

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

Año 2022



Informe Final
Para



Bilbao Bizkaia Ur Partzuergoa
Consortio de Aguas Bilbao Bizkaia

Pasaia, 4 de julio de 2023

| | |
|-------------------------|--|
| Tipo documento | Informe Final |
| Título documento | Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2022 |
| Fecha | 04/07/2023 |
| 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 2022 |
| Código | IM-22-CONSOR |
| Autores | Marta Revilla (AZTI) M. Jesús Belzunce (AZTI) Javier Franco (AZTI) J. Mikel Garmendia (AZTI) Aitor Laza-Martínez (UPV/EHU) Iratxe Menchaca (AZTI) Iñigo Muxika (AZTI) Ainhize Uriarte (AZTI) Izaskun Zorita (AZTI) |

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

Revilla, M., M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, A. Laza-Martínez, I. Menchaca, I. Muxika, A. Uriarte, I. Zorita, 2023. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2022. Elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 290 pp.

AUTORES Y AGRADECIMIENTOS

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

En la interpretación de los resultados, la realización y la revisión del informe han intervenido Marta Revilla, Izaskun Zorita, Iratxe Menchaca, M. Jesús Belzunce, J. Mikel Garmendia, Iñigo Muxika y Ainhize Uriarte, 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 y Raúl Castro), como analistas (Ainhoa Arévalo, Beatriz Beldarrain, Jon Berregi, Luis Cuesta, Maite Cuesta, Goretti García, Deniz Kukul, Marivi Lucero, M^a Inmaculada Martín y Naiara Serrano) y personal de muestreo (Gaizka Bidegain, Ekaitz Erauskin, Lander Larrañaga, Josu Lukas, Jon Uskola e Iker Urtizberea)

La identificación y el recuento de las comunidades 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.

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

Finalmente, queremos destacar la colaboración ofrecida por el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia en lo relativo a la entrega de datos y en la organización general de este trabajo. Cabe mencionar en concreto al Laboratorio de Saneamiento (EDAR Galindo), por la 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 | 14 |
| 3. OBJETIVOS | 18 |
| 4. EL MEDIO FÍSICO | 19 |
| 5. CALIDAD DEL AGUA | 21 |
| 5.1 Seguimiento del estuario | 21 |
| 5.1.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras | 21 |
| 5.1.2 Resultados en la campaña de 2022 | 26 |
| 5.1.2.1 Contexto meteorológico e hidrográfico | 26 |
| 5.1.2.2 Temperatura, pH y salinidad | 29 |
| 5.1.2.3 Oxígeno disuelto | 37 |
| 5.1.2.4 Carbono orgánico total | 40 |
| 5.1.2.5 Nitrógeno amoniacal, nitrato, nitrógeno total y fosfato | 43 |
| 5.1.2.6 Parámetros microbiológicos: Escherichia coli y estreptococos fecales | 53 |
| 5.1.2.7 Clorofila "a" | 56 |
| 5.1.2.8 Transparencia (profundidad de visión del disco de Secchi) | 58 |
| 5.1.2.9 Sólidos en suspensión y turbidez | 61 |
| 5.1.3 Evolución a largo plazo de la calidad de las aguas | 66 |
| 5.1.3.1 Oxígeno disuelto | 68 |
| 5.1.3.2 Carbono orgánico total | 73 |
| 5.1.3.3 Nitrógeno amoniacal | 76 |
| 5.1.3.4 Calidad microbiológica | 80 |
| 5.1.3.5 Clorofila "a" | 86 |
| 5.1.3.6 Transparencia (profundidad de visión del disco de Secchi) | 88 |
| 5.2 Principales tributarios | 90 |
| 5.2.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras | 90 |
| 5.2.2 Resultados | 91 |
| 5.3 Resumen y conclusiones | 100 |

| | |
|---|------------|
| 6. COMUNIDADES DE FITOPLANCTON | 103 |
| 6.1 Introducción | 103 |
| 6.2 Situación de las estaciones y obtención de las muestras | 106 |
| 6.3 Métodos analíticos | 108 |
| 6.4 Resultados | 109 |
| 6.4.1 Composición y abundancia del fitoplancton en el estuario | 109 |
| 6.4.2 Especies potencialmente perjudiciales | 127 |
| 6.4.3 Análisis de la serie temporal de abundancia celular | 131 |
| 6.4.3.1 Variabilidad espacial de la frecuencia e intensidad de “blooms” | 131 |
| 6.4.3.2 Variabilidad estacional e interanual de la abundancia celular | 132 |
| 6.5 Resumen y conclusiones | 135 |
| 7. SEDIMENTOS | 137 |
| 7.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras | 137 |
| 7.2 Cálculos de los niveles de contaminación | 141 |
| 7.3 Resultados | 142 |
| 7.3.1 Resultados en la campaña de 2022 | 142 |
| 7.3.2 Evolución temporal | 152 |
| 7.4 Resumen y conclusiones | 166 |
| 8. COMUNIDADES DE BENTOS DE SUSTRATO BLANDO | 167 |
| 8.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras | 167 |
| 8.2 Métodos analíticos | 168 |
| 8.3 Clasificación de las estaciones según índices bióticos | 169 |
| 8.4 Resultados | 169 |
| 8.4.1 Taxonomía y parámetros estructurales en 2022 | 169 |
| 8.4.1.1 Descripción detallada de cada estación en 2022 | 171 |
| 8.4.1.2 Gradiente espacial | 174 |
| 8.4.2 Evolución temporal del bentos | 179 |
| 8.4.2.1 Evolución de los parámetros estructurales | 179 |
| 8.4.2.2 Evolución del bentos según el índice AMBI | 194 |
| 8.5 Resumen y conclusiones | 198 |

| | |
|--|------------|
| 9. COMUNIDADES DE FAUNA DEMERSAL | 200 |
| 9.1 Introducción | 200 |
| 9.2 Situación de las estaciones y obtención de las muestras | 200 |
| 9.3 Métodos analíticos | 204 |
| 9.4 Resultados | 205 |
| 9.4.1 Resultados de la campaña de 2022 | 205 |
| 9.4.2 Evolución temporal | 209 |
| 9.4.2.1 Evolución de la zona de Olabeaga | 217 |
| 9.4.2.2 Evolución de la zona de Rontegi | 219 |
| 9.4.2.3 Evolución de la zona de Lamiako | 222 |
| 9.4.2.4 Evolución de la zona del Abra interior | 225 |
| 9.4.3 Concursos de pesca | 228 |
| 9.5 Resumen y conclusiones | 229 |
| 10. DISCUSIÓN GENERAL | 231 |
| 10.1 Evolución a largo plazo de las condiciones de oxigenación | 232 |
| 10.2 Oxígeno disuelto y bentos de sustrato blando | 239 |
| 10.3 Estándares de calidad para el oxígeno disuelto | 240 |
| 10.4 Calidad fisicoquímica de los sedimentos | 242 |
| 10.5 Comunidades del bentos de sustrato blando | 243 |
| 10.6 Comunidades de fauna demersal | 244 |
| 10.7 Evolución global del estuario | 247 |
| 11. CALIDAD DEL ESTUARIO CONFORME A LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA | 250 |
| 11.1 Introducción | 250 |
| 11.2 Evaluación del estado de las masas de agua según la DMA | 252 |
| 11.3 Evaluación del estado de las masas de agua en la CAPV | 253 |
| 11.4 Evaluación del estado del estuario con la información del seguimiento realizado para el CABB | 258 |
| 11.4.1 Fisicoquímica en aguas | 261 |
| 11.4.2 Comunidades de fitoplancton | 267 |
| 11.4.3 Comunidades bentónicas de sustrato blando | 269 |
| 11.4.4 Comunidades de fauna demersal | 270 |
| 11.4.5 Impacto general del vertido sobre el medio receptor | 271 |

| | |
|--|------------|
| 12. RESUMEN Y CONCLUSIONES | 274 |
| 12.1 Calidad del agua | 274 |
| 12.2 Comunidades de fitoplancton | 275 |
| 12.3 Sedimentos | 276 |
| 12.4 Comunidades del bentos de sustrato blando | 277 |
| 12.5 Comunidades de fauna demersal | 278 |
| 13. BIBLIOGRAFÍA | 280 |

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.

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).

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).

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

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, analizando biomarcadores y bioacumulación de metales. El estudio se efectuó anualmente hasta 2014 con peces planos (lenguados) y cabuxinos (*Pomatoschistus* spp.), organismos que podían capturarse en alto número durante los muestreos de fauna demersal. Tras el estudio de dichos datos, se consideró adecuado centrarse 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 en el plan de vigilancia. Habiéndose realizado la campaña más reciente en 2021, la siguiente se efectuará en 2024.

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.

El presente informe da cuenta de los resultados obtenidos en las campañas realizadas en el año 2022 para el plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo, así como, de la evolución que presentan a largo plazo en el estuario algunas de las variables de mayor relevancia ambiental.

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 Nerbio-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 ambos 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.

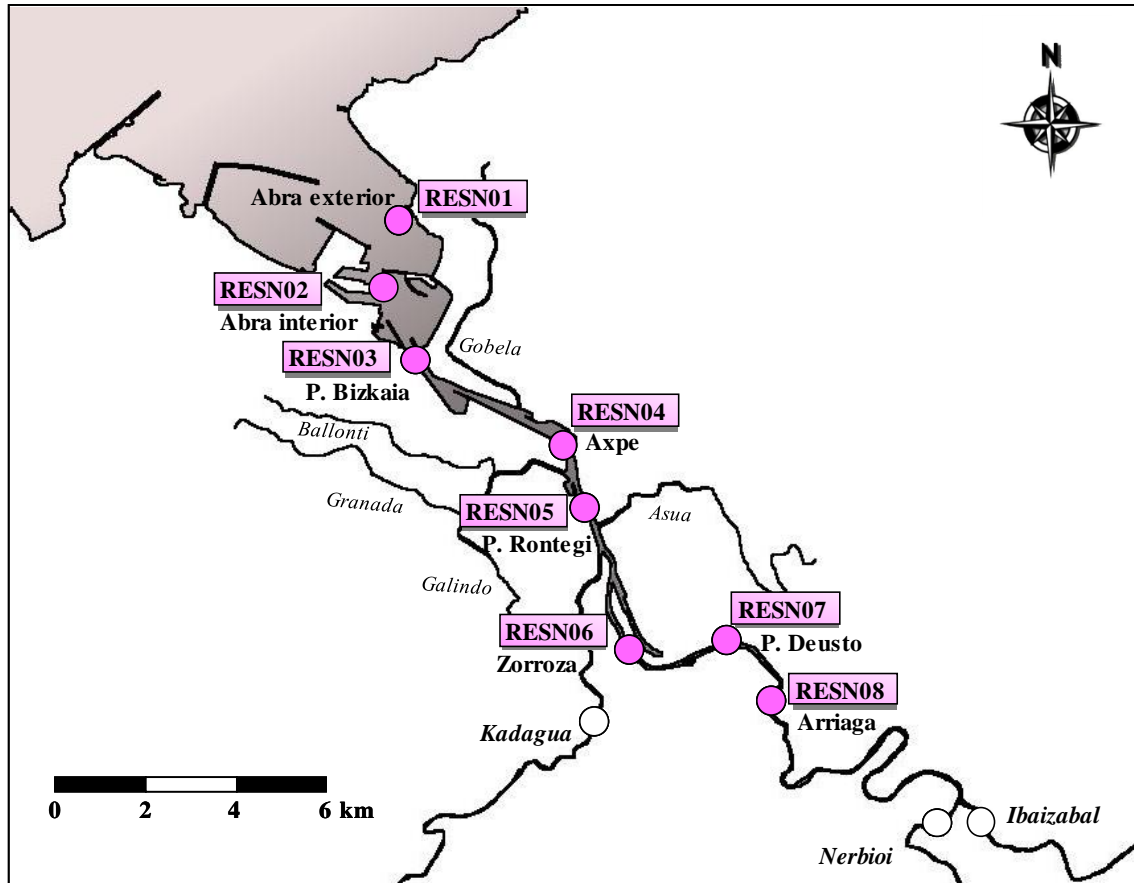


Figura 5.1. Localización de las ocho estaciones de muestreo de las variables del agua en el estuario. Sus coordenadas se presentan en la Tabla 5.2.

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 2022

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 2022, para evaluar la calidad del agua del estuario se muestreó con frecuencia mensual. 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 |
|------------|--------------------|--------------------|---------------------------|----------------------------|---|
| 19/01/2022 | 4,29 | 1,15 | 3,1 | media | 36,8 |
| 08/02/2022 | 3,66 | 1,81 | 1,9 | muerta | 9,8 |
| 24/03/2022 | 3,87 | 1,60 | 2,3 | muerta | 12,5 |
| 25/04/2022 | 3,63 | 1,60 | 2,0 | muerta | 73,0 |
| 23/05/2022 | 3,62 | 1,50 | 2,1 | muerta | 4,3 |
| 20/06/2022 | 3,84 | 1,49 | 2,4 | muerta | 2,5 |
| 18/07/2022 | 4,17 | 1,13 | 3,0 | media | 1,5 |
| 16/08/2022 | 4,27 | 1,01 | 3,3 | viva | 1,6 |
| 19/09/2022 | 4,25 | 2,23 | 2,0 | muerta | 1,5 |
| 17/10/2022 | 3,40 | 2,06 | 1,3 | muerta | 1,9 |
| 30/11/2022 | 4,00 | 1,43 | 2,6 | muerta | 21,2 |
| 15/12/2022 | 3,66 | 1,80 | 1,9 | muerta | 7,6 |

⁽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 2022 se realizó en mareas vivas (el de agosto, con una amplitud de 3,3 m). En el resto la amplitud varió entre 1,3 y 3,1 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). La media calculada con los datos de las campañas de 2022 fue bastante más baja (14,5 m³ s⁻¹), reflejando las condiciones de baja precipitación que caracterizaron este año y que se explican más adelante. Los caudales más bajos correspondieron a los muestreos realizados entre julio y octubre, inferiores 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).

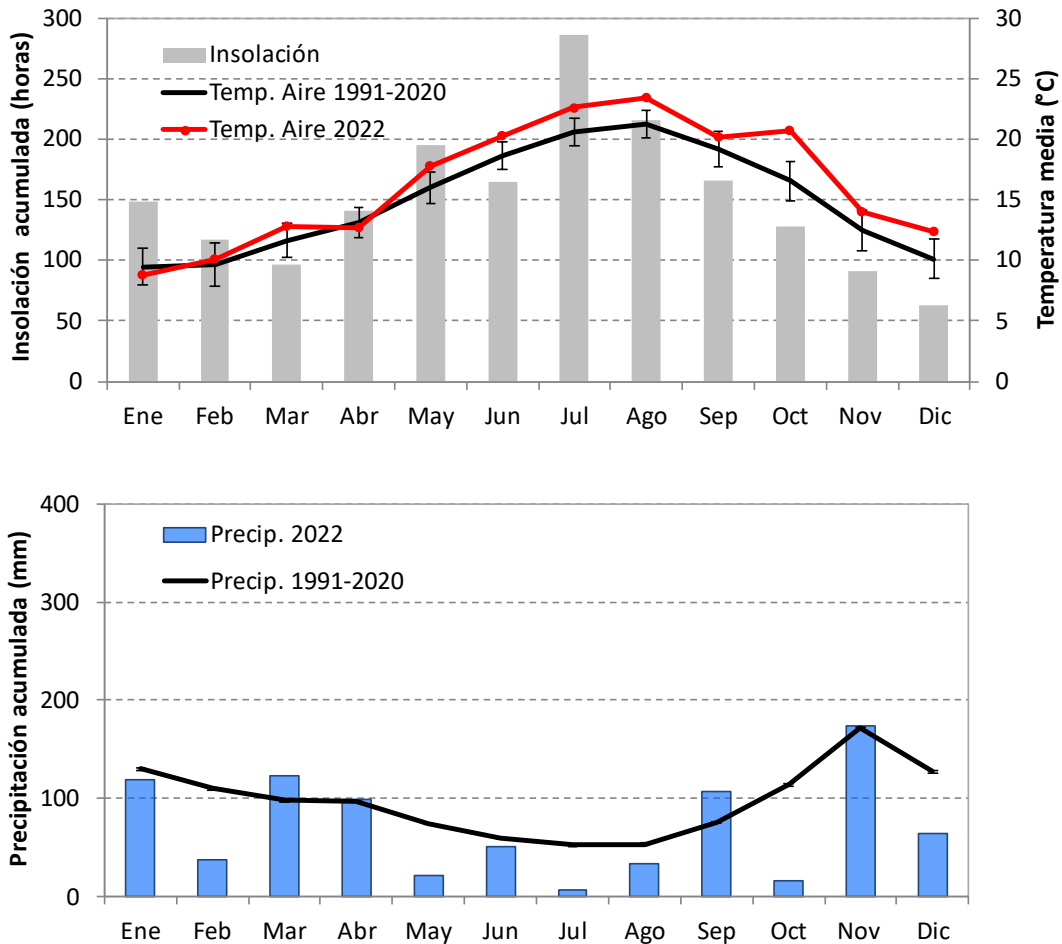


Figura 5.3. Insolación (horas sin nubosidad), temperatura del aire y precipitación mensual entre enero y diciembre de 2022. Se indica también el promedio de largo plazo 1991-2020 (línea negra). Datos de AEMET (estación del aeropuerto de Bilbao).

En este informe hemos seguido las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial y, para evaluar si hubo condiciones anómalas, en la Figura 5.3 se han representado también las climatologías del periodo de referencia 1991-2020.

Respecto a la temperatura del aire, durante los primeros meses, hasta abril aproximadamente, predominaron temperaturas similares a la media de largo plazo de esa época del año. Sin embargo, a partir de mayo la temperatura mensual se situó por encima del histórico, especialmente la de octubre. En cuanto a precipitación, la media de 2022 estuvo por debajo de la de los últimos 30 años. Hubo meses muy secos en todas las épocas del año: tanto en invierno (febrero), como en primavera (mayo), verano (julio) y otoño (octubre y diciembre). Julio, además, destacó en insolación (Figura 5.3).

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, entre las estaciones RESN08 (Arriaga) y RESN06 (Zorroza) los valores más bajos medidos “in situ” estuvieron en torno a 7,2 °C y se midieron en enero, mientras que el máximo se midió en agosto y alcanzó 24,3 °C. Por tanto, la diferencia máxima anual fue de unos 17°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 10 °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 y a finales de otoño 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). Para la mayor parte del estuario esto se pudo observar durante los muestreos de enero, febrero, noviembre y diciembre de 2022. 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 2022 realizadas en el estuario, se percibió de forma más marcada en mayo, junio y julio.

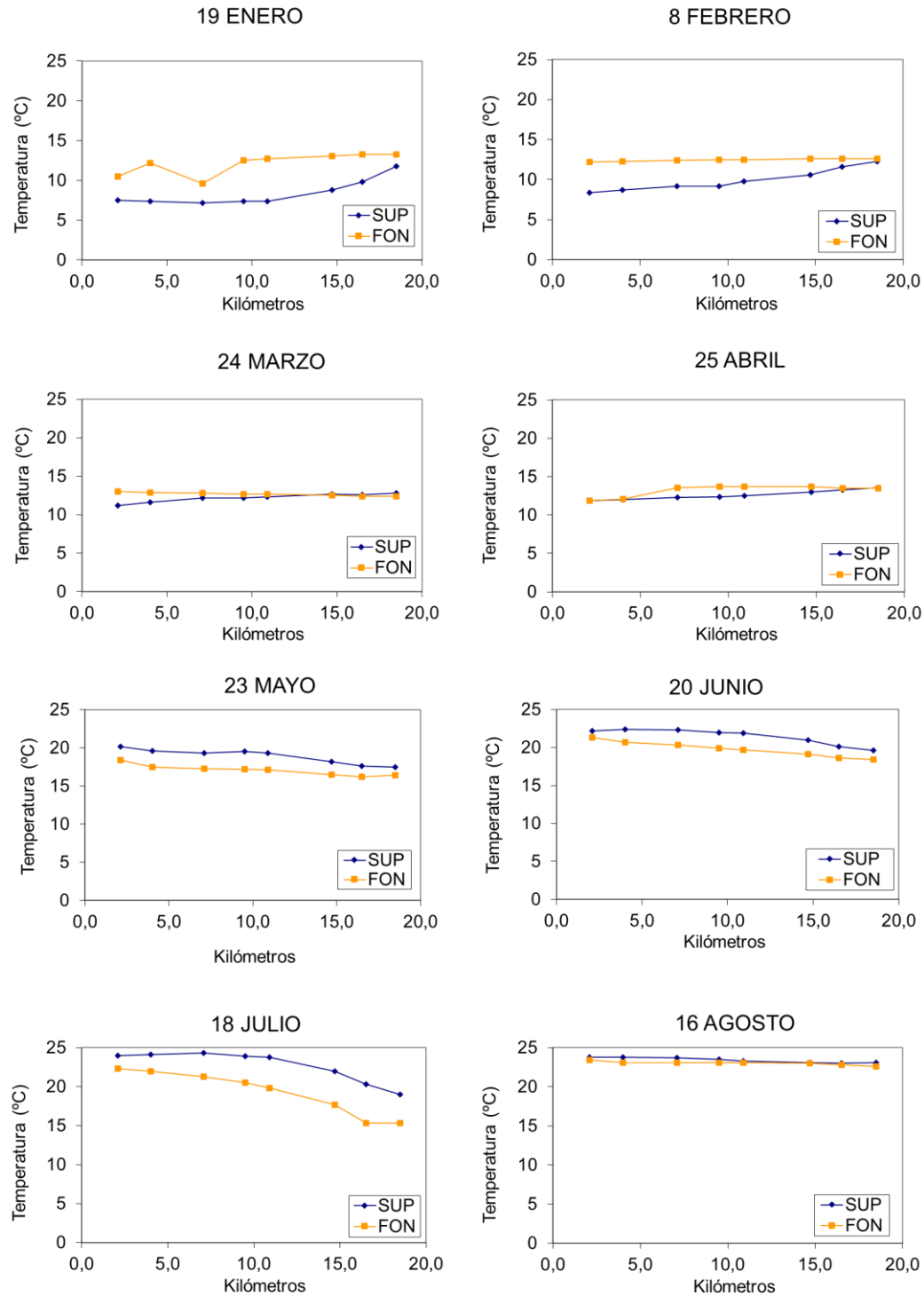


Figura 5.4 Distribución de la temperatura (°C) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

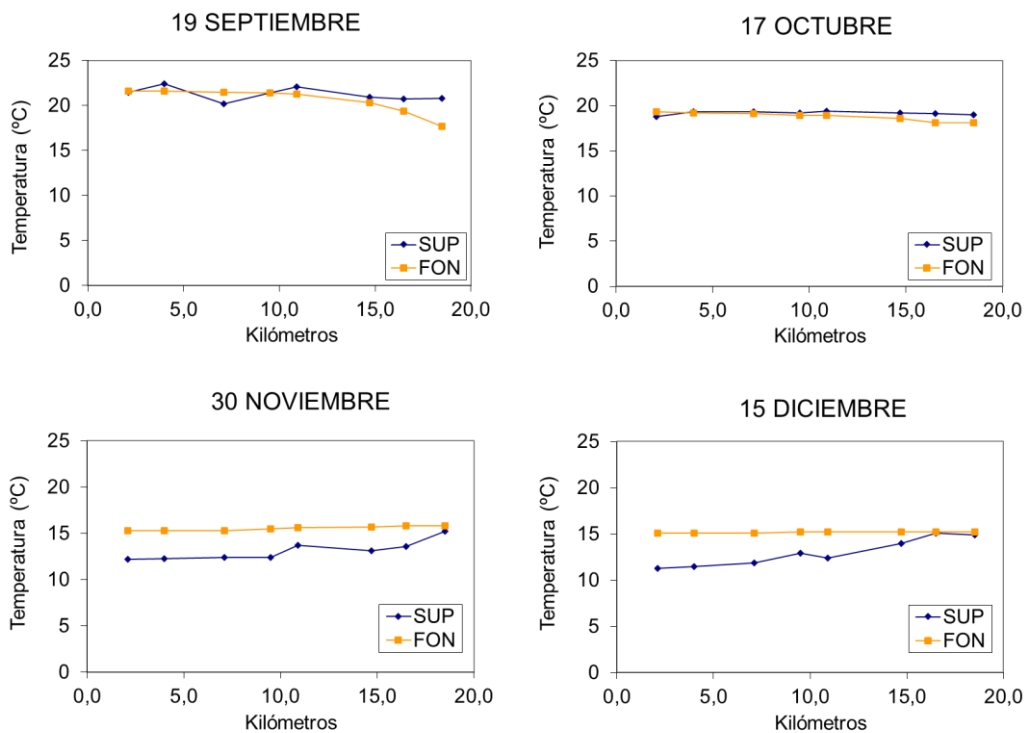


Figura 5.4 (Cont.) Distribución de la temperatura (°C) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

En cuanto al pH medido “in situ”, su rango de variación en este último año fue estrecho (6,8–8,3).

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.

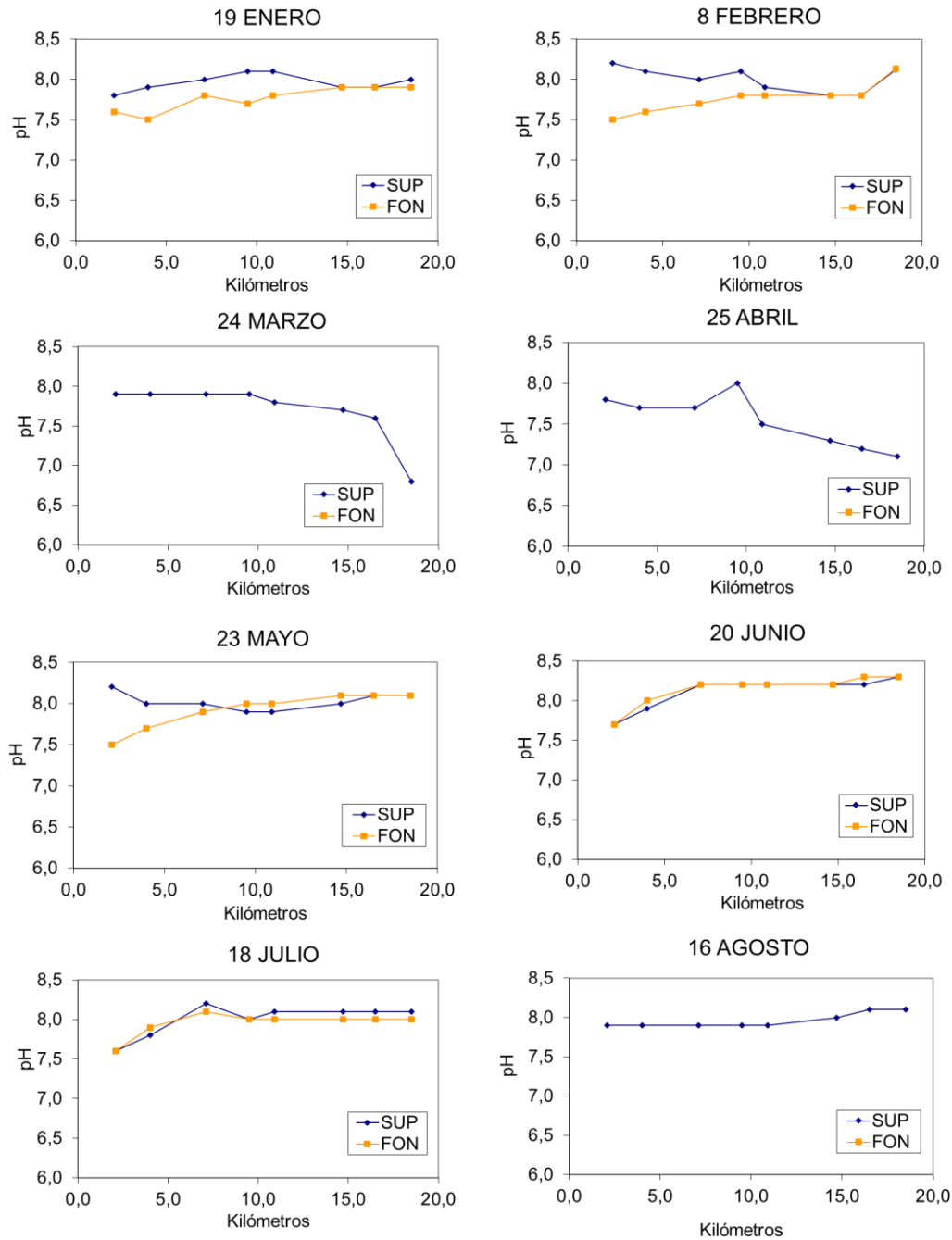


Figura 5.5. Distribución del pH a lo largo del estuario en las diferentes campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato de fondo en los meses de marzo, abril y agosto.

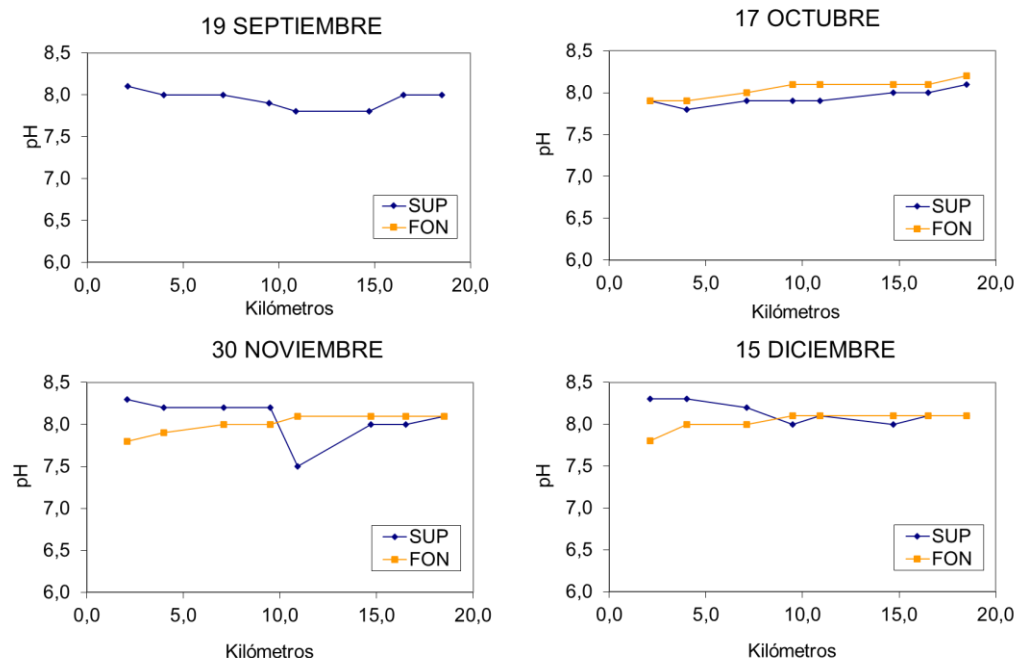


Figura 5.5 (Cont.) Distribución del pH a lo largo del estuario en las diferentes campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay dato de fondo en el mes de septiembre.

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 cercana al mar fue más homogénea a lo largo de su profundidad. La estratificación se redujo considerablemente desde junio hasta octubre, lo que podría achacarse al efecto de las altas temperaturas (evaporación) y bajas precipitaciones.

Además, se encontraron otras variaciones coherentes con las condiciones meteorológicas y con el caudal fluvial del Nerbioi y el Ibaizabal (apartado 5.1.2.1). Así, como consecuencia de las lluvias en ciertas campañas se registraron valores de salinidad relativamente bajos en la Ría. Como puede verse en el apartado previo, aunque 2022 fue en general un año muy seco, tres de los muestreos tuvieron lugar con caudales relativamente altos en comparación con la media de las campañas de este año ($\sim 15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$): estos fueron los de enero, abril y noviembre ($21\text{--}73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Además, el de enero se hizo en bajamar. Ello explicaría, durante dichos muestreos, la baja salinidad encontrada en superficie a lo largo de las estaciones de la Ría, incluyendo la del Puente de Bizkaia ($<10 \text{ USP}$, aproximadamente), así como también los mínimos en las aguas de fondo de la cabecera durante el muestreo de abril ($<5 \text{ USP}$).

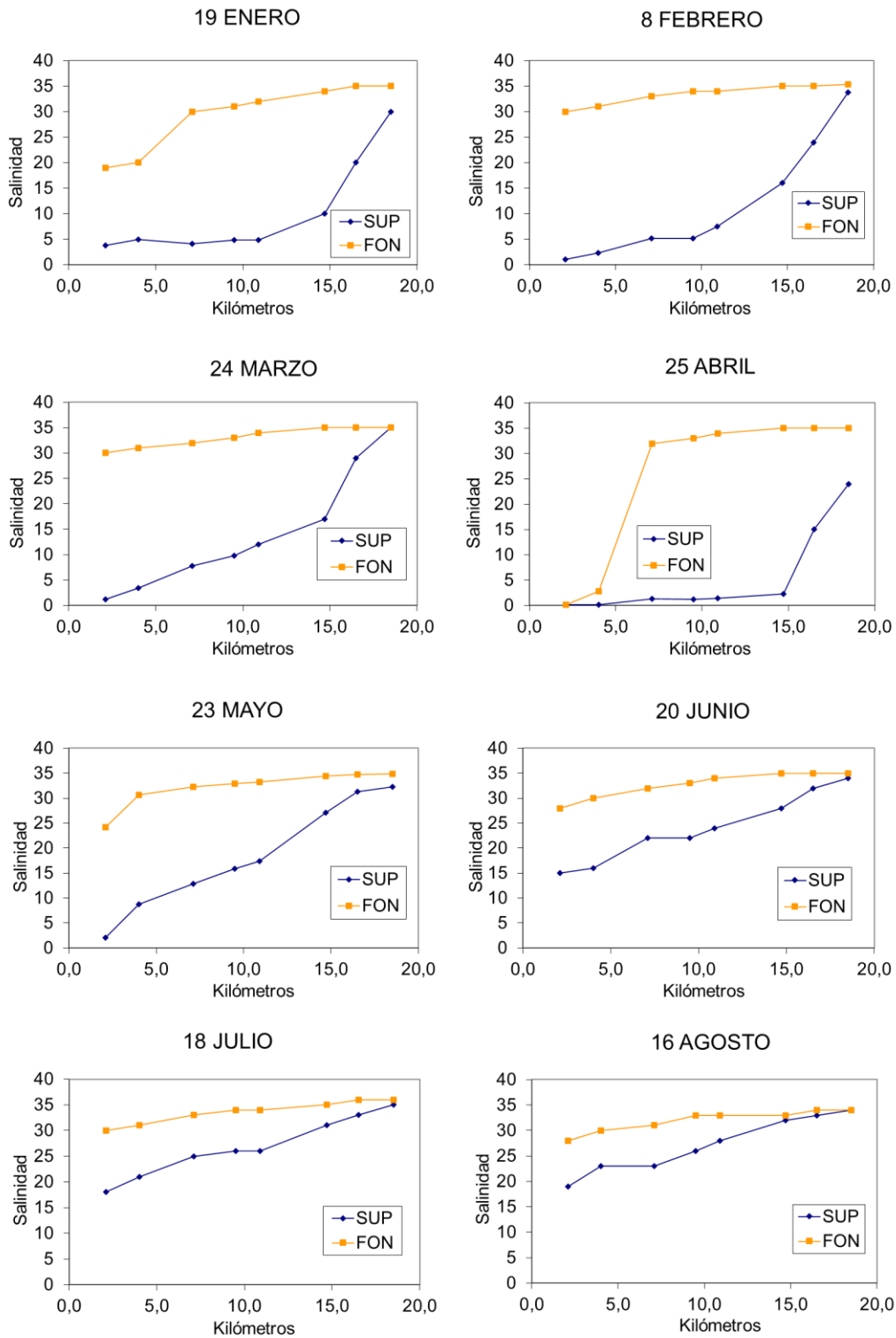


Figura 5.6. Distribución de la salinidad (USP) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

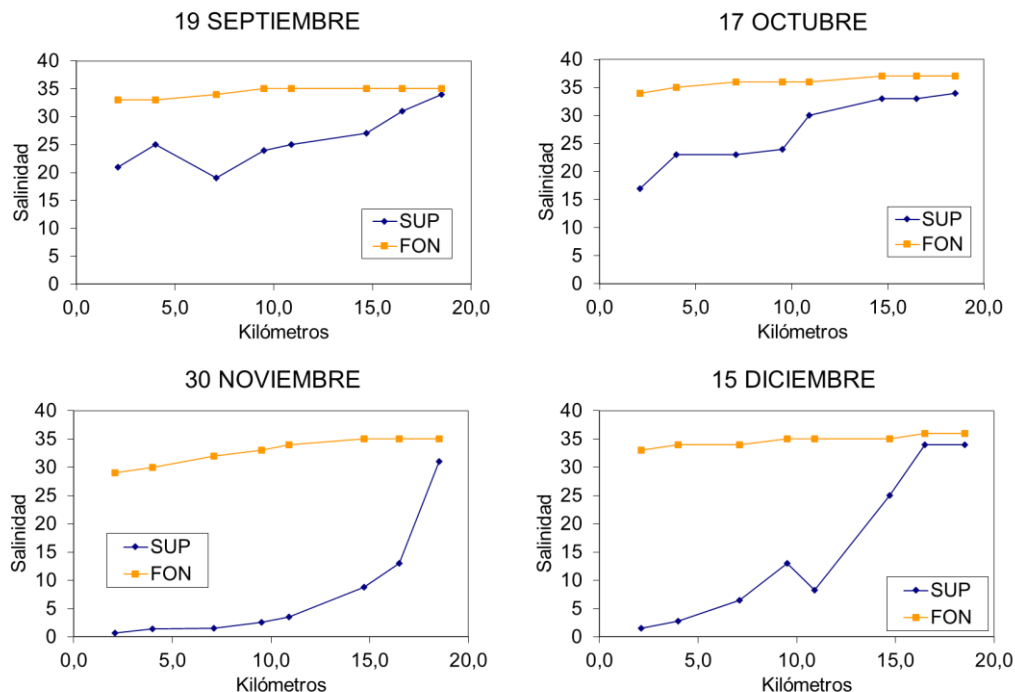


Figura 5.6 (Cont.) Distribución de la salinidad (USP) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

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 presente también grandes diferencias entre superficie y fondo (oxígeno disuelto, concentraciones de contaminantes, bacterias, etc.).

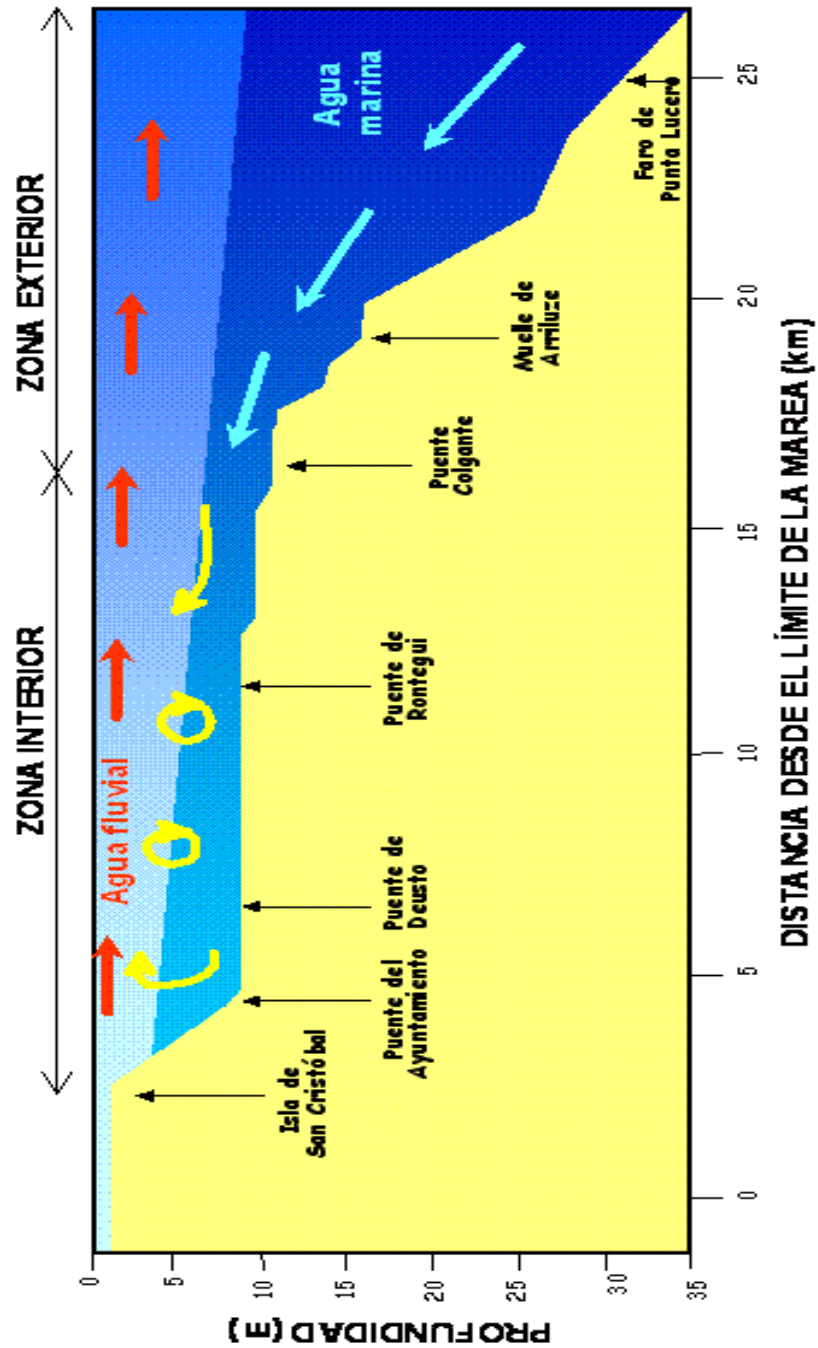


Figura 5.7. Esquema general relativo a la estructura vertical de la columna de agua y la circulación vertical diferencial en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal.

5.1.2.3 Oxígeno disuelto

Respecto a las aguas de fondo, el porcentaje de saturación de oxígeno fue generalmente menor en la cabecera del estuario que en otras zonas del mismo (Figura 5.8). Este patrón espacial se ha visto también 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 en su zona media, por los ríos Granada y Ballonti y por el efluente de la EDAR (todos ellos, a través del río Galindo). Pero, durante los muestreos de 2022 no se observaron descensos bruscos del oxígeno en la zona media del estuario, lo cual descarta un impacto significativo por vía del río Galindo (o por vertidos directos en esa zona). De hecho, desde el Abra exterior (estación RESN01) hasta Rontegi (RESN05), el porcentaje de saturación estuvo por encima del objetivo de 60%, tanto en las aguas de superficie como en las de fondo.

En la zona superior del estuario y, sobre todo, en la estación RESN08, la más influida por los aportes del Nerbioi y el Ibaizabal, las condiciones de oxigenación del agua reflejaron la influencia de la situación general de bajas precipitaciones, al que se sumó una temperatura atmosférica anormalmente muy alta a partir de mayo (véase apartado 5.1.2.1). Aunque en 2022 no se observaron condiciones de hipoxia severa (< 20% de saturación), en la cabecera del estuario el objetivo del 60% no se alcanzó entre mayo y octubre en las aguas de fondo, ni tampoco en algunas de esas campañas en las aguas de superficie (Figura 5.8).

En 2022, hay que mencionar también los valores muy elevados que se midieron en julio en las aguas de superficie: aproximadamente 120–130% en el tramo comprendido entre la estación RESN03 y la RESN06 (Figura 5.8). La sobresaturación de las aguas de superficie en las épocas de primavera y verano suele ser consecuencia de las elevadas tasas de fotosíntesis del fitoplancton y, por tanto, coinciden con altas concentraciones de clorofila (véase Figura 5.16). Las diversas floraciones fitoplanctónicas que se dieron en esa zona del estuario durante el muestreo de julio se describen en detalle en el siguiente capítulo del informe.

