueltos al medio. Los ejemplares no identificados y las quisquillas del género *Palaemon* se conservaron en formol para su posterior identificación en laboratorio.

Sólo se contabilizaron los ejemplares vivos, o en buen estado de conservación, de peces y crustáceos epibentónicos que viven sobre fondos blandos, descartándose las especies características de sustratos duros, como el mejillón o la ostra, o aquellas que aparecen fijadas a objetos (ascidias y actinias). También se descartaron los anélidos, organismos que ya se consideran en el apartado del bentos blando, y los moluscos, tanto bivalvos como gasterópodos y cefalópodos (sepias, calamares y pulpos).

Para cada estación se calculó el número total de taxones identificados, el número total de individuos (media de las réplicas) y el número de taxones y de individuos de peces y crustáceos. Con estos valores se calculó la densidad (individuos por hectárea) y el índice de diversidad según la fórmula de SHANNON-WEAVER citada en el capítulo sobre bentos blando (índice que relaciona el número de especies con la proporción en individuos pertenecientes a cada especie presente en la muestra total).

La superficie de muestreo se estableció a partir de la anchura de boca del arte utilizado (2,5 m) y la longitud de cada lance. Esta última se estimó a partir de la representación de los puntos de referencia tomados durante las campañas en un plano o fotografía de escala conocida (1:5000, 1:10 000 y 1:20 000).

9.4 Resultados

9.4.1 Resultados de la campaña de 2021

En 2021 se capturaron 23 taxones de peces y 13 de crustáceos. Considerando en conjunto todas las campañas realizadas hasta la fecha por el CABB, en estos cuatro tramos se han registrado un total de 56 taxones de peces y 33 de crustáceos (diferenciando dos especies de *Pomatoschistus* y tres de *Palaemon*). Utilizando los mismos criterios de clasificación, si se incluyera el Abra exterior (tramo que se estudió en los primeros años de seguimiento) la riqueza ascendería a 64 en el caso de los peces y 36 en el de los crustáceos.

En el muestreo realizado en 2021 se detectaron en el Abra interior algunas especies que no habían sido identificadas en muestreos previos realizados por el CABB, tanto en lo que se refiere a crustáceos (*Pandalina brevirostris* y *Pisa tetraodon*), como a peces (*Pagellus erythrinus*). Además, *Sparus aurata* se observó por vez primera en Lamiako, aunque ya había sido capturada previamente en el estuario (Tabla 9.3). El resto de las especies observadas en 2021 se suelen identificar habitualmente en estos muestreos.

Tabla 9.3. Especies identificadas por primera vez en 2021 (en negrita) y especies que amplían su distribución a lo largo del estuario. AI: N_FD_ABRAINT; L: N_FD_LAMIAKO; R: N_FD_RONTEGI; O: N_FD_OLABEAGA.

Especie	Nombre común	AI	L	R	O
<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca	X			
<i>Sparus aurata</i>	Dorada		X		
<i>Pandalina brevirostris</i>	Camaroncillo	X			
<i>Pisa tetraodon</i>		X			

En la Figura 9.7 se muestran, para cada tramo, los taxones de peces observados en 2021. La mayoría fueron hallados en una estación (43%) o en dos (35%), mientras que solo una pequeña parte se detectaron en todos los tramos (13%) o en tres de ellos (9%). Los peces que se detectaron en los cuatro tramos fueron especies residentes, es decir, aquellas que pasan la mayor parte de su vida en el estuario: *Solea solea* (lenguado común), *Gobius niger* (chaparrudo) y *Pomatoschistus* spp. (cabuxinos). Por otra parte, otra de las especies residentes solo se capturó en la zona superior del estuario: *Syngnathus acus* (aguja).

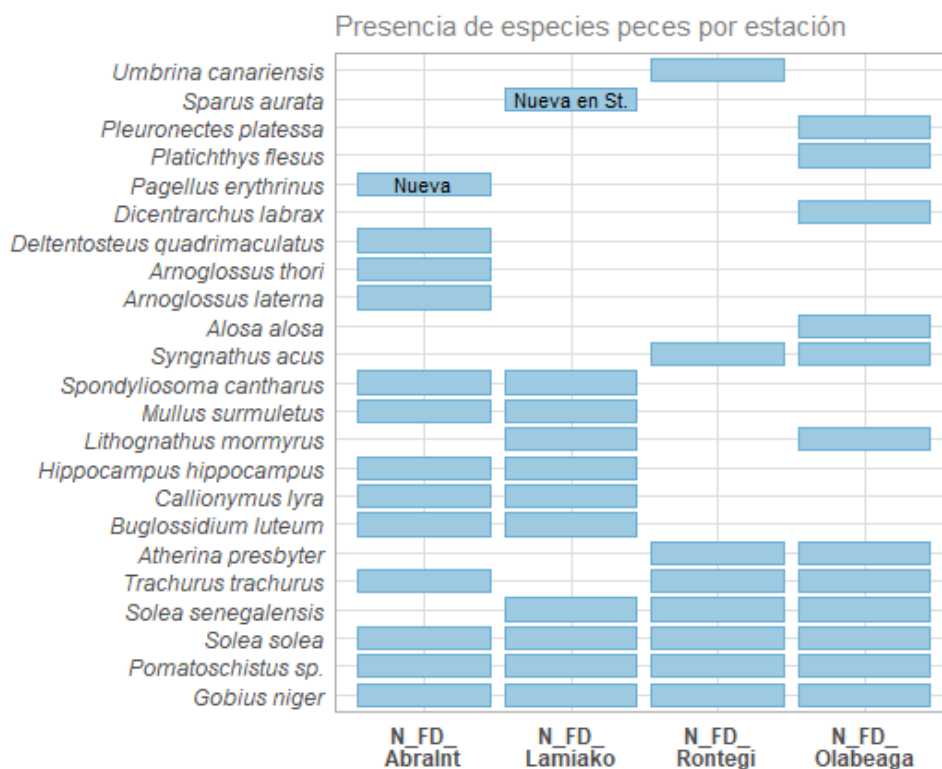


Figura 9.7. Taxones de peces capturados en cada uno de los tramos en 2021 y ordenados de acuerdo a su distribución a lo largo del estuario. El texto “Nueva” indica que la especie ha sido capturada por primera vez en el estuario; “Nueva en la St.”, que ha sido capturada por primera vez en esa estación.

En cuanto a los peces planos, su localización espacial varió para las distintas especies (Figura 9.7). *Solea solea* (lenguado común) y *S. senegalensis* (lenguado senegalés) presentaron una amplia distribución, aunque el segundo no se detectó en el Abra. *Buglossidium luteum* fue capturado en los dos tramos muestreados al principio (Abra interior y Lamiako) en torno a la bajamar. Otras se detectaron únicamente en un tramo, como fue el caso de *Arnoglossus laterna* (soldado) y *A. thori* (peludilla) en el Abra interior, así como, *Platichthys flesus* (platija) y *Pleuronectes platessa* (solla) en el otro extremo (Olabeaga). La riqueza de peces planos disminuyó hacia la zona interior del estuario, del Abra a Rontegi, para volver a aumentar en Olabeaga.

Por otro lado, hay que señalar que debido al elevado parecido morfológico entre las especies pertenecientes al género *Pomatoschistus*, la diferenciación visual de especímenes resulta a menudo complicada y por ello, en las figuras se han agrupado a nivel de género. En 2014 se llevó a cabo una prueba genética a fin de comprobar si la identificación visual realizada había sido correcta o no y de ello se concluyó que: (1) en el estuario se hallan presentes varias especies del género *Pomatoschistus*; (2) en muchos casos la identificación visual no es posible a nivel de especie, por lo que habría que llevar a cabo un análisis genético de los ejemplares de pequeño tamaño si se deseara llegar a una identificación más precisa.

Respecto a los crustáceos, en la Figura 9.8 se muestran los taxones observados en 2021. Al igual que los peces, fue mayor la proporción de los capturados en una estación (31%) o en dos (31%), que la de los detectados en todos los tramos (15%) o en tres de ellos (23%).

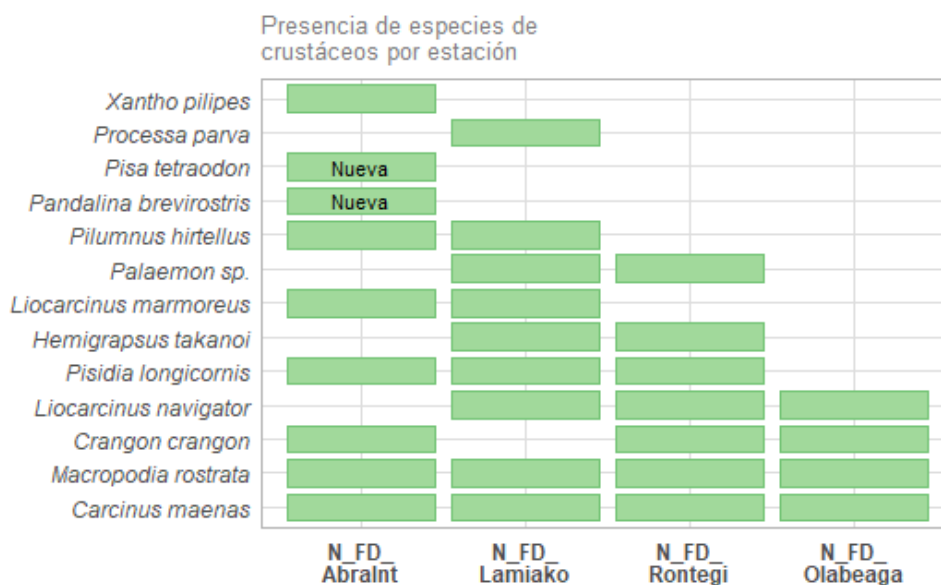


Figura 9.8. Taxones de crustáceos capturados en cada uno de los tramos en 2021 y ordenados de acuerdo a su distribución a lo largo del estuario. El texto “Nueva” indica que la especie ha sido capturada por primera vez en el estuario.

Entre los crustáceos, *Macropodia rostrata* (cangrejo araña) y *Carcinus maenas* (cangrejo verde), fueron los únicos que se observaron a lo largo de los cuatro tramos muestreados. *Hemigrapsus takanoi* (cangrejo japonés), *Liocarcinus navigator* (cangrejo nadador), *Processa parva* (camaroncillo) y las quisquillas del género *Palaemon* se encontraron en estaciones del canal de la Ría, pero no en el Abra interior (Figura 9.8).

Los crustáceos *Hemigrapsus takanoi* y *Palaemon macrodactylus* (quisquilla japonesa) son especies alóctonas de origen asiático que a lo largo de los últimos años son capturadas de forma habitual. *Hemigrapsus takanoi* está presente en casi todos los estuarios de la costa vasca, mientras que *Palaemon macrodactylus* hasta ahora se ha observado en los estuarios del Nerbioi-Ibaizabal y del Oiartzun. A este respecto se debe indicar que, aunque en las figuras las quisquillas del género *Palaemon* se han agrupado en el taxón *Palaemon* sp., por la dificultad que supone la identificación de las diferentes especies, se ha prestado especial atención a la detección de la especie exótica. Las quisquillas del género *Palaemon* y *Hemigrapsus takanoi* se detectaron en 2021 en las estaciones de Lamiako y Rontegi (Figura 9.8). La detección de alguna especie alóctona en este estuario es un hecho ya habitual durante las campañas de muestreo de fauna demersal, y su origen podría estar en las aguas de lastre de los buques.

En cuanto a la composición trófica de la comunidad de fauna demersal, fue mayor la presencia de especies omnívoras (aquellas con una dieta muy variada y que mejor se adaptan ante los cambios ecológicos en el medio), que la de piscívoras (grandes depredadores del estuario, especies más sensibles ante cambios ecológicos). Entre los omnívoros se incluyen los crustáceos, así como taxones de peces como *Spondyliosoma cantharus* (chopa) y *Diplodus sargus* (sargos), entre otros. En el grupo de predadores se incluyen *Pagellus erythrinus* (breca), *Dicentrarchus labrax* (lubina), etc.

En la Figura 9.9 se representan las principales variables estructurales, calculadas con los resultados de la campaña de 2021: riqueza taxonómica y abundancia (diferenciando crustáceos y peces), e índice de diversidad (para la comunidad total y para los peces).

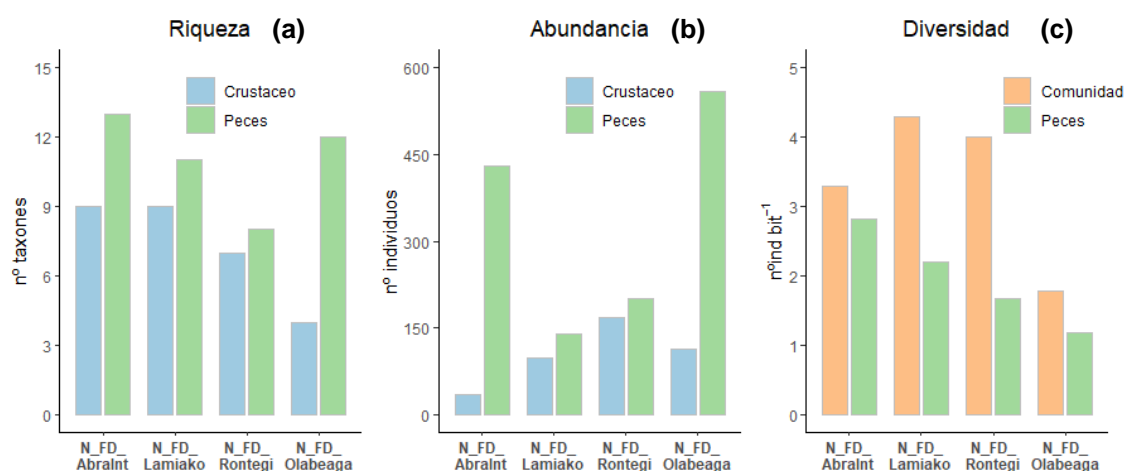


Figura 9.9. Distribución espacial de las principales variables estructurales de la comunidad en 2021: (a) riqueza, o número de especies, de peces y de crustáceos; (b) abundancia, o número de individuos, de peces y de crustáceos; (c) índice de diversidad calculado para la comunidad de los peces.

En cuanto a la riqueza de peces, el máximo se encontró en el Abra (13 taxones), disminuyendo hacia el interior del estuario hasta Rontegi (8), pero repuntando de nuevo en Olabeaga (12). Para los crustáceos el máximo de riqueza (9) se observó tanto en el Abra interior como en Lamiako, y el mínimo (4, menos de la mitad) en Olabeaga (Figura 9.9a).

El número de individuos de peces presentó valores sensiblemente más bajos en Lamiako y en Rontegi, respecto al resto de estaciones (Figura 9.9b). En las cuatro estaciones, pero especialmente en Olabeaga, contribuyeron de manera importante a la abundancia de peces los taxones de pequeño tamaño: cabuxinos (*Pomatoschistus* spp.) y chaparrudos (*Gobius niger*). En lo que se refiere a los crustáceos, su abundancia fue bastante menor en el Abra interior, en comparación con el resto de los tramos. En Olabeaga la mayor parte de la abundancia se debió a la quisquilla gris (*Crangon crangon*). En general, para los crustáceos aumentó hacia el exterior el número de especies, pero disminuyó el número de efectivos.

En cuanto a la diversidad de la comunidad, destacaron las estaciones de Lamiako y Rontegi (Figura 9.9c). Sin embargo, el índice calculado sólo para los peces presentó el máximo en el Abra Interior y siguió un patrón de descenso progresivo hasta Olabeaga.

Como suele ser habitual, en el tramo de Lamiako se encontró un bajo número de efectivos de peces; se baraja como posible razón de ello el hecho de que, debido a consideraciones logísticas, este tramo se suele muestrear en bajamar o justo al comienzo del ascenso de la marea y los peces tienden a ocupar las zonas internas del estuario a medida que sube la marea.

9.4.2 Evolución temporal

El desarrollo del Plan de Saneamiento de la Comarca del Gran Bilbao ha ido produciendo una mejoría en todo el ecosistema del estuario del Nerbioi-Ibaizabal, siendo la recuperación de las comunidades de peces demersales y crustáceos epibentónicos un claro reflejo de ello.

La Figura 9.10 presenta, para cada estación, los muestreos anuales en los cuales se han podido capturar peces y crustáceos, desde 1989 hasta la actualidad. Los tramos más internos de la Ría comienzan a muestrearse un poco más tarde: Rontegi en 1991 y Olabeaga en 1993. En este último la frecuencia de muestreo no ha sido anual hasta 2002.

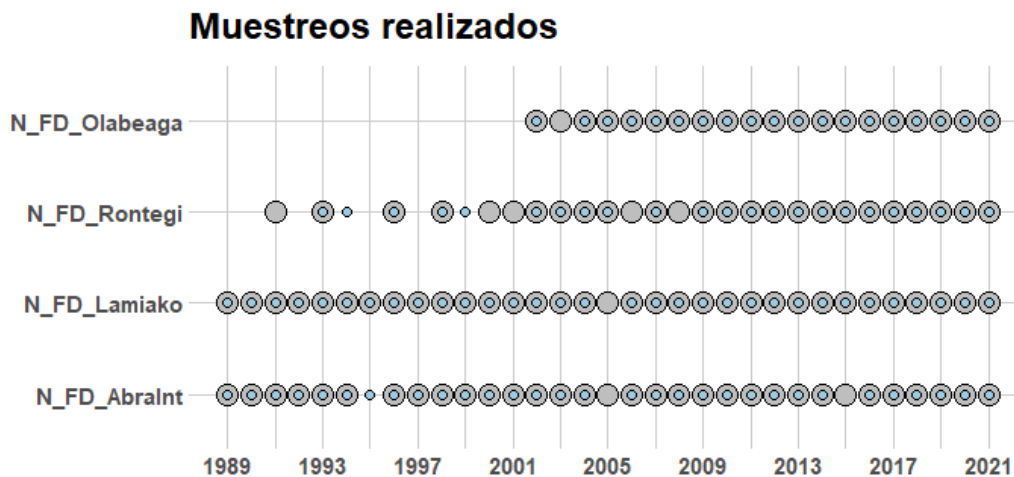
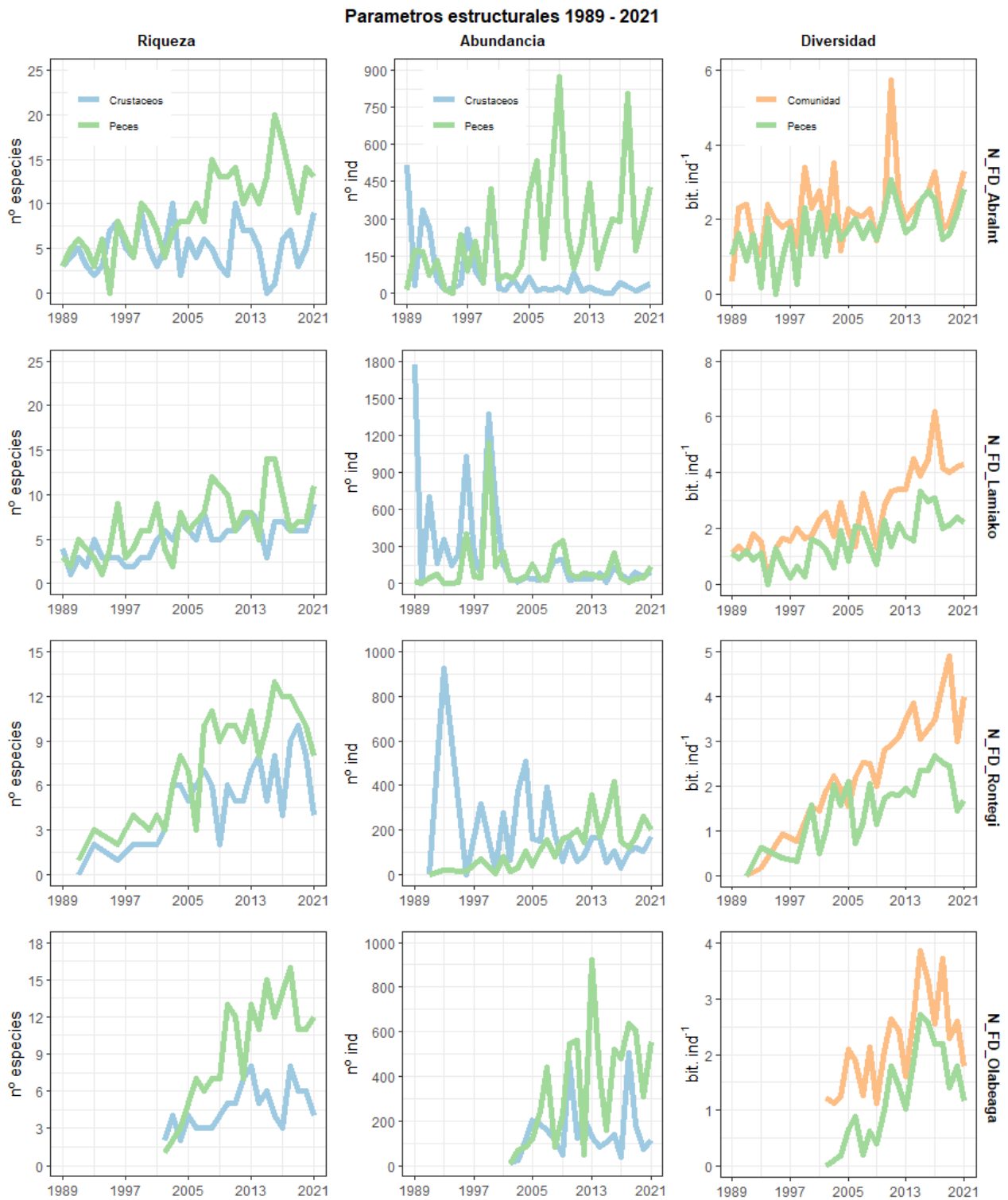


Figura 9.10. Para cada una de las estaciones del estuario, se señalan con círculos de color gris los años en los que se capturaron peces en los muestreos de arrastre anuales y, con círculos más pequeños de color azul, los años en los que se capturaron crustáceos. En Rontegi se empezó a muestrear en 1991 (muestreos sin capturas en 1992, 1995 y 1997). En Olabeaga: tras dos primeros muestreos sin capturas (1993 y 1999), comenzaron de nuevo los muestreos en 2002.

En cuanto a la riqueza y diversidad de peces, tal y como se aprecia en la Figura 9.11, hay una tendencia general positiva en todas las estaciones, alcanzándose valores máximos durante la última década. La riqueza de crustáceos en las estaciones de la Ría también ha seguido una tendencia de aumento (con altibajos, pero netamente positiva). En el Abra interior, las caídas esporádicas de la riqueza de crustáceos han sido más ostensibles y en la última década aún se registran algunos valores muy bajos (2015 y 2016) que, sin embargo, han repuntado recientemente.

La Figura 9.11 muestra también el número de efectivos. Para los peces se observa una tendencia creciente (excepto en Lamiako, cuyos mayores picos se registraron a finales de los 90). En cuanto a los crustáceos, presentaron los máximos de abundancia en los primeros años, en la década de los 90, por lo menos en aquellas estaciones en las que hay registro desde entonces (Abra interior, Lamiako y Rontegi).



Data source: AZTI

Figura 9.11. Evolución de la riqueza taxonómica, abundancia y diversidad de fauna demersal entre 1989 y 2021 en los diferentes tramos del estuario.

Los cambios observados de año a año podrían estar asociados a actuaciones humanas en el estuario (obras para el puerto exterior, para el puerto deportivo de Getxo y para el muelle de cruceros, dragados en el Abra y en la Ría, etc.). Pero también podrían ser de origen natural (asociados a las condiciones meteorológicas, de caudal, mareas, etc.). Además, hay que tener en cuenta la variabilidad aleatoria intrínseca al muestreo (por ejemplo, la entrada de un cardumen en la red).

Por todo ello, si tratamos de interpretar los cambios que se observan entre dos años consecutivos, o en un corto periodo de años, resulta difícil separar el efecto de las actuaciones humanas del resto de los factores que influyen sobre la estructura de estas comunidades, especialmente en la de los peces.

Para poder evaluar mejor la influencia de los diferentes factores (antrópicos, naturales y aleatorios) sería necesario hacer estudios con un diseño específico para ello. Por ejemplo, realizando campañas justo antes y después de una actuación humana, y con mayor frecuencia de muestreo.

En este seguimiento las campañas son anuales y se realizan siempre en la misma época, con el fin de tener una serie temporal de larga duración que permita observar cambios a amplia escala, y tratando de minimizar la influencia de la estacionalidad.

A fin de poder determinar si la riqueza presenta una tendencia significativa a lo largo de los años, se ha calculado el coeficiente de correlación de Spearman y su grado de significación tanto para los taxones de peces como para los de crustáceos. Este análisis no paramétrico es muy utilizado en este tipo de series de datos ambientales y permite detectar tendencias temporales progresivas.

Este análisis indica que el número de taxones de peces contabilizados por año se ha incrementado significativamente ($p < 0,0001$) desde los años 90 hasta la actualidad, en los cuatro tramos muestreados. Aunque, desde 2017–2018 la riqueza de peces parece no aumentar más (Figura 9.12). El número de especies ha aumentado de manera más acusada en Olabeaga, la estación más interior. Para el efectuar el análisis con los datos de dicha estación se han incluido solo los años durante los cuales el muestreo se ha hecho de forma continua, es decir, desde 2002. Pero en los años 1993 y 1999 se muestreó esta estación y no se detectó fauna demersal.

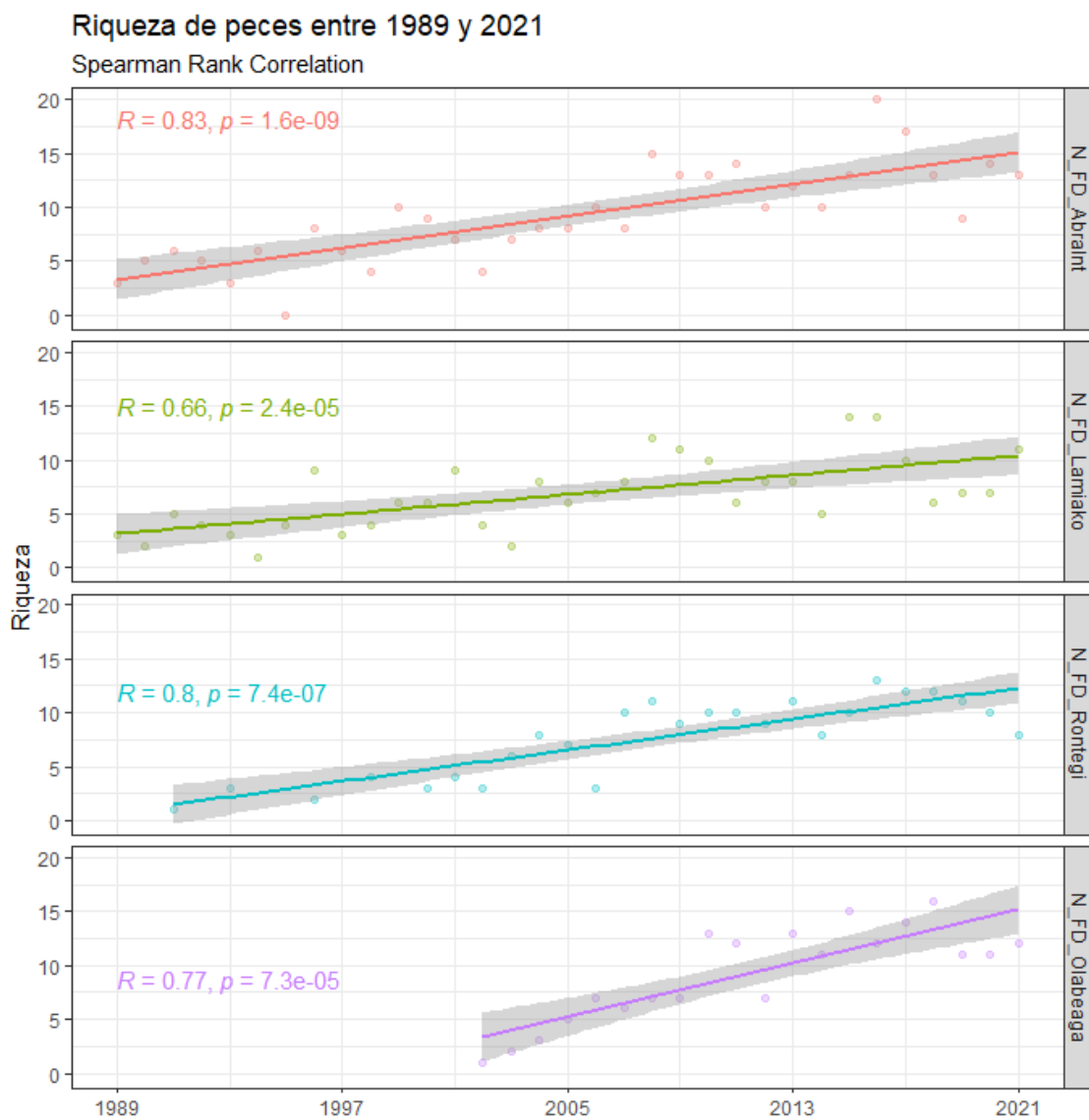


Figura 9.12. Correlación de Spearman y su nivel de significación para la riqueza de peces en función del tiempo, en cada uno de los tramos muestreados.

En cuanto al número anual de taxones de crustáceos, en el Abra interior no se aprecia una tendencia, sino amplias oscilaciones interanuales en torno a una media de cinco (Figura 9.13). Sin embargo, en los tres tramos de la Ría se detecta una tendencia de aumento estadísticamente significativa ($p < 0,01$). Además, se siguen alcanzando máximos de riqueza en años recientes en las zonas de Lamiako (2021) y Rontegi (2019).

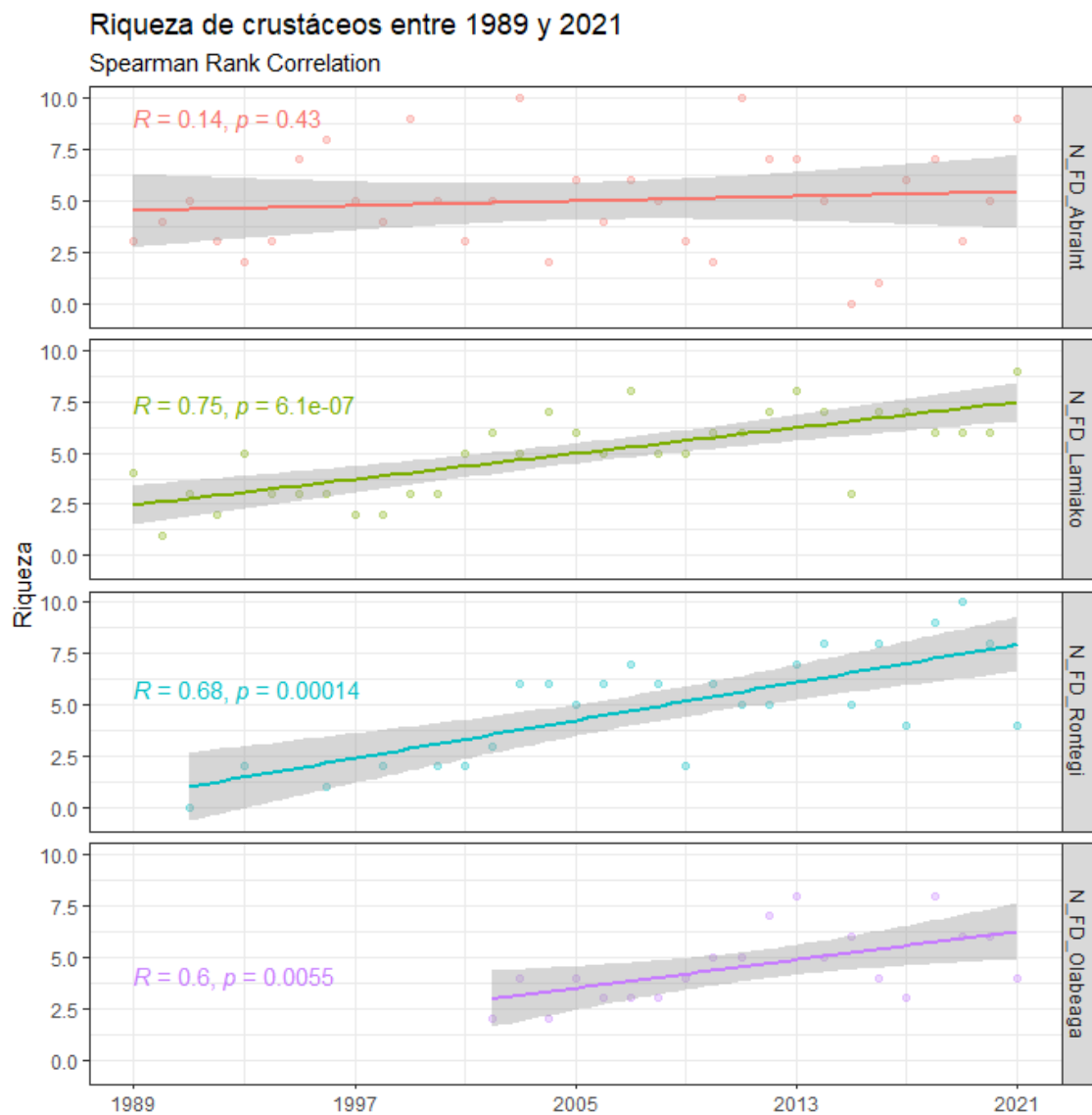


Figura 9.13. Correlación de Spearman y su nivel de significación para la riqueza de crustáceos en función del tiempo, en cada uno de los tramos muestreados.

La Figura 9.14 muestra el listado de especies nuevas de peces detectadas a lo largo de los años de estudio. Se remarcan los años 1995 (cierre de Altos Hornos de Vizcaya) y 2001 (puesta en marcha del tratamiento secundario en EDAR de Galindo). Varios años después, destacan los máximos de 2008 y 2011, con detecciones de siete y seis especies nuevas, respectivamente. Sin embargo, para la mayoría de las campañas la cantidad de taxones detectados por primera vez ha variado entre uno y tres. En las dos últimas décadas las especies nuevas son detectadas con más frecuencia en la masa de agua exterior.

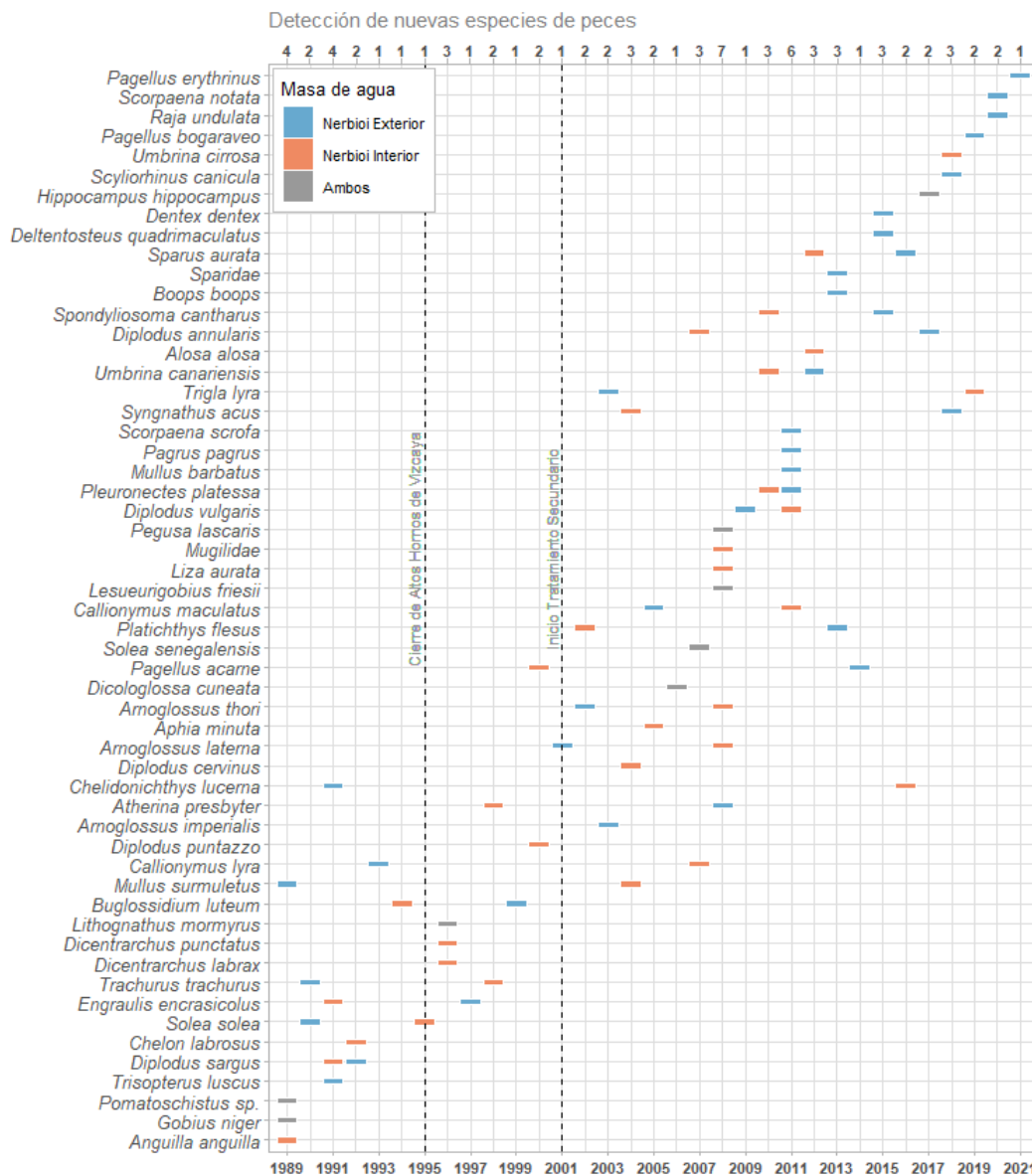


Figura 9.14. Detección de nuevas especies de peces a lo largo de toda serie histórica de acuerdo a la masa de agua (presencia en Nerbioi Exterior, en Nerbioi Interior y o en ambas masas). En la parte superior de la gráfica se indica el número total de taxones nuevos detectados en cada uno de los años.

Por su parte, la Figura 9.15 muestran el listado de especies nuevas de crustáceos. El mayor número, seis, se observó en 2007. Pero, generalmente el número de especies nuevas detectadas no ha excedido de tres y en algunos años no se ha detectado ninguna.

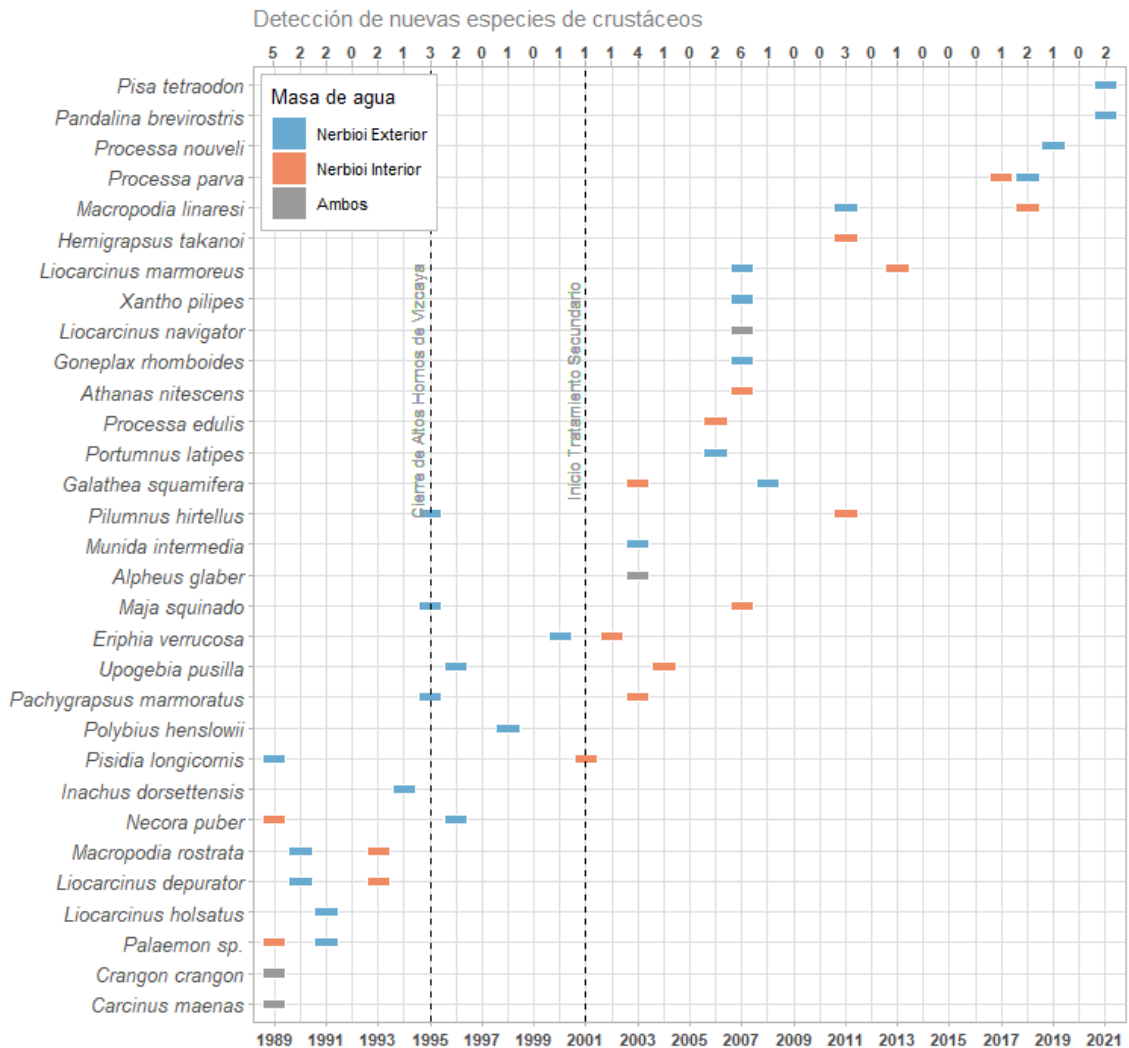


Figura 9.15. Detección de nuevas especies de crustáceos a lo largo de toda serie histórica de acuerdo a la masa de agua (presencia en Nerbioi Exterior, en Nerbioi Interior y o en ambas masas). En la parte superior de la gráfica se indica el número total de taxones nuevos detectados en cada uno de los años.

9.4.2.1 Evolución de la zona de Olabeaga

El análisis de la serie histórica -que incluye 22 años de datos- refleja que hasta el año 2002 en ninguna de las campañas realizadas en el tramo de Olabeaga (1993 y 1999) había aparecido fauna demersal.

En 2002 se observaron por primera vez tres especies: una quisquilla gris y varios individuos de cangrejo verde y cabuxino. Esto ocurrió poco después de la puesta en marcha del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo (en 2001).

A partir de entonces, la presencia de peces y crustáceos en el tramo de Olabeaga ha sido continua, con un incremento progresivo de la riqueza año tras año y alcanzando, en el caso de los peces, los valores más altos durante la última década (el valor más alto de toda la serie de datos se alcanzó en 2018).

Como puede observarse en la Figura 9.16, en cuanto a los peces, la especie con una presencia casi continua a lo largo de la serie histórica ha sido *Pomatoschistus* spp. (cabuxino), seguida de *Gobius niger* (chaparrudo), *Platichthys flesus* (platija) y *Solea solea* (lenguado común).

En el extremo opuesto (presencia ocasional o anecdótica) podemos encontrar gran variedad de especies: espáridos como *Boops boops* (boga) y *Diplodus vulgaris* (muxarra), peces planos como *Pleuronectes platessa* (solla) y *Buglosidium luteum* (tambor), *Anguilla anguilla* (anguila), etc.

El número de especies de crustáceos en el tramo de Olabeaga no es tan numeroso como el de peces. La Figura 9.17 muestra la evolución de la presencia de crustáceos, la frecuencia de aparición de cada uno de los taxones identificados a lo largo de toda la serie histórica y la riqueza específica para cada año muestreado (1993, 1999 y 2002-2021).

Carcinus maenas (cangrejo verde) y *Crangon crangron* (quisquilla gris) son, en el caso de los crustáceos, las especies con una presencia continua a lo largo de la serie histórica de la estación de Olabeaga. Por el contrario, de forma ocasional aparecen *Liocarcinus marmoreus* (cangrejo nadador) y *Pisidia longicornis* (porcelanita).

En la Figura 9.18 se presentan las fotografías tomadas a algunas de las especies de peces típicas del tramo de Olabeaga.

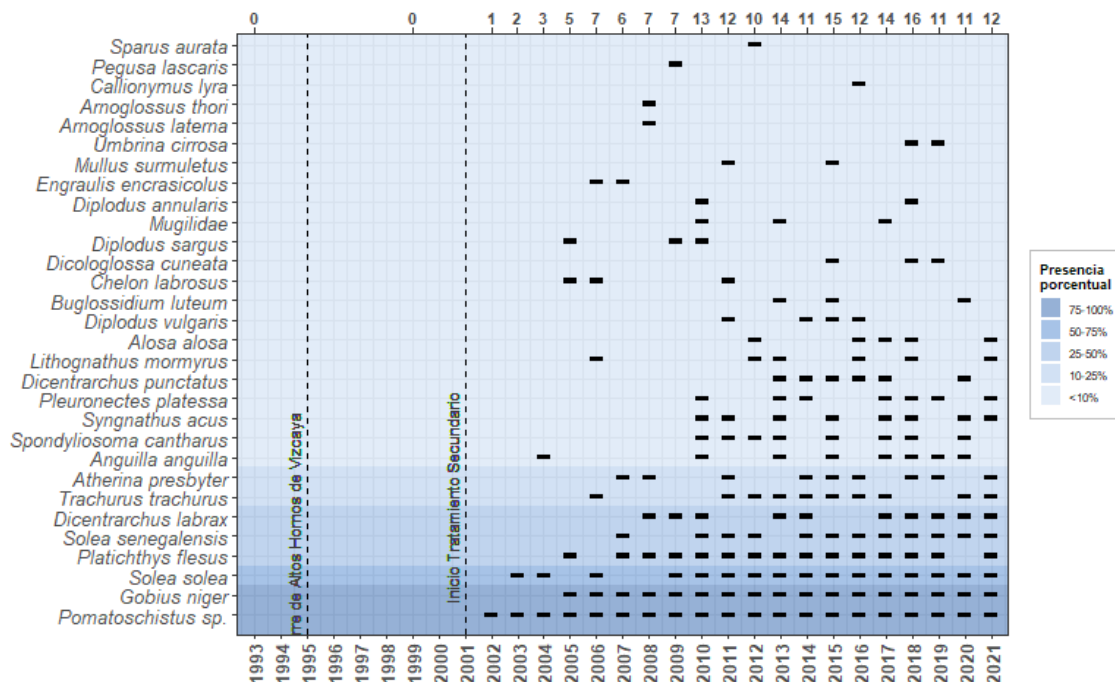


Figura 9.16. Listado de especies de peces capturados en la zona de Olabeaga entre 2002 y 2021. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. En los años 1993 y 1999 se llevaron a cabo muestreos, pero las capturas fueron nulas.

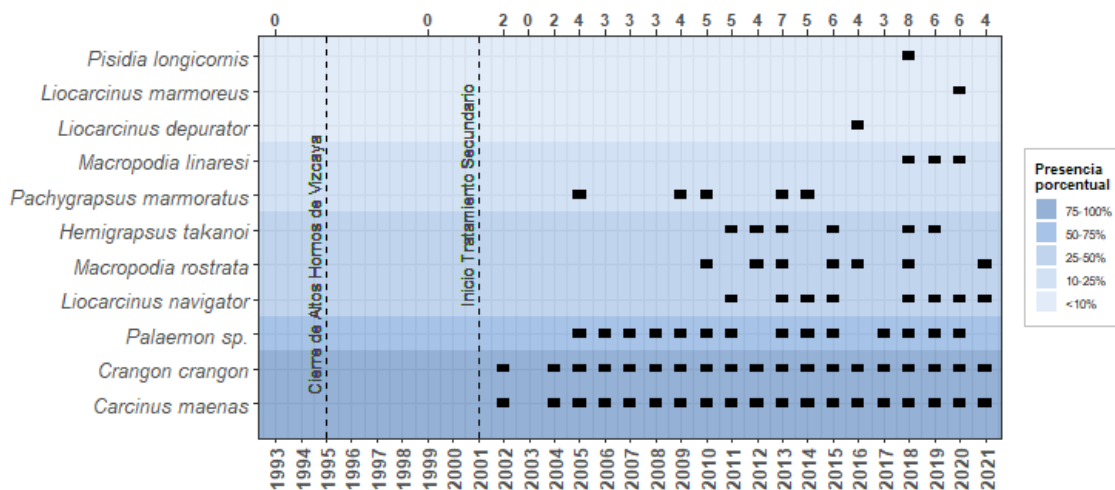


Figura 9.17. Listado de especies de crustáceos capturados en la zona de Olabeaga entre 2002 y 2021. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. En los años 1993 y 1999 se llevaron a cabo muestreos, pero las capturas fueron nulas.



Figura 9.18. En el sentido de las agujas del reloj, empezando por la imagen superior izquierda: *Pomatoschistus* spp., *Gobius niger*, *Platichthys flesus* y *Solea solea*, especies habituales en el tramo de Olabeaga.

9.4.2.2 Evolución de la zona de Rontegi

El análisis de la serie histórica -que en Rontegi incluye 31 años de datos- refleja que entre 1991 y 2002 la presencia de fauna demersal era ocasional. Tras la puesta en marcha del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo, en 2001, la presencia ha sido continua, con un incremento progresivo en riqueza año tras año y alcanzando, en el caso de los peces, el valor más alto de toda la serie en 2017 y 2018; y en el caso de los crustáceos, en 2019.

La Figura 9.19 muestra la evolución de la presencia de especies de peces, su frecuencia de aparición respecto a toda la serie de datos y la riqueza de especies para cada año muestreado, en la zona de Rontegi, entre 1991 y 2021.

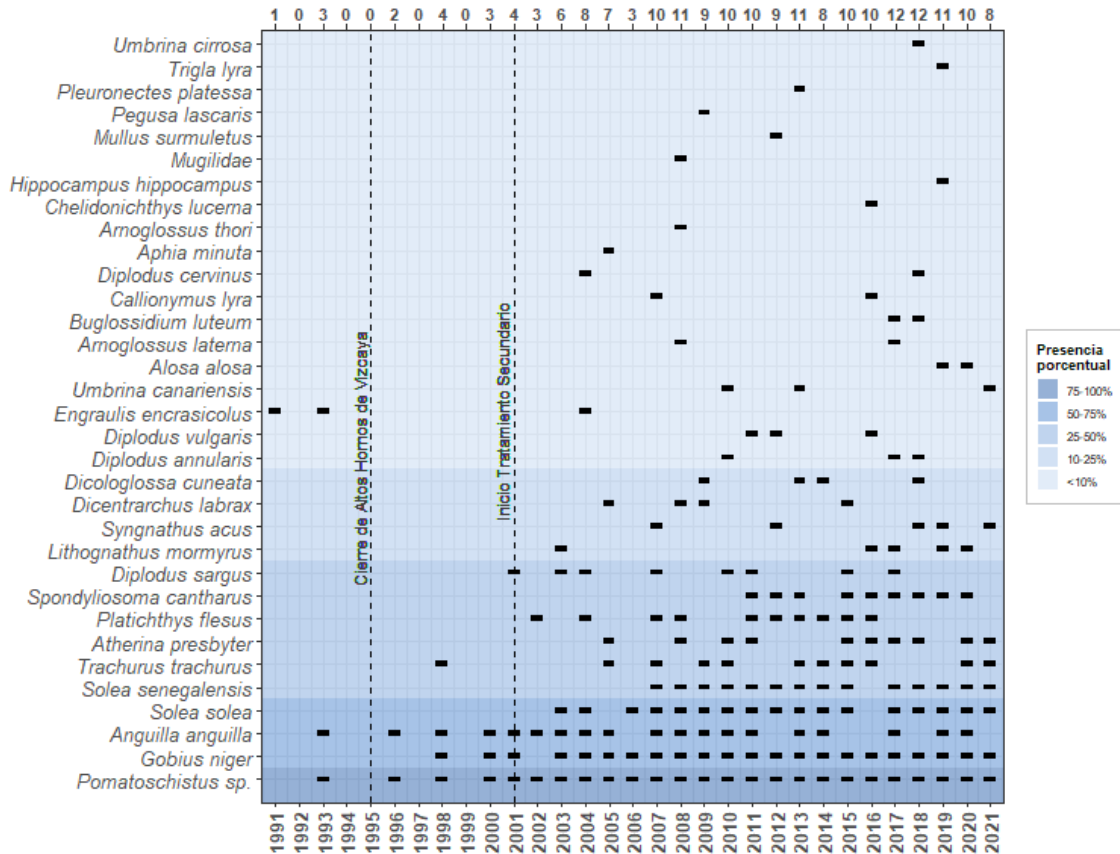


Figura 9.19. Listado de especies de peces capturados en la zona de Rontegi entre 1991 y 2021. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. Las líneas grises muestran el año del cierre de Altos Hornos de Vizcaya y el inicio y puesta en marcha del tratamiento secundario (biológico) en la EDAR de Galindo. En los años 1992, 1994, 1995, 1997 y 1999 las capturas fueron nulas.

Tras la puesta en marcha del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo, la presencia de distintas especies de peces aumentó gradualmente en Rontegi, para estabilizarse en los últimos años. Ninguna especie se ha presentado de forma continua, siendo *Pomatoschistus spp.* (cabuxinos), *Anguilla anguilla* (anguila) y *Gobius niger* (chaparrudo) las que han aparecido en mayor número de ocasiones. La gran mayoría de especies se han detectado de forma anecdótica u ocasional (Figura 9.19).

La riqueza de crustáceos también muestra una evolución positiva en Rontegi, alcanzando los valores más altos en los últimos años (Figura 9.20). *Carcinus maenas* (cangrejo verde) es la especie que ha aparecido con mayor frecuencia. La mayoría de las especies se han presentado de forma anecdótica, entre otros *Upogebia pusilla* (grillo de fango) y *Liocarcinus marmoreus* (cangrejillo nadador).

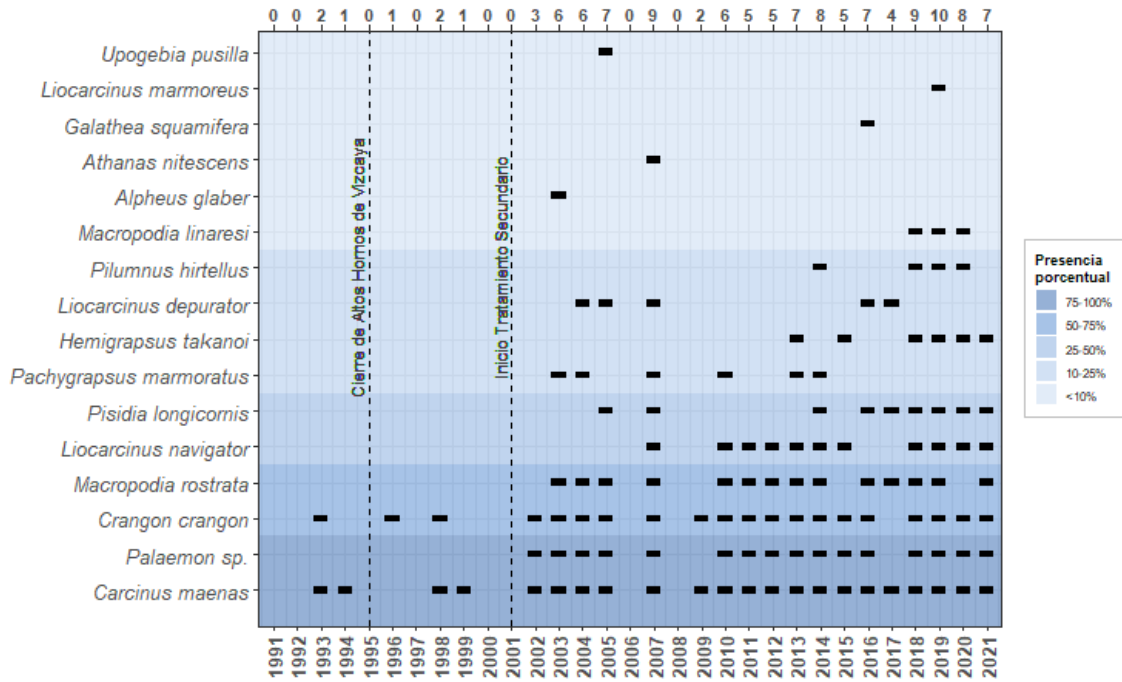


Figura 9.20. Especies de crustáceos capturados en la zona de Rontegi entre 1991 y 2020. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. Las líneas grises muestran el año del cierre de Altos Hornos de Vizcaya y el inicio y puesta en marcha del tratamiento secundario (biológico) en la EDAR de Galindo. En los años 1991, 1992, 1995 y 1997 no hubo captura alguna.

En la Figura 9.21 se pueden observar algunas de las especies de peces y crustáceos que suelen encontrarse en la zona de Rontegi.

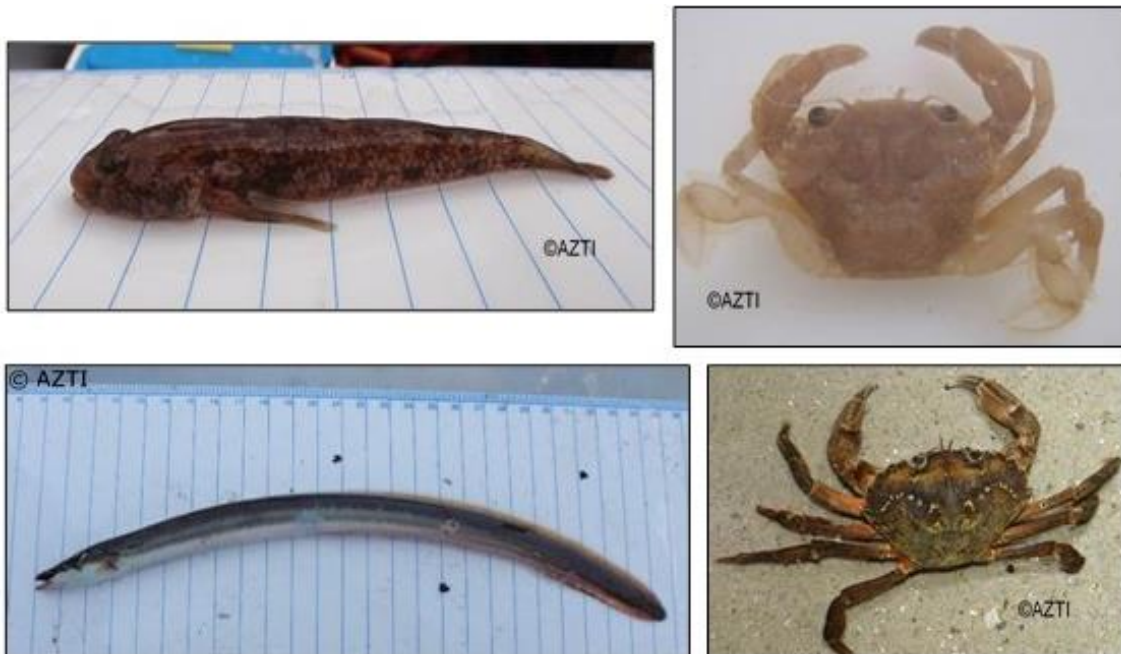


Figura 9.21. En el sentido de las agujas del reloj, empezando por la imagen superior izquierda: *Gobius niger* (chaparrudo), *Liocarcinus navigator* (cangrejo nadador), *Carcinus maenas* (cangrejo verde) y *Anguilla anguilla* (anguila), especies que aparecen con frecuencia en la zona de Rontegi.

9.4.2.3 Evolución de la zona de Lamiako

El análisis de la serie histórica de Lamiako (que comprende los datos referidos a 33 muestreos anuales realizados hasta la fecha) refleja que, tanto el cierre de Altos Hornos de Vizcaya, como el inicio y puesta en marcha del tratamiento secundario (biológico) en la EDAR de Galindo, generaron un incremento progresivo de la riqueza de especies hasta alcanzar un equilibrio en los últimos años.

En el caso de los peces, la riqueza presentó el valor más alto de toda la serie en 2015 y 2016 (Figura 9.22). Cabe señalar que, debido a consideraciones logísticas, Lamiako se suele muestrear en bajamar. Esto podría influir en los datos, ya que los peces tienden a entrar en los estuarios con la marea ascendente. Por tanto, la riqueza de taxones de peces en esta zona pudiera ser mayor que la obtenida, de haberse realizado el estudio en otras condiciones de marea.

En Lamiako ninguna de las especies de peces se ha registrado de forma continua a lo largo de la serie histórica (Figura 9.22). No obstante, *Pomatoschistus* spp. (cabuxino) y *Gobius niger* (chaparrudo) se han detectado en la mayoría de las ocasiones. El número de especies que han aparecido de forma anecdótica u ocasional es también elevado, incluyendo espáridos, como *Spondyliosoma cantharus* (chopa) y *Diplodus vulgaris* (muxarra); peces planos, como *Dicologlossa cuneata* (acedía) y *Buglossidium luteum* (tambor); *Mullus surmulletus* (salmonete de roca), etc.

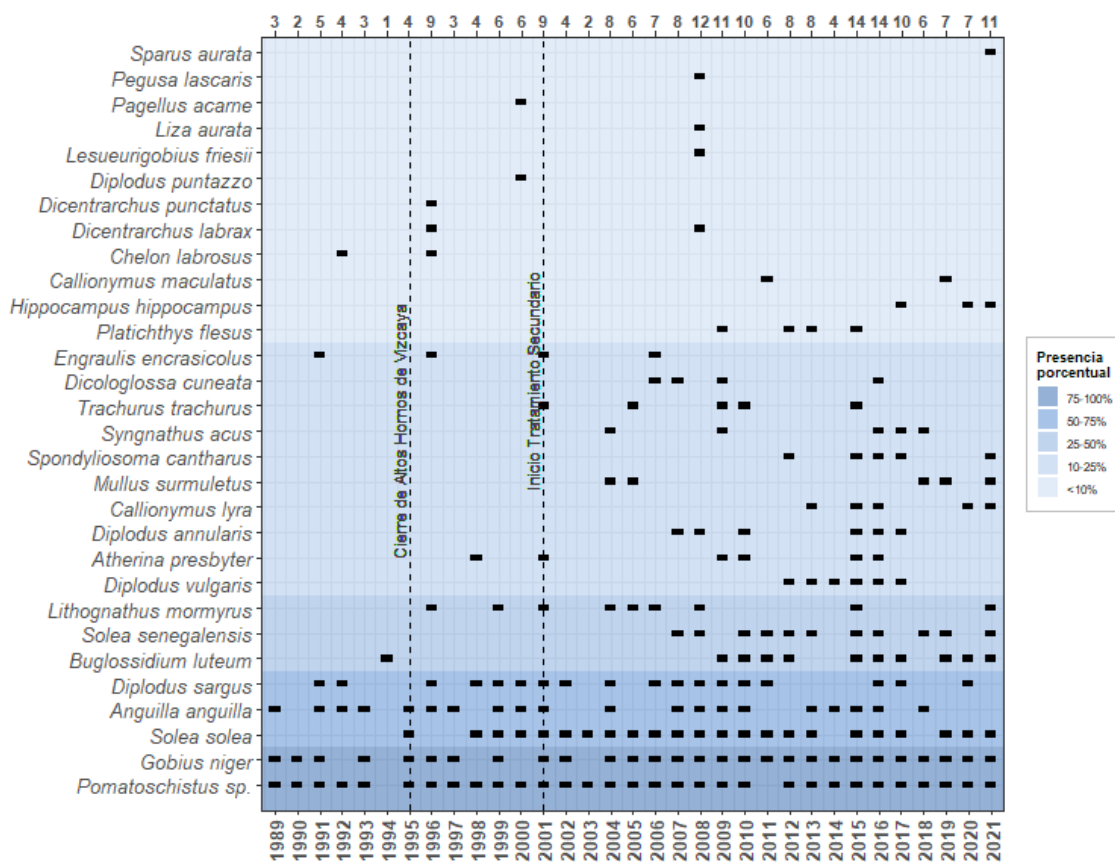


Figura 9.22. Listado de especies de peces capturados en la zona de Lamiako entre 1989 y 2021. El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). Las líneas grises muestran el año del cierre de Altos Hornos de Vizcaya, y el inicio y puesta en marcha del tratamiento secundario (biológico) en la EDAR de Galindo.

En la Figura 9.23 se presentan algunas de las especies de peces que se han observado en las capturas a lo largo de estos años en el tramo de Lamiako.



Figura 9.23. En el sentido de las agujas del reloj, empezando por la imagen superior izquierda: muxarra, lenguado senegalés, tambor y dragoncillo moteado, especies recogidas en la zona de Lamiako.

En cuanto a los crustáceos, la Figura 9.24 muestra su evolución en Lamiako, entre 1989 y 2021. Al igual que en el caso de los peces, ninguna especie de crustáceo se ha registrado de forma continua a lo largo de la serie histórica de Lamiako.

Carcinus maenas (cangrejo verde) es la especie que aparece en mayor número de ocasiones, seguida de las quisquillas del género *Palaemon*, *Crangon crangon* (quisquilla gris), *Macropodia rostrata* (cangrejo araña) y *Pisidia longicornis* (porcelanita).

El número de especies que han aparecido de forma anecdótica u ocasional es también elevado, por ejemplo: *Pilumnus hirtellus* (cangrejo peludo), *Necora puber* (nécora), *Hemigrapsus takanoi* (cangrejo japonés) y *Maja squinado* (centollo).

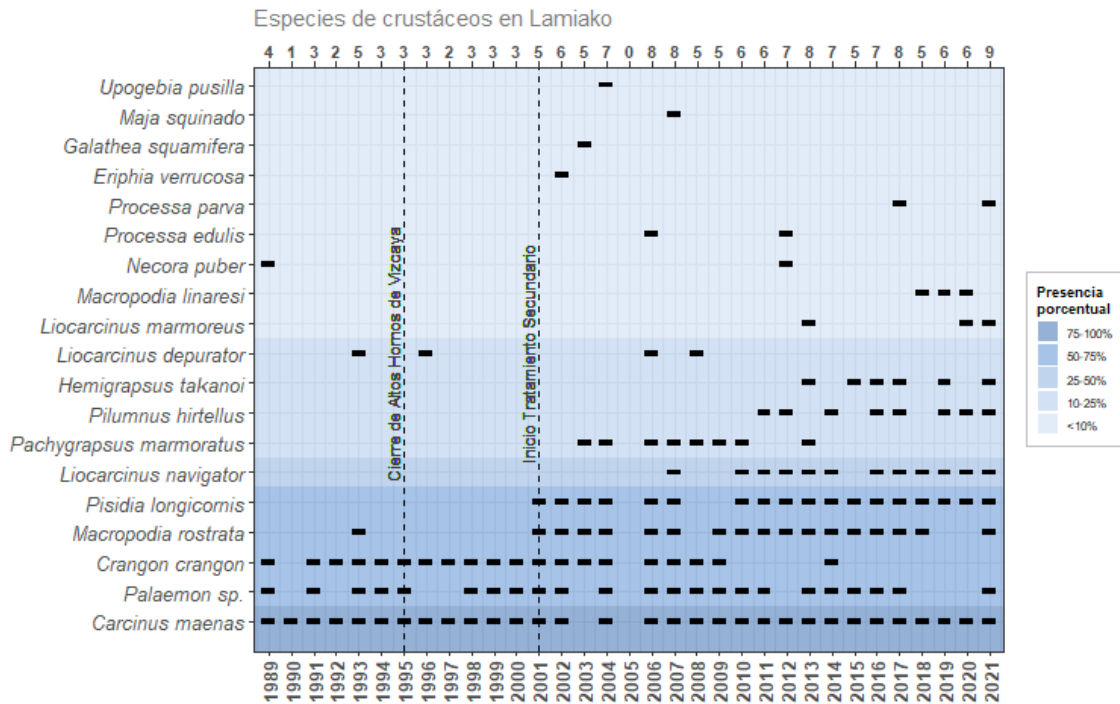


Figura 9.24. Listado de especies de crustáceos capturados en la zona de Lamiako entre 1989 y 2021. El eje X superior indica el número de especies de peces identificado cada año. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). Las líneas grises muestran el año del cierre de Altos Hornos de Vizcaya, y el inicio y puesta en marcha del tratamiento secundario (biológico) en la EDAR de Galindo.

9.4.2.4 Evolución de la zona del Abra interior

En el Abra interior también se percibe la mejoría de la calidad del agua generada tras el cierre de Altos Hornos de Vizcaya y la puesta en marcha del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo. La evolución en cuanto a la riqueza de especies y su frecuencia de aparición ha sido positiva, aumentando de forma gradual hasta alcanzar un equilibrio durante los últimos años (Figuras 9.25 y 9.27).

En cuanto a los peces capturados en el Abra interior entre 1989 y 2021, tal y como muestra la Figura 9.25, ninguna especie se ha registrado de forma continua. No obstante, *Solea solea* (lenguado común), *Pomatoschistus* spp. (cabuxino), *Gobius niger* (chaparrudo) y *Mullus surmuletus* (salmonete) se han detectado en la mayoría de las ocasiones.



Figura 9.25. Listado de especies de peces capturados en la zona del Abra interior entre 1989-2021. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. Las líneas grises muestran el año del cierre de Altos Hornos de Vizcaya, y el inicio y puesta en marcha del tratamiento secundario (biológico) en la EDAR de Galindo.

Muchas especies de peces han aparecido de forma anecdótica u ocasional en los muestreos del Abra interior. Entre ellas, pueden citarse espáridos como *Spondylisoma cantharus* (chopa) y *Diplodus vulgaris* (muxarras), peces planos como *Dicologlossa cuneata* (acedia) y *Arnoglossus imperialis*, gobios como *Lesueurigobius friesii* (gobio de Fries) y *Deltentosteus quadrimaculatus* (gobio de cuatro manchas), etc. Durante la última década está siendo habitual capturar nuevas especies.

En la Figura 9.26 se pueden observar algunas de las especies de peces que suelen aparecer en el Abra interior.



Figura 9.26. En el sentido de las agujas del reloj, empezando por la imagen superior izquierda: salmonete de roca, raya mosaico y aligote, especies observadas en distintas ocasiones en las capturas de la zona del Abra interior.

Respecto a los crustáceos, tampoco ninguna especie se ha observado de forma continua a lo largo de la serie histórica del Abra interior (Figura 9.27). Los taxones que aparecen con mayor frecuencia son *Carcinus maenas* (cangrejo verde), *Macropodia rostrata* (cangrejo araña) y las quisquillas del género *Palaemon*. El número de especies registradas de forma anecdótica u ocasional es elevado: *Pilumnus hirtellus* (cangrejo peludo), *Necora puber* (nécora), *Munida rugosa* (sastrecillo), *Inachus dorsettensis* (cangrejo moruno), etc.

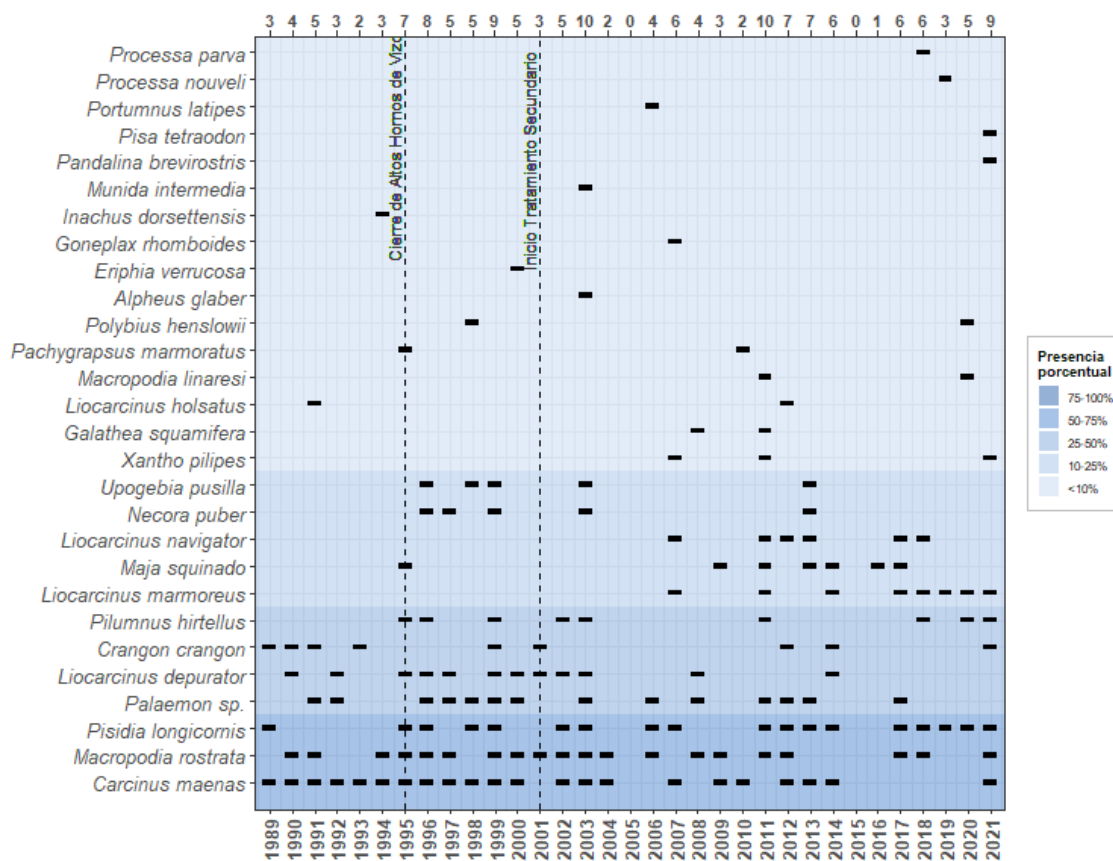


Figura 9.27. Especies de crustáceos capturados en la zona del Abra Interior entre 1989-2021. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. Las líneas grises muestran el año del cierre de Altos Hornos de Vizcaya, y el inicio y puesta en marcha del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo.

9.4.3 Concursos de pesca

La sensible mejoría experimentada en las poblaciones piscícolas del estuario tiene también su reflejo en los resultados obtenidos en los concursos de pesca marítima "*Ibaizabal*", celebrados en Portugalete. No obstante, el concurso a celebrarse en 2020 fue cancelado debido a la situación generada por la pandemia de COVID19. En 2021 se realizó, pero no se dispone de los datos todavía.

Desde su inicio en 1992, hasta 2019, se han contabilizado en estos concursos un total de 29 especies distintas. En diciembre de 2019 se observó el mínimo de esta serie (tres especies). Aunque, valores muy similares (cuatro especies) se habían obtenido en los concursos de 2011 y 2012, realizados también en diciembre (Figura 9.28).

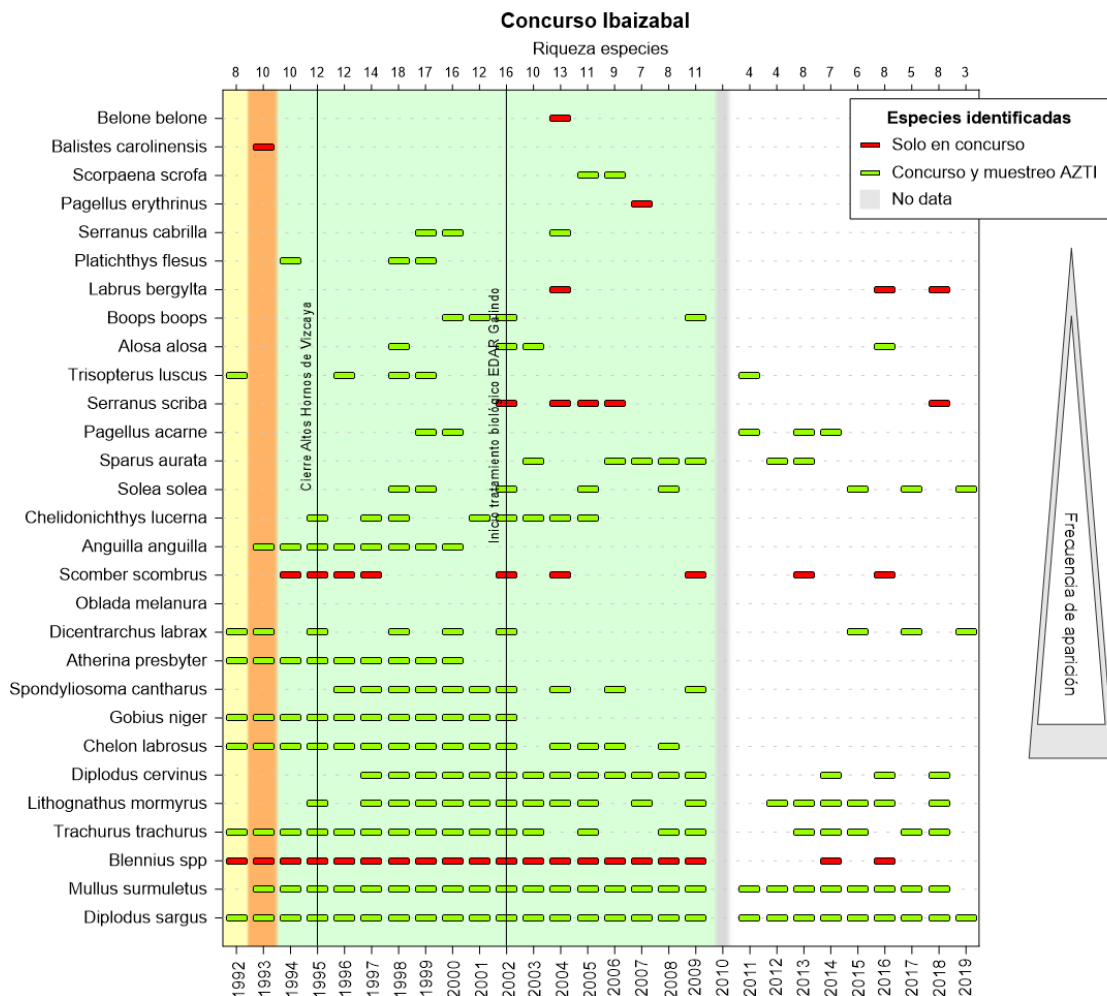


Figura 9.28. Especies de peces capturadas en los concursos "Ría de Ibaizabal", entre 1992 y 2019 ordenados de acuerdo con la frecuencia de aparición. Eje X superior: número de especies obtenido cada año. Color del fondo: mes del concurso (amarillo-septiembre; naranja-noviembre; verde-octubre; blanco-diciembre). No hay datos del 2010. Fuente: Federación Territorial de Pesca de Bizkaia.

Conviene señalar que la fecha de estos concursos ha variado a lo largo del tiempo y que solo los realizados hasta 2009 coinciden, aproximadamente, con la misma época que los muestreos realizados para el CABB (esto es, en torno a octubre). Esto, junto con variaciones anuales en el esfuerzo (número de cañas), hace que los datos de capturas procedentes de estos concursos tengan limitaciones a la hora de extraer conclusiones directas sobre la evolución temporal de las comunidades de peces.

La mayoría de las especies capturadas en los concursos de pesca, desde 1992 hasta 2019, también se han observado en los muestreos realizados por el CABB en el mismo periodo. Solamente ocho taxones no habían sido capturados todavía en las campañas de estudio de fauna demersal: babosas del género *Blennius*, *Oblada melanura* (colanegra), *Scomber scombrus* (verdel), *Serranus scriba* (serrano), *Labrus bergylta* (durdo), *Balistes carolinensis* (pez ballesta), *Belone belone* (aguja) y *Pagellus erythrinus* (breca). Esta última se observó en la campaña de 2021.

En Figura 9.28 las especies se muestran ordenadas de acuerdo a su frecuencia de aparición en los concursos de pesca. *Diplodus sargus* es la especie que ha sido capturada en todas las ediciones, seguida de *Mullus surmuletus* (salmonete), babosas del género *Blennius*, *Trachurus trachurus* (chicharro) y *Lithognathus mormyrus* (erla). Por el contrario, especies como *Pagellus erythrinus* (breca), *Balistes carolinensis* (pez ballesta) y *Belone belone* (aguja) han sido capturadas en una única ocasión.

Por su parte, la Figura 9.29 muestra las capturas por unidad de esfuerzo (número de cañas) en cada uno de los concursos. De 2009 no se cuenta con información del número de cañas.

En los concursos realizados en octubre (es decir, durante 15 años, desde 1994 hasta 2008) generalmente se obtuvieron entre 0,5 y 1 pez por caña. Como excepciones, se observan dos años con mayor rendimiento (1998 y 1999), así como un año en el que el número de peces capturados fue muy bajo (2008).

En cuanto a los muestreos realizados en diciembre, es decir, a partir de 2011, se observa una fuerte variabilidad interanual en el número de capturas por caña. El rango de variación difiere muy poco entre los concursos realizados en octubre (0,2–1,75) y los realizados en diciembre (0,2–2). No obstante, en los realizados en diciembre (nueve hasta la actualidad) se pueden observar con mayor frecuencia valores relativamente bajos, inferiores a 0,5.

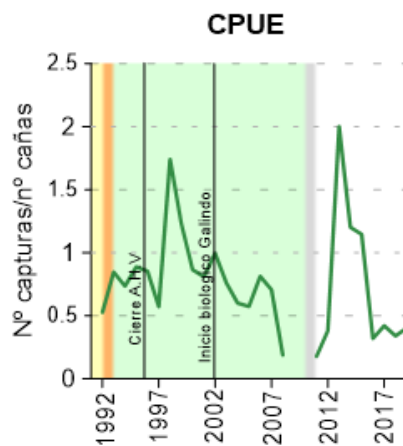


Figura 9.29. Capturas por unidad de esfuerzo obtenidas en los concursos de pesca Ibaizabal celebrados entre 1992 y 2019. El colorido del fondo hace referencia al mes de realización del concurso: amarillo-septiembre, naranja-noviembre, verde-octubre, blanco-diciembre. En 2009 no hay datos del número de cañas; 2010 no hay datos. Fuente: Federación Territorial de Pesca de Bizkaia.

9.5 Resumen y conclusiones

- Desde 1989, en el total de campañas realizadas hasta la fecha, se han registrado en el estuario 56 taxones de peces y 33 de crustáceos, desde el Abra interior hasta Olabeaga.

- En 2021 se observaron por primera vez en estos muestreos *Pagellus erythrinus* (breca), *Pandalina brevirostris* (camaroncillo) y *Pisa tetraodon*. Por otra parte, *Sparus aurata* (dorada) amplió en 2021 su distribución espacial, apareciendo en más estaciones, lo cual confirma la recuperación del estuario y el aumento de su biodiversidad.

- En el año 2021 se capturaron 23 especies de peces demersales (el mismo número que el año anterior). **A largo plazo, la riqueza de peces en las cuatro zonas del estuario presenta una tendencia de aumento estadísticamente significativa.**

- La diversidad de peces es también un claro ejemplo de progresión positiva en todas las estaciones de muestreo.

- **En cuanto al número de individuos, la variabilidad de un año a otro es en ocasiones importante, lo cual puede deberse a factores diversos (antrópicos, naturales y aleatorios).** No obstante, también parece observarse una tendencia creciente en la abundancia de peces en todas las zonas, con excepción de Lamiako. Debido a limitaciones logísticas, dicha zona se suele muestrear en bajamar, o justo al comienzo del ascenso de la marea, momento que podría coincidir con una menor presencia de peces (los peces tienden a entrar en los estuarios con la marea ascendente). Esto hace suponer que, probablemente, los valores de riqueza y abundancia de peces demersales en la zona de Lamiako estén siendo subestimados respecto a los del resto del estuario.

- En 2021 se capturaron 13 especies de crustáceos (tres más que el año anterior).

- **El número de especies de crustáceos ha seguido a largo plazo una tendencia positiva en las tres estaciones de la Ría** (Lamiako, Rontegi y Olabeaga). Pero, de manera opuesta a la riqueza, en Lamiako y Rontegi (donde la serie temporal es más larga) el número de individuos registró los picos más altos durante la década de los 90.

- **En el Abra interior la riqueza de crustáceos no presenta una tendencia clara**, sino que alterna fuertes caídas (como las que tuvieron lugar en 2015 y 2016), con repuntes (2017, 2018 y 2021). También se observa en las dos últimas décadas una disminución del número de efectivos de crustáceos en esta zona, aunque menos acusada que en el tramo inferior de la Ría.

- La mejoría detectada a largo plazo en las comunidades de fauna demersal es coherente con la progresiva entrada en funcionamiento de las distintas fases del saneamiento y el aumento de su cobertura, y también con el cierre de numerosas industrias históricamente muy contaminantes (en particular, Altos Hornos de Vizcaya) y con la reducción generalizada de vertidos contaminantes en las cuencas.

10. COMUNIDADES DE BENTOS DE SUSTRATO DURO

10.1 Introducción

Los fondos marinos del Abra de Bilbao (masa de agua del Nerbioi exterior) y la costa adyacente vienen experimentando desde hace más de dos décadas una recuperación de la vida animal y vegetal. La puesta en marcha del 'Plan de Saneamiento Integral de la comarca del Gran Bilbao' y la transformación medioambiental de las industrias han dado lugar a una mejora de la calidad de las aguas que ha tenido su reflejo en las comunidades bentónicas de sustrato rocoso (GOROSTIAGA y DÍEZ, 1996; PAGOLA-CARTE y SAIZ-SALINAS, 2001; GOROSTIAGA *et al.*, 2004; DÍEZ *et al.*, 2009, 2014). Dichas comunidades, debido a su naturaleza sedentaria, tienden a integrar los efectos de una exposición prolongada a la contaminación, dando una respuesta general al conjunto de contaminantes y variables naturales. Por lo tanto, la estructura del bentos es un buen indicador ecológico, que puede ser utilizado para caracterizar la calidad de las aguas, espacialmente y a lo largo del tiempo.

La contaminación ocasiona una serie de problemas ambientales que pueden afectar profundamente a la distribución de las especies (FAIRWEATHER, 1990). Las aguas residuales domésticas, los efluentes industriales y la contaminación difusa (por ejemplo, el drenaje de las aguas de agricultura) pueden modificar las condiciones naturales del medio, aumentando la disponibilidad de nutrientes y materia orgánica, la turbidez del agua, las tasas de sedimentación y las concentraciones de sustancias tóxicas.

El incremento de la concentración de nutrientes en el agua da lugar a que las macroalgas perennes de crecimiento lento sean desplazadas por otras algas, efímeras y anuales de crecimiento rápido (CLOERN, 2001). El aumento de la materia orgánica supone una ventaja competitiva para los invertebrados filtradores y suspensívoros (KAUTSKY *et al.*, 1992). El aumento de la turbidez resulta en un régimen lumínico más bajo que puede limitar el desarrollo de las macroalgas en la zona submareal (KAUTSKY *et al.*, 1986; ERIKSSON *et al.*, 1998). La sedimentación de material particulado también afecta a las macroalgas al dificultar el intercambio gaseoso, la captación de nutrientes y la eliminación de sustancias de desecho del metabolismo, así como, al limitar la disponibilidad de sustrato firme para la fijación de esporas y propágulos (DEVINNY y VOLSE, 1978; ERIKSSON y JOHANSSON, 2003), afectando especialmente a las especies con reproducción sexual (ERIKSSON *et al.*, 1998).

La toxicidad de las aguas residuales está bien documentada en ensayos de laboratorio (KEVEKORDES, 2001). Sin embargo, los aportes antrópicos de sustancias tóxicas en concentraciones relativamente bajas causan cambios a largo plazo en las comunidades que son difíciles de separar de la variabilidad natural, espacial y temporal (WALKER y KENDRICK, 1998). Los programas de vigilancia a largo plazo han demostrado ser eficaces para la detección de los efectos de la contaminación y para la evaluación de los procesos de recuperación (JAN *et al.*, 1994). Los programas de seguimiento llevados a cabo en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal, durante más de dos décadas, han puesto de manifiesto cambios en las comunidades del bentos y han aportado la información biológica necesaria para proponer modelos de recuperación (GOROSTIAGA y DÍEZ, 1996; PAGOLA-CARTE y SAIZ-SALINAS, 2001; GOROSTIAGA *et al.*, 2004; BORJA *et al.*, 2006; DÍEZ *et al.*, 2009).

Desde que el estudio biológico comenzara en 1983 han sido numerosos los cambios positivos experimentados por las comunidades bentónicas de sustrato duro del Abra de Bilbao en respuesta a las nuevas condiciones ambientales. El proceso de recuperación se manifiesta en múltiples aspectos:

- Incremento de la diversidad específica
- Aumento de la cobertura algal
- Retroceso de algas morfológicamente sencillas y avance de especies más complejas
- Colonización por parte de la flora de cotas más profundas
- Aumento de la estratificación vertical de las comunidades
- Desarrollo de un cinturón de cirrípedos en la zona intermareal media
- Retroceso de especies oportunistas bioindicadoras de estrés ambiental y avance de especies bioindicadoras de aguas menos contaminadas
- Incremento de la diversidad de estrategias tróficas
- Incremento de formas epífitas y coloniales del zoobentos
- Restauración del equilibrio fauna/flora

El estudio que se describe a continuación tiene como objetivo conocer el impacto antrópico que actualmente tiene el vertido de la EDAR de Galindo sobre las comunidades bentónicas (flora y fauna) de sustrato duro del Abra de Bilbao (masa de agua del Nerbioi exterior). Asimismo, se pretende analizar la evolución del ecosistema en respuesta a las mejoras realizadas en el saneamiento de la cuenca y en la depuración de las aguas que vierten al estuario del Nerbioi-Ibaizabal.

Para ello, en este capítulo se recoge una información actualizada sobre la composición de las comunidades bentónicas de sustrato duro en el año 2021, valorando los cambios que han tenido lugar respecto a las cuatro campañas anteriores (2010, 2012, 2015 y 2018). Además, se realiza una evaluación del estado de este componente del ecosistema (macroalgas e invertebrados de fondo rocoso) utilizando índices y enfoques conformes a la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE).

10.2 Situación de las estaciones y obtención de las muestras

El área de estudio se localiza en el Abra de Bilbao (Figura 10.1). El efluente de la EDAR de Galindo vierte a la masa de agua de transición del Nerbioi interior y la pluma de descarga de la Ría incide, aguas abajo, en la zona estudiada. Al igual que en las campañas anteriores, la red de muestreo abarcó cinco localidades: Las Arenas, Santurtzi, Ereaga, Abasotas y Arrigunaga. En total se muestrearon cuatro estaciones intermareales y tres estaciones submareales. Los códigos de dichas estaciones y sus coordenadas se indican en la Tabla 10.1.



Figura 10.1. Estaciones de muestreo de las comunidades de bentos rocoso. Círculo blanco: estación intermareal; círculo rojo: estación submareal; círculo blanco con raya: estación intermareal y submareal. Fuente: *Google Earth*.

Tabla 10.1. Información de las estaciones de muestreo de bentos de fondo duro en el entorno de la EDAR de Galindo.

Localización	Código estación	Nivel	Latitud	Longitud
Las Arenas	GAL_BD_LAS ARENAS_01	INTERMAREAL	43° 20' 3,67"N	3° 0' 40,82"O
Santurtzi	GAL_BD_SANTURTZI_01	INTERMAREAL	43° 20' 45,87"N	3° 1' 57,46"O
	GAL_BD_SANTURTZI_02	SUBMAREAL	43° 20' 45,65"N	3° 1' 57,15"O
Ereaga	GAL_BD_EREAGA_01	INTERMAREAL	43° 20' 28,89"N	3° 1' 17,65"O
Abasotas	GAL_BD_ABASOTAS_02	SUBMAREAL	43° 21' 19,27"N	3° 1' 31,75"O
Arrigunaga	GAL_BD_ARRIGUNAGA_01	INTERMAREAL	43° 21' 54,39"N	3° 1' 49,17"O
	GAL_BD_ARRIGUNAGA_02	SUBMAREAL	43° 21' 52,69"N	3° 1' 53,53"O

Se obtuvo una descripción de las comunidades bentónicas (fauna y flora) de dos tipos: (1) fisionómica o estructural, es decir, basada en parámetros como morfología de las especies, cobertura faunística y algal, estrategias tróficas y diversidad; y (2) florística-faunística (basada en la identificación de las especies presentes en el área de estudio y en su abundancia relativa).

Los muestreos se realizaron en verano (de junio a septiembre) . Las unidades muestrales consistieron en superficies de 40 cm x 40 cm en las que se tomó información biológica sobre la composición específica (flora y fauna) y abundancia de las especies (% de cobertura). El diseño de muestreo fue diferente según el nivel de marea estudiado (intermareal o submareal), tal y como se describe a continuación.

Para las comunidades intermareales se realizó un muestreo en tres niveles de marea: +0,5 m (niveles bajos de la zona intermareal inferior), +1,2 m (niveles altos de la zona intermareal inferior) y +3 m (intermareal medio). Siguiendo una línea paralela a costa se seleccionaron cinco superficies en cada uno de estos niveles, sumando un total de 15 muestras por estación.

Para las comunidades submareales se utilizó la técnica del transecto, que consiste en trazar una línea perpendicular a costa y tomar muestras a intervalos regulares. Se realizó un transecto de 100 m de longitud en cada estación, comenzando a una profundidad de 1-2 m y finalizando, según la topografía de cada estación, a una profundidad entre 5 m (Abasotas) y 8 m (Arrigunaga). La corrección del nivel 0 m de marea se realizó mediante tablas. Las muestras se tomaron a intervalos de 3 m, sumando un total de 34 muestras por transecto. Se trata de un muestreo sistemático (a intervalos regulares) siguiendo un gradiente de profundidad. El objetivo de utilizar transectos donde el cambio en la estructura del bentos es claramente direccional es describir un máximo de variación en la menor distancia posible.

En cuanto a la macroflora se estudiaron los siguientes grupos taxonómicos: Chlorophyta, Ochrophyta y Rhodophyta. En el caso de la macrofauna se estudiaron: Porifera, Cnidaria, Bryozoa, Mollusca, Polychaeta, Arthropoda, Echinodermata y Phoronida. La información detallada de los inventarios se adjunta en formato electrónico.

10.3 Análisis estadísticos

El estudio de la variabilidad espacial y temporal de las comunidades se realizó mediante análisis de clasificación CLUSTER y análisis de ordenación nMDS (*non-metric Multi Dimensional Scaling*). Debido a que el método de ordenación es un compromiso entre los datos (multidimensionales) y su representación (bidimensional), existe un valor de estrés asociado a cada MDS, estrés de Kruskal, que indica la bondad del ajuste. Así, el estrés está definido como la dispersión total de la línea de regresión que se obtiene en el diagrama de Shepard, en el cual se enfrentan las distancias entre puntos en el MDS con las similitudes de la matriz de similitud.

Los análisis de ordenación se realizaron sobre datos de cobertura transformados con raíz cuarta o cuadrada, con el fin de aumentar el peso de las especies con valores intermedios de abundancia. Una vez transformados los datos, se calcula una matriz triangular en la que se establece la similitud existente entre pares de inventarios mediante el índice de similitud Bray-Curtis.

Tras el establecimiento de los grupos de estaciones que resultan del análisis de clasificación y ordenación, se precisa conocer cuál es la contribución de cada especie a los agrupamientos planteados. El procedimiento *Similarity Percentages* (SIMPER) computa la contribución de cada especie al valor de similitud dentro de un grupo predefinido y a la disimilitud entre pares de grupos. Estas contribuciones pueden ser utilizadas para definir especies indicadoras, es decir, aquellas que más contribuyen a la disimilitud entre los grupos de estaciones definidos.

10.4 Metodología para la evaluación de la calidad del bentos duro

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), en adelante DMA, exige el seguimiento de las comunidades de macroalgas y de angiospermas marinas. No obstante, en el Cantábrico Oriental no se tiene en cuenta al bentos de sustrato duro para la calificación final del estado ecológico de las masas de agua de transición, debido a las limitaciones que presentan los índices disponibles para su evaluación en este tipo de hábitat (URA y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO, 2015).