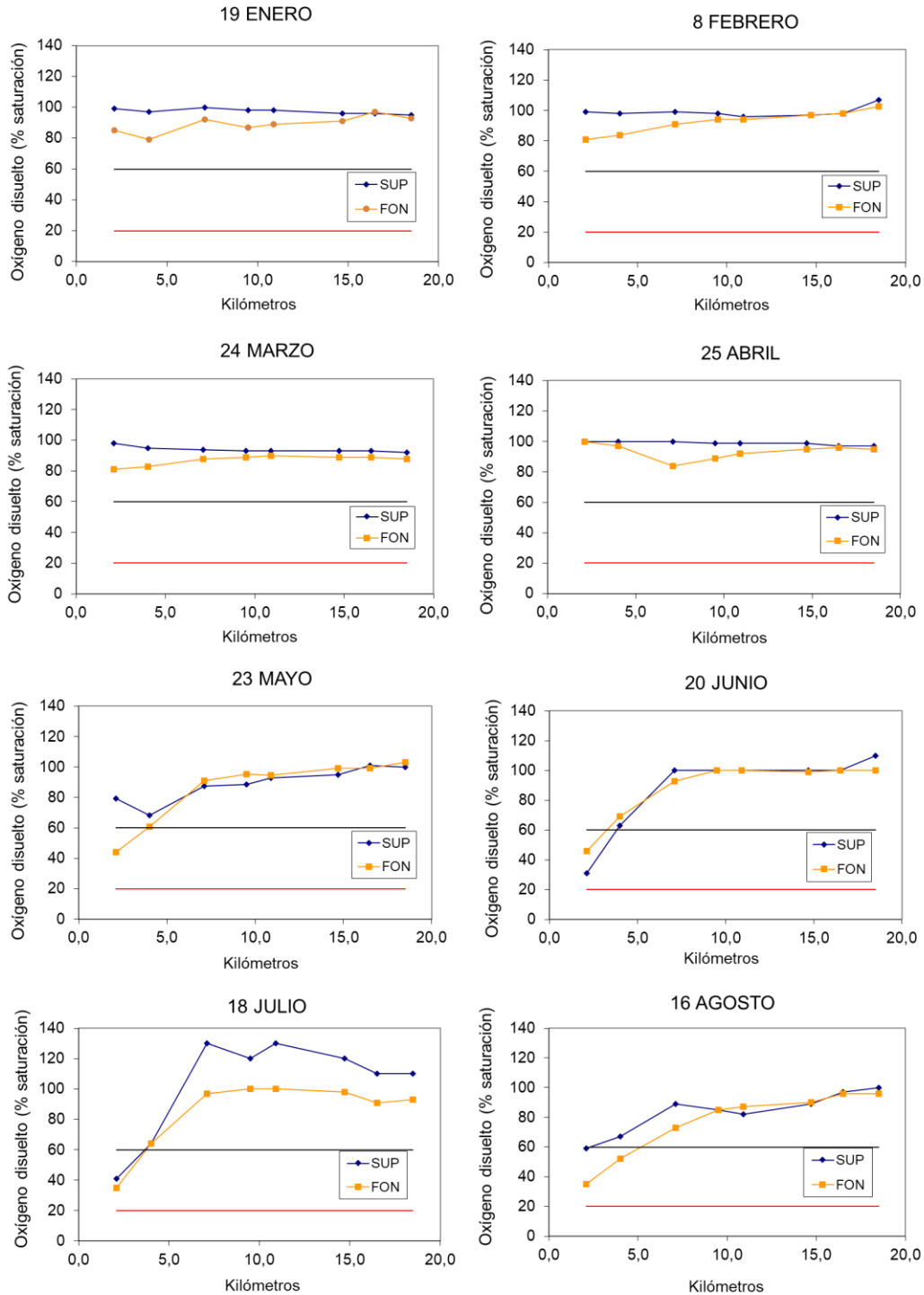


Figura 5.8. Distribución de la concentración de oxígeno disuelto (% saturación) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. La línea negra corresponde al 60% de saturación (estándar de calidad del Plan Integral de Saneamiento) y la roja al 20% (valor por debajo del cual se produce la mortalidad de organismos bentónicos). Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

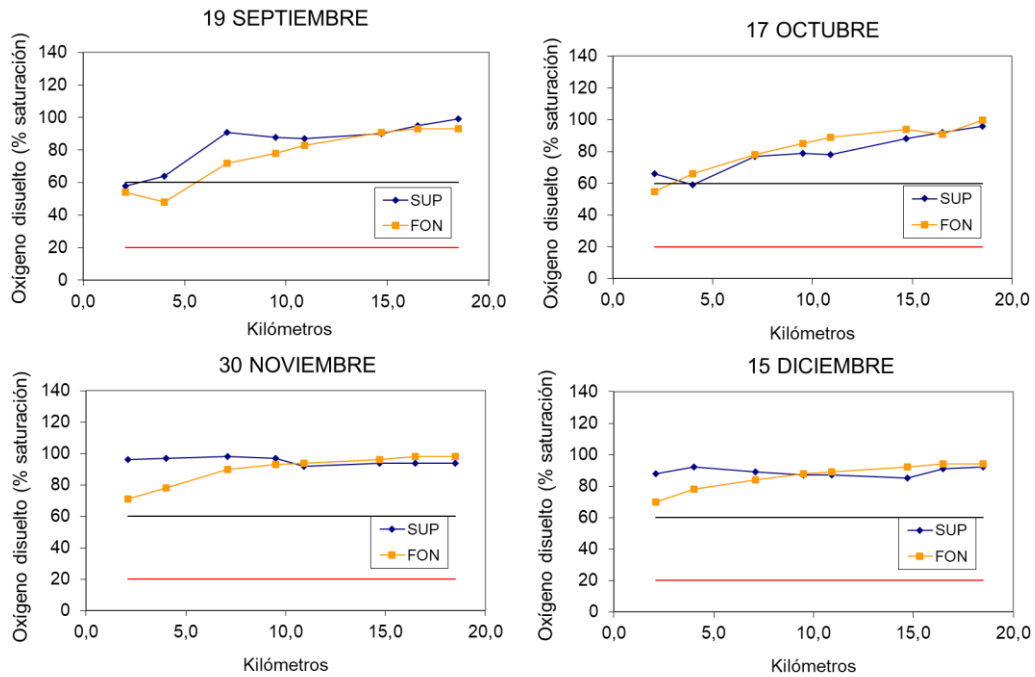


Figura 5.8 (Cont.). Distribución de la concentración de oxígeno disuelto (% saturación) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. La línea negra corresponde al 60% de saturación (estándar de calidad del Plan Integral de Saneamiento) y la roja al 20% (valor por debajo del cual se produce la mortalidad de organismos bentónicos). Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

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 2022 el rango fue desde valores $<2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ hasta $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, encontrándose en niveles muy similares a los de los últimos años. Así, en las campañas realizadas desde 2015 el máximo anual ha oscilado entre 8 y $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (excepto en 2020, que fue 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 2022 correspondió a RESN08 (Arriaga) con $5,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, mientras que en RESN01 (Abra exterior) fue $2,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. 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 fue siempre conservativo, observándose leves repuntes en las estaciones RESN04 o RESN05 (por ejemplo, en febrero, abril y mayo).

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.

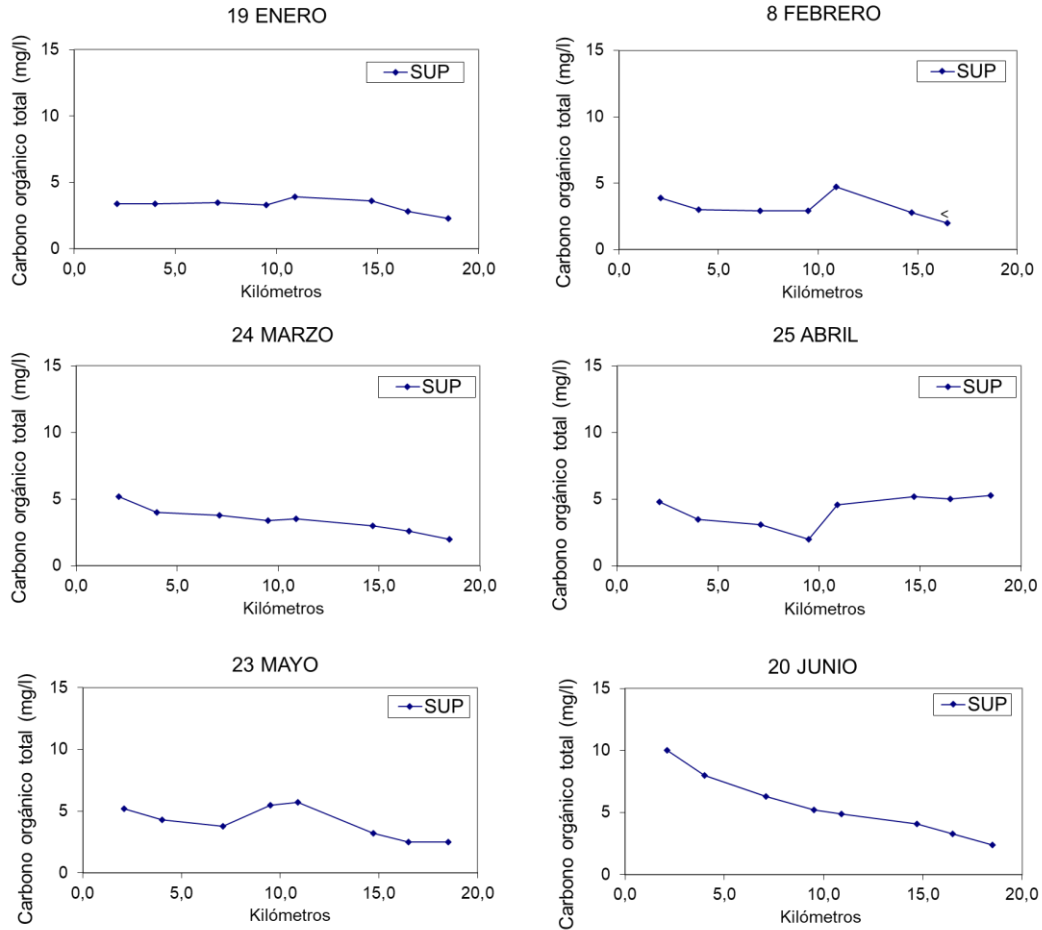


Figura 5.9. Distribución de la concentración de carbono orgánico total a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 2 mg·l⁻¹. No hay datos de esta variable en febrero para la estación del Abra exterior.

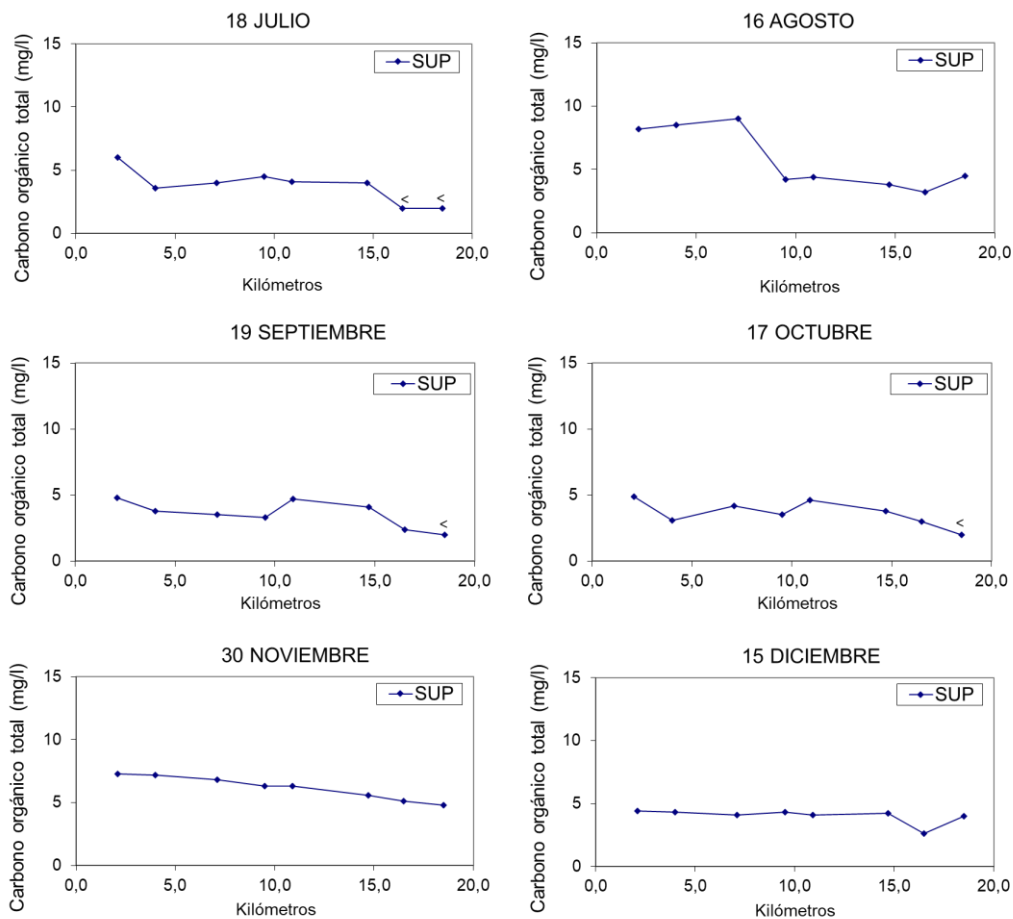


Figura 5.9 (Cont.). Distribución de la concentración de carbono orgánico total a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

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 2022 osciló entre valores inferiores al LC ($<1,6 \mu\text{g-at N l}^{-1}$) y $19,9 \mu\text{g-at N l}^{-1}$.

En cuanto a las diferencias espaciales, el N-NH_3 no presentó un patrón mantenido en el tiempo (Figura 5.10). El máximo se midió en junio y, en este caso, las concentraciones siguieron un gradiente de descenso entre la cabecera y la desembocadura del estuario. Pero, destacan también unos picos a la altura de Axpe (RESN04) en febrero y mayo.

En cuanto a diferencias entre épocas, en la zona de cabecera parece percibirse un patrón estacional en el N-NH_3 que podría estar ligado al estiaje, al presentar valores relativamente más altos entre mayo y agosto (y también en octubre, que fue muy cálido y seco, como puede verse en la Figura 5.3).

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.

En 2022 hubo algunos casos que superaron el umbral más exigente ($11,4 \mu\text{g-at N l}^{-1}$, tras la conversión de unidades). Estas superaciones (11 en total, de 96 muestras analizadas), aunque se observaron en diferentes épocas del año, afectaron a mayor superficie del estuario en octubre. Donde más frecuentemente se observaron (3 de los 12 muestreos) fue en las estaciones RESN07 (Deusto) y RESN04 (Axpe), y donde menos (ningún caso) en las estaciones del Abra.

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. Además, desde el año 2007 en las aguas de superficie son contadas las ocasiones en las que se supera el umbral del 95% de protección.

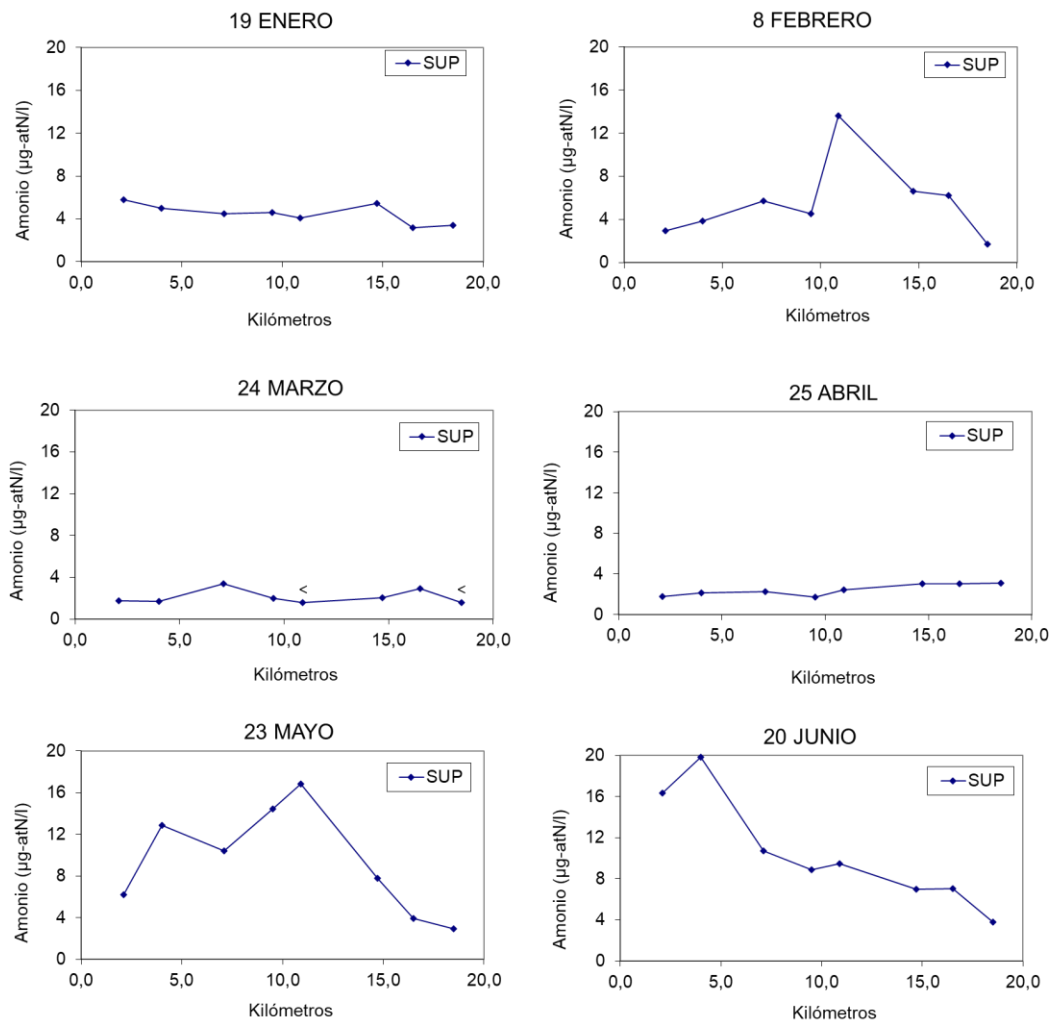


Figura 5.10. Distribución de la concentración del N-NH₃ (µg-at N·l⁻¹) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 1,6 µg-at N·l⁻¹.

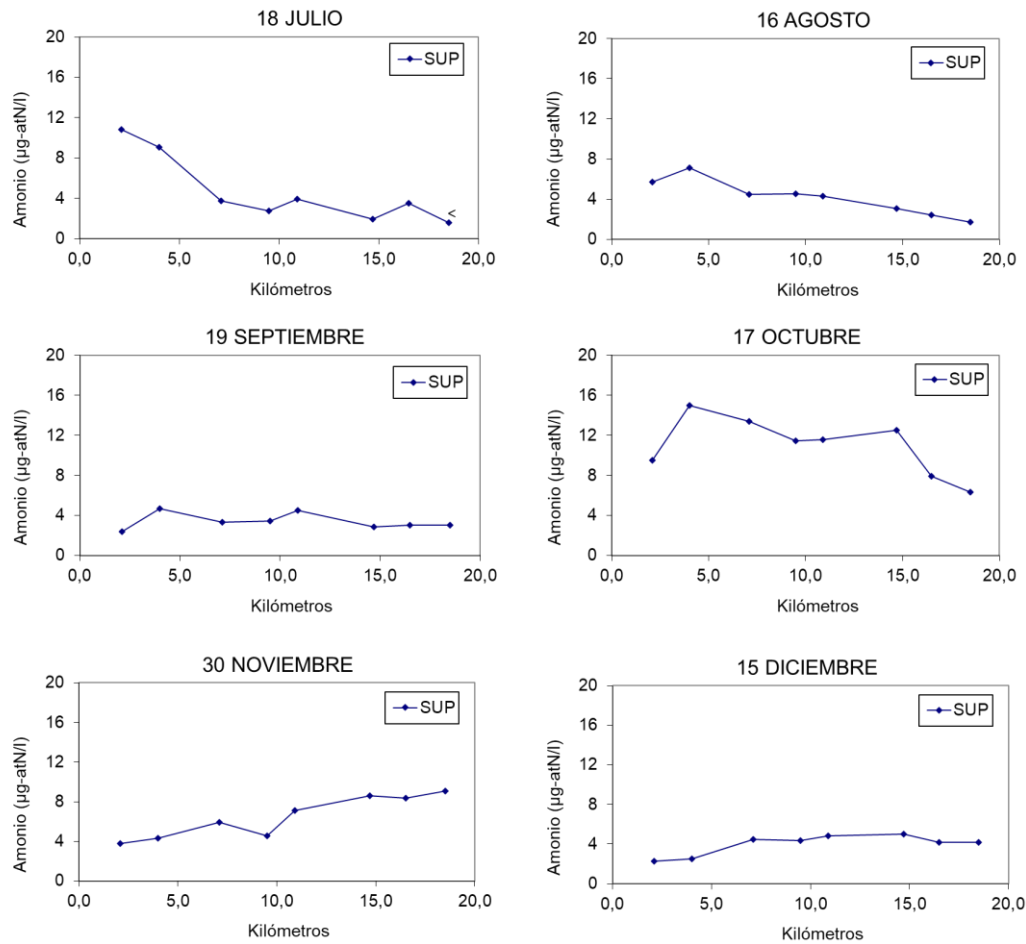


Figura 5.10 (Cont.). Distribución de la concentración del N-NH_3 ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1,6 \mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$.

En cuanto al nitrato, su rango de concentraciones fue desde valores $<1,6 \mu\text{g-at N l}^{-1}$, observados en julio y agosto en el Abra exterior, hasta el máximo de $191,4 \mu\text{g-at N l}^{-1}$ medido en febrero 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).

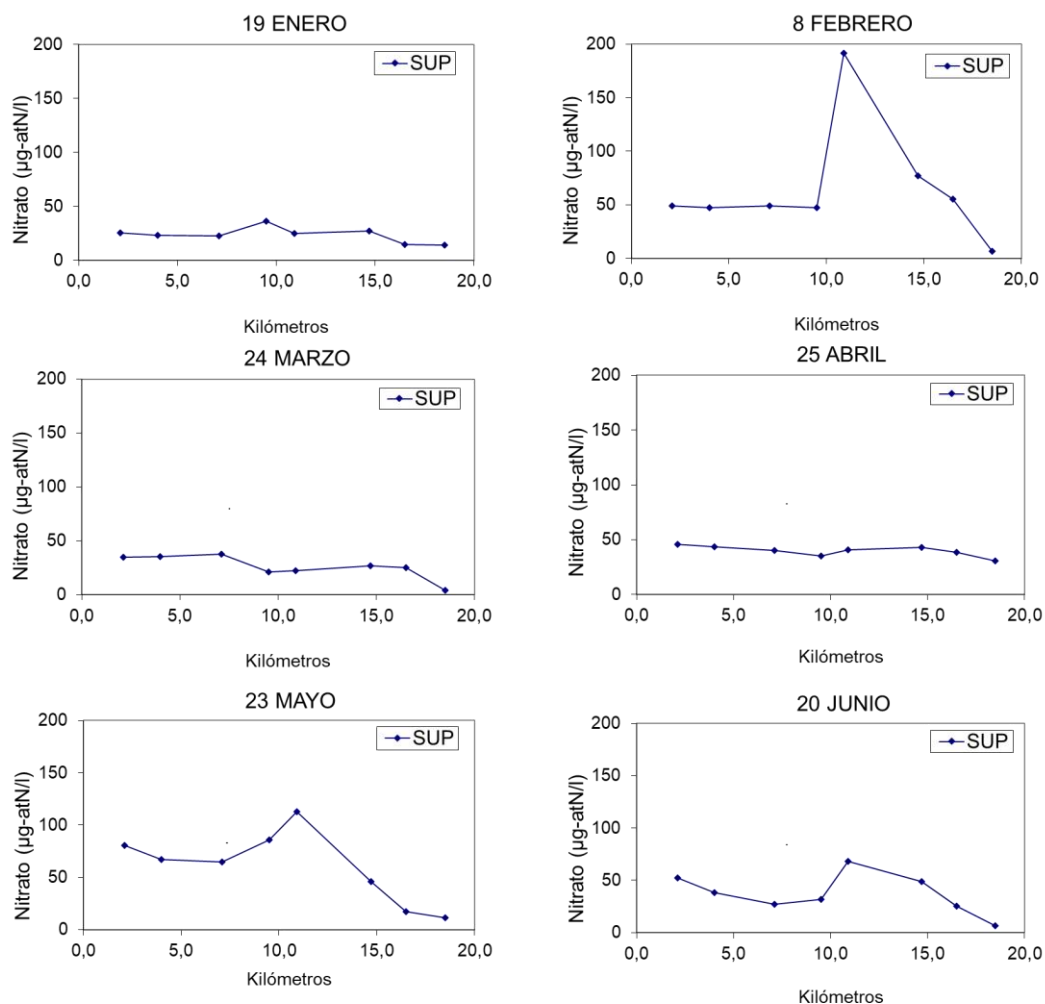


Figura 5.11. Distribución de la concentración de N-NO_3 ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1,6 \mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$.

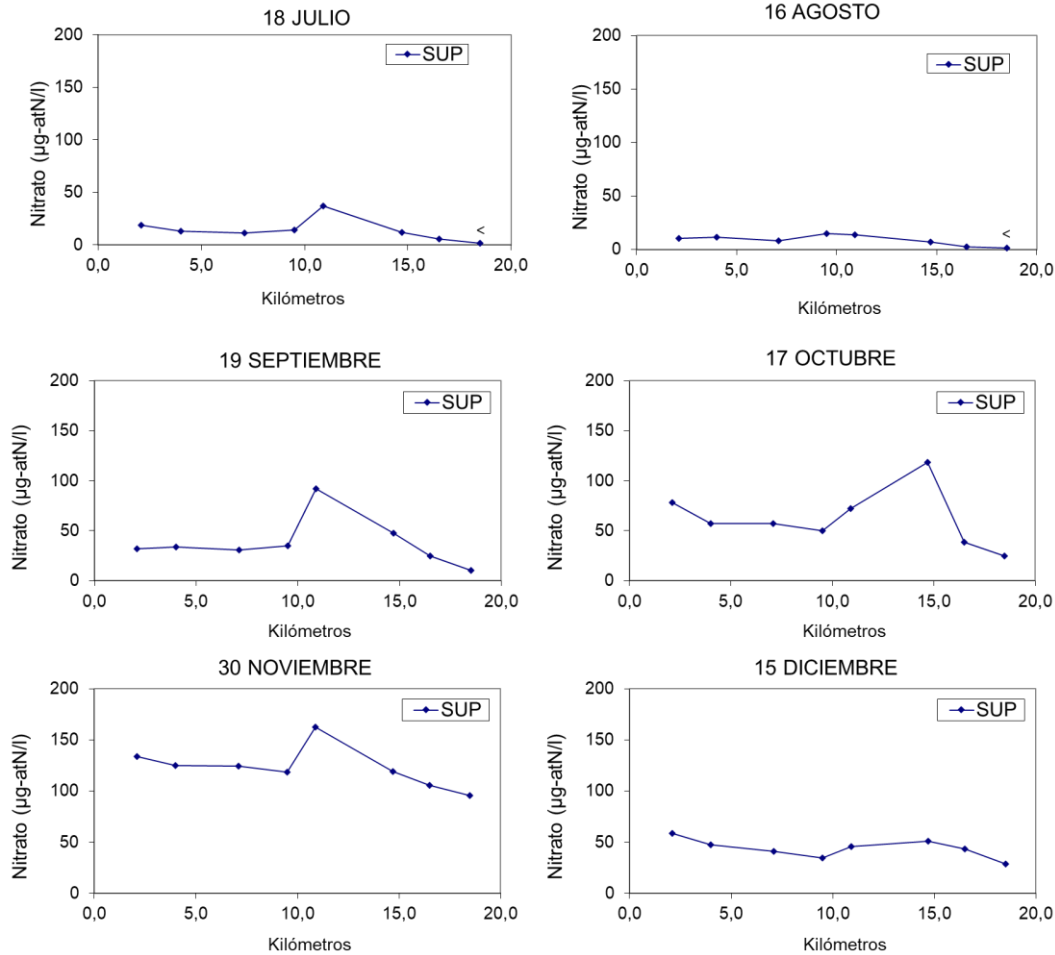


Figura 5.11 (Cont.). Distribución de la concentración de N-NO_3 ($\mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1,6 \mu\text{g-at N}\cdot\text{l}^{-1}$.

Respecto al nitrógeno total de las aguas de superficie, durante 2022 su concentración presentó en muchas ocasiones valores inferiores o cercanos al límite de cuantificación (1 mg l^{-1}), como se muestra en la Figura 5.12. El máximo se registró a la altura de Axpe (RESN04) en febrero ($3,5 \text{ mg l}^{-1}$), al igual que los de nitrato y fosfato, y también junto con picos de amonio y COT.

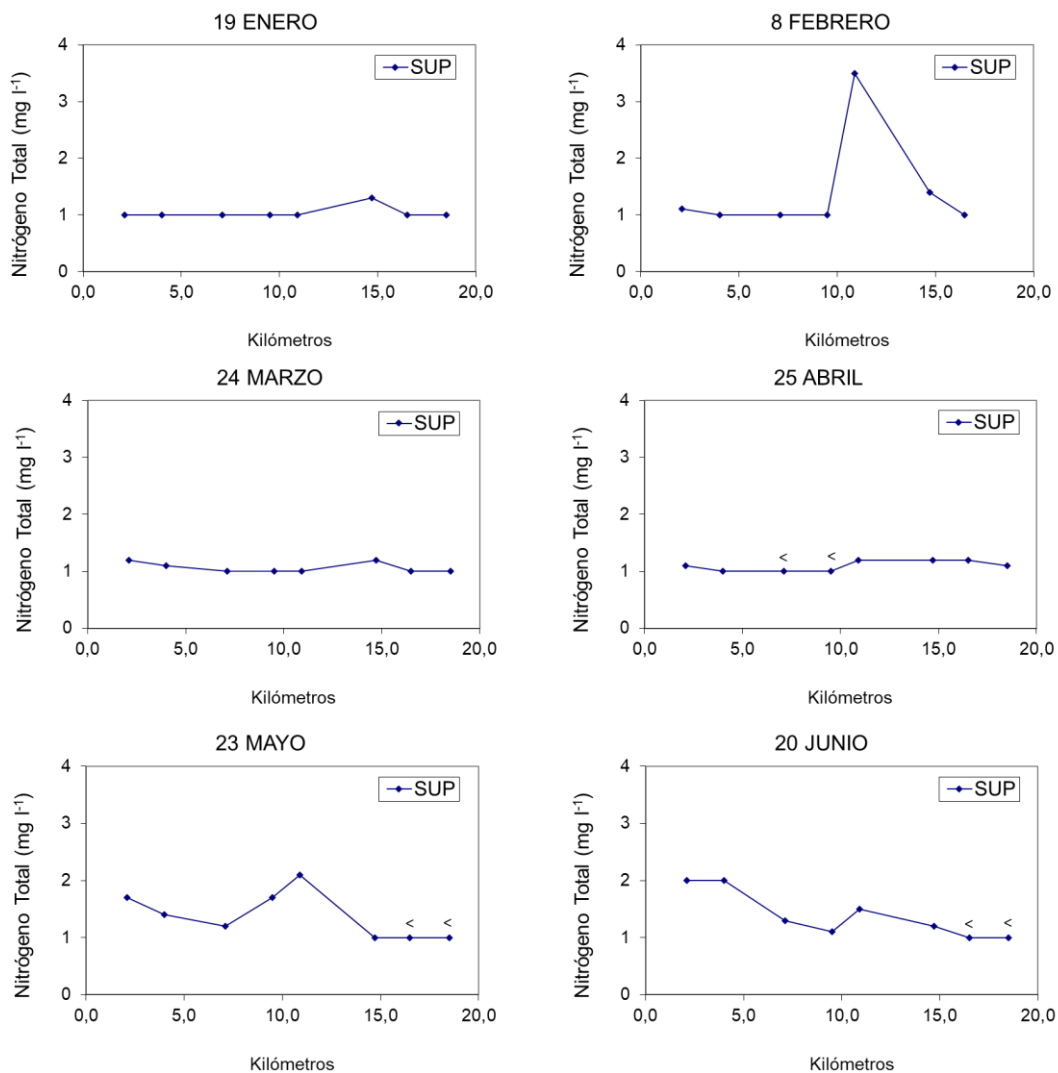


Figura 5.12. Distribución de la concentración de Nitrógeno Total ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. No hay datos de esta variable en febrero para la estación del Abra exterior.

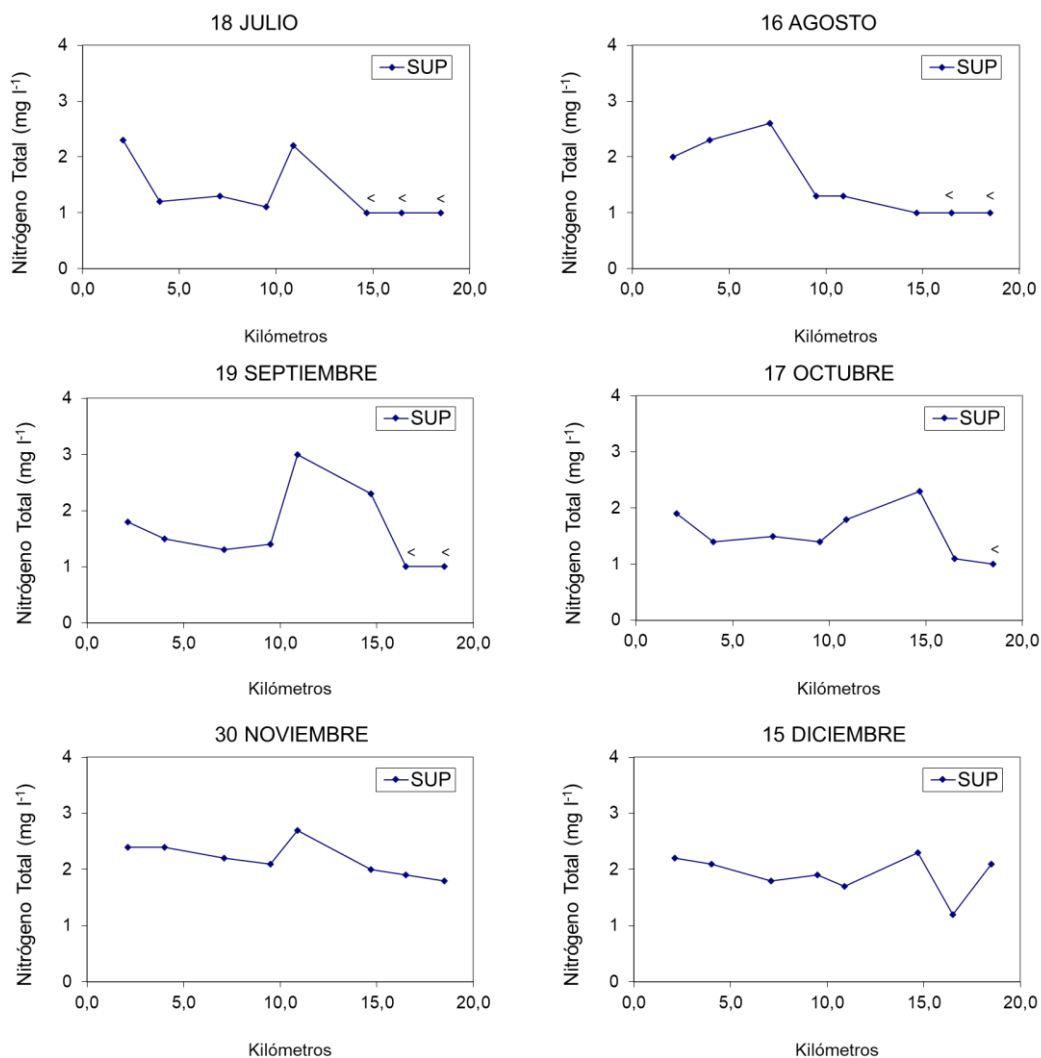


Figura 5.12 (Cont.). Distribución de la concentración de Nitrógeno Total ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, $1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

La concentración de fosfato en superficie osciló entre 0,4 y 21,2 $\mu\text{g-at P l}^{-1}$. El máximo medido en 2022 está en el rango de los registrados en los últimos años en el estuario.

Como pone de manifiesto la Figura 5.13, este nutriente presentó picos en la estación RESN04 (Axpe) en febrero, mayo, junio, julio y septiembre, y en la estación RESN03 (Puente de Bizkaia) en octubre. 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.

Algunos de los picos de fosfato observados en 2022 coincidieron con los de otros nutrientes, como el máximo que se registró en RESN04 (en febrero) o el pico secundario registrado en RESN03 (en octubre). En mayo, en la zona media del estuario, además de los picos de nutrientes, se encontraron los máximos de bacterias fecales, como se verá más adelante. El caudal fluvial no fue elevado en la época en que se realizaron esos muestreos (véase apartado 5.1.2.1), con lo cual en esos casos se podría pensar más en vertidos antrópicos, que en aportes derivados de las lluvias.

Como ya se ha comentado, el estuario recibe las principales cargas contaminantes en su zona media, por los ríos Granada y Ballonti y por el efluente de la EDAR (todos ellos, a través del río Galindo). En todo caso, dichos aportes no se tradujeron en el estuario en déficit de oxígeno (Figura 5.8), ni en valores anormales de pH (Figura 5.5).

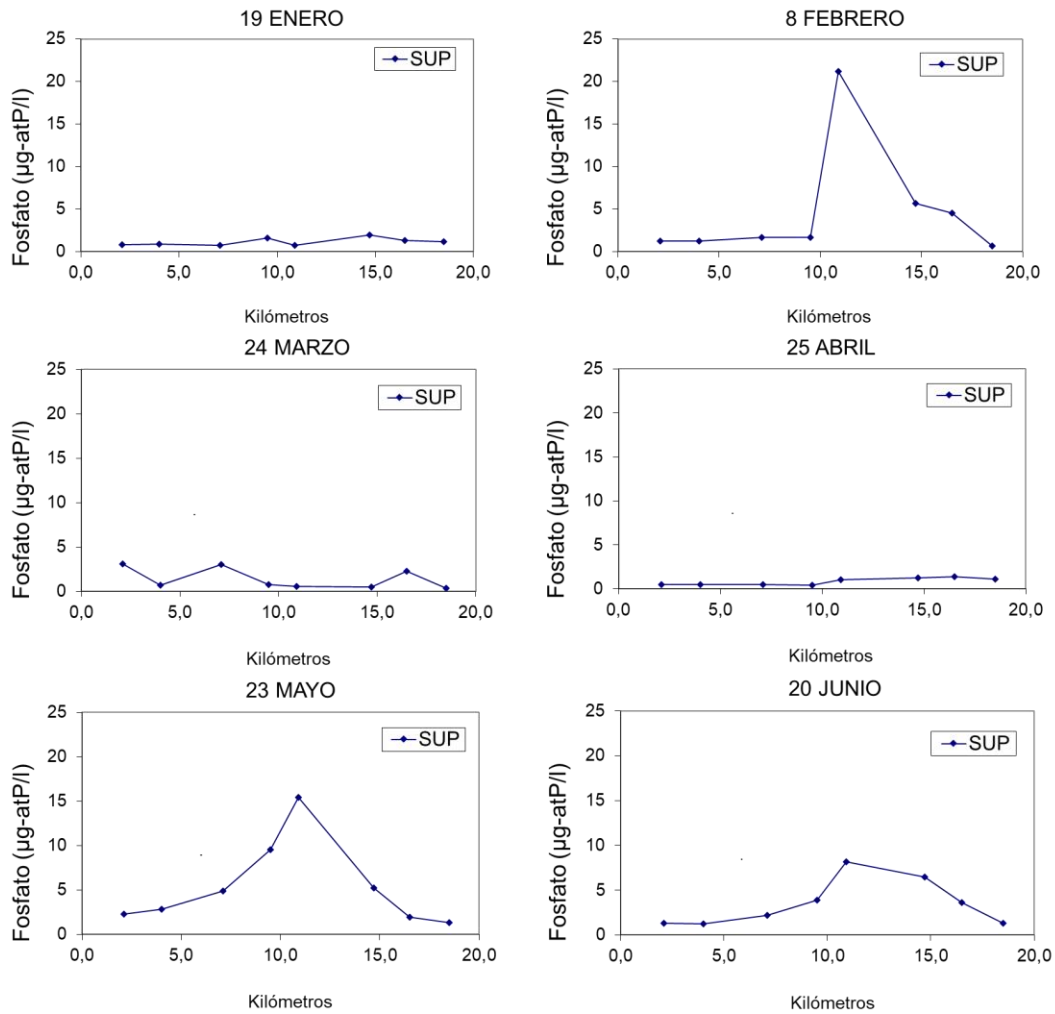


Figura 5.13. Distribución de la concentración de P-PO₃ (µg-at P·l⁻¹) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

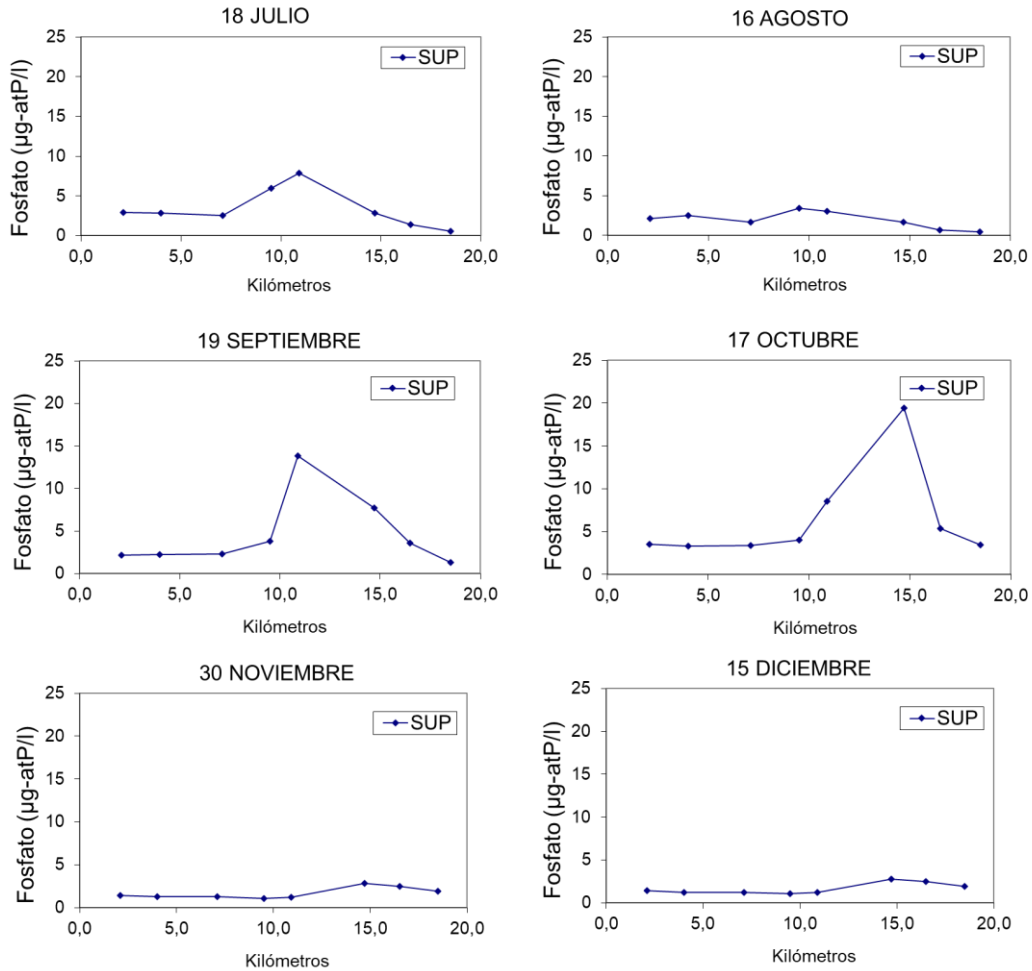


Figura 5.13 (Cont.). Distribución de la concentración de P-PO₃ (µg-at P·l⁻¹) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

5.1.2.6 Parámetros microbiológicos: *Escherichia coli* y estreptococos fecales

El rango de concentración de *Escherichia coli* registrado durante 2022 varió entre 1 y 17 329 NPM·100 ml⁻¹ y fue similar al de años previos. Así, desde 2015 las concentraciones máximas han estado entre 5000 y 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, de hecho, el máximo se midió en mayo en la estación RESN05 (Puente de Rontegi). La distribución de estos picos coincide en ocasiones con la de algunos nutrientes.

En cuanto a los estreptococos fecales, durante 2022 su concentración varió entre <10 UFC·100 ml⁻¹ (LC) y 620 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 mayo en la estación RESN04.

Según el Real Decreto 1341/2007, los valores de “calidad suficiente” establecidos para las aguas de baño litorales son 500 NPM·100 ml⁻¹ para *E. coli* y 185 NPM·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 2022 en las estaciones del Abra interior y exterior (RESN02 y RESN01) no se superó ninguno de estos umbrales excepto en la campaña de abril para *E. coli*, en la que los valores fueron de 4352 NPM·100 ml⁻¹ en el Abra interior y de 2481 NPM·100 ml⁻¹ en el Abra exterior.

Los muestreos para microbiología en 2022 coincidieron con un caudal fluvial muy bajo (exceptuando el de abril). 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.