En la costa vasca, el establecimiento de las condiciones de referencia para aguas de transición es especialmente problemático, ya que todos los estuarios han sido históricamente impactados por las actividades humanas (CEARRETA *et al.*, 2004) y no existen datos sobre las comunidades biológicas en la etapa pre-industrial.

En el presente informe, siguiendo un enfoque acorde a las indicaciones de la DMA, la clasificación de la calidad de las comunidades de flora y fauna de las estaciones de transición se ha realizado en base a la experiencia del equipo de investigación del bentos rocoso marino de la UPV, y en base a las series temporales obtenidas durante el seguimiento ambiental que comenzó en 1983. Con ello, se pretende conocer la evolución de la calidad de dichas comunidades a lo largo del tiempo y su respuesta a la implementación de medidas reductoras de la presión antrópica.

Las Arenas, Santurtzi, Ereaga y Abasotas se han considerado estaciones de transición tipo 10 (**AT-T10, estuario atlántico submareal**) y su evaluación se ha realizado mediante juicio de experto. La ausencia de metodologías estandarizadas para valorar el estado ecológico de las comunidades de sustrato rocoso de las aguas de transición radica principalmente en la ausencia de conocimiento sobre las condiciones de referencia. No obstante, considerando la extensión que ocupan los hábitats rocosos en el estuario del Abra de Bilbao, y que las comunidades bentónicas que albergan representan la parte más significativa de la producción primaria bentónica de la zona intermareal y submareal somera, es aconsejable su estudio. Así, el bentos de sustrato duro actualmente sí se está evaluando en el marco del presente proyecto y de los programas de seguimiento de las aguas de transición del País Vasco, ya que proporciona una información más completa del ecosistema.

En las **masas de agua costeras tipo 12** (AC-T12, Cantábrico Oriental expuestas sin afloramiento), la normativa actual indica el uso de los índices RICQI (*Rocky Intertidal Quality Index*; DÍEZ *et al.*, 2012) y CFR (índice de calidad de fondos rocosos; GUINDA *et al.* 2014) para la valoración del estado ecológico en base al bentos de sustrato duro en la zona intermareal (URA y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO, 2015). En el presente informe se ha considerado que la **estación de Arrigunaga**, aunque se localiza dentro del estuario, se encuentra muy influida por las aguas costeras adyacentes y, por ello, se le pueden aplicar los índices CFR y RICQI. En este sentido, se ha tenido en cuenta la salinidad, la exposición al oleaje, así como las comunidades que se desarrollan en dicha estación. Por otra parte, el CFR dispone de una propuesta para su aplicación en la zona submareal que, aún no siendo actualmente un método oficial, ha sido utilizado de forma orientativa para el presente trabajo.

El **índice CFR** asume que la cobertura y el número de especies algales disminuye con la contaminación, mientras que la fracción de la comunidad vegetal constituida por algas oportunistas aumenta con la presión antrópica. Según GUINDA et al. (2014), las métricas que constituyen este índice son: (1) R, riqueza específica de especies características; (2) C, cobertura de especies características; y (3) O, fracción de especies oportunistas. La expresión matemática del índice de calidad de los fondos rocosos es el modelo aditivo de los tres indicadores:

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

El **índice RICQI** utiliza tanto la flora, como la fauna de las comunidades. Este índice se basa en la diferente estructura de las comunidades, según cinco 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: (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 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 cuatro métricas:

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

Por último, al aplicar los procedimientos establecidos por la DMA, hay que tener en cuenta si se trata de una masa de agua muy modificada. Es decir que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, haya experimentado un cambio sustancial en su naturaleza. El Abra de Bilbao se considera una masa de agua muy modificada. Principalmente, la dinámica natural de las corrientes y el oleaje se han visto notablemente modificados como consecuencia de los diques y escolleras del puerto. Por este motivo, las referencias al estado ecológico se interpretarán como referencias al potencial ecológico.

Las Arenas, Santurtzi y Ereaga se han considerado para su evaluación estaciones de **aguas de transición (AT-T10) muy modificadas**. Las comunidades de sustrato rocoso de estas localidades han sido evaluadas mediante juicio de experto como si correspondieran a aguas no modificadas, y posteriormente se ha aumentado la categoría del estado ecológico a un nivel superior.

En el caso de la estación de Arrigunaga, a la clasificación del estado ecológico no se le ha aplicado ninguna reducción en la exigencia de los umbrales de los indicadores (RICQI y CFR), utilizándose como si se tratara de una masa de agua costera tipo 12.

10.5 Resultados

10.5.1 Descripción de las comunidades intermareales

10.5.1.1 Zona intermareal inferior

Como es característico de las zonas cercanas a la desembocadura de estuarios con elevados aportes orgánicos, el invertebrado más abundante fue la ostra *Crassostrea* spp., alcanzando los valores máximos en Santurtzi (16,1%) y en Las Arenas (6,5%). Otro bivalvo, el mejillón *Mytilus galloprovincialis*, fue también relativamente abundante en las estaciones de muestreo con mayor influencia de aguas provenientes de la Ría: Santurtzi (6,6%), Las Arenas (3,1%) y Ereaga (3,3%). El briozoo *Scrupocellaria reptans* obtuvo coberturas notables en Ereaga (4,4%) y Santurtzi (2,7%). En estas mismas estaciones el cirrípedo *Perforatus perforatus* alcanzó coberturas moderadas: Santurtzi (2,4%) y Ereaga (1,9%). Otro briozoo, *Bugula neritina* (1,4%) mostró también coberturas moderadas en Ereaga. En Santurtzi, la lapa *Patella ulyssiponensis* alcanzó valores moderados (1,3%). Sin embargo, la presencia de este herbívoro en las superficies de Las Arenas, Ereaga y Arrigunaga fue testimonial. El resto de los invertebrados registrados en el área de estudio presentaron coberturas inferiores al 1%.

Cabe destacar que los briozoos *Scrupocellaria reptans* y *Bugula neritina* aparecen por primera vez en la serie temporal de Santurtzi y Ereaga. Otro briozoo, *Pentapora foliacea*, se registró en Ereaga en 2018 por primera vez y en la última campaña de 2021 se ha registrado también en Santurtzi.

La cobertura animal registró valores notablemente diferentes según la estación de muestreo (Figura 10.2). En Santurtzi, estación que recibe las aguas provenientes de la Ría de forma más directa, obtuvo valores notablemente superiores a los del resto del área de estudio (30,4%). La cobertura animal fue más moderada en Ereaga (13,1%) y en Las Arenas (10,1%), y significativamente inferior en Arrigunaga (3,8%).

Por otro lado, el número medio de especies de invertebrados por inventario fue máximo en Arrigunaga (7,1), no presentó diferencias significativas entre las estaciones de Santurtzi (5,6) y Ereaga (4,9), mientras que en Las Arenas (2,1) se obtuvo el mínimo del área de estudio (Figura 10.2). La estación de Arrigunaga (24 especies) alcanzó el máximo valor de riqueza de especies de invertebrados, seguida de Santurtzi (13 especies), Ereaga (12) y Las Arenas (6).

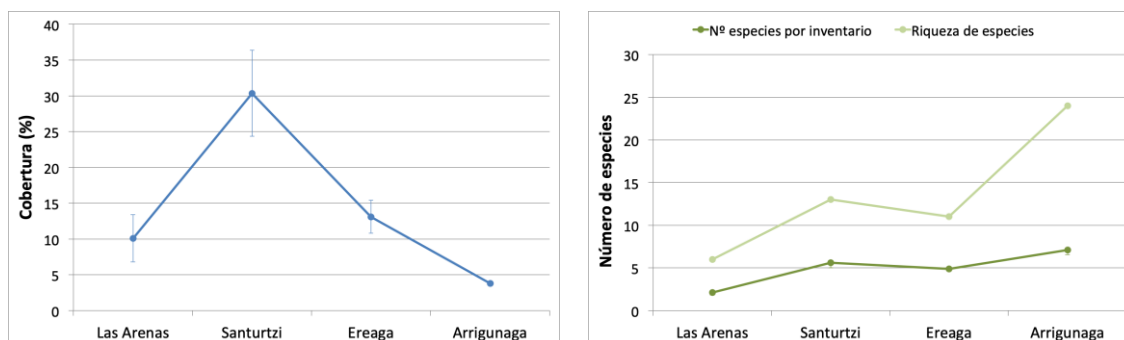


Figura 10.2. Cobertura media en %, riqueza de especies y número de especies por inventario de los invertebrados registrados en la zona intermareal inferior de las estaciones de muestreo estudiadas en el Abra durante el verano de 2021.

En relación a la flora de la zona intermareal inferior, en la estación de Las Arenas se registraron un total de 5 especies con una cobertura de 101,5% (Figura 10.3). Estuvo formada por clorófitos (*Ulva prolifera*), rodofíceas cespitosas (*Caulacanthus ustulatus*, *Gelidium pusillum*) y algas ectocarpáceas (*Bachelotia antillarum*).

La estación de Santurtzi presentó la vegetación pobre en cuanto a diversidad (Figura 10.3). Únicamente se registraron 8 especies, que alcanzaron una cobertura de 78,3%. Las especies más abundantes fueron clorófitos (*Ulva rigida* y *Ulva* sp.). La rodofícea cespitosa *Caulacanthus ustulatus* se encontró creciendo sobre los mejillones con coberturas moderadas.

En la estación de Ereaga se registraron un total de 25 especies que alcanzaron una cobertura de 76,6%. En esta estación la vegetación fue principalmente de carácter cespitoso, creciendo tanto sobre la roca como sobre los bancos de mejillones. La especie más abundante fue la coralinácea *Ellisolandia elongata*. Otras especies acompañantes fueron *Sphacelaria rigidula*, *Dictyota cyanoloma* y *Codium decorticatum*.

Finalmente, la vegetación más desarrollada en términos de cobertura algal (137,4%), número de especies por inventario (24,4 spp.) y riqueza específica (48 spp.) se registró en Arrigunaga (Figura 10.3). La especie dominante de la comunidad fue *Ellisolandia elongata*. Otras especies acompañantes con coberturas intermedias fueron: *Halopteris scoparia* e *Hypnea musciformis*.

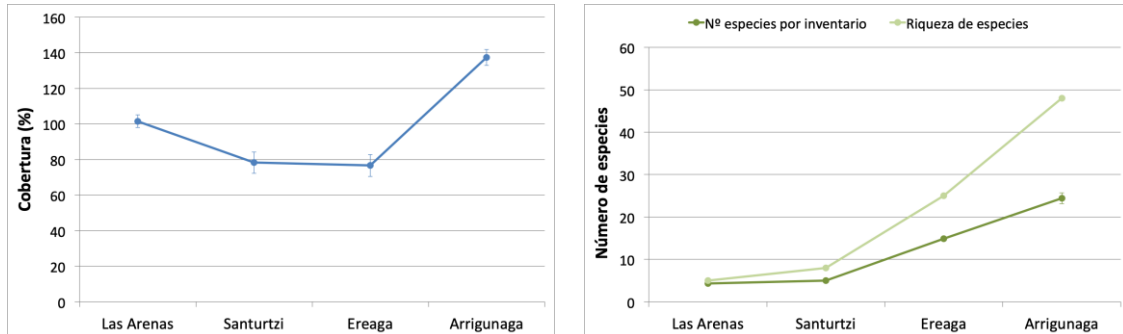


Figura 10.3. Cobertura media en %, riqueza de especies y número de especies por inventario de las algas registradas en la zona intermareal inferior de las estaciones de muestreo estudiadas en el Abra durante el verano de 2021.

10.5.1.2 Zona intermareal media

Como es característico de este nivel de marea, el invertebrado dominante en el área estudio fue el cirrípedo *Chthamalus stellatus*. Este invertebrado alcanzó valores máximos en Arrigunaga (72%) y Ereaga (71%), mientras que en Santurtzi (43%) obtuvo valores moderados. En Las Arenas el cirrípedo obtuvo coberturas por debajo de lo esperado mostrando valores por debajo del 1% de ocupación del sustrato.

La lapas del género *Patella*, invertebrados también característicos de esta zona intermareal, alcanzaron coberturas moderadas en Arrigunaga (5%) y Ereaga (1,2%). En las superficies muestreadas de Santurtzi y Las Arenas no se detectó la presencia de este herbívoro. El gasterópodo *Melarhappe neritoides*, sin superar el 1% de ocupación del sustrato, apareció en la totalidad de las superficies muestreadas a excepción de Las Arenas, donde no se registró. La ostra *Crassostrea* spp. sólo se registró en las superficies de Santurtzi y Ereaga, obteniendo coberturas notables en Santurtzi (16%).

El resto de los invertebrados registrados en este nivel de marea presentaron valores testimoniales, por debajo del 1% de ocupación del sustrato.

La cobertura animal alcanzó valores significativamente diferentes según la estación de muestreo (Figura 10.4). En Arrigunaga (77,8%) y Ereaga (73,7%), la fauna obtuvo valores de abundancia animal notablemente superiores a los del resto del área de estudio, mostrando una ocupación faunística típica de una comunidad madura del denominado 'cinturón de cirrípedos'. En Santurtzi, los valores de abundancia animal fueron algo más moderados (59,5%), mientras que en Las Arenas la cobertura alcanzada por la fauna fue inferior al 1% y por lo tanto notablemente inferior a lo esperado para este nivel de marea. El número medio de especies por inventario y la riqueza de especies presentaron diferencias leves entre las estaciones de Santurtzi, Ereaga y Arrigunaga, mientras que en Las Arenas se obtuvieron valores inferiores.

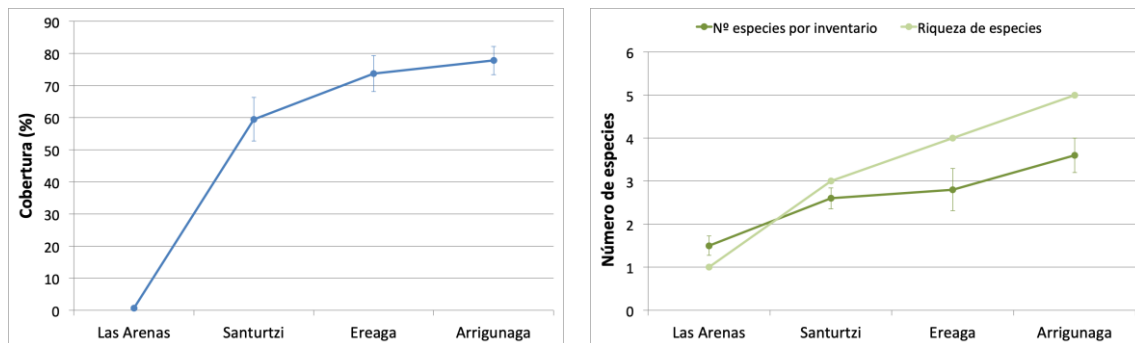


Figura 10.4. Cobertura media en %, riqueza de especies y número de especies por inventario de los invertebrados registrados en la zona intermareal media de las estaciones de muestreo estudiadas en el Abra en el verano de 2021.

Con respecto a las algas presentes en la zona intermareal media, la flora de las cuatro estaciones fue muy pobre en términos de riqueza de especies, con 4 especies en la estaciones de Las Arenas y Santurtzi, y 3 especies en Ereaga y Arrigunaga (Figura 10.5).

Se detectaron grandes diferencias entre las estaciones de muestreo en cuanto a la cobertura algal: mientras que en Arrigunaga la presencia de la flora fue muy baja con un promedio de cobertura del 1,5%, en Las Arenas el 86,7% del sustrato muestreado estuvo cubierto por algas, principalmente clorófitos. La especie más abundante en las estaciones de Las Arenas y Santurtzi fue *Blidingia minima*. La especie incrustante roja *Hildenbrandia rubra* presentó coberturas moderadas en Las Arenas y Ereaga.

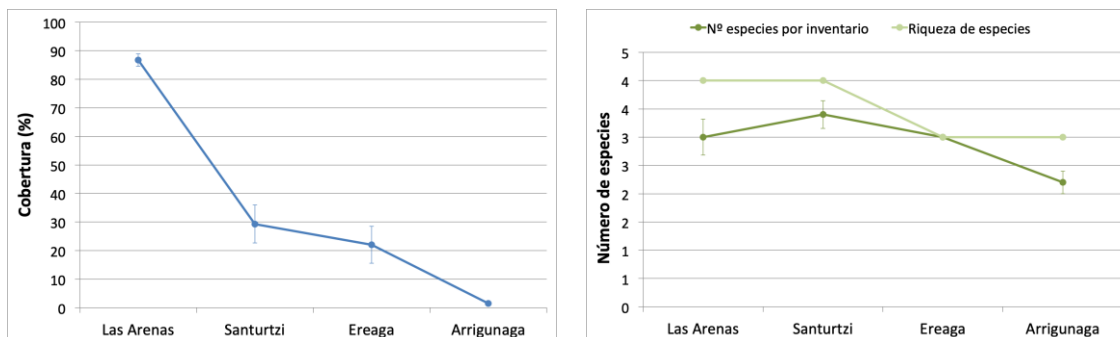


Figura 10.5. Cobertura media en %, riqueza de especies (densidad) y número de especies por inventario de las algas registradas en la zona intermareal media de las estaciones de muestreo estudiadas en el Abra en el verano de 2021.

10.5.2 Descripción de las comunidades submareales

La ocupación faunística en los fondos submareales del Abra fue relativamente escasa. Sin embargo, de forma local destacó la cobertura alcanzada por ciertas especies (.

En Santurtzi, la estación con mayor abundancia de invertebrados (42,6%), los poliquetos bioindicadores de tasas altas de sedimentación *Polydora* spp. fueron los organismos dominantes (Figura 10.6, 33,6%). También fueron abundantes en esta estación los briozoos *Bugula neritina* (3,9%) y *Scrupocellaria reptans* (2,1%).

En Arrigunaga, la abundancia de invertebrados alcanzó valores moderados (6,2%). El cnidario *Anemonia viridis* (3,1%) fue el invertebrado dominante. El bivalvo perforante *Rocellaria dubia* y el gasterópodo *Tritia incrassata* alcanzaron coberturas inferiores al 1% pero fueron frecuentes en las superficies muestreadas.

Asimismo, en Abasotas la ocupación animal fue moderada (5,9%). El invertebrado más abundante y el único que superó el 1% de abundancia fue la ascidia *Styela plicata* (3%). Este invertebrado, de especial interés debido a su carácter invasor, aparece en el resto de estaciones estudiadas pero con valores de cobertura inferiores al registrado en Abasotas. El bivalvo perforante *Rocellaria dubia* y el poliqueto *Spirobranchus* spp. fueron frecuentes en las superficies muestreadas.

En cuanto al número medio de especies por inventario (Figura 10.6), no se detectaron diferencias espaciales entre las estaciones que componen la red de estudio, con una media en torno a 5,5 especies por inventario. Por otro lado, Abasotas (32) y Arrigunaga (30) fueron las estaciones que obtuvieron el máximo valor de riqueza específica.

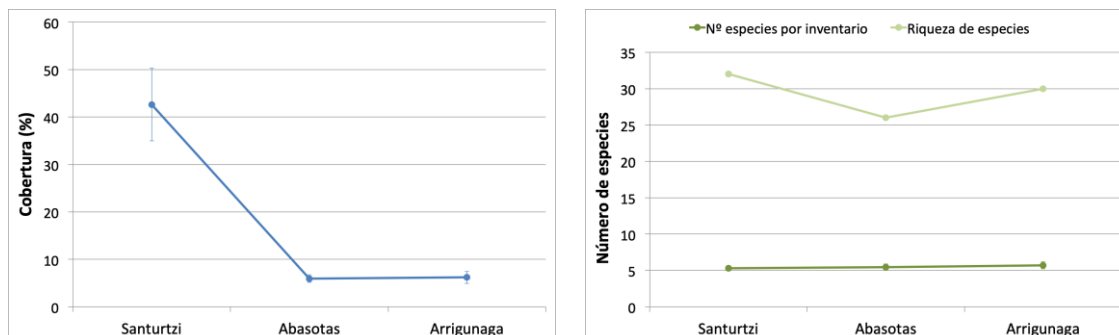


Figura 10.6. Cobertura media (%), riqueza de especies y número de especies por inventario de invertebrados registrados en la zona submareal de las estaciones de muestreo estudiadas en el Abra en el verano de 2021.

En cuanto a las comunidades submareales de algas, la vegetación de Santurtzi fue pobre, tanto por su escasa cobertura, como por la naturaleza efímera y morfología simple de la mayoría de las especies. Las especies más abundantes fueron la feofíceas *Dictyota cyanoloma* y las rodofíceas *Aglaothamnion feldmanniae*, *Antithamnion amphigeneum* y *Gelidium crinale*. Asimismo, se detectaron manchas aisladas de la calcárea incrustante *Lithophyllum incrustans* y una población incipiente de *Ellisolandia elongata*.

En la estación de Abasotas, la vegetación existente fue algo más compleja, con la presencia de dos estratos: incrustante y basal. El estrato incrustante estuvo parcialmente desarrollado y compuesto por *Lithophyllum incrustans*, *Zanardinia typus*, *Mesophyllum lichenoides* y *Peyssonnelia atropurpurea*. Por otra parte, el estrato basal se encontró pobremente desarrollado, siendo *Pterosiphonia complanata*, *Ellisolandia elongata*, *Xiphosiphonia pennata* y *Symphyclocladia parasitica* las especies perennes más abundantes. Las especies anuales con mayor cobertura fueron *Acrosorium ciliolatum*, *Aglaothamnion cordatum*, *Dictyota dichotoma* y *Heterosiphonia japonica*, todas ellas formas epífitas.

En la estación de Arrigunaga, el estrato incrustante de la vegetación se encontró más desarrollado, siendo *Mesophyllum lichenoides* y *Zanardinia typus* las especies más abundantes, seguidas de *Lithophyllum incrustans*. El estrato basal de la vegetación presentó un desarrollo pobre. Las especies más abundantes fueron *Pterosiphonia complanata*, *Plocamium cartilagineum*, *Acrosorium ciliolatum*, *Aglaothamnion cordatum*, *Aglaothamnion tenuissimum*, y *Falkenbergia rufolanosa*. Se detectaron ejemplares aislados de especies de mayor porte como *Codium decorticatum*, *Dictyopteris polypodioides*, *Saccorhiza polyschides* y *Sphaerococcus coronopifolius*.

Las diferencias entre estaciones en cuanto a la riqueza específica resultaron significativas (Figura 10.7). Así, en Santurtzi se registró un total de 27 especies, mientras que en Abasotas 47 y en Arrigunaga 55. La abundancia vegetal en términos de cobertura mostró grandes diferencias entre el Abra interior y el Abra exterior: mientras que el recubrimiento de la vegetación en Santurtzi estuvo en torno al 18%, en Abasotas y Arrigunaga llegó al 90 y 108%, respectivamente. El número de especies por inventario más alto se detectó en Abasotas (16,2), seguido de Arrigunaga (15,5) y Santurtzi (6,7).

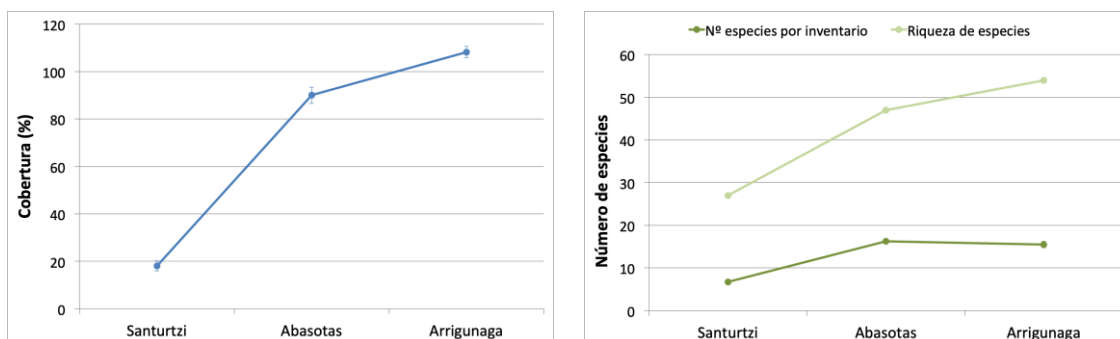


Figura 10.7. Cobertura media (%), riqueza de especies y número de especies por inventario de las algas registradas en la zona submareal de las estaciones de muestreo estudiadas en el Abra en el verano de 2021.

10.5.3 Evolución temporal de las comunidades intermareales

10.5.3.1 Fauna intermareal

Las agrupaciones planteadas en el análisis de ordenación de los inventarios faunísticos se corresponden con diferencias y semejanzas en la composición y abundancia de las especies que han caracterizado el zoobentos del área de estudio durante el periodo 2010-2021.

Como puede verse en la Figura 10.8, en cuanto al nivel intermareal inferior la ordenación espacial y temporal de las localidades presenta dos grandes grupos con una similitud del 30% (línea verde): por un lado, las campañas de 2012 y 2021 de la estación de Arrigunaga (Grupo A), y por otro, el resto de campañas y estaciones analizadas (Grupo B). Acotando más el nivel de similitud hasta un 40% (línea azul discontinua) Arrigunaga en 2012 aparece separada de Arrigunaga en 2021 y el grupo B se divide en dos grandes grupos. Por un lado, Santurtzi y Ereaga durante el periodo 2010-2018 (Grupo B1), y por otro, la totalidad de los años de Las Arenas, el periodo 2010-2018 de Arrigunaga, más la campaña de 2021 de Santurtzi y Ereaga (Grupo B2).

Las comunidades faunísticas del nivel intermareal inferior de las campañas de 2012 y 2021 de la estación de Arrigunaga (Grupo A) se diferencian del resto por presentar coberturas animales inferiores, en especial de especies de invertebrados característicos de aguas de transición (como *Mytilus galloprovincialis*, *Crassostrea* spp., *Perforatus perforatus* y *Elminius modestus*). La ausencia en Arrigunaga del bivalvo *Mytilus galloprovincialis*, en la última campaña hace que su inventario promedio en 2021 se desplace del inventario promedio de 2012. Por su parte, la mayor abundancia de *Mytilus galloprovincialis*, *Crassostrea* spp., *Perforatus perforatus* y *Elminius modestus* separa el periodo 2010-2018 de Santurtzi y Ereaga (Grupo B1) del resto de años y estaciones estudiadas (Figura 10.8).

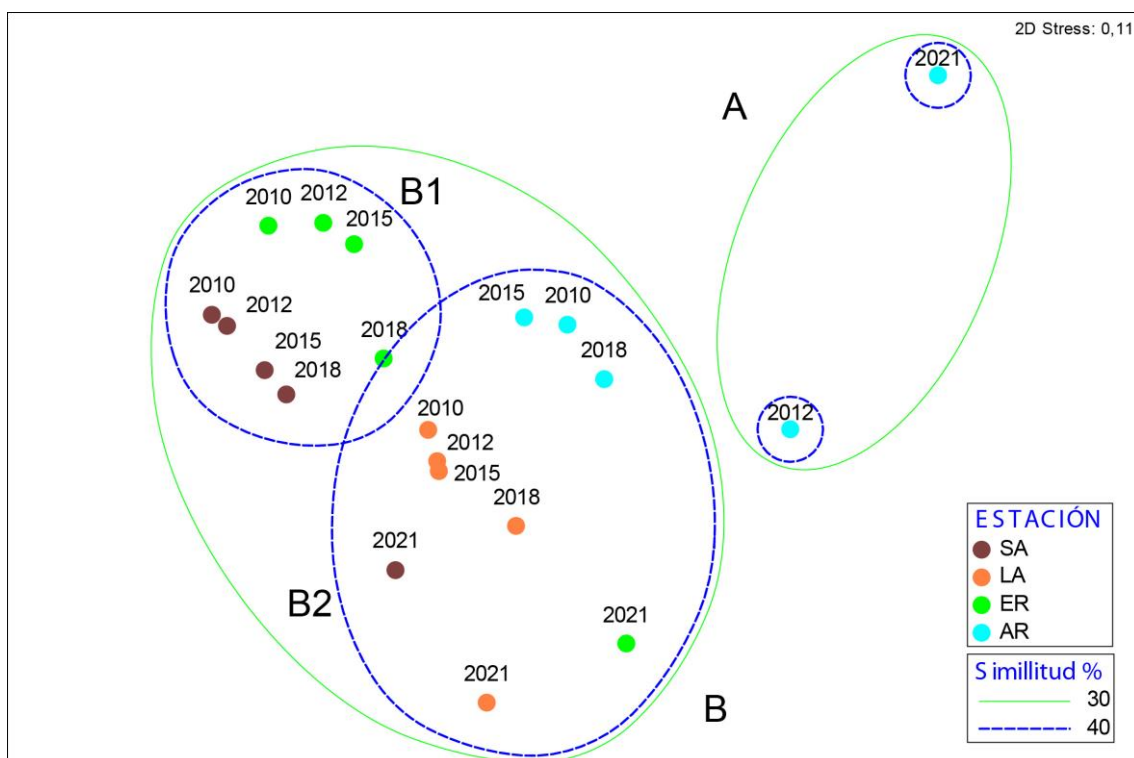


Figura 10.8. Análisis de ordenación MDS de los inventarios promedio (datos transformados con raíz cuadrada; matriz de similitud de Bray-Curtis) correspondientes a la fauna del nivel intermareal inferior para las campañas de 2010, 2012, 2015, 2018 y 2021 en las cuatro estaciones de muestreo (SA, Santurtzi; ER, Ereaga; LA, Las Arenas; AR, Arrigunaga).

En cuanto a las comunidades faunísticas del nivel intermareal medio, en el análisis de ordenación (Figura 10.9) las estaciones se ordenan formando dos grandes grupos con una similitud del 30% (línea verde): Santurtzi, Ereaga y Arrigunaga, por un lado (Grupo A), y Las Arenas por otro (Grupo B). Acotando más el nivel de similitud hasta un 65% (línea azul discontinua), estos dos grupos se subdividen. El Grupo A1 reúne los inventarios promedio de Santurtzi durante el periodo 2010-2021, Ereaga en el periodo 2015-2021 y Arrigunaga en 2021, mientras que el Grupo A2 reúne los inventarios de Arrigunaga (periodo 2010-2018) y Ereaga (periodo 2010-2012). En Las Arenas el Grupo B1 reúne las campañas intermedias del estudio (periodo 2012-2018) y, a ambos lados de este grupo, se sitúan la campaña de 2010 y la última de 2021 mostrando un gradiente temporal muy definido.

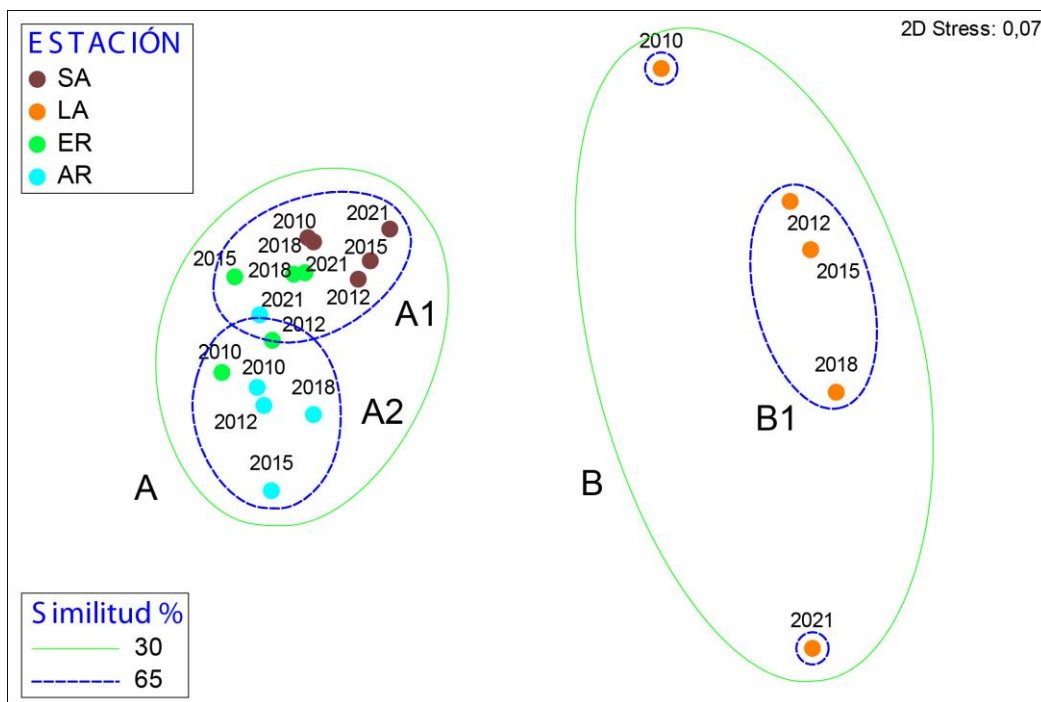


Figura 10.9 Análisis de ordenación MDS de los inventarios promedio (datos transformados con raíz cuadrada; matriz de similitud de Bray-Curtis) correspondientes a la fauna del nivel intermareal medio para las campañas de 2010, 2012, 2015, 2018 y 2021 en las cuatro estaciones de muestreo (SA, Santurtzi; ER, Ereaga; LA, Las Arenas; AR, Arrigunaga).

La menor abundancia del cirrípedo *Chthamalus stellatus* y la ausencia de lapas del género *Patella* y del gasterópodo *Melarhaphé neritoides* separa los inventarios de Las Arenas del resto del área de estudio. El gradiente temporal en esta estación se debe principalmente a que sólo en 2010 se registró al cirrípedo *Elminius modestus* y a que los años intermedios presentaron *Crassostrea* spp. y *Mytilus galloprovincialis*, especies que desaparecen en el último año estudiado. Por otro lado, la menor abundancia las lapas *Patella* spp. en Santurtzi a lo largo de los años analizados (2010-2021), en Ereaga en el periodo 2015-2021 y en Arrigunaga en 2021, separa estas estaciones de Arrigunaga durante el periodo 2010-2018 y Ereaga en el periodo 2010-2012 (Figura 10.9).

La evolución temporal de los invertebrados que han experimentado los cambios más notables en los dos niveles de marea muestreados se presenta en la Figura 10.10.

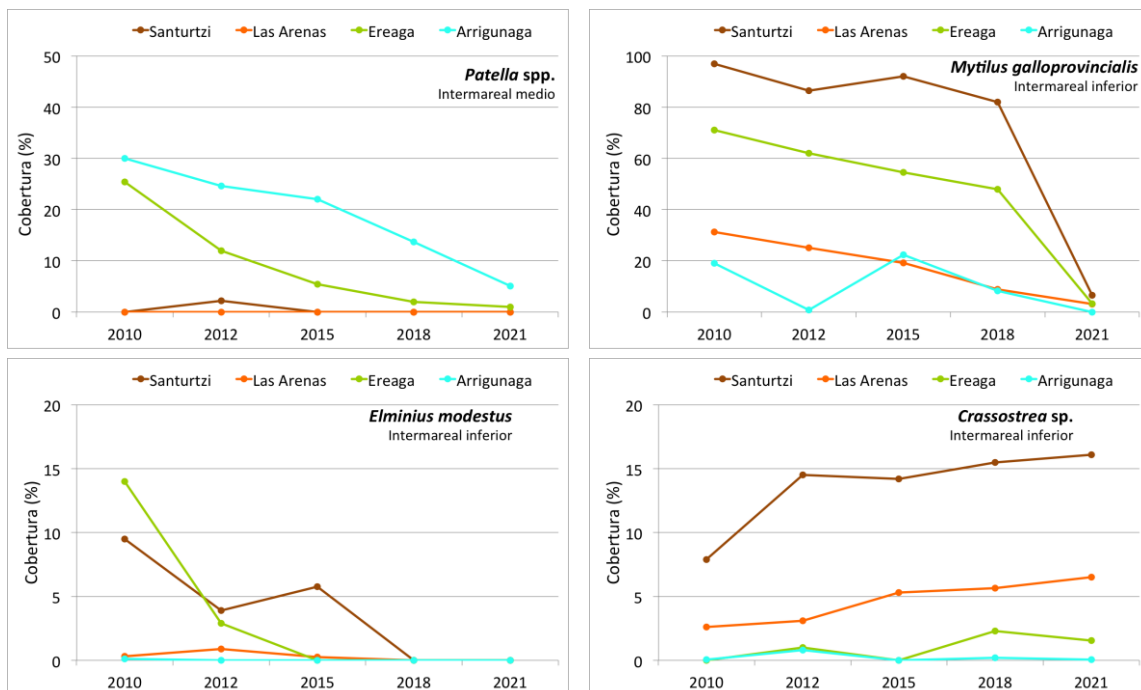


Figura 10.10 Cobertura media (%) de las lapas del género *Patella* (nivel intermareal medio) y de *Mytilus galloprovincialis*, *Elminius modestus* y *Crassostrea* sp. (nivel intermareal inferior), durante el periodo 2010-2021.

En el nivel intermareal medio el cambio más significativo es la acusada disminución de los herbívoros del género *Patella* en Ereaga y en Arrigunaga. En ambas estaciones el periodo de retroceso de los herbívoros es continuado a lo largo de la serie temporal 2010-2021. En Ereaga los herbívoros pasan de presentar un valor de cobertura promedio de 25,4% a 1% (en 2010 y 2021, respectivamente) y en Arrigunaga de 30% al 5,1%. Asimismo, cabe mencionar la ausencia del género *Patella* a lo largo del estudio y en este nivel de marea en las estaciones de Santurtzi y Las Arenas.

Por otro lado, en el nivel intermareal inferior del área de estudio se ha detectado un retroceso generalizado del bivalvo *Mytilus galloprovincialis* (Figura 10.10). En todas las estaciones que componen la red de estudio la magnitud del descenso ha sido notable. En general, el patrón de retroceso durante el periodo 2010-2021 es continuo. Sin embargo, en Santurtzi y en Ereaga destaca el brusco descenso del último periodo de estudio (2018-2021). Como resultado del retroceso, desaparecen los bancos de mejillones característicos de Santurtzi (97,7% vs 6,6%, en 2010 y 2021, respectivamente) y Ereaga (71,0% vs 3,3%). En estaciones donde el bivalvo no llegaba a formar bancos tan densos, su cobertura también disminuye. Es el caso de Las Arenas (31,3% vs 3,2%, en 2010 y 2021, respectivamente) y Arrigunaga (19,0% vs 0,0%).

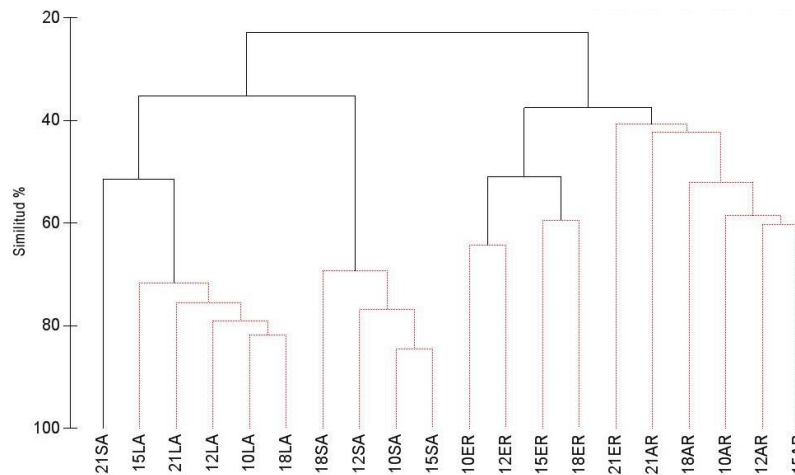
Destaca cómo de forma paralela al retroceso del mejillón otros invertebrados disminuyen o aumentan. El retroceso se detecta principalmente en especies epifitas como el cirrípedo *Elminius modestus* que utiliza las valvas del mejillón como sustrato para fijarse (Figura 10.10). Otras especies como las ostras del género *Crassostrea* aprovechan el sustrato libre para fijarse y han aumentado su cobertura. Los cambios en la comunidad asociados al retroceso de *Mytilus galloprovincialis* se dan de forma más acusada en Santurtzi, Las Arenas y Ereaga, estaciones donde el bivalvo era más abundante.

10.5.3.2 Flora intermareal

En cuanto a la vegetación de la zona intermareal inferior, se ha aplicado un análisis de clasificación CLUSTER a los inventarios de las cuatro estaciones durante el periodo 2010-2021, para analizar su grado de similitud en términos de composición y abundancia relativa de especies. El dendrograma resultante (Figura 10.11a) indica que los inventarios de Santurtzi y Las Arenas forman un grupo que presenta una elevada disimilitud con respecto al grupo de las estaciones de Ereaga y Arrigunaga, en torno a un 77,58%. Las principales diferencias son la mayor abundancia de *Bachelotia antillarum*, *Ulva* sp., *Caulacanthus ustulatus* y *Gelidium pusillum* en el primer grupo, y de *Ellisolandia elongata*, *Ceramium ciliatum*, *Ulva rigida*, *Gayliella flaccida* e *Hypnea musciformis* en el segundo. Asimismo, la ausencia de numerosas especies en Santurtzi y Las Arenas contribuye a la diferencia entre los dos grupos.

El análisis de ordenación nMDS (Figura 10.11b) muestra gráficamente la variabilidad espacial y temporal de la vegetación de la zona intermareal inferior durante el periodo 2010-2021. En la disposición de las muestras se aprecia un gradiente espacial, desde las estaciones más internas (Las Arenas y Santurtzi) hasta la más externa (Arrigunaga). La variabilidad temporal de las estaciones internas es inferior a la experimentada por las comunidades de las estaciones externas.

(a)



(b)

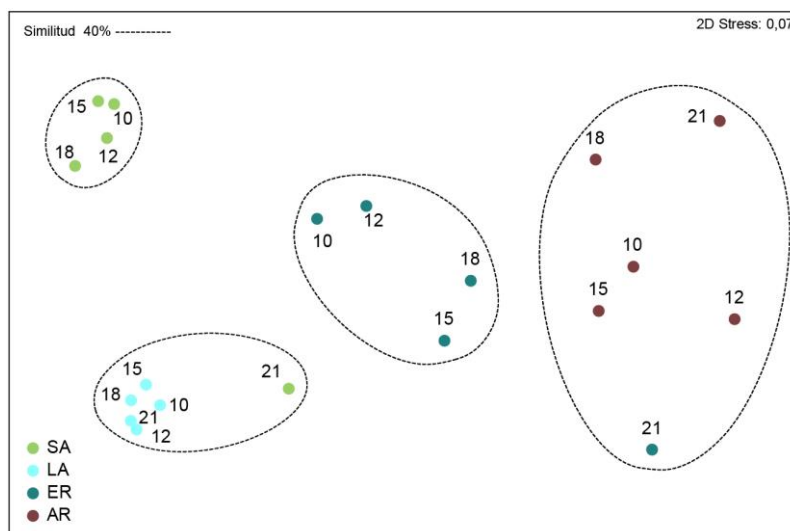


Figura 10.11 Análisis multivariable de los inventarios (datos transformados con raíz cuadrada; matriz de similitud de Bray-Curtis) correspondientes a la flora de la zona intermareal inferior de Las Arenas (LA), Santurtzi (SA), Ereaga (ER) y Arrigunaga (AR) registrada en los años 2010 (10), 2012 (12), 2015 (15), 2018 (18) y 2021 (21). (a) Análisis de clasificación CLUSTER, (b) Análisis de ordenación nMDS.

La vegetación intermareal de Las Arenas ha permanecido relativamente estable durante el periodo 2010-2021. Los cambios más destacables son la disminución de *Bachelotia antillarum* y el aumento de clorófitos (Figura 10.12). Las muestras de Santurtzi reflejan cierta estabilidad para el periodo 2010-2018; sin embargo, se detecta un desplazamiento de la muestra de 2021 en dirección a la estación de Ereaga. Los cambios más destacables registrados en Santurtzi en 2021 son la detección por primera vez de la coralinácea *Ellisolandia elongata* y de la rodofícea *Gelidium pusillum*, el desarrollo de clorófitos (*Ulva* sp.) y la disminución de *Caulacanthus ustulatus* (Figura 10.12).

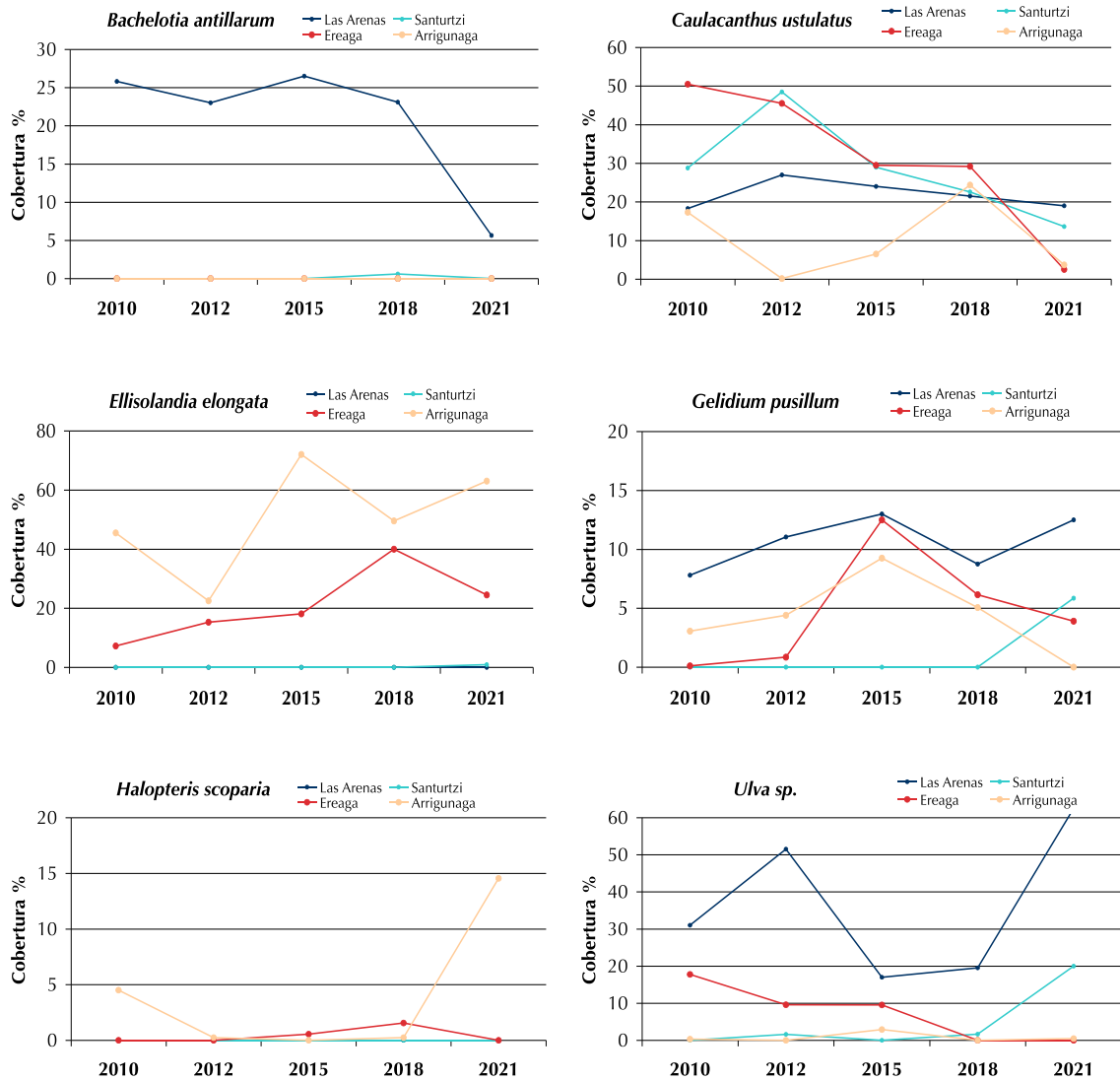


Figura 10.12 Evolución temporal de la cobertura (%) de las especies algales más discriminantes en las diferencias espacio-temporales detectadas en la vegetación intermareal del nivel inferior del área de estudio.

El análisis de ordenación (Figura 10.11b) también refleja cambios en la vegetación de Ereaga, cuyas muestras presentan un desplazamiento en dirección a la estación de Arrigunaga. Se ha detectado un progresivo descenso de *Caulacanthus ustulatus*, relacionado probablemente con el retroceso del mejillón *Mytilus galloprovincialis*, bivalvo filtrador sobre el que crece principalmente. Asimismo, la cobertura de clorófitos ha disminuido. Paralelamente, se registró un aumento de la población de *Ellisolandia elongata* durante el periodo 2010-2018, tendencia que se ha invertido en el periodo 2018-2021. Este último cambio que puede considerarse negativo, al igual que la desaparición de la incipiente población de *Halopteris scoparia* (Figura 10.12).