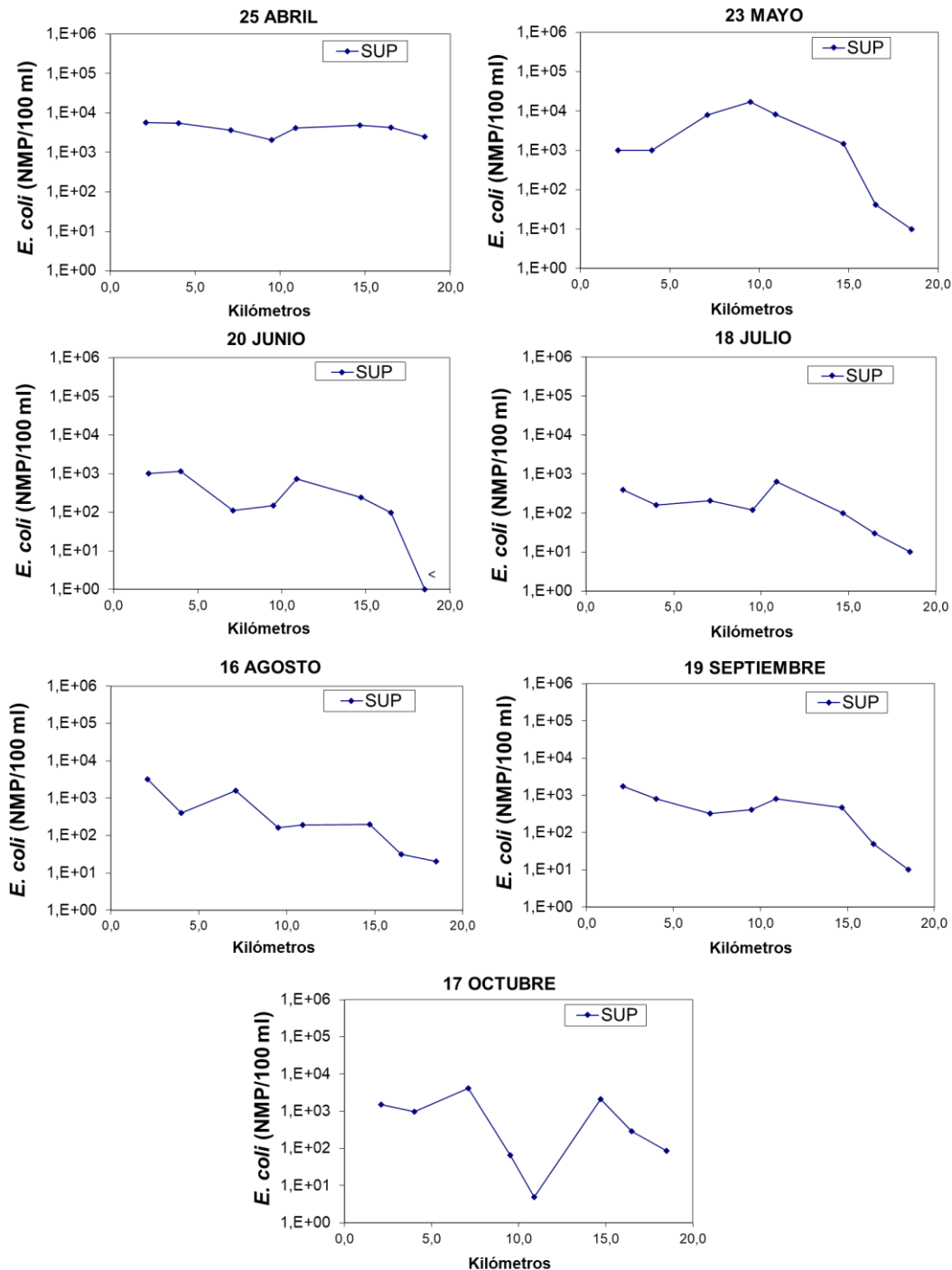


Figura 5.14. Distribución de la concentración de *Escherichia coli* (NMP 100·ml⁻¹) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

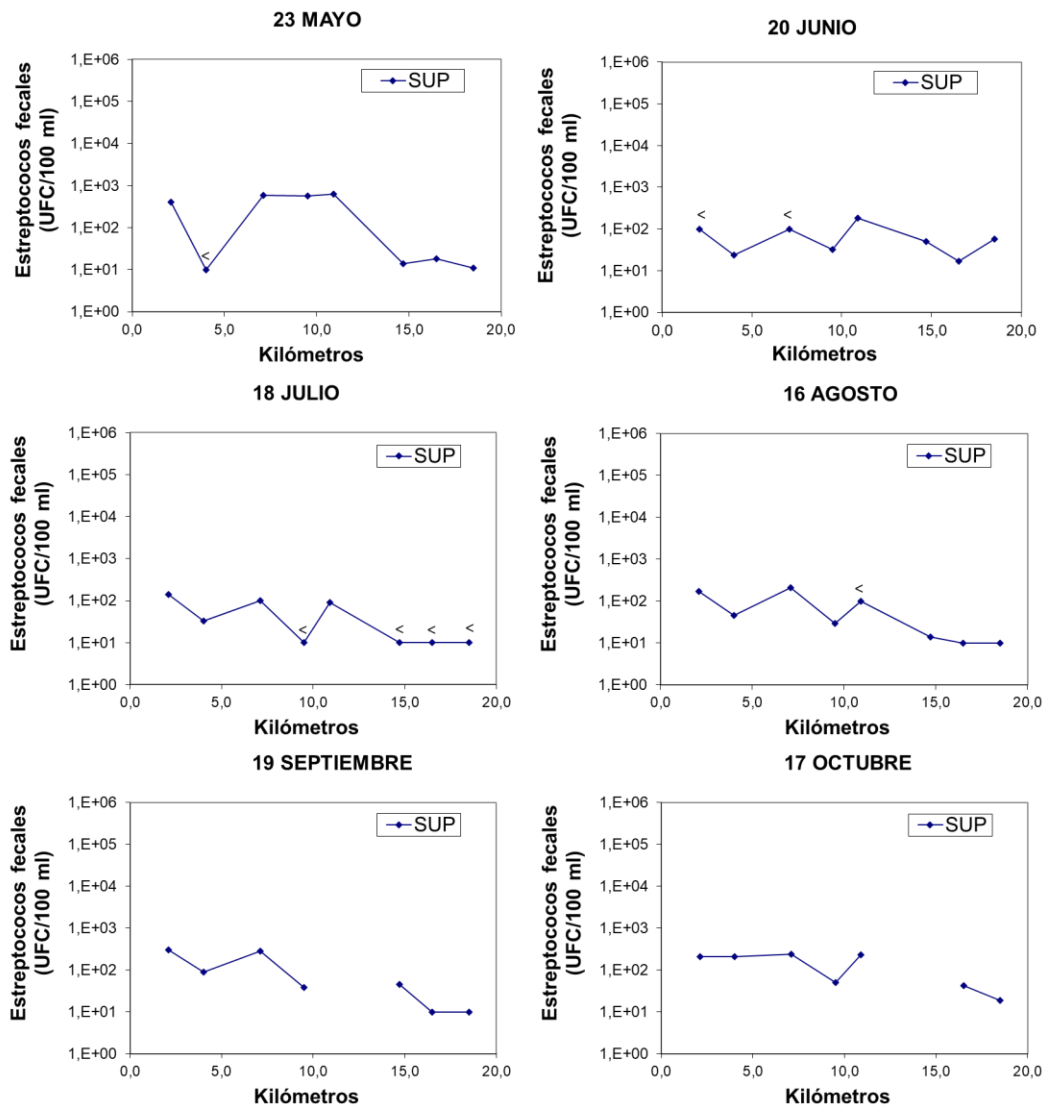


Figura 5.15. Distribución de los estreptococos fecales (UFC 100·ml⁻¹) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 10 UFC 100 ml⁻¹ excepto en junio en la estación RESN08 y en agosto en la estación RESN04 que fue de 100 UFC 100 ml⁻¹. No hay datos de esta variable en septiembre y octubre para las estaciones del Puente de Bizkaia y Abra interior.

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 2022 fue desde valores inferiores al LC (<0,1 $\mu\text{g l}^{-1}$) hasta 77,0 $\mu\text{g l}^{-1}$.

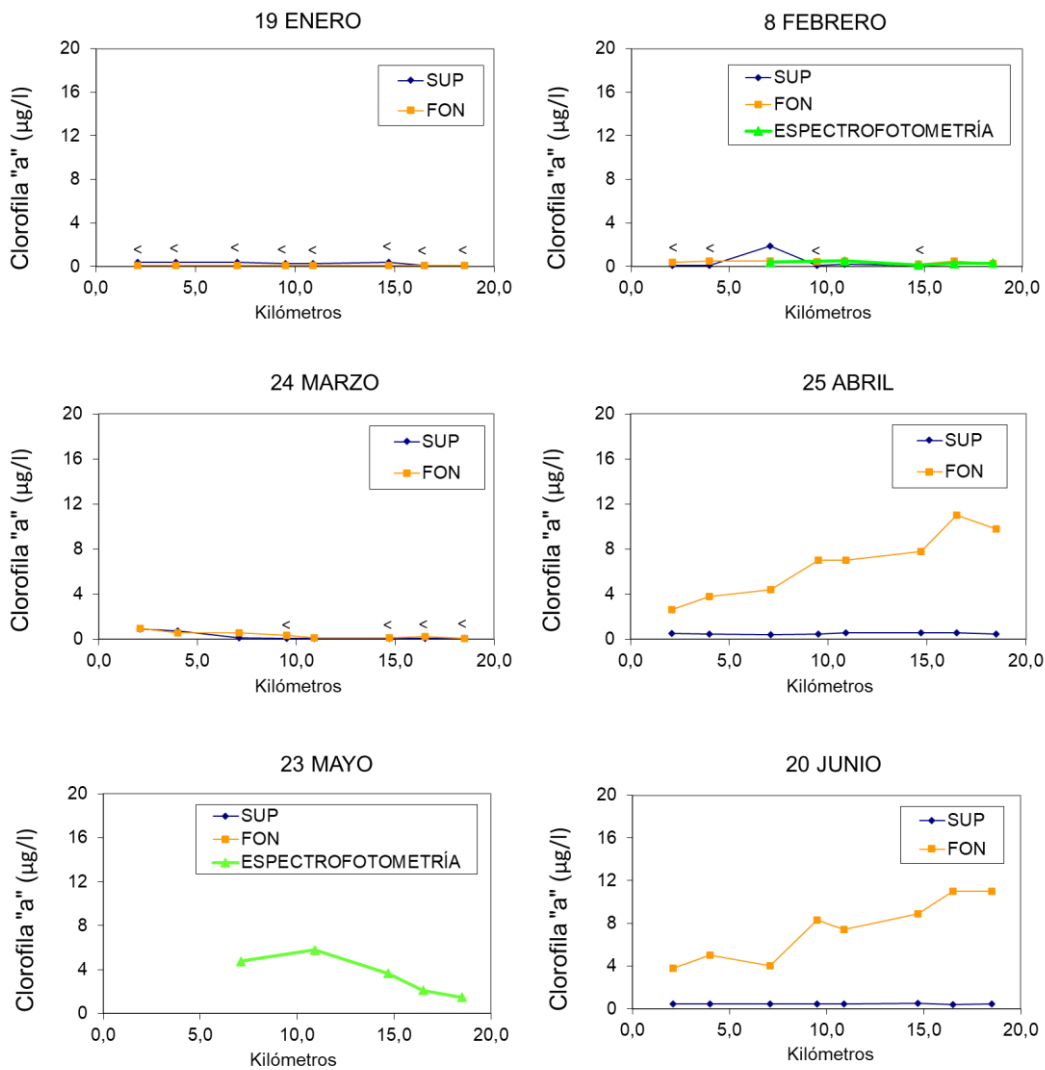


Figura 5.16. Distribución de la concentración de clorofila "a" ($\mu\text{g l}^{-1}$) determinada *in situ* y mediante el método espectrofotométrico a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. No hay datos de clorofila medida con sonda en la campaña de mayo.

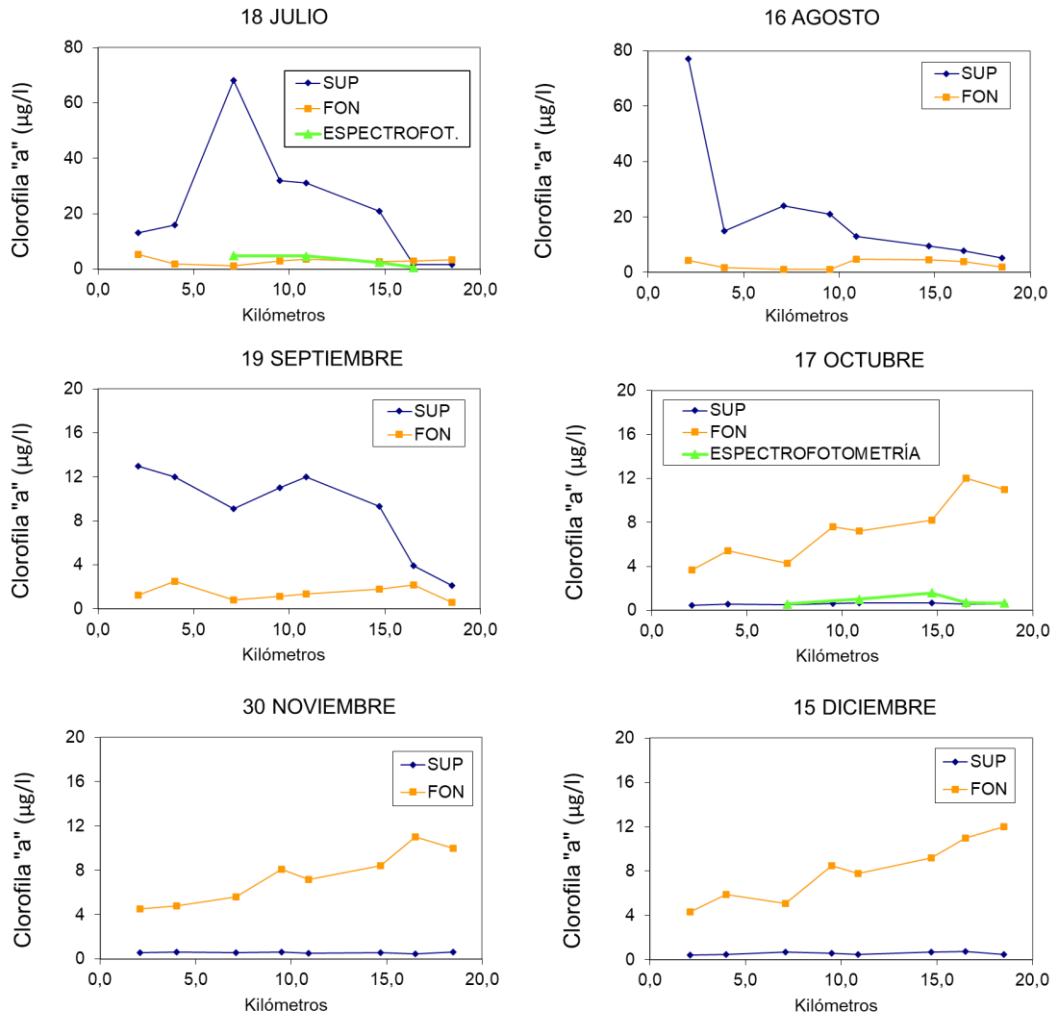


Figura 5.16 (Cont.). Distribución de la concentración de clorofila "a" ($\mu\text{g l}^{-1}$) determinada *in situ* y mediante el método espectrofotométrico a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. Nótese el cambio de escala en julio y agosto.

Los valores de clorofila obtenidos en superficie con la sonda mostraron una fuerte variabilidad temporal. Así, en la mayoría de los muestreos estuvieron por debajo de $2 \mu\text{g l}^{-1}$. Sin embargo, en los de julio y agosto alcanzaron picos de entre 60 y $80 \mu\text{g l}^{-1}$, y en el de septiembre de hasta $13 \mu\text{g l}^{-1}$, todos ellos dentro de la Ría. No se pudo utilizar la sonda en mayo, pero a la vista de la elevada concentración de fitoplancton (siguiente capítulo), las medidas de clorofila podrían haber sido parecidas a las de verano.

En las aguas de fondo los valores de clorofila obtenidos con la sonda también fueron muy bajos en invierno. Pero, se encontraron concentraciones relativamente altas en primavera y en otoño, sobre todo en la zona más cercana al mar (10 - $12 \mu\text{g l}^{-1}$).

Por tanto, con la sonda, las concentraciones más altas de clorofila se detectaron en aguas superficiales, junto con elevadas temperaturas. Los máximos se registraron el 18 de julio a la altura de Zorroza (RESN06) y el 16 de agosto cerca del Arriaga (RESN08): 68 y 77 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente. Ambos picos tuvieron lugar en condiciones polihalinas (salinidad de unos 25 y 20 USP, respectivamente).

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. Con este método los máximos (5–6 $\mu\text{g l}^{-1}$) se obtuvieron en mayo y julio, tanto en la estación RESN04, como en la RESN06.

Como se verá más adelante, la variabilidad espacio-temporal de la clorofila “a” presentó bastante similitud con la de la abundancia celular del fitoplancton. Sin embargo, durante las floraciones fitoplanctónicas de julio la sonda arrojó valores mucho más elevados en superficie, que los análisis realizados en laboratorio. Las fuertes diferencias podrían deberse a que el fitoplancton estuviese muy heterogéneamente distribuido en el eje vertical, y que la profundidad de medida “in situ” con la sonda no fuera exactamente la misma que la profundidad de la toma de muestra, en las aguas de superficie.

En general, se considera que el método espectrofotométrico da estimas más precisas que las que se obtienen con sonda. 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.

5.1.2.8 Transparencia (profundidad de visión del disco de Secchi)

En casi 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 marzo, mayo y septiembre, en el Abra. Por el contrario, incluso en el Abra se midieron valores mínimos (≤ 1 m) en abril y noviembre, y en enero también a lo largo de la Ría. La transparencia es habitual que disminuya considerablemente cuando se dan aumentos en el caudal de los ríos y en 2022 esas condiciones se dieron precisamente en enero, abril y noviembre. Durante estos tres muestreos, además, se observó la típica coloración marronácea de las aguas. En el muestreo de enero, pudo influir también el hecho de haber realizado el muestreo en bajamar, como ya se ha comentado sobre la salinidad.

Las floraciones fitoplanctónicas en julio (que se describen en el siguiente capítulo) dieron lugar a una reducción de la calidad óptica del agua a lo largo de la Ría. Algo similar pudo suceder en otros meses de primavera y verano, especialmente en la cabecera del estuario, a juzgar por los bajos valores de Secchi encontrados en la estación RESN08 que no estuvieron acompañados de caudales elevados en el Nerbioi-Ibaizabal (i.e., junio, agosto y septiembre). Las concentraciones de clorofila también ponen de manifiesto el efecto del fitoplancton sobre la transparencia del agua en la mayoría de esas fechas (Figura 5.16).

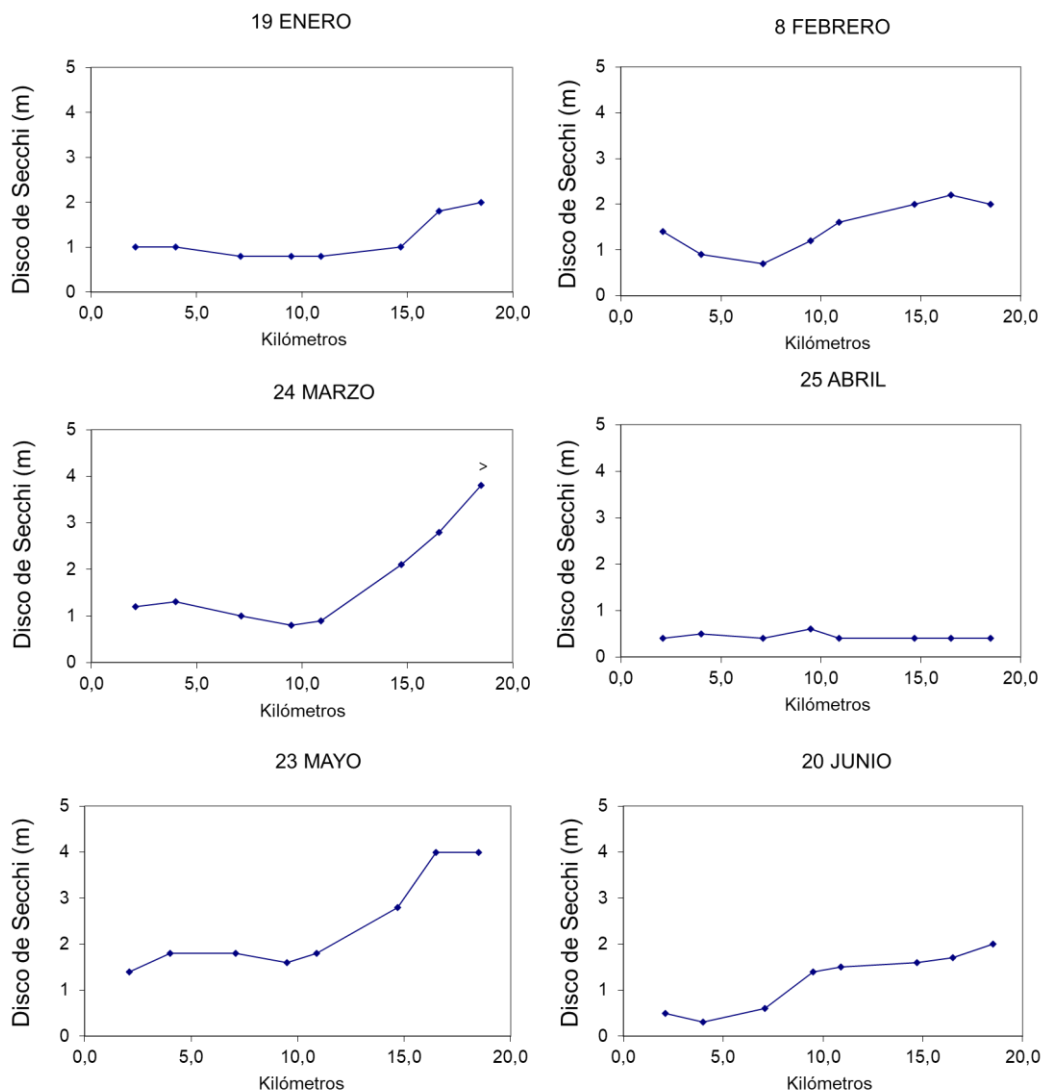


Figura 5.17. Distribución de la profundidad de visión del disco de Secchi (m) a lo largo del estuario en las campañas de 2022. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

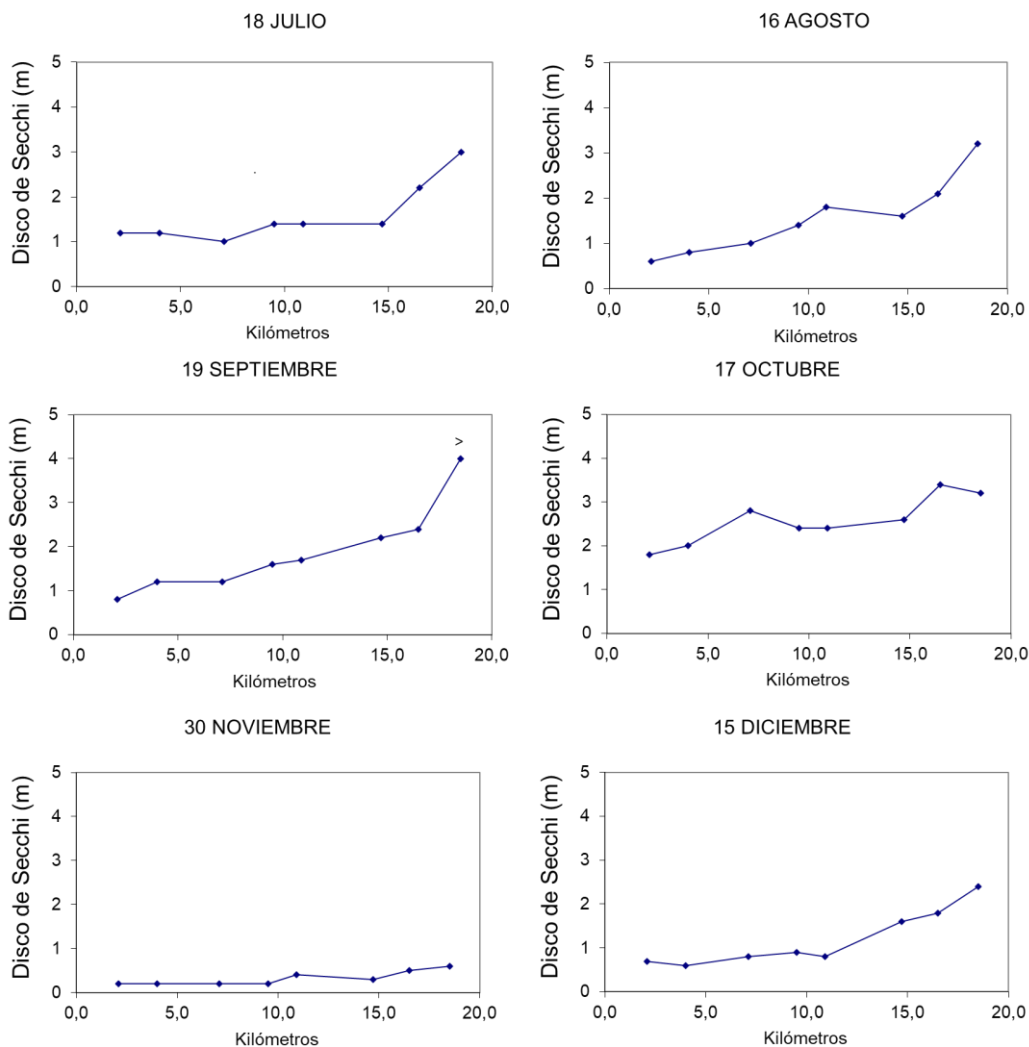


Figura 5.17 (Cont.). Distribución de la profundidad de visión del disco de Secchi (m) a lo largo del estuario en las campañas de 2022. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea.

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: para la estación de la cabecera (Arriaga) fue 2,5 m y aumentó hacia el mar hasta alcanzar 6,9 m en el Abra exterior.

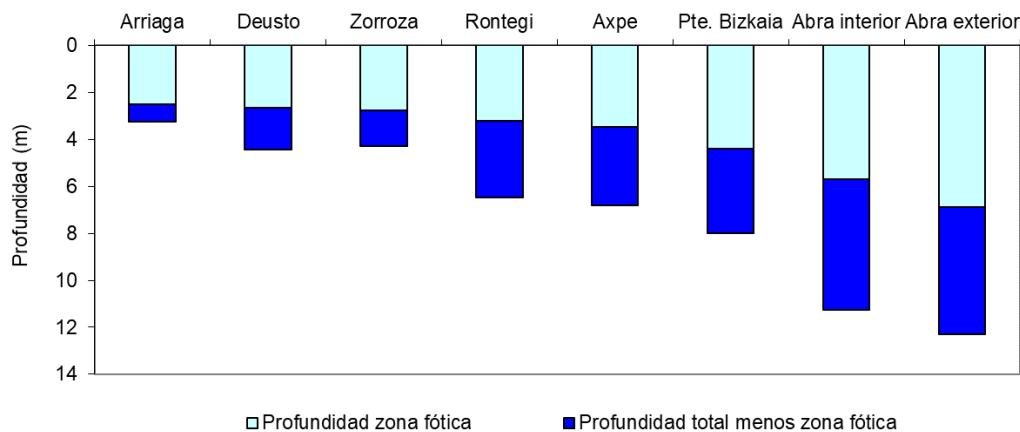


Figura 5.18. Profundidad de la zona fótica (m) a lo largo del estuario. Se presentan los valores medios anuales de la profundidad de la zona fótica y de la profundidad total para cada estación de muestreo.

En la zona superior del estuario, entre Arriaga y Zorroza, la zona fótica abarcó en promedio anual el 67 % 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 52%. En el Abra el porcentaje medio obtenido fue muy similar, con un 53% 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 5 mg l⁻¹ y 44 mg l⁻¹.

Aunque la mayoría de los valores se pueden considerar bajos, inferiores a 20 mg l⁻¹, se observaron algunos picos moderados. Concretamente: en el Abra en enero, y distribuidos por diferentes zonas de la Ría en junio, julio, agosto, septiembre y noviembre (Figura 5.19). Su distribución no coincidió con la de los nutrientes, ni la de las bacterias fecales.

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 Ría.

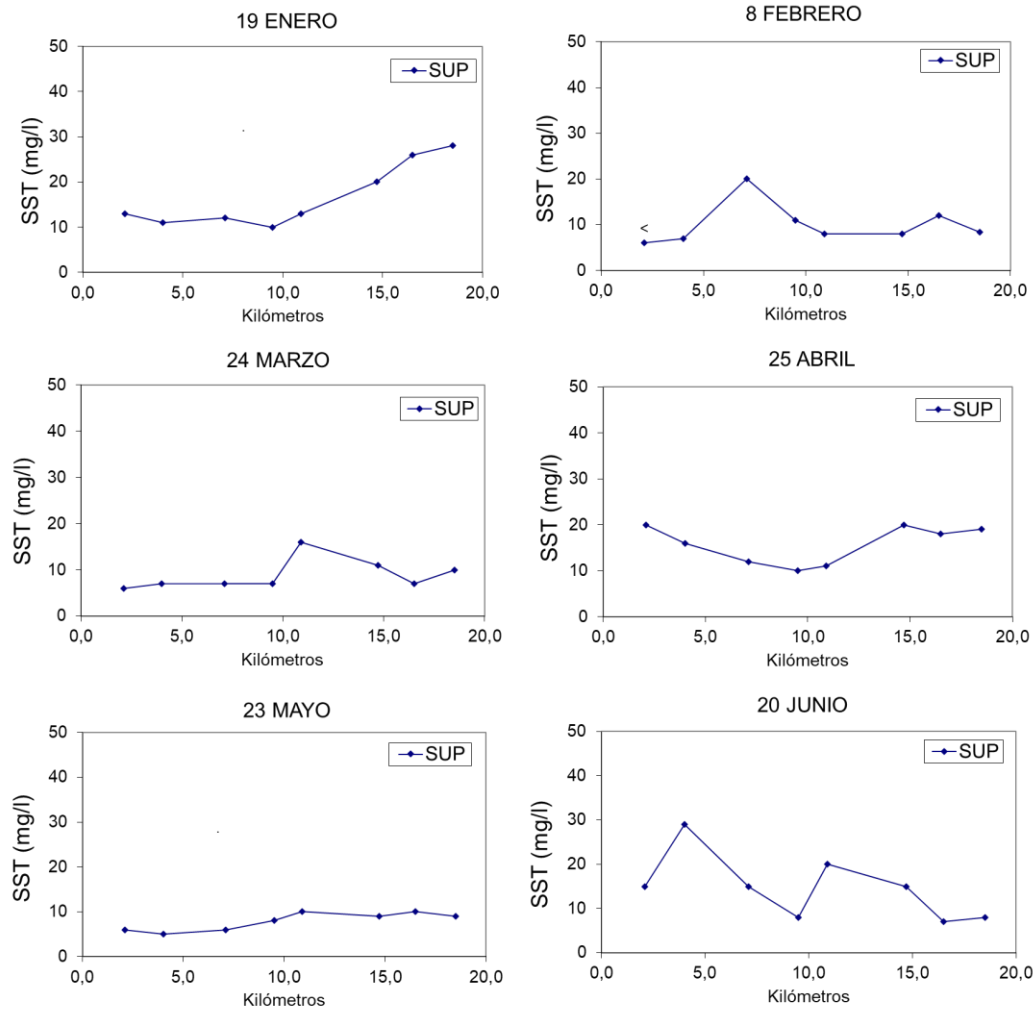


Figura 5.19. Distribución de las concentraciones de sólidos en suspensión (SST) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 6 mg l⁻¹.

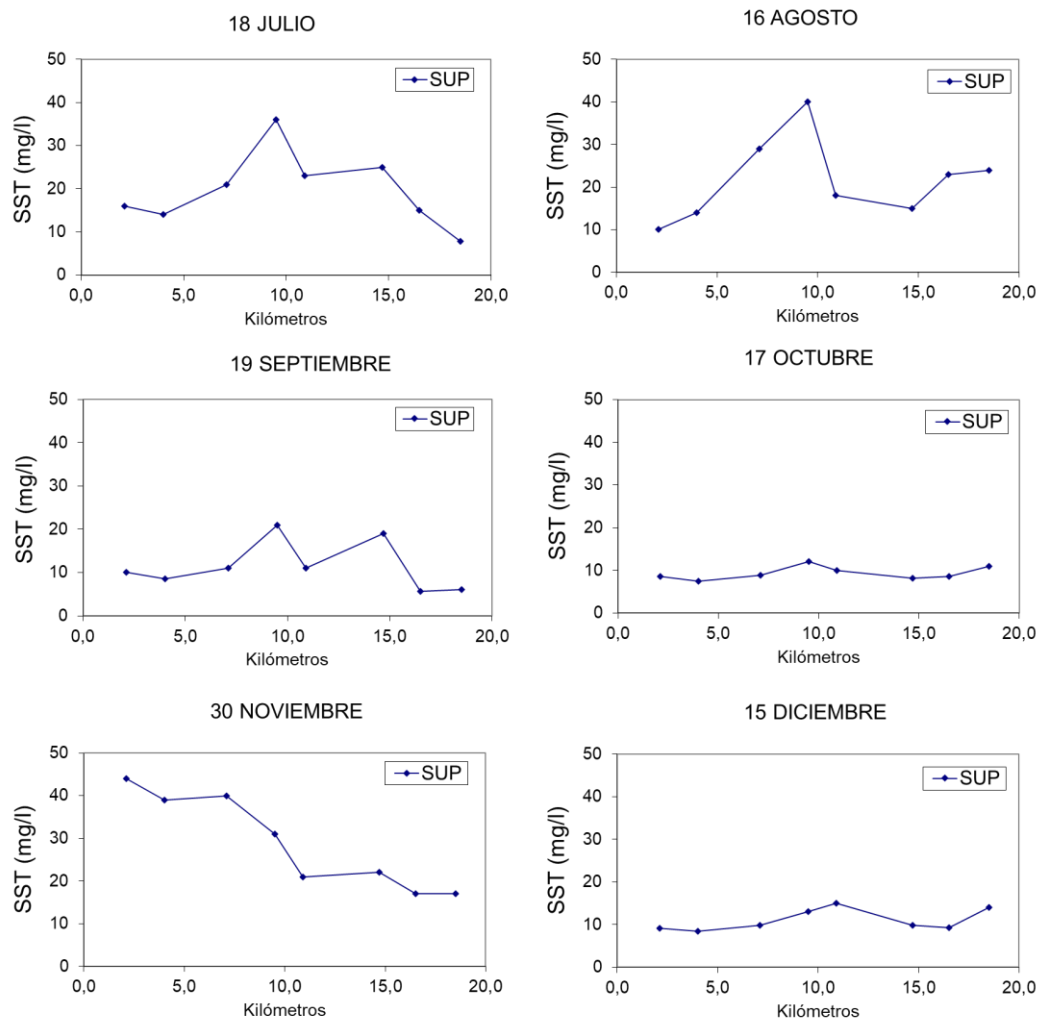


Figura 5.19 (Cont.). Distribución de las concentraciones de sólidos en suspensión (SST) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 6 mg l^{-1} .

Por último, la turbidez se midió tanto en superficie como en fondo. Su rango fue desde valores inferiores al LC (<1 NTU) hasta 45 NTU.

Tal y como muestra la Figura 5.20, se observaron fuertes picos en abril (sobre todo en la zona inferior de la Ría y en el Abra) y en noviembre (sobre todo en la zona superior). Por su parte, los mínimos se registraron entre julio y octubre. Este patrón temporal es coherente con el del caudal fluvial de Nervión e Ibaizabal. Como excepción, la turbidez en enero no refleja el aporte relativamente alto de los ríos en dicha campaña y no coincide con los bajos valores de transparencia indicados por el Secchi.

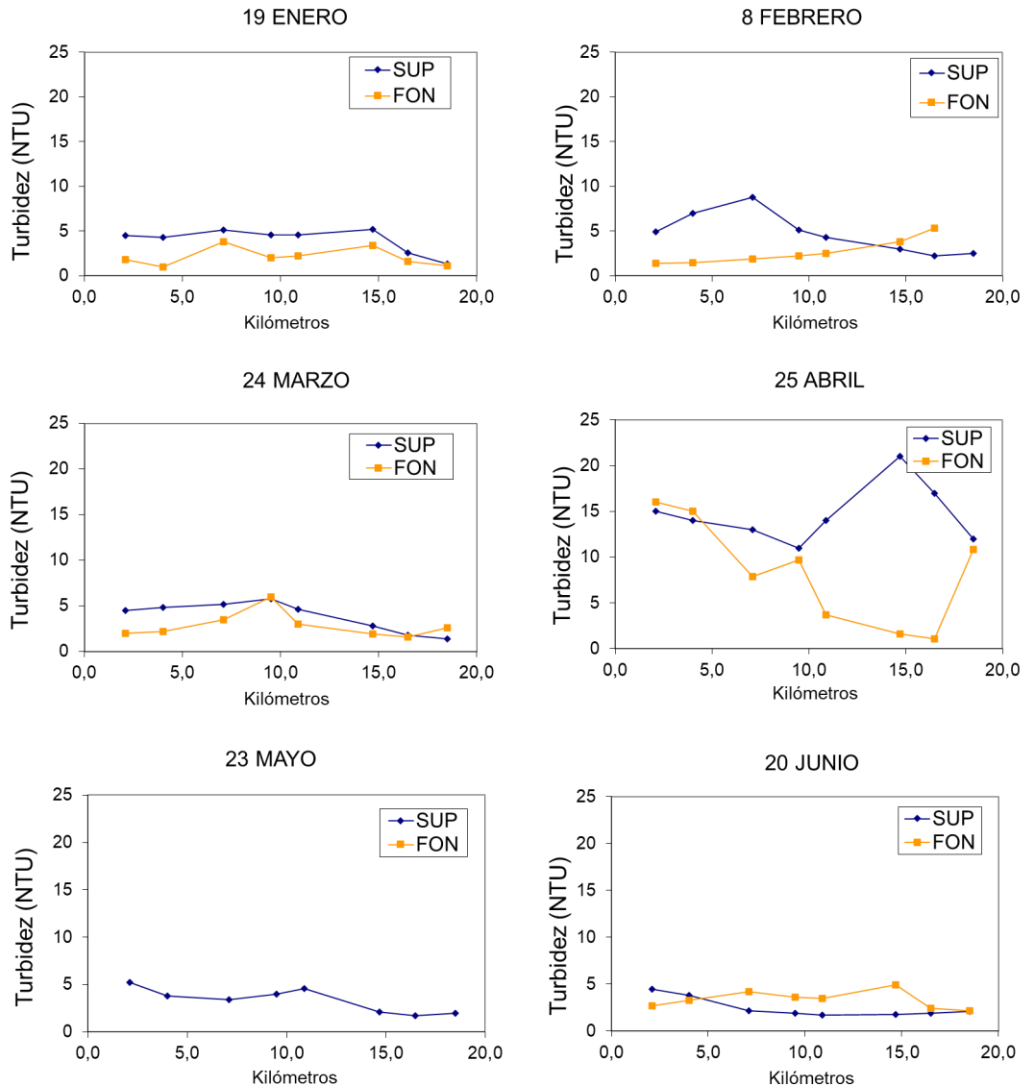


Figura 5.20. Distribución de la turbidez (NTU) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 1 NTU. No hay dato en mayo para aguas de fondo.

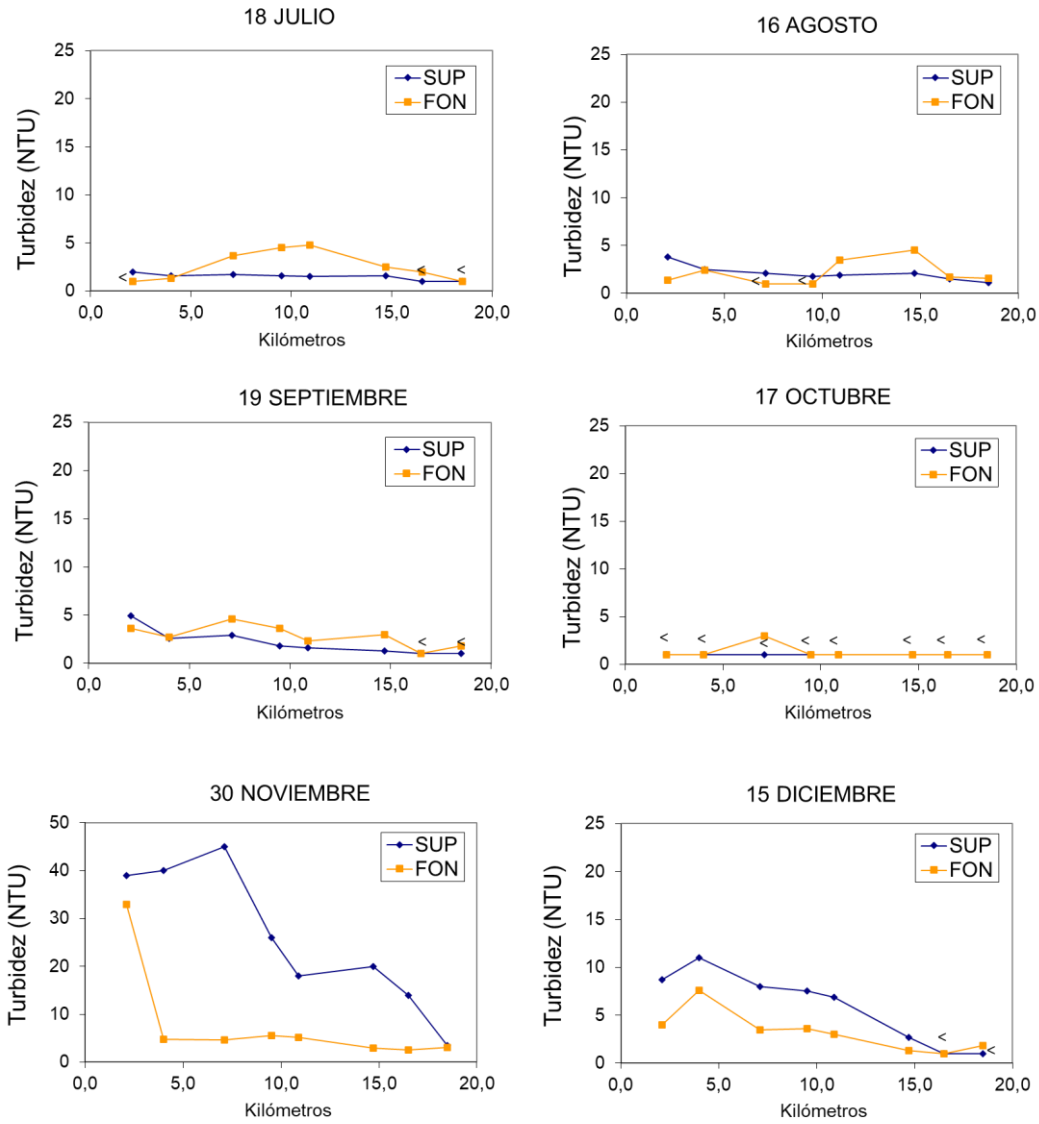


Figura 5.20 (Cont.). Distribución de la turbidez (NTU) a lo largo del estuario en las campañas de 2022, en superficie y fondo. Eje X: distancia desde el límite interior de la marea. <: límite de cuantificación, 1 NTU. Nótese el cambio de escala en noviembre.

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, clorofila "a" y transparencia (disco de Secchi) 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 mejorando 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.

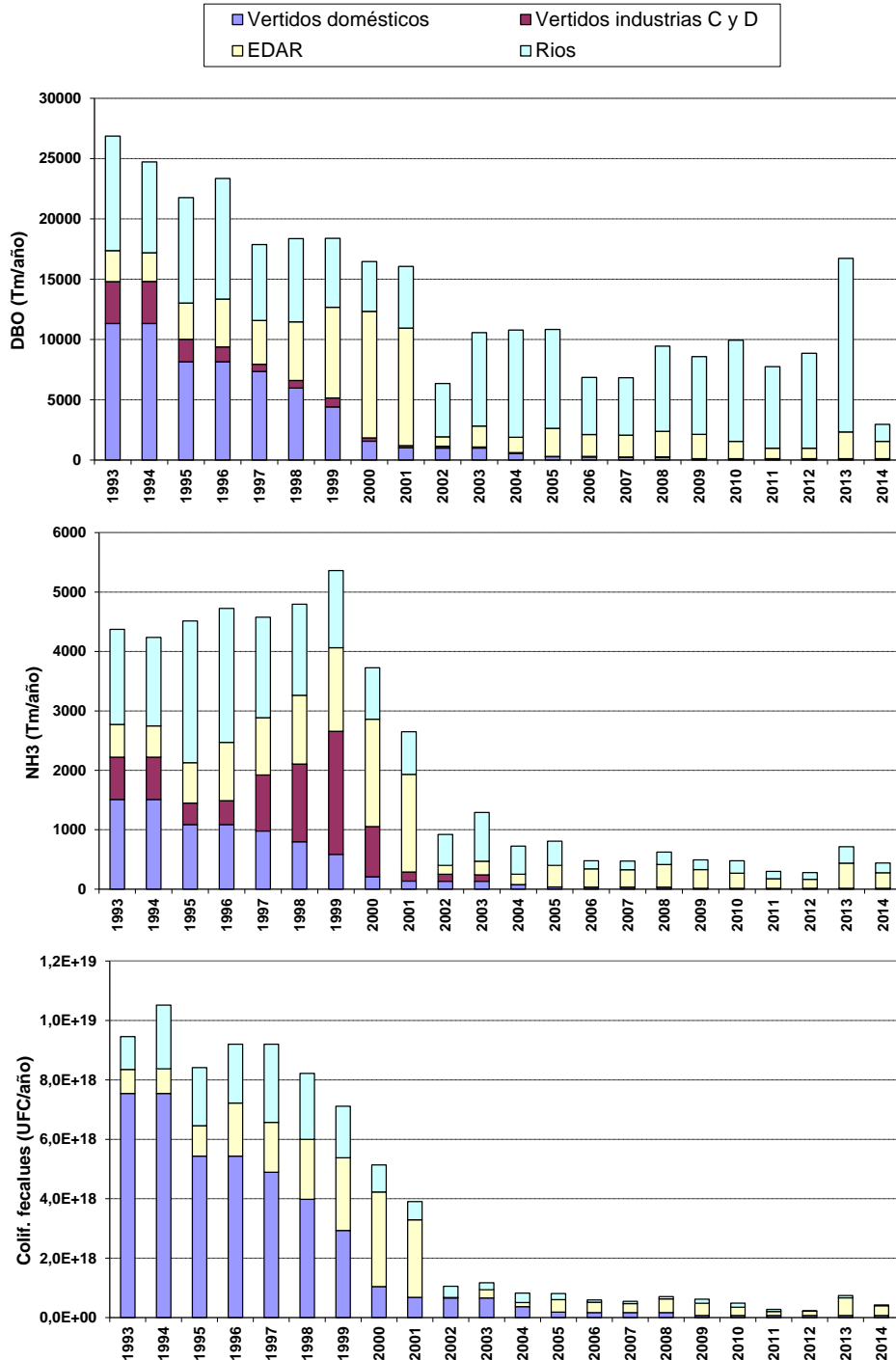


Figura 5.21. Cargas anuales de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y coliformes fecales en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal. Se muestra la contribución relativa de las principales fuentes de contaminación: vertidos domésticos e industriales aún sin interceptar (industrias 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 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 | 0,48 | -890 | 0,23 | 0,006 |
| ARRIAGA FONDO | 1,34 | -2653 | 0,73 | <0,001 |
| PUENTE DEUSTO SUPERFICIE | 1,24 | -2403 | 0,59 | <0,001 |
| PUENTE DEUSTO FONDO | 1,83 | -3629 | 0,84 | <0,001 |
| ZORROZA SUPERFICIE | 2,17 | -4274 | 0,73 | <0,001 |
| ZORROZA FONDO | 2,03 | -4015 | 0,84 | <0,001 |
| PTE. RONTEGI SUPERFICIE | 2,38 | -4706 | 0,72 | <0,001 |
| PTE. RONTEGI FONDO | 1,54 | -3007 | 0,80 | <0,001 |
| AXPE SUPERFICIE | 2,60 | -5154 | 0,76 | <0,001 |
| AXPE FONDO | 1,29 | -2511 | 0,78 | <0,001 |
| PTE. DE BIZKAIA SUPERFICIE | 2,36 | -4667 | 0,77 | <0,001 |
| PTE. DE BIZKAIA FONDO | 0,74 | -1402 | 0,63 | <0,001 |
| ABRA INTERIOR SUPERFICIE | 1,58 | -3087 | 0,77 | <0,001 |
| ABRA INTERIOR FONDO | 0,40 | -706 | 0,47 | <0,001 |
| ABRA EXTERIOR SUPERFICIE | 1,15 | -2210 | 0,73 | <0,001 |
| ABRA EXTERIOR FONDO | 0,38 | -666 | 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).