La vegetación de Arrigunaga también ha experimentado cambios a lo largo del estudio (Figura 10.11b). Cabe mencionar el desarrollo de la población de *Halopteris scoparia*, que ha alcanzado en 2021 en torno al 15% de cobertura. Este alga parda prácticamente desapareció a partir de 2010, año que en el que alcanzó el máximo de la serie histórica hasta esa fecha (en torno al 5%). La especie fue registrada por primera vez en 2006. Se trata de la especie con mayores requerimientos de calidad ambiental entre las detectadas en el área de estudio. Por ello, el aumento detectado en 2021 se considera muy positivo. Junto a este cambio, también es positivo el aumento de la coralinácea *Ellisolandia elongata* y el descenso de *Gelidium pusillum* (Figura 10.12).

10.5.4 Evolución temporal de las comunidades submareales

10.5.4.1 Fauna submareal

La fauna submareal del área de estudio ha mostrado cambios moderados en el periodo 2010-2021. Como puede verse en la Figura 10.13, existe una organización espacial de los inventarios, y las estaciones quedan ordenadas en dos grupos con una similitud entre ellos del 40% (línea verde): el Grupo A reúne a las muestras de Abasotas y Arrigunaga y el Grupo B, a las de Santurtzi. A su vez, a un nivel de similitud del 48% (línea azul discontinua) el Grupo A1 reúne las muestras de Arrigunaga, el Grupo A2 al periodo 2010-2015 de Abasotas y el Grupo A3 al periodo 2018-2021 de Abasotas. Igualmente, en Santurtzi se plantean dos grupos con una ordenación temporal: periodo 2015-2021 (Grupo B1) y periodo 2010-2012 (Grupo B2).

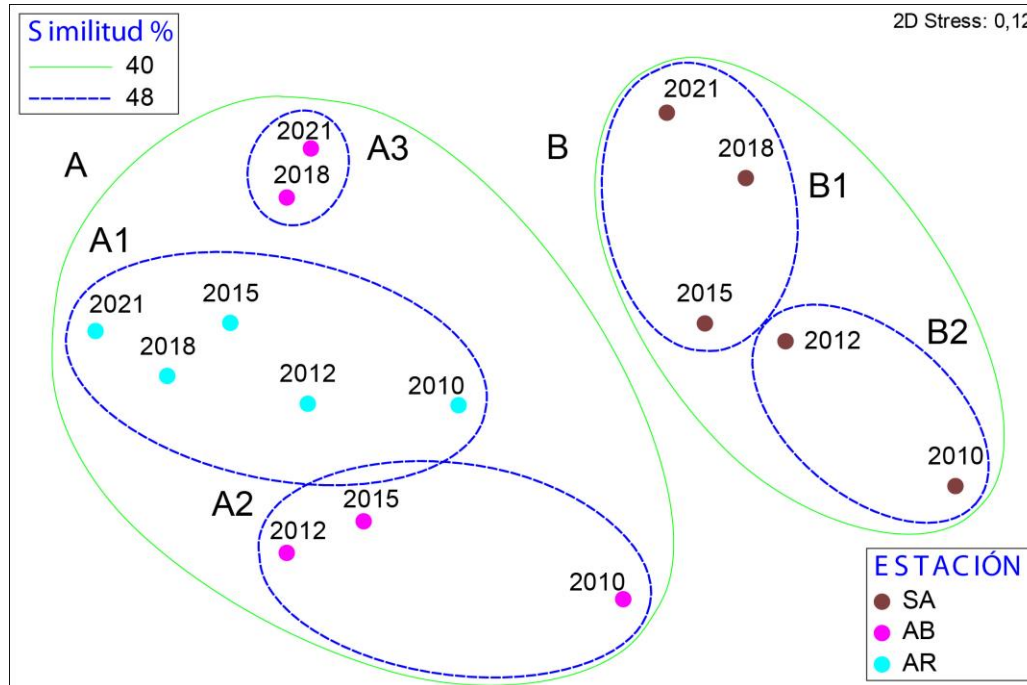


Figura 10.13 Análisis de ordenación MDS de los inventarios promedio (datos transformados con raíz cuarta; matriz de similitud de Bray-Curtis) correspondientes a la fauna submareal para las campañas de 2010, 2012, 2015, 2018 y 2021. SA: Santurtzi; AB: Abasotas; AR: Arrigunaga.

La dispersión espacio-temporal que muestra el análisis de ordenación (Figura 10.13) se corresponde con diferencias y semejanzas en la composición y abundancia de las especies que caracterizan el zoobentos del área de estudio durante el periodo analizado.

En cuanto a los grupos resultantes, Santurtzi se diferencia del resto del área estudio por poseer una mayor abundancia de los poliquetos *Polydora* spp. (bioindicadores de tasas elevadas de sedimentación). La evolución temporal durante el periodo 2010-2021 en Santurtzi ha venido principalmente marcada por una disminución en la abundancia de *Polydora* spp., del bivalvo *Mytilus galloprovincialis* y de la ascidia de carácter invasor *Styela plicata*.

La diferencia entre Arrigunaga y Abasotas se debe a la mayor abundancia de *Anemonia viridis* en Arrigunaga y de *Styela plicata* en Abasotas. La diferencia temporal de las comunidades de Abasotas se debe a la mayor abundancia de *Serpula concharum*, *Perforatus perforatus* y *Polydora* spp. en el periodo 2010-2015, y de *Spirobranchus* spp. y *Beania magellanica* en el periodo 2018-2021.

La evolución temporal de los invertebrados que han experimentado los cambios más notables durante el periodo 2010-2021 en el submareal se presenta en la Figura 10.14.

El cambio más significativo es el retroceso de los poliquetos bioindicadores de altas tasas de sedimentación *Polydora* spp. En Santurtzi, estación donde este invertebrado oportunista es característico, se registra un acusado retroceso en el periodo 2010-2018 y un significativo aumento en la última campaña de 2021 (63,0 % vs 16,3% vs 33,6%, en 2010, 2018 y 2021, respectivamente). En Arrigunaga presentaba coberturas moderadas en 2010 y desde 2012 su presencia es testimonial (9,4% vs 0,0%, en 2010 y 2021, respectivamente).

Por otro lado, en el submareal Santurtzi cabe destacar la práctica ausencia del bivalvo *Mytilus galloprovincialis*, tras el acusado retroceso experimentado el año 2012 (51,6 % vs 2,9% vs 0,0%, en 2010, 2012 y 2021, respectivamente).

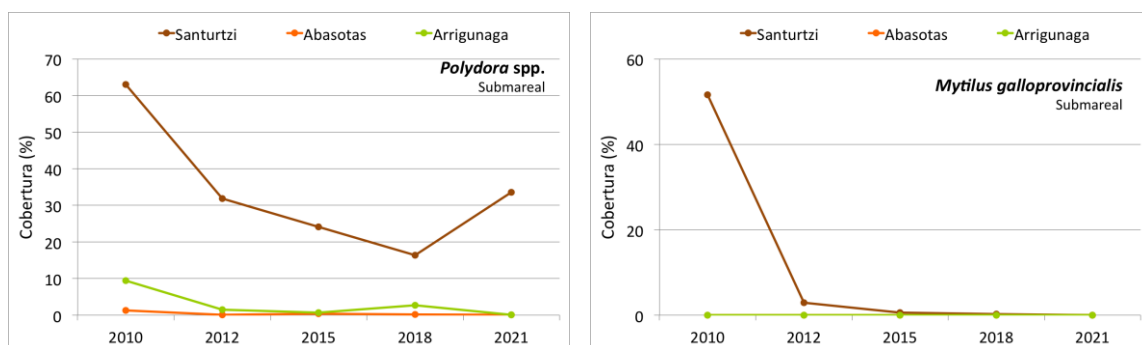


Figura 10.14 Cobertura media (%) de los poliquetos del género *Polydora* (nivel intermareal medio) y del bivalvo *Mytilus galloprovincialis* en el submareal, durante el periodo 2010-2021.

10.5.4.2 Flora submareal

El análisis de clasificación realizado con la flora submareal del área de estudio muestra cómo la vegetación queda dividida en dos grandes grupos: un grupo compuesto por los inventarios de Abasotas y Arrigunaga y otro, correspondiente a la estación de Santurtzi (Figura 10.15).

La similitud promedio entre los inventarios del primer grupo es 55,7%, mientras que la similitud promedio del segundo es 39,3%. La disimilitud promedio entre ambos grupos es muy elevada (83,2%).

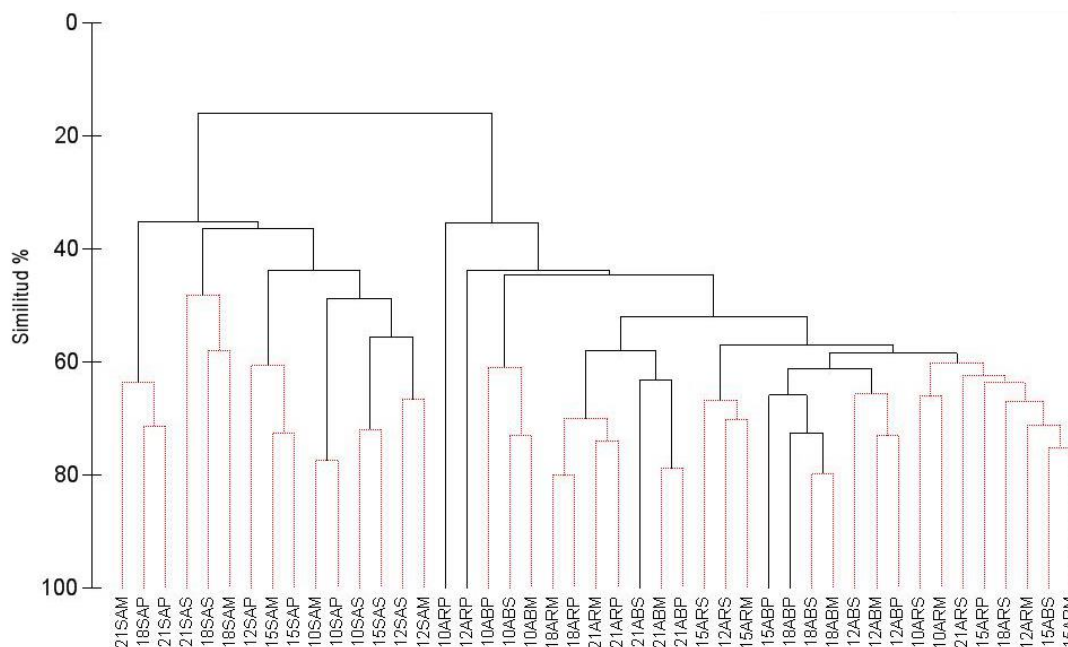


Figura 10.15 Análisis de clasificación (datos transformados con raíz cuadrada; matriz de similitud de Bray-Curtis) correspondientes a la flora submareal de Santurtzi (SA), Abasotas (AB) y Arrigunaga (AR) registrada en los años 2010 (10), 2012 (12), 2015 (15), 2018 (18) y 2021 (21). S: muestras someras $\approx -2\text{m}$; M: profundidad intermedia $\approx -4\text{m}$; P: muestras profundas $\approx -6\text{m}$.

Considerando las especies que contribuyen en más de un 2% a las diferencias florísticas entre grupos, el análisis SIMPER indica: (1) ausencia de *Acrosorium ciliolatum*, *Pterosiphonia complanata*, *Aglaothamnion cordatum*, *Chondria coerulescens* y *Plocamium cartilagineum*, y *Cladostephus spongiosus* en Santurtzi; (2) una mayor cobertura de *Mesophyllum lichenoides*, *Zanardinia typus*, *Lithophyllum incrustans*, *Ellisolandia elongata*, *Pterosiphonia pennata*, *Falkenbergia rufolanosa* y *Chondria coerulescens* en Abasotas y Arrigunaga; y (3) una mayor cobertura de *Dictyota cyanoloma*, *Antithamnionella ternifolia*, *Antithamnion amphigeneum* y *Aglaothamnion feldmanniae* en Santurtzi.

La Figura 10.16 muestra el diagrama resultante del análisis de ordenación nMDS donde se aprecian las diferencias espacio-temporales de la vegetación submareal del área de estudio considerando también el factor profundidad. Cada símbolo del diagrama corresponde a una muestra o inventario promedio de los factores estación/año/profundidad.

La dispersión de las muestras de cada localidad dentro del espacio multivariable se debe principalmente a diferencias asociadas a la profundidad. La estación que ha presentado las mayores diferencias entre profundidades es Santurtzi, como consecuencia de la elevada turbidez del agua que limita la penetración de la radiación solar en la columna de agua, y por lo tanto, el desarrollo de las algas. Asimismo, en el nMDS (Figura 10.16) se aprecia como los inventarios promedio de las muestras más profundas del año 2010 de las estaciones de Abasotas y Arrigunaga se encuentran alejadas del resto de muestras. Este resultado refleja la escasa vegetación de esas muestras a esa profundidad y año indicados, así como la mejora registrada en 2015.

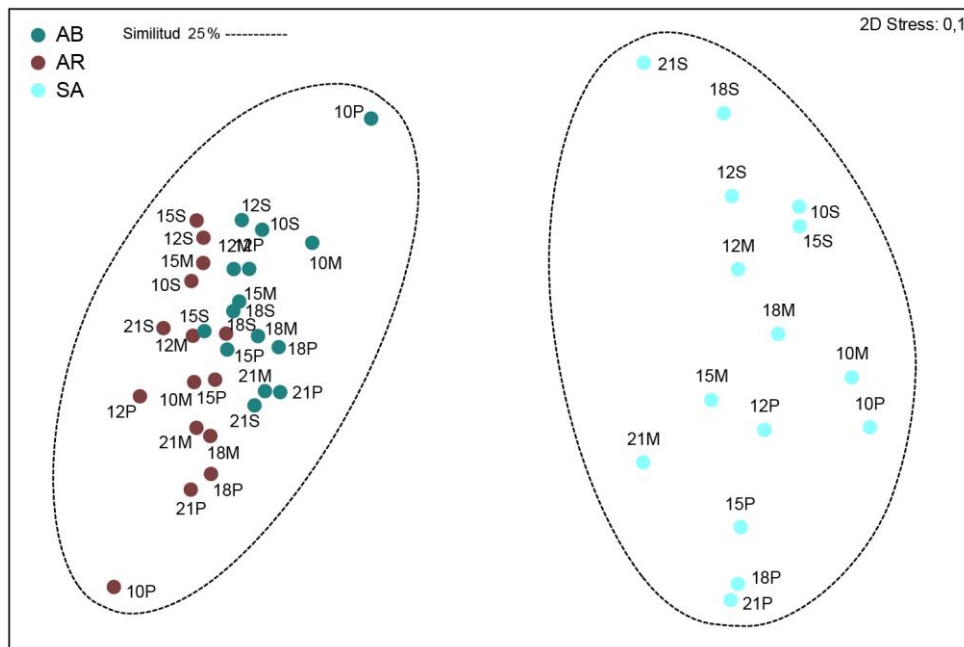


Figura 10.16 Análisis de ordenación MDS de los inventarios (datos transformados con raíz cuadrada; matriz de similitud de Bray-Curtis) correspondientes a la flora submareal de Santurtzi (SA), Abasotas (AB) y Arrigunaga (AR) registrada en los años 2010 (10), 2012 (12), 2015 (15), 2018 (18) y 2021 (21). S: muestras someras \approx -2m; M: profundidad intermedia \approx -4m; P: muestras profundas \approx -6m.

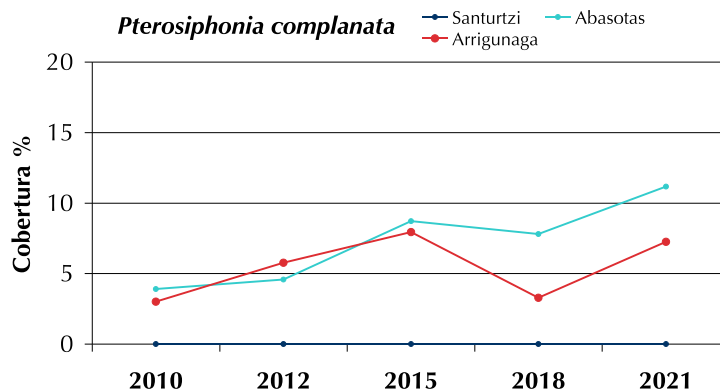


Figura 10.17 Evolución temporal de la cobertura (%) de la rodóficea *Pterosiphonia complanata*, especie de la vegetación submareal del área de estudio con mayores requerimientos de calidad ambiental.

Con respecto a los cambios temporales, la vegetación submareal del área de estudio experimentó cambios negativos entre 2015 y 2018, especialmente la flora de Arrigunaga. Sin embargo, para el periodo 2018-2021 se detectan ciertos cambios positivos. En Santurtzi comienza a desarrollarse una población de *Ellisolandia elongata*, aumenta la calcárea incrustante *Lithophyllum incrustans* y se recupera parcialmente la población de *Dictyota cyanoloma*. En Abasotas los cambios más destacables son el aumento de *Mesophyllum lichenoides*, *Pterosiphonia complanata* (Figura 10.17) y *Symphycladia parasitica*, así como el registro de 10 especies más con respecto a la anterior campaña (2018). En Arrigunaga aumentan *Pterosiphonia complanata*, *Plocamium cartilagineum*, *Dictyopteris polypodioides* y *Heterosiphonia plumosa*. Asimismo, se registran ejemplares aislados de *Sphaerococcus coronopifolius* y *Saccorhiza polyschides*.

10.5.5 Calidad del bentos duro en 2021

Los resultados de la evaluación realizada mediante juicio de experto se muestran en la Tabla 10.2. Como se indica en la metodología, este método se aplicó a todas las estaciones excepto a la más exterior, Arrigunaga. En la mayoría de los casos el potencial ecológico evaluado en 2021 mediante juicio de experto resultó “Moderado”. La peor calificación la recibieron las comunidades submareales de Santurtzi (“Deficiente”). Estos resultados deben considerarse únicamente de forma orientativa hasta que se desarrolle un método conforme a la DMA para evaluar el estado y potencial ecológico de las comunidades de sustrato duro de aguas de transición.

Además, la Tabla 10.2 incluye la clasificación obtenida en Arrigunaga mediante los índices RICQI (DÍEZ *et al.*, 2012) y CFR (GUINDA *et al.* 2014). Hay que recordar que esta estación se ha considerado como si fuese de tipo 12 (costera) y que ambos índices son métodos oficiales en el contexto de la DMA para la evaluación de las comunidades intermareales de ese tipo de masas de agua. El potencial ecológico de las comunidades intermareales de Arrigunaga se clasificó en 2021 como “Bueno” con el índice RICQI (flora y fauna) y como “Muy Bueno” con el índice CFR (flora). Respecto a las comunidades submareales de Arrigunaga, el potencial ecológico fue valorado con el índice CFR y resultó “Moderado”. Este último resultado debe ser tomado de manera orientativa, ya que para la zona submareal de este tipo de masas de agua no hay métodos oficialmente establecidos en la DMA.

En Arrigunaga el resultado del estado ecológico se ha asimilado al potencial ecológico. Es decir, no se ha realizado ninguna corrección en los índices para rebajar el nivel de exigencia, aunque esta estación esté localizada en un puerto (masa de agua muy modificada). En el resto de las estaciones, para determinar el potencial se ha elevado la categoría de estado ecológico obtenida mediante juicio de experto a un nivel superior.

Tabla 10.2. Puntuación obtenida (EQR: “Ecological Quality Ratio”) y clasificación del Estado Ecológico (EcoQ) de las comunidades intermareales y submareales estudiadas en el Abra de Bilbao mediante la aplicación del índice RICQI (DÍEZ *et al.*, 2012) y del índice CFR (GUINDA *et al.* 2014), y valoración del potencial ecológico mediante juicio de experto. MB: “Muy Bueno”; B: “Bueno”; Mo: “Moderado”; D: “Deficiente”; M: “Malo”.

Área de estudio			RICQI		CFR		Juicio experto
Código Estación	Tipo	Agua s modif.	EQR	Eco Q = Potencial ecológico	EQR	Eco Q = Potencial ecológico	Potencial ecológico
INTERMAREAL							
GAL_BD_LASARENAS_01	AT-T10	SI	-	-	-	-	Mo
GAL_BD_SANTURTZI_01	AT-T10	SI	-	-	-	-	Mo
GAL_BD_EREAGA_01	AT-T10	SI	-	-	-	-	Mo
GAL_BD_ARRIGUNAGA_01	AC-T12	SI	0,63	B	0,85	MB	-
SUBMAREAL							
GAL_BD_SANTURTZI_02	AT-T10	SI	-	-	-	-	D
GAL_BD_ABASOTAS_02	AT-T10	SI	-	-	-	-	Mo
GAL_BD_ARRIGUNAGA_02	AC-T12	SI	-	-	0,44	Mo	-

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

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

Los objetivos ambientales que establece la DMA (Directiva 2000/60/CE) son lograr un buen estado de las aguas superficiales y un buen potencial ecológico de las aguas muy modificadas, a más tardar 15 años después de la fecha de su entrada en vigor. Los resultados de este estudio reflejan que la mejora del sistema de saneamiento ha tenido un efecto más notable en las comunidades intermareales de Arrigunaga.

La Tabla 10.3 recoge información sobre variables relacionadas con aspectos de madurez que han sido utilizadas en el juicio de experto.

Tabla 10.3. Puntuación obtenida en las estaciones que pueden adscribirse a una masa de agua de transición de tipo 10. Se han evaluado variables biológicas relacionadas con aspectos de la madurez de las comunidades mediante **juicio de experto**. Ca: cobertura algal; MCA: abundancia de algas complejas; CA: abundancia de algas calcáreas; SF: abundancia de algas simples; Ra: riqueza de especies de macroalgas, Rf: riqueza de especies de invertebrados; Cf: cobertura de la fauna.

Área de estudio			Juicio de experto						
Código Estación	Tipo	Aguas modif.	Ca	MCA	CA	SF	Ra	Rf	Cf
INTERMAREAL									
GAL_BD_LASARENAS_01	AT-T10	SI	101,5	1,8	0	99,7	5	6	10,1
GAL_BD_SANTURTZI_01	AT-T10	SI	78,25	3,4	0,9	74,0	8	13	30,4
GAL_BD_EREAGA_01	AT-T10	SI	76,6	4,5	24,6	47,6	25	11	4,9
SUBMAREAL									
GAL_BD_SANTURTZI_02	AT-T10	SI	18,1	0,4	4,0	13,7	27	32	42,6
GAL_BD_ABASOTAS_02	AT-T10	SI	90,0	18,3	47,8	23,9	47	26	5,9

En cuanto a la zona intermareal, la riqueza y la abundancia animal en Las Arenas son inferiores a lo que cabría esperar (Tabla 10.3). En ambientes con gran aporte de materia orgánica el desarrollo faunístico es superior a lo registrado en esta estación. Santurtzi posee una abundancia animal dentro de lo esperado en ambientes estuarinos; sin embargo, su vegetación, al igual que en Las Arenas, está dominada por formas anuales de morfología simple y una riqueza específica de algas muy baja. Ereaga, a pesar de estar localizada en una masa de agua de transición, presenta una salinidad próxima a valores marinos por su especial ubicación a la sombra de la desembocadura de la pluma del Nerbioi-Ibaizabal. Ello hace que sus comunidades sean similares a las registradas en la estación de Arrigunaga, con presencia de algas calcáreas. Su clasificación como “Moderado” queda explicada por el desarrollo aún incipiente de especies más sensibles a la contaminación (*Halopteris scoparia*) que las algas coralináceas.

Con respecto a la zona submareal (Tabla 10.3), la dominancia de algas simples, frente a algas calcáreas y formas de morfología compleja, denota un estado inmaduro de las comunidades de Abasotas. En Santurtzi la vegetación es más pobre que en Abasotas, con una cobertura algal muy baja y una dominancia de invertebrados indicadores de estrés ambiental.

Las Tablas 10.4 y 10.5 detallan los valores obtenidos en las métricas que utilizadas para calcular el potencial ecológico de la estación de Arrigunaga mediante la aplicación de los índices RICQI y CFR, respectivamente.

Tabla 10.4. Puntuación de las comunidades intermareales que pueden asimilarse a las de una masa de agua costera de tipo 12, en las métricas utilizadas para la aplicación del **índice RICQI** (DÍEZ *et al.*, 2012). ESS: similitud del estatus ecológico; PC: presencia/ ausencia del género *Cystoseira*; MCA: algas de morfología compleja; Ra: riqueza de especies de macroalgas, Rf: riqueza de especies de invertebrados; Pf: ratio cobertura faunística con respecto a la totalidad del bentos; Ch: cobertura de herbívoros; Cs: cobertura de suspensívoros.

Área de estudio			Métricas índice RICQI							
Código Estación	Tipo	Aguas modif.	Especies Indicadoras SpBio		Algas Complejas	Riqueza Especies R		Cobertura Fauna		
			ESS	PC	MCA	Ra	Rf	Pf	Ch	Cs
INTERMAREAL										
GAL_BD_ARRIGUNAGA_01	AC-T12	SI	63,2 (B)	No	22,45	48	24	2,7	0,6	1,2

B (“Bueno”): El índice RICQI trabaja con cinco inventarios de referencia, cada uno de ellos representativo de los cinco estados ecológicos. Los inventarios de Arrigunaga presentaban una mayor similitud (63,2 %) con el estado ecológico “Bueno”.

Tabla 10.5. Puntuación de las comunidades intermareales y submareales que pueden asimilarse a las de una masa de agua costera de tipo 12, obtenida en las métricas utilizadas para la aplicación del **índice CFR** (GUINDA *et al.*, 2014).

Área de estudio			Métricas índice CFR		
Código Estación	Tipo	Aguas modif.	C: Cobertura Especies Características	F: Fracción Oportunistas	R: Riqueza de Características (nº)
INTERMAREAL					
GAL_BD_ARRIGUNAGA_01	AC-T12	SI	88,60	9,82	5
SUBMAREAL					
GAL_BD_ARRIGUNAGA_02	AC-T12	SI	9,68	6,83	3

10.6 Discusión

El presente estudio tiene como objetivo conocer el impacto del vertido de la EDAR de Galindo sobre las comunidades del bentos de fondo duro, así como analizar la evolución de este componente del ecosistema en respuesta a las mejoras realizadas en el saneamiento de la cuenca y en la depuración de las aguas que vierten al estuario del Nerbioi-Ibaizabal.

En este informe se recoge información actualizada sobre la composición de las comunidades bentónicas de sustrato duro en el año 2021, valorando los cambios que han tenido lugar respecto a campañas precedentes (2010, 2012, 2015, 2018). Por otra parte, se valora el estado ecológico de las macroalgas e invertebrados de sustrato rocoso, de acuerdo a los requerimientos de la Directiva 2000/60/CE. En cuanto a esto último, se ha considerado oportuno valorarlo con el fin de estudiar posibles tendencias en su calidad, aunque la legislación vigente no lo incluya en la evaluación del estado ecológico de las masas de agua de transición (URA y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO, 2015).

Desde que comenzara el Plan de Vigilancia Biológica en 1983, han sido numerosos los cambios positivos experimentados por las comunidades bentónicas de sustrato duro como respuesta la mejora en la calidad ambiental de las aguas del Abra (GOROSTIAGA y DÍEZ, 1996; PAGOLA-CARTE y SAIZ-SALINAS, 2001; GOROSTIAGA *et al.*, 2004; DÍEZ *et al.*, 2009, 2014). Algunos de los cambios detectados son el incremento de la diversidad específica, el aumento de la cobertura algal, el desarrollo de un cinturón de cirrípedos en la zona intermareal media y la colonización por parte de la flora de cotas más profundas. Por otra parte, destaca la relativa estabilidad de las comunidades en su desarrollo hacia comunidades típicas de ambientes no contaminados en respuesta a las medidas de mitigación ya implementadas hace más de dos décadas.

Durante el periodo 2010-2021 la fauna intermareal ha presentado cambios notables en los dos niveles de marea estudiados. En el nivel intermareal medio se ha detectado un progresivo declive de herbívoros del género *Patella* en Ereaga y Arrigunaga, reflejando la existencia de un foco de estrés. Además, destaca la ausencia del herbívoro en Santurtzi y Las Arenas a lo largo del estudio. Este invertebrado es un herbívoro 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 lo que será necesario comprobar su avance en futuras campañas. Unas condiciones ambientales más favorables facilitarían el avance de estos herbívoros en Ereaga y Arrigunaga, así como su entrada en este nivel de marea en las estaciones de Santurtzi y Las Arenas.

Asimismo, durante el periodo 2010-2021 en el nivel intermareal inferior se ha detectado un retroceso acusado y generalizado en el área de estudio del bivalvo *Mytilus galloprovincialis*. Por un lado, en Ereaga y Arrigunaga el retroceso del bivalvo ha venido acompañado por un significativo avance de la flora. En parte, este hecho podría ser indicativo de unas condiciones ambientales más favorables, donde de forma natural la flora domina el espacio (DÍEZ *et al.*, 2012). Sin embargo, en las estaciones con una mayor influencia de las aguas provenientes de la Ría (Santurtzi y Las Arenas) el retroceso de los bancos de mejillones no tiene una explicación tan directa, ya que de forma natural en ambientes estuáricos estos invertebrados aprovechan eficazmente el aporte de materia orgánica generando bancos más o menos densos. Las causas que han originado la disminución de los bivalvos pueden ser de origen natural como la depredación (SEED, 1993) o de origen antrópico como la presencia de contaminantes como compuestos sintéticos, metales pesados o hidrocarburos (WIDDOWS & DONKIN, 1992, LIVINGSTONE & PIPE, 1992, THOMPSON *et al.*, 2000). Sin embargo, no se tiene constancia de un aumento significativo de predadores o contaminantes en la zona de estudio. A lo largo de la serie temporal, no ha tenido lugar el reclutamiento de nuevos individuos que replacen los bancos tras su declive. El suministro de larvas puede ocurrir anualmente, aunque el asentamiento de estas se caracteriza por ser más esporádico y con pulsos impredecibles de reclutamiento (LUTZ & KENNISH, 1992). Será de especial interés conocer la evolución del bivalvo *Mytilus galloprovincialis* por su papel clave en la comunidad bentónica como sustrato biogénico (HOLT *et al.*, 1998) y, cuando se encuentra en fase de larva pelágica, por su contribución significativa al zooplancton como fuente de alimento y transfiriendo efectivamente la producción primaria fitoplanctónica a la producción secundaria (acoplamiento pelágico-bentónico) (DAME, 1996).

Por otro lado, se considera positivo la entrada y avance de los briozoos *Scrupocellaria reptans*, *Bugula neritina* y *Pentapora foliacea* en el nivel intermareal inferior de Santurtzi, y Ereaga, ya que supone un aumento en la diversidad del zoobentos del Abra.

En cuanto a la flora, el cambio más relevante desde el punto de vista ecológico detectado en Las Arenas fue la extinción de la extensa población de *Fucus vesiculosus* (intermareal medio), que pasó del 78% en 2010, al 12% en 2012 y desapareció en 2015. Es un macrófito perenne adaptado a condiciones de baja salinidad. Su drástico descenso se atribuyó principalmente a cambios en la temperatura del agua. Sin embargo, el aumento de la presión herbívora de los peces de carácter meridional puede haber sido un factor determinante como lo está siendo en otros sistemas costeros templados (ZARCO-PERELLO *et al.* 2017). Desde la extinción de este macrófito la vegetación intermareal de Las Arenas ha permanecido relativamente estable durante el periodo 2015-2021. Los cambios más destacables han sido la disminución de *Bachelotia antillarum* y el aumento de clorófitos. La disminución de la ectocarpácea *B. antillarum* se considera una evolución positiva ya que esta especie tolera condiciones ambientales muy degradadas (DÍEZ *et al.* 2012).

Las comunidades de algas de Santurtzi también han experimentado cambios a lo largo del tiempo. En 2006, la cobertura total acumulada por todas las especies no alcanzaba el 10%. Progresivamente, se desarrolló una población de la rodofícea perenne cespitosa *Caulacanthus ustulatus*. Sin embargo, desde 2012 esta especie viene sufriendo un declive probablemente relacionado con el retroceso del mejillón *Mytilus galloprovincialis*, bivalvo filtrador sobre el que crece principalmente. Desde el punto de vista de la calidad del agua, los cambios más destacables registrados en Santurtzi en 2021 son la detección por primera vez de la coralinácea *Ellisolandia elongata* y de la rodofícea *Gelidium pusillum*, los cuales se consideran positivos ya que son especies epilíticas presentes en la vegetación intermareal de las estaciones más exteriores del Abra.

Al igual que en Santurtzi, en Ereaga la población de *Caulacanthus ustulatus* también ha sufrido un retroceso, en este caso desde 2010, asociado al descenso del mejillón *Mytilus galloprovincialis*, su sustrato biogénico principal. Paralelamente a estos cambios, se registró un aumento de la población de la coralinácea *Ellisolandia elongata* durante el periodo 2012-2018. Este cambio estructural fue considerado positivo ya que *E. elongata* es una especie típica de costa abierta. Sin embargo, esta tendencia se ha invertido en el periodo 2018-2021. Este descenso de algas calcáreas ha sido moderado y cabe dentro de la variabilidad natural de las poblaciones, lo mismo que la desaparición de la incipiente población de *Halopteris scoparia*.

La vegetación de Arrigunaga también ha experimentado numerosos cambios a lo largo del estudio. El más significativo desde la perspectiva de la calidad del agua ha sido el desarrollo durante el periodo 2018-2021 de una población de *Halopteris scoparia*. Este alga parda prácticamente desapareció a partir de 2010, año que en el que alcanzó el máximo de la serie histórica hasta esa fecha (en torno al 5%). La especie fue registrada por primera vez en 2006. Se trata de la especie con mayores requerimientos de calidad ambiental entre las detectadas en el área de estudio. Por ello, el aumento detectado en 2021 se considera muy positivo. Junto a este cambio, también es positivo el aumento de la coralinácea *Ellisolandia elongata* y el descenso de *Gelidium pusillum*.

La fauna submareal ha presentado cambios positivos en Abasotas con el retroceso de los poliquetos oportunistas *Polydora* spp. Sin embargo, el zoobentos de Abasotas y Arrigunaga continúa formado por especies con coberturas bajas, y de éstas sólo en torno a un 25% aparecen de forma constante en el tiempo. Está característica es indicativa de una inestabilidad en las condiciones ambientales que limitan la formación de comunidades de fauna más maduras. Por otro lado, en Santurtzi el retroceso (2010-2018) y posterior aumento (2018-2021) del poliqueto oportunista *Polydora* spp. y la práctica desaparición de los mejillones desde 2012 indican unas condiciones ambientales estresantes para la fauna de esta estación. Es importante recalcar que una fuente importante de estrés no está relacionada con procesos de contaminación, sino que es natural y originada por cambios bruscos en las condiciones ambientales (p.ej., salinidad, turbidez y sedimentación), al incidir en esta zona las aguas procedentes de la Ría de forma directa y continuada.

Con respecto a la vegetación submareal del área de estudio, ésta experimentó cambios negativos entre 2015 y 2018, especialmente la flora de Arrigunaga. Sin embargo, para el periodo 2018-2021 se detectan ciertos cambios positivos. En Santurtzi comienza a desarrollarse una población de *Ellisolandia elongata*, aumenta la calcárea incrustante *Lithophyllum incrustans* y se recupera parcialmente la población de *Dictyota cyanoloma*. En Abasotas los cambios más destacables son el aumento de *Mesophyllum lichenoides*, *Pterosiphonia complanata* y *Symphyocladia parasitica*, así como el registro de 10 especies más con respecto a la anterior campaña (2018). En Arrigunaga se detecta un aumento de *Pterosiphonia complanata*, *Plocamium cartilagineum*, *Dictyopteris polypodioides* y *Heterosiphonia plumosa*. Asimismo, se registran ejemplares aislados de *Sphaerococcus coronopifolius* y *Saccorhiza polyschides*.

Entre los métodos aplicados para la evaluación de la calidad de las comunidades del bentos de sustrato duro, los que actualmente se consideran oficialmente aceptados por la DMA son únicamente el RICQI y el CFR. Además, la validez de dichos métodos en el contexto de la DMA se admite solo para las comunidades intermareales de las masas de agua costeras. Ambos índices se ha considerado que son aplicables a Arrigunaga, a pesar de su localización en una masa de agua de transición, dado que esta estación presenta condiciones hidrográficas muy similares a las de las aguas costeras adyacentes. En la campaña más reciente (2021), alcanza el objetivo de calidad ya que el resultado del RICQI (que integra fauna y flora) indica un estado ecológico 'Bueno' y el CFR (que se basa únicamente en la flora) 'Muy Bueno'.

El Abra de Bilbao ha estado sometido a una contaminación industrial y doméstica severa durante décadas (CEARRETA *et al.*, 2004) lo cual podría haber limitado la capacidad de recuperación de las comunidades tras la mejora en las condiciones ambientales (DÍEZ *et al.*, 2014). La ausencia de macroalgas formadoras de copa y fauna asociada (briozoos e hidrozoos) en los fondos submareales, así como la escasez de algas de morfología compleja y herbívoros, y un exceso de fauna suspensívora en detrimento de la flora en el intermareal son síntomas que reflejan la ralentización en la capacidad de recuperación del bentos rocoso del Abra. Diversos estudios (FOLKE *et al.*, 2004; CONNELL, 2007) señalan que ecosistemas costeros sometidos a largos periodos de contaminación intensa pueden sufrir una pérdida de resiliencia, de tal manera que las comunidades degradadas cambian de forma permanente a estados alternativos estables dominados por comunidades más simples.

Las particularidades del área de estudio condicionan en gran medida el proceso de valoración del estado ecológico de las comunidades presentes en el Abra de Bilbao debido a caracteres físicos, químicos y ecológicos específicos de esta zona. Según la DMA, la totalidad de las estaciones estudiadas se enmarcarían en 'masas de agua muy modificadas' como consecuencia de las alteraciones físicas producidas por la actividad humana, que ha originado un cambio sustancial en sus características hidrogeomorfológicas (p.ej., las dársenas implican tiempos de renovación del agua más lentos y altas tasas de sedimentación). Además, algunas actuaciones necesarias para la actividad portuaria también pueden afectar a las comunidades. En este sentido, se siguen realizando dragados de manera puntual en el Abra (p.ej., BORJA *et al.*, 2022). Teniendo en cuenta este aspecto, se requiere valorar el 'potencial ecológico' de las comunidades en lugar de su 'estado ecológico'.

Las comunidades presentes en el Abra de Bilbao se encuentran sometidas, en mayor o menor medida, a la influencia de masas de agua categorizadas por la DMA como 'Aguas de transición'. En el caso concreto del Abra, las aguas provenientes de la Ría generan unas condiciones ambientales extremadamente variables en el espacio y en el tiempo, que estresan al ecosistema de forma natural y dificultan una valoración precisa del estado ecológico de esta área. En relación con estas dos últimas particularidades del área de estudio, 'Aguas muy modificadas' y 'Aguas de transición', destaca la escasez de información ecológica de referencia sobre ecosistemas similares y prístinos en el proceso de evaluación del estado ecológico de las comunidades objeto de estudio, tal y como refiere la DMA (BORJA y ELLIOT, 2008; ZALDIVAR *et al.*, 2008).

10.7 Resumen y conclusiones

- Los cambios temporales detectados en las zonas intermareal y submareal del Abra de Bilbao (masa de transición del Nerbioi exterior) no afectan de forma similar a las cinco localidades estudiadas (Las Arenas, Santurtzi, Ereaga, Abasotas y Arrigunaga).

- La **fauna** del nivel **intermareal medio** ha experimentado un progresivo declive de herbívoros del género *Patella* en Ereaga y en Arrigunaga, reflejando la existencia de un foco de estrés. Este retroceso podría estar asociado bien a una mayor presión de marisqueo, bien a cambios en la dinámica poblacional que obedezcan a factores naturales, o bien al efecto combinado de algunos de estos factores.

- La **fauna** del nivel **intermareal inferior** ha experimentado un brusco declive de los filtradores *Mytilus galloprovincialis* en Santurtzi, Las Arenas, Ereaga y Arrigunaga. Las causas que han originado la disminución de los bivalvos pueden ser de origen natural como la depredación o competición por el sustrato y obedecer a ciclos naturales o ser de origen antrópico como la presencia de contaminantes. Sin embargo, no se tiene constancia de un empobrecimiento en la calidad del agua de la zona de estudio. La evolución de las poblaciones de bivalvos es de especial interés por su papel esencial dentro del ecosistema. Por otro lado, se considera positivo la entrada y avance de varias especies de briozoos en Santurtzi y Ereaga.

- La **vegetación intermareal** de Santurtzi y Las Arenas permanece pobre en riqueza y estructura, mientras que en Ereaga se detecta un retroceso de la coralinácea *Ellisolandia elongata* que puede ser enmarcado dentro de la variabilidad natural de las poblaciones. En Arrigunaga los cambios son positivos, destacando el desarrollo de la población de *Halopteris scoparia*.

- La **fauna submareal** de Arrigunaga y Abasotas continúa formada por especies con coberturas testimoniales y que aparecen de forma no constante en el tiempo, indicativo de una inestabilidad en las condiciones ambientales. En Santurtzi el acusado avance en 2021 de los poliquetos oportunistas *Polydora* spp. refleja un aumento en las tasas de sedimentación sobre el sustrato rocoso.

- La **vegetación submareal** ha experimentado ciertos cambios positivos entre 2018 y 2021. En Santurtzi comienza a desarrollarse una población de *Ellisolandia elongata*, aumenta la calcárea incrustante *Lithophyllum*. En Abasotas los cambios más destacables son el aumento de *Mesophyllum lichenoides*, *Pterosiphonia complanata* y *Symphycloadia parasitica*, así como el aumento de la riqueza específica. En Arrigunaga se detectó un aumento de *Pterosiphonia complanata*, *Plocamium cartilagineum*, *Dictyopteris polypodioides* y *Heterosiphonia plumosa*. Asimismo, se registraron ejemplares aislados de *Sphaerococcus coronopifolius* y *Saccorhiza polyschides*.

- Según la valoración por juicio de experto, en 2021 las comunidades de Santurtzi, Las Arenas, Ereaga y Abasotas no alcanzan el buen potencial. La peor calificación es de “Deficiente” y se observa en las comunidades submareales de Santurtzi.

- La evaluación de la estación más exterior (Arrigunaga) con dos **índices** indica que el potencial ecológico en su zona intermareal es “Bueno” (RICQI) o “Muy Bueno” (CFR); mientras que en su zona submareal es “Moderado” (CFR).

- Entre los métodos anteriores (juicio de experto e índices), se pueden considerar oficialmente admitidos el RICQI y el CFR, para la **evaluación de las comunidades intermareales de las masas de agua costeras, de acuerdo a la DMA**. La estación de **Arrigunaga** se ha considerado como tal en estos planes de vigilancia y, por tanto, en 2021 teniendo en cuenta la fauna y flora (RICQI) y únicamente la flora (CFR) se **alcanza el objetivo de calidad**.

- Desde que comenzara el Plan de Vigilancia Biológica en 1983 han sido numerosos los cambios positivos experimentados por las comunidades bentónicas de sustrato duro como respuesta a la mejora en la calidad ambiental de las aguas del Abra de Bilbao.

- No obstante, a pesar de las medidas de mitigación llevadas a cabo en el tratamiento de las aguas residuales, **la recuperación de las comunidades se ha ralentizado** e incluso se registran puntualmente procesos de involución. Se debe contemplar la posibilidad de que la resiliencia ecológica de las comunidades del Abra se haya visto debilitada por el efecto prolongado de un fuerte impacto antropogénico.

- Por lo anterior, **se recomienda investigar**: (1) si el proceso de recuperación de las comunidades bentónicas degradadas requiere un periodo de tiempo más largo; (2) si la mejora de la calidad del agua es insuficiente para restablecer las comunidades; (3) si el ecosistema bentónico se ha desplazado hacia un estado estable alternativo. Se recomienda explorar en primer lugar, si la mejora de la calidad del agua permite el asentamiento y desarrollo de las especies de copa, un problema que podría abordarse mediante el trasplante de macrófitos. Si las especies de copa son trasplantadas con éxito, la calidad actual del agua sería suficiente para restaurar las poblaciones extintas. En este caso, el siguiente paso a dar sería investigar la hipótesis de que las especies de copa no son capaces de establecerse debido a la exclusión competitiva. Dependiendo de los resultados obtenidos, se podrían implementar diferentes estrategias para la restauración de la copa de la vegetación, entre ellas la realización de clareos.

10.8 Anexo fotográfico



Figura 10.15. Aspecto general de las comunidades de la estación de intermareal de Las Arenas. Durante el periodo 2015-2021 el cambio más notable ha sido el retroceso del bivalvo *Mytilus galloprovincialis* y el descenso de la ectocarpácea *Bachelotia antillarum*.

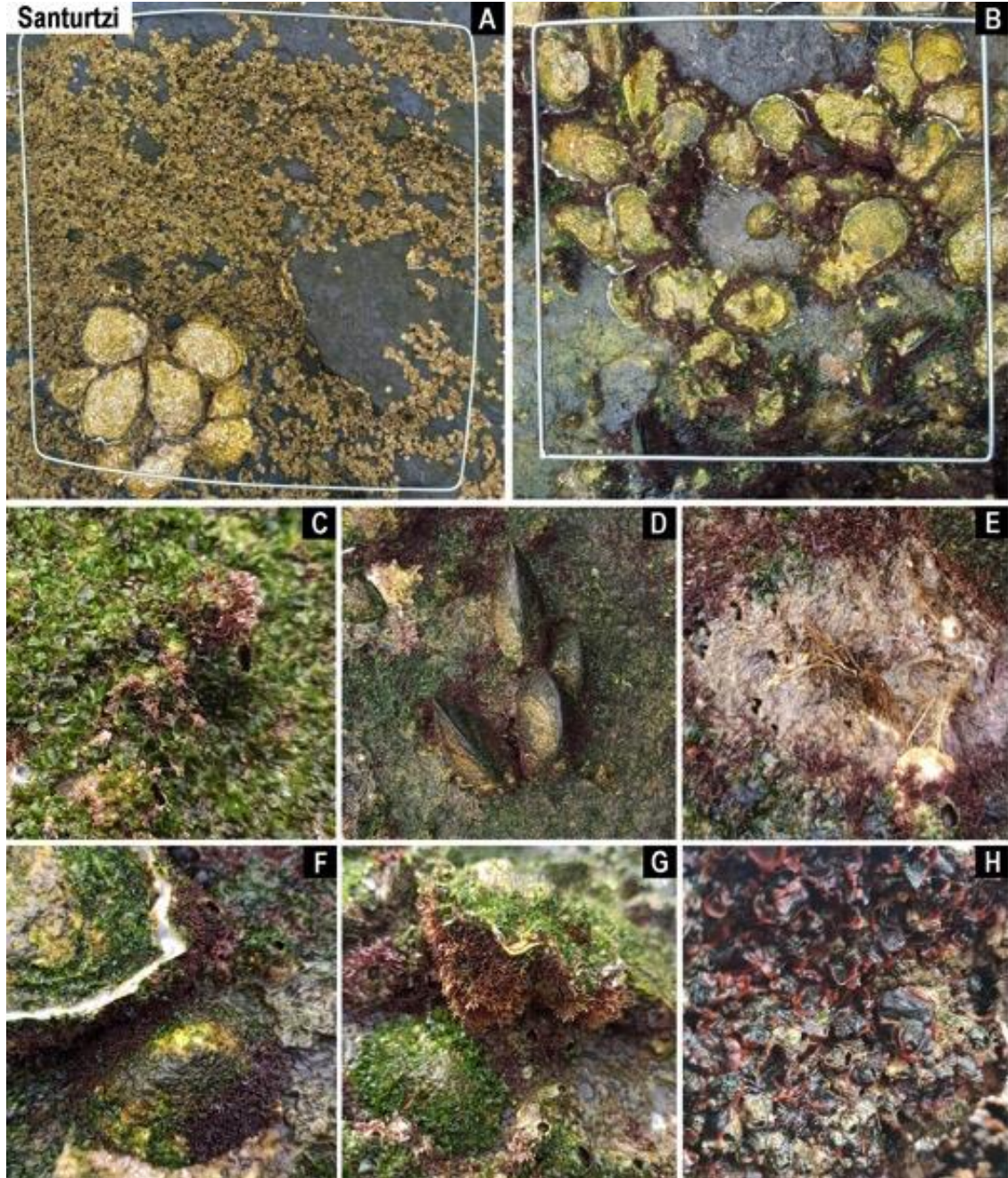


Figura 10.16. Aspecto de las comunidades intermareales de la estación de Santurtzi. Detalle del sustrato de la zona intermareal media (A) e inferior (B) donde se observa la abundancia de las ostras *Crassostrea* spp. (B). En 2021 se detecta por primera vez a la coralinácea *Ellisolandia elongata* (C). La población de mejillones *Mytilus galloprovincialis* ha experimentado un continuo retroceso desde 2012 y actualmente sólo se observan grupos de ejemplares aislados (D). Detalle del espacio libre que deja un mejillón al desprenderse de la roca y donde aún se aprecia el biso, elemento de fijación del bivalvo a la roca (E) Detalle de ostras, lapas y cirripedos cubiertos de vegetación (F y G). El briozoo *Pentapora foliacea* se ha registrado por primera vez en Santurtzi, colonizando las paredes verticales del nivel intermareal inferior fuera de las superficies de muestreo (H).