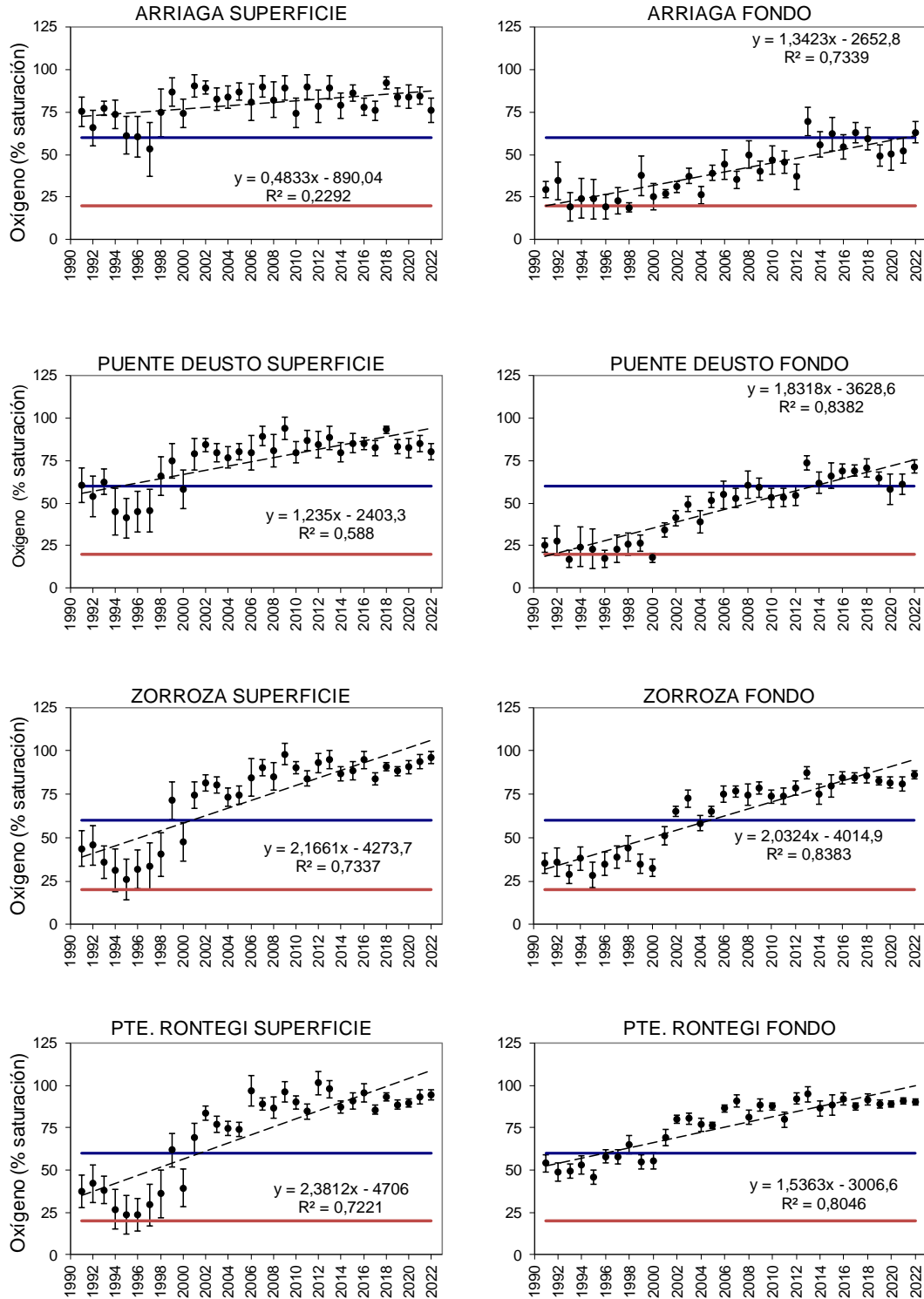


Figura 5.22. Evolución del oxígeno (% saturación) disuelto desde 1991. Cada valor anual corresponde a la media aritmética \pm el error típico de las mediciones efectuadas a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste mediante regresión lineal simple. El umbral del 60% de saturación aparece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

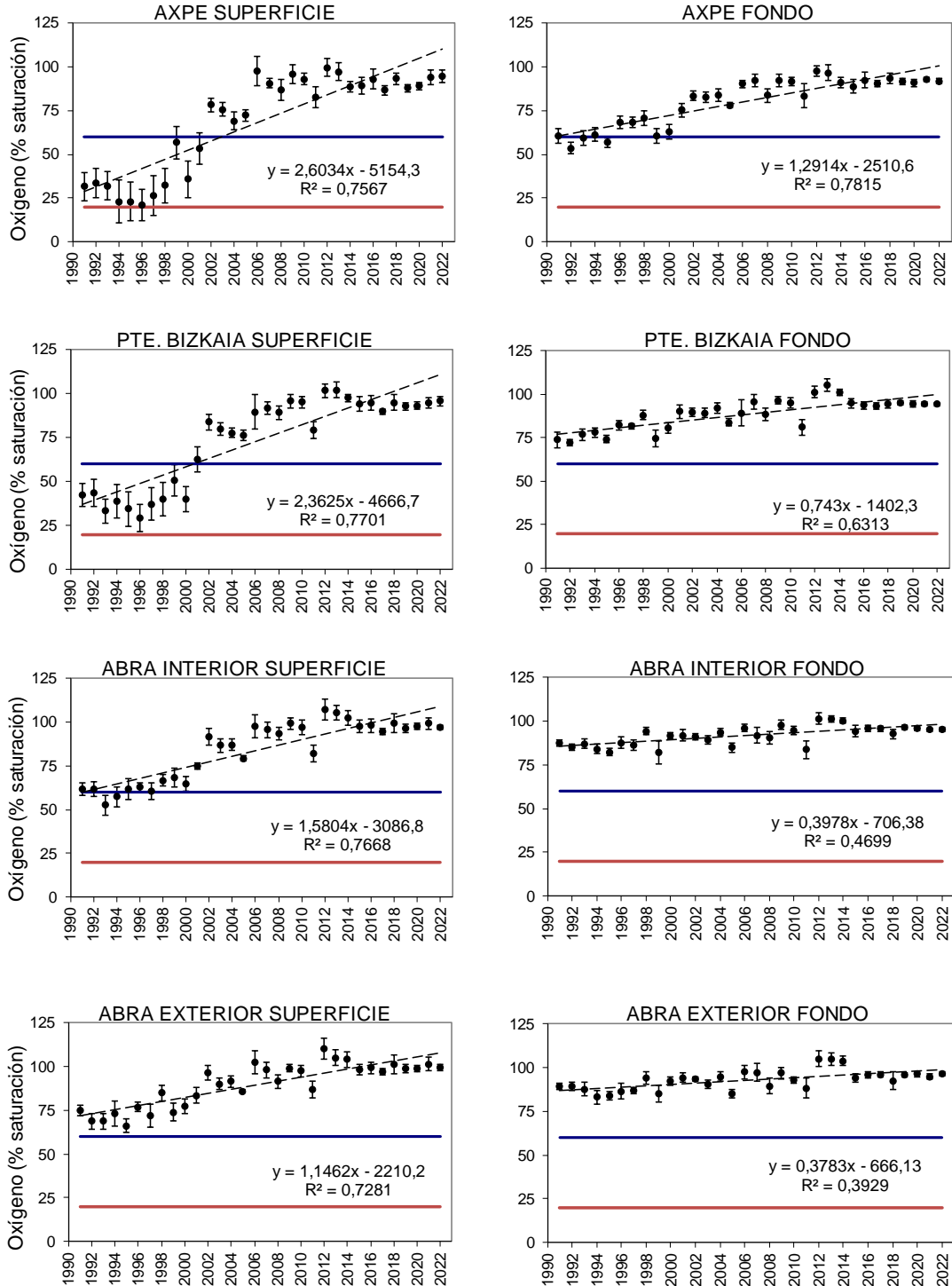


Figura 5.22. (Cont.) Evolución del oxígeno (% saturación) disuelto desde 1991. Cada valor anual corresponde a la media aritmética \pm el error típico de las mediciones efectuadas a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste mediante regresión lineal simple. El umbral del 60% de saturación 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 cambio, desde comienzos de la década de 2010 ya no se observa esa tendencia, sino que predomina la estabilización o hay ligeras oscilaciones (Figura 5.22). 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 carga orgánica susceptible de ser oxidada en el estuario.

Cabe destacar que en años muy recientes (2019–2021) los valores medios de las aguas de fondo en la zona superior del estuario son más bajos que los que se venían observando en el último decenio y ello no se corresponde con un incremento de la materia orgánica o el amonio en las aguas (véanse los siguientes apartados). Por tanto, podría deberse a causas climáticas. 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. Esto se estudia en más detalle en el capítulo de Discusión General.

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 2022 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.

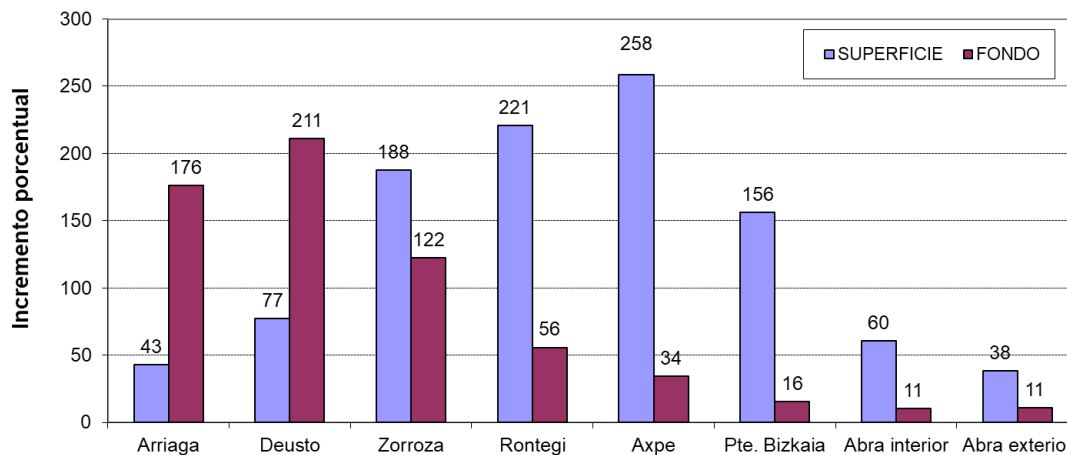


Figura 5.23. Incremento porcentual de la media anual del oxígeno disuelto (% saturación) en 2022 respecto al año 1997.

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 en aguas de superficie (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, hay que tener en cuenta aspectos metodológicos a la hora de interpretar las medias anuales. 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 en las aguas de fondo.

Desde 2014 en aguas de superficie se observan concentraciones relativamente bajas de COT de manera generalizada a lo largo de todo el estuario. En estos últimos años el LC ha sido $2\text{--}3 \text{ mg l}^{-1}$.

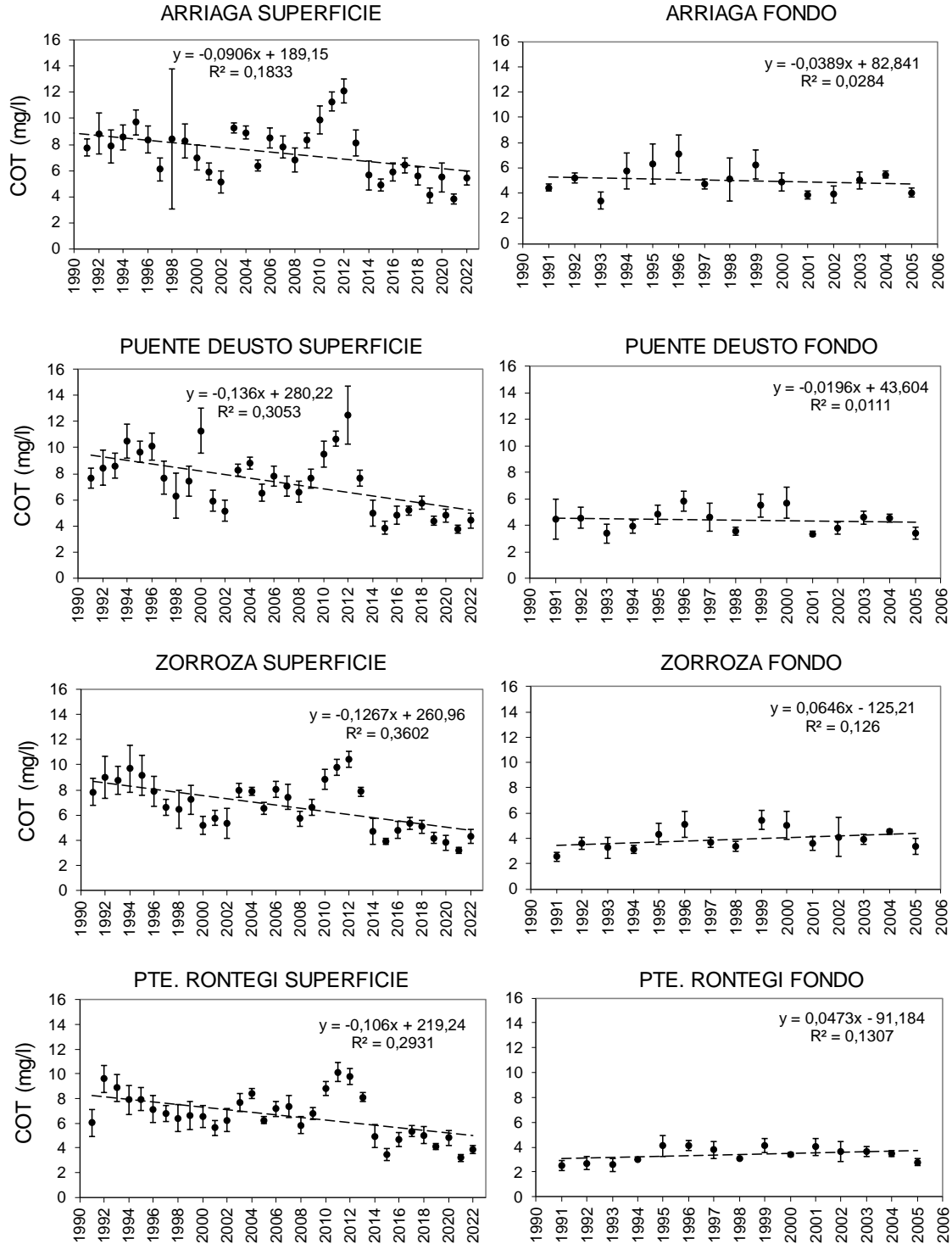


Figura 5.24. Evolución del COT (mg/l) desde 1991. Cada valor anual representa la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en el año. La recta discontinua es el ajuste (regresión lineal simple) de los datos de COT frente al tiempo.

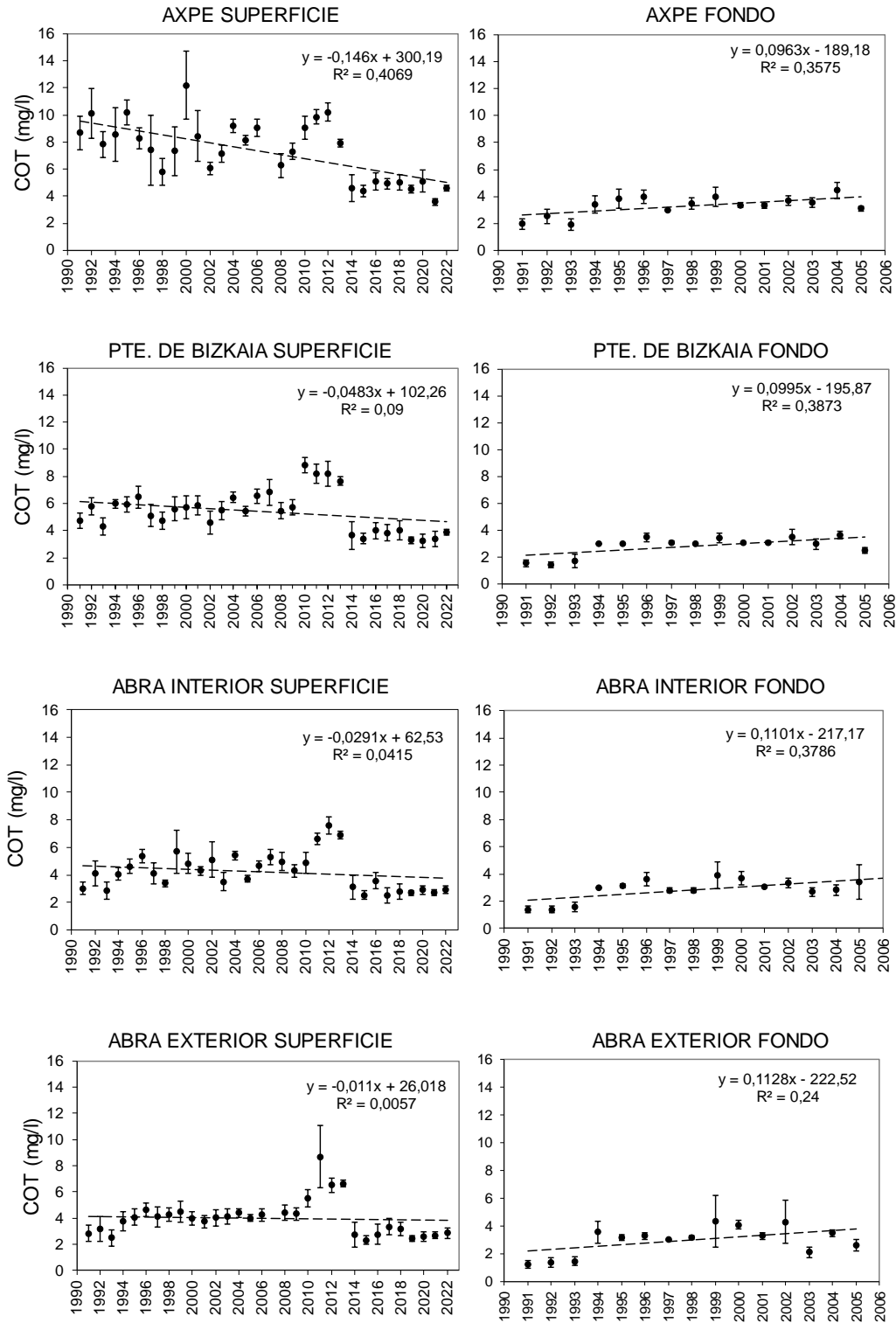


Figura 5.24. (Cont.) Evolución del COT (mg/l) desde 1991. Cada valor anual representa la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en el año. La recta discontinua es el ajuste (regresión lineal simple) de los datos de COT frente al tiempo.

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 | 189 | 0,18 | 0,014 |
| ARRIAGA FONDO | -0,04 | 83 | 0,03 | 0,548 |
| PUENTE DEUSTO SUPERFICIE | -0,14 | 280 | 0,31 | 0,001 |
| PUENTE DEUSTO FONDO | -0,02 | 44 | 0,01 | 0,709 |
| ZORROZA SUPERFICIE | -0,13 | 261 | 0,36 | <0,001 |
| ZORROZA FONDO | 0,06 | -125 | 0,13 | 0,194 |
| PTE. RONTEGI SUPERFICIE | -0,11 | 219 | 0,29 | 0,001 |
| PTE. RONTEGI FONDO | 0,05 | -91 | 0,13 | 0,186 |
| AXPE SUPERFICIE | -0,15 | 300 | 0,41 | <0,001 |
| AXPE FONDO | 0,10 | -189 | 0,36 | 0,019 |
| PTE. BIZKAIA SUPERFICIE | -0,05 | 102 | 0,09 | 0,095 |
| PTE. BIZKAIA FONDO | 0,10 | -196 | 0,39 | 0,013 |
| ABRA INTERIOR SUPERFICIE | -0,03 | 63 | 0,04 | 0,263 |
| ABRA INTERIOR FONDO | 0,11 | -217 | 0,38 | 0,015 |
| ABRA EXTERIOR SUPERFICIE | -0,011 | 26 | 0,01 | 0,682 |
| 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.

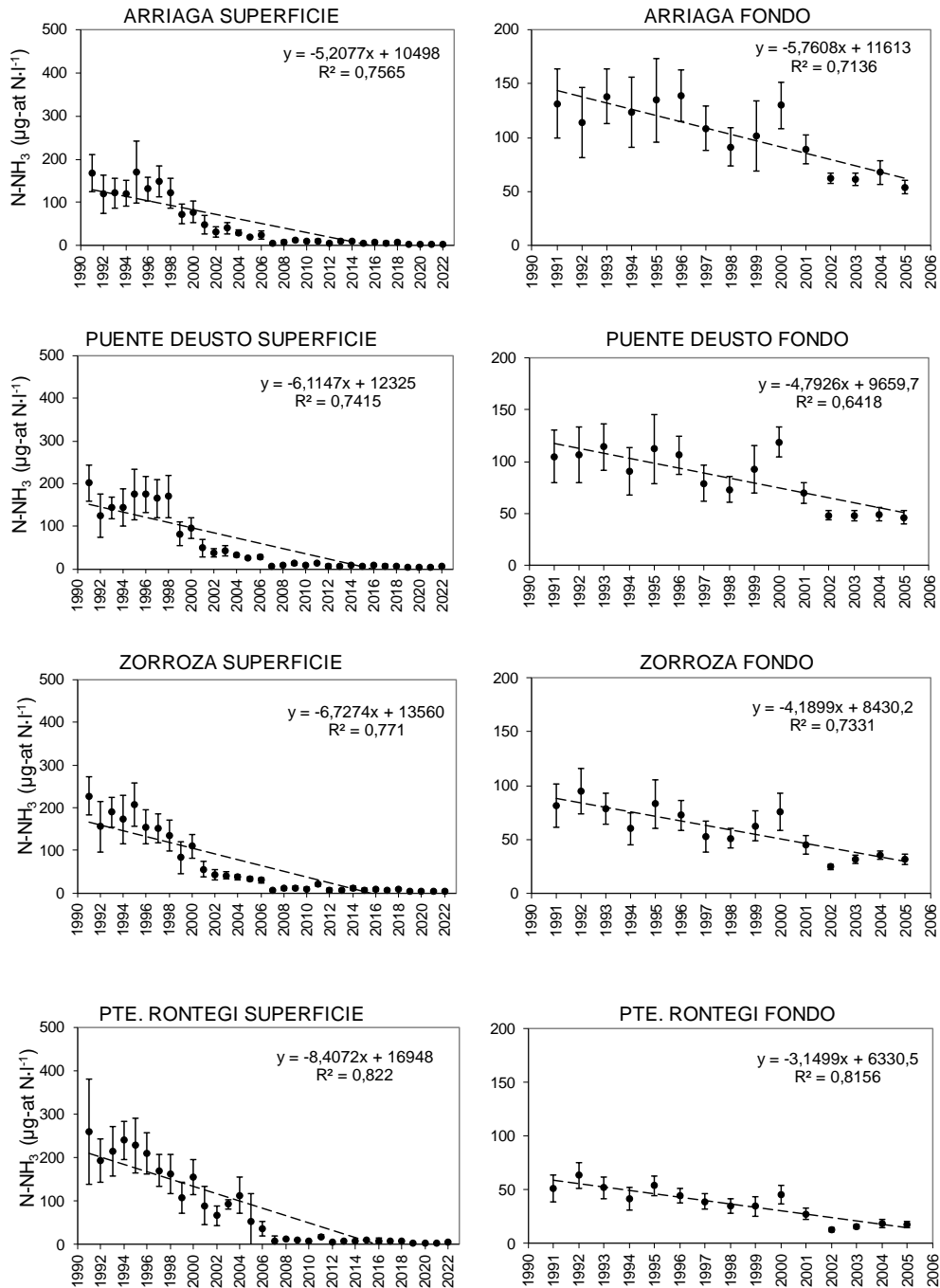


Figura 5.25. Evolución de la concentración de N-NH₃ (µg-at N·l⁻¹) desde el año 1991. Cada valor anual corresponde a la media geométrica ± el error típico de las mediciones efectuadas en superficie y fondo a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste (regresión lineal simple) de los datos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

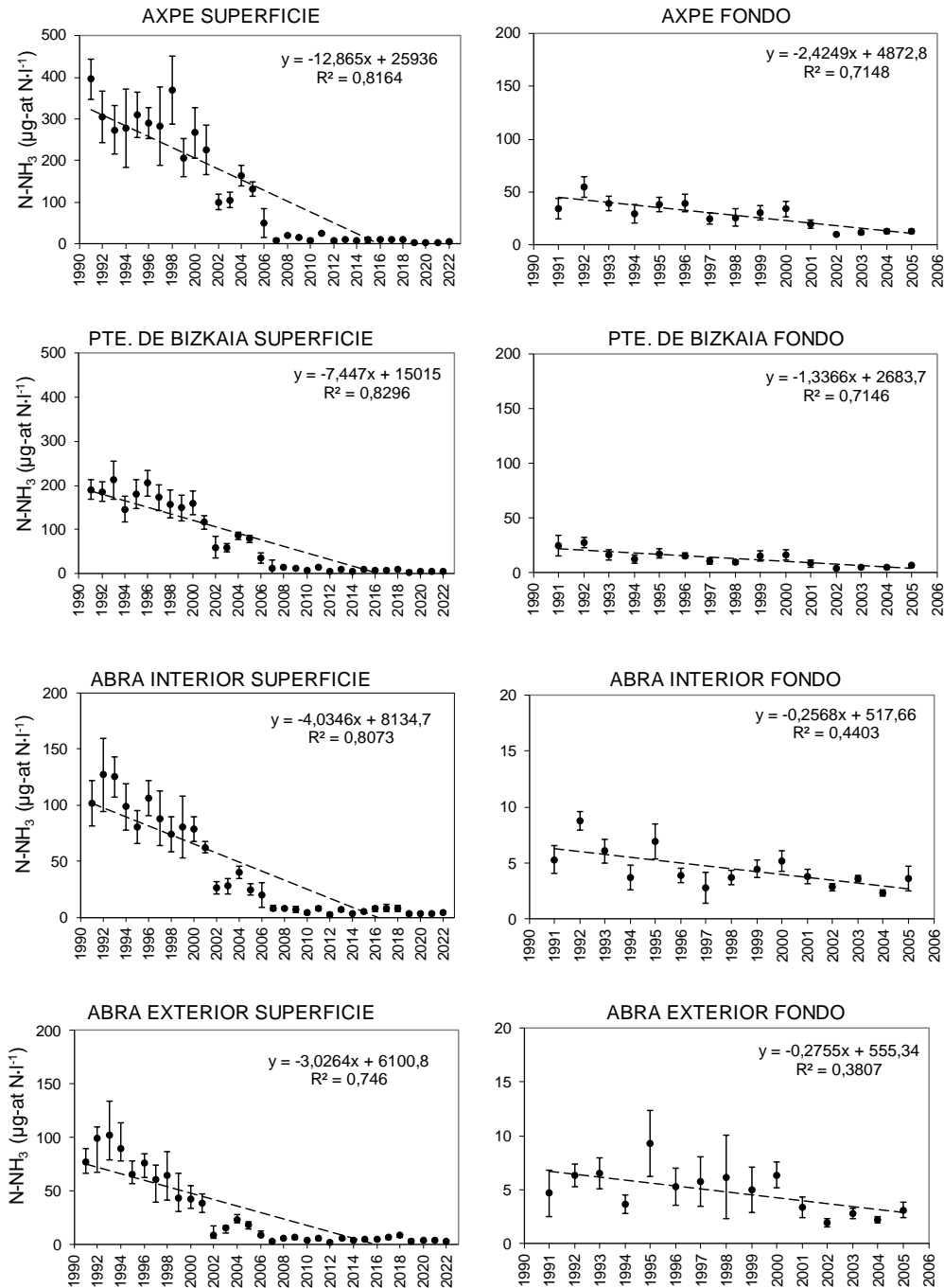


Figura 5.25. (Cont.) Evolución de la concentración de N-NH₃ (µg-at N·l⁻¹) desde el año 1991. Cada valor anual corresponde a la media geométrica ± el error típico de las mediciones efectuadas en superficie y fondo a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste (regresión lineal simple) 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 grandes pendientes, 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, 0,74 – 0,83, 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 | -5,21 | 10498 | 0,76 | <0,001 |
| ARRIAGA FONDO | -5,76 | 11613 | 0,71 | <0,001 |
| PUENTE DEUSTO SUPERFICIE | -6,11 | 12325 | 0,74 | <0,001 |
| PUENTE DEUSTO FONDO | -4,79 | 9660 | 0,64 | <0,001 |
| ZORROZA SUPERFICIE | -6,73 | 13560 | 0,77 | <0,001 |
| ZORROZA FONDO | -4,19 | 8430 | 0,73 | <0,001 |
| PTE. RONTEGI SUPERFICIE | -8,41 | 16948 | 0,82 | <0,001 |
| PTE. RONTEGI FONDO | -3,15 | 6330 | 0,82 | <0,001 |
| AXPE SUPERFICIE | -12,87 | 25936 | 0,82 | <0,001 |
| AXPE FONDO | -2,42 | 4873 | 0,71 | <0,001 |
| PTE. BIZKAIA SUPERFICIE | -7,45 | 15015 | 0,83 | <0,001 |
| PTE. BIZKAIA FONDO | -1,34 | 2684 | 0,71 | <0,001 |
| ABRA INTERIOR SUPERFICIE | -4,03 | 8135 | 0,81 | <0,001 |
| ABRA INTERIOR FONDO | -0,26 | 518 | 0,44 | 0,007 |
| ABRA EXTERIOR SUPERFICIE | -3,03 | 6101 | 0,75 | <0,001 |
| ABRA EXTERIOR FONDO | -0,28 | 555 | 0,38 | 0,014 |

Entre 1997 y 2022 la concentración media anual de N-NH₃ en superficie para las estaciones situadas aguas arriba del Puente de Bizkaia ha disminuido entre el 95 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.

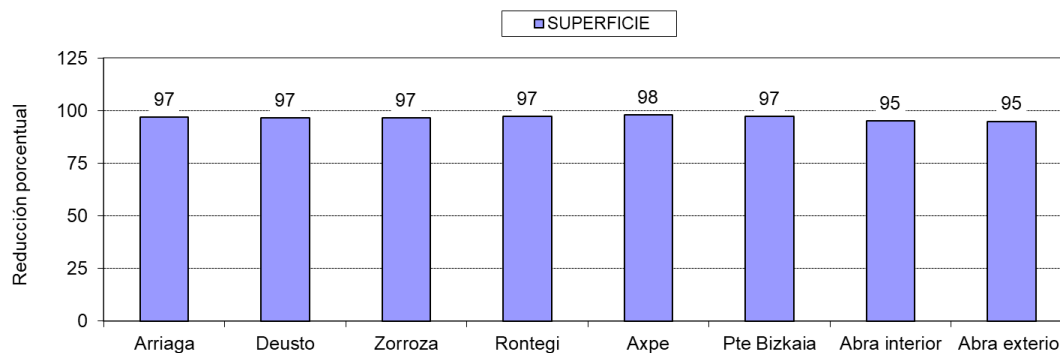


Figura 5.26. Reducción porcentual de la concentración anual media de nitrógeno amoniacal en 2022 respecto al año 1997 (basado en medias geométricas).

5.1.3.4 Calidad microbiológica

Se dispone de datos de concentración de coliformes fecales 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 coliformes fecales, 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 coliformes fecales 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.

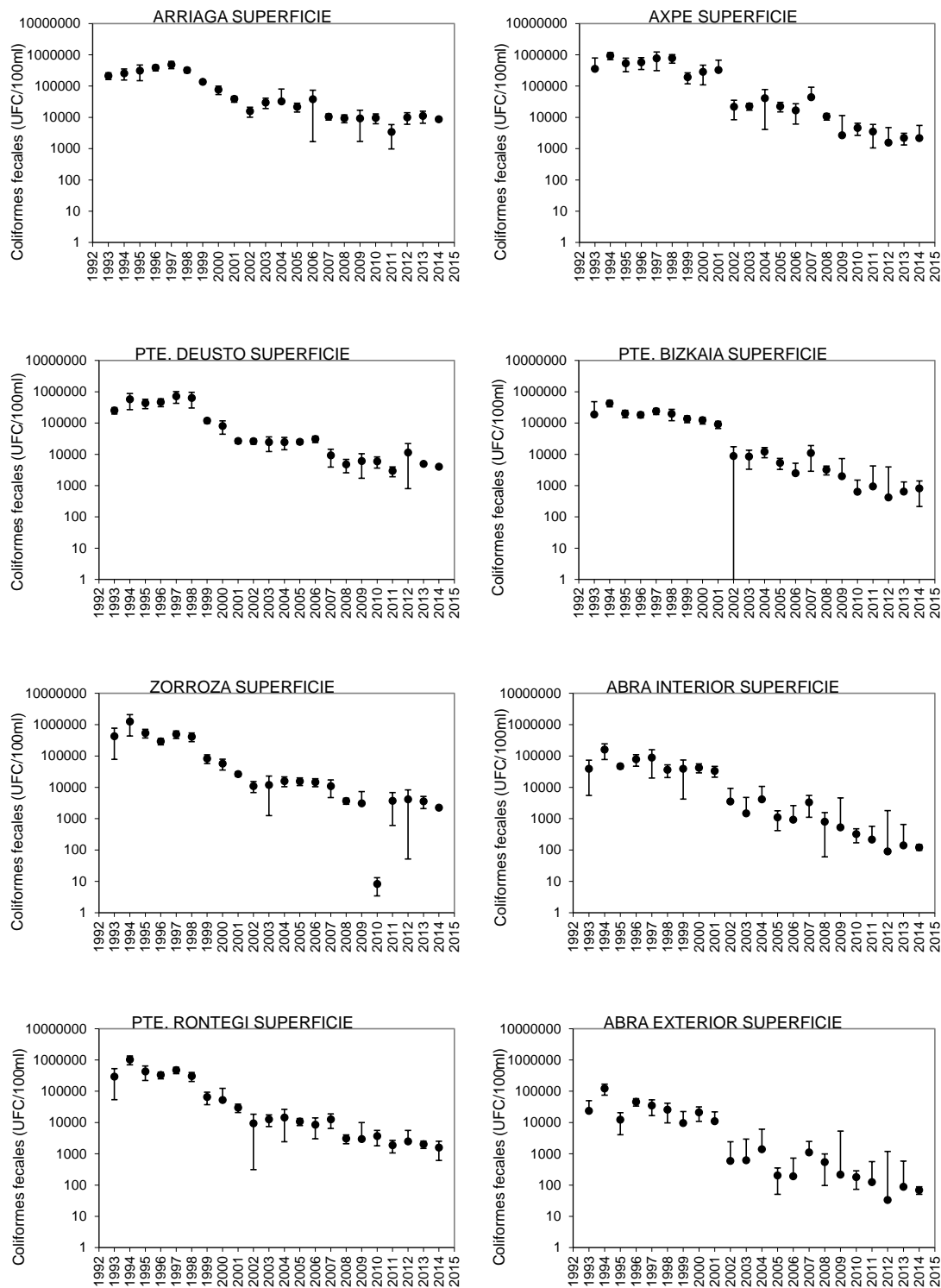


Figura 5.27. Evolución de la concentración de coliformes fecales (UFC/100 ml) desde 1993 hasta 2014. Cada valor anual corresponde a la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en superficie a lo largo del año. Hay que tener en cuenta que el eje de ordenadas se presenta en escala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

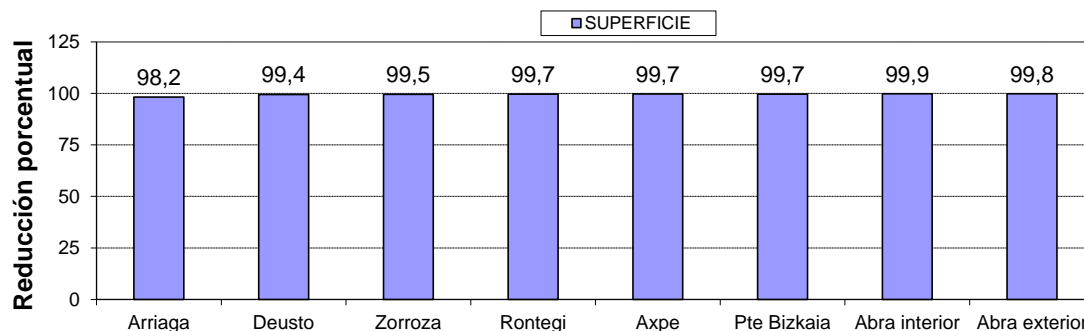


Figura 5.28. Reducción porcentual de la concentración anual media de coliformes fecales en 2014 respecto al año 1997 (basado en medias geométricas).

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) y en la zona media (Axpe) (Tabla 5.8).

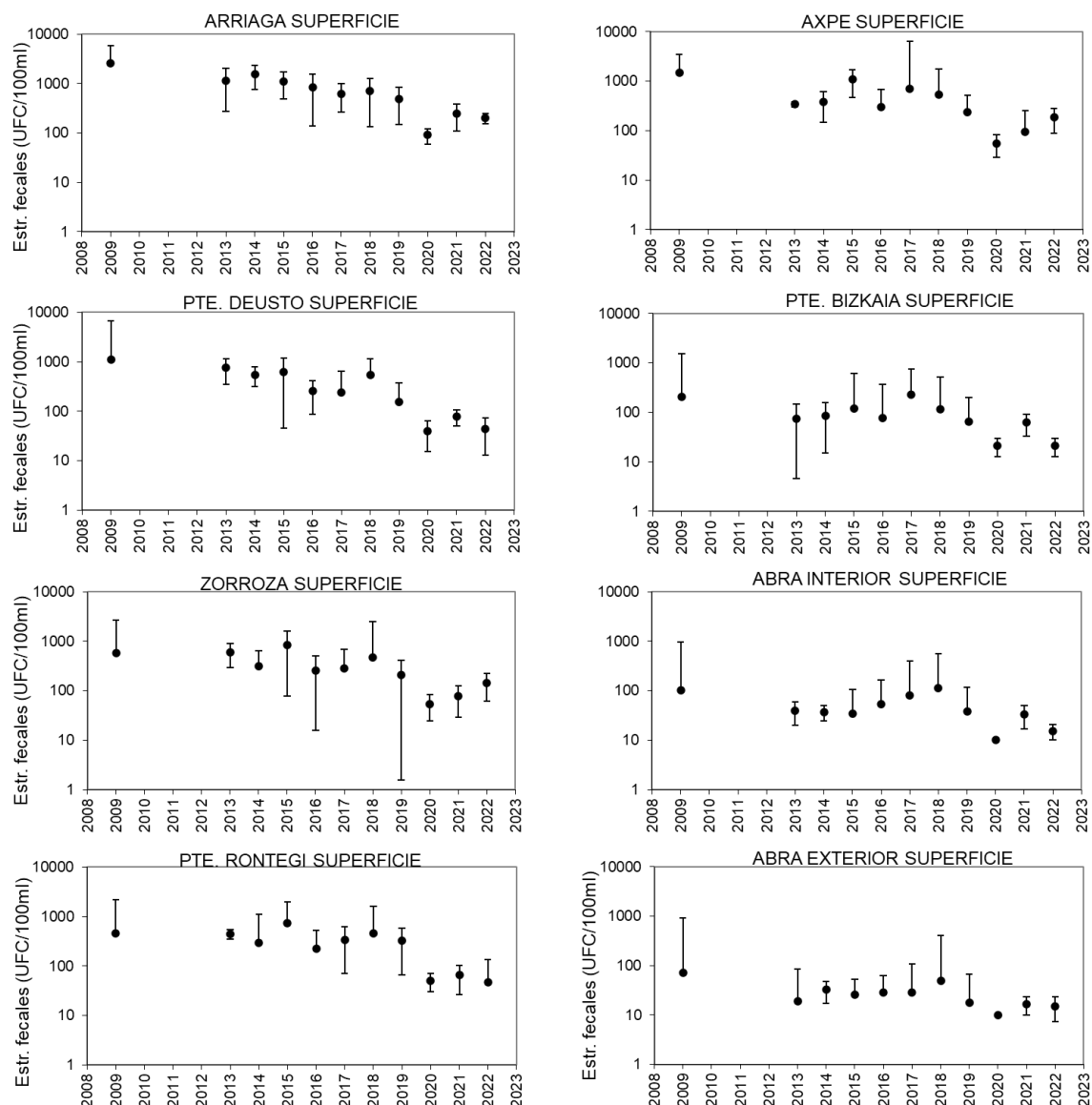


Figura 5.29. Evolución de la concentración de Estreptococos fecales (UFC/100 ml) desde 2009 hasta 2022. Cada valor anual corresponde a la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en superficie a lo largo del año. Hay que tener en cuenta que el eje de ordenadas se presenta en 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 | -176 | 355334 | 0,91 | 0,000 |
| DEUSTO | -83 | 167088 | 0,86 | 0,000 |
| ZORROZA | -46 | 92271 | 0,50 | 0,015 |
| RONTEGI | -36 | 73549 | 0,44 | 0,027 |
| AXPE | -88 | 177101 | 0,57 | 0,007 |
| PUENTE DE BIZKAIA | -10 | 21263 | 0,36 | 0,051 |
| ABRA INTERIOR | -4 | 8695 | 0,24 | 0,125 |
| ABRA EXTERIOR | -3 | 6617 | 0,49 | 0,016 |

En cuanto a la concentración de *E. coli*, medida desde 2008, no se observan tendencias claras (Figura 5.30). Las regresiones frente al tiempo solo son estadísticamente significativas en la zona interior (Arriaga y Puente de Deusto) y en el Abra exterior, $p < 0,05$, aunque las pendientes son negativas en todos los puntos de muestreo (Tabla 5.9).