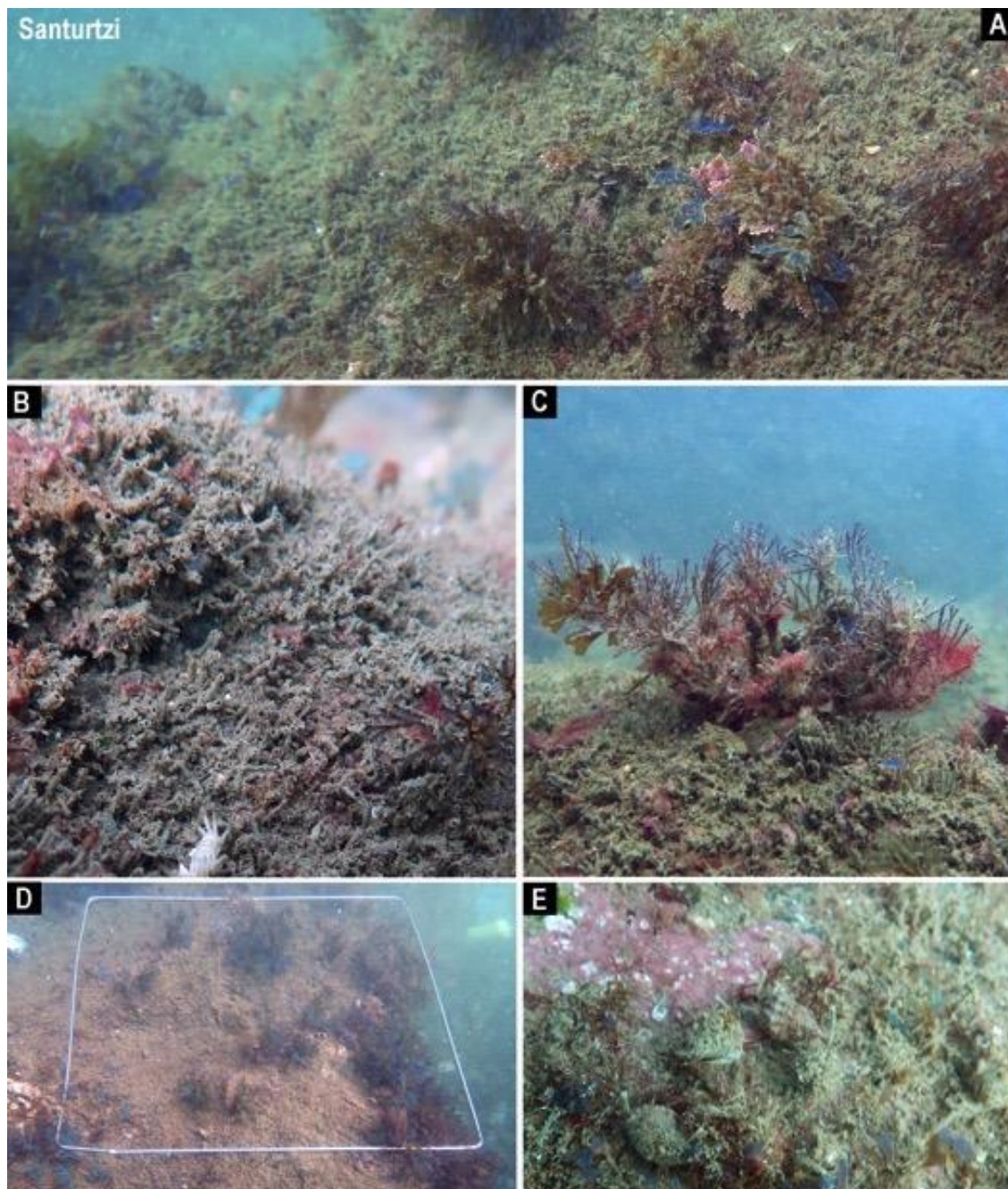


Figura 10.17. Aspecto de las comunidades submareales de la estación de Santurtzi. La coralinácea *Ellisolandia elongata* ha comenzado a colonizar los fondos someros (A). El poliqueto bioindicador de altas tasas de sedimentación *Polydora* spp. ha incrementado de forma significativa en 2021 (B). Detalle de una colonia del briozoo *Bugula neritina* creciendo entre la vegetación (C). Una superficie de muestreo donde se observa la fuerte sedimentación y una población del alga parda *Dictyota cyanoloma* (D) Varios individuos del gasterópodo *Tritia incrassata* alimentándose sobre el sustrato cerca del alga de color rosáceo característico *Mesophyllum lichenoides* (E).



Figura 10.18. Aspecto de las comunidades intermareales de la estación de Ereaga. Detalle de dos superficies de muestreo: una del nivel intermareal medio donde el sustrato está tapizado por los cirrípedos *Chthamalus stellatus* (A) y otra del nivel intermareal inferior donde el alga *Ellisolandia elongata* es la más abundante (B). Ejemplares del alga *Codium decorticatum* (C), *Dictyota cyanoloma* y *E. elongata* junto a los cirrípedos *Perforatus perforatus* (D). Creciendo entre la vegetación colonias de briozoos *Bugula neritina* (de color granate) y *Scrupocellaria reptans* (de color pardo) se han registrado por primera vez alcanzado coberturas significativas (E). Fuera de las superficies de muestreo, otro briozoo, *Pentapora foliacea*, también conocido como rosa del desierto, formaba extensas poblaciones de un color granate característico.

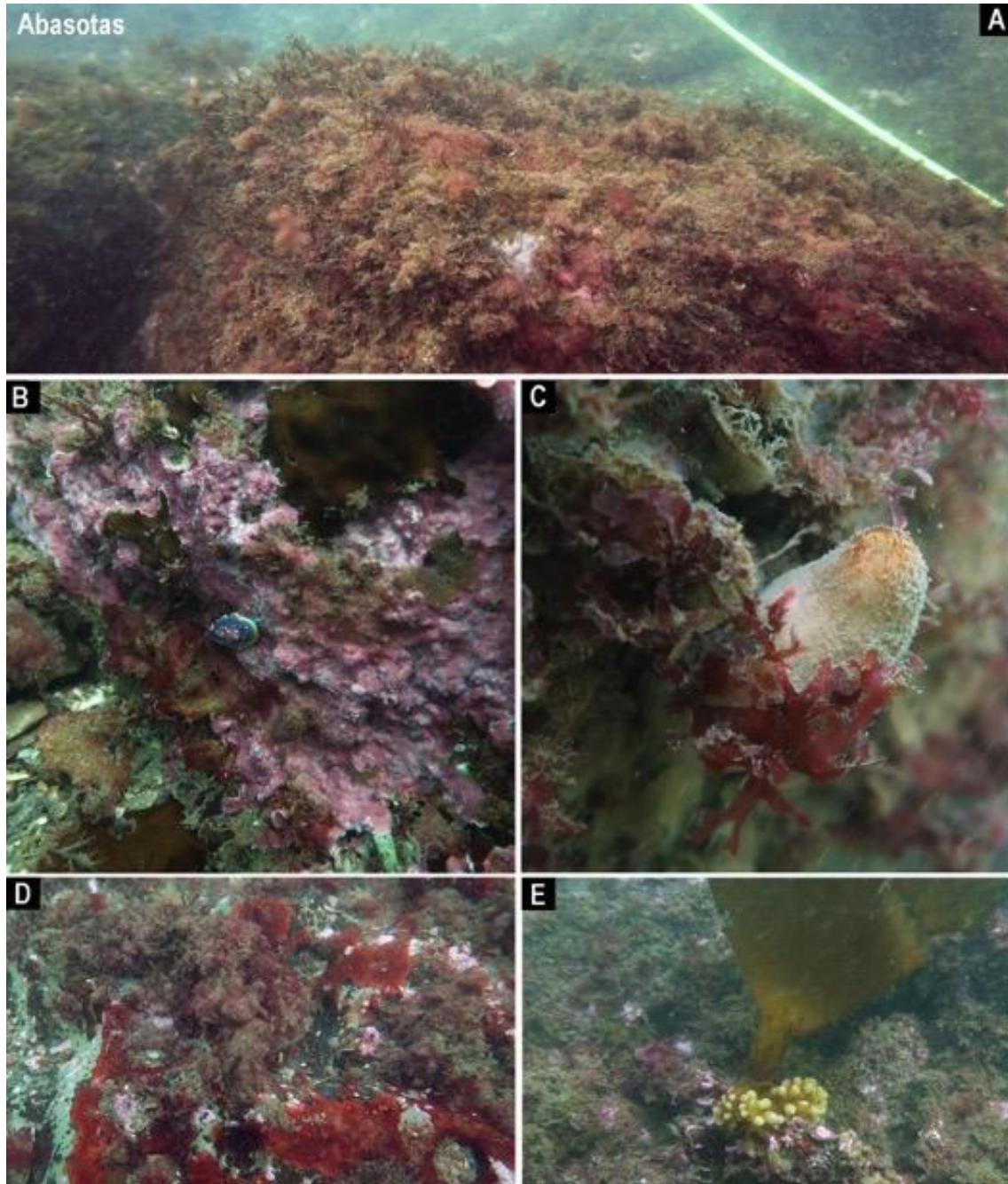


Figura 10.19. Aspecto de las comunidades submareales de la estación de Abasotas. Las algas rojas *Pterosiphonia complanata*, *Ellisolandia elongata*, *Xiphosiphonia pennata* y *Symphyocladia parasitica* son las especies perennes más abundantes del estrato basal de la vegetación (A). Un ejemplar del nudibranquio *Felimida luteorosea* desplazándose sobre el estrato incrustante formado por las algas calcáreas *Lithophyllum incrustans* y *Mesophyllum* spp (B). Detalle de un ejemplar del porífero *Sycon ciliatum* donde se puede apreciar su cuerpo cilíndrico y el orificio de entrada del agua (C). La rodofíceas incrustante *Peyssonnelia atropurpurea* forma manchas conspicuas (D) y se detectan ejemplares aislados de *Saccorhiza polyschides* (E).

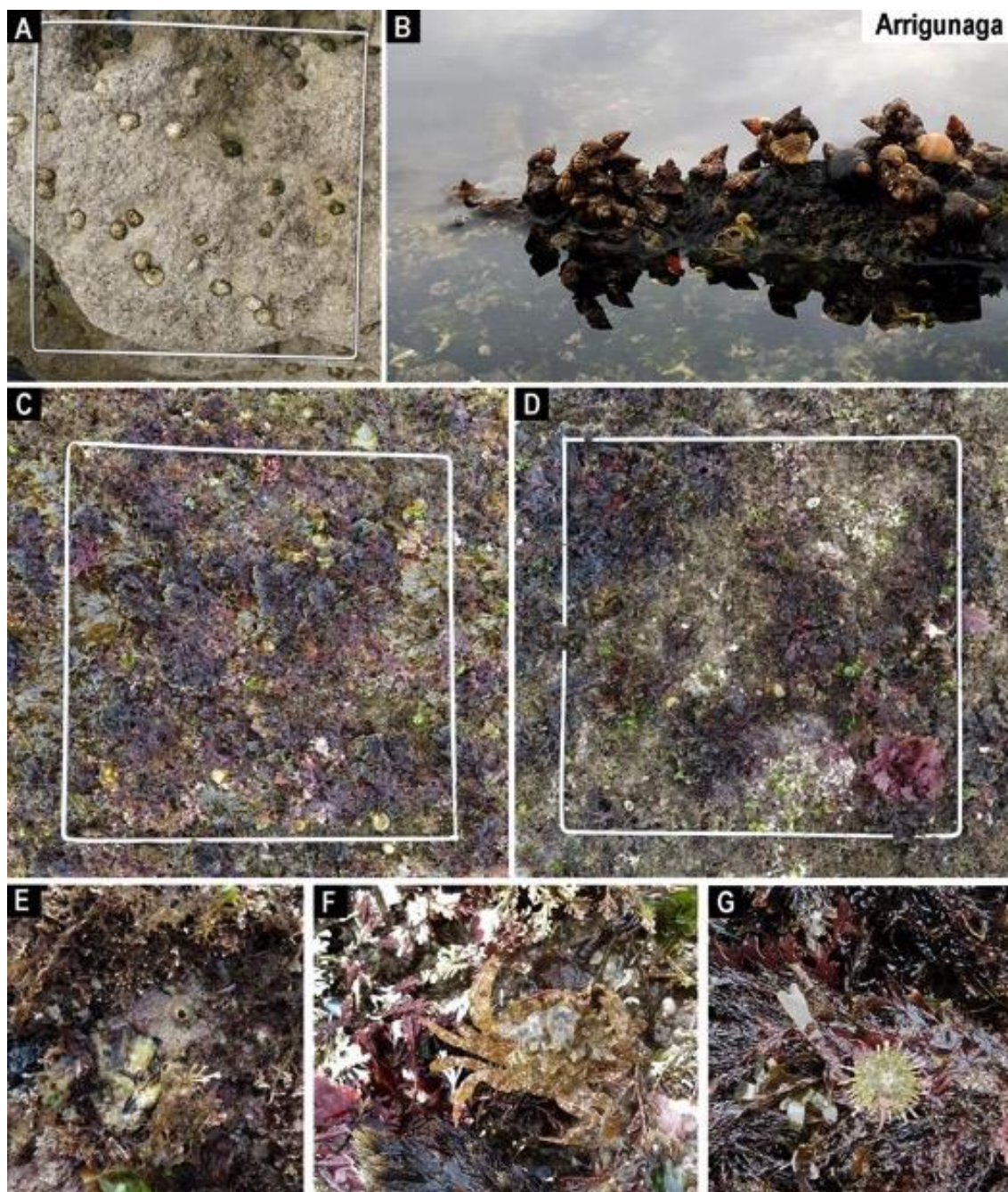


Figura 10.20. Aspecto de las comunidades intermareales de la estación de Arrigunaga. Detalle de una superficie de muestreo de la zona intermareal media con abundantes lapas del género *Patella* (A). Varios individuos del ermitaño *Clibanarius erythropus* aglomerados en una roca mientras sube la marea (B). El desarrollo de la población de *Halopteris scoparia*, que ha alcanzado en 2021 en torno al 15% de cobertura indica una mejora de la vegetación (C). La especie más abundante de la comunidad fue *Ellisolandia elongata*, sin embargo, la riqueza específica fue elevada, con 48 especies registradas (D). En el espacio desprovisto de vegetación es frecuente observar ejemplares del cirrípedo *Perforatus perforatus* y de las lapas *Patella ulyssiponensis* (E). Camuflados entre la vegetación los ejemplares jóvenes de crustáceos (F) y equinodermos (G) buscan refugio.

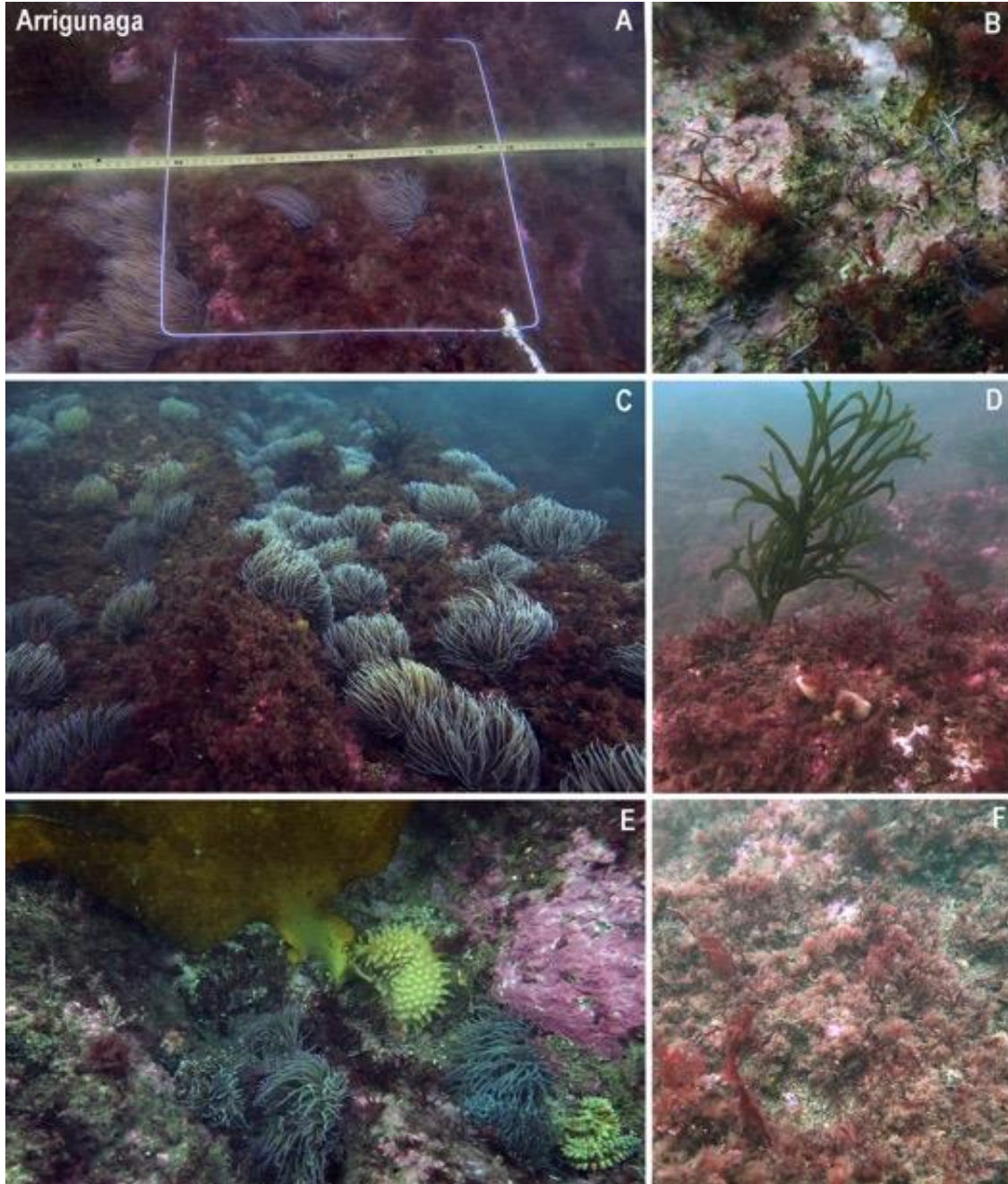


Figura 10.21. Aspecto de las comunidades submareales de la estación de Arrigunaga. Detalle del transecto sobre el que se disponen las superficies de muestreo, en este caso dominada por algas rojas y el cnidario *Anemonia viridis* (A). Las algas calcáreas incrustantes *Mesophyllum* sp. y *Lithophyllum incrustans* son abundantes en la vegetación (B) Varios ejemplares del cnidario *Anemonia viridis* creciendo entre la vegetación (C). Ejemplar de *Codium decorticatum* con individuos de la esponja *Sycon ciliatum* (D). Detalle del bulbo de fijación de la laminaria *Saccorhiza polyschides* donde también se observan anémonas (*Anemonia viridis*) y la estrella de mar *Marthasterias glacialis*. (E). Especies más abundantes del estrato basal de la vegetación: *Pterosiphonia complanata*, *Plocamium cartilagineum*, *Acrosorium ciliolatum*, *Aglaothamnion cordatum*, *Aglaothamnion tenuissimum* y *Falkenbergia rufolanosa* (F).

11. DISCUSIÓN GENERAL

Uno de los objetivos fundamentales de este estudio es determinar la evolución que presenta el estuario del Nerbioi-Ibaizabal, como sistema capaz de recuperar y mantener unas comunidades bióticas en su seno, en relación con el desarrollo de los Planes de Saneamiento.

La metodología empleada para ello es la habitual en este tipo de trabajos y se basa en el muestreo y análisis periódico de diferentes compartimentos (agua, sedimentos y elementos biológicos) en diferentes zonas del estuario. El valor del estudio va creciendo a medida que la serie temporal se va haciendo más larga y se mantiene una cierta periodicidad en los muestreos. El seguimiento realizado desde 1989 se puede considerar adecuado para determinar tendencias temporales, en el caso de que las hubiera, dada la longitud que presentan las series de datos obtenidas.

El estudio continuo de una amplia diversidad de comunidades faunísticas (fitoplancton, bentos, peces y crustáceos demersales), junto con el de las características abióticas del medio en el que viven puede permitirnos establecer las relaciones entre ambos componentes y, en algunos casos, determinar las causas que pueden estar impidiendo el desarrollo de las comunidades propias de estos sistemas.

En los estuarios, y en el medio costero en general, el oxígeno disuelto es una de las variables ambientales de mayor importancia para las comunidades de macroinvertebrados que habitan en los sedimentos (DÍAZ y ROSENBERG, 1995) por lo que, el control periódico de esta variable resulta de gran interés y es una de las mediciones más habituales en este tipo de estudios (MALLE, 1996). De hecho, en el caso que nos ocupa, el propio CABB reconoce la importancia de este parámetro al considerar como objetivo fundamental del Plan de Saneamiento que las aguas del estuario alcancen un valor mínimo del 60% de saturación de oxígeno.

Por otro lado, en un seguimiento a largo plazo (varios años o incluso décadas), basado en muestreos estacionales (aguas y fitoplancton) o anuales (sedimentos, bentos de fondo blando y fauna demersal), deben tenerse en cuenta las características naturales propias del sistema objeto de estudio. Como medios de transición entre las aguas continentales y el mar, los estuarios presentan características de ambos medios y algunas particularidades que les convierten en ecosistemas muy peculiares (KETCHUM, 1983). Estos ecosistemas presentan una alta variabilidad, a diferentes escalas temporales y espaciales, al estar sometidos a la influencia de numerosos factores que muestran unas dinámicas complejas y en algunos casos imprevisibles.

En este sentido, a la hora de interpretar los resultados, ha de tenerse en cuenta que la alta variabilidad temporal y espacial, que de forma natural presentan los estuarios, puede enmascarar posibles tendencias a largo plazo. Esto es especialmente cierto para las aguas, ya que estas constituyen un medio muy dinámico y los resultados obtenidos sobre sus características en un muestreo se hallan en gran medida condicionados no solo por los factores antrópicos (la intensidad y propiedades de los vertidos) sino también, por el ciclo anual de insolación y temperatura, por la amplitud y fase de la marea, por la magnitud de la descarga fluvial, etc. (FRANCO, 1994; RUIZ *et al.*, 1994).

A continuación, y teniendo en cuenta las consideraciones que acaban de comentarse, se discuten los resultados más importantes observados en el seguimiento a largo plazo del estuario.

11.1 Evolución a largo plazo de las condiciones de oxigenación

Hace ya algunas décadas se alertó de que, a escala mundial, se estaba produciendo un incremento de la frecuencia de casos de hipoxia severa y anoxia, que afectaba tanto a estuarios y fiordos, como a bahías y zonas costeras semicerradas (DÍAZ y ROSENBERG, 1995). Conviene señalar que, si bien el concepto de hipoxia está relacionado con una situación de marcada deficiencia de oxígeno disuelto, su límite no se encuentra claramente definido. Este punto fue sometido a debate en el Simposio sobre "Hipoxia en el ambiente acuático", celebrado en La Paz (México), en enero de 2001, en el cual la mayoría consideraron como límite una concentración de oxígeno disuelto de $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, o bien, $2 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$ ($2,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

Según DÍAZ y ROSENBERG (1995), la concentración de oxígeno disuelto a partir de la cual comienza la mortalidad de la fauna bentónica se puede situar aproximadamente en $1,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y, en muchos sistemas, por debajo de $0,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ se produce la desaparición total de fauna bentónica. Tomando como referencia estos valores y teniendo en cuenta la salinidad y la temperatura de las aguas de fondo del estuario (≈ 35 UPS, y entre 10 y 20°C , respectivamente), tales concentraciones equivalen a porcentajes de saturación entre 15 y 20% para el comienzo de la mortalidad y entre 8 y 19% para mortalidad acusada.

Como ya se ha comentado anteriormente, un objetivo fundamental del Plan de Saneamiento radica en que las aguas del estuario alcancen porcentajes de saturación de oxígeno, como mínimo, del 60%.

A comienzos de la década de los 90 el objetivo de que el oxígeno alcanzara en el agua el 60% de saturación no se cumplía durante una buena parte del año, ni siquiera en el Abra interior (especialmente, en primavera y en verano). La situación se volvía mucho más problemática en el canal del estuario, “la Ría”, donde eran frecuentes las situaciones de hipoxia severa, en el sentido de DÍAZ y ROSENBERG (1995). Entre marzo y noviembre, el contenido de oxígeno disuelto en las aguas de fondo era inferior al 10% en la zona superior del estuario, aproximadamente entre Zorroza y Deusto. Ésta es, precisamente, la zona donde no se ha detectado fauna en muchos de los muestreos realizados en la década de los 90, si bien entre 1997 y 1999 aparecieron algunos organismos (CABB, 1997-2001).

En esa época, también SAIZ SALINAS *et al.* (1996) observaron en verano concentraciones inferiores a $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ desde la dársena de Axpe hasta la cabecera, con numerosas situaciones de anoxia en dicho tramo. Además, y a título comparativo, se debe indicar que en la “Red de Vigilancia y Control de la Calidad de las Aguas Litorales del País Vasco”, realizada por el Gobierno Vasco (actualmente por URA), el estuario del Nerbioi-Ibaizabal presentaba, junto con el del Oiartzun, los porcentajes más bajos de saturación de oxígeno entre los doce sistemas estuáricos de esta comunidad autónoma (BORJA *et al.*, 1996b, 1997, 1998, 2000b y 2001).

Del seguimiento a largo plazo de las condiciones del agua en el estuario se deduce que ha habido una mejoría sustancial en la disponibilidad de oxígeno (Figura 11.1). Así, en la segunda mitad de la década de los 90, el porcentaje de muestras que incumplía el objetivo básico (alcanzar al menos una saturación de 20%) fue descendiendo aproximadamente desde un 30%, hasta un 20% del total de medidas en el año. A partir del año 2001 el porcentaje de incumplimiento anual de dicho objetivo ha sido siempre inferior al 5%. En lo que se refiere a la última década los casos son muy esporádicos, con ninguno al año, o como mucho, dos (Tabla 11.1).

Algo parecido sucedió con los valores que estaban por debajo del objetivo del 60% de saturación fijado por el CABB (Figura 11.1). Así, entre 1996 y 2002 la frecuencia de valores por debajo del objetivo se fue reduciendo desde aproximadamente el 50% hasta el 10-20%, y con esa frecuencia continuó durante el siguiente decenio. A partir de 2013 el porcentaje de medidas que no lo alcanza ha bajado ligeramente. En 2021 ha sido 8%, situándose en el rango observado desde entonces. Sin embargo, los casos de saturación inferior a 60% en este último año no han afectado solo a la cabecera del estuario (estaciones de Arriaga y Deusto), sino también a la estación de Zorroza, algo que no se había observado desde 2015 (Tabla 11.1).

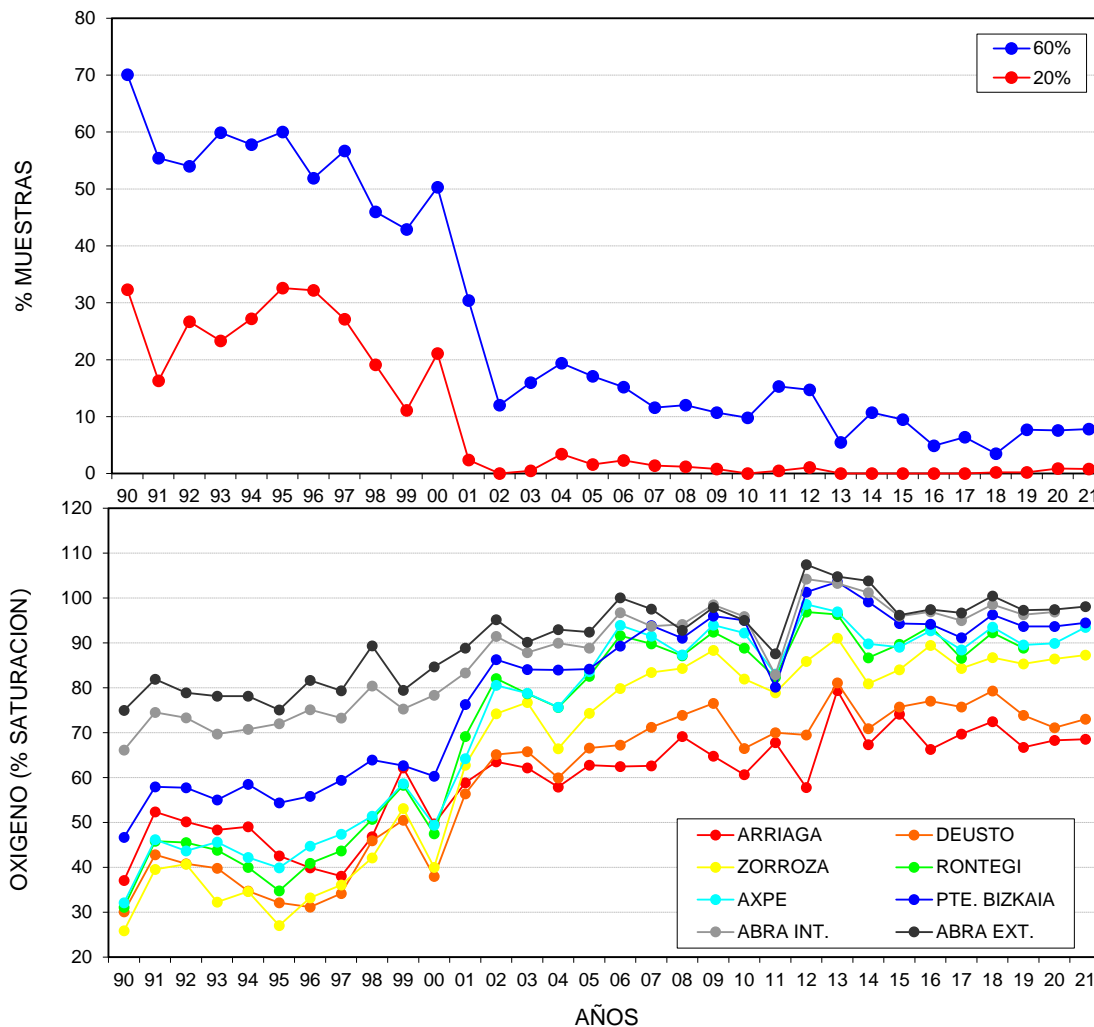


Figura 11.1. Evolución temporal del oxígeno en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal: porcentajes de muestras que cada año no superan los porcentajes de saturación del 20% y del 60% (arriba) y porcentajes de saturación medios (medias anuales considerando conjuntamente los datos de superficie y fondo) en cada estación (abajo).

Los valores mínimos de saturación en 2021 se han medido en las aguas de fondo de las dos estaciones situadas en la cabecera del estuario, durante el muestreo realizado el 13 de julio. En esa fecha, se midieron valores de 16-17% entre Arriaga y Deusto. En la última década, junto con estos dos casos, ha habido otros siete que no han superado el objetivo básico: junio de 2011 (11%), mayo y julio de 2012 (15% y 8%), agosto de 2018 (11%), julio de 2019 (17%) y mayo de 2020 (14-19%). Todos ellos se habían medido en las aguas de fondo de la estación de Arriaga, la más interior, excepto los de 2020 que, al igual que en 2021, afectaron también a la de Deusto (Tabla 11.1).

Tabla 11.1. Estaciones y profundidades de muestreo en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal donde se han observado porcentajes de saturación de oxígeno inferiores al 60% (en verde) y al 20% (en naranja). Se incluyen los resultados procedentes de las campañas mensuales realizadas por el CABB, desde 2011. Las casillas sombreadas indican que no hay datos de oxígeno. N: Número de estaciones de muestreo con algún caso de saturación < 60%.

	ENE.	FEB.	MAR.	ABR.	MAY.	JUN.	JUL.	AGO.	SEP.	OCT.	NOV.	DIC.	N
2011					(*) 7F - 8F	6F - 7F, 8F	7F - 8F	7F - 8F	2S - 5S 3F - 8F	8S 7F - 8F	8F		6
2012			(*) 6F - 8F	7F - 8F	7F, 8F	7F - 8F	7S - 8S 7F, 8F	6S - 8S 7F - 8F	7S - 8S 7F - 8F		7F - 8F	8F	3
2013						8F	8F		7S - 8S 8F	7S - 8S 8F			2
2014		(*)				8S 8F	6F - 8F	6S - 8S 6F - 8F	6F - 8F	8S 7F - 8F	7F - 8F		3
2015					7F	5F - 8F	8F	7S 6F - 8F	8S 7F - 8F	7F - 8F		8F	4
2016						8F	8S 7F - 8F	8F	7F - 8F	8F		8F	2
2017						8S	7F - 8F	7S - 8S 8F	8S 8F	8S 8F	8S		2
2018							7F - 8F	7F, 8F	8F	8F			2
2019				8F	8F	8F	7S - 8S 7F, 8F	8S 7F - 8F	8S 7F - 8F	7F - 8F			2
2020					7F - 8F		8S 7F - 8F	8S 7F - 8F	8S 8F		8F		2
2021				7F - 8F	7F - 8F	7F - 8F	7S - 8S 6F, 7F - 8F	8F	8S 8F				3

Estaciones indicadas en cada mes: 8 (Arriaga), 7 (Deusto), 6 (Zorroza), 5 (Rontegi), 4 (Axpe), 3 (Puente de Bizkaia), 2 (Abra interior), 1 (Abra exterior).

Profundidades: S (Superficie), F (Fondo).

(*) Se realizaron dos muestreos ese mes, tanto en superficie como en fondo.

En lo que respecta a los valores de saturación que no han alcanzado el 60% durante 2021, estos han afectado a todos los muestreos realizados desde abril hasta septiembre. Al contrario que en los años anteriores, no se han observado casos en otoño. Sin embargo, al no haberse muestreado este año el mes de noviembre, estos no deberían descartarse (Tabla 11.1).

Por tanto, se repite una situación muy similar a la de 2019 (y posiblemente, 2020) en cuanto a la época de inicio de los casos, que parece haberse adelantado respecto a la observada durante el sexenio 2013 – 2018. En aquellos años, lo habitual era que el objetivo dejara de cumplirse a finales de primavera o en verano (generalmente en junio).

En trabajos anteriores, a pesar de la elevada variabilidad del medio acuático propia de los estuarios, fue posible definir patrones estacionales en el porcentaje de saturación del oxígeno, viéndose que descendía en primavera y en verano (p. ej., FRANCO *et al.*, 2006). Dicho patrón estacional es el normal en los estuarios de latitudes templadas, ya que con la temperatura se incrementan las tasas de los procesos respiratorios, lo cual se suele traducir en déficits -a veces muy acusados- de oxígeno en el agua (KEMP *et al.*, 1992). Del mismo modo, se detectaron cambios esporádicos relacionados con factores meteorológicos, siendo especialmente relevantes las riadas como factor que aumentaban la oxigenación en la zona superior del estuario.

Las condiciones meteorológicas en estos tres últimos años se han caracterizado por periodos prolongados de bajo caudal fluvial. En 2019, desde febrero hasta septiembre inclusive la precipitación mensual acumulada fue inferior a 100 mm y algo similar se observó en 2020, a excepción del mes de marzo (datos de AEMET en el aeropuerto de Bilbao). Respecto a 2021, los datos del mismo observatorio indican que el mes de febrero fue muy cálido y los meses de marzo y abril muy secos, en comparación con la media de largo plazo (1991-2020). Por tanto, podría haber una tendencia relacionada con factores climáticos que adelantara el periodo del año en el cual el oxígeno disminuye en las aguas de fondo de la zona de carácter más fluvial y, a la vez, quizá también, un acrecentamiento de dicha disminución.

En todo caso, si se tienen en cuenta los valores promedio de saturación de oxígeno calculados con todas las medidas de superficie y fondo del año, se supera el objetivo del 60% en cada una de las estaciones de muestreo desde 2013 y en la mayoría desde 2001 (Figura 11.1). Ello indica que, aunque esporádicamente hay hipoxia en las aguas de fondo de la zona de cabecera, el objetivo establecido en el Plan de Saneamiento para el oxígeno se está cumpliendo de manera general en el estuario desde hace varios años.

A largo plazo, los mayores cambios en los niveles de oxigenación de las aguas del estuario y en el grado de cumplimiento con el estándar de calidad se relacionan claramente con las diferentes fases de implementación del Plan de Saneamiento. Tales fases incluyeron, tanto el progresivo incremento de la cobertura del Plan de Saneamiento (es decir, de la población cuyas aguas son depuradas), como la puesta en marcha de los diferentes procesos de tratamiento de las aguas en la EDAR de Galindo (Figura 11.2).

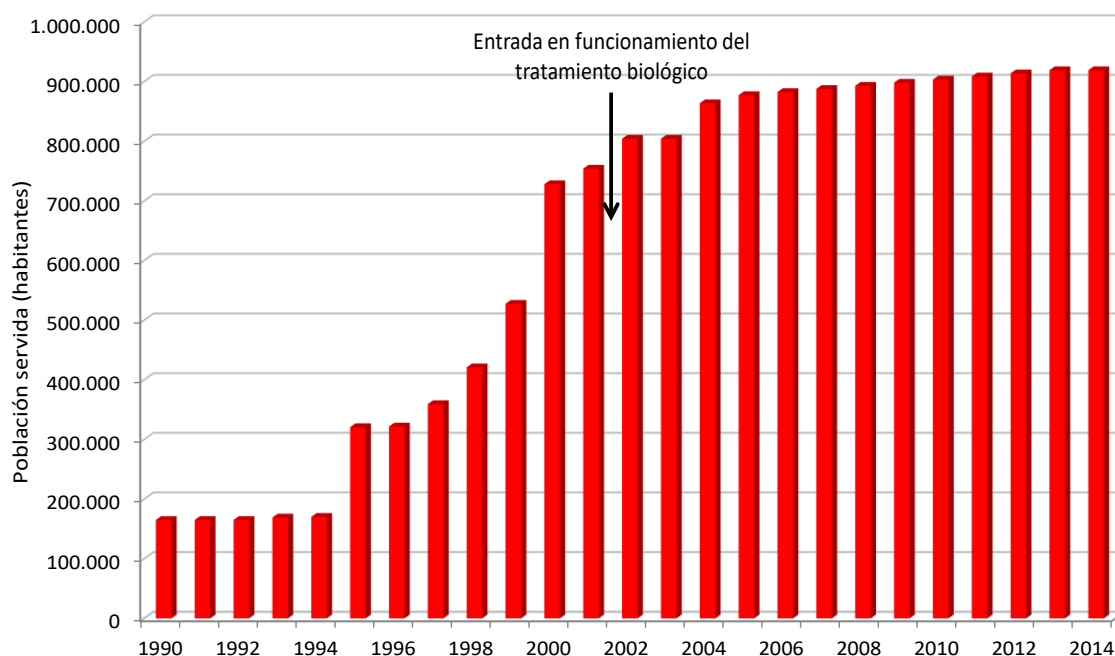


Figura 11.2. Evolución temporal de la población servida por el Plan de Saneamiento, es decir, de la población cuyas aguas residuales son depuradas. Se indica también la fecha aproximada de entrada en funcionamiento del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo.

Con respecto a la cobertura del Plan de Saneamiento, hasta el año 1994 la población servida era inferior a 200 000 habitantes. A finales de 1995 entró en servicio el colector del Parque, que incorporó las aguas residuales de gran parte de la margen izquierda de Bilbao. Posteriormente, en el año 1997 se conectó el sifón de la Universidad, recogiendo las aguas fecales de Deusto. En 1998 entraron en servicio el interceptor del Gobelas y el colector de Zorroza, y en 1999 el tramo Universidad-Arenal del interceptor del Nerbioi-lbaizabal.

En el año 2000 se interceptaron la práctica totalidad de los vertidos al estuario en el área metropolitana de Bilbao, con la excepción del barrio de Olabeaga, lo cual supuso un considerable incremento de la población servida (Figura 11.2). Posteriormente se fueron recogiendo las aguas residuales de otras zonas como Asúa, Olabeaga, Udondo-Erandio, Ugarte-Kareaga, etc. En la actualidad el Plan de Saneamiento da cobertura prácticamente al 100% de los habitantes de los municipios afectados por el mismo.

El progresivo incremento de la cobertura del Plan de Saneamiento explica la mejoría experimentada en el oxígeno hasta el año 2000. En 2001-2002 se puso en marcha en Galindo el sistema de tratamiento biológico (o secundario), mediado por bacterias, y que supone una depuración mucho más intensa que el tratamiento fisicoquímico (primario). Esto se tradujo en un salto en el nivel de calidad de las aguas en lo relativo al oxígeno, con un acusado descenso en el porcentaje de muestras que incumplían el estándar de calidad y/o que representaban situaciones de hipoxia severa. El posterior avance de la cobertura del Plan de Saneamiento contribuyó a seguir mejorando el grado de oxigenación de las aguas (Figura 11.1).

La Figura 11.3 muestra de manera sencilla la evolución, desde 1990 hasta la actualidad, del nivel de oxigenación de las aguas y del cumplimiento del objetivo del Plan de Saneamiento (saturación $\geq 60\%$). Considerando en conjunto los datos de todas las estaciones del estuario para cada año, se observa que el valor medio no cumplía con el estándar de calidad hasta el año 2000 (con excepción de 1999). A partir del año 2001, sin embargo, se cumple sobradamente con el estándar de calidad, con valores medios anuales siempre superiores al 70%. Desde el año 2012 los porcentajes de saturación medios anuales han sido superiores al 85%.

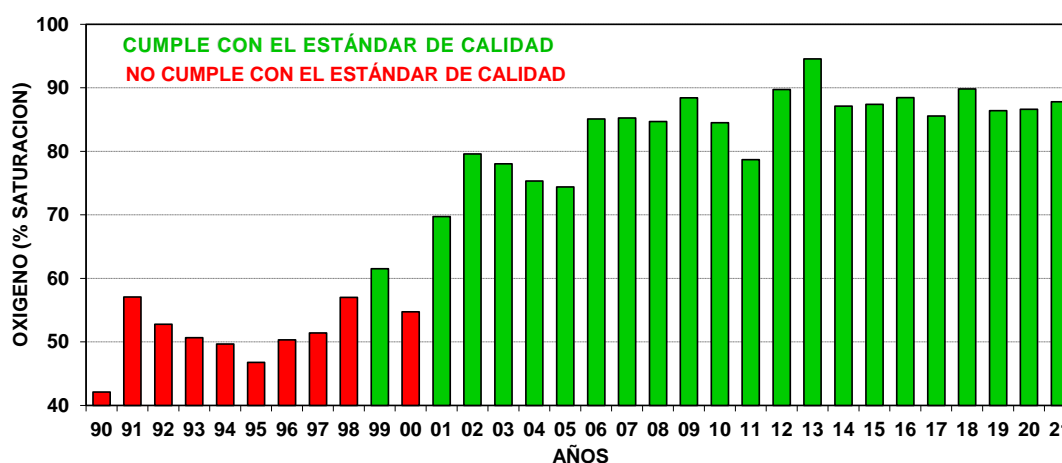


Figura 11.3. Evolución temporal del oxígeno en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal: media aritmética del porcentaje de saturación para cada año, considerando los datos de superficie y fondo de todas las estaciones y campañas. El cumplimiento o incumplimiento con el estándar de calidad (60% de saturación de oxígeno) se indica con los colores verde y rojo, respectivamente.

11.2 Oxígeno disuelto y bentos de sustrato blando

Parece, por lo tanto, que las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en las aguas de fondo de la zona superior del estuario fue el factor ambiental que en mayor medida impidió durante muchas décadas el asentamiento de comunidades "normales". Esta relación entre déficits de oxígeno y estado de las comunidades bentónicas ha sido estudiada y confirmada en algunos trabajos.

Así, en la Figura 11.4 (tomada de BORJA *et al.*, 2006) se presenta dicha relación para las campañas realizadas entre 1989 y 2003, periodo en el que se daban aún situaciones de hipoxia severa en las aguas de fondo. Como puede verse, existe una clara correlación negativa entre el porcentaje de saturación de oxígeno en las aguas de fondo y el índice biótico AMBI. Es decir, a menores porcentajes de saturación de oxígeno, mayor grado de alteración del bentos de fondo blando. Es de destacar que casi todos los valores de AMBI de 7, que corresponden a sedimentos azoicos, se asocian a porcentajes de saturación inferiores a 40%.

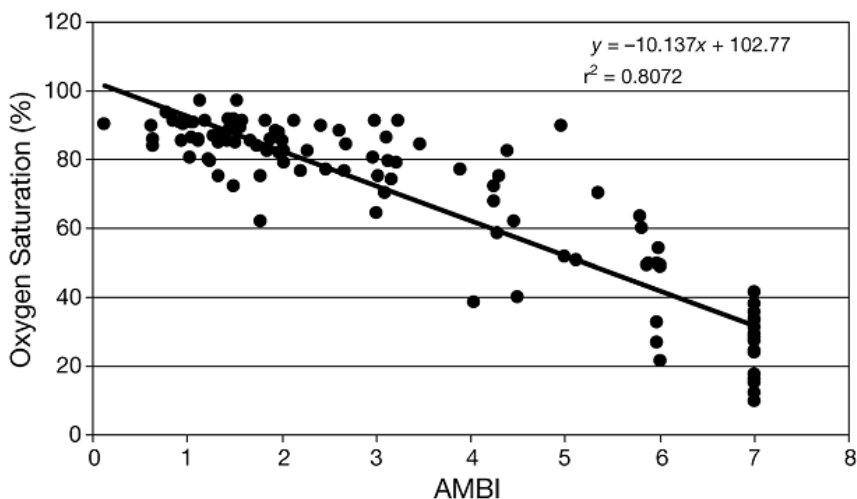


Figura 11.4. Relación entre los porcentajes de saturación de oxígeno en las aguas de fondo y los valores del índice biótico AMBI en las campañas entre 1989 y 2003. Tomado de BORJA *et al.* (2006).

La importancia del oxígeno disuelto en las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal ha sido también señalada en otros trabajos (SAIZ SALINAS *et al.*, 1996; BORJA *et al.*, 2016).

Hasta comienzos de la década del 2000 las situaciones de hipoxia severa se daban sobre todo en la zona superior. Tal y como se expuso en informes previos, el puente de Rontegi marcaba la frontera entre la presencia de comunidades bentónicas permanentes, hacia el exterior, y las comunidades muy alteradas o ausentes, hacia el interior.

La mejoría experimentada posteriormente en las comunidades de bentos de substrato blando ha sido pareja a la disminución de la intensidad y duración de las situaciones de hipoxia severa, o de anoxia. Esta mejoría coincidió con la entrada en funcionamiento del tratamiento biológico en la planta de Galindo, lo cual confirma la importancia del oxígeno disuelto en la recuperación de las comunidades biológicas en los estuarios.

11.3 Estándares de calidad para el oxígeno disuelto

Según algunos autores, incluso en estuarios poco contaminados, las situaciones de hipoxia en las zonas interiores y en determinadas épocas del año pueden considerarse fenómenos normales. Dichos fenómenos están más relacionados con los ciclos estacionales de procesos respiratorios y mineralización, y con las condiciones de estratificación de la columna de agua, que con la calidad de las aguas (KEMP *et al.*, 1992; D'ELIA *et al.*, 1992).

Otros autores, sin embargo, consideran que los procesos de eutrofización, a los cuales van íntimamente ligados los de hipoxia y anoxia, no son en ningún caso de origen propiamente natural, sino que están ligados a impactos antrópicos, bien de carácter claro y puntual (vertidos de materia orgánica, aportes de nutrientes, etc.), o bien de carácter más indirecto y difuso (como, por ejemplo, por la alteración y usos de las cuencas de drenaje y los cambios asociados en el aporte de nutrientes). Tal es la opinión, por ejemplo, de R. DÍAZ (*Virginia Institute of Marine Science*, EE. UU.), experto en el tema (comunicación personal).

Por todo ello, en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal el objetivo establecido en el Plan de Saneamiento (60% de saturación) resulta adecuado como referencia general, pero no debería provocar alarma que esporádicamente aparecieran porcentajes característicos de hipoxia, siempre y cuando durante buena parte del año las aguas se mantuvieran bien oxigenadas.

Por eso, con el objeto de mantener un objetivo de calidad ambicioso (como es el 60% de saturación de oxígeno) pero a la vez contemplar las desviaciones normales debidas a la propia variabilidad natural, sería conveniente incluir algunas matizaciones al objetivo global. En este sentido, se pueden emplear porcentajes, es decir, frecuencia relativa de valores que superan un porcentaje determinado. Este tipo de criterios es muy habitual en las directivas europeas, tanto las relativas a la calidad del agua potable, como a las dirigidas al marisqueo o a la protección piscícola (en el caso de las aguas de baño se establece un rango de porcentajes dentro del cual deben situarse los valores medidos). Por lo tanto, el objetivo final del 60% puede matizarse teniendo en cuenta cierto porcentaje de muestras. Así, podría proponerse, por ejemplo, que el 90% de los valores medidos igualaran o superasen el 60% de saturación. O de otra manera, aplicar el límite al promedio anual.

A modo de ejemplo se puede tomar el caso del estuario del río Támesis en Gran Bretaña (ATTRILL, 1998). En este sistema se creó una institución, denominada *Autoridad del Agua del Támesis*, que tenía como responsabilidad la gestión de la calidad del agua y de las principales obras de saneamiento en la zona. En su momento dicho organismo estableció unos objetivos y estándares de calidad basados en la concentración de oxígeno disuelto.

Posteriormente, con la privatización del sector en el año 1989 la responsabilidad de la vigilancia y control de la contaminación en este sistema recayó en la *Autoridad Nacional de Ríos, Región del Támesis*. Posteriormente se creó la *Agencia Ambiental*. Los objetivos de calidad formulados a finales de los 70 y principios de los 80 fueron después revisados, de la forma siguiente:

- Se consideran tres zonas diferenciadas del estuario del Támesis. En todas ellas se establecen, como objetivos de calidad, que sean aptas para el paso de los peces migratorios y que mantengan una apariencia estéticamente apropiada. Además, en cada tramo se establece un objetivo relativo al mantenimiento de recursos pesqueros (diferentes comunidades en cada tramo) y, para el tramo más exterior, el cumplimiento de la normativa de aguas de baño.
- Como estándares de calidad y por lo que se refiere al oxígeno, en la zona más interior del estuario del Támesis deberán cumplirse las siguientes condiciones:
 - mínimo de oxígeno disuelto: 5% de saturación
 - 95% de las medidas superiores al 10% de saturación
 - 80% de las medidas superiores al 40% de saturación.

- En la zona media se establecen los mismos estándares excepto el tercero, que hace referencia a un 30% de saturación en el 80% de los valores.
- Finalmente, en la zona exterior, el tercer criterio se refiere al 60% de saturación en el 80% de los valores, permaneciendo iguales los otros dos.

Además, hay que señalar que, para el porcentaje de saturación de oxígeno actualmente se cuenta en el País Vasco con los objetivos de calidad que figuran en la revisión del proyecto del Plan Hidrológico para la Demarcación del Cantábrico Oriental (URA y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO, 2015; BOE, 2016). Estos objetivos están establecidos para la capa superficial de las masas de agua de transición según el tramo al que pertenezcan en función de su salinidad, como sigue:

- Oligohalino (0-5 UPS) $\geq 66\%$
- Mesohalino (5-18 UPS) $\geq 71\%$
- Polihalino (18-30 UPS) $\geq 79\%$
- Euhalino (30-34 UPS) $\geq 83\%$

11.4 Calidad fisicoquímica de los sedimentos

Con respecto a las características granulométricas de los sedimentos, en las estaciones del eje principal del estuario se observa una elevada variabilidad temporal a largo plazo en los porcentajes de las distintas fracciones, sin presentar un patrón claro o dominante. Por el contrario, en las estaciones situadas en las dársenas se observa generalmente una dominancia de la fracción sedimentaria fina.

En cuanto a la contaminación de los sedimentos por metales pesados, la tendencia desde el comienzo del seguimiento es, en varias estaciones, decreciente. Estas tendencias decrecientes son probablemente debidas a que en los últimos años el material que se está depositando en el lecho de la Ría presenta una menor cantidad de sustancias contaminantes al haber disminuido de manera considerable el número y la intensidad de los vertidos. Esta deposición de material menos contaminado en las capas superiores podría considerarse un mecanismo de "recuperación" de los sedimentos del estuario.

Sin embargo, los valores de concentración de metales son generalmente superiores a los niveles de fondo regionales, observándose en 2021 que tres estaciones presentan un grado de *contaminación global ligera* y las otras cinco *contaminación media* ($3 < I_{cc} < 12$). Por lo tanto, se trata de un sistema globalmente contaminado por metales pesados en sedimentos. De hecho, en casi todas las estaciones se supera el valor PEL (*Probable Effect Level*) en al menos uno de los metales analizados, pudiendo implicar efectos biológicos adversos.

En 2021 se observan concentraciones relativamente altas de algunos metales, aunque la mayoría se encuentran en el rango de los valores observados en los años más recientes.

11.5 Comunidades del bentos de sustrato blando

Como ya se ha comentado, las comunidades bentónicas han mejorado a lo largo de los años, con presencia de fauna (a partir de 2007 incluso en las estaciones más interiores) y con una riqueza taxonómica creciente. Se debe apuntar que la utilización de índices bióticos para el bentos costero, de forma similar a lo que desde hace décadas se emplea para macroinvertebrados bentónicos fluviales, ha contribuido a una mejor interpretación de los datos.

Como se señala en el apartado 11.1, en la última década no se han detectado situaciones de anoxia y las de hipoxia han sido muy ocasionales, lo cual debiera facilitar el asentamiento de las comunidades bentónicas características de los estuarios cantábricos.

No se debe olvidar, sin embargo, el papel que puede jugar la presencia en buena parte de este sistema de sedimentos con elevadas concentraciones de metales pesados. De hecho, por comparación entre las concentraciones detectadas y los valores que tienen efectos negativos para la fauna (LONG *et al.*, 1995) se puede apreciar que, para la mayoría de los metales analizados para los que existen estas referencias, se supera el valor de efectos tóxicos de rango bajo en la mayor parte del estuario. Para algunos de ellos se supera incluso el nivel de efectos tóxicos de rango mediano. Esto supone que algunas especies se hallan probablemente limitadas por estas condiciones, por lo que, de momento sólo las más resistentes a esos factores podrían asentarse en las zonas más contaminadas.

En este sentido, algunos estudios realizados con las dos especies más características de las zonas limo-arcillosas de los estuarios del País Vasco, el anélido poliqueto *Hediste diversicolor* y el molusco bivalvo *Scrobicularia plana*, han puesto de manifiesto que existen grandes diferencias en el grado de afección por metales pesados. Así, mientras *Hediste diversicolor* puede sobrevivir y crecer con aparente normalidad en sedimentos de zonas bastante contaminadas de la Ría, siempre y cuando se encuentren en condiciones de buena oxigenación (SAIZ SALINAS *et al.*, 1996), *Scrobicularia plana* se halla negativamente afectada por esos sedimentos, lo cual parece debido a las altas concentraciones de metales pesados (GONZÁLEZ OREJA y SAIZ SALINAS, 2000).

En general, en 2021 se observa una situación de estabilidad o de ligera mejoría para los parámetros poblacionales de los macroinvertebrados bentónicos, incluso en la estación SED0101 (situada en la zona del Puente de Bizkaia, hacia el exterior). En ésta, dentro de los altibajos que viene presentando desde 2014, este año 2021 ha vuelto a mejorar su valor de AMBI con respecto al año pasado (pasando de alteración moderada a ligera).

11.6 Comunidades de fauna demersal

La fauna demersal es otra de las comunidades que ha presentado en los últimos años indicios que sugieren una mejoría de las condiciones, con una continua recolonización del estuario.

La mejora detectada a lo largo de los años puede asociarse al cierre de algunas industrias (como Altos Hornos de Vizcaya) y a la progresiva entrada en funcionamiento de distintas fases de saneamiento y depuración. Todo ello ha ido reduciendo los vertidos contaminantes, tanto los que se producían de manera directa al estuario, como los procedentes de las cuencas de drenaje. Se puede afirmar que la mejoría de estas comunidades se debe principalmente al incremento de la concentración de oxígeno disuelto (que ha aumentado en todas las estaciones, incluso en las zonas media e interior que durante muchos años presentaron situaciones de hipoxia y anoxia) y al descenso de las concentraciones de amonio. Esta mejoría de la calidad del agua presentó un salto cuantitativo al comienzo de la década de 2000, con la implementación del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo.

Se podría decir que los cambios acaecidos en las comunidades demersales del tramo de Olabeaga resumen el proceso de recuperación de la calidad del estuario y reflejan la gran mejoría ambiental que supuso la entrada en funcionamiento del tratamiento biológico (Figura 11.5).

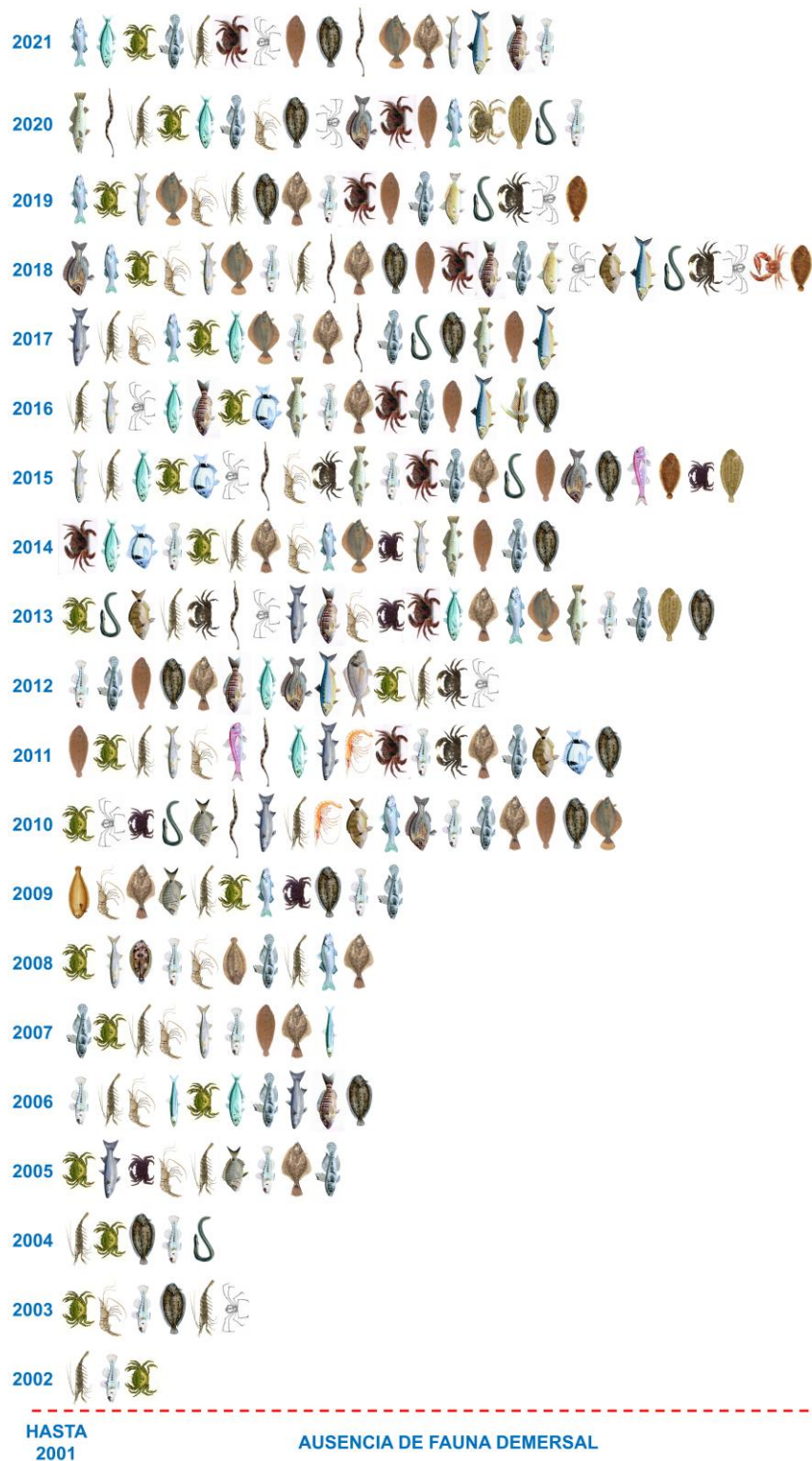


Figura 11.5. Representación de las especies de peces y crustáceos registradas en la zona interior del estuario del Nerbioi-Ibaizabal, a partir de los datos anuales de la estación N_FD_OLABEAGA.

Hasta el año 2002 en las campañas realizadas para el estudio de la fauna demersal no se habían encontrado ni peces ni crustáceos en el tramo muestreado desde el puente de Euskalduna hasta Olabeaga. En 2002 se encontraron unas pocas especies y, desde entonces, con los años se ha observado una mayor variedad. En las últimas campañas han aparecido, además de varios tipos de quisquillas y cangrejos, numerosas especies de peces. Entre ellos, se pueden citar: cabuxino, chaparrudo, anguila, lubina, muxarra, raspallón, aguja, muble, chopá, platija, solá, lenguado, etc.

Hasta el momento se han registrado 56 especies de peces y 33 de crustáceos en el estuario (excluyendo los registros relativos al Abra exterior, que dejó de muestrearse hace unos años).

11.7 Comunidades del bentos de sustrato duro

Desde finales de la década de 2000 los resultados obtenidos en varias zonas del Abra señalan una tendencia de mejoría general de las comunidades. Pero, por otra parte, destaca la relativa estabilidad en su desarrollo hacia comunidades típicas de ambientes no contaminados, en respuesta a las medidas de mitigación ya implementadas hace más de dos décadas. La ausencia de macroalgas formadoras de copa y fauna asociada (briozoos e hidrozoos) en los fondos submareales, así como la escasez de algas de morfología compleja y herbívoros en el intermareal son síntomas que reflejan la ralentización en la capacidad de recuperación del bentos.

Diversos estudios (FOLKE et al., 2004; CONNELL, 2007) señalan que ecosistemas costeros sometidos a largos periodos de contaminación intensa pueden sufrir una pérdida de resiliencia, de tal manera que los comunidades degradadas cambian de forma permanente a estados alternativos estables dominados por comunidades más simples. El Abra de Bilbao ha estado sometido a una contaminación industrial y doméstica severa durante décadas (CEARRETA et al., 2004) lo cual podría haber limitado la capacidad de recuperación de las comunidades tras la mejora en las condiciones ambientales. A pesar de las medidas de mitigación llevadas a cabo en el tratamiento de las aguas residuales, las comunidades podrían no evolucionar hacia los estados de madurez de comunidades prístinas, lo cual tendría una implicación directa en cuanto a la aplicación de las normativas ambientales marinas (DÍEZ et al., 2014).

Estos resultados quedan de manifiesto en la Tabla 11.1. Desde hace varios años, el potencial ecológico se ha evaluado mediante juicio de experto en cuatro estaciones consideradas estuáricas (Las Arenas, Santurtzi, Ereaga y Abasotas). Además, se ha evaluado el estado de las comunidades con los índices RICQI y CFR en la estación más exterior (Arrigunaga), asumiéndose que está muy influida por las aguas costeras.

Tal y como se observa en la Tabla 11.1, las estaciones estuáricas siguen sin alcanzar el Buen potencial, aunque en general se observa una ligera mejoría en el último decenio.

Sin embargo, ha mejorado de forma relevante el intermareal de Arrigunaga, especialmente en lo que se refiere a la flora (Tabla 11.1). Los dos índices aplicados están oficialmente aceptados en el contexto de la DMA para la evaluación de las comunidades intermareales costeras.

Por otro lado, el CFR señala que las comunidades de flora submareal de Arrigunaga han experimentado cierto deterioro desde la evaluación realizada en 2015. Este retroceso se debe a la menor abundancia y riqueza de algas características de comunidades de referencia y al aumento de la fracción de algas oportunistas. No obstante, el estado obtenido en el submareal con este índice debe tomarse como una aproximación, al no ser un método oficial para ese nivel.

Tabla 11.1. Evolución del potencial ecológico de las comunidades bentónicas del área de estudio de acuerdo al juicio de *experto* y evolución del estado ecológico según los índices RICQI (DÍEZ *et al.*, 2012) y CFR (GUINDA *et al.* 2014). MB: "Muy Bueno"; B: "Bueno"; Mo: "Moderado"; D: "Deficiente"; M: "Malo".

Área de estudio			Campaña					
Código Estación	Tipología	Aguas modif.	2008	2010	2012	2015	2018	2021
INTERMAREAL			Juicio de experto (Potencial ecológico)					
GAL_BD_LASARENAS_01	AT-T10	SI	D	D	Mo	Mo	Mo	Mo
GAL_BD_SANTURTZI_01	AT-T10	SI	D	D	Mo	Mo	Mo	Mo
GAL_BD_EREAGA_01	AT-T10	SI	D	Mo	Mo	Mo	Mo	Mo
SUBMAREAL			Juicio de experto (Potencial ecológico)					
GAL_BD_SANTURTZI_02	AT-T10	SI	D	D	D	D	D	D
GAL_BD_ABASOTAS_02	AT-T10	SI	D	Mo	Mo	Mo	Mo	Mo
INTERMAREAL			RICQI (Estado ecológico)					
GAL_BD_ARRIGUNAGA_01	AC-T12	SI	Mo	Mo	Mo	Mo	Mo	B
INTERMAREAL			CFR (Estado ecológico- solo flora)					
GAL_BD_ARRIGUNAGA_01	AC-T12	SI	D	D	M	Mo	B	MB
SUBMAREAL			CFR (Estado ecológico- solo flora)					
GAL_BD_ARRIGUNAGA_02	AC-T12	SI	Mo	B	B	B	D	Mo

AT-T10: Aguas de Transición Tipo 10 (estuario submareal)

AC-T12: Aguas Costeras Tipo 12 (Cantábrico oriental, expuestas sin afloramiento)

11.8 Evolución global del estuario

Han transcurrido más de veinticinco años desde el comienzo de la depuración de las aguas y del programa de seguimiento ambiental, lo que ha permitido, tal y como se ha visto en las secciones anteriores, detectar tendencias temporales en diversas variables. A continuación, se presenta una breve descripción y una interpretación integrada de la evolución del estado del estuario con relación a las diferentes fases del Plan de Saneamiento. Todo ello se representa mediante la infografía de la Figura 11.8.

Hasta el año 1990 la Ría recibía numerosos vertidos sin ningún tipo de depuración. El agua, que presentaba un color marrón oscuro, padecía graves problemas de oxigenación y contenía elevadas concentraciones de nutrientes, de bacterias fecales y de diversos tipos de contaminantes. Los sedimentos estaban muy contaminados. Apenas había fauna en la zona superior del estuario y en su parte media las comunidades biológicas eran muy pobres. Las rocas estaban desprovistas de algas. Las playas del interior del Abra no presentaban condiciones adecuadas para el baño.

La depuradora de Galindo se comenzó a construir en 1985, y en 1990 estaba ya en pleno rendimiento. Tras esto, comenzó a mejorar la calidad del agua, reflejándose también dicha mejoría en las comunidades biológicas. A finales de los 90 se depuraban las aguas de aproximadamente la mitad de la población de toda la comarca. Los niveles de oxigenación del agua habían comenzado a incrementarse y la fauna empezaba a colonizar la zona superior del estuario, mientras que en las zonas media e inferior aumentaba la diversidad biológica. Las algas comenzaban a tapizar los sustratos duros. Sin embargo, aún se daban situaciones de hipoxia e incluso anoxia.

Posteriormente, con la entrada en funcionamiento del tratamiento biológico en la depuradora de Galindo (año 2001) y la progresiva conexión al Plan de Saneamiento de nuevos colectores, a mediados de la primera década del presente siglo apenas quedaban vertidos sin depurar. Ello se tradujo en el agua en mejores condiciones de oxigenación -cumpliendo, salvo casos puntuales, el estándar de calidad- y en concentraciones de nutrientes y bacterias mucho más bajas (CABB, 2006). En los sedimentos también disminuyó el nivel de contaminación. La diversidad de la fauna aumentó en todo el estuario y en la zona superior ya se observaban comunidades biológicas estables. Las comunidades de algas estaban más estructuradas.

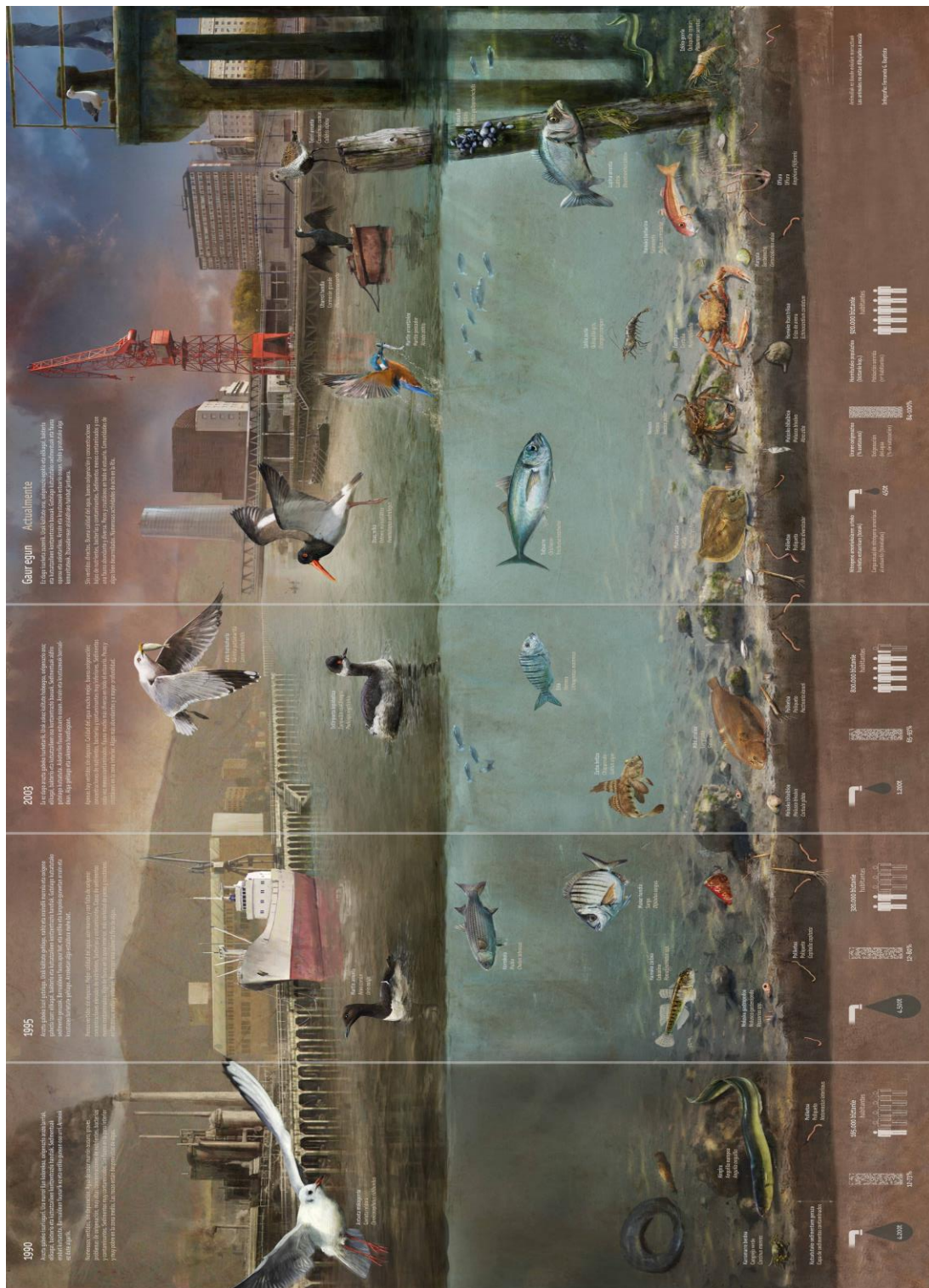


Figura 11.8. Representación de la evolución del estado del estuario del Nerbioi-Ibaizabal con relación al avance del Plan de Saneamiento. Autor: Fernando G. Baptista.

En la actualidad la cobertura del Plan de Saneamiento es prácticamente total y los vertidos sin depurar son prácticamente inexistentes. El agua presenta un buen estado de calidad. Los niveles de oxigenación son altos y no se registran situaciones de hipoxia. La fauna es abundante y diversa en todo el estuario. Las concentraciones de nutrientes, unas 20 veces más bajas que en 1990, son las normales de estuarios cantábricos. Las playas situadas en la desembocadura del estuario presentan condiciones adecuadas para el baño. En la Ría pueden llevarse a cabo diversas actividades de ocio (Figura 11.8).

Los resultados obtenidos en este seguimiento ponen de manifiesto, por una parte, una importante mejoría en las condiciones del estuario del Nerbioi-Ibaizabal y, por otra, una elevada capacidad de las comunidades faunísticas para recolonizar zonas a medida que van desapareciendo las condiciones que las hicieron azoicas. Como indican DIAZ y ROSENBERG (1995), en sistemas costeros y estuarios la reducción de las cargas de nutrientes disueltos (y por tanto de la eutrofización) y el incremento de las concentraciones de oxígeno disuelto en las aguas de fondo constituyen un paso fundamental para la recuperación de las comunidades bentónicas de sustrato blando, que puede darse en un plazo inferior a una década. Esta interpretación se puede extender a otras comunidades biológicas, tales como las algas de fondo duro y la fauna demersal. Para la primera de ellas ha sido fundamental la mejoría en las condiciones de transparencia y en la calidad química del agua. Con respecto a la fauna demersal, al igual que para el bentos de fondo blando, fue clave la mejoría en las condiciones de oxigenación.

12. CALIDAD DEL ESTUARIO CONFORME A LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

12.1 Introducción

Desde el año 1989 el CABB viene realizando campañas para caracterizar el estado ambiental del estuario del Nerbioi-Ibaizabal y estudiar su respuesta a las actuaciones enmarcadas en el Plan de Saneamiento. Estos estudios contemplan tanto el componente fisicoquímico como el biológico, por lo tanto, ofrecen una perspectiva ecológica. Desde el año 1994 la Unidad de Investigación Marina de AZTI lleva a cabo para el CABB, y con su colaboración, buena parte de los trabajos de este seguimiento (en adelante SEG-CABB) que incluyen campañas de campo, caracterización de comunidades biológicas, tratamiento de datos y elaboración de informes.

El seguimiento del estuario se ha intentado que sea lo más completo posible, por lo que incluye los principales componentes del ecosistema acuático, con una amplia cobertura espacial y a una escala temporal adecuada. Para ello, cada año se toman muestras de agua, fitoplancton, sedimento, invertebrados que viven en el sedimento y fauna demersal (peces e invertebrados que viven cerca del fondo). Además, cada tres años se realiza un estudio de las comunidades del bentos de sustrato rocoso, incluyendo macroalgas e invertebrados. También se realizan estudios del efecto de los contaminantes sobre la biota, que actualmente se centran en los peces planos. Además, se aplican metodologías para la evaluación de todos los componentes, fisicoquímicos y biológicos, que sean conformes a los requerimientos de la legislación vigente en Europa.

La Directiva Marco del Agua, Directiva 2000/60/CE (en adelante DMA), entró en vigor el 22 de diciembre de 2000, tras su publicación en el Diario Oficial de las Comunidades Europeas y supuso un hito en las políticas del agua (EUROPEAN COMMISSION, 2000). Como indica su Artículo 1, el objeto de la DMA es establecer un marco para la protección de todas las aguas, que:

- prevenga todo deterioro adicional y proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos y, con respecto a sus necesidades de agua, de los ecosistemas terrestres y humedales directamente dependientes de los ecosistemas acuáticos;
- promueva un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles;

- tenga por objeto una mayor protección y mejora del medio acuático, entre otras formas mediante medidas específicas de reducción progresiva de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias prioritarias, y mediante la interrupción o la supresión gradual de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias;
- garantice la reducción progresiva de la contaminación del agua subterránea y evite nuevas contaminaciones; y
- contribuya a paliar los efectos de las inundaciones y sequías.

En conjunto, los principales hitos y etapas del proceso de implantación de la DMA son: cumplimiento de los objetivos medioambientales, esto es, alcanzar el buen estado de las aguas para el año 2015 (Artículo 4); finalización del 1^{er} ciclo de gestión para el año 2021 (Artículos 4 y 13); finalización del 2^o ciclo de Gestión y líneas finales para el cumplimiento de los objetivos para el 2027 (Artículos 4 y 13). Conviene recordar que estos objetivos medioambientales y la DMA en su conjunto se aplican a todo tipo de masa de agua, sean ríos, lagos, embalses, aguas de transición (estuarios), aguas costeras o aguas subterráneas.

La DMA plantea un esquema de actuación en ciclos de seis años, asociados a los planes de gestión de cuencas. Inicialmente se debe establecer el marco básico de gestión, con la identificación de los distritos de cuenca y las autoridades competentes, la caracterización de las masas de agua, etc. Debe llevarse a cabo también un análisis de las presiones e impactos sobre las masas de agua y la identificación de aquéllas en riesgo de no alcanzar los objetivos de calidad, un análisis económico del uso del agua, un registro de áreas protegidas, etc.

Uno de los requisitos básicos de la DMA es el establecimiento de redes de vigilancia y control de la calidad de las masas de agua. Estas redes de control son la base para la evaluación del estado de calidad. Una vez establecidos los programas de vigilancia se deben realizar los borradores de los planes de gestión de cuencas, que incluirán una clasificación de las masas de agua. Posteriormente se realizarán los planes definitivos con la clasificación definitiva del estado de calidad. Se elaborarán también los programas de medidas para cada distrito de cuenca. Este proceso de seguimiento, planes de gestión y programas de medidas deben llevarse a cabo cada seis años.

12.2 Evaluación del estado de las masas de agua según la DMA

La DMA requiere la evaluación del estado global de cada masa de agua, lo que incluye el estado ecológico y el estado químico; el primero se valora en base a determinados elementos que dan una idea de la calidad y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y el segundo está relacionado con el cumplimiento de las normas de calidad medioambiental.

La DMA establece los elementos a considerar en la evaluación del estado ecológico, dando especial preponderancia a los elementos biológicos, si bien además se contemplan los elementos fisicoquímicos y los hidromorfológicos, que son considerados elementos de apoyo a los biológicos. La Figura 12.1 representa estos conceptos e indica los elementos a considerar para la evaluación del estado ecológico de las aguas costeras y de transición. La DMA establece también la periodicidad de los controles para cada elemento y para cada variable.

ESTADO ECOLÓGICO: indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos

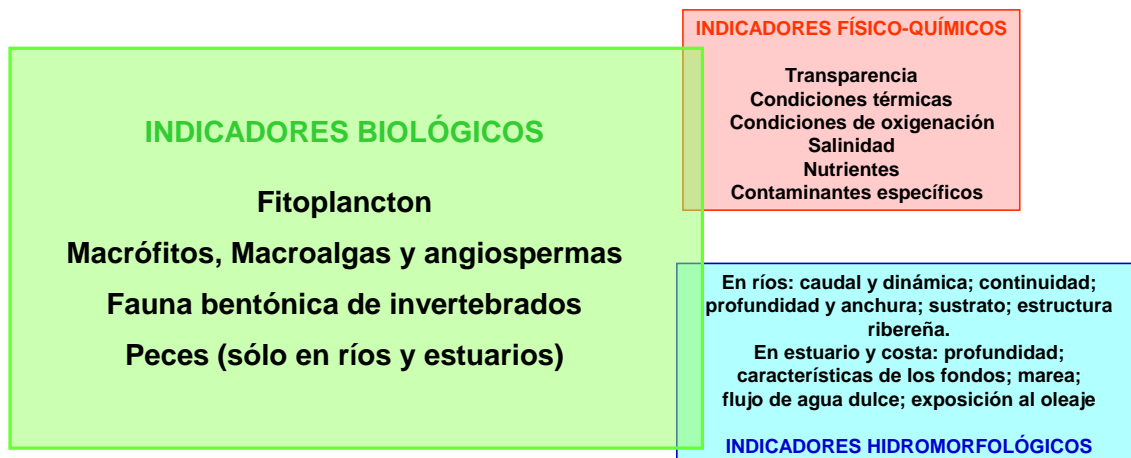


Figura 12.1. Indicadores a considerar en la evaluación del estado ecológico para la Directiva Marco del Agua.

Con objeto de desarrollar los métodos y sistemas de evaluación contemplados en la DMA, de acuerdo a sus definiciones normativas, se creó la Estrategia Común de Implementación (CIS, de sus siglas en inglés). A raíz de ella, se crearon también diversos grupos de trabajo internacionales cuyos resultados han dado lugar a guías para la implementación de diversos aspectos de la DMA. Desde el año 2002 la Unidad de Investigación Marina de AZTI viene participando en varios de estos grupos, así como en reuniones y grupos de trabajo para la implementación de la DMA en el ámbito nacional. Estos trabajos se hacen en colaboración con la Agencia Vasca del Agua (URA). En este sentido, las metodologías que AZTI está empleando han sido desarrolladas y validadas en colaboración con otras entidades y en buena medida se trata de metodologías comunes a varios países del área atlántica.

El estado ecológico se clasifica en cinco categorías y cada una se representa con un color: **MUY BUENO / BUENO / MODERADO / DEFICIENTE / MALO**.

El estado químico se clasifica en dos categorías, según la masa de agua cumpla o no con las normas de calidad: **CUMPLE / NO CUMPLE**.

12.3 Evaluación del estado de las masas de agua en la CAPV

Desde el año 2002 AZTI lleva a cabo para el Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco (actualmente para URA) la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la CAPV” (en adelante SEG-GV). Este trabajo supone la continuidad y la adaptación a los requerimientos de la DMA de los trabajos previos realizados en el ámbito de la vigilancia de la calidad de las aguas de la CAPV, realizados desde 1994. Estos trabajos, así como otros documentos relacionados con la implementación de la DMA, se pueden encontrar en Internet. Entre los documentos más relevantes cabe destacar:

- Informe relativo a los artículos 5 y 6 de la Directiva 2000/60/CE.
http://www.uragentzia.euskadi.net/u81-0003/es/contenidos/informe_estudio/art_5_6_dma/es_doc/indice.html
- Real Decreto 817/2015 , de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2015/09/11/817>
- 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 [...]
<http://www.boe.es/boe/dias/2016/01/19/>

- Real Decreto 47/2022, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
<https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/01/18/47>

- Plan Hidrológico del Cantábrico Oriental 2015-2021
<http://www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/plan-hidrologico-de-la-demarcacion-hidrografica-del-cantabrico-oriental-2015-2021/u81-0003333/es/>

- Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027.
<https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>

- Protocolos de muestreo, de laboratorio y de cálculo de índices y métricas para el seguimiento del estado de las masas de agua superficial de la CAPV.
www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/protocolos-de-muestreo-de-laboratorio-y-de-calculo-de-indices-y-metricas-para-el-seguimiento-del-estado-de-las-masas-de-agua-superficial-de-la-capv/u81-000376/es/

- Informes de las redes de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV.
<https://www.uragentzia.euskadi.eus/seguimiento-del-estado-de-las-aguas/webura00-01040102seguimiento/es/>

- Última decisión de intercalibración (2018).
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1519131448747&uri=CELEX:32018D0229>

- Temas importantes en materia de gestión de Aguas.
http://www.uragentzia.euskadi.net/u81-0003/es/contenidos/informe_estudio/diagnostico_agua/es_doc/indice.html

- Caracterización de las presiones e impactos en los estuarios y costa.
http://www.uragentzia.euskadi.net/u81-0003/es/contenidos/informe_estudio/presiones_impactos_costa/es_dma/indice.html

http://www.uragentzia.euskadi.eus/informe_estudio/-eutrofizacion-en-el-medio-marino-del-pais-vasco-influencia-antropica-e-impactos-sobre-el-fitoplancton/u81-000374/es/

Algunos de estos trabajos presentan información clave para la evaluación del estado de calidad de las masas de agua, tales como: su caracterización y delimitación, tipología, condiciones de referencia, métodos de cálculo de los índices de calidad ecológica, métodos de integración de las evaluaciones parciales, propuesta de masas de agua muy modificadas, etc. Las metodologías de evaluación más recientes pueden encontrarse en los enlaces aquí mencionados.

El estuario del Nerbioi-Ibaizabal, al tratarse de una masa de agua muy modificada en su morfología, debido a su canalización y al desarrollo del puerto, requiere la evaluación del *potencial ecológico*, lo que implica que algunos de los elementos biológicos estén sujetos a un nivel de exigencia menor. En concreto, los elementos que se evalúan con un criterio menos exigente son los peces y las comunidades del bentos de sustrato blando; además, no se incluye el bentos de fondo duro. En las masas de agua muy modificadas los valores de los límites entre clases quedan definidos por el 85% del valor establecido en las aguas no modificadas. Dichas correcciones no se aplican para la evaluación del fitoplancton, ni para la evaluación de las condiciones fisicoquímicas del medio.

La clasificación del estado/potencial ecológico se realiza completando la valoración de la calidad biológica con la valoración de la calidad fisicoquímica del agua; ésta última hace referencia a las condiciones fisicoquímicas generales y a los contaminantes preferentes (sustancias específicas).

Para ello, primero se calcula el estado biológico en cada estación de muestreo de la masa de agua de transición, realizando una clasificación de cada componente (fitoplancton, bentos de sustrato blando y peces).

Posteriormente, se emplea un sistema de promediado para calcular el estado biológico de cada elemento en el total de la masa de agua. Dicho sistema de integración espacial también puede aplicarse a la evaluación del estado según indicadores fisicoquímicos asociados a condiciones generales. Para realizar la integración espacial, se asigna a cada estación de muestreo una representatividad, es decir, se tiene en cuenta la superficie representada por la estación en el total de la masa de agua (Tabla 12.1).

Tabla 12.1. Estaciones de muestreo que emplea URA (Agencia Vasca del Agua) para la evaluación de la calidad en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal. Se indica el porcentaje de representatividad asociado a cada estación dentro de la masa de agua (BORJA *et al.*, 2013).

Masa de agua	Estaciones de muestreo		
	Código	Localización	%
Nerbioi exterior	E-N30	Abra Exterior	80
	E-N20	Abra Interior	20
Nerbioi interior	E-N17	Leioa (Lamiako)	31
	E-N15	Barakaldo (Puente de Rontegi)	31
	E-N10	Bilbao (Puente de Deusto)	38

Además, si no se dispusiera de un valor de EQR (“Ecological Quality Ratio”), se le asignaría una equivalencia numérica al estado biológico (o en su caso, al estado según condiciones fisicoquímicas generales) que presente cada estación de muestreo (Tabla 12.2).

Tabla 12.2. Equivalencias numéricas utilizadas, tanto para el estado biológico como para el estado según condiciones fisicoquímicas generales (BORJA *et al.*, 2013).

Calificación del estado	Equivalencia (estación)	Equivalencia (masa de agua)
Muy Bueno	10	8,4 a 10
Bueno	8	6,8 a 8,39
Moderado	6	5,2 a 6,79
Deficiente	4	3,6 a 5,19
Malo	2	2 a 3,59

Por último, la integración espacial puede llevarse a cabo multiplicando el EQR (o la equivalencia numérica del estado) en una estación por la representatividad espacial de dicha estación (tanto por uno) y finalmente, sumando los productos obtenidos en todas las estaciones de muestreo que representan la masa de agua (esto es, haciendo una media ponderada). En caso de no disponer de valores de EQR, al valor global obtenido en la masa de agua le correspondería la calificación dada por el sistema de la Tabla 12.2.

Para más detalles sobre la metodología de integración espacial, que puede presentar diferencias según el componente evaluado, pueden consultarse los protocolos: www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/protocolos-de-muestreo-de-laboratorio-y-de-calculo-de-indices-y-metricas-para-el-seguimiento-del-estado-de-las-masas-de-agua-superficial-de-la-capv/u81-000376/es/

Hay que resaltar que la calidad fisicoquímica sólo interviene en el cálculo del estado ecológico cuando la calidad biológica es buena o muy buena; y que los indicadores hidromorfológicos participan para discernir entre el Muy Buen estado y el Buen estado (lógicamente no participan en la valoración de potencial ecológico) (Figura 12.2).

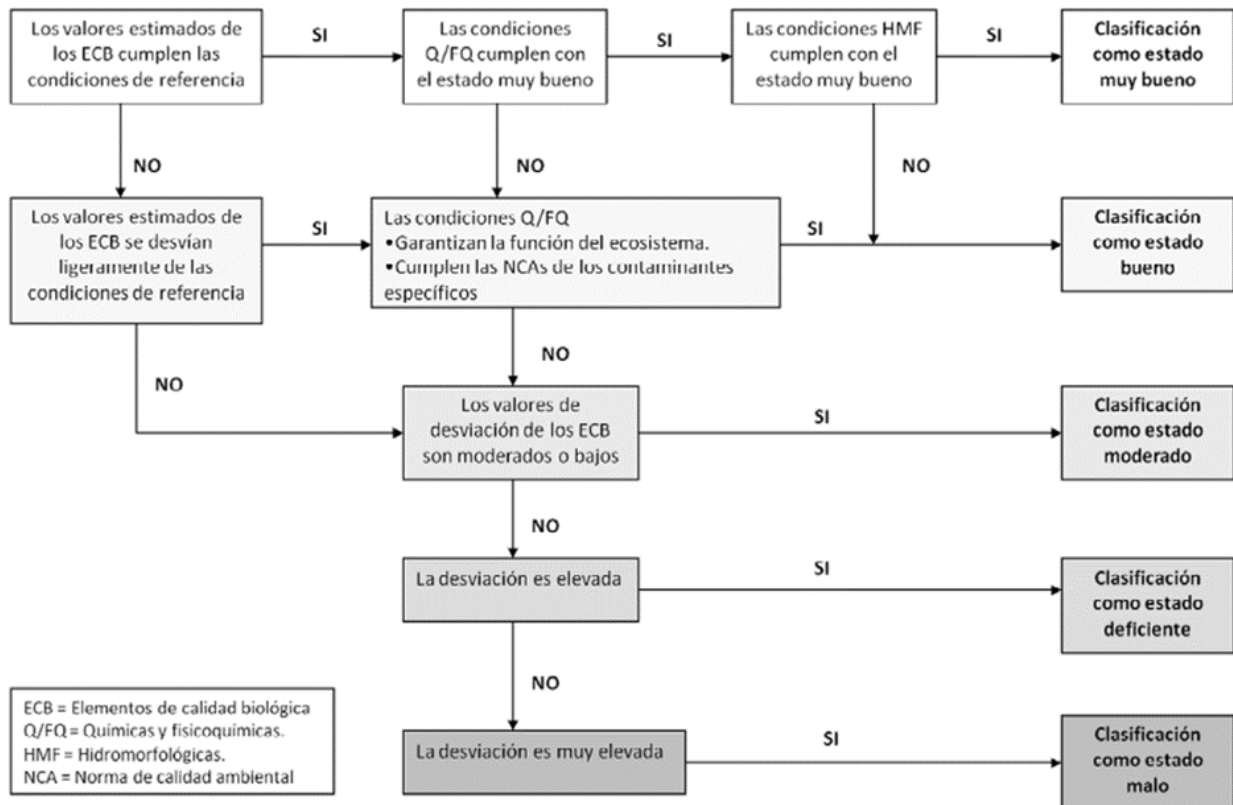


Figura 12.2. Proceso de calificación del estado ecológico, basado en la Directiva Marco del Agua (tomado de BORJA *et al.*, 2013).

12.4 Evaluación del estado del estuario con la información del seguimiento realizado para el CABB

Con objeto de evaluar el estado de calidad ecológica del estuario del Nerbioi-Ibaizabal con los datos obtenidos del SEG-CABB, se ha tenido en cuenta la información de los diferentes componentes estudiados para dicho seguimiento y se han aplicado métodos acordes con la DMA.

Entre los elementos de estudio incluidos en el SEG-CABB no todos están contemplados en la DMA y, por lo tanto, no van a tratarse en este apartado (Tabla 12.3). En la presente evaluación se han tenido en cuenta las condiciones fisicoquímicas generales del agua, el fitoplancton, el bentos de fondo blando y la fauna ictiológica. La evaluación del bentos de fondo duro no es obligatoria en los estuarios de la CAPV, pero se realiza en este estudio cada tres años. Muchos de los métodos en uso en la CAPV han sido intercalibrados entre los distintos Estados Miembros de la Unión Europea. El proceso de intercalibración asegura que los diferentes métodos utilizados a lo largo de Europa proporcionan resultados similares.

Tabla 12.3. Elementos de estudio incluidos en el SEG-CABB. Para cada uno se indica si están contemplados en la Directiva Marco del Agua (DMA) y el grado de desarrollo de las metodologías correspondientes.

SEG-CABB	Elemento contemplado en la DMA	Observaciones
Fisicoquímica en aguas	SÍ	Método disponible para aguas costeras y estuarios de la CAPV.
Fitoplancton	SÍ	Método disponible para aguas costeras y estuarios de la CAPV. Intercalibrado en Europa (clorofila).
Química en sedimentos	NO	-
Bentos de fondo blando (invertebrados)	SÍ	Método disponible para aguas costeras y estuarios de la CAPV. Intercalibrado en Europa.
Bentos de fondo duro (invertebrados y macroalgas)	SÍ (macroalgas)	Métodos disponibles para aguas costeras de la CAPV. Intercalibrados en Europa. Evaluación no obligatoria en los estuarios de la CAPV.
Fauna demersal (crustáceos y peces)	SÍ	Método disponible para estuarios de la CAPV. Intercalibrado en Europa (peces).
Biomarcadores	NO	-

Para el seguimiento de la calidad en el SEG-CABB se llevan a cabo campañas en diferentes estaciones distribuidas a lo largo del estuario, desde la zona superior (estación de Arriaga, que se sitúa justo aguas abajo del Puente del Arenal) hasta la desembocadura (estación del Abra exterior, situada frente a Aizerrota) (Figura 12.3).