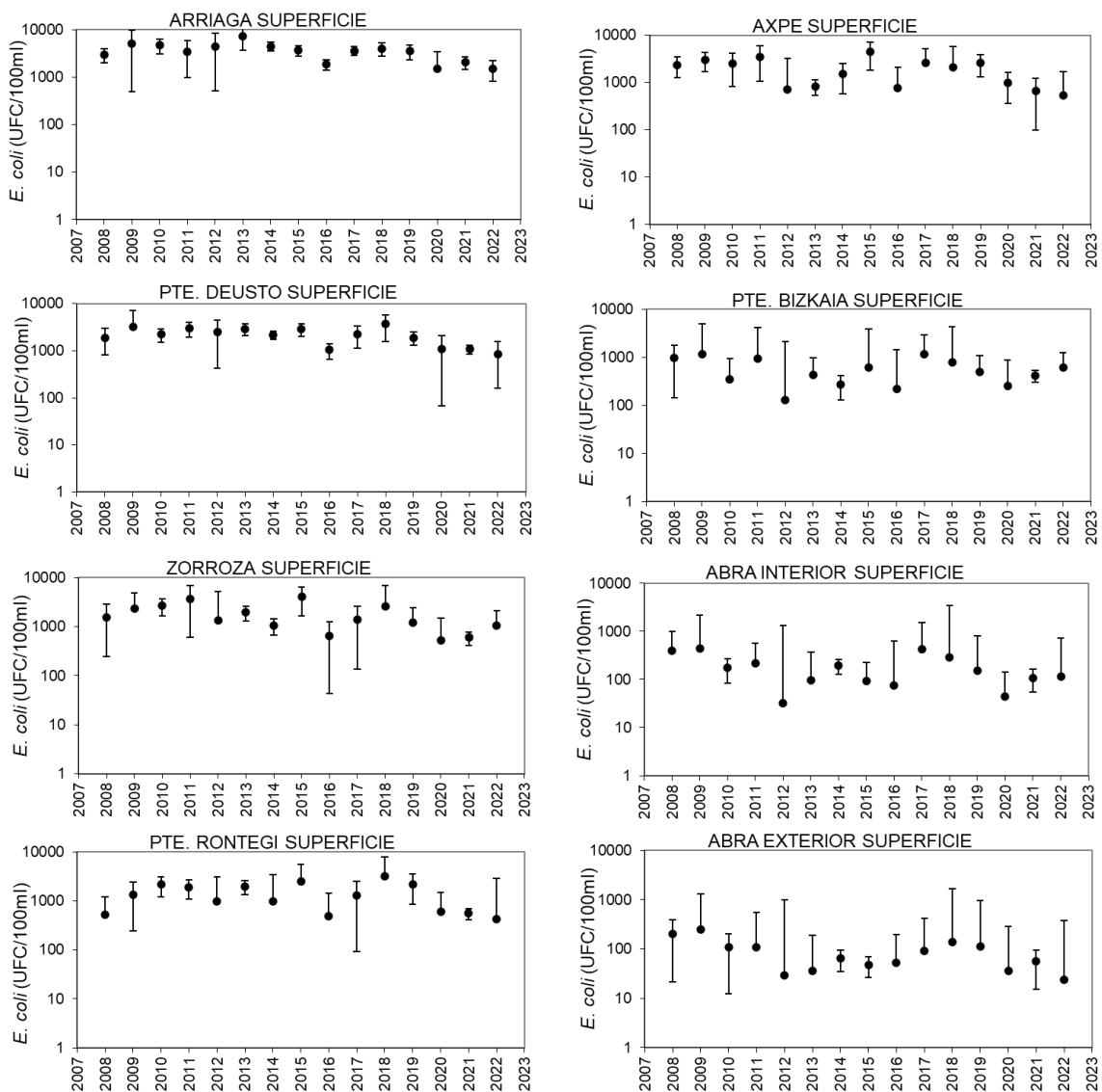


Figura 5.30. Evolución de la concentración de *E. coli* (UFC/100 ml) desde 2009 hasta 2022. Cada valor anual corresponde a la media geométrica \pm el error típico de las mediciones efectuadas en superficie a lo largo del año. Hay que tener en cuenta que el eje de ordenadas se presenta en escala logarítmica.

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 | -197 | 400102 | 0,33 | 0,026 |
| DEUSTO | -103 | 209316 | 0,28 | 0,043 |
| ZORROZA | -117 | 237395 | 0,23 | 0,073 |
| RONTEGI | -24 | 49747 | 0,02 | 0,657 |
| AXPE | -111 | 225133 | 0,17 | 0,129 |
| PUENTE DE BIZKAIA | -21 | 41924 | 0,07 | 0,335 |
| ABRA INTERIOR | -13 | 25844 | 0,18 | 0,120 |
| ABRA EXTERIOR | -8 | 17123 | 0,32 | 0,027 |

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, siendo más estables los valores de *E. coli*.

5.1.3.5 *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, con la sonda se obtienen valores en general más bajos y similares a los registrados al principio de la serie.

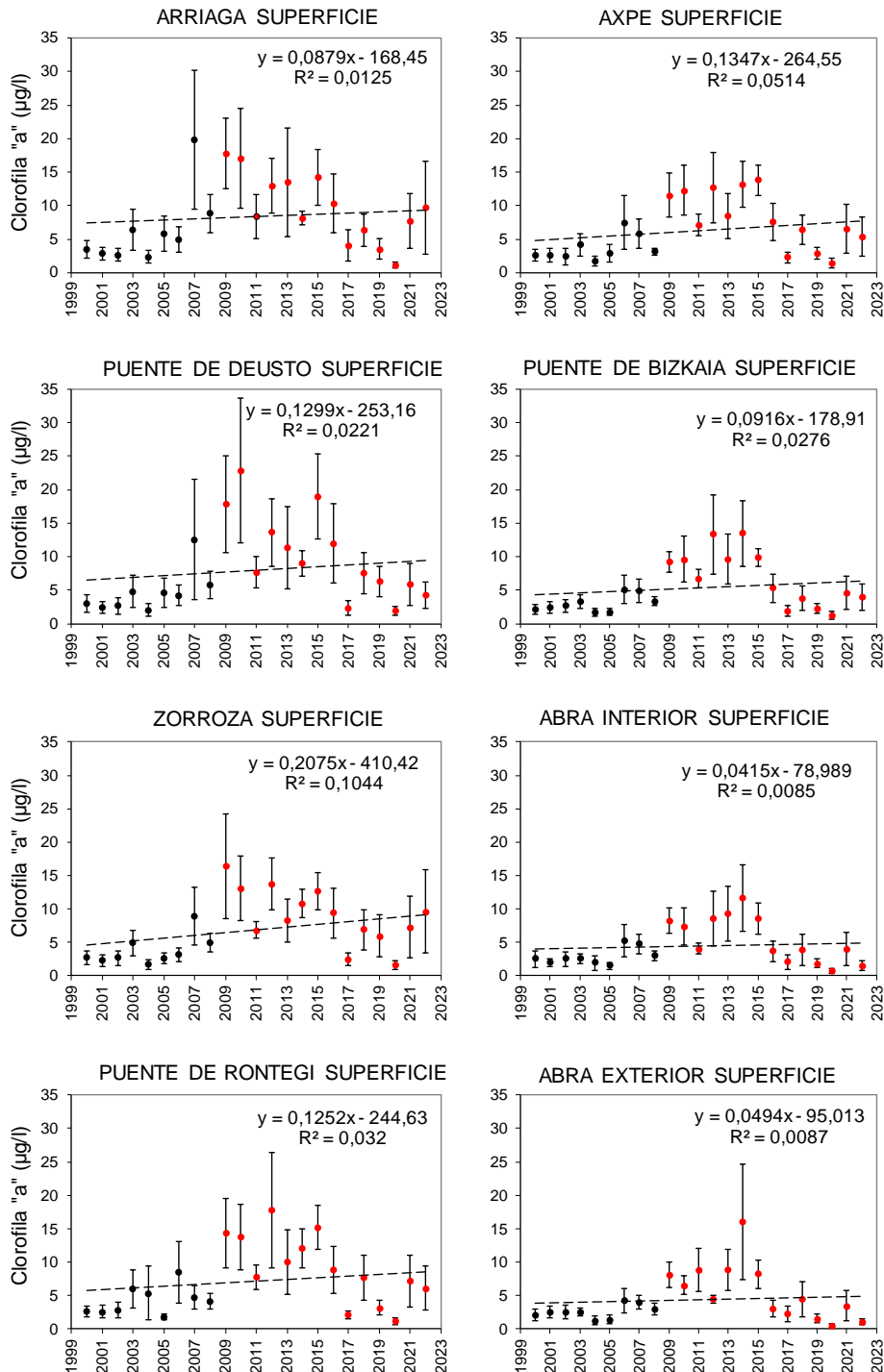


Figura 5.31. Evolución de la concentración de clorofila "a" (µg/l) desde 2000 en las distintas estaciones de muestreo. Cada valor anual corresponde a la media aritmética ± el error típico de las mediciones efectuadas en superficie a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste mediante 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 clorofila “a” (y) frente al tiempo (x) en cada estación de muestreo. La concentración media de clorofila 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 | 0,09 | -168 | 0,01 | 0,612 |
| DEUSTO | 0,13 | -253 | 0,02 | 0,498 |
| ZORROZA | 0,21 | -410 | 0,10 | 0,133 |
| RONTEGI | 0,13 | -245 | 0,03 | 0,414 |
| AXPE | 0,13 | -265 | 0,05 | 0,298 |
| PUENTE DE BIZKAIA | 0,09 | -179 | 0,03 | 0,448 |
| ABRA INTERIOR | 0,04 | -79 | 0,01 | 0,675 |
| ABRA EXTERIOR | 0,05 | -95 | 0,01 | 0,673 |

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 aumentó especialmente durante la década de 2000.

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

El Abra exterior, la zona más expuesta al mar, ya mostraba valores relativamente altos al comienzo de la serie. Por ello, es única estación donde no se observan tendencias estadísticamente significativas (Tabla 5.11). No obstante, por fotografías de los años 80–90 en las que se aprecia la pluma del estuario en la zona exterior, habría mejorado mucho la calidad óptica del agua

(<https://www.consorciodeaguas.eus/web/OficinaPrensa/archivoFotografico.aspx?idCategoría=1>)

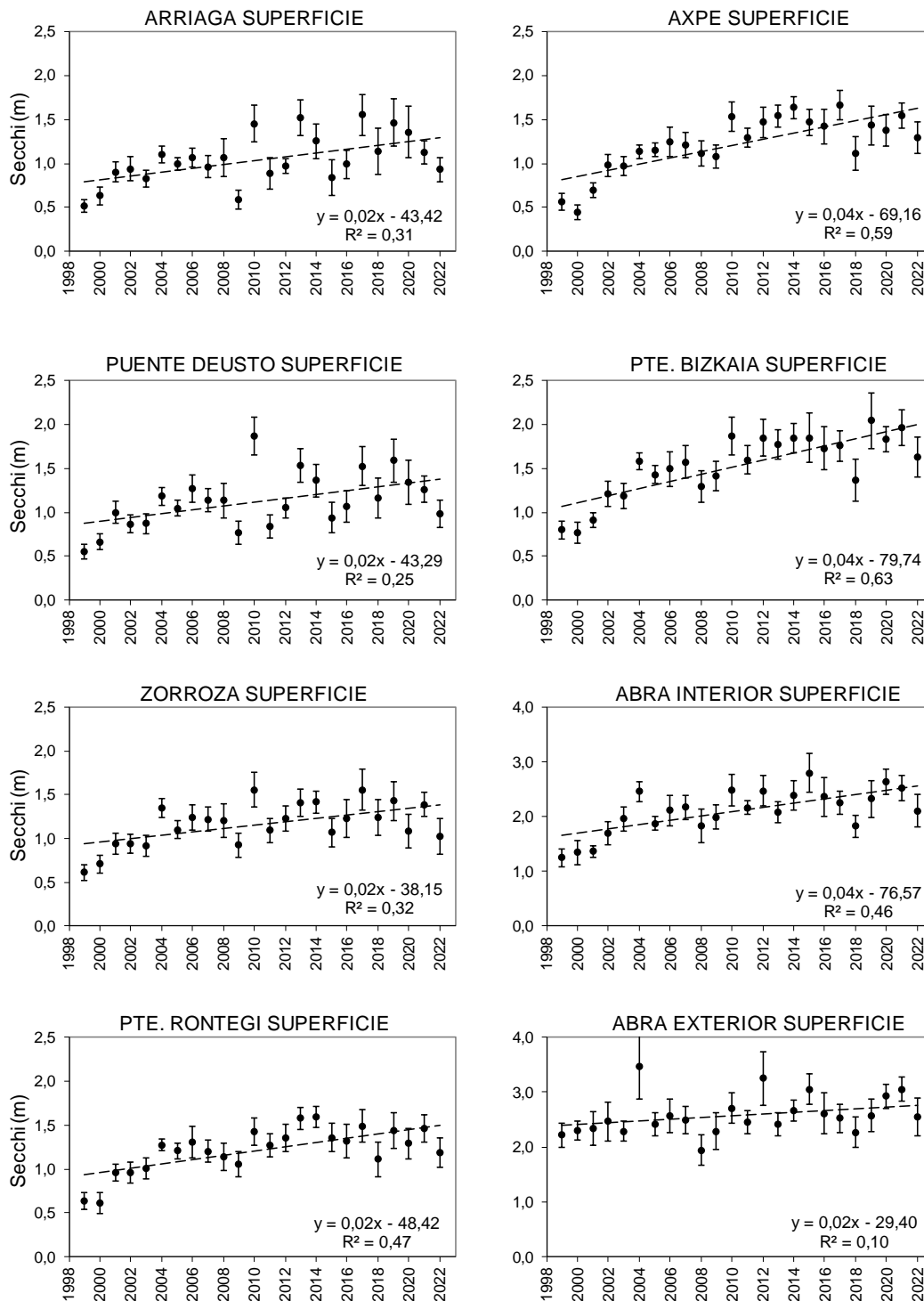


Figura 5.32. Evolución de la profundidad de visión del disco de Secchi (m) desde 1999 años en las distintas estaciones de muestreo. Cada valor anual corresponde a la media aritmética \pm el error típico de las mediciones efectuadas a lo largo del año. La recta discontinua representa el ajuste mediante 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 | 0,02 | -43 | 0,31 | 0,005 |
| DEUSTO | 0,02 | -43 | 0,25 | 0,012 |
| ZORROZA | 0,02 | -38 | 0,32 | 0,004 |
| RONTEGI | 0,02 | -48 | 0,47 | <0,001 |
| AXPE | 0,04 | -69 | 0,59 | <0,001 |
| PUENTE DE BIZKAIA | 0,04 | -80 | 0,63 | <0,001 |
| ABRA INTERIOR | 0,04 | -77 | 0,46 | <0,001 |
| ABRA EXTERIOR | 0,02 | -29 | 0,10 | 0,128 |

5.2 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, ocho en total, se sitúan 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, dónde se ubican (todas ellas en zonas fluviales cercanas al estuario), así como sus coordenadas UTM.

En 2022 cada estación se muestreó una vez al mes, desde enero hasta diciembre. En la Tabla 5.13 se presentan las fechas concretas de muestreo.

Se emplearon sondas para medir en las aguas de superficie: conductividad, pH, temperatura y oxígeno disuelto. También, se tomaron muestras para el análisis de la concentración de nitrógeno total (NT), carbono orgánico total (COT), nitrógeno amoniacal (amonio), nitrato, nitrito, ortofosfato, *E. coli* y enterococos fecales.

Las mediciones y los análisis en el laboratorio se llevaron a cabo de acuerdo a los procedimientos del CABB.

Tabla 5.12. Código, nombre y ubicación de las estaciones de muestreo de los ríos.

| 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 |

Tabla 5.13. Fechas de muestreo de los ríos en 2022. Se presenta el código y nombre de cada estación, así como, su correspondiente día de muestreo dentro cada mes.

| Código | Nombre | MES / DIA | | | | | | | | | | | |
|---------|-------------------|-----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | | E | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D |
| RAS2000 | Asua | 24 | 15 | 25 | 11 | 9 | 13 | 5 | 22 | 12 | 24 | 21 | 20 |
| RGO6000 | Gobela | 24 | 15 | 25 | 11 | 9 | 13 | 5 | 22 | 12 | 24 | 21 | 20 |
| RGR3000 | Granada | 24 | 15 | 25 | 11 | 9 | 13 | 5 | 22 | 12 | 24 | 21 | 20 |
| RIB5000 | Ibaizabal | 18 | 7 | 23 | 26 | 23 | 20 | 18 | 16 | 19 | 17 | 29 | 14 |
| RKA8000 | Kadagua | 18 | 7 | 23 | 26 | 23 | 20 | 18 | 16 | 19 | 17 | 29 | 14 |
| RNE7000 | Nervión | 18 | 7 | 23 | 26 | 23 | 20 | 18 | 16 | 19 | 17 | 29 | 14 |
| RNE8000 | Nervión-Ibaizabal | 18 | 7 | 23 | 26 | 23 | 20 | 18 | 16 | 19 | 17 | 29 | 14 |
| RVA1000 | Ballonti | 24 | 15 | 25 | 11 | 9 | 13 | 5 | 22 | 12 | 24 | 21 | 20 |

5.2.2 Resultados

En la Tabla 5.14 se presentan varios estadísticos descriptivos referentes a las variables anteriormente mencionadas. Además, para algunas de ellas, de la Figura 5.33 a la Figura 5.36 se muestra su variación a lo largo del año en cada estación de muestreo.

La **temperatura** fue en aumento desde enero hasta julio en el Kadagua, Nervión e Ibaizabal, pero en los ríos más pequeños se observaron picos hasta septiembre (Figura 5.33). Los valores mínimo y máximo absolutos (6,4 y 29,0°C) se registraron en una estación del Nervión (RNE7000): el 18 de enero y el 18 de julio, respectivamente.

En el caso de la **conductividad**, el rango fue desde 207 µS/cm (Ibaizabal en enero), hasta 1900 µS/cm (Nervión en agosto).

El **pH** osciló entre 6,9 (Nervi3n-Ibaizabal en noviembre) y 9,0 (Nervi3n en junio y agosto). Se trata de valores normales para este tipo de sistemas.

Los valores de **ox3geno disuelto (saturaci3n)** estuvieron entre 41 y 130%. La mayor3a superaron 60%, exceptuando el Asua en octubre, as3 como el Ballonti, que present3 el m3nimo absoluto en octubre y que tampoco alcanz3 el objetivo en agosto y septiembre. En el resto de los tributarios peque3os (Granada y Gobela), tambi3n se observaron los menores porcentajes de saturaci3n en verano o a comienzos de oto3o, siguiendo un ciclo opuesto al de la temperatura (Figura 5.33). Por el contrario, en el Kadagua y en el Nervi3n se alcanzaron picos de unos 120–130% en verano (agosto y septiembre), mientras que el Ibaizabal se mantuvo durante todos los muestreos en torno a 100%.

La concentraci3n de **NT** fue en general menor que la de COT (Figura 5.34). El NT vari3 entre 1 y 6,5 mg·l⁻¹, el m3ximo se midi3 en octubre en el Ballonti. Respecto al **COT**, el m3ximo fue 16 mg·l⁻¹; la mayor3a de los valores no superaron 10 mg·l⁻¹, excepto algunos picos medidos en el Granada (noviembre) y en el Nervi3n (junio y agosto).

El **fosfato** estuvo en todas las muestras por debajo del LC (0,4 mg P·l⁻¹).

Las formas inorg3nicas del nitr3geno se representan en la Figura 5.35.

- En el caso del **nitrito** la mayor3a de los r3os presentaron valores cercanos o inferiores al LC (0,1 mg N·l⁻¹); el m3ximo se midi3 en septiembre en el Granada (0,24 mg N·l⁻¹).
- El **amonio** mostr3 valores bajos, con la excepci3n de algunos picos en el Ballonti en septiembre y octubre (>4 mg N·l⁻¹).
- El **nitrato** fue en general la forma de nitr3geno inorg3nico m3s abundante, su m3ximo tambi3n se midi3 en el Ballonti, pero en noviembre (4,3 mg N·l⁻¹).

Finalmente, respecto a las bacterias, la concentraci3n de **E. coli** oscil3 entre el m3nimo del Nervi3n-Ibaizabal en agosto (~200 NMP/100) y el m3ximo del Granada en mayo (~200·10³ NMP/100). Los **enterococos fecales** presentaron su m3nimo en el Ibaizabal en junio (15 UFC/100) y su m3ximo en el Ballonti en julio (32·10³ UFC/100 ml) (Tabla 5.14; Figura 5.36).

Tabla 5.14. Principales parámetros estadísticos (media, mínimo, máximo y desviación estándar) calculados en 2022 para las variables fisicoquímicas y bacteriológicas medidas en las estaciones de los tributarios.

| | Temp. °C | Conduct. µS/cm | pH | O. D. mg/l | O. D. % | N-NH ₃ mg/l | N-NO ₂ mg/l | N-NO ₃ mg/l | N-total mg/l | P-P0 ₄ mg/l | COT mg/l | E. coli NMP/100 ml | Enteroc. fecal UFC/100 ml |
|----------------|-------------|-------------------|-----|---------------|------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------|---------------------------|-------------|-----------------------|------------------------------|
| Asua | | | | | | | | | | | | | |
| Media | 15,2 | 486 | 7,6 | 8,5 | 82,6 | 0,11 | <0,10 | 0,99 | 1,45 | <0,4 | 4,12 | 3059 | 562 |
| Min. | 6,7 | 322 | 7,0 | 5,4 | 57,0 | <0,10 | <0,10 | 0,64 | 1,00 | <0,4 | <2,00 | 1120 | 270 |
| Máx. | 21,9 | 568 | 8,0 | 12,0 | 99,0 | 0,16 | <0,10 | 1,60 | 2,30 | <0,4 | 9,10 | 8180 | 1000 |
| D. est. | 4,5 | 69 | 0,3 | 2,0 | 12,7 | 0,02 | 0,00 | 0,26 | 0,36 | 0,0 | 2,00 | 2413 | 309 |
| Gobela | | | | | | | | | | | | | |
| Media | 15,6 | 555 | 7,9 | 9,0 | 88,8 | <0,10 | <0,10 | 1,26 | 1,77 | <0,4 | 4,14 | 3553 | 3240 |
| Min. | 7,8 | 393 | 7,2 | 7,0 | 77,0 | <0,10 | <0,10 | 1,10 | 1,50 | <0,4 | <2,00 | 448 | 400 |
| Máx. | 22,3 | 619 | 8,1 | 11,0 | 100,0 | 0,12 | <0,10 | 1,50 | 2,30 | <0,4 | 6,70 | 11730 | 16000 |
| D. est. | 4,3 | 66 | 0,2 | 1,3 | 6,5 | 0,01 | 0,00 | 0,12 | 0,23 | 0,0 | 1,53 | 3757 | 6260 |
| Granada | | | | | | | | | | | | | |
| Media | 15,9 | 894 | 8,2 | 9,4 | 94,8 | 0,35 | 0,13 | 0,92 | 2,00 | <0,4 | 4,96 | 59214 | 5383 |
| Min. | 9,2 | 422 | 7,9 | 5,6 | 65,0 | <0,10 | <0,10 | 0,77 | 1,40 | <0,4 | <2,00 | 17890 | 600 |
| Máx. | 23,2 | 1220 | 8,6 | 11,0 | 110,0 | 0,97 | 0,24 | 1,20 | 2,90 | <0,4 | 13,00 | 198630 | 13000 |
| D. est. | 4,5 | 224 | 0,2 | 1,8 | 14,6 | 0,35 | 0,04 | 0,13 | 0,55 | 0,0 | 2,84 | 65750 | 4491 |

Tabla 5.14 (continuación). Principales parámetros estadísticos (media, mínimo, máximo y desviación estándar) calculados en 2022 para las variables físicoquímicas y bacteriológicas medidas en las estaciones de los tributarios.

| | Temp. °C | Conduct. µS/cm | pH | O. D. mg/l | O. D. % | N-NH ₃ mg/l | N-NO ₂ mg/l | N-NO ₃ mg/l | N-total mg/l | P-P0 ₄ mg/l | COT mg/l | E. coli NMP/100 ml | Enteroc. fecal UFC/100 ml |
|----------------|-------------|-------------------|-----|---------------|------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------|---------------------------|-------------|-----------------------|------------------------------|
| Media | 16,5 | 436 | 7,7 | 9,9 | 98,3 | 0,11 | <0,10 | 1,23 | 1,85 | <0,4 | 5,94 | 4216 | 1463 |
| Mín. | 7,2 | 207 | 7,0 | 7,6 | 95,0 | <0,10 | <0,10 | 0,64 | 1,00 | <0,4 | 3,20 | 1565 | 15 |
| Máx. | 26,3 | 668 | 8,4 | 12,0 | 100,0 | 0,16 | 0,11 | 2,20 | 3,00 | <0,4 | 8,40 | 8160 | 2300 |
| D. est. | 6,3 | 157 | 0,4 | 1,6 | 1,9 | 0,02 | 0,00 | 0,50 | 0,64 | 0,0 | 1,71 | 2464 | 915 |
| Media | 16,4 | 532 | 8,1 | 10,5 | 105,1 | <0,10 | <0,10 | 0,93 | 1,45 | <0,4 | 4,30 | 1269 | 208 |
| Mín. | 7,6 | 368 | 7,4 | 7,5 | 94,0 | <0,10 | <0,10 | 0,52 | 1,00 | <0,4 | 3,10 | 260 | 70 |
| Máx. | 26,8 | 753 | 8,7 | 12,0 | 130,0 | <0,10 | <0,10 | 2,00 | 2,70 | <0,4 | 6,30 | 2543 | 410 |
| D. est. | 6,3 | 148 | 0,4 | 1,3 | 10,6 | 0,00 | 0,00 | 0,49 | 0,55 | 0,0 | 0,87 | 880 | 133 |
| Media | 16,9 | 888 | 8,3 | 10,2 | 104,4 | 0,12 | <0,10 | 0,91 | 1,78 | <0,4 | 7,14 | 4658 | 700 |
| Mín. | 6,4 | 353 | 7,4 | 7,3 | 95,0 | <0,10 | <0,10 | <0,10 | 1,00 | <0,4 | 3,00 | 293 | 30 |
| Máx. | 29,0 | 1900 | 9,0 | 12,0 | 120,0 | 0,18 | <0,10 | 2,30 | 3,40 | <0,4 | 16,00 | 14136 | 2200 |
| D. est. | 7,4 | 484 | 0,5 | 1,4 | 7,4 | 0,03 | 0,00 | 0,76 | 0,73 | 0,0 | 4,22 | 5458 | 926 |

Tabla 5.14 (continuación). Principales parámetros estadísticos (media, mínimo, máximo y desviación estándar) calculados en 2022 para las variables fisicoquímicas y bacteriológicas medidas en las estaciones de los tributarios.

| | Temp. °C | Conduct. µS/cm | pH | O. D mg/l | O. D % | N-NH ₃ mg/l | N-NO ₂ mg/l | N-NO ₃ mg/l | N-total mg/l | P-P0 ₄ mg/l | COT mg/l | E. coli NMP/100 ml | Entero. fecal UFC/100 ml |
|----------------|-------------|-------------------|-----|--------------|-----------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------|---------------------------|-------------|-----------------------|-----------------------------|
| Media | 16,7 | 535 | 8,2 | 10,3 | 104,0 | <0,10 | <0,10 | 1,05 | 1,63 | <0,4 | 5,27 | 1756 | 208 |
| Mín. | 7,2 | 256 | 6,9 | 7,5 | 95,0 | <0,10 | <0,10 | 0,26 | 1,00 | <0,4 | 3,10 | 206 | 46 |
| Máx. | 28,0 | 869 | 8,9 | 12,0 | 120,0 | <0,10 | <0,10 | 1,70 | 2,50 | <0,4 | 7,90 | 6131 | 380 |
| D. est. | 6,7 | 209 | 0,6 | 1,3 | 7,7 | 0,00 | 0,00 | 0,47 | 0,56 | 0,0 | 1,81 | 2125 | 137 |
| Media | 15,7 | 895 | 7,8 | 7,2 | 71,3 | 1,32 | 0,11 | 1,57 | 3,73 | <0,4 | 5,25 | 16907 | 10667 |
| Mín. | 9,4 | 607 | 7,6 | 3,7 | 41,0 | 0,19 | <0,10 | 0,29 | 1,90 | <0,4 | 2,70 | 4352 | 700 |
| Máx. | 23,2 | 1300 | 8,0 | 10,0 | 95,0 | 4,60 | 0,17 | 4,30 | 6,50 | <0,4 | 8,20 | 36540 | 32000 |
| D. est. | 4,0 | 219 | 0,1 | 2,2 | 17,4 | 1,49 | 0,02 | 1,16 | 1,50 | 0,0 | 1,62 | 11288 | 11632 |
| Media | 16,1 | 652 | 8,0 | 9,3 | 93,7 | 0,29 | <0,10 | 1,11 | 1,96 | <0,4 | 5,14 | 11829 | 2938 |
| Mín. | 6,4 | 207 | 6,9 | 3,7 | 41,0 | <0,10 | <0,10 | <0,10 | 1,00 | <0,4 | <2,00 | 206 | 15 |
| Máx. | 29,0 | 1900 | 9,0 | 12,0 | 130,0 | 4,60 | 0,24 | 4,30 | 6,50 | <0,4 | 16,00 | 198630 | 32000 |
| D. est. | 5,4 | 293 | 0,4 | 1,9 | 15,4 | 0,65 | 0,02 | 0,60 | 0,99 | 0,0 | 2,40 | 28996 | 5892 |

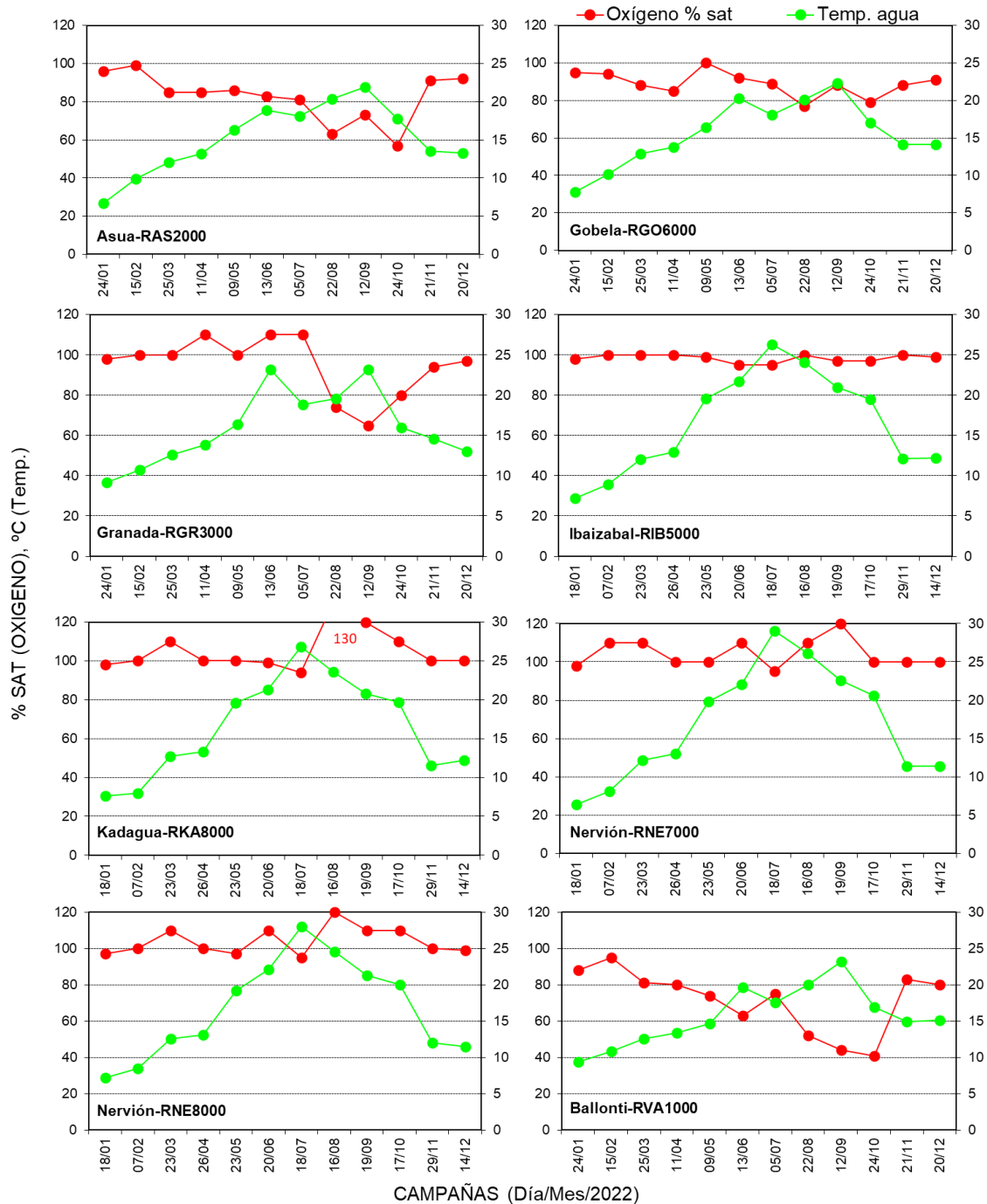


Figura 5.33. Por cada estación de muestreo: variación mensual del oxígeno (% saturación) en el eje izdo.; temperatura del agua (°C) en el eje dcho.

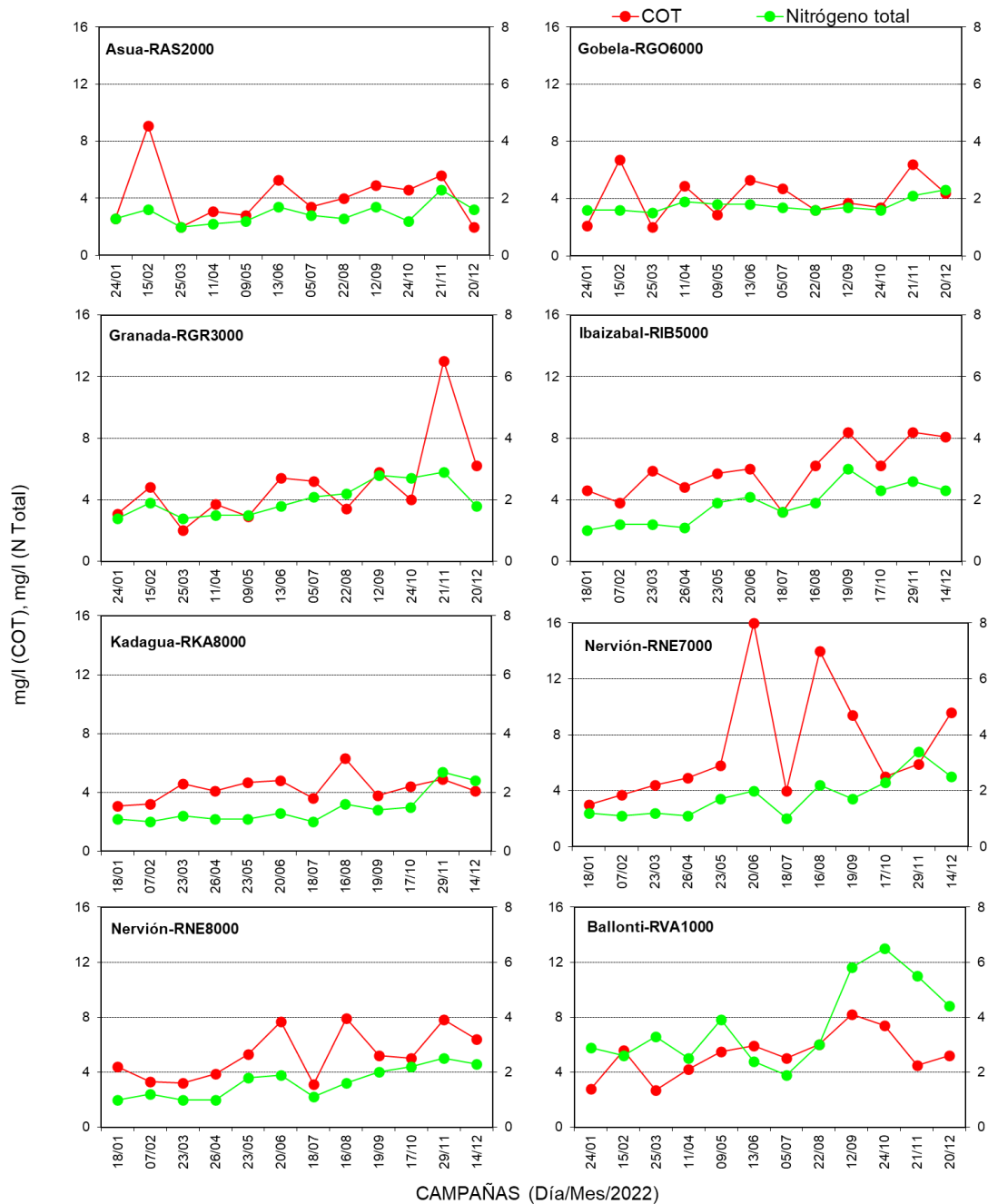


Figura 5.34. Por cada estación de muestreo: variación mensual del carbono orgánico total (COT, mg/l) en el eje izdo.; nitrógeno total (N Total, en mg/l) en el eje dcho.

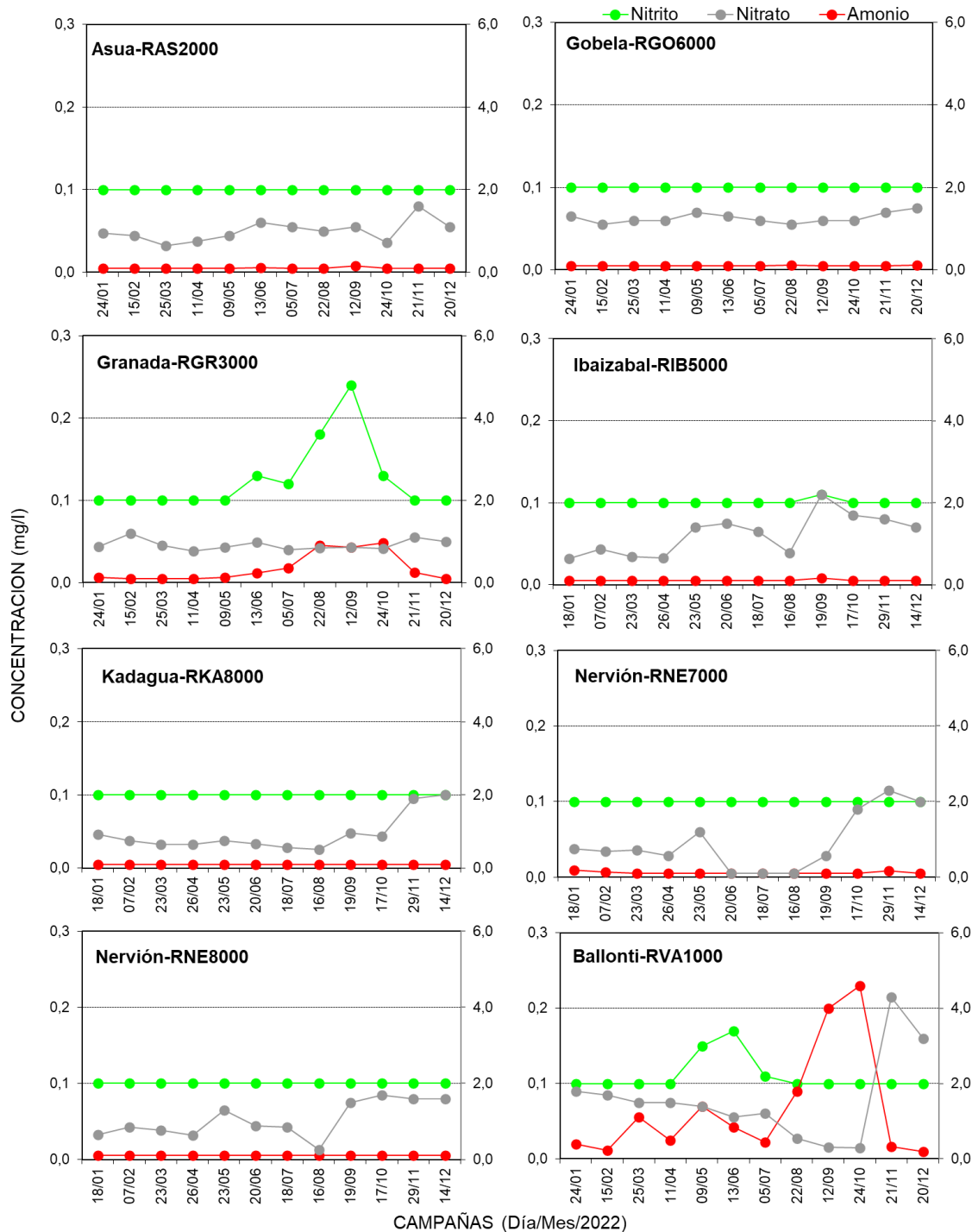


Figura 5.35. Variación mensual del amonio, nitrito y nitrato (los tres en $\text{mg N}\cdot\text{l}^{-1}$) en cada estación de muestreo. Eje izdo.: nitrito; eje dcho.: nitrato y amonio; límite de cuantificación $0,1 \text{ mg N}\cdot\text{l}^{-1}$.

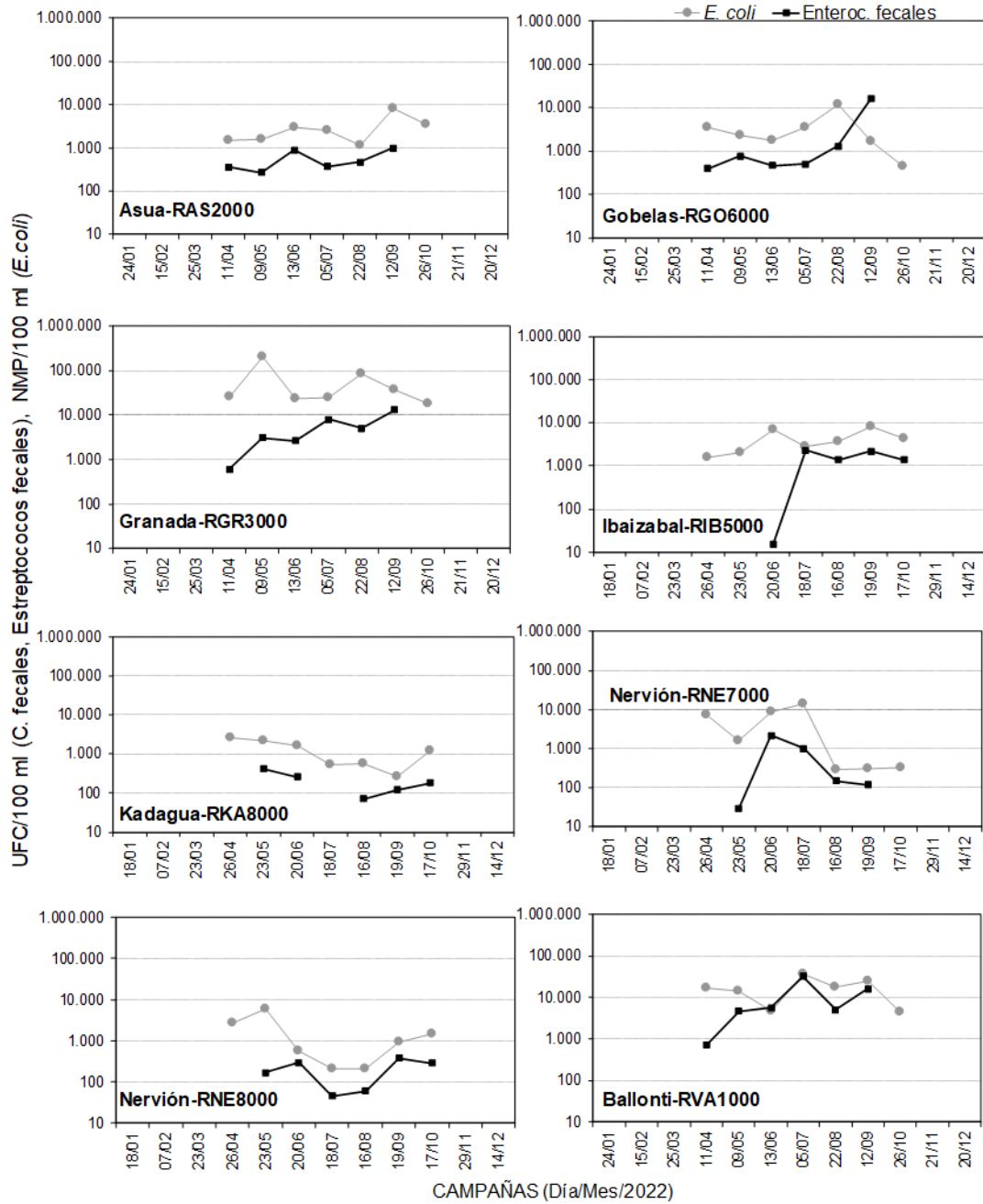


Figura 5.36. Variación mensual de los enterococos fecales (UFC/100 ml) y de *E. coli* (NMP/100 ml) en cada estación de muestreo.

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 2022 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 2022 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 2022 las **condiciones de oxigenación** fueron en general, buenas, siguiendo la tendencia de los últimos años. Hay que señalar que en 2022 no se observaron situaciones de hipoxia severa (< 20% de saturación). Pero, en la cabecera del estuario el objetivo del 60% no se alcanzó entre mayo y octubre en las aguas de fondo, ni tampoco en algunas de esas campañas en las aguas de superficie. Esto último es coherente con la anómala situación climática de 2022, respecto a las tres décadas precedentes, más concretamente: con los periodos prolongados de escasas precipitaciones y altas temperaturas que caracterizaron a esa época del año. Esta situación de estiaje prolongado hacia la primavera y el otoño se ha venido registrando desde 2019.

- 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, las concentraciones de **carbono orgánico, nitrógeno total y nutrientes inorgánicos** a menudo presentan “anomalías” a este patrón que indican que se producen aportes en la zona media. Se pueden poner como ejemplo el muestreo del 23 de mayo. 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).

- 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 un gradiente de disminución de *E. coli* y estreptococos desde la cabecera hasta el Abra. A este patrón se le superpone en ocasiones un incremento moderado en la zona media del estuario, que en parte podría deberse al vertido de la EDAR. Por otro lado, tampoco debe olvidarse que el Ballonti y el Granada presentan picos esporádicos de bacterias y que aportan sus aguas en esa zona (por ejemplo, el máximo de *E. coli* en el Granada el 9 de mayo precedió al registrado a la altura de Rontegi dos semanas después). Además, las condiciones meteorológicas juegan un papel importante, ya que en épocas lluviosas hay mayores aportes de bacterias por escorrentía. Las concentraciones observadas en 2022 se encontraron en el rango habitual de la última década y, salvo en casos de lluvias intensas o persistentes, 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**, en aguas de superficie, presentó los máximos ($5-6 \mu\text{g l}^{-1}$) en primavera y verano, en las estaciones de Axpe y Zorroza. Estos valores no se consideran elevados para esas aguas. Sin embargo, con **sonda (“in situ”)** en verano se llegaron a medir concentraciones mucho más altas en superficie (unos $70-80 \mu\text{g l}^{-1}$), a la altura de Zorroza y del Arriaga. 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 las aguas de superficie de los **tributarios** en 2022, los valores de pH y conductividad resultaron normales para este tipo de sistemas. La temperatura siguió el ciclo esperado, aunque cabe destacar el máximo (29°C) registrado en el Nervión, a la altura de Basauri, en julio.
- En cuanto a las condiciones de oxigenación, hay que indicar que en el río Ballonti durante tres muestreos consecutivos (agosto, septiembre y octubre) se midió una saturación inferior al 60%, mientras que en el resto no se observó ningún caso, o solo uno (Asua, en octubre). Las mejores condiciones en las aguas de superficie se observaron en el Ibaizabal, que se mantuvieron en todas las campañas en torno a 100%.
- En promedio la concentración de nitrato (1,11 mg N·l⁻¹) fue muy superior a la de amonio (0,29 mg N·l⁻¹) y la de nitrito (<0,10 mg N·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, amonio, nitrato y enterococos fecales). El **Granada** también destacó en ocasiones para alguna de estas variables, por ejemplo, *E. coli*. El **Gobela** sigue presentando mejores condiciones que en la década precedente.