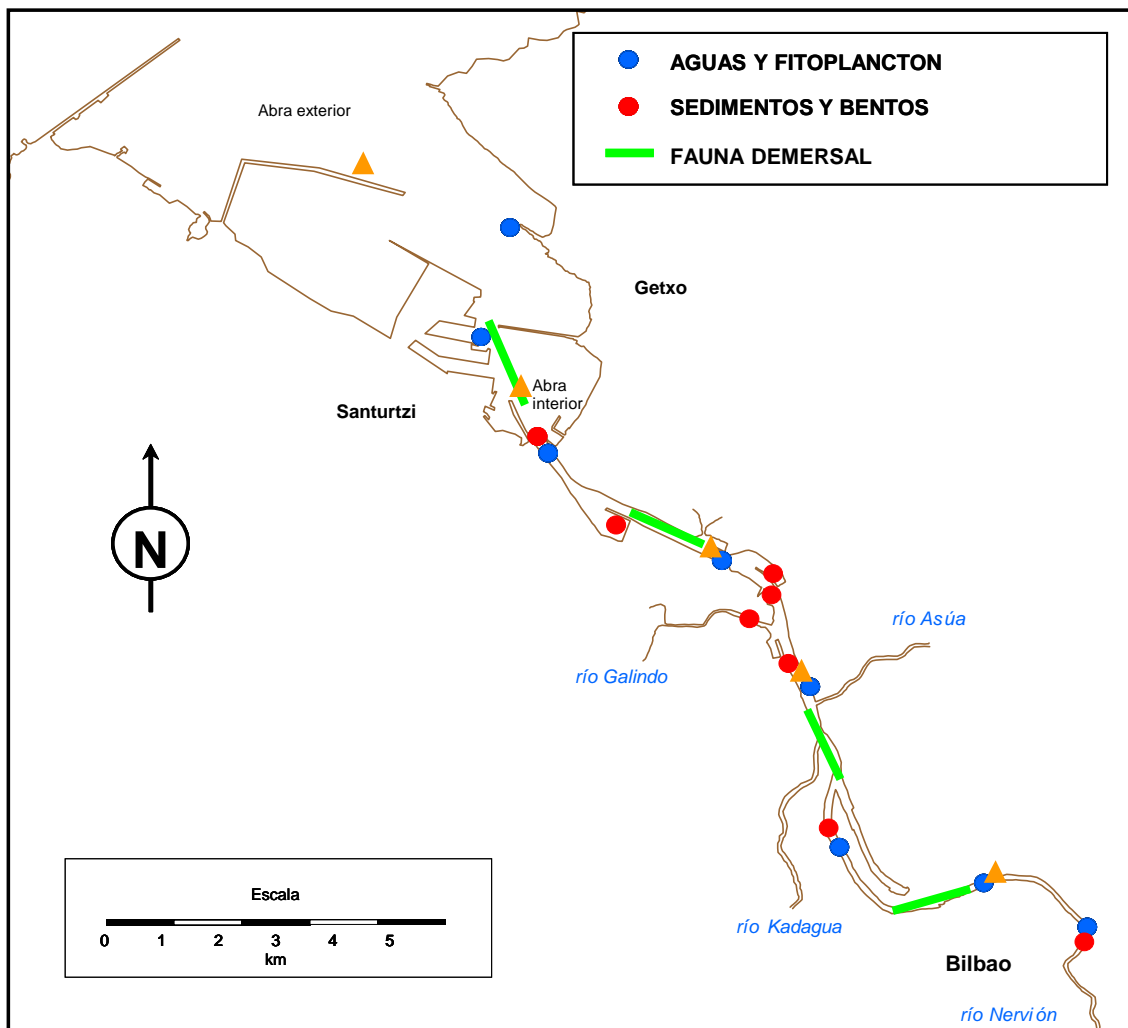


Figura 12.3. Situación de las estaciones de muestreo para el seguimiento del estuario. Se indica también, con triángulos naranjas, la situación de las estaciones de muestreo del SEG-GV.

Para la fauna demersal, el número de estaciones y su distribución en el SEG-CABB es muy similar al empleado en el seguimiento que realiza URA. Por ello, para cada estación del SEG-CABB se ha asumido que le corresponderá la representatividad de la estación del SEG-GV más cercana (Figura 12.3).

En el caso de las variables fisicoquímicas del agua y de las fitoplanctónicas, en la masa de agua del Nerbioi exterior (el Abra) el SEG-CABB emplea dos estaciones de muestreo, aunque su localización no es idéntica a las del SEG-GV (Figura 12.3). Para estas dos estaciones (RESN01 y RESN02) se ha asumido la misma representatividad espacial en la masa de agua que la que se estimó en su día para las del SEG-GV (E-N30 y E-N20) (Tabla 12.4). No obstante, a la hora de interpretar los resultados de esta masa de agua, habrá de tenerse en cuenta que en el SEG-CABB la zona más exterior está menos representada.

En la masa de agua del Nerbioi interior (la Ría), para las variables fisicoquímicas y para las del fitoplancton, el SEG-CABB emplea seis estaciones, mientras que el SEG-GV utiliza sólo tres (Tabla 12.4). En esta masa de agua ha sido necesario estimar un porcentaje para cada una de las estaciones del SEG-CABB. Para ello, se ha tenido en cuenta la localización y se ha tratado de que el resultado fuera coherente con el porcentaje que se indica en el SEG-GV.

Tabla 12.4. Estaciones de muestreo que se emplean en el seguimiento de la Agencia Vasca del Agua (SEG-GV) y en el del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia (SEG-CABB). Se indica el porcentaje de representatividad asociado a cada estación dentro de las masas de agua.

Masa de agua	SEG-GV			SEG-CABB				
	Estación	%	Localización	Aguas, fitoplancton		Sedimentos, bentos blando		
	Estación	%	Localización	Estación	%	Estación	%	Localización
Nerbioi exterior	E-N30	80	Abra exterior	RESN01 (*)	80	–	–	Abra exterior
	E-N20	20	Abra interior	RESN02 (*)	20	–	–	Abra interior
Nerbioi interior	E-N17	31	Lamiako	RESN03	20	SED0101	20	Pte. Bizkaia
						SED_BENEDICTA	10	Lamiako
	E-N15	31	Pte. Rontegi	RESN04 (*)	20	SED_AXPE	5	Axpe
						SED004R	20	
				RESN05	20	SED_PORTU	5	Pte. Rontegi
						–		
E-N10	38	Pte. Deusto	RESN06 (*)	15	SED006R	20	Zorroza	
					RESN07	15	–	Pte. Deusto
					RESN08	10	SED08BR	20

(*) Estaciones donde se mide clorofila “a” con espectrofotometría desde 2015. En la masa de agua del Nerbioi interior se asume una representatividad similar (50%) para las dos estaciones empleadas. En 2021 se ha incluido la medida de esta variable también en RESN03.

Para los sedimentos y el bentos de sustrato blando, el SEG-CABB emplea cuatro estaciones situadas en el eje principal de la Ría (SED0101, SED004R, SED006R y SED08BR). Además, hay otras tres estaciones situadas en dársenas (SED_BENEDICTA, SED_AXPE y SED_PORTU) y, por último, otra en el tributario Galindo, aguas abajo de la EDAR (SED_GALINDO). Las estaciones del SEG-CABB situadas en el eje de la Ría se ha asumido que representan un porcentaje similar de la masa de agua del Nerbioi interior, ya que su distribución a lo largo del canal es bastante regular. Como puede verse en la Tabla 12.4, a cada una de esas cuatro estaciones se les ha asignado una representatividad de 20%. A las dársenas se les ha asignado una representatividad entre 5 y 10%. La estación del tributario no se ha tenido en cuenta para evaluación de la masa de agua.

12.4.1 Físicoquímica en aguas

En informes anteriores al plan de vigilancia de 2013 se aplicaba un método de evaluación, basado en Análisis Factorial, que incluía los datos de disco de Secchi (transparencia), amonio y saturación de oxígeno. Estas variables se medían desde 1999 en el SEG-CABB y la aplicación de dicho método permitió, a largo plazo, apreciar una mejoría muy significativa de la calidad del agua (véase p.ej., REVILLA *et al.*, 2019).

En el año 2007 el CABB incorpora la medida de la turbidez y desde 2013 mide en las aguas de superficie, también, sólidos en suspensión, fosfato y nitrato. Por ello, desde 2013 la evaluación se ha podido realizar incluyendo estas variables junto con amonio y oxígeno, lo que aporta una clasificación más robusta. Este método de evaluación emplea el índice IC-EFQ o PCQI (de sus siglas en inglés “PhysicoChemical Quality Index”), a partir de la metodología desarrollada por BALD *et al.* (2005) con ligeras modificaciones.

El índice PCQI arroja un valor de EQR con el cual se clasifica el estado físicoquímico en un sistema de cinco clases, tal y como requiere la DMA. Para ello, se aplican ecuaciones que permiten calcular el valor de EQR sin necesidad de aplicar técnicas de Análisis Factorial (URA Y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO, 2015). Además, puede realizarse una integración espacial para cada masa de agua, aplicando la metodología que se explica en el apartado anterior y la representatividad de cada estación de muestreo que figura en la Tabla 12.4.

Por otro lado, el Real Decreto 47/2022 (que modifica el RD 817/2015) establece que el límite entre el estado bueno y el moderado deberá utilizarse a efectos de evaluar el cumplimiento de objetivos respecto al control de la eutrofización de las aguas superficiales (BOE, 2022). En lo que compete a las aguas marinas costeras y de transición del País Vasco, la Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico 2022-2027 dispone de límites de cambio de clase para las variables fisicoquímicas a las que hace referencia el RD 47/2022 (CHC y URA, 2021). Para las aguas de transición se muestran en la Tabla 12.5 y, como puede verse, son independientes de la tipología de la masa de agua, pero difieren según la salinidad.

Tabla 12.5. Indicadores fisicoquímicos y límites de cambio de clase de estado para aguas de transición, según constan en el Apéndice 2.6.2 de las Disposiciones Normativas del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental - Propuesta de Confederación Hidrográfica del Cantábrico (CHC) y URA, abril 2022 (versión consolidada). <https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>

Tramo (salinidad)	Indicador	Unidades	Muy Bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
Oligohalino (<5)	Saturación oxígeno	%	≥ 79	≥ 66
	Amonio	μmol·L ⁻¹	≤ 18,6	≤ 51,6
	Nitrato	μmol·L ⁻¹	≤ 52,3	≤ 212,5
	Fosfato	μmol·L ⁻¹	≤ 1,82	≤ 5,13
Mesohalino (5-18)	Saturación oxígeno	%	≥ 82	≥ 71
	Amonio	μmol·L ⁻¹	≤ 13,7	≤ 34,3
	Nitrato	μmol·L ⁻¹	≤ 34,3	≤ 121,3
	Fosfato	μmol·L ⁻¹	≤ 1,33	≤ 3,39
Polihalino (18-30)	Saturación oxígeno	%	≥ 88	≥ 79
	Amonio	μmol·L ⁻¹	≤ 7,5	≤ 18,6
	Nitrato	μmol·L ⁻¹	≤ 14,8	≤ 52,3
	Fosfato	μmol·L ⁻¹	≤ 0,72	≤ 1,82
Euhalino (30-34)	Saturación oxígeno	%	≥ 92	≥ 83
	Amonio	μmol·L ⁻¹	≤ 3,7	≤ 9,1
	Nitrato	μmol·L ⁻¹	≤ 5,5	≤ 19,6
	Fosfato	μmol·L ⁻¹	≤ 0,35	≤ 0,88

Teniendo en cuenta que ha habido cambios recientes en la normativa, pero que es necesario también que haya coherencia con informes previos, la evaluación del estado fisicoquímico de las aguas de superficie se ha llevado a cabo de dos maneras:

- Según las condiciones de **oxígeno y nutrientes** de los últimos **seis años**, aplicando la normativa más reciente del País Vasco (<https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>). Para esto, se ha seguido una metodología similar a la que figura en los informes de URA sobre el estado ecológico de las masas de agua costeras y de transición (BORJA *et al.*, 2021). Así, se ha calculado la media aritmética en periodos de seis años para cada una de las variables y por cada estación de muestreo. Después, cada resultado se ha evaluado frente a los límites de clase propuestos más recientemente (Tabla 12.5 de la página anterior). Finalmente, se ha aplicado el criterio OAO (“One Out All Out”), es decir, la clasificación que le corresponde a cada estación de muestreo es la peor de las clasificaciones parciales obtenidas entre los indicadores empleados.
- Mediante el índice **PCQI calculado de forma anual**. Este método es similar al utilizado en otros sistemas costeros y estuáricos del País Vasco (p. ej., BORJA *et al.*, 2013). Aunque ha habido modificaciones posteriores para adaptar el PCQI a condiciones de referencia ligeramente distintas y a periodos de seis años de datos (BORJA *et al.*, 2021), en este informe se ha seguido calculando tal y como se venía haciendo desde 2013, con el fin de no interrumpir la serie temporal.

Al igual que en años previos, para la evaluación de las condiciones fisicoquímicas generales se tiene en cuenta la salinidad, ya que en los estuarios éstas se ven muy influidas por el grado de mezcla y dilución entre el agua dulce procedente de los tributarios y el agua marina.

Para la aplicación de los valores límite de nutrientes y oxígeno de la Tabla 12.5 (página anterior), se ha seguido el método de adscripción de cada estación de muestreo a un tramo halino según la mediana (percentil 50) de la salinidad, que es el método indicado en el protocolo de URA para la evaluación del fitoplancton. La mediana se ha calculado con los valores de superficie del actual periodo de evaluación (2016-2021). Los resultados pueden verse en la Tabla 12.6 y en la Figura 12.4, donde además del cálculo realizado para las fechas en las que hay datos fisicoquímicos (mensuales), se ha realizado otro solo con las fechas de los muestreos de fitoplancton (trimestrales).

Usando datos mensuales la asignación de tramos según la mediana de la salinidad resulta la misma que con datos trimestrales, en el periodo 2016-2021. Con lo cual, el tramo al que queda asignada una estación será el mismo tanto para la evaluación fisicoquímica, como para la evaluación del fitoplancton.

Tabla 12.6. Mediana de la salinidad para cada estación de muestreo en el último periodo de seis años que deriva de las medidas realizadas en superficie, de forma mensual y de forma trimestral. Se indica también el tramo salino al que corresponde cada una de las estaciones de muestreo en función del valor de la mediana (USP): OLIGOHALINO [0,5-5,0]; MESOHALINO: [5,1-18,0]; POLIHALINO: [18,1-30,0]; EUHALINO ESTUÁRICO: [30,1-34,4].

Masa de agua	Estación	Localización	Mediana (percentil 50) de la salinidad (USP)		Tramo
			Mensual 2016-2021	Trimestral 2016-2021	
Nerbioi exterior	RESN01S	Abra exterior	32,2	32,3	Euhalino estuárico
	RESN02S	Abra interior	30,1	30,1	Euhalino estuárico
Nerbioi interior	RESN03S	Puente de Bizkaia	25,7	24,4	Polihalino
	RESN04S	Axpe	17,7	17,3	Mesohalino
	RESN05S	Puente de Rontegi	15,3	14,6	Mesohalino
	RESN06S	Zorroza	10,1	12,1	Mesohalino
	RESN07S	Deusto	6,3	6,8	Mesohalino
	RESN08S	Arriaga	2,8	2,9	Oligohalino

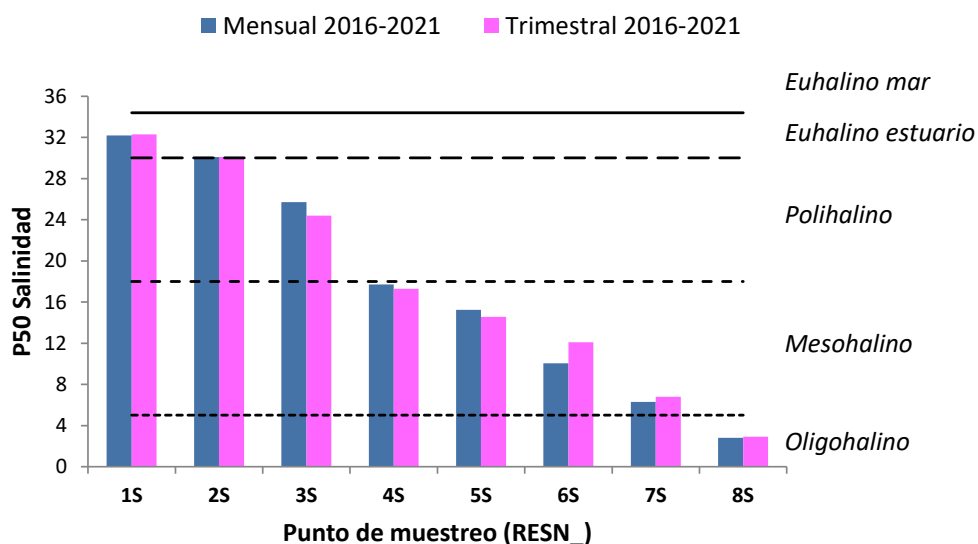


Figura 12.4. Mediana de la salinidad calculada con los datos de los últimos 6 años en cada estación de muestreo, para las aguas de superficie. En azul se representa el resultado con los datos mensuales y en rosa, con los trimestrales. Las líneas horizontales separan los tramos salinos, que se indican a la derecha.

La Figura 12.4 indica que la mediana en algunas estaciones de muestreo está muy cerca del valor que separa dos tramos, con lo cual si se dieran cambios en la salinidad a lo largo del tiempo podría cambiar el tramo asignado y, por tanto, los objetivos de calidad. Esto ocasiona incertidumbre, ya que cualquier posible error en la base de datos o imprecisión en la medida podría afectar a los resultados de la evaluación del estado físico-químico y del estado biológico (fitoplancton). Es el caso de **RESN02S (euhalino estuárico - polihalino)**, **RESN04S (polihalino - mesohalino)** y **RESN07 (mesohalino - oligohalino)**. Por ello, para estas estaciones, con el fin de obtener una información más completa se han hecho las evaluaciones con los **objetivos de calidad correspondientes a los dos tramos, de forma separada**.

Para el PCQI el tramo salino de las estaciones se ha actualizado, utilizando para su cálculo en 2021 y retroactivamente el que resulta de la mediana de la salinidad (Tabla 12.6). Éste difiere respecto al asignado en informes previos en **la estación RESN02S (que pasa de estar en el tramo polihalino, al euhalino estuárico)** y **RESN07S (que pasa de estar en el oligohalino, al mesohalino)**. En estas estaciones, por tanto, el PCQI podrá dar calificaciones más bajas en comparación con las indicadas en informes previos. En aquellos, los tramos salinos se basaron en la serie 1990-2015, mediante un análisis “cluster” que tenía en cuenta los percentiles 25, 50, 75, el valor mínimo y el máximo (BALD *et al.*, 2015). En este informe se ha repetido el análisis, pero solo con los datos de 2016-2021; para ello se han empleado los mismos estadísticos excepto los valores mínimo y máximo, debido a la presencia de “outliers” (Figuras 12.5 y 12.6).

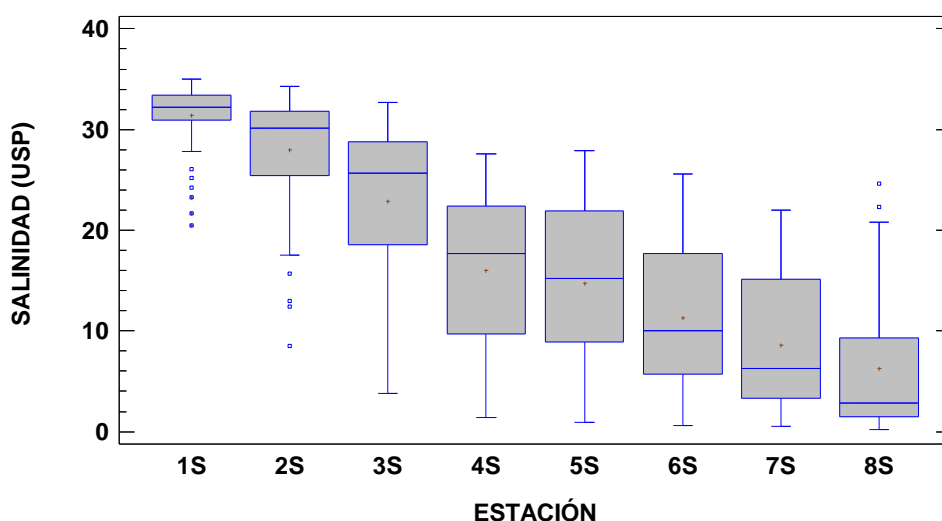
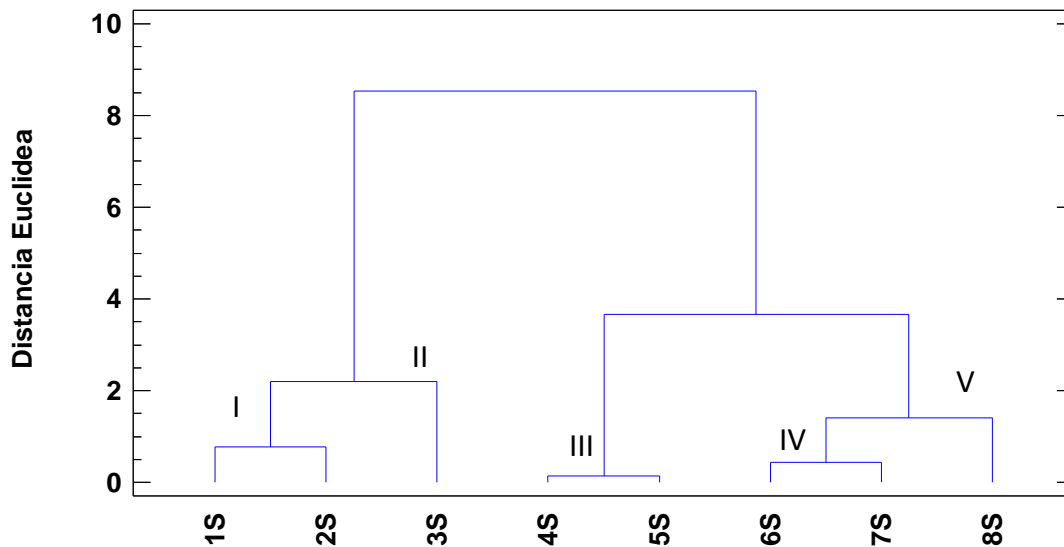


Figura 12.5. Gráfico tipo “Box and Whisker” realizado con los datos de salinidad superficial del periodo 2016-2021 para cada una de las estaciones de muestreo (RESN0_). Símbolos: círculos fuera de la caja (outliers); punto dentro de la caja (media aritmética); caja (percentiles 25, 50 y 75); bigote superior (valor máximo excluyendo outliers), bigote inferior (valor mínimo excluyendo outliers).



GRUPO	ESTACIÓN	SAL MEDIANA	SAL Q25	SAL Q75	SAL MEDIA	TRAMO
I	1S, 2S	31,15	28,15	32,60	29,68	Euhalino estuárico (30-34 USP)
II	3S	25,70	18,60	28,80	22,85	Polihalino (18-30 USP)
III	4S, 5S	16,47	9,30	22,15	15,37	Mesohalino (5-18 USP)
IV	6S, 7S	8,17	4,52	16,40	9,97	Mesohalino (5-18 USP)
V	8S	2,80	1,50	9,30	6,27	Oligohalino (0,5-5 USP)

Figura 12.6. Análisis cluster de las ocho estaciones de muestreo del estuario del Nervión (RESN0_), de acuerdo a los valores de la media aritmética y de los percentiles 25, 50 y 75 de los datos de salinidad superficial del periodo 2016-2021. La tabla muestra para cada grupo sus estadísticos descriptivos y la asignación del tramo halino en función de la mediana.

A continuación, se presentan los resultados del valor medio de los indicadores en el último periodo de seis años, así como, la clasificación de la calidad fisicoquímica que deriva de aplicar los límites de la actual normativa y el criterio “OOAO”. Como puede verse en la Tabla 12.7, la saturación media de oxígeno en las aguas de superficie presentó un gradiente de descenso desde el Abra exterior (RESN01S) hasta la cabecera del estuario (RESN08S). Sin embargo, el estado de este indicador fue ‘Muy bueno’ en todas las estaciones muestreadas (Tabla 12.8).

En cuanto a la concentración de nutrientes inorgánicos, los valores medios más altos se observaron en la zona de Axpe (RESN04S) y los más bajos en el Abra exterior (Tabla 12.7).

Tabla 12.7. Media aritmética obtenida para las variables fisicoquímicas incluidas en la actual normativa (CHC y URA, 2021), calculada con los datos de superficie durante el **periodo 2016-2021**. El número de datos en cada estación para cada variable oscila entre 58 y 63.

Masa de agua	Estación	Localización	Oxígeno (%)	Amonio (μmol/l)	Nitrato (μmol/l)	Fosfato (μmol/l)
Nerbioi exterior	RESN01S	Abra exterior	100	5,9	16,3	1,44
	RESN02S	Abra interior	98	7,3	24,4	2,30
Nerbioi interior	RESN03S	Puente de Bizkaia	93	8,1	45,1	4,13
	RESN04S	Axpe	91	8,6	69,8	7,62
	RESN05S	Puente de Rontegi	91	7,5	48,5	3,49
	RESN06S	Zorroza	90	8,3	44,7	2,05
	RESN07S	Deusto	85	7,8	48,0	1,60
	RESN08S	Arriaga	83	7,8	59,6	1,51

Tabla 12.8. Grado de cumplimiento de los objetivos de calidad fisicoquímica en las aguas de superficie durante el **periodo 2016-2021**, según la actual normativa (CHC y URA, 2021). Dichos objetivos fueron establecidos para diferentes tramos halinos y pueden consultarse en la Tabla 12.5. En negrita la evaluación que resulta de utilizar estrictamente la mediana de la salinidad. La última columna indica el estado fisicoquímico, que corresponde a la calificación mínima obtenida en el conjunto de los indicadores.

Masa de agua	Estación	Tramo	Estado según indicadores				
			Oxígeno	Amonio	Nitrato	Fosfato	Mínimo
Nerbioi exterior	RESN01S	Euhalino estuárico	MB	B	B	NC	NC
	RESN02S	Euhalino estuárico	MB	B	NC	NC	NC
	RESN02S	Polihalino	MB	MB	B	NC	NC
Nerbioi interior	RESN03S	Polihalino	MB	B	B	NC	NC
	RESN04S	Polihalino	MB	B	NC	NC	NC
	RESN04S	Mesohalino	MB	MB	B	NC	NC
	RESN05S	Mesohalino	MB	MB	B	NC	NC
	RESN06S	Mesohalino	MB	MB	B	B	B
	RESN07S	Mesohalino	MB	MB	B	B	B
	RESN07S	Oligohalino	MB	MB	MB	MB	MB
	RESN08S	Oligohalino	MB	MB	B	MB	B

MB: Muy buen estado; B: Buen estado; NC: No cumple el objetivo de la DMA al no alcanzar el buen estado.

Aunque el amonio cumplió el objetivo de la DMA en todos los casos, su calificación fue más baja en la zona inferior de la Ría y en el Abra. El nitrato no alcanzó el buen estado en la estación RESN02S cuando ésta se evaluó con los límites de aguas euhalinas (Tabla 12.8).

El mayor número de incumplimientos se observó en el fosfato: desde la estación RESN05S (Rontegi) hasta el Abra exterior (RESN01S). La calificación de este indicador no cambiaría en caso de utilizar los límites menos exigentes, es decir, si las estaciones cuya salinidad las sitúa cerca de dos tramos salinos fueran adscritas al de menor salinidad. Por el contrario, las calificaciones del amonio y el nitrato en general mejorarían (Tabla 12.8).

A la hora de valorar la calidad fisicoquímica resulta fundamental disponer de una serie temporal larga, ya que esporádicamente se pueden dar variaciones ocasionadas por factores aleatorios (como los ligados a las condiciones meteorológicas durante las campañas de muestreo) que no representan la tendencia a largo plazo. La evolución de la calidad fisicoquímica obtenida con el **PCQI** desde 2015 se muestra en la Tabla 12.9. Aunque este índice puede usarse desde 2013, año en el cual comenzó a medirse el nitrato y el fosfato, hasta 2015 los límites de cuantificación de los nutrientes eran bastante más altos (el análisis lo efectuaba otro laboratorio), con lo cual, los datos de esos años podrían producir un sesgo en las evaluaciones y, por ello, no se han incluido aquí.

Tabla 12.9. Evolución anual del estado de calidad fisicoquímica en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal mediante el índice PCQI.

Estación de muestreo	Tramo	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
RESN01S	Abra exterior	Euhalino	B	B	B	B	MB	B	B
RESN02S	Abra interior	Polihalino	Mo	Mo	Mo	Mo	B	MB	B
RESN03S	Puente de Bizkaia	Polihalino	Mo	B	Mo	Mo	B	B	B
RESN04S	Axpe	Mesohalino	Mo	B	Mo	B	MB	B	MB
RESN05S	Puente de Rontegi	Mesohalino	Mo	B	B	B	MB	MB	MB
RESN06S	Zorroza	Mesohalino	B	MB	B	MB	MB	MB	MB
RESN07S	Deusto	Oligohalino	B	MB	B	MB	MB	MB	MB
RESN08S	Arriaga	Oligohalino	MB	MB	B	MB	MB	MB	MB

MB: Muy buen estado; B: Buen estado; Mo: Estado moderado.

A diferencia de la evaluación realizada con los indicadores de la actual normativa, el PCQI contempla la calidad óptica de las aguas. Como puede verse en la Tabla 12.9, ha habido algunos años en que ciertas estaciones no han alcanzado el buen estado físico-químico, evaluadas mediante el PCQI. Así, hasta 2018 ha habido calificaciones de estado 'Moderado' entre Rontegi y el Abra interior. Como se apuntaba en informes previos, esto ha reflejado la existencia de algunos picos de nutrientes en la zona media-inferior del estuario. Por el contrario, la zona superior (entre Zorroza y Arriaga) ha cumplido anualmente con el objetivo de la DMA, así como también el Abra exterior.

La Tabla 12.9 refleja una disminución general de las concentraciones de nutrientes (especialmente de amonio) y podría conducir a pensar que se ha producido una mejoría reciente. Pero, esto no hemos podido relacionarlo con actuaciones en el saneamiento. Quizá haya podido influir el régimen de precipitaciones, ya que en los tres últimos años se han dado condiciones de bajo caudal fluvial muy prolongadas, especialmente en primavera. Esto habría aumentado el tiempo de residencia del agua en el estuario, lo que, unido a condiciones más soleadas habría derivado en un aumento de las tasas de producción fitoplanctónica y, por consiguiente, de consumo de nutrientes disueltos. En el seguimiento realizado por URA en este estuario también se observan descensos en las concentraciones de nutrientes durante los últimos años (BORJA *et al.*, 2022).

Para conocer la evolución a más largo plazo (desde 1999) puede consultarse el informe de la campaña de 2018, donde se presenta simultáneamente la evaluación realizada con un índice alternativo que emplea solo amonio, saturación de oxígeno y transparencia del agua medida con disco de Secchi. Dicho índice tuvo que utilizarse hasta 2012, cuando no se disponía todavía de datos de todas las variables que integra el PCQI, y siguió utilizándose durante seis años más para comparar los resultados de ambos índices (REVILLA *et al.*, 2019).

Con el índice simplificado se observaba una mejoría muy significativa en la primera mitad de la década de 2000, así como una estabilización desde comienzos de la década de 2010. Los resultados obtenidos a escala general del estuario fueron similares entre los dos índices durante el periodo coincidente (2013 – 2018), con calificaciones que oscilaban entre 'Muy bueno' y 'Moderado', pero su patrón de variabilidad espacial era diferente. Con el índice simplificado el peso que tienen los nutrientes en la evaluación es menor (al no emplear nitrato, ni fosfato), ganando más importancia la calidad óptica de la columna de agua y el oxígeno. Esto podría explicar que el índice simplificado, respecto al PCQI, tendiera a detectar más impacto en la zona superior del estuario (entre Arriaga y Zorroza) y menos en la zona media (entre Rontegi y Puente de Bizkaia).

12.4.2 Comunidades de fitoplancton

La evaluación del fitoplancton se realiza mediante un método acorde a la DMA, que es el actualmente en uso para las masas de agua de transición del País Vasco y que se describe en detalle en www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/protocolos-de-muestreo-de-laboratorio-y-de-calculo-de-indices-y-metricas-para-el-seguimiento-del-estado-de-las-masas-de-agua-superficial-de-la-capv/u81-000376/es/ Hasta el año 2019, siguiendo una versión previa del método, se empleaban dos métricas: una, basada en la concentración de clorofila y otra, en la frecuencia de floraciones o “blooms”. La clasificación final del estado biológico venía determinada por el índice SPTT-2, que integraba ambos aspectos de la comunidad fitoplanctónica. El método cambió para adecuarlo al último ejercicio de intercalibración europeo. Debido a ello, la segunda de las métricas (que se calculaba con los datos de abundancia celular y composición taxonómica) dejó de utilizarse. Además, dejó de aplicarse una reducción del nivel de exigencia a los objetivos de calidad del fitoplancton (al contrario de como se hace con las comunidades del bentos blando y de los peces), aunque se trate de masas de agua que han sufrido importantes modificaciones morfológicas.

En el método actual se utiliza un indicador de situaciones de exceso de biomasa (en cuanto a magnitud y frecuencia): el percentil 90 de los valores de clorofila del periodo de seis años más reciente. Para esta métrica se asume que las condiciones de referencia difieren con la salinidad a lo largo del estuario. Para las aguas de transición del País Vasco se dispone de condiciones de referencia para los distintos tramos salinos en los que clásicamente se divide un estuario, en concreto: 1,30 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para el euhalino, 2,20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para el polihalino, 3,40 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para el mesohalino y 4,40 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para el oligohalino. Estas se establecieron a partir de las series de datos de clorofila de los doce principales estuarios del País Vasco, que están sometidos a diferente grado de presión antrópica (REVILLA *et al.*, 2014b). Tanto las condiciones de referencia, como los límites de clase entre los estados ‘Muy bueno’, ‘Bueno’ y ‘Moderado’ se aprobaron la última fase del proceso de intercalibración europeo, concluida en diciembre de 2017, en el cual para las aguas atlánticas no se abordaron métodos basados en abundancia y composición celular del fitoplancton (EUROPEAN COMMISSION, 2018).

La métrica basada en la clorofila es muy sensible a la estrategia de muestreo, dado que depende fuertemente de la salinidad y también de las condiciones atmosféricas precedentes. Su diseño parte de los datos tomados de manera sistemática desde 1995 en el SEG-GV, que utiliza estaciones fijas y dos condiciones de marea por cada día de muestreo, adquiriéndose así un dato en pleamar y otro en bajamar. La frecuencia de muestreo es trimestral y pretende abarcar el rango de condiciones de meteorológicas e hidrográficas típicas de un ciclo anual.

En el SEG-GV la clorofila se mide en la mayoría de los estuarios mediante espectrofotometría tras extraer los pigmentos con acetona, pero en el caso de los más profundos (como el del Nerbioi-Ibaizabal) se mide “in situ” con un CTD que es calibrado regularmente con muestras naturales. Para el presente informe se han utilizado los datos del SEG-CABB obtenidos en laboratorio, debido a que, como se indica en el Capítulo 5, es muy probable que las medidas con sonda hayan sobrestimado en algunos años la concentración de clorofila. La evaluación del periodo más reciente se muestra en la Tabla 12.10, en la cual también se incluyen a modo de comparación los resultados obtenidos con los datos el SEG-GV. Para el global de cada una de las masas de agua, la clorofila cumplió con el objetivo de la DMA con una calificación de Buen Potencial. Los resultados fueron muy similares entre ambos seguimientos en cuanto a patrones espaciales. El mayor impacto se observó en la estación del Abra interior, que fue la única que no cumplió con el objetivo de la DMA. Los valores de EQR fueron ligeramente distintos, lo que no es de extrañar ya que las campañas no se realizaron en los mismos días, ni la localización de las estaciones fue exactamente la misma. Además, en el SEG-GV se toman dos muestras por campaña (una en pleamar y otra en bajamar), con lo cual, el número de datos para el cálculo de la métrica es mayor.

Tabla 12.10. Clasificación del potencial ecológico del fitoplancton, *sensu* la Directiva Marco del Agua, en las dos masas de agua que conforman el estuario. Se muestran las clasificaciones y valores de EQR resultantes de los datos del **periodo 2016-2021**, obtenidos en las estaciones del SEG-CABB y del SEG-GV, así como los resultados a escala de masa de agua. EQR: *Ecological Quality Ratio*; Máx: Máximo; B: Bueno; Mo: Moderado; D: Deficiente; M: Malo.

Masa de agua	Zona	Clorofila en agua filtrada (SEG-CABB)		Clorofila medida “in situ” (SEG-GV)			
		Estación	Potencial eco. estación (EQR)	Potencial eco. masa de agua (EQR)	Estación	Potencial eco. estación (EQR)	Potencial eco. masa de agua (EQR)
Nerbioi exterior	Abra Exterior	RESN01	B (0,485)	Bueno (0,442)	E-N30	B (0,522)	Bueno (0,462)
	Abra Interior	RESN02	Mo (0,325)		E-N20	Mo (0,317)	
Nerbioi interior	Puente Bizkaia	RESN03	-	Bueno (0,483)	-	-	Bueno (0,549)
	Lamiako	-	-		E-N17	B (0,455)	
	Axpe	RESN04	B (0,449)		-	-	
	Rontegi	RESN05	-		E-N15	B (0,498)	
	Zorroza	RESN06	B (0,523)		-	-	
	Deusto	RESN07	-		E-N10	B (0,656)	
	Arriaga	RESN08	-		-	-	

Límites de EQR que definen las clases de **potencial ecológico** del fitoplancton según el índice basado en clorofila: Máximo/Bueno= 0,67; Bueno/Moderado= 0,33; Moderado/Deficiente= 0,22; Deficiente/Malo= 0,17.

12.4.3 Comunidades bentónicas de sustrato blando

Para el cálculo del estado ecológico de los macroinvertebrados bentónicos, en el País Vasco se utiliza la herramienta M-AMBI (MUXIKA, 2007; MUXIKA *et al.*, 2007), que ha sido recientemente intercalibrada con éxito (EUROPEAN COMMISSION, 2018). Dicha herramienta se basa en la integración, mediante un análisis factorial, de los parámetros riqueza específica, diversidad de Shannon y AMBI. Estas tres variables se miden o se calculan en el SEG-CABB.

Debido a las limitaciones del análisis factorial - según BORJA *et al.* (2008) los resultados son robustos a partir de 50 grupos de datos - además de los resultados obtenidos en la presente campaña, se han incorporado para el análisis los resultados de todo el SEG-CABB y todos los datos disponibles para las tipologías presentes en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal obtenidos del SEG-GV (BORJA *et al.*, 2022). Para 2021, la clasificación final obtenida en cada una de las estaciones se muestra en la Tabla 12.11. Al tratarse de una masa de agua muy modificada, a la hora de valorar el potencial ecológico de los invertebrados bentónicos, el objetivo de calidad y los valores de los límites de clase se reduce a un 85%. En este aspecto, en 2021 las estaciones presentan todas ellas un potencial ecológico Máximo, clasificándose el global de la masa de agua con potencial Máximo (Tabla 12.10).

Tabla 12.11. Clasificación de las comunidades bentónicas de sustrato blando *sensu* la Directiva Marco del Agua en las estaciones del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2021. EQR: *Ecological Quality Ratio*; MB: Muy Bueno; B: Bueno; Mo: Moderado; D: Deficiente; M: Malo.

Masa de agua	Estación	Localización	EQR	Estado ecológico	Potencial ecológico	Potencial ecológico de la masa de agua
Nerbioi Interior	SED0101	Puente Bizkaia	1,360	MB	Máximo	Máximo
	SED_BENEDICTA	Dársena de La Benedicta	1,254	MB	Máximo	
	SED_AXPE	Dársena de Axpe	0,869	MB	Máximo	
	SED004R	Axpe	0,845	MB	Máximo	
	SED_PORTU	Dársena de Portu	0,690	B	Máximo	
	SED006R	Zorroza	1,107	MB	Máximo	
	SED08BR	Arriaga	0,841	MB	Máximo	
Tributario	SED_GALINDO	Confluencia Galindo	0,719	B	Máximo	

Límites de EQR que definen las clases de **potencial ecológico** (bentos blando): Máximo/Bueno= 0,655; Bueno/Moderado= 0,451; Moderado/Deficiente= 0,323; Deficiente/Malo= 0,170.

En comparación con los resultados obtenidos en la campaña de invierno de 2021 en el marco del trabajo del SEG-GV, la “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco” (BORJA *et al.*, 2022), se observan algunas diferencias. Esto puede deberse a la localización espacial de las estaciones en ambos seguimientos, que no coincide exactamente, y a la heterogénea distribución de las comunidades bentónicas en el estuario. Además, podría haber cierto efecto debido a las distintas fechas de realización de los muestreos de estos dos seguimientos. En este sentido, aunque está demostrado que el AMBI no se ve afectado por la estacionalidad, este factor sí puede modificar la riqueza y la diversidad (variables que se incluyen en el M-AMBI y que manifiestan valores mínimos en invierno).

En la cabecera del estuario, la estación del SEG-GV, situada a la altura del Puente de Deusto (E-N10), presenta un potencial ecológico Bueno (EQR=0,487), mientras que las estaciones más cercanas del presente trabajo, SED08BR (Arriaga) y SED006R (Zorroza), presentan ambas un potencial Máximo.

En la estación del SEG-GV situada en el puente de Rontegi (E-N15) se observa un potencial Bueno (EQR=0,573), mientras que las estaciones más cercanas del presente estudio (SED006R y SED_PORTU) presentan ambas un potencial Máximo.

La estación del SEG-GV situada a la altura de Lamiako (E-N17) es la más cercana a SED_AXPE, SED004R y SED_BENEDICTA, y como ellas muestra también un potencial ecológico Máximo (EQR=0,786).

Finalmente, la estación del SEG-GV situada en el Abra interior (E-N20), presenta potencial Máximo (EQR=1,123), lo cual coincide con lo observado en la estación más cercana del presente trabajo (SED0101), justo aguas abajo del Puente Bizkaia.

Tras la integración espacial, el SEG-GV clasifica a las comunidades de macroinvertebrados en la masa de agua del Nerbioi interior con potencial Bueno durante 2021, calificación algo menor que la resultante del SEG-CABB.

12.4.4 Comunidades de fauna demersal

De las variables que se miden en el SEG-CABB, las que se incluyen en la evaluación de la DMA mediante el índice AFI (*AZTI's Fish Index*) son la riqueza (número de taxones), las especies indicadoras de contaminación, las especies introducidas, la salud piscícola, los peces planos, la composición trófica (piscívoros y omnívoros) y el número y porcentaje de especies residentes en el estuario (BORJA *et al.*, 2004a; URIARTE & BORJA, 2009).

No obstante, en lo referente a las masas de agua muy modificadas, de acuerdo al Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental, se aplica la misma metodología, pero los límites entre las clases de potencial ecológico se modifican de modo que les correspondan valores de EQR equivalentes al 85% del valor de los límites entre las clases de estado ecológico.

Para la evaluación de estado de las masas de agua a partir de los resultados de las estaciones, el valor de AFI se calcula para cada estación (tres réplicas que se combinan) y, a continuación, se obtiene el AFI total integrando los resultados a nivel de masa de agua tras llevar a cabo una ponderación (teniendo en cuenta la representatividad de cada estación en la masa de agua, en términos de superficie relativa al total). Para una descripción detallada puede consultarse el protocolo que figura en http://www.uragentzia.euskadi.eus/contenidos/informacion/protocolos_estado_aguas/e_s_def/adjuntos/02_TW_FAUNA_ICTIOL%C3%93GICA_URA_V_2.0.pdf.

La clasificación del potencial ecológico en 2021 se presenta en la Tabla 12.12. Dos estaciones se clasificaron en Máximo (Abra interior y Lamiako) y dos en Bueno (Rontegi y Olabeaga), mostrando un patrón de aumento de la calidad biológica hacia la zona más marina del estuario. En cuanto a la clasificación de las masas de agua, en la última campaña, la del Nerbioi exterior se diagnosticó con Máximo potencial ecológico y la del Nerbioi interior con Potencial Bueno.

Tabla 12.12. Clasificación de las comunidades de fauna demersal *sensu* la DMA en las estaciones del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2021. Máx.: Máximo; B: Bueno; Mo: Moderado; D: Deficiente; M: Malo.

Masa de agua	Nerbioi Exterior	Nerbioi Interior		
Estación de muestreo	N_FD_Abra Int	N_FD_Lamiako	N_FD_Rontegi	N_FD_Olabeaga
Potencial Ecológico según AFI	Máx.	Máx.	B	B
Valor EQR AFI (E)	0,883	0,667	0,556	0,556
Ratio (tanto por uno) (R) del área que representa la estación	1	0,33	0,33	0,33
AFI total (E x R)	0,883	0,220	0,183	0,183
AFI masa de agua	0,883	0,587		
Potencial ecológico de la masa de agua	MÁXIMO	BUENO		

Límites de EQR que definen las clases de potencial ecológico (peces): Máximo/Bueno= 0,663; Bueno/Moderado= 0,467; Moderado/Deficiente= 0,289; Deficiente/Malo= 0,145.

12.4.5 Comunidades bentónicas de sustrato duro

El bentos de sustrato duro no se tiene en cuenta para la evaluación requerida por la DMA, ateniéndonos a las normas del actual Plan Hidrológico (2015-2021) para las aguas de transición del País Vasco. En éste se indica que, por una parte, la mayoría de los estuarios son pequeños y las zonas intermareales (necesarias para las macroalgas) tienen fondos mayoritariamente blandos y, por otra, las condiciones hidromorfológicas de las masas de agua muy modificadas limitan aún más la presencia de hábitats aptos para el desarrollo de este tipo de comunidades (URA y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO, 2015).

No obstante, en el Abra el bentos duro se evalúa, ya que se considera de alta importancia para el ecosistema. Hay que tener en cuenta que, con la excepción de las playas de Ereaga y Arrigunaga, todo el intermareal es rocoso, bien artificial o natural. Además, las condiciones hidromorfológicas, a pesar de estar fuertemente modificadas, no han limitado la presencia de hábitats aptos para el desarrollo de las comunidades de sustrato duro. Al contrario, éstas han venido experimentando un progresivo y notable desarrollo desde que comenzó su estudio en 1984.

En el Capítulo 10 se describe en detalle la metodología empleada para la evaluación, así como los resultados obtenidos en esta última campaña. En el Capítulo 11 puede consultarse la evolución de la calidad a lo largo de los años, desde 2008. En síntesis, el potencial ecológico se ha valorado mediante juicio de experto en las estaciones más influidas por aguas de transición (Las Arenas, Santurtzi, Ereaga y Abasotas). Dicha clasificación debe considerarse únicamente de forma orientativa hasta que se desarrolle un método para aguas de transición.

Por otra parte, se ha considerado que pueden aplicarse los índices RICQI (flora y fauna) y CFR (flora) al nivel intermareal de la estación de Arrigunaga, para evaluar su estado ecológico como si se tratara de una estación costera. Además, aunque para el submareal no haya un método oficial todavía y en este nivel de marea el resultado deba considerarse también como una aproximación, se le ha aplicado el índice CFR.

Como puede verse en los capítulos anteriores, la evaluación del bentos de sustrato duro en 2021 indica que la masa de agua del Nerbioi Exterior tiene potencial para albergar comunidades aún más maduras. Así, la clasificación más frecuente obtenida en 2021 es la de potencial ecológico "Moderado". Sin embargo, alcanza el objetivo de calidad en el intermareal de Arrigunaga, donde el estado ecológico resulta "Bueno" según RICQI y "Muy Bueno" según CFR; además, ambos índices señalan para dichas comunidades una mejoría respecto a evaluaciones previas.

12.4.6 Impacto general del vertido sobre el medio receptor

En la Tabla 12.13 se resumen los resultados de las clasificaciones obtenidas en los apartados anteriores, para las dos masas de agua en que se divide el estuario: la interior (desde el límite de la marea hasta el muelle de Churruca) y la exterior (Abra interior y Abra exterior).

Para obtener estos resultados se ha tenido en cuenta el porcentaje de representatividad de cada estación de muestreo en su correspondiente masa de agua (según se indica en la Metodología).

Tabla 12.13. Clasificación en 2021 del estado de calidad *sensu* la Directiva Marco del Agua en las dos masas de agua que componen el estuario del Nerbioi-Ibaizabal. Para los elementos biológicos se indica el potencial ecológico.

MASA DE AGUA	Fisicoquímica general: PCQI	Umbral P. H. 3er ciclo (*)	FITOPLANCTON	BENTOS BLANDO	FAUNA PISCÍCOLA	BENTOS DURO (**)
Transición Nerbioi exterior	BUENO	NO ALCANZA el Buen estado por fosfato en el 100% de la superficie, ni por nitrato en el 20%.	BUENO	-	MÁXIMO	MODERADO
Transición Nerbioi interior	MUY BUENO	NO ALCANZA el Buen estado por fosfato en el 60% de la superficie.	BUENO	MÁXIMO	BUENO	-

(*) Clasificación según los límites que figuran en la propuesta de Proyecto del Plan Hidrológico del tercer ciclo de planificación (2022-2027). Estos se han aplicado a la media aritmética de los valores obtenidos en superficie en el último periodo de 6 años y se ha tomado como resultado la peor de las clasificaciones obtenidas con los cuatro indicadores (saturación de oxígeno, amonio, nitrato y fosfato).