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 (HAB, “Harmful Algal Blooms”) y también a conocer la evolución del ecosistema en respuesta a los cambios de 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, es posible relacionar la mortandad de peces con alguna especie de microalga (p.ej., BURKHOLDER *et al.*, 1999). Los efectos nocivos de ciertas especies de fitoplancton sobre los ecosistemas, o sobre los usos del agua, responden en muchos casos a los aportes de nutrientes de origen antrópico, en lo que se conoce como proceso de eutrofización (HALLEGRAEFF, 2003). Esto evidencia la necesidad de conocer la composición del fitoplancton en los estuarios, dado que dichos sistemas suelen recibir una alta carga de nutrientes (compuestos orgánicos e inorgánicos de nitrógeno y fósforo) como consecuencia de las actividades humanas en el propio estuario o en la cuenca vertiente.

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

Los estuarios son zonas de elevada producción biológica, principalmente porque presentan abundancia de nutrientes ya de manera natural. Las microalgas (fitoplancton, junto con algas unicelulares bentónicas que pasan a la columna de agua por suspensión) tienden a acumularse en los tramos remansados de los ríos y en los estuarios, cuando sus tasas de división celular son lo suficientemente rápidas para compensar las pérdidas por mortalidad y arrastre de la corriente hacia el mar. El fitoplancton que es estrictamente autótrofo necesita luz y nutrientes inorgánicos para crecer. Pero, en el término fitoplancton también se incluye en sentido amplio al microplancton mixótrofo y heterótrofo, esto es, organismos unicelulares que pueden utilizar, en menor o mayor medida, la materia orgánica para su nutrición. Estos últimos puede vivir en ambientes acuáticos muy turbios.

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 heterótrofos, provoca episodios de hipoxia y anoxia.

Las condiciones ópticas del agua también se ven afectadas por el crecimiento masivo de fitoplancton. 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 del medio marino costero (HALLEGRAEFF, 1993).

Además, ciertas especies de fitoplancton pueden tener un efecto perjudicial más directo asociado a la síntesis de sustancias (biotoxinas u otras con diferentes modos de acción), o por poseer estructuras celulares que producen daños en la fauna piscícola.

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 toxinas que producen son 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 mejora substancial desde que se puso en marcha el Plan de Saneamiento. Como consecuencia, han disminuido los aportes antrópicos de nutrientes, 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 (HAB).

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 toman en superficie y se depositan en frascos topacio de 125 ml, con tapón a rosca, que contienen 0,5 ml de solución de Lugol ácido (lo que da una concentración final en la muestra de 0,4% v/v).

Otros años se tomaron, además, muestras en el estuario a varias profundidades de la columna de agua. También, con red de 10 μm se efectuaron 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”).

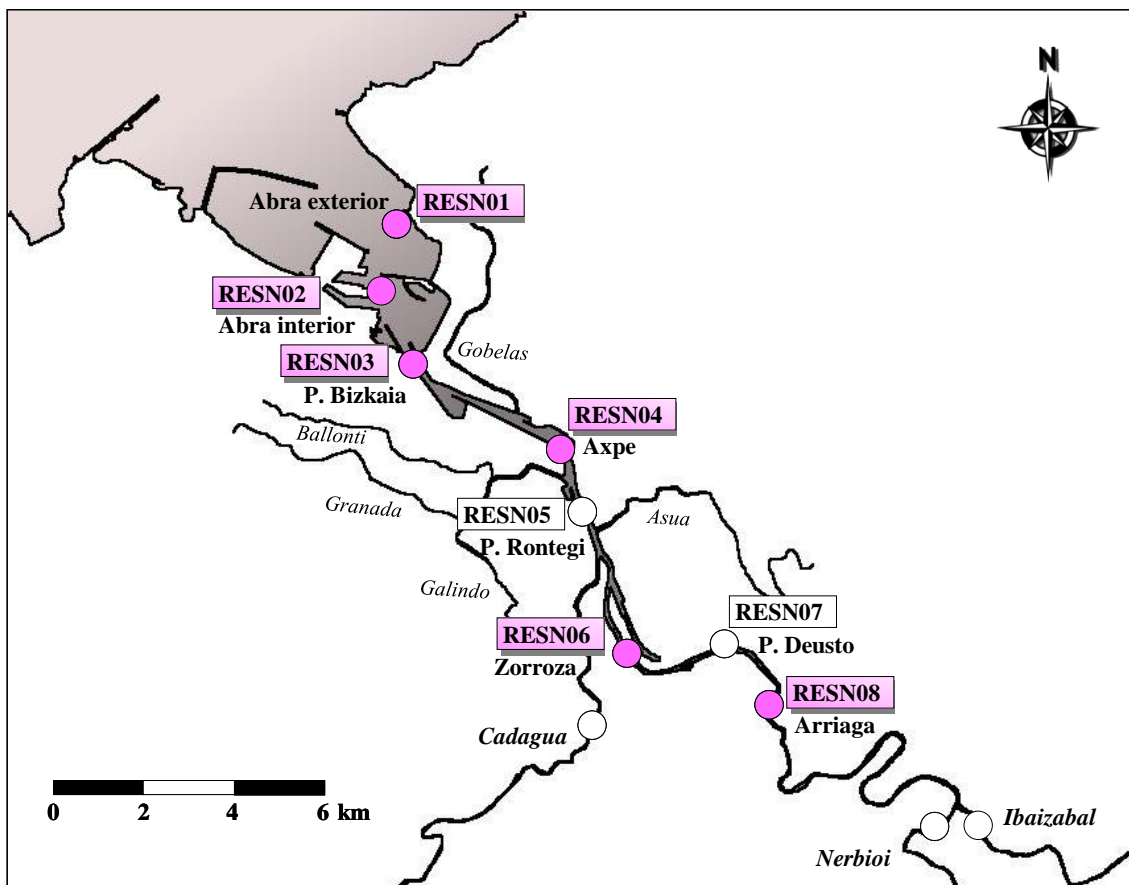


Figura 6.1. Estaciones de muestreo utilizadas históricamente por el CABB para el fitoplancton; se señalan con círculos tanto las del estuario como las de los tributarios. Las actuales son las señaladas en rosa.

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.

Hasta el año 2011 los muestreos de fitoplancton comenzaban dos horas después de la pleamar. A partir de 2012 no se sigue estrictamente 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 sin influencia de lluvias fuertes, para evitar aquellos en que las comunidades de fitoplancton que crecen en el estuario son 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.

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. El caudal del Nerbioi-Ibaizabal en las cuatro campañas fue bastante inferior a la media anual de 36 m³ s⁻¹ indicada por Valencia *et al.* (2004b) para el Nervión. El caudal fluvial fue especialmente bajo durante las de verano y otoño.

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 (RESN_) | Época | Inicio del muestreo (hora local) | Pleamar (hora local) | Amplitud ¹ (m) | Marea ² | Caudal ³ (m ³ s ⁻¹) |
|------------|--------------------|-----------|----------------------------------|----------------------|---------------------------|--------------------|---|
| 08/02/2022 | 2, 3, 4, 6, 8 | Invierno | 10:36 | 09:26 | 1,9 | muerta | 9,8 |
| 10/02/2022 | 1 | Invierno | 10:46 | 11:49 | 1,1 | muerta | 9,1 |
| 23/05/2022 | 1, 2, 3, 4, 6, 8 | Primavera | 11:00 | 12:11 | 2,1 | muerta | 4,3 |
| 18/07/2022 | 1, 2, 3, 4, 6, 8 | Verano | 11:06 | 08:58 | 3,0 | media | 1,5 |
| 17/10/2022 | 1, 2, 3, 4, 6, 8 | Otoño | 11:10 | 10:01 | 1,3 | muerta | 1,9 |

(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, estación NB05 (Abusu).

En cuanto a la influencia del mar, los muestreos de fitoplancton en 2022 se realizaron en condiciones de marea no muy dispares. La campaña de primavera, así como el muestreo de invierno de la estación más exterior se realizaron en torno a la pleamar, mientras que el resto comenzaron 1–2 horas después de la pleamar. La amplitud mareal fue baja o moderada, ninguno de ellos se realizó durante mareas vivas (Tabla 6.1).

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 (1–2 USP), pero fue mucho más alta en los de verano y otoño (18 y 17 USP, respectivamente) en coherencia con los mínimos de caudal fluvial.

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 2022. Excepto en invierno, se observaron valores cercanos o superiores a un millón de células por litro desde el Abra interior (RESN02) hasta el Arriaga (RESN08). En el Abra exterior (RESN01) estos niveles solo se alcanzaron en verano ($1,3 \cdot 10^6$ células l^{-1}). Los valores de la campaña de invierno fueron 1–2 órdenes de magnitud inferiores al resto.

Desde la Figura 6.4 hasta la Figura 6.13 se muestran las abundancias de diferentes grupos taxonómicos, también en escala logarítmica. Destacaron, con valores en ocasiones superiores a un millón de células por litro: diatomeas, dinoflagelados, criptofitas y clorofíceas. Otros grupos llegaron a alcanzar valores del orden de 10^5 células l^{-1} : clorofitas prasinofíceas, euglenofitas, haptofitas, rafidofíceas, dictiocofíceas y pequeñas formas sin identificar. La mayoría de estos grupos presentaron los máximos en verano. No obstante, también en primavera hubo algún pico destacable de diatomeas, criptofitas y dictiocofíceas (Figuras 6.4; 6.9 y 6.12), así como en otoño, de dinoflagelados (Figura 6.5).

El resto de los grupos no se han representado. Entre ellos, llegaron a máximos del orden de 10^4 células l^{-1} : las ulvofíceas (clorofitas), 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 RESN04, con 200 células l^{-1} . También fueron raras y poco abundantes las crisofíceas (ocrofitas).

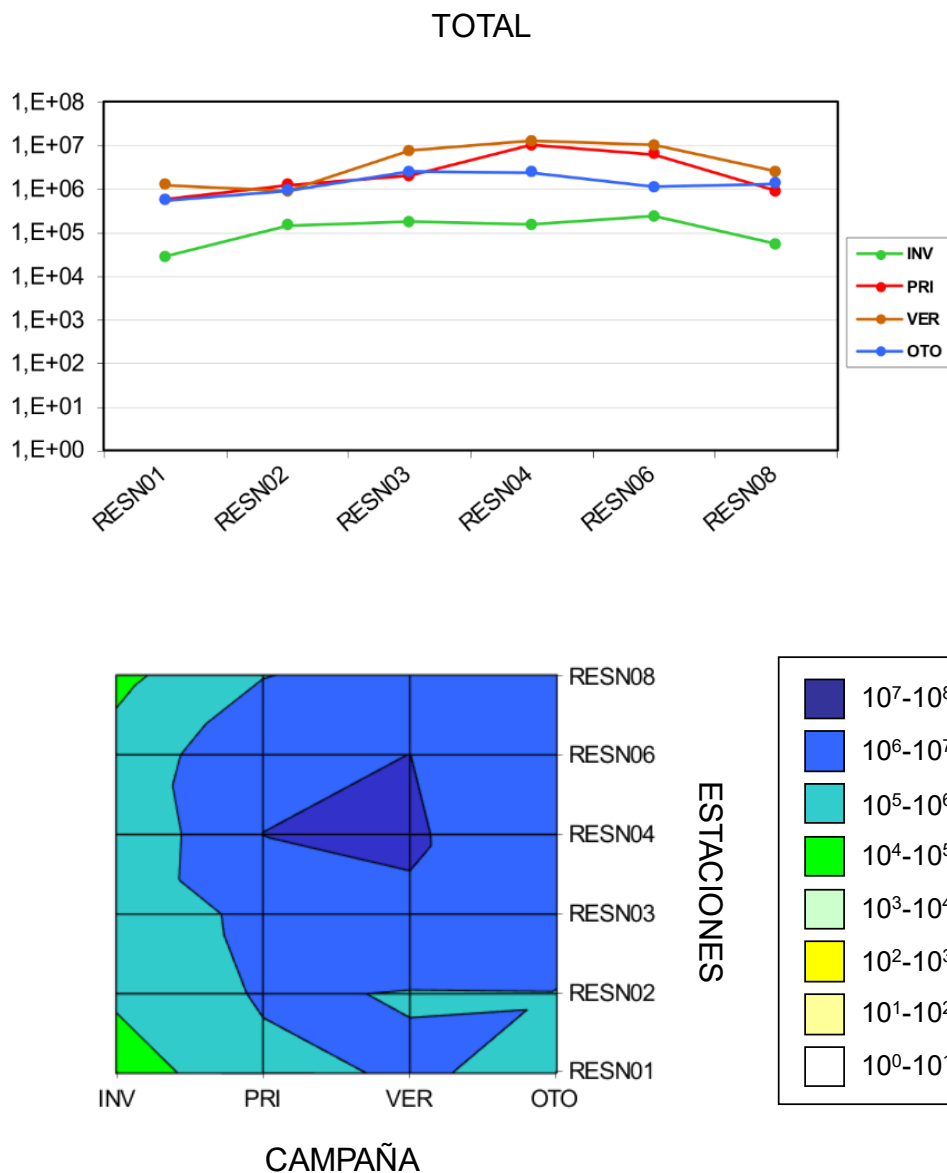


Figura 6.3. Abundancia total de fitoplancton (células l^{-1}) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

DIATOMEAS

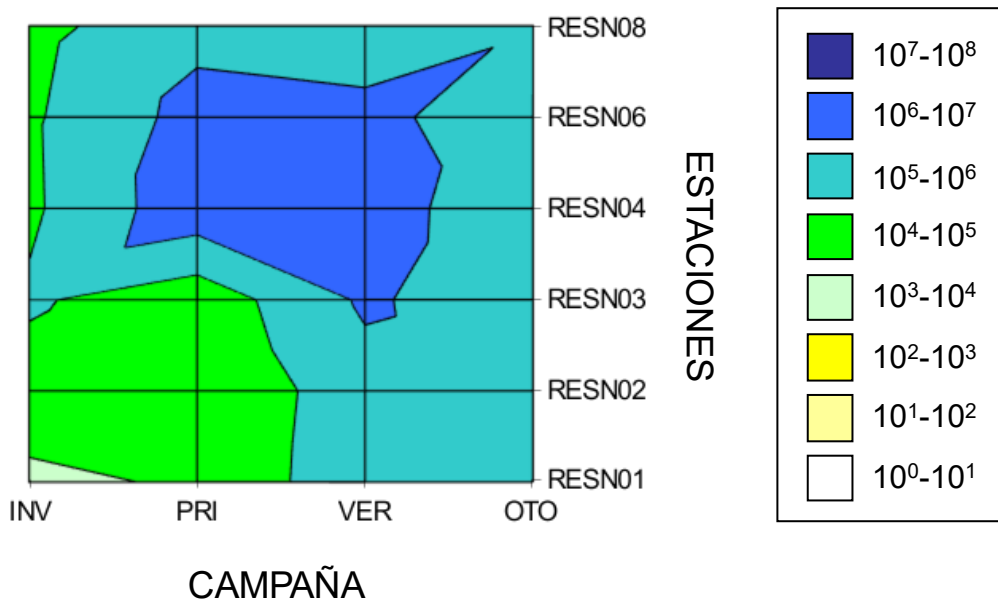
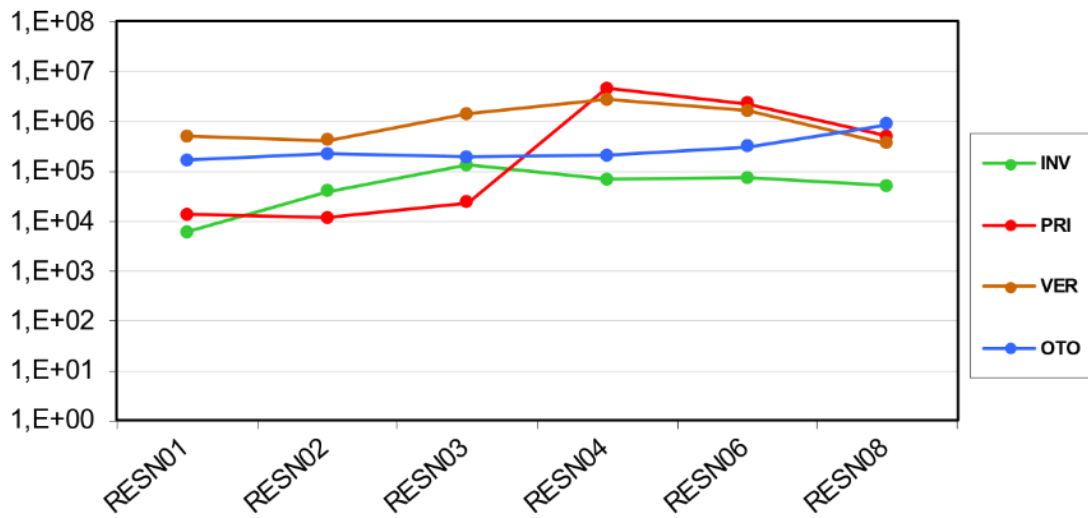


Figura 6.4. Abundancia de diatomeas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

DINOFLAGELADOS

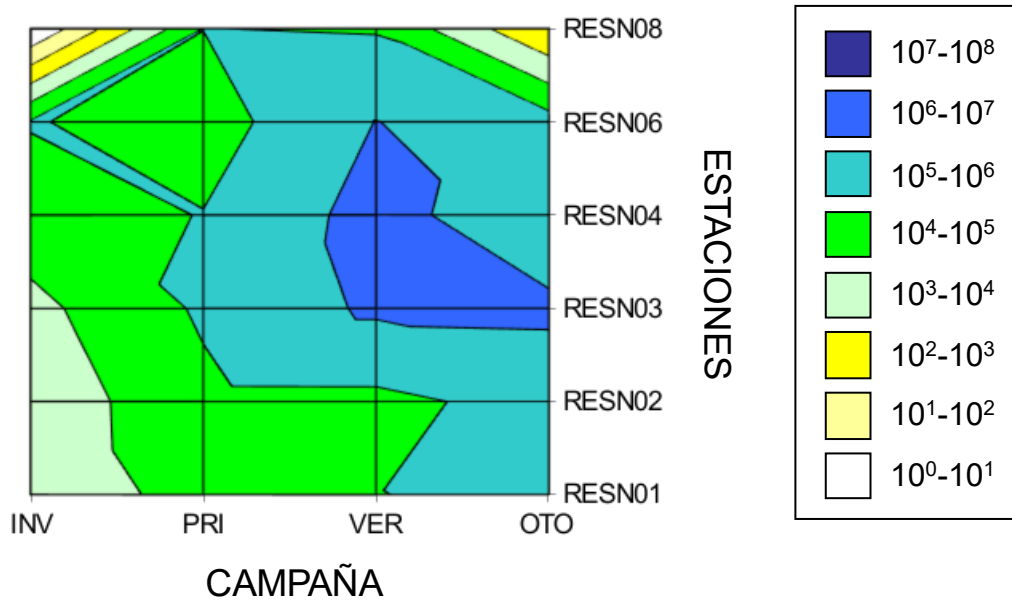
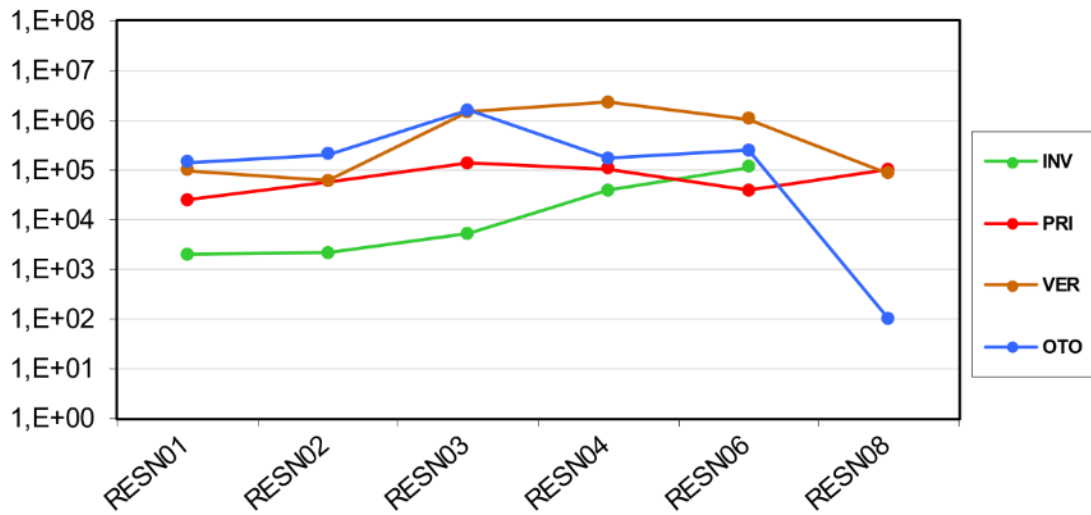


Figura 6.5. Abundancia de dinoflagelados (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

COLORÓFICEAS Y VERDES SIN ID.

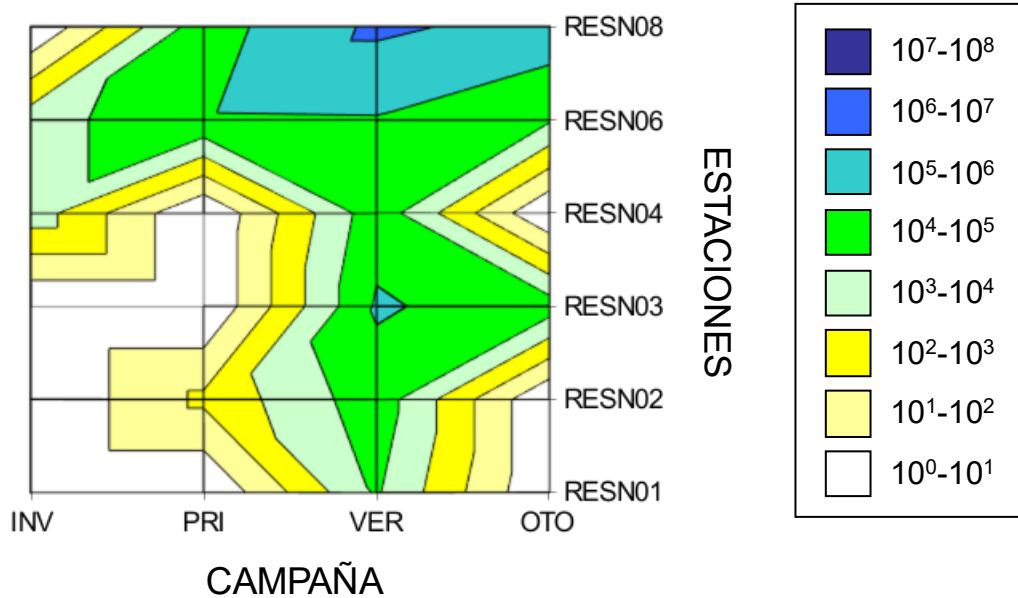
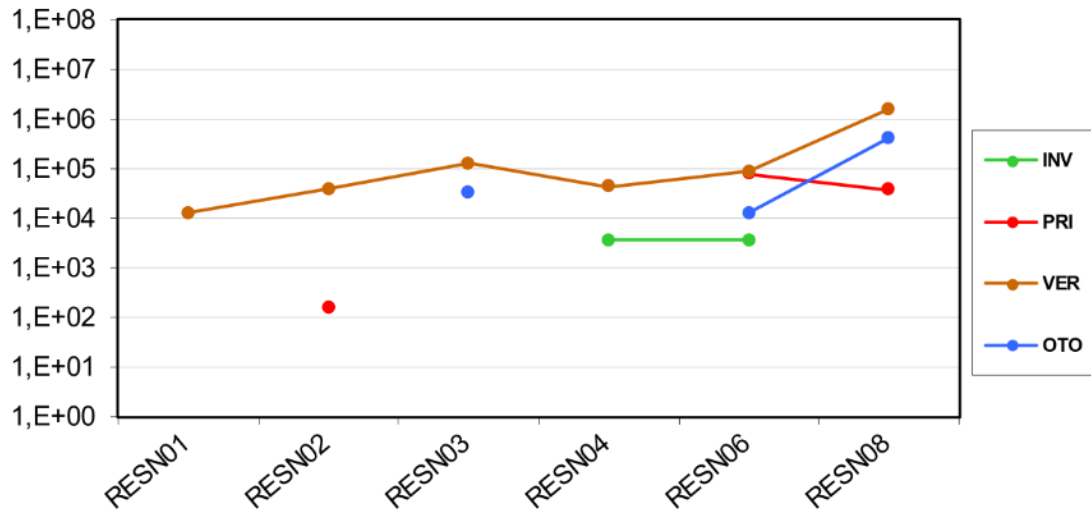


Figura 6.6. Abundancia de clorofíceas y algas verdes no identificadas (células l⁻¹) – grupo clorofitas – a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

PRASINOFÍCEAS

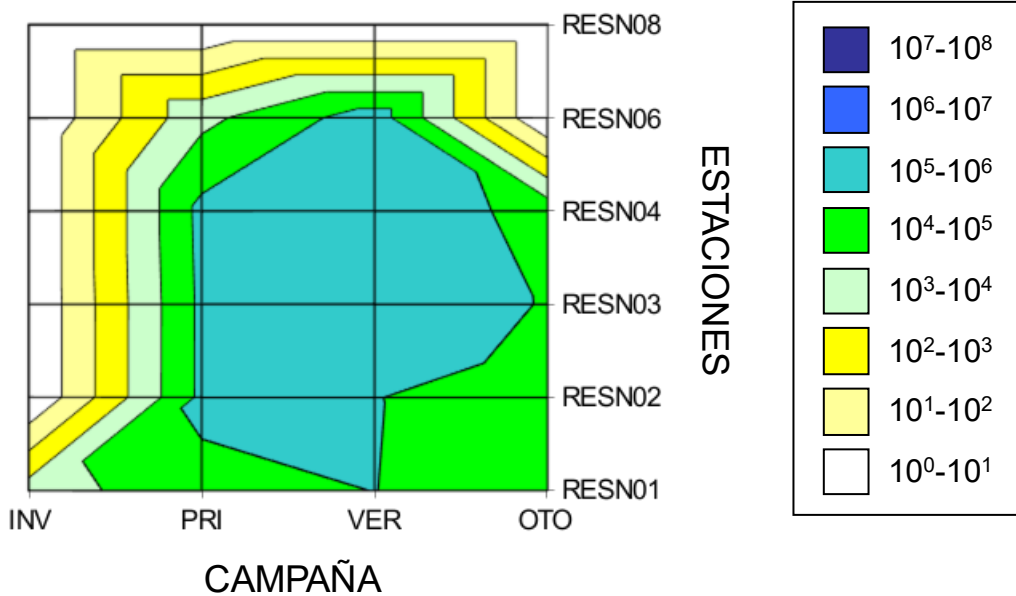
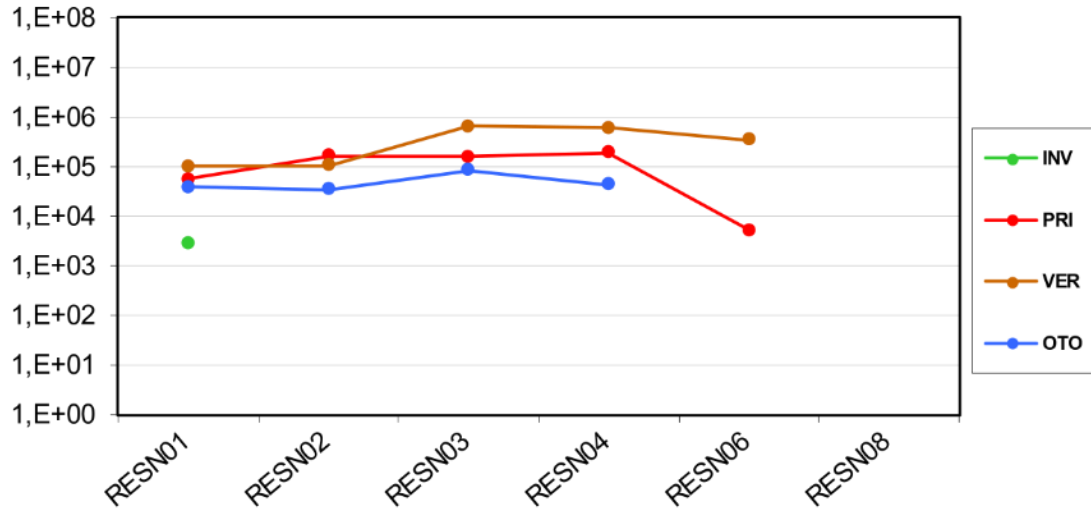


Figura 6.7. Abundancia de prasinofíceas (células l⁻¹) – grupo clorofitas – a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

EUGLENOFITAS

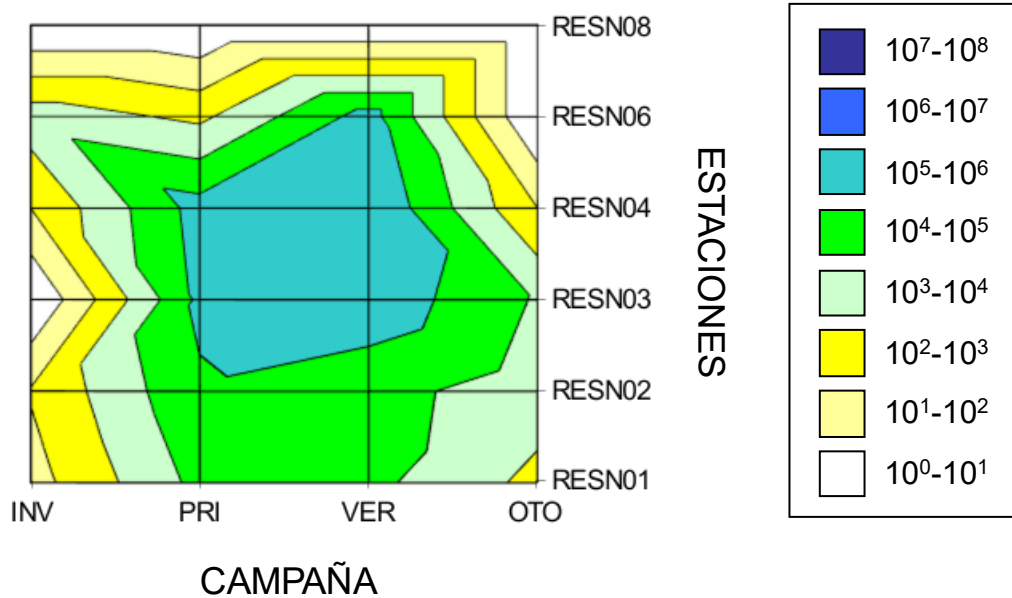
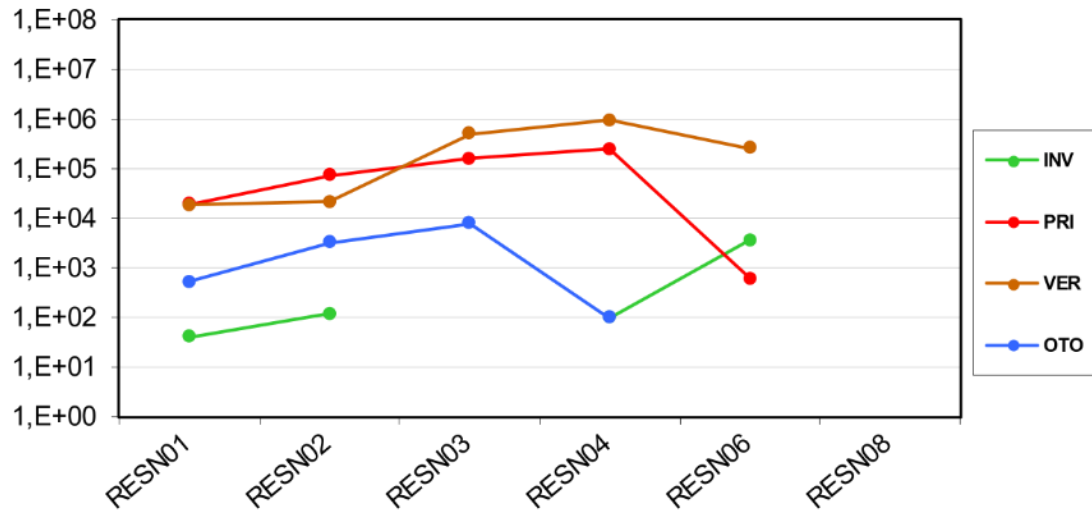


Figura 6.8. Abundancia de euglenofitas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

CRIOPTOFITAS

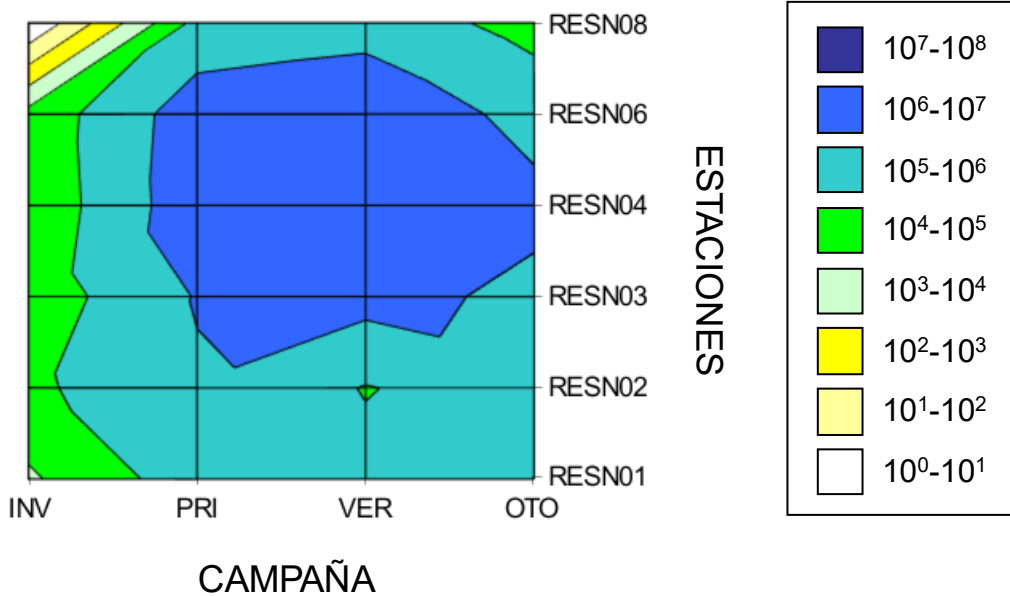
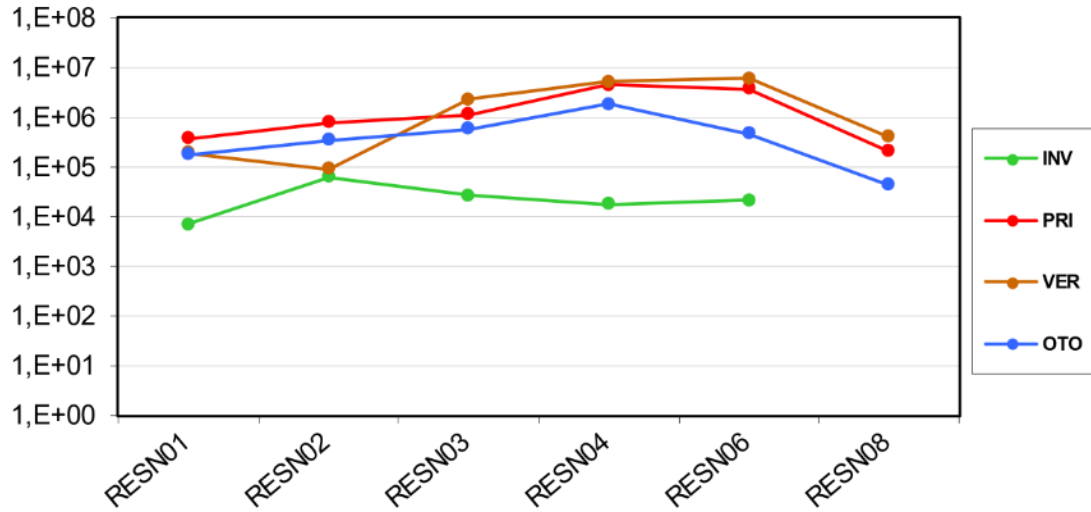


Figura 6.9. Abundancia de criptofitas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

PRIMNESIOFÍCEAS (HAPTOPHYTA)

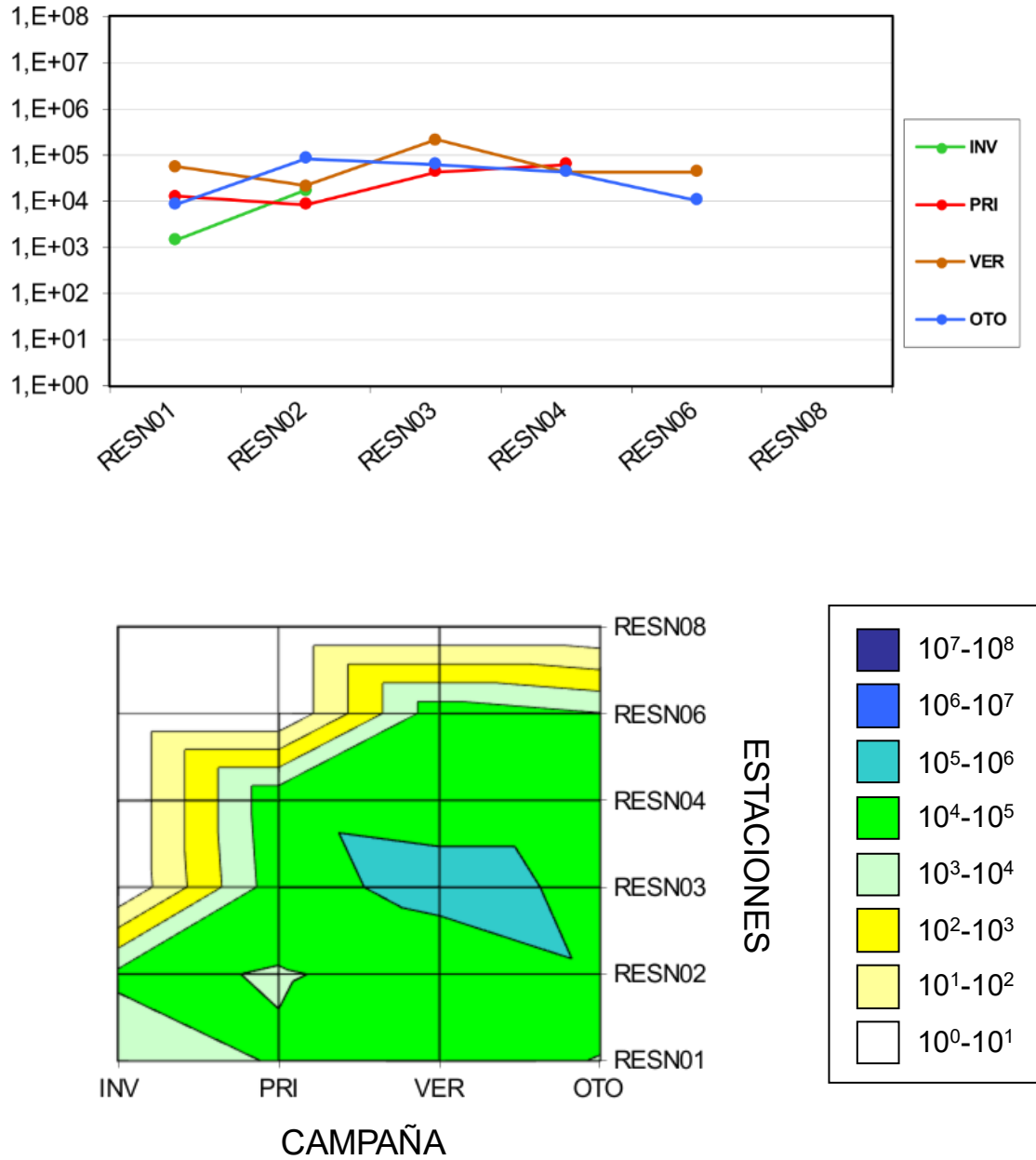


Figura 6.10. Abundancia de haptofitas primnesiofíceas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

RAFIDOFÍCEAS (OCHROPHYTA)

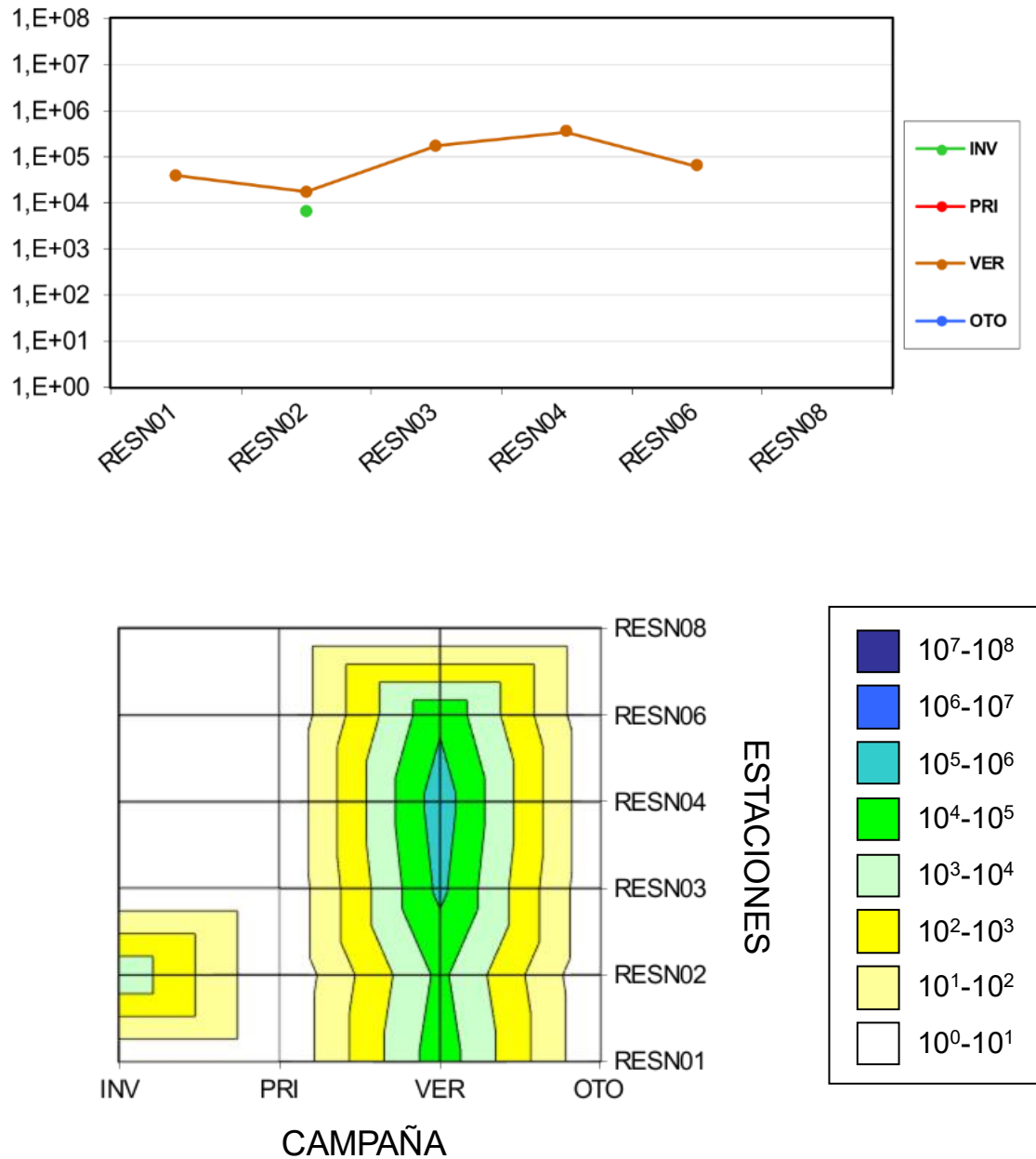


Figura 6.11. Abundancia de rafidofíceas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

DICTIOCOFÍCEAS (OCHROPHYTA)

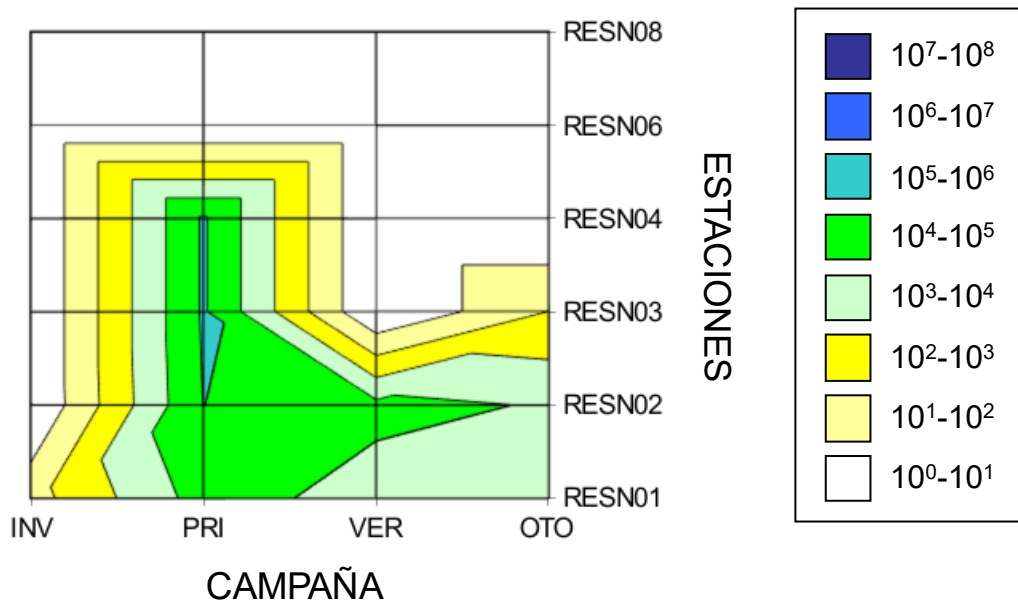
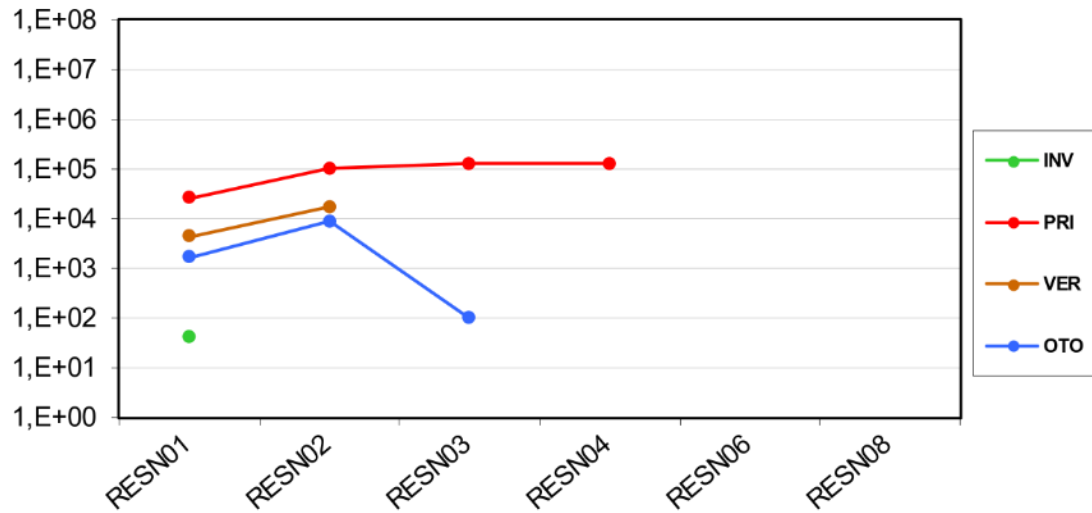


Figura 6.12. Abundancia de dictiocofíceas (células l⁻¹) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isóneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

PEQUEÑAS FORMAS SIN IDENTIFICAR

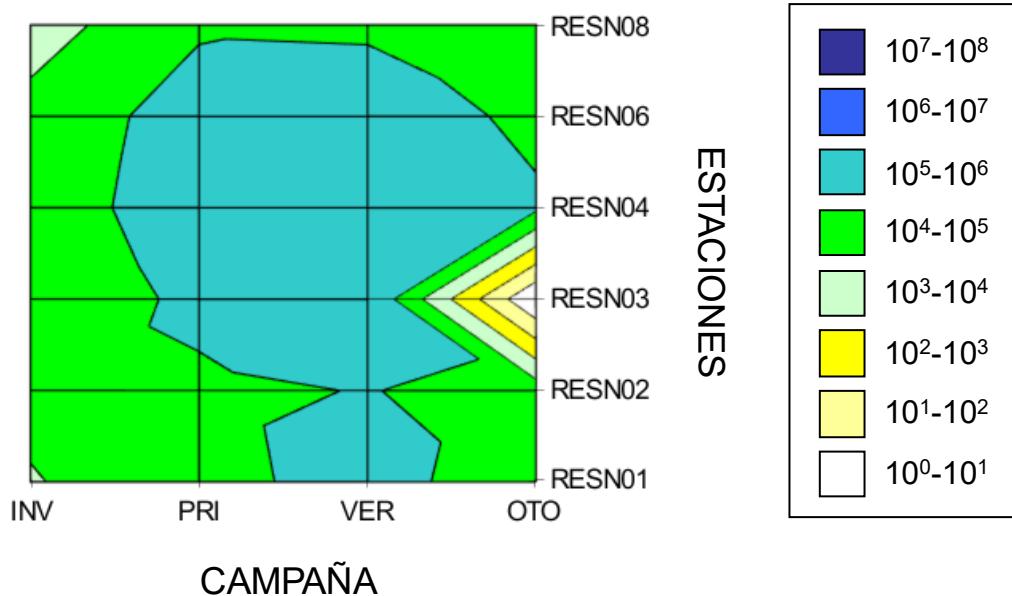
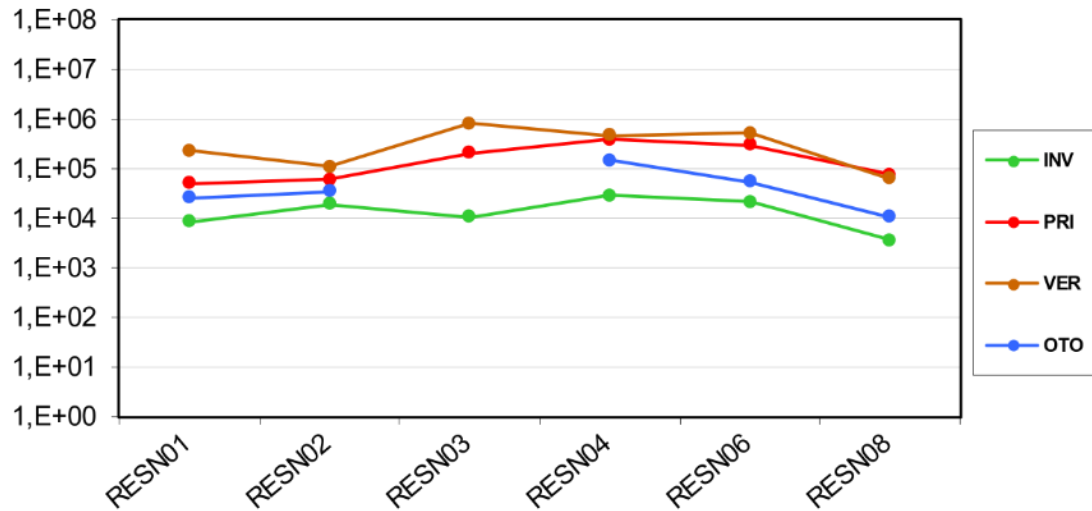


Figura 6.13. Abundancia de formas sin identificar <10 μm (células l^{-1}) a lo largo del estuario para cada campaña (arriba) y en forma de isolíneas de abundancia por estación y campaña (abajo). Los valores están representados en escala logarítmica.

La variabilidad espacial puede apreciarse mejor en la Figura 6.14, 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.

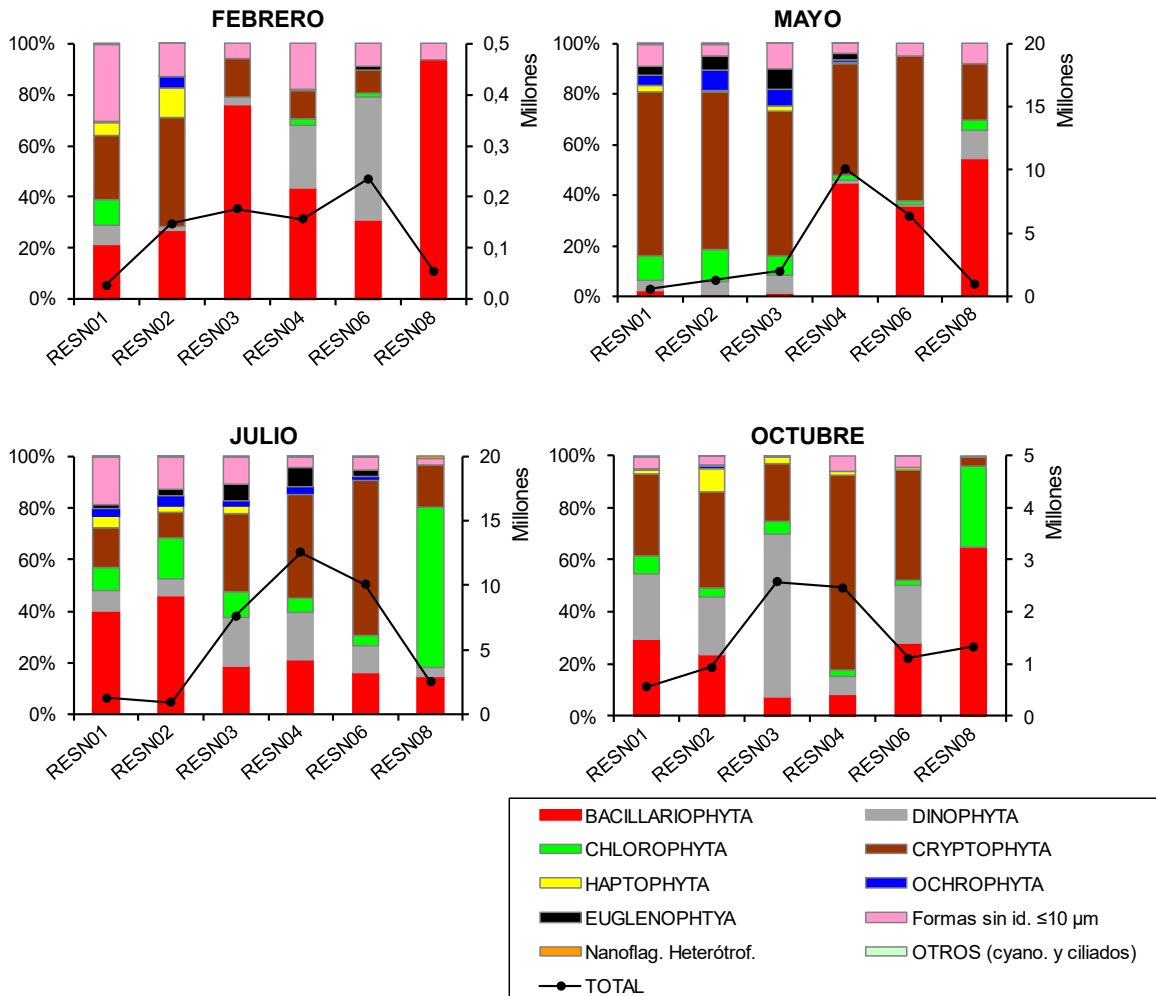


Figura 6.14 Porcentaje de cada grupo respecto al total y densidad total de fitoplancton (en millones de células l^{-1}) en las campañas estacionales de 2022. Nótese la diferencia de escala para la densidad.

Las criptofitas fue el grupo que con mayor frecuencia dominó la comunidad, especialmente en mayo. Las diatomeas, los dinoflagelados y las clorofitas también fueron un componente importante, en términos de abundancia, en determinadas zonas y épocas.

Los mayores picos de abundancia se registraron en la Ría, entre el Puente de Bizkaia (RESN03) y Zorroza (RESN06), ocupando una mayor superficie en verano. El máximo absoluto ($12,6 \cdot 10^6$ células l^{-1}) se observó en julio en RESN04 (Axpe), aunque en la misma estación también en mayo se encontró una abundancia bastante similar.

Para detectar “blooms” en estuarios se puede aplicar un umbral de 750 000 células l⁻¹ a cada taxón observado (Revilla *et al.*, 2009). En 2022 lo superaron con mayor intensidad algunas diatomeas y criptofitas, así como los dinoflagelados *Heterocapsa* spp., aunque no hubo blooms mono-específicos. La frecuencia de casos fue más alta en verano y, entre ellos, se encontró un caso poco habitual: el de *Eutreptiella gymnastica*, que superó ligeramente el umbral de bloom en RESN04 (Tabla 6.2). Las euglenofitas se considera que tienen preferencia por medios con elevado contenido en materia orgánica. En el muestreo de julio su contribución máxima a la abundancia total se encontró en la estación de la zona de Axpe (7%) y la mínima a la altura de Arriaga (0%).

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 | | Phylum | Temp. (°C) | Sal. (USP) |
|------------|----------|--------------------------------|--|-----|-----------------|------------|------------|
| | | | (10 ³ céls. l ⁻¹) | | | | |
| 23/05/2022 | RESN04 | <i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm | 4.482 | 44% | BACILLARIOPHYTA | 19,3 | 17 |
| 23/05/2022 | RESN04 | <i>Hemiselmis</i> spp. | 3.781 | 37% | CRYPTOPHYTA | 19,3 | 17 |
| 23/05/2022 | RESN06 | <i>Skeletonema</i> sp. 5-10 µm | 2.225 | 35% | BACILLARIOPHYTA | 19,3 | 13 |
| 23/05/2022 | RESN06 | <i>Hemiselmis</i> spp. | 3.186 | 50% | CRYPTOPHYTA | 19,3 | 13 |
| 18/07/2022 | RESN03 | CENTRALES ≤10 µm | 1.147 | 15% | BACILLARIOPHYTA | 22,0 | 31 |
| 18/07/2022 | RESN03 | <i>Urgorri complanatus</i> | 935 | 12% | CRYPTOPHYTA | 22,0 | 31 |
| 18/07/2022 | RESN03 | <i>Heterocapsa</i> spp. | 1.466 | 19% | DINOPHYTA | 22,0 | 31 |
| 18/07/2022 | RESN03 | Sin identificar ≤10 µm | 807 | 11% | _ | 22,0 | 31 |
| 18/07/2022 | RESN04 | CENTRALES ≤10 µm | 2.421 | 19% | BACILLARIOPHYTA | 23,8 | 26 |
| 18/07/2022 | RESN04 | <i>Teleaulax</i> spp. | 849 | 7% | CRYPTOPHYTA | 23,8 | 26 |
| 18/07/2022 | RESN04 | <i>Urgorri complanatus</i> | 3.781 | 30% | CRYPTOPHYTA | 23,8 | 26 |
| 18/07/2022 | RESN04 | <i>Heterocapsa</i> spp. | 2.294 | 18% | DINOPHYTA | 23,8 | 26 |
| 18/07/2022 | RESN04 | <i>Eutreptiella gymnastica</i> | 839 | 7% | EUGLENOPHYTA | 23,8 | 26 |
| 18/07/2022 | RESN06 | CENTRALES ≤10 µm | 1.572 | 16% | BACILLARIOPHYTA | 24,3 | 25 |
| 18/07/2022 | RESN06 | <i>Teleaulax</i> spp. | 1.317 | 13% | CRYPTOPHYTA | 24,3 | 25 |
| 18/07/2022 | RESN06 | <i>Urgorri complanatus</i> | 4.036 | 40% | CRYPTOPHYTA | 24,3 | 25 |
| 18/07/2022 | RESN06 | <i>Heterocapsa</i> spp. | 1.020 | 10% | DINOPHYTA | 24,3 | 25 |
| 17/10/2022 | RESN03 | <i>Heterocapsa</i> spp. | 1.572 | 61% | DINOPHYTA | 19,2 | 33 |
| 17/10/2022 | RESN04 | <i>Plagioselmis</i> spp. | 807 | 33% | CRYPTOPHYTA | 19,4 | 30 |

Con el fin de ilustrar la diversidad en la morfología de las especies, en las Figuras 6.15 a 6.18 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.

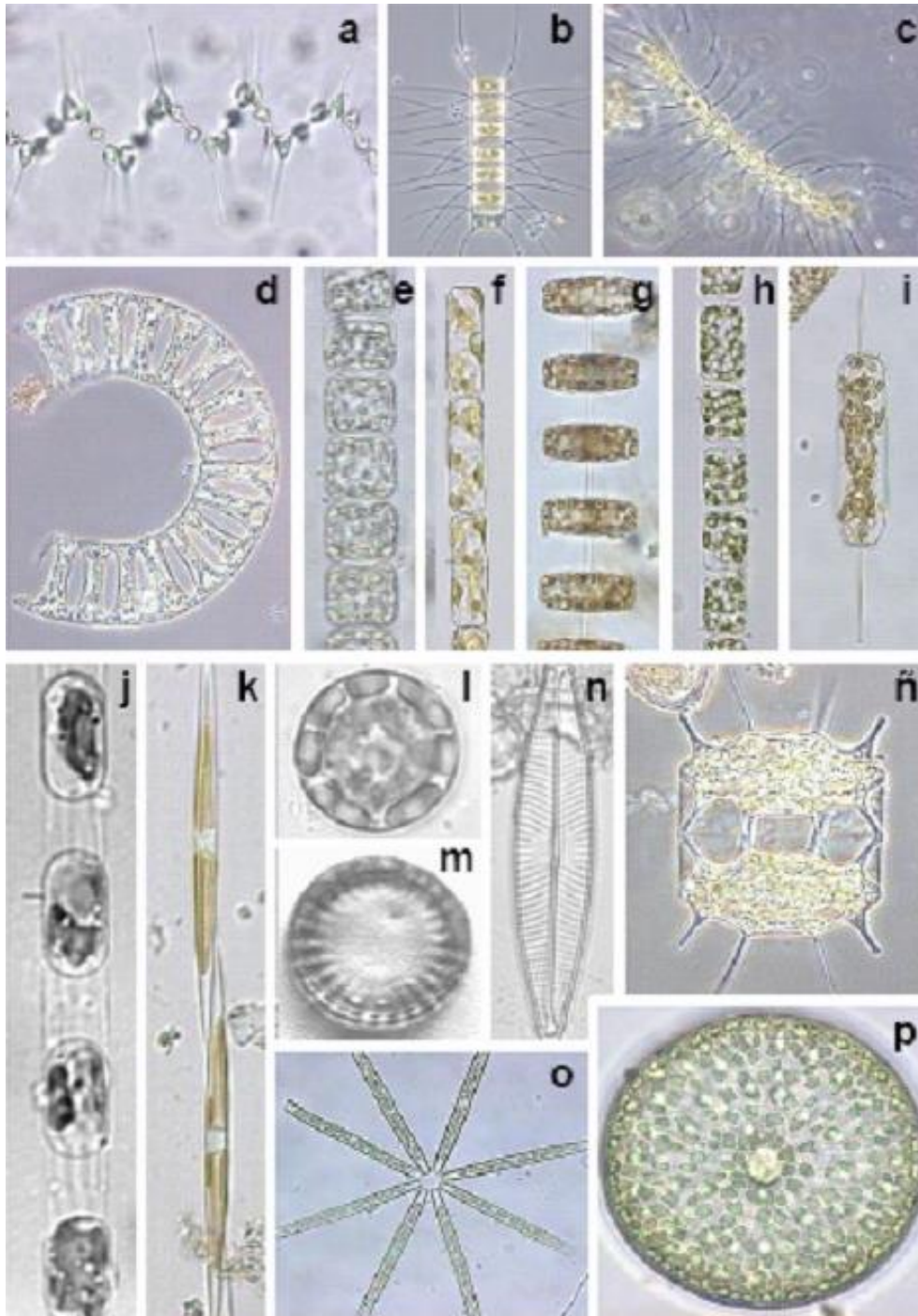


Figura 6.15. Principales especies de diatomeas observadas en estos estudios de seguimiento: **a.** *Asterionellopsis glacialis* sp. compl., **b.** *Chaetoceros decipiens/lorenzianus*, **c.** *Chaetoceros curvisetus*, **d.** *Eucampia zodiacus*, **e.** *Lauderia annulata*, **f.** *Guinardia delicatula*, **g.** *Thalassiosira rotula/grabida*, **h.** *Detonula pumila*, **i.** *Ditylum brightwellii*, **j.** *Skeletonema* sp. 5-10 μ m, **k.** *Pseudo-nitzschia seriata*, **l.** *Conticribra weissflogii*, **m.** *Cyclotella meneghiniana* complex, **n.** *Navicula radiosa*, **ñ.** *Trieres mobiliensis*, **o.** *Thalassionema nitzschioides*, **p.** *Coscinodiscus pavillardii*.

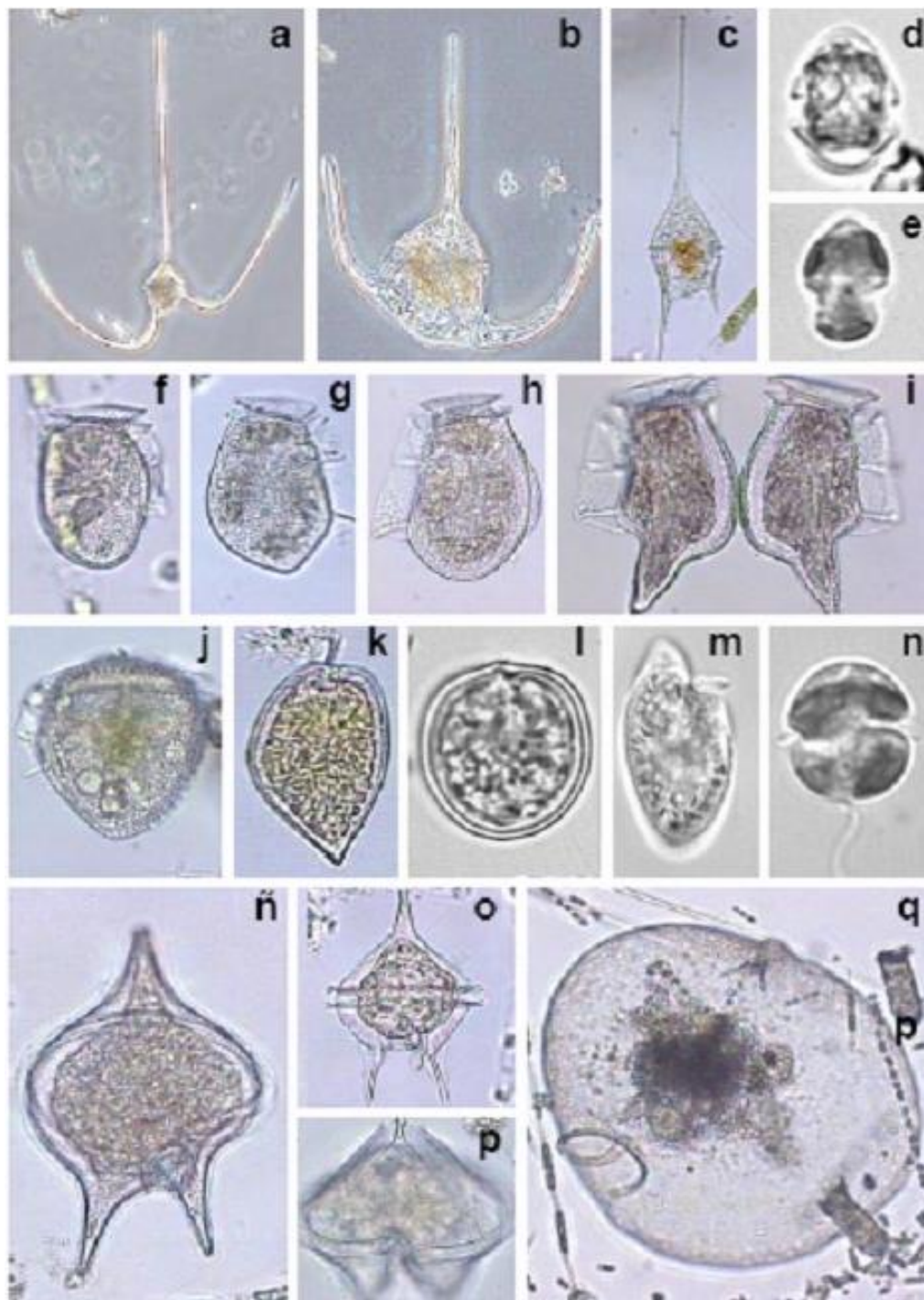


Figura 6.16. Principales especies de dinoflagelados observadas en estos estudios de seguimiento: **a.** *Tripes macroceros*, **b.** *Tripes muelleri*, **c.** *Tripes lineatus*, **d.** *Heterocapsa* cf. *minima*, **e.** *Heterocapsa* cf. *rotundata*, **f.** *Dinophysis acuminata*, **g.** *Dinophysis acuta*, **h.** *Dinophysis fortii*, **i.** *Dinophysis caudata*, **j.** *Phalacroma mitra*, **k.** *Prorocentrum micans*, **l.** *Prorocentrum cordatum*, **m.** *Oxyrrhis marina*, **n.** *Gyrodinium estuariale*, **ñ.** *Protoperidinium latidorsale/oblongum*, **o.** *Protoperidinium diabolus*, **p.** *Protoperidinium conicum*, **q.** *Noctiluca scintillans*.

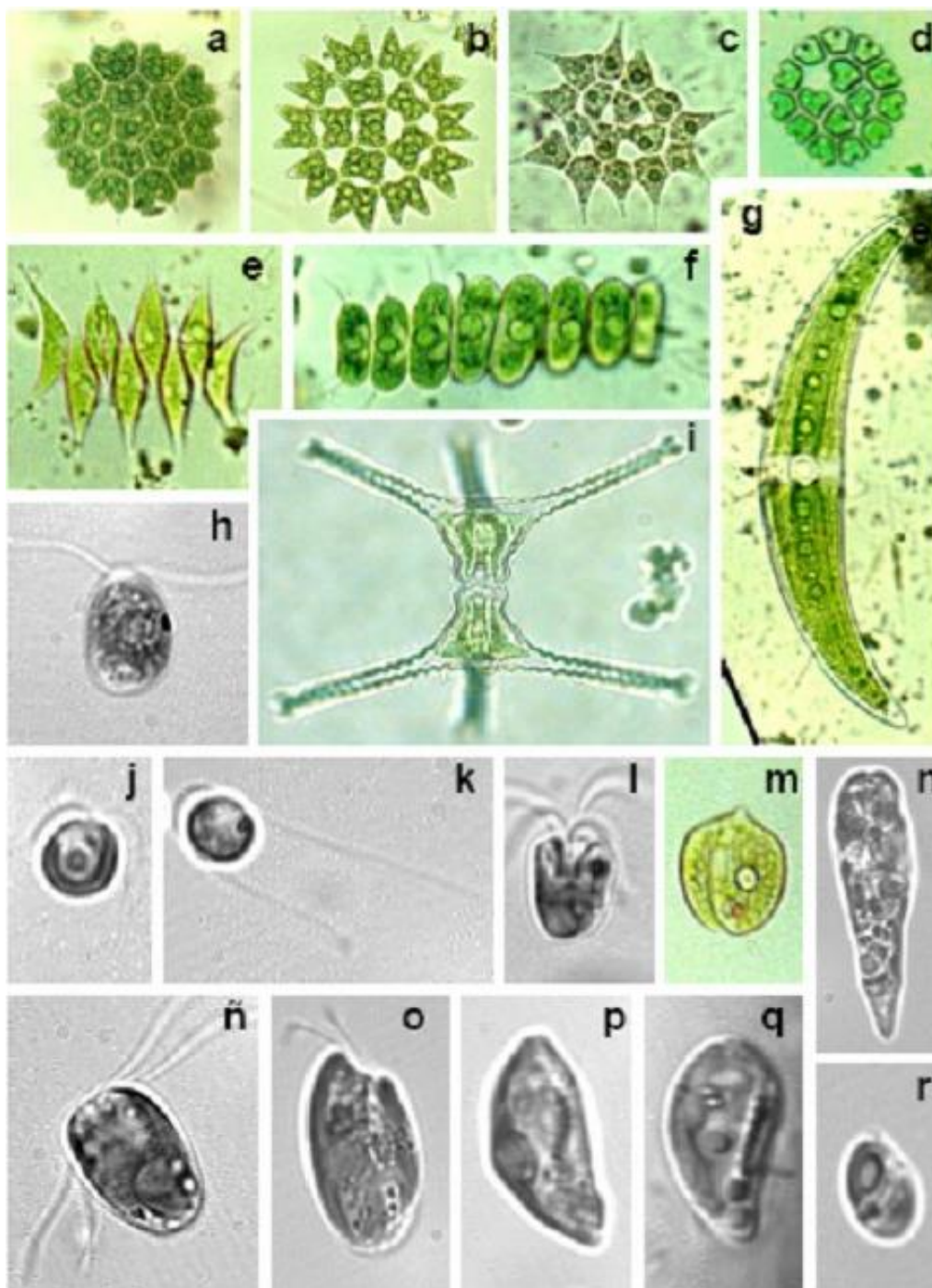


Figura 6.17. Principales especies de clorofitas y criptofitas observadas en estos estudios de seguimiento: **a.** *Pseudopediastrum boryanum*, **b.** *Pediastrum duplex*, **c.** *Pediastrum simplex*, **d.** *Pediastrum biradiatum*, **e.** *Tetradasmus obliquus*, **f.** *Desmodesmus communis*, **g.** *Closterium moniliferum*, **h.** *Chlamydomonas* sp., **i.** *Staurastrum sebaldi*, **j.** *Nephroselmis minuta*, **k.** *Mamiella gilva*, **l.** *Pyramimonas grossii*, **m.** *Phacus pleuronectes*, **n.** *Eutreptiella cornubiense*, **ñ.** *Tetraselmis gracilis*, **o.** *Rhodomonas baltica*, **p.** *Cryptomonas profunda*, **q.** *Teleaulax acuta*, **r.** *Hemiselmis virescens*.

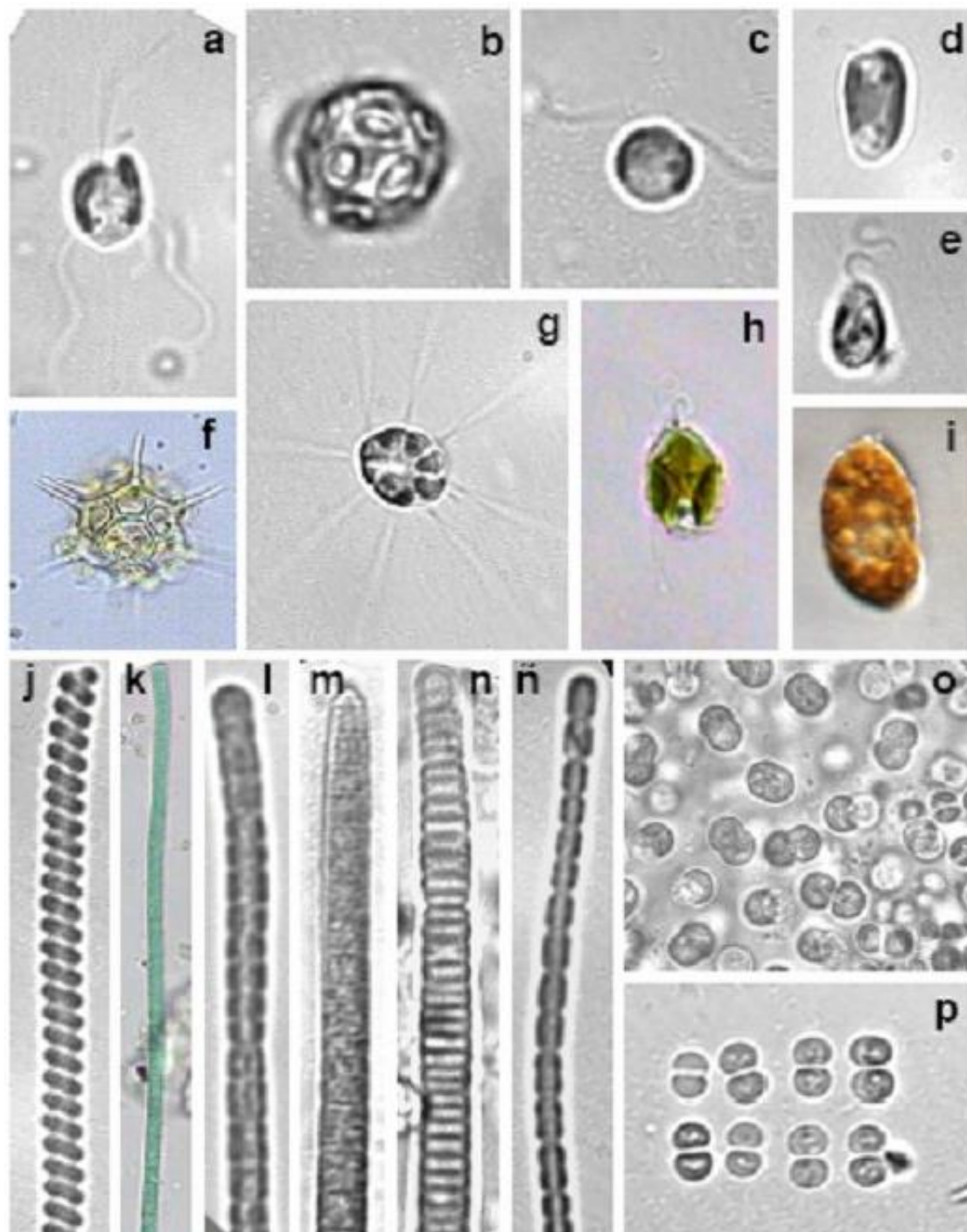


Figura 6.18. Principales especies de haptofitas, rafidofíceas y cianobacterias observadas en estos estudios de seguimiento: **a.** *Chrysochromulina* sp., **b.** *Gephyrocapsa huxleyi*, **c.** *Imantonia rotunda*, **d.** *Isochrysis galbana*, **e.** *Pavlova gyrans*, **f.** *Octactis speculum*, **g.** *Mallomonas* sp., **h.** *Apedinella radians*, **i.** *Heterosigma akashivo*, **j.** *Spirulina* sp., **k, l.** *Oscillatoria* sp., **m.** *Microcoleus autumnalis*, **n.** *Nodularia* sp., **ñ.** *Pseudanabaena 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*, mientras que cuando se trata de *Alexandrium* sp. la detección de una sola célula es suficiente para cerrar una zona (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, la zona más cercana al mar fue la de mayor incidencia de este tipo de especies.

Comenzando por los dinoflagelados que pueden producir el síndrome diarreico por consumo de marisco (DSP, por sus siglas en inglés), no se detectó *Dinophysis acuminata* en ninguna de las muestras. Sin embargo, se detectó *D. caudata* en verano y, también, en otoño junto *D. tripos*. Estas especies se distribuyeron entre el Abra exterior (RESN01) y el Puente de Bizkaia (RESN03) y su suma, como máximo, llegó a 200 células l⁻¹. *Alexandrium* sp., dinoflagelado potencialmente productor de la intoxicación paralizante (PSP), se observó en julio en RESN03 (100 células l⁻¹). *Protoceratium reticulatum*, dinoflagelado potencialmente productor de yesotoxinas, se observó en mayo en RESN01 (80 células l⁻¹). cf. *Azadinium* spp., entre los que podría haber especies con capacidad para producir azaspirácidos se observaron en julio en RESN02 (4248 células l⁻¹).

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. Producen yessotoxinas que pueden causar intoxicación por consumo de marisco. Asociados a mortandades de fauna marina (anoxia). |
| <i>Gonyaulax spinifera</i> , <i>Lingulodinium polyedra</i> , <i>Protoceratium reticulatum</i> | Cosmopolita | Forma mareas rojas que producen mortandades de peces y bivalvos por la actividad hemolítica de su toxina. |
| <i>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>Protoperidinium crassipes</i> (vector, no productor), <i>Azadinium dexteroporum</i> | Cosmopolita | Azaspíricos (biotoxinas lipofílicas asociadas a síndromes por consumo de marisco). |

Por otra parte, hay dinoflagelados que son nocivos para los ecosistemas marinos (flora y fauna) 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 2022 se detectaron: *Kryptoperidinium foliaceum*, *Noctiluca scintillans*, cf. *Pfiesteria*, *Prorocentrum micans*, *P. triestinum* y *Triplos furca*. Su abundancia no superó el orden de 10^4 células·l⁻¹, salvo en el caso de *K. foliaceum*. Este último se encontró en la zona superior del estuario en primavera y verano, y en la estación RESN08 pudo causar coloración del agua con un máximo en julio de unas 100 000 células l⁻¹.

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 mayo, en la estación RESN03 ($\sim 53\ 100$ 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*, mientras que *Karenia* solo estuvo presente con 80 células·l⁻¹ en la muestra de mayo de RESN02.

En cuanto a las diatomeas con capacidad para producir biotoxinas, la mayoría 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). 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).

Durante las campañas de 2022 se detectó *Pseudo-nitzschia pungens*, pero su abundancia fue muy baja (< 3000 células l⁻¹). También se contabilizaron *P. multistriata*, *P. galaxiae* y otras células que no pudieron identificarse a nivel de especie. En conjunto, este género sumó como máximo unas 33 000 células l⁻¹. Su densidad siguió un gradiente de disminución desde el Abra exterior hacia la zona superior del estuario y en la cabecera (RESN08) ya no se detectaron. La abundancia celular contabilizada para el género *Pseudo-nitzschia* en el estuario estuvo dentro del rango habitual de las aguas costeras del Cantábrico Oriental (véase, por ejemplo, SEOANE *et al.*, 2012; BORJA *et al.*, 2013).

Otro efecto perjudicial de algunas diatomeas es la producción de mucílagos y la demanda de oxígeno asociada (géneros *Skeletonema*, *Thalassiosira*, *Coscinodiscus*, *Chaetoceros* y *Rhizosolenia*). Otras especies pueden dañar los epitelios branquiales, entre ellas las diatomeas *Chaetoceros socialis* y *Leptocylindrus minimus*, potencial que también tienen ciertas dictiocofíceas (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 para los ecosistemas (p.ej., CLEMENT, 1994; MARDONES, 2020).

Respecto a las diatomeas nocivas, los blooms de *Skeletonema* observados en mayo de 2022 a la altura de Axpe y Zorroza no repercutieron sobre las condiciones de oxigenación. Además, no se detectó *Conticribra weissflogii* (*Thalassiosira weissflogii*), cuyas floraciones han sido recurrentes en el tramo bajo del río Nerbioi y, en ocasiones, también se han encontrado en la zona superior del estuario. Esta especie, que ha estado en algunos años asociada a mortandad de peces, abarca ambientes marinos, estuáricos y agua dulce, aunque algunos autores indican que crece 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 aumenta con la temperatura (LOMAS & GLIBERT, 1999), pero puede verse inhibido por déficit de hierro, zinc, nitrógeno y silicato (LEE *et al.*, 1995).

En cuanto a las dictiocofíceas, la especie más abundante durante los muestreos de 2022 fue *Apedinella radians*, que no se considera nociva. Esta alcanzó densidades del orden de $10^4 - 10^5$ células·l⁻¹ desde la estación RESN01 hasta la RESN04, en mayo.

Sin embargo, entre las ochrofitas, la rafidofíceas ictiotóxica *Heterosigma akashiwo* en julio de 2022 presentó abundancias del orden de 10^5 células·l⁻¹ entre las estaciones RESN03 y RESN04, con concentraciones muy inferiores en el resto (y ausente en RESN08). Este patrón de distribución es muy similar al observado en julio de 2021.

En la bibliografía se citan daños producidos por *Heterosigma akashiwo* en las agallas de peces y en moluscos bivalvos a partir de $10^5 - 10^6$ células·l⁻¹, aunque su toxicidad depende también de otros factores (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). En la bahía de Pasaia (Gipuzkoa) también se observó un bloom en junio de 2022, formando manchas rojizas dentro de las cuales había aproximadamente $200 \cdot 10^6$ células l⁻¹ (A. Laza-Martínez, UPV/EHU, com. personal). Este alga microscópica pasa parte de su ciclo como quiste en el sedimento y el aumento de la temperatura de las aguas del fondo activa su germinación. El cambio climático, por tanto, podría beneficiarle (MEHDIZADEH ALLAF, 2023).

En cuanto a coloraciones del agua, en los muestreos de junio, julio y agosto de 2022 se anotó que las aguas estaban turbias, a pesar de no haber llovido antes y de que el caudal de los tributarios era bastante bajo. El episodio de coloración de julio habría sido causado por la criptofita *Urgorri complanatus*, con cierta contribución quizá también de la rafidofícea *Heterosigma akashiwo* en la zona inferior de la Ría y de *Kryptoperidinium foliaceum* en su cabecera.

Por último, en el estuario se contabilizaron haptofitas 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 RESN03. 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 (68%).

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. | 2002-2022 | 109 | 61% | 10% | 0% |
| RESN02- Abra int. | 2002-2022 | 110 | 64% | 14% | 0% |
| RESN03- Pte. Bizkaia | 2002-2022 | 111 | 68% | 22% | 1% |
| RESN04- Axpe | 2002-2022 | 111 | 64% | 23% | 3% |
| RESN06- Zorroza | 2002-2022 | 111 | 61% | 25% | 1% |
| RESN08- Arriaga | 2002-2022 | 112 | 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 6.19 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).

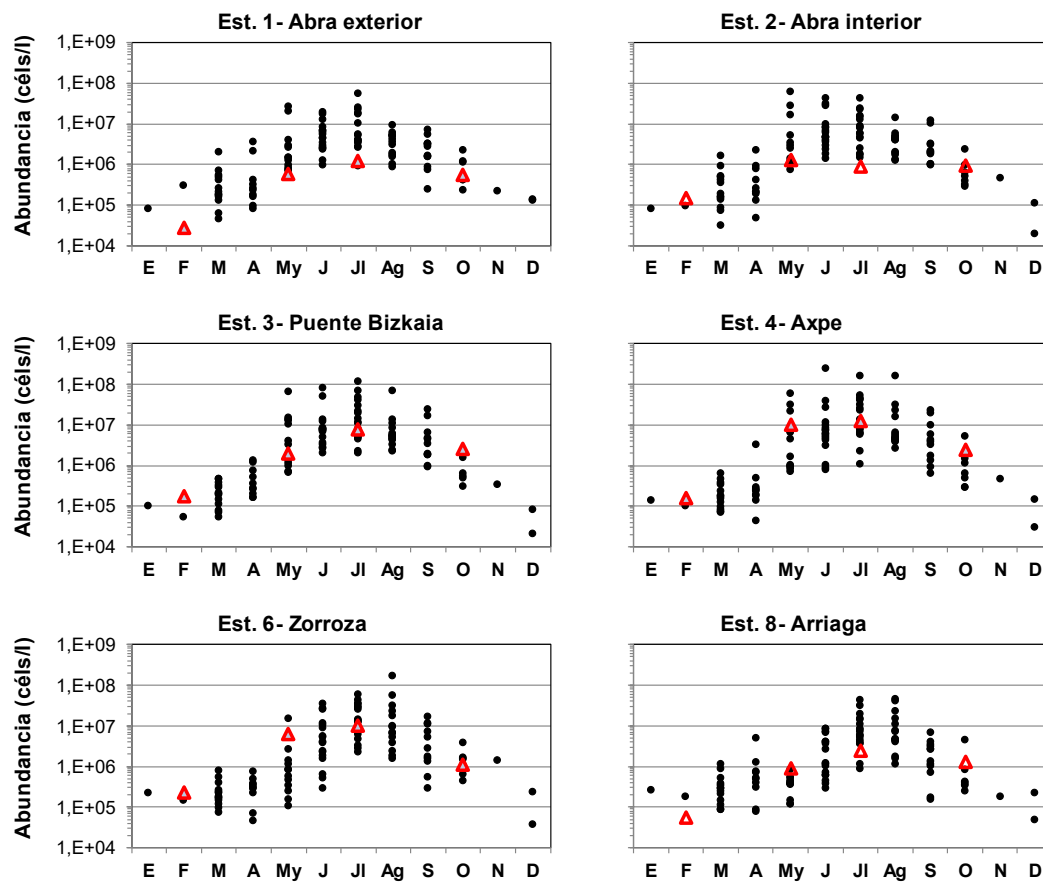


Figura 6.19. Abundancia fitoplanctónica en cada estación de muestreo del estuario, en diferentes meses del año, desde 2002. Los símbolos rojos corresponden a los del último año. Los valores se muestran en escala logarítmica.

Al igual que en 2021, en 2022 la abundancia en las estaciones del Abra vuelve a encontrarse en valores relativamente bajos durante las campañas de mayo y julio, en comparación con otros años. Por el contrario, en 2022 destacan los valores obtenidos en Zorroza en el mes de mayo.

La Figura 6.19 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 2022 se realizaron en situaciones de caudal fluvial bajo o muy bajo, lo que habría favorecido la acumulación del fitoplancton, especialmente en la zona superior del estuario.

Con objeto de detectar tendencias o cambios interanuales en la abundancia del fitoplancton, en la Figura 6.20 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 21 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 6.20, 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.