(**) Calificación más frecuente en el conjunto de las obtenidas mediante RICQI, CFR y juicio de experto.

Los resultados de la evaluación de 2021 indican que el vertido de la depuradora tuvo un impacto asumible sobre la calidad global del ecosistema acuático, en cada una de las dos masas de agua en que puede dividirse el estuario del Nerbioi-Ibaizabal.

Así, todos los elementos biológicos que deben evaluarse en aguas de transición de acuerdo al actual Plan Hidrológico (bentos de sustrato blando, peces y fitoplancton) alcanzaron al menos el Buen potencial ecológico (Tabla 12.13).

Además, la calidad fisicoquímica global evaluada con PCQI alcanzó al menos el Buen estado. Este índice integra condiciones de oxigenación, calidad óptica (turbidez y sólidos en suspensión) y nutrientes inorgánicos disueltos (amonio, nitrato y fosfato).

Por otro lado, hay que señalar que la manera de evaluar la calidad fisicoquímica podría realizarse en un futuro muy cercano no en base al PCQI, sino solo con los valores umbral que figuren en el Plan Hidrológico 2022-2027, lo que supone un cambio importante. Actualmente, en su Propuesta de Proyecto (versión consolidada, abril 2022), el Plan Hidrológico dispone de límites para oxígeno y nutrientes, aunque no establece cómo debe realizarse la integración de los indicadores, ni tampoco el método de integración a escala de masa de agua (<https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>). Aplicando los valores umbral a los datos obtenidos en el seguimiento del CABB se observó exceso de fosfato en las zonas cercanas al vertido de la EDAR y aguas abajo de éste, lo que indica que existe una presión antrópica importante en ese aspecto. Sin embargo, el amonio cumplió los objetivos y el nitrato rara vez los incumplió, con lo cual, la moderación en los aportes de nitrógeno parece mantener la calidad biológica del sistema. En este sentido, no se dieron situaciones prolongadas o extendidas de exceso de clorofila o de déficit de oxígeno que hicieran incumplir los objetivos en las masas de agua para estas dos variables indicadoras de impacto de eutrofización.

Cabe señalar que en la DMA los elementos biológicos son los que tienen más peso a la hora de clasificar el estado ecológico, mientras que los fisicoquímicos se consideran sólo como elementos de apoyo. Entre los elementos biológicos, en 2021, se observaron a escala de masa de agua algunas calificaciones de Máximo potencial, concretamente en la fauna piscícola y en los macroinvertebrados de los sedimentos.

En cuanto al bentos rocoso (macroalgas e invertebrados), en 2021 se observó que la masa del Nerbio exterior tenía potencial para albergar comunidades aún más maduras. El bentos duro se evalúa cada tres años con el fin de conocer su tendencia, ya que se considera de alta importancia para el ecosistema del Abra. Hay que tener en cuenta que, con la excepción de las playas de Ereaga y Arrigunaga, todo el intermareal es rocoso, bien artificial o natural. Además, las condiciones hidromorfológicas, a pesar de estar fuertemente modificadas, no han limitado la presencia de hábitats aptos para estas comunidades. Al contrario, éstas han venido experimentando un progresivo y notable desarrollo desde que comenzó su estudio en 1984. Sin embargo, en estuarios no se evalúa este componente, ateniéndonos a las normas del Plan Hidrológico 2015-2021 (<http://www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/plan-hidrologico-de-la-demarcacion-hidrografica-del-cantabrico-oriental-2015-2021/u81-0003333/es/>), y a la mención solo de su evaluación en aguas costeras en la actual propuesta del Plan 2022-2027.

13. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Este estudio recoge las pautas de variación (espaciales y temporales) de los principales componentes fisicoquímicos y biológicos del ecosistema acuático y analiza la relación entre diferentes variables. Además, evalúa el grado de cumplimiento de los objetivos ambientales establecidos en el contexto de la Directiva Marco del Agua. Todo ello contribuye a conocer el grado de impacto del vertido de la EDAR de Galindo, pero también ofrece conclusiones sobre el proceso de recuperación del estuario del Nerbioi-lbaizabal.

En síntesis, los resultados obtenidos indican que en 2021 el vertido de la EDAR de Galindo tuvo un impacto asumible sobre el ecosistema acuático. A largo plazo se observa una gran mejoría en las condiciones del estuario y una elevada capacidad de las comunidades faunísticas para recolonizar zonas a medida que van desapareciendo las condiciones que las hicieron azoicas. A continuación, se desglosan las conclusiones para cada componente estudiado en 2021.

13.1 Calidad del agua

Se han producido mejorías muy relevantes en la calidad del agua debido a las acciones derivadas del Plan de Saneamiento, especialmente en las décadas de 1990 y 2000. Esto se puede apreciar gracias a la continuidad del seguimiento de diferentes variables que son de gran importancia para el ecosistema y para los servicios que éste proporciona: oxígeno, transparencia del agua, amonio y bacterias fecales.

Las condiciones meteorológicas de los tres últimos años se han caracterizado por largos periodos de bajas precipitaciones y por temperaturas más altas de lo habitual durante ciertos meses. Por ejemplo, en 2021 febrero fue muy cálido y la primavera muy seca. Esto parece que está dando lugar a que el déficit de oxígeno típico de la época estival ocurra de manera más temprana. En este estuario es habitual la estratificación vertical de la columna de agua por densidad, lo que causa diferencias en el contenido de oxígeno entre las aguas de superficie y las de fondo, estas últimas son por ello las que manifiestan mayor riesgo de hipoxia. En todo caso, la frecuencia de episodios de hipoxia sigue siendo muy baja y afecta únicamente a la zona de cabecera.

Las condiciones ópticas generalmente son buenas en el estuario, aunque de manera esporádica pueda reducirse la transparencia del agua por riadas o por floraciones fitoplanctónicas.

Los ríos Nerbioi e Ibaizabal son una vía importante de aporte de material particulado y sustancias disueltas al estuario, especialmente de nitrato. A este gradiente cabecera-desembocadura se le suman en la zona media del estuario cargas procedentes de otros tributarios (Granada y Ballonti, principalmente) y de la EDAR de Galindo. Aguas abajo, en el Abra, las concentraciones disminuyen drásticamente, debido a procesos físicos de dilución, dispersión y sedimentación. Aunque, posiblemente también, las sustancias disueltas sean consumidas en buena medida por el fitoplancton y el bacterioplancton marino durante las épocas favorables para su crecimiento.

Los aportes de la EDAR se manifiestan en el fosfato, con poca incidencia en otras variables. La dilución y dispersión aguas abajo de Axpe es fuerte y consigue mantener unas condiciones fisicoquímicas globalmente buenas en las zonas del estuario que reciben el vertido. El oxígeno, variable de gran importancia para las comunidades biológicas, a largo plazo ha presentado una mejoría muy significativa en todo el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en respuesta a los avances del Plan de Saneamiento. Aunque, en la zona superior del estuario del estuario (la más estratificada), la producción de biomasa fitoplanctónica podría influir de forma importante en el balance de oxígeno de las aguas de fondo, al constituir una fuente de materia orgánica. Las variables climáticas, por tanto, deberían ser tenidas en cuenta a la hora de interpretar aspectos de calidad de las aguas.

13.2 Comunidades de fitoplancton

Con una serie temporal larga (dos décadas), se ha podido establecer un ciclo estacional para la abundancia celular en las aguas de superficie del estuario. Entre noviembre y abril, normalmente, las abundancias muestran los valores más bajos (por debajo de un millón de células por litro). Esto es acorde con la menor disponibilidad de luz y con los cortos tiempos de residencia del agua que suelen caracterizar esa época del año.

Considerando la serie completa, desde 2002, las floraciones de alta intensidad (entre 10^7 y 10^8 células l^{-1} , en abundancia total) han afectado con mayor frecuencia a la zona de la Ría comprendida entre las estaciones RESN03 y RESN06 (Puente de Bizkaia y Zorroza).

El máximo observado en 2021, unos 13 millones de células por litro, correspondió a la muestra recogida en verano a la altura de Zorroza. Los picos, como es habitual en este estuario, estuvieron dominados por células de tamaño pequeño. Este año destacaron las criptofíceas *Plagioselmis* spp. y *Hemiselmis* spp. en la Ría (julio) y la diatomea *Leptocylindrus minimus* en el Abra (septiembre).

También hay que citar floraciones en agosto que no fueron cuantificadas, pero dejaron señal en la concentraciones de clorofila o en el color del agua. En la zona superior del estuario, la clorofícea de origen fluvial *Chlamydomonas* sp. fue responsable de al menos una de ellas. Como ya se ha señalado en informes previos, la dinámica del fitoplancton en los tramos bajos de los tributarios puede repercutir en la Ría.

En los estuarios del País Vasco los periodos de bajas precipitaciones fomentan los “blooms”, al aumentar el tiempo de residencia del agua y la disponibilidad de luz, ya que los nutrientes no suelen ser limitantes. El aumento de la abundancia fitoplanctónica en los meses de verano no se tradujo en 2021 en un descenso marcado del oxígeno en la zona cercana al vertido de la EDAR, ni aguas abajo. Sin embargo, sí pudo afectar a la transparencia de la columna de agua.

En cuanto a la evaluación del periodo 2016 – 2021, realizada con un método basado en la clorofila acorde a la DMA, el resultado fue de Buen potencial ecológico en cada una de las dos masas de agua. Por tanto, se puede afirmar que la biomasa fitoplanctónica no indicó un impacto antrópico relevante a escala global, aunque la zona del Abra interior (20% de la masa de agua) quedó clasificada en potencial Moderado.

13.3 Sedimentos

Las características granulométricas de los sedimentos, en las estaciones del eje principal del estuario, muestran una elevada variabilidad temporal en los porcentajes de las distintas fracciones, sin presentar un patrón claro o dominante. Si bien, en su mayoría son sedimentos limosos con un contenido en arenas muy variable de año en año. En 2021 la fracción limo-arcillas fue mayoritaria en casi todas las estaciones, excepto en SED0101 (Puente de Bizkaia) y SED004R (Axpe) que mostraron un contenido muy elevado de arenas. Estas estaciones fueron también las que tuvieron menor contenido orgánico y valores de potencial redox más altos.

En cuanto a la contaminación de los sedimentos por metales pesados, la tendencia desde el comienzo del seguimiento es, en varias estaciones, decreciente. Estas tendencias decrecientes son probablemente debidas a que en los últimos años el material que se está depositando en el lecho de la Ría presenta una menor cantidad de sustancias contaminantes, al haber disminuido de manera considerable el número y la intensidad de los vertidos. Esta deposición de material menos contaminado en las capas superiores podría considerarse un mecanismo de "recuperación" de los sedimentos del estuario.

Sin embargo, los valores de concentración de metales son todavía, generalmente, superiores a los niveles de fondo regionales. En 2021 se observó contaminación fuerte en cinco de las ocho estaciones (SED0101, SED_AXPE, SED004R, SED_GALINDO y SED_PORTU) por mercurio y/o por cadmio. De manera global, en 2021 tres estaciones presentaron un grado de contaminación global ligera ($1 < I_{cc} < 3$) y las otras cinco estaciones una contaminación media ($I_{cc} > 3$). Por lo tanto, se trata de un sistema globalmente contaminado por metales pesados en sedimentos. De hecho, en casi todas las estaciones se superó el valor PEL en al menos uno de los metales analizados, pudiendo implicar efectos biológicos adversos. En cuanto a la evolución temporal, las series de datos más largas muestran una disminución en el índice global de contaminación.

13.4 Comunidades del bentos de sustrato blando

La estación más interna (SED08BR) presentó la mayor abundancia macrobentónica de 2021 gracias a la proliferación de dos taxones de anélidos (oligoquetos y *Polydora cornuta*) ambos catalogados como oportunistas, típicos de ambientes en condiciones de estrés y de contaminación orgánica. También presentaron abundancias relevantes los anélidos poliquetos *Hediste diversicolor* y *Streblospio eunatae* y el crustáceo anfípodo *Grandidierella japonica*. Los valores de riqueza específica y diversidad más elevados se observaron en las estaciones más externas (SED0101 y SED_BENEDICTA).

La riqueza específica en 2021 presentó un gradiente de aumento desde la parte interior del estuario (17 taxones) hacia la zona exterior (90 taxones).

En cuanto a las tendencias temporales de densidad, riqueza específica y diversidad de cada estación, puede interpretarse que la zona interior (SED08BR y SED006R) mantiene su tendencia progresiva de mejora. Las estaciones de la zona media, o se encuentran relativamente estables (SED_PORTU, SED_AXPE) o no presentan ninguna tendencia clara (SED_GALINDO, SED004R y SED_BENEDICTA). La zona del Puente de Bizkaia (SED0101), tras reflejar una tendencia positiva desde el inicio del seguimiento en 1989 hasta 2013, muestra un importante cambio en sus valores a partir de 2014 hasta 2019. A partir de este año se intuye una recuperación de la población bentónica presente.

El índice biótico AMBI refleja de manera cuantitativa la mejoría del estado de la Ría. En 2021 la situación general ha variado muy poco con respecto al año anterior, si bien ha mejorado ligeramente en las estaciones de ambos extremos que recuperan la situación de dos años atrás: la alteración pasa de fuerte a moderada en la parte superior del canal principal (SED08BR), y de moderada a ligera en la estación del Puente de Bizkaia (SED0101).

Por último, en lo que se refiere a la evaluación del estado de los macroinvertebrados de sustrato blando con métodos acordes a la DMA, en 2021 no se observó un impacto significativo sobre este elemento biológico. Así, el M-AMBI clasificó a la masa de agua interior en Máximo Potencial, clasificación obtenida además en cada una de las estaciones de dicha masa de agua.

13.5 Comunidades de fauna demersal

En todas las campañas de fauna demersal realizadas hasta la fecha (desde 1989), si se incluye el Abra exterior, el número de taxones registrados asciende a 64 en el caso de los peces y a 36 en el de los crustáceos.

En el año 2021 se muestrearon cuatro estaciones, desde el Abra interior hasta Olabeaga (desde hace unos años no se muestrea ya el Abra exterior). En esta última campaña, en total, se capturaron 23 taxones distintos de peces demersales y 13 de crustáceos.

La riqueza específica de peces presenta con el tiempo una tendencia de aumento, tanto en el Abra interior, como en la Ría (estaciones de Lamiako, Rontegi y Olabeaga). El número de especies de crustáceos también parece haber ido en aumento en la Ría, pero en el Abra interior no presenta una tendencia clara, sino que alterna fuertes caídas, con repuntes.

En cuanto al número de individuos, hay que señalar que la variabilidad de un año a otro es en ocasiones importante, lo cual puede deberse a factores diversos (antrópicos, naturales y aleatorios).

El índice de diversidad a largo plazo ha aumentado, tanto para los peces, como para los crustáceos. Aunque dicha tendencia es algo menos patente en el Abra interior. La diversidad de peces, así como la diversidad de la comunidad demersal en general, es un claro ejemplo de progresión positiva en todas las estaciones.

En 2021 el listado faunístico del estuario ha aumentado con la presencia de *Pagellus erythrinus* (breca), *Pandalina brevirostris* (camaroncillo) y *Pisa tetraodon* (cangrejillo). A su vez, *Sparus aurata* (dorada) ha ampliado su distribución espacial, apareciendo en nuevas zonas, lo cual es un reflejo también de la recuperación del estuario y del aumento de su biodiversidad.

En cuanto a la clasificación de las comunidades de fauna demersal *sensu* la DMA, en 2021 las estaciones Abra interior y Lamiako presentaron Máximo Potencial. Por su parte, las estaciones más interiores de la Ría (Rontegi y Olabeaga) alcanzaron Buen Potencial. Las dos masas de agua, por tanto, cumplieron con el objetivo de la DMA.

13.6 Comunidades del bentos de sustrato duro

En cuanto a las comunidades intermareales del nivel medio, ha seguido produciéndose un retroceso de herbívoros en Ereaga y Arrigunaga respecto a las abundancias observadas hace una década (abundancias de *Patella* spp. cercanas al 30% en 2010 e inferiores al 10% en 2021). En Santurtzi y Las Arenas han permanecido estables, siendo su presencia testimonial.

La vegetación ha mejorado en el intermareal inferior de Ereaga y Arrigunaga. Ha aumentado la diversidad de la fauna en Santurtzi y Ereaga y se ha producido un retroceso generalizado del bivalvo *Mytilus galloprovincialis*, filtrador característico del Abra.

La vegetación submareal del área de estudio ha experimentado leves cambios positivos en el periodo 2018–2021. El zoobentos submareal ha permanecido estable excepto en Santurtzi, donde se detecta un avance de poliquetos bioindicadores de estrés por sedimentación.

En la campaña 2021 el potencial ecológico de las comunidades intermareales alcanzó el objetivo de calidad de la DMA en Arrigunaga, al evaluarse con los métodos oficialmente aprobados para aguas costeras (RICQI y CFR). Para el resto de las zonas estudiadas no se cuenta con métodos oficiales, pero una evaluación basada en juicio de experto (Las Arenas, Santurtzi, Ereaga y Abasotas) o en CFR (submareal de Arrigunaga) dieron como resultado, en la mayoría de los casos, potencial “Moderado”.

15. BIBLIOGRAFÍA

- AENOR 2007. *Calidad del agua. Guía para el recuento de fitoplancton por microscopía invertida (técnica de Utermöhl)*. Norma española UNE-EN 15204. 44 pp.
- AENOR 2012. *Calidad del agua. Directrices para el estudio cuantitativo y cualitativo del fitoplancton marino*. Norma española UNE-EN 15972. 29 pp.
- AES 1992. *Report on monitoring surveys carried out in 1991 on the Abra de Bilbao and the estuaries of the Nervión and Barbadún*. Analytical and Environmental Services, Northumbrian Water Group, UK.
- AES 1993a. *Report on monitoring surveys carried out in 1989 on the Abra de Bilbao and the estuaries of the Nervión and Barbadún*. Analytical and Environmental Services, Northumbrian Water Group, UK.
- AES 1993b. *Report on monitoring surveys carried out in 1990 on the Abra de Bilbao and the estuaries of the Nervión and Barbadún*. Analytical and Environmental Services, Northumbrian Water Group, UK, for Consorcio de Aguas de Bilbao.
- AES 1993c. *Report on monitoring surveys carried out in 1992 on the Abra de Bilbao and the estuaries of the Nervión and Barbadún*. Analytical and Environmental Services, Northumbrian Water Group, UK.
- ANDERSON D.M. 2009. Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean and Coastal Management*, 52: 342–347.
- ATTRILL M.J. 1998. *A rehabilitated estuarine ecosystem: the environment and ecology of the Thames estuary*. Kluwer Academic Press.
- 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). *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1508-1522.
- BATLEY G.E., S.L. SIMPSON, 2009. Development of guidelines for ammonia in estuarine and marine water systems. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 1472–1476.
- BOE 2011. *Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas*. Boletín Oficial del Estado Núm. 19: 6854-6870. <http://www.boe.es>.
- BOE 2016. *Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro*. Boletín Oficial del Estado Núm. 16, Sec. I., pp. 2972-4301. <http://www.boe.es>.
- BOE 2022. *Real Decreto 47/2022, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias*. Boletín Oficial del Estado Núm. 17, pp. 5664-5684.

- BORJA A., I. MUXIKA, 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 787-789.
- BORJA A., M. ELLIOT, 2008. What does 'good ecological potential' mean, within the European Water Framework Directive? *Marine Pollution Bulletin* 54, 1559-1564.
- BORJA A., J. FRANCO, R. CASTRO, V. VALENCIA, F. VILLATE, 1996a. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión y Barbadún durante 1995*. Informe para el Consorcio de Aguas de la Comarca del Gran Bilbao. 205 pp.
- BORJA A., V. VALENCIA, A. URIARTE, R. CASTRO, 1996b. *Red de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales del País Vasco: AÑO 1995*. Informe final (Nº 3) para el Dpto. de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. U.T.E. AZTI-LABEIN. 373 pp. + anexos.
- BORJA A., J. FRANCO, V. VALENCIA, A. URIARTE, R. CASTRO, 1997. *Red de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales del País Vasco: otoño 1995-verano 1996. Informe final*. UTE AZTI-LABEIN, para Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco. 296 pp. + anexos.
- BORJA A., J. FRANCO, V. VALENCIA, A. URIARTE, R. CASTRO, 1998. *Red de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales del País Vasco: otoño 1996-verano 1997*, para Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco. UTE AZTI-LABEIN 313 pp. + anexos.
- BORJA A., J. FRANCO, V. PÉREZ, 2000a. A marine Biotic Index, to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40:1100-1114.
- BORJA A., M.J. BELZUNCE, R. CASTRO, J. FRANCO, F. VILLATE, V. PÉREZ, 2000b. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 1999*. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 265 pp. + anexos.
- BORJA A., J. FRANCO, M.J. BELZUNCE, V. VALENCIA, 2001. *Red de vigilancia y control de la calidad de las aguas litorales del País Vasco: otoño 1999-verano 2000*. UTE AZTI-LABEIN, para Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco. 430 pp. + anexos.
- BORJA A., I. MUXIKA, J. FRANCO, 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 835-845.
- BORJA A., J. FRANCO, V. VALENCIA, J. BALD, I. MUXIKA, M.J. BELZUNCE, O. SOLAUN, 2004a. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 209-218.
- BORJA A., AGUIRREZABALAGA, F., MARTÍNEZ, J., SOLA, J.C., GARCÍA-ARBERAS, L., GOROSTIAGA, J.M. 2004b. *Benthic communities, biogeography and resources management*. In: Borja Á., M. Collins (Eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series, 70, Amsterdam, 455-492.

- BORJA A., I. MUXIKA, J. FRANCO, 2006. Long-term recovery of soft-bottom benthos following urban and industrial sewage treatment in the Nervión estuary (southern Bay of Biscay). *Marine Ecology Progress Series*, 313: 43–55.
- BORJA A., J. MADER, I. MUXIKA, J.G. RODRÍGUEZ, J. BALD, 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: Some remarks and recommendations. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1377-1379.
- 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-MARTINEZ, M.A. MARQUIEGUI, J. MARTÍNEZ, E. ORIVE, J.M. RUIZ, J.C. SOLA, A. MANZANOS, 2013. *Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua. 20 tomos, 641 pp.
- BORJA A., J. BALD, M.J. BELZUNCE, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, M. REVILLA, J.G. RODRÍGUEZ, O. SOLAUN, A. URIARTE, V. VALENCIA, I. ZORITA, I. ADARRAGA, F. AGUIRREZABALAGA, J.C. SOLA, I. CRUZ, M.A. MARQUIEGUI, J. MARTÍNEZ, J.M. RUIZ, M. CANO, A. LAZA-MARTÍNEZ, A. MANZANOS, 2016. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la CAPV, Campaña 2015*. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua. 445 pp.
- BORJA A., J. BALD, M.C. UYARRA, J. FRANCO, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, S. POUSO, J.M. GARMENDIA, A. LANZÉN, M. REVILLA, J.G. RODRÍGUEZ, Y. SAGARMINAGA, O. SOLAUN, A. URIARTE, I. ZORITA, I. ADARRAGA, F. AGUIRREZABALAGA, J.C. SOLA, I. CRUZ, M.A. MARQUIEGUI, J. MARTÍNEZ, J.M^a RUIZ, M. CANO, A. LAZA-MARTÍNEZ, A. MANZANOS, 2021. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2020*. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, 385 pp.
- BORJA A., J. BALD, M.J. BELZUNCE, M.C. UYARRA, A. FONTÁN, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, A. LANZÉN, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, S. POUSO, M. REVILLA, J.G. RODRÍGUEZ, Y. SAGARMINAGA, O. SOLAUN, A. URIARTE, I. ZORITA, I. ADARRAGA, F. AGUIRREZABALAGA, J.C. SOLA, I. CRUZ, M.A. MARQUIEGUI, J. MARTÍNEZ, J.M^a RUIZ, M. CANO, A. LAZA-MARTÍNEZ, A. MANZANOS, 2022. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2021*. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, en preparación.
- BRANCH G.M. 1985 *Limpets: their role in littoral and sublittoral community dynamics*. In: Moore P.G., Seed R. (Eds.) *The ecology of rocky coasts*. Hodder and Stoughton, London, 98–116.
- BURKHOLDER J.M., M.A. MALLIN, H.B. GLASGOW Jr., 1999. Fish kills, bottom-water hypoxia, and the toxic *Pfiesteria* complex in the Neuse river and estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 179: 301-310.
- BUSTAMANTE M., J. TAJADURA, J.I. SAIZ-SALINAS. 2010. Temporal and spatial variability on rocky intertidal macrofaunal assemblages affected by an oil spill (Basque coast, northern Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90: 1305–1317.

- CABB 1997. *Control de calidad en el estuario del Nervión. Año 1996*. Consorcio de Aguas del Gran Bilbao, 45 pp. + anexos.
- CABB 1998. *Informe sobre el control de calidad en estuarios, ríos y playas durante el año 1997*. Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 57 pp. + anexos.
- CABB 1999. *Informe sobre el control de calidad en estuarios, ríos y playas durante el año 1998*. Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 74 pp.
- CABB 2000. *Informe sobre el control de calidad en estuarios, ríos y playas durante el año 1999*. Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 138 pp.
- CABB 2001. *Informe sobre el control de calidad en estuarios, ríos y playas durante el año 2000*. Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 121 pp.
- CABB 2006. *Informe sobre el control de calidad en estuarios, ríos y playas durante el año 2005*. Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 136 pp.
- CEARRETA A., M.J. IRABIEN, A. PASCUAL, 2004. *Human activities along the Basque coast during the last two centuries: geological perspective of recent anthropogenic impact on the coast and its environmental consequences*. In: Borja Á., M. Collins (Eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series, 70, Amsterdam, 27-50.
- CHC (Confederación Hidrográfica del Cantábrico), URA, 2021. Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027. Texto Consulta Pública Junio 2021. **NORMATIVA**. <https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>
- CLEMENT A. 1994. Harmful blooms of *Leptocylindrus minimus* in Southern Chile. *Harmful Algae News*, 8. Edited by The Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. ISSN 0020-7918.
- CONNELL S.D., 2007. *Water quality and the loss of coral reefs and kelp forests: alternative states and the influence of fishing*. In: Connell S.D., B.M. Gillanders (Eds.), *Marine Ecology*. Oxford University Press, Melbourne, 556–568.
- DAME R.F.D. 1996. *Ecology of Marine Bivalves: an Ecosystem Approach*. New York: CRC Press Inc. Marine Science Series.
- D'ELIA C.F., L.W. HARDING Jr., M. LEFFLER, G.B. MACKIERNAN, 1992. The role and control of nutrients in Chesapeake Bay. *Wat. Sci. Tech.*, 26: 2635-2644.
- DEVINNY J.S., L.A. VOLSE, 1978. Effects of sediments on the development of *Macrocystis pyrifera* gametophytes. *Marine Biology*, 48: 343-348.
- DEVLIN M., M. BEST, D. COATES, E. BRESNAN, S. O'BOYLE, R. PARK, J. SILKE, C. CUSACK, J. SKEATS, 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 91-103.

- DIAZ R.J., R. ROSENBERG, 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review*, 33: 245-303.
- DÍEZ I., M. BUSTAMANTE, A. SANTOLARIA, J. TAJADURA, N. MUGUERZA, A. BORJA, I. MUXIKA, J.I. SAIZ-SALINAS, J.M. GOROSTIAGA, 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecol. Indic.* 12: 58-71.
- DÍEZ I., A. SANTOLARIA, N. MUGUERZA, J.M. GOROSTIAGA, 2014. Capacity for recovery of rocky subtidal assemblages following pollution abatement in a scenario of global change. *Marine Pollution Bulletin*, 86: 197-209.
- DÍEZ I., A. SANTOLARIA, A. SECILLA, J.M. GOROSTIAGA, 2009. Recovery stages over a long-term monitoring of the intertidal vegetation in the 'Abra de Bilbao' area and on the adjacent coast N Spain. *Eur. J. Phycol.*, 44: 1-14.
- EDLER L., M. ELBRÄCHTER, 2010. *The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis*. In: B. Karlson, C. Cusack, E. Bresnan (Eds.). Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. IOC Manuals and Guides, 55: 13-22. Paris, UNESCO.
- ENTEC 1994. *Report on monitoring surveys carried out in 1993 on the Abra de Bilbao and the estuaries of the Nervión and Barbadún*. Analytical and Environmental Services, Northumbrian Water Group, UK.
- ENTEC 1995. *Report on sampling procedures employed in 1994 in the biological monitoring of the Abra de Bilbao, Spain*. Entec Europe Ltd., Northumbrian Water Group, UK.
- ERIKSSON, B.K., G. JOHANSSON, 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Eur. J. Phycol.*, 38: 217-222.
- ERIKSSON, B.K., G. JOHANSSON, P. SNOEIJS, 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *Eur. J. Phycol.*, 33: 241-249.
- EUROPEAN COMMISSION 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 22.12.2000, L327. 72 pp.
- EUROPEAN COMMISSION 2018. Commission Decision (EU) 2018/229 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 and repealing Commission Decision 2013/480/EU. *Official Journal of the European Union* 20.02.2018, L47. 91 pp.
- FAIRBRIDGE R.W. 1980. *The estuary: Its definition and geodynamic cycle*. In: Olausson, E. y I. Cato (Eds.). Chemistry and biochemistry of estuaries, 1-35. Wiley, New York.
- FAIRWEATHER P.G. 1990. Sewage and biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14: 197-210
- FOLK R.L. 1974. *The petrology of sedimentary rocks*. Austin, Texas. Hemphill Publishing Co., 182 pp.

- FOLKE C., S. CARPENTER, B. WALKER, M. SCHEFFER, T. ELMQVIST, L. GUNDERSON, C.S. HOLLING, 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35: 557–581.
- FRANCO J. 1994. *Variabilidad espacio-temporal de la biomasa y producción del fitoplancton el estuario de Urdaibai*. Tesis doctoral. Universidad del País Vasco.
- FRANCO J., R. CASTRO, A. BORJA, F. VILLATE, 1997. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión y Barbadún durante 1996*. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 188 pp. + anexos.
- FRANCO J., R. CASTRO, A. BORJA, F. VILLATE, 1998. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 1997*. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 227 pp. + anexos.
- FRANCO J., A. BORJA, R. CASTRO, O. SOLAUN, M.J. BELZUNCE, V. PÉREZ, F. VILLATE, 2001. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 2000*. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 273 pp. + anexos.
- FRANCO J., A. BORJA, R. CASTRO, O. SOLAUN, F. VILLATE, 2002. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 2001*. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 273 pp + anexos.
- FRANCO J. Á. BORJA, R. CASTRO, O. SOLAUN, I. MUXIKA, F. VILLATE, E. AIERBE. 2004. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 2003*. AZTI Informe Técnico. Pasaia. 198 pp. + anexos.
- FRANCO J., R. CASTRO, I. MUXIKA, A. URIARTE, F. VILLATE, A. BORJA, O. SOLAUN, J.G. RODRÍGUEZ. 2005. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 2004*. AZTI Informe Técnico. Pasaia. 211 pp.
- FRANCO J., A. BORJA, R. CASTRO, O. SOLAUN, I. MUXIKA, M. REVILLA, A. URIARTE, J.G. RODRÍGUEZ, F. VILLATE, E. ORIVE, 2006. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 2005*. Informe para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia: 240 pp. + anexos.
- FRANCO J., A. BORJA, R. CASTRO, M.J. BELZUNCE, I. MUXIKA, M. REVILLA, A. URIARTE, J.G. RODRÍGUEZ, F. VILLATE, E. ORIVE, S. SEOANE, A. LAZA, 2007. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 2006*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 279 pp. + anexos.
- FRANCO J., A. BORJA, R. CASTRO, J. LARRETA, I. MUXIKA, M. REVILLA, A. URIARTE, J.G. RODRÍGUEZ, F. VILLATE, E. ORIVE, S. SEOANE, A. LAZA, 2008. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión y Butrón durante 2007*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 268 pp. + anexos.
- FRANCO J., A. BORJA, R. CASTRO, J. LARRETA, I. MUXIKA, M. REVILLA, A. URIARTE, J.G. RODRÍGUEZ, F. VILLATE, E. ORIVE, S. SEOANE, A. LAZA, 2009. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión y Butrón durante 2008*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 301 pp. + anexos.

- FRANCO J., A. BORJA, R. CASTRO, J. LARRETA, I. MUXIKA, M. REVILLA, A. URIARTE, J.G. RODRÍGUEZ, F. VILLATE, E. ORIVE, S. SEOANE, A. LAZA, 2010. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión y Butrón durante 2009*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 311 pp. + anexos.
- FRANCO J., J. BALD, A. BORJA, R. CASTRO, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, M. REVILLA, A. URIARTE, J.G. RODRÍGUEZ, F., I. ZORITA, VILLATE, E. ORIVE, S. SEOANE, A. LAZA, 2011. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión y Butrón durante 2010*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 319 pp. + anexos.
- FRANCO J., J. BALD, A. BORJA, R. CASTRO, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, M. REVILLA, A. URIARTE, J.G. RODRÍGUEZ, F., I. ZORITA, VILLATE, E. ORIVE, S. SEOANE, A. LAZA, 2012. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión y Butrón durante 2011*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 357 pp. + anexos.
- FRANCO J., J. BALD, A. BORJA, R. CASTRO, J. LARRETA, N. CUEVAS, I. MUXIKA, I. MENCHACA, A. URIARTE, M. REVILLA, I. ZORITA, J.G. RODRÍGUEZ, F., E. ORIVE, VILLATE, A. LAZA, S. SEOANE, 2013. *Seguimiento ambiental de los estuarios del Nervión, Barbadún y Butrón durante 2012*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 398 pp.
- GARCIA-BIKUÑA B., L. DOCAMPO, 1990. *Limnología de los ríos de Vizcaya. Teorías, Aplicaciones e Implicaciones Biológicas*. Dpto. Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- GONZÁLEZ OREJA J.A., J.I. SAÍZ SALINAS, 2000. Simulación de la recuperación biológica de la Ría de Bilbao. *XI Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino*.
- GOROSTIAGA J.M., I. DÍEZ, 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). *Marine Ecology Progress Series*, 130: 157-167.
- GOROSTIAGA J.M., A. BORJA, I. DÍEZ, G. FRANCES, S. PAGOLA-CARTE, J.I. SAIZ-SALINAS, 2004. *Recovery of benthic communities in polluted systems*. In: Borja Á., M. Collins (Eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series, 70, Amsterdam, 549-578.
- GUINDA X., J.A. JUANES, A. PUENTE, 2014. The Quality of Rocky Bottoms index (CFR): A validated method for the assessment of macroalgae according to the European Water Framework Directive. *Mar. Env. Res.*, 102: 3-10.
- HALLEGRAEFF G.M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32: 79-99.
- HALLEGRAEFF G.M. 2003. *Harmful algal blooms: A global overview*. In: Hallegraeff G.M., D.M. Anderson, A.D. Cembella (Eds.), *Manual on Harmful Marine Microalgae*, 25-50. Paris, UNESCO.

- HOLT T.J., E.I. REES, S.J. HAWKINS, R. SEED, 1998. Biogenic reefs (Volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 174 pp.
- JAN R.Q., C.F. DAI, K.-H. CHANG, 1994. *Monitoring of hard substrate communities*. In: Kramer K.J.M. (Ed.). *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*, 285-310. CRC Press Inc., Boca Raton, FL. USA.
- JOURDE J., P-G. SAURIAU, S. GUENNETEAU, E. CAILLOT, 2013. First record of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) from mainland Europe. *BioInvasions Records*, 2(1): 51-55.
- KAUTSKY H., L. KAUTSKY, N. KAUTSKY, U. KAUTSKY, C. LINDBLAD, 1992. Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 78: 33-48.
- KAUTSKY N., H. KAUTSKY, U. KAUTSKY, M. WAERA, 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.
- KEMP W.M., P.A. SAMPOU, J. GARBER, J. TUTTLE, W.R. BOYNTON, 1992. Seasonal depletion of oxygen from bottom waters of Chesapeake Bay: roles of benthic and planktonic respiration and physical exchange processes. *Marine Ecology Progress Series*, 85: 137-152.
- KETCHUM B. 1983. *Ecosystems of the world, 26: Estuaries and Enclosed Seas*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. 500 pp.
- KEVEKORDES K. 2001. Toxicity tests using developmental stages of *Hormosira banksii* (Phaeophyta) identify ammonium as a damaging component of secondary treated sewage effluent discharged into Bass Strait, Victoria, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 219: 139-148.
- LEE J.G., S.B. ROBERTS, F.M.M. MOREL, 1995. Cadmium: a nutrient for the marine diatom *Thalassiosira weissflogii*. *Limnology and Oceanography*, 40 (6): 1056-1063. doi:10.4319/lo.1995.40.6.1056.
- LOMAS M.W., P.M. GLIBERT, 1999. Interactions between NH₄⁺ and NO₃⁻ uptake and assimilation: comparison of diatoms and dinoflagellates at several growth temperatures. *Marine Biology*, 133: 541-551.
- LONG E.R., D.D. MACDONALD, S.L. SMITH, F.D. CALDER, 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19: 81-97.
- LUTZ R.A., M.J., KENNISH, 1992. *Ecology and morphology of larval and early larval postlarval mussels*. In: E.M. Gosling (Ed.). *The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture*, 53-85. Amsterdam: Elsevier Science Publ. [Developments in Aquaculture and Fisheries Science, no. 25]
- MALLE K.G. 1996. Cleaning Up the River Rhine. *Scientific American*, 274: 70-75.
- MARDONES J.I. 2020. Screening of Chilean fish-killing microalgae using a gill cell-based assay. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 48(2): 329-335. DOI: 10.3856/vol48-issue2-fulltext-2400.

- MASÓ M., E. GARCÉS, 2006. Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 620–630.
- MENCHACA I., A. BORJA, M.J. BELZUNCE-SEGARRA, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, J. LARRETA, J.G. RODRIGUEZ, 2012. An empirical approach to the determination of metal regional Sediment Quality Guidelines, within the European Water Framework Directive. *Chemistry and Ecology*, 28: 205-220.
- MORA J. 1982. Consideraciones generales sobre la macrofauna bentónica de la ría de Arosa. *Oecol. Aquat.* 6:41-50.
- MÜLLER G. 1979. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins. Veränderungen seit 1971. *Umschau*, 79: 778-783.
- MUÑIZ O., M. REVILLA, J.G. RODRÍGUEZ, A. LAZA-MARTÍNEZ, S. SEOANE, J. FRANCO, E. ORIVE, 2017. Evaluation of phytoplankton quality and toxicity risk based on a long-term time series previous to the implementation of a bivalve farm (Basque coast as a case study). *Regional Studies in Marine Science*, 10: 10-19.
- MUXIKA I. 2007. AMBI, una herramienta para la evaluación del estado de las comunidades bentónicas: modo de uso y aplicación a la Directiva Marco del Agua. Tesis Doctoral. Euskal Herriko Unibertsitatea/Universidad del País Vasco, Leioa: 230 pp.
- MUXIKA I., A. BORJA, W. BONNE, 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 5: 19-31.
- MUXIKA I., A. BORJA, J. BALD, 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 16-29.
- PAGOLA-CARTE S., J.I. SAIZ-SALINAS, 2001. Changes in the sublittoral faunal biomass induced by the discharge of a polluted river along the adjacent rocky coast (N. Spain). *Marine Ecology Progress Series*, 212: 13-27.
- PEARSON T.H., R. ROSENBERG, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16:229-311
- PIELOU E.C. 1966. Shannon's formula as a measure of specific diversity, its use and misuse. *Amer. Nat.* 100:463-465
- PRITCHARD D. 1967. *What is an estuary: physical viewpoint*. In: G.H. Lawff (Ed.) *Estuaries*, 3-5. Amer. Assoc. Adv. Sci., Washington, D. C.
- REGUERA B., J. BLANCO, M.L. FERNÁNDEZ, T. WYATT (Eds.), 1998. *Harmful algae*. VIII International Conference. Xunta de Galicia. Vigo. Spain.
- REVILLA M., J. FRANCO, J. BALD, Á. BORJA, A. LAZA, S. SEOANE, V. VALENCIA, 2009. Assessment of the phytoplankton ecological status in the Basque coast (northern Spain) according to the European Water Framework Directive. *Journal of Sea Research*, 61: 60-67.

- REVILLA M., J. FRANCO, I. MENCHACA, J.G. RODRÍGUEZ, J.M. GARMENDIA, A. URIARTE, I. ZORITA, N. CUEVAS, J. BALD, I. MUXIKA, A. LAZA, E. ORIVE, 2014a. *Plan de Vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2013*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 331 pp.
- REVILLA M., J.M. GARMENDIA., A. URIARTE, O. SOLAUN, I. ZORITA, J. FRANCO, 2014b. *Eutrofización en el medio marino del País Vasco: influencia antrópica e impactos sobre el fitoplancton*. Informe elaborado por AZTI para la Agencia Vasca del Agua. 120 pp.
- REVILLA M., J. FRANCO, I. MENCHACA, J.G. RODRÍGUEZ, J.M. GARMENDIA, I. MUXIKA, I. ZORITA, A. URIARTE, J. BALD, A. LAZA, E. ORIVE, 2015. *Plan de Vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2014*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 349 pp.
- REVILLA M., J. BALD, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, I. MUXIKA, J.G. RODRÍGUEZ, A. URIARTE, I. ZORITA, A. LAZA-MARTÍNEZ, J.M. GOROSTIAGA, J.I. SAIZ SALINAS, I. DÍEZ, M. BUSTAMANTE, E. QUINTANO, J. TAJADURA, N. MUGUERZA, 2016. *Plan de Vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2015*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 360 pp.
- REVILLA M., J. BALD, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, J.G. RODRÍGUEZ, A. URIARTE, I. ZORITA, A. LAZA-MARTÍNEZ, 2017. *Plan de Vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2016*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 309 pp.
- REVILLA M., J. BALD, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, J.G. RODRÍGUEZ, A. URIARTE, I. ZORITA, A. LAZA-MARTÍNEZ, 2018. *Plan de Vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2017*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 332 pp.
- REVILLA M., J. BALD, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, J.G. RODRÍGUEZ, A. URIARTE, A. LAZA-MARTÍNEZ, M. BUSTAMANTE, I. DÍEZ, J.M. GOROSTIAGA, N. MUGUERZA, E. QUINTANO, I. SAIZ SALINAS, J. TAJADURA, 2019. *Plan de Vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2018*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 363 pp.
- RIVAS V., A. CENDRERO, 1992. Análisis histórico de la evolución superficial de los estuarios del País Vasco. *Lurralde*, 15: 199-227.
- RODRIGUEZ J.G., I. TUEROS, Á. BORJA, M.J. BELZUNCE, J. FRANCO, O. SOLAUN, V. VALENCIA, A. ZUAZU. 2006. Maximum likelihood mixture estimation to determine metal background values in estuarine and coastal sediments within the European Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 370: 278-293.
- RUIZ A., J. FRANCO, E. ORIVE, 1994. Suspended particulate matter dynamics in the shallow mesotidal Urdaibai estuary (Bay of Biscay, Spain). *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28 (3-4): 309-316.
- SAIZ SALINAS J.I., G. FRANCÉS, X. IMAZ, 1996. *Uso de bioindicadores en la evaluación de la contaminación de la Ría de Bilbao*. Servicio editorial, Universidad del País Vasco. 128 pp. + fotografías.

- SEAPY R.R., C.L. KITTING, 1978. Spatial structure of an intertidal molluscan assemblage on a sheltered sandy beach. *Marine Biology*, 46:137-145.
- SEED R. 1993. *Invertebrate predators and their role in structuring coastal and estuarine populations of filter feeding bivalves*. In: R.F. Dame (Ed.). *Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes*, 149-195. Berlin: Springer-Verlag. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop, Renesse, The Netherlands, 1992.
- SEOANE S., A. LAZA-MARTINEZ, I. URRUTXURTU, E. ORIVE, 2005. Phytoplankton assemblages and their dominant pigments in the Nervion River estuary. *Hydrobiologia*, 549: 1-13.
- SEOANE S., A. LAZA-MARTINEZ, E. ORIVE, 2006. Monitoring phytoplankton assemblages in estuarine waters: The application of pigment analysis and microscopy to size-fractionated samples. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 343-354.
- SEOANE S., A. PUENTE, X. GUINDA, J.A. JUANES, 2012. Bloom forming and toxic phytoplankton in transitional and coastal waters of Cantabria region coast (Southeastern Bay of Biscay, Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2860–2866.
- SHANNON C.E., W. WEAVER, 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana Univ.Press, Illinois, pp. 117-127.
- SMAYDA T.J. 1997. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography*, 42: 1137-1153.
- SOLA M.J., B. ALONSO, A. RAMOS, L. CANTON, I. LEGORBURU, 1990. Metales pesados en sedimentos del litoral de Guipúzcoa. *V Sem.Quí.Mar.*, Universidad de Cádiz, 5: 205-213
- SWAN S.C., K. DAVIDSON, 2012. *Monitoring Programme for the Presence of Toxin Producing Plankton in Shellfish Production Areas in Scotland*. Contract Reference: FS315019/PAU179E. Food Standards Agency. 70 pp.
- THOMPSON I.S., C.A. RICHARDSON, R. SEED, G. WALKER, 2000. Quantification of mussel (*Mytilus edulis*) growth from power station cooling waters in response to chlorination procedures. *Biofouling*, 16: 1-15.
- TOMLINSON D.L, J.G. WILSON, C.R. MARRIS, D.W. JEFFREY, 1980. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of pollution index. *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 33: 566-575.
- TRAINER V., L. SUDDLESON, 2005. Monitoring approaches for early warning of DA Events in Washington State. *Oceanography*, 18 (2): 228–237.
- UNIVERSIDAD DEL PAIS VASCO, 1985. *Estudio oceanográfico del Abra de Bilbao y su entorno*. Universidad del País Vasco - Fundación Euskoiker, Bilbao, Spain.
- URA y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL CANTÁBRICO, 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/>

- URIARTE A., A. BORJA, 2009. Assessing fish quality in transitional waters, within the European Water Framework Directive: setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures. *Journal of Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 214-224.
- URRUTIA J. 1986. *Estudio de la estructura y funcionamiento del estuario del Nervión en relación a la dinámica del fitoplancton*. Tesis Doctoral. UPV., 279 pp.
- UTERMÖHL H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1-38.
- VALENCIA V., A. BORJA, J. FRANCO, I. GALPARSORO, E. TELLO, 2004a. *Medio físico y dinámica de los estuarios de la Costa Vasca. Aplicaciones en Ecología y Gestión*. Informe para la Dirección de Biodiversidad del Gobierno Vasco. 92 pp.
- VALENCIA V., J. FRANCO, Á. BORJA, A. FONTÁN, 2004b. *Hydrography of the southeastern Bay of Biscay*. In: Borja Á., M. Collins (Eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series, 70, Amsterdam, 159–194.
- VAN DOLAH F.M. 2000. Marine algal toxins: Origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives*, 108: 133-141.
- VIEITEZ J.M. 1976. Ecología de poliquetos y moluscos de la playa de Meira (ría de Vigo), *Investigación Pesquera*, 40(1): 223-248.
- VRIELING E.G., L. POORT, T.P.M. BEELEN, W.W.C. GIESKES, 1999. Growth and silica content of the diatoms *Thalassiosira weissflogii* and *Navicula salinarum* at different salinities and enrichments with aluminium. *European Journal of Phycology*, 34: 307–316. doi:10.1017/s0967026299002206.
- WALKER D.I., G.A. KENDRICK, 1998. Threats to macroalgal diversity: marine habitat destruction and fragmentation. *Bot. Mar.*, 41: 105-112.
- WEISKEL P.K., B.L. HOWES, G.R. HEUFELDER, 1996. Coliform contamination of a coastal embayment: sources and transport pathways. *Environmental Science and Technology* 30: 1872-1881.
- ZAR J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th edition. Prentice Hall, Inc. New Jersey.
- ZARCO-PERELLO S., T. WERNBERG, T.J. LANGLOIS, M.A. VANDERKLIFT, 2017. Tropicalization strengthens consumer pressure on habitat-forming seaweeds. *Scientific Reports* 7, 820. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00991-2>.