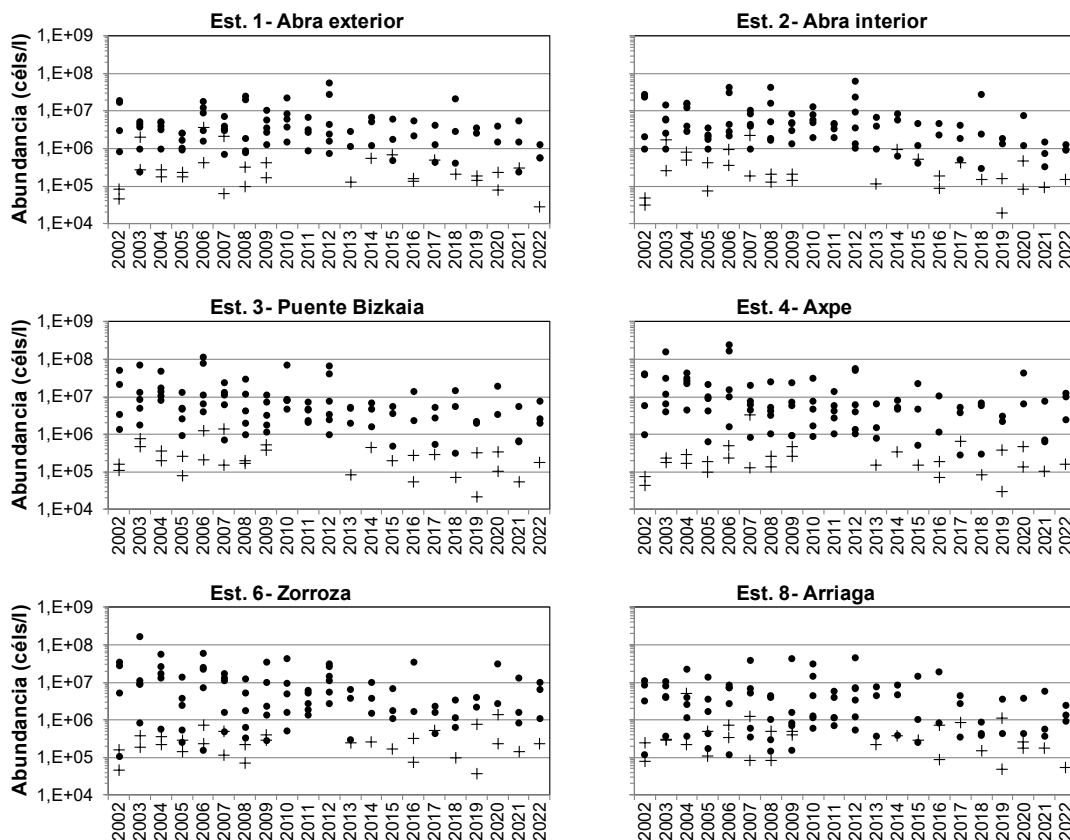


Figura 6.20. Abundancia fitoplanctónica en cada estación de muestreo del estuario del Nerbioi-Ibaizabal, a lo largo de los años. Los círculos representan los datos obtenidos entre mayo y octubre (la época de máximo crecimiento) y las cruces corresponden a los datos obtenidos en enero, febrero, marzo, 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 6.19, 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, junto con valores de caudal fluvial relativamente altos, la abundancia fitoplanctónica total suele ser inferior a 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 21 años de datos recabados hasta la fecha de redacción de este informe, la zona con mayor frecuencia de floraciones de alta intensidad ($>10^7$ células l^{-1} , abundancia total) 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 2022** la densidad celular se ajustó al patrón estacional esperado. El máximo se observó en julio, en la **estación RESN04** ($12,6 \cdot 10^6$ células l^{-1}), aunque en mayo hubo picos muy similares en la misma zona. Las abundancias más elevadas en el canal de la Ría estuvieron causadas principalmente por diatomeas (*Skeletonema* sp. y centrales), criptofitas (*Hemiselmis* spp. y *Urgorri complanatus*) y dinoflagelados (*Heterocapsa* spp.).

- En 2022 varios taxones superaron ocasionalmente un umbral que puede aplicarse para identificar floraciones fitoplanctónicas en estuarios ($750\,000$ células l^{-1}). La mayoría de ellos se consideran inocuos, excepto la diatomea de pequeño tamaño ***Skeletonema sp.*** (con capacidad teórica para producir mucílagos y, por tanto, descensos del oxígeno) y la criptofita ***Urgorri complanatus*** (que da lugar a coloración del agua). La floración de la diatomea tuvo lugar en mayo en RESN04 y RESN06, pero en dicha ocasión las condiciones de oxigenación fueron buenas en esa zona. Respecto a la criptofita, se detectaron floraciones en julio desde la estación RESN03 hasta RESN06, con el consiguiente efecto sobre la transparencia. También en verano, pudo afectar a la transparencia del agua en RESN08 el dinoflagelado ***Kryptoperidinium foliaceum***, el cual, aunque no superó el umbral de “bloom”, tiene un tamaño celular relativamente grande.

- Por otro lado, en la bibliografía científica se cita como especie tóxica que puede dañar a peces y moluscos en zonas de cultivo acuícola a la rafidofícea ***Heterosigma akashiwo*** (que también causa coloración del agua). Al igual que en 2021, su máximo se observó dentro de la Ría, en julio ($340 \cdot 10^3$ células l^{-1}). Este flagelado pasa parte de su ciclo como quiste en el sedimento y el aumento de la temperatura de las aguas del fondo activa su germinación, por lo que, el cambio climático podría estar beneficiándolo.

- Cabe citar como caso poco habitual de floración a ***Eutreptiella gymnastica***, que superó ligeramente el umbral en RESN04, en julio. Las euglenofitas se considera que tienen preferencia por medios con elevado contenido en materia orgánica.

- Por último, en el estuario se identificaron algunos **taxones con capacidad para producir biotoxinas** que ocasionan síndromes por consumo de marisco (diarreico, paralizante, amnésico, etc.). Su presencia fue mayor en la zona más cercana al mar. Las especies y abundancias observadas en 2022, así como su distribución espacial, fueron **las habituales del medio marino costero del País Vasco**. Aunque en esta ocasión no se detectó *Dinophysis acuminata*, estuvieron presentes en algunas muestras del Abra y del puente de Bizkaia los dinoflagelados *Dinophysis caudata*, *D. tripos*, *Alexandrium sp.*, *Protoceratium reticulatum*, cf. *Azadinium* y *Karenia sp.* Las diatomeas *Pseudo-nitzschia spp.*, *P. galaxiae*, *P. multistriata* y *P. pungens* presentaron sus máximos en el Abra, pero llegaron a observarse hasta la zona de Zorroza. Hay que aclarar que la presencia de especies potencialmente tóxicas es un fenómeno natural, que no responde a la contaminación, ni sirve como indicador del estado ecológico de las masas de agua.

7. SEDIMENTOS

7.1 Situación de las estaciones y obtención de las muestras

Durante los días 4 y 20 de octubre de 2022 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.

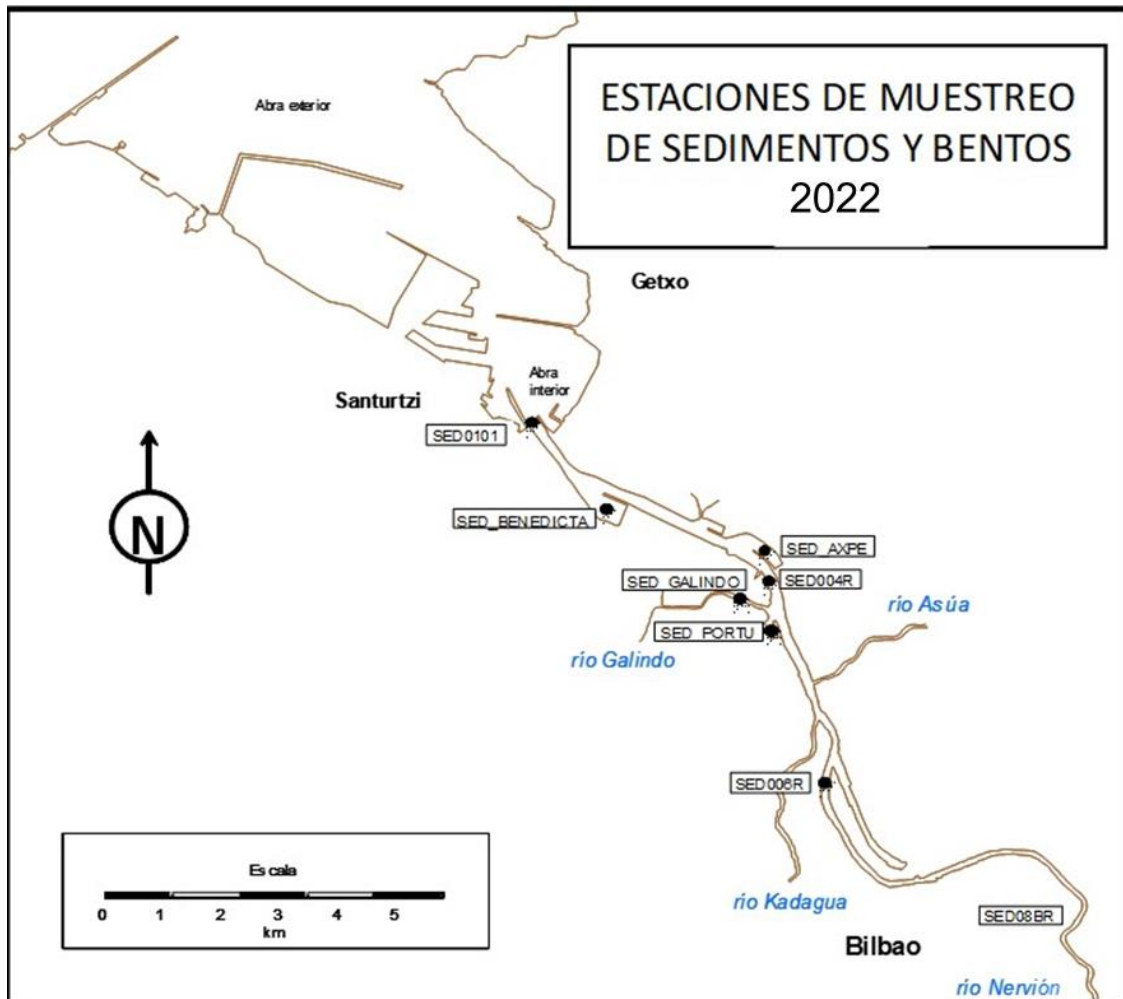


Figura 7.1. Mapa del estuario y situación de las estaciones de muestreo de sedimentos y bentos en 2022.

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.

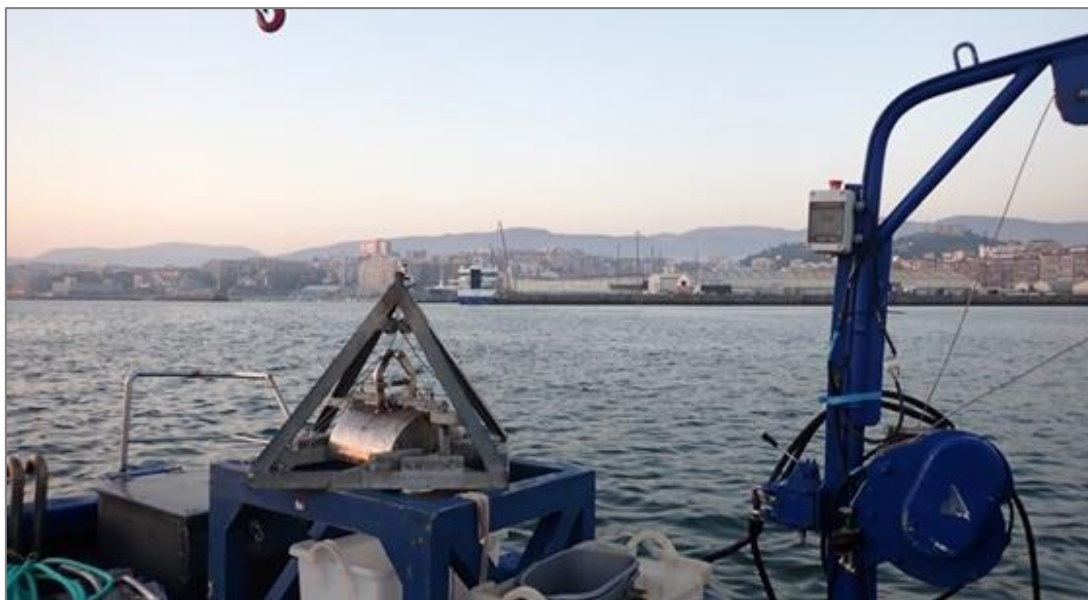
Tabla 7.1. Fecha, condiciones mareales y hora (local) de inicio y final de los muestreos de sedimento en 2022.

| FECHA | BAJAMAR | | PLEAMAR | | MUESTREO | | |
|--|---------|------------|---------|------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------|
| | hora | altura (m) | hora | altura (m) | Inicio | Final | Prof. (m) |
| 04/10/2022 (SED0101, SED004R y SED006R) | 05:54 | 1,95 | 12:31 | 3,64 | 09:45 (marea ascendente) | 10:55 (marea ascendente) | 4,8-8,8 |
| 20/10/2022 (SED_GALINDO, SED_PORTU, SED08BR, SED_AXPE y SED_BENEDICTA) | 07:54 | 2,06 | 14:19 | 3,55 | 10:35 (marea ascendente) | 12:10 (marea ascendente) | 3,0-6,0 |

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.



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

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



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 (tema que se trata en el siguiente capítulo). En la parte inferior, el volcado de una muestra de sedimento en la bandeja de tamizado.

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. El análisis granulométrico se llevó a cabo en el laboratorio de 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, y en la Tabla 7.3 los valores del Icc que definen las escalas de contaminación.

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 |

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

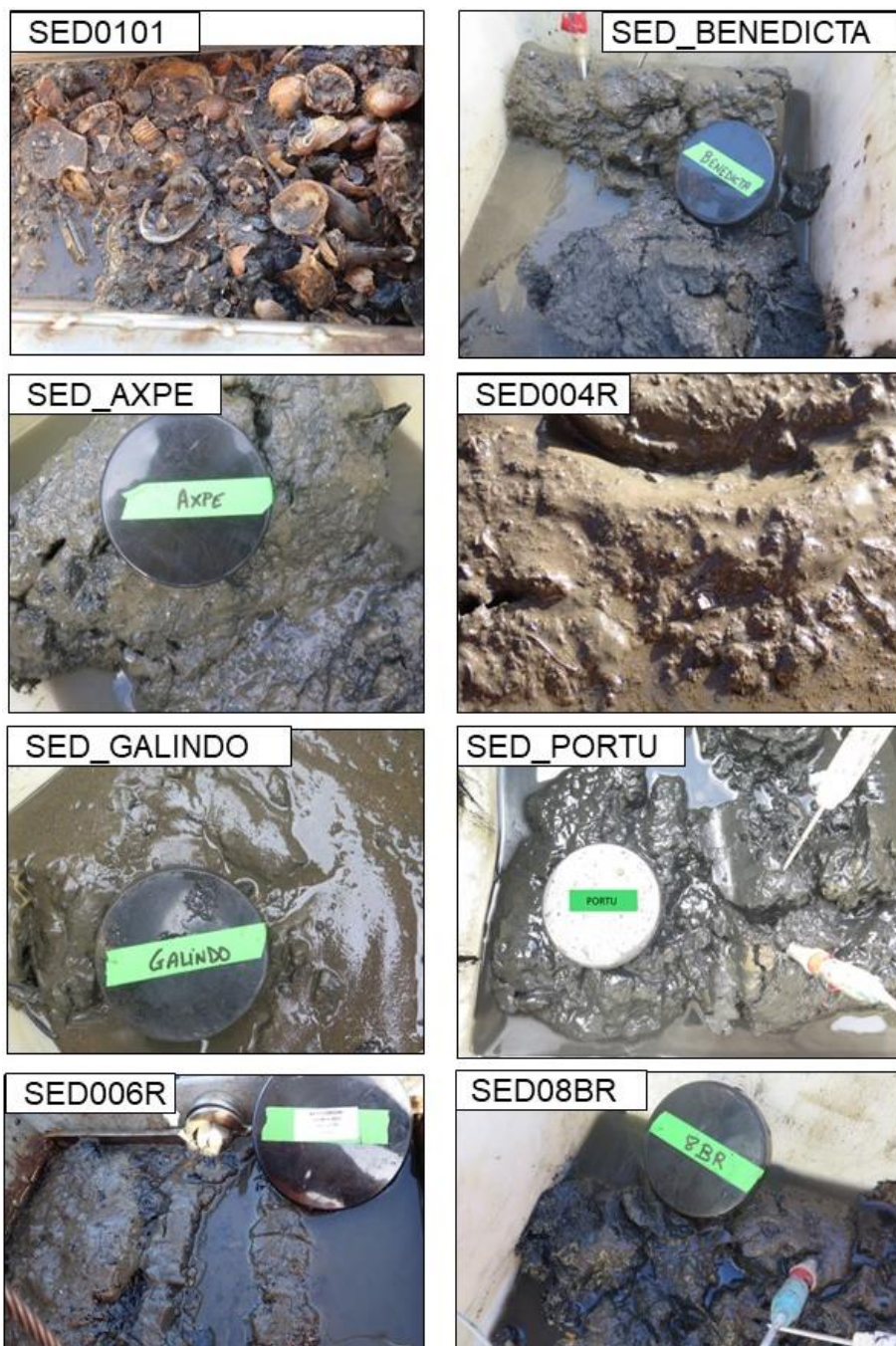
| CLASE | FC o lcc | ESCALA CONTAMINACIÓN |
|-------|--------------|-----------------------|
| 6 | 48 < FC | Contaminación extrema |
| 5 | 24 < FC < 48 | Contaminación fuerte |
| 4 | 12 < FC < 24 | Contaminación fuerte |
| 3 | 6 < FC < 12 | Contaminación media |
| 2 | 3 < FC < 6 | Contaminación media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

7.3 Resultados

7.3.1 Resultados en la campaña de 2022

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.

Como puede apreciarse, la muestra tomada en la estación más exterior (SED0101), situada a la altura del Puente de Bizkaia, presentó un alto contenido de conchas de moluscos vacías. El resto presentaron una textura más homogénea, sin apreciarse cantidades remarcables de moluscos, ni de material vegetal. El color varió bastante entre ellas, desde el marrón claro de SED004R (zona media de la Ría), hasta el marrón oscuro de SED08BR (zona superior de la Ría), o los grises de las dársenas (SED_BENEDICTA, SED_AXPE, y SED_PORTU).



Fotografía 7.3. Aspecto de los sedimentos obtenidos en las estaciones muestreadas en 2022. 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 26% en la más exterior (SED0101) que puede achacarse en parte a los restos de conchas. En las tres estaciones de las dársenas dominó la fracción *limo-arcillas*, pero también en SED004R. Por el contrario, mostraron un contenido muy elevado de *arenas* SED0101, SED_GALINDO y SED006R. En la estación más interior, SED08BR, la proporción de *limo-arcillas* fue muy similar a la de *arenas*.

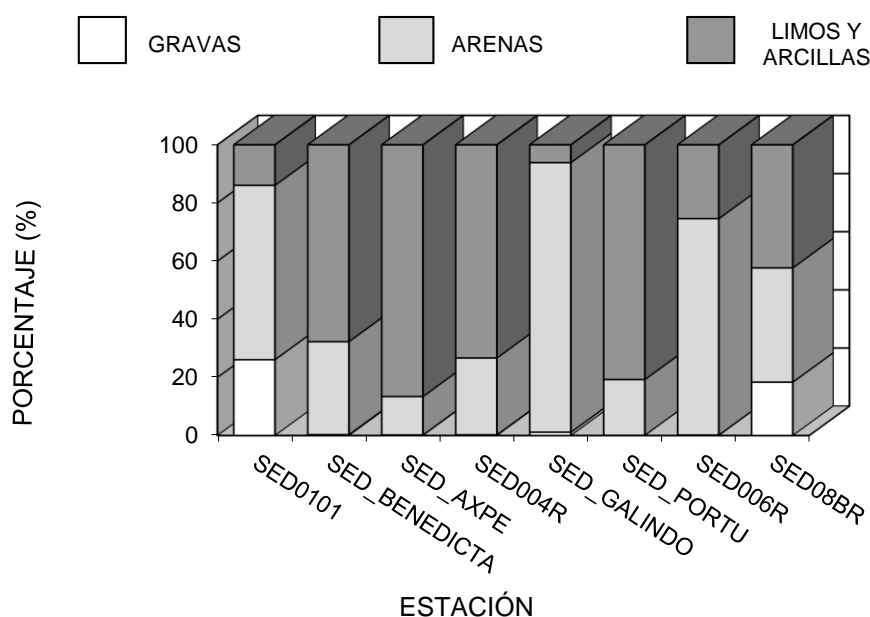


Figura 7.2. Composición granulométrica de los sedimentos superficiales en 2022. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha, de la más exterior a la más interior.

Respecto a los tipos sedimentarios según la clasificación de FOLK (1974), como puede verse en la Figura 7.3, las muestras recogidas en 2022 se clasificaron en cinco tipos:

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

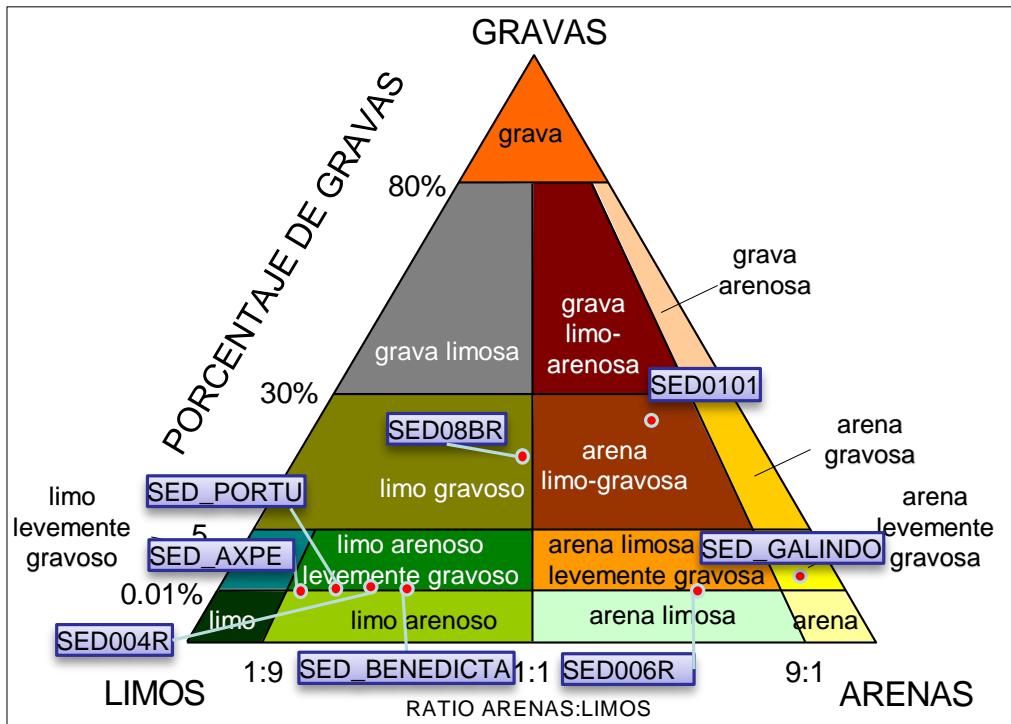


Figura 7.3. Tipos sedimentarios en las muestras recogidas en 2022, según la clasificación de FOLK (1974).

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 2022.

En cuanto al **potencial redox**, los sedimentos en su mayoría mostraron valores positivos o ligeramente negativos, con el máximo (39 mV) en SED_GALINDO, la muestra más arenosa. El sedimento de la dársena de PORTU se diferenció del resto, con un valor relativamente mucho más bajo (-100 mV).

La **demanda química de oxígeno** (estimación indirecta del contenido en materia orgánica) varió entre un mínimo de 25 g·kg⁻¹ en SED_GALINDO, hasta 120 g·kg⁻¹ (SED004R).

El **nitrógeno orgánico total** (NOT) siguió el mismo patrón que la demanda de oxígeno. Su rango fue desde 740 mg·kg⁻¹ (SED_GALINDO) hasta 2800 mg·kg⁻¹ (SED004R). También presentaron valores relativamente altos las dársenas de AXPE y PORTU, así como la estación más interior (SED08BR).

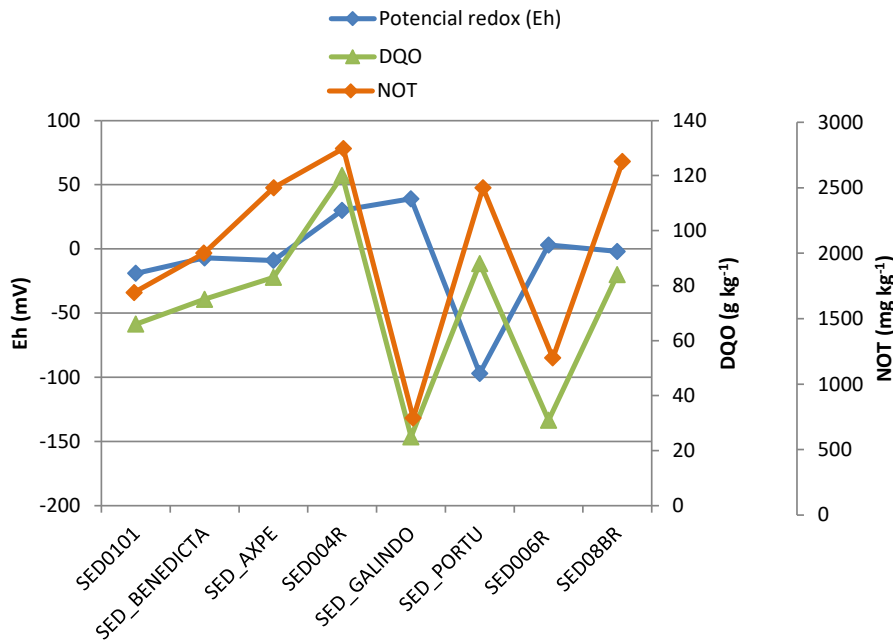


Figura 7.4. Potencial redox (mV), demanda química de oxígeno (DQO) y nitrógeno orgánico total (NOT) en el sedimento superficial del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2022.

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 2022 se observó un patrón de distribución espacial similar para algunos grupos de metales:

- Cu, Fe y Zn
- As y Pb
- Cd y Cr

Esta observación se corroboró con los resultados de los análisis de correlación de Pearson que mostraron un elevado grado de correlación con valor $p < 0,05$, indicando correlaciones por pares de metales significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95 %.

También, se observó un patrón decreciente discontinuo desde SED004R hacia la zona superior del estuario para Cu, Zn, As, Pb y Cd.

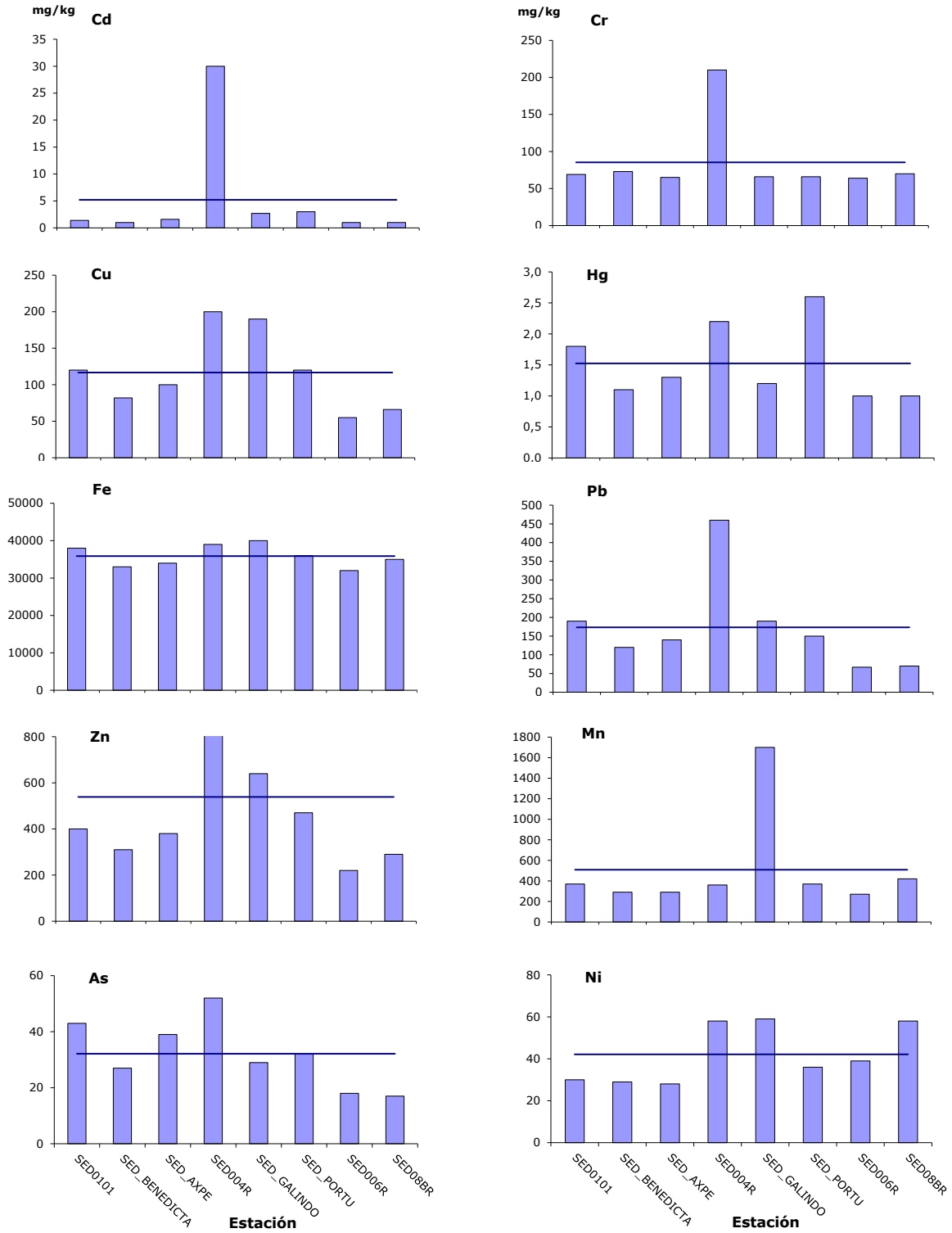


Figura 7.5. Distribución espacial de las concentraciones de metales pesados en 2022. La línea azul corresponde al valor medio para cada metal en 2022 considerando todas las estaciones de muestreo.

Como puede verse en la Figura 7.5, en la campaña de otoño de 2022 la estación SED004R se caracterizó por presentar concentraciones relativamente altas para casi todos los **metales pesados**, excepto para el Mn, que destacó fuertemente en la estación SED_GALINDO. Por otro lado, SED_PORTU presentó el máximo de Hg.

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 (lcc)** 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.

En la estación SED004R se registró un valor de *contaminación extrema* por cadmio. Además, se registraron valores de *contaminación fuerte* en varias estaciones por mercurio (SED004R, SED0101 y SED_PORTU), cadmio (SED_PORTU) y plomo (SED004R). Integrando todos los metales, el lcc clasificó el grado de contaminación global como *medio* ($3 < lcc < 12$) en SED0101, SED004R, SED_GALINDO y SED_PORTU, y como *ligero* ($1 < lcc < 3$) en el resto de las estaciones.

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.

Todas las estaciones superaron el valor PEL en, al menos, uno de los metales analizados, pudiendo implicar efectos biológicos negativos. La estación más problemática en 2022 fue SED004R, donde todos los metales analizados y con referencia PEL (un total de ocho elementos) lo superaron, seguida de las estaciones SED_GALINDO y SED_PORTU en las que un total de siete y seis elementos, respectivamente, superaron el nivel PEL.

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

El arsénico superó el valor PEL en seis estaciones del total de las ocho estudiadas. Solo en la zona superior del estuario (SED006R y SED08BR) la concentración de As se encontró por debajo del valor PEL.

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

Las concentraciones de cromo y plomo fueron superiores al valor PEL en cuatro estaciones: en SED0101 y SED004R ambos metales; en SED_BENEDICTA y SED08BR el cromo; y en SED_PORTU y SED_GALINDO el plomo.

Las concentraciones de cadmio, níquel y zinc superaron el valor PEL en tres estaciones: en SED004R y SED_GALINDO los tres metales; en SED_PORTU cadmio y zinc; y en SED08BR el níquel.

Tabla 7.4. Contaminación por metales pesados en los sedimentos en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en la campaña del año 2022. 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 ligera; CL: contaminación media; 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 CONTAMINACIÓN | | | | | ESCALA DE CONTAMINACIÓN | | | | | | |
| | Cd | Cr | Cu | Hg | Fe | Pb | Zn | Mn | As | Ni | Se | |
| SED0101 | 1,40 | 69,00 | 120,00 | 1,80 | 38000 | 190,00 | 400,00 | 430,00 | 43,00 | 30,00 | 1,20 | 3,17 |
| | 5,83 | 2,65 | 3,64 | 13,85 | 1,20 | 6,13 | 2,72 | 1,79 | 3,58 | 1,03 | | C |
| SED_BENEDICTA | 1,00 | 73,00 | 82,00 | 1,10 | 33000 | 120,00 | 310,00 | 260,00 | 27,00 | 29,00 | <1 | 2,35 |
| | 4,17 | 2,81 | 2,48 | 8,46 | 1,04 | 3,87 | 2,11 | 1,08 | 2,25 | 1,00 | | CL |
| SED_AXPE | 1,60 | 65,00 | 100,00 | 1,30 | 34000 | 140,00 | 380,00 | 270,00 | 39,00 | 28,00 | 1,10 | 2,72 |
| | 6,67 | 2,50 | 3,03 | 10,00 | 1,07 | 4,52 | 2,59 | 1,13 | 3,25 | 0,97 | | CL |
| SED004R | 30,00 | 210,00 | 200,00 | 2,20 | 39000 | 460,00 | 1600,00 | 350,00 | 52,00 | 58,00 | 2,20 | 6,94 |
| | 125,00 | 8,08 | 6,06 | 16,92 | 1,23 | 14,84 | 10,88 | 1,46 | 4,33 | 2,00 | | C |
| SED_GALINDO | 2,70 | 66,00 | 190,00 | 1,20 | >40000 | 190,00 | 640,00 | 650 | 29,00 | 59,00 | 1,40 | 3,83 |
| | 11,25 | 2,54 | 5,76 | 9,23 | 1,26 | 6,13 | 4,35 | 2,71 | 2,42 | 2,03 | | C |
| SED_PORTU | 3,00 | 66,00 | 120,00 | 2,60 | 36000 | 150,00 | 470,00 | 310,00 | 32,00 | 36,00 | 1,10 | 3,34 |
| | 12,50 | 2,54 | 3,64 | 20,00 | 1,13 | 4,84 | 3,20 | 1,29 | 2,67 | 1,24 | | C |
| SED006R | <1 | 64,00 | 55,00 | <1 | 32000 | 67,00 | 220,00 | 210,00 | 18,00 | 39,00 | <1 | 1,94 |
| | 4,17 | 2,46 | 1,67 | 7,69 | 1,01 | 2,16 | 1,50 | 0,88 | 1,50 | 1,34 | | CL |
| SED008R | <1 | 70,00 | 66,00 | <1 | 35000 | 70,00 | 290,00 | 230,00 | 17,00 | 58,00 | <1 | 2,17 |
| | 4,17 | 2,69 | 2,00 | 7,69 | 1,10 | 2,26 | 1,97 | 0,96 | 1,42 | 2,00 | | 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).

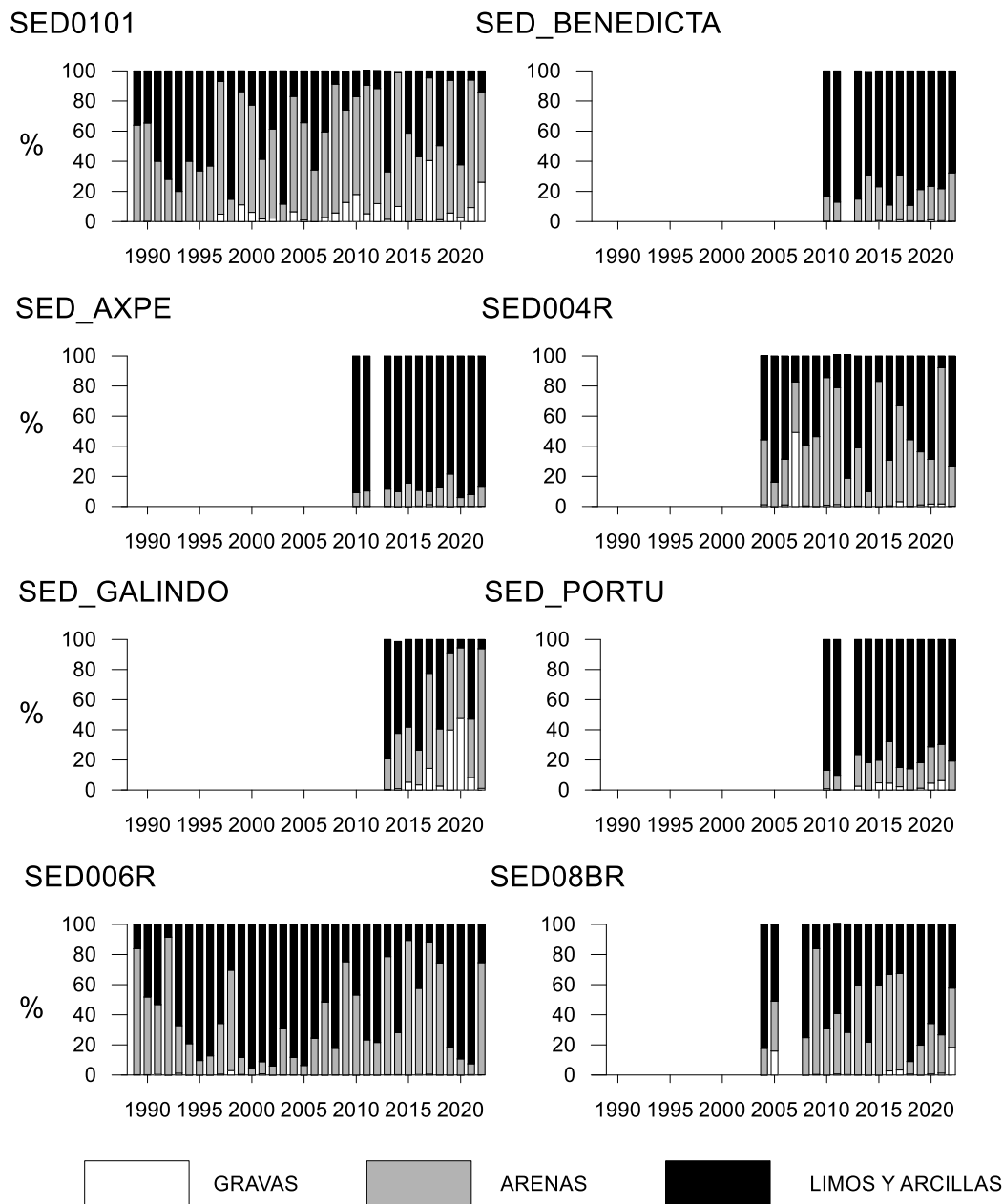
Además, tomados de Long *et al.* (1995), se indican los niveles de efectos de rango bajo o ERL (*Effect Range Low*, por debajo de los cuales los efectos biológicos son raros) y los de rango mediano o ERM (*Effect Range Median*, por encima de los cuales los efectos biológicos son frecuentes).

| | 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 las tres dársenas se observó una clara dominancia de la fracción sedimentaria fina desde el inicio de su seguimiento en 2009 (BENEDICTA, AXPE y PORTU). En el resto de las estaciones los porcentajes de las distintas fracciones han variado a lo largo de los años, sin seguir un patrón claro (Figura 7.6).



Desde la Figura 7.7 a la 7.16 se incluye 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 ($373 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), siendo el máximo de los valores en las ocho estaciones muestreadas y en el periodo estudiado (Figura 7.7).

En las series largas de SED0101 y SED006R también se observa una disminución discontinua del Cd, Cr y Cu. Sin embargo, destacan los elevados valores de esos tres metales en años recientes en SED004R. Así, en esta estación las concentraciones del Cd y el Cr superaron en 2022 a las medidas hasta ahora en el estuario y, de hecho, parece percibirse cierta tendencia de aumento en esta zona (Figuras 7.8, 7.9). Además, en SED004R las concentraciones de Cu en 2013 y 2017 se sitúan entre los valores más altos del estuario (Figura 7.10).

Para el Fe no se observan patrones temporales definidos (Figura 7.11). Destacan relativamente SED_GALINDO en 2013, 2014 y 2015, y SED004R en 2013.

En el caso de la concentración de Hg, en las estaciones con registro temporal más amplio se observa un patrón decreciente, pero con algunos repuntes, como el de 2017 en SED0101 y el de 2011 en SED006R (Figura 7.12). 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 ($13,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

En cuanto a la concentración de Mn, a largo plazo se aprecia cierto descenso en SED006R, pero no en SED0101 (Figura 7.13). SED_GALINDO ha solido destacar sobre el resto, excepto en 2010 cuando se midió el máximo absoluto en SED_AXPE ($4600 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Para el Ni no se observa una tendencia clara (Figura 7.14). Aunque el máximo de la estación SED0101 se midió en 1993, se registraron valores relativamente altos en la estación SED006R en los años 2008 y 2014.

En el caso de la concentración de Pb, en las dos estaciones con registro temporal más amplio se observa un patrón decreciente, aunque con ciertas oscilaciones (Figura 7.15). Del resto de estaciones, destaca SED004R en 2013.

Con respecto a la concentración de Zn, en las estaciones con registro temporal más amplio (SED0101 y SED006R) se observa un patrón decreciente, que a partir de la década de 2010 ya no está muy definido (Figura 7.16). Del resto de estaciones, al igual que se observó para el Pb, destacan los datos de concentración de Zn en 2013 en las estaciones SED004R y SED_GALINDO.

Cabe indicar que en años recientes se observa en SED_GALINDO una disminución de las concentraciones de varios metales (As, Hg, Pb, Zn).

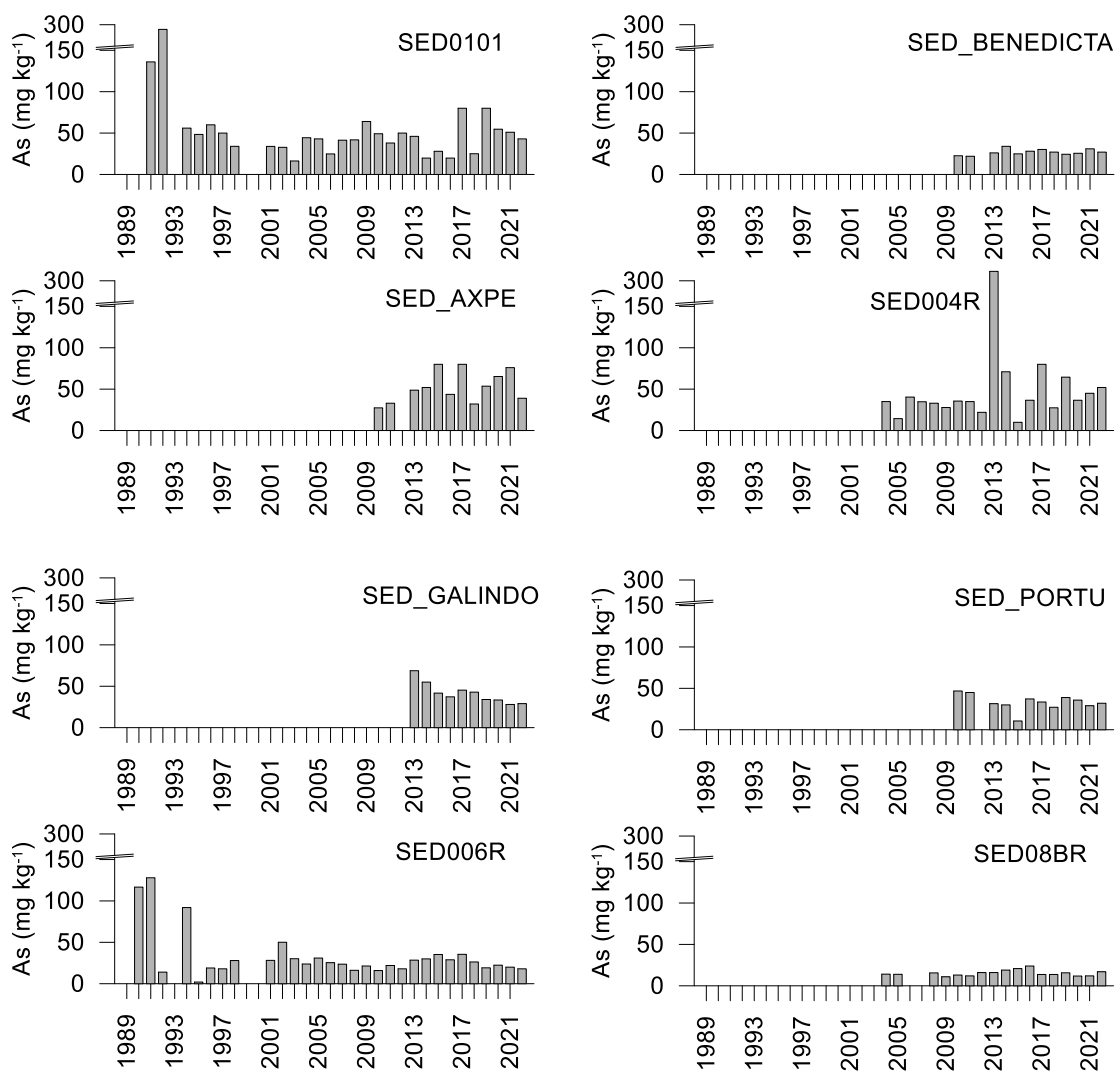


Figura 7.7. Evolución temporal de la concentración de As (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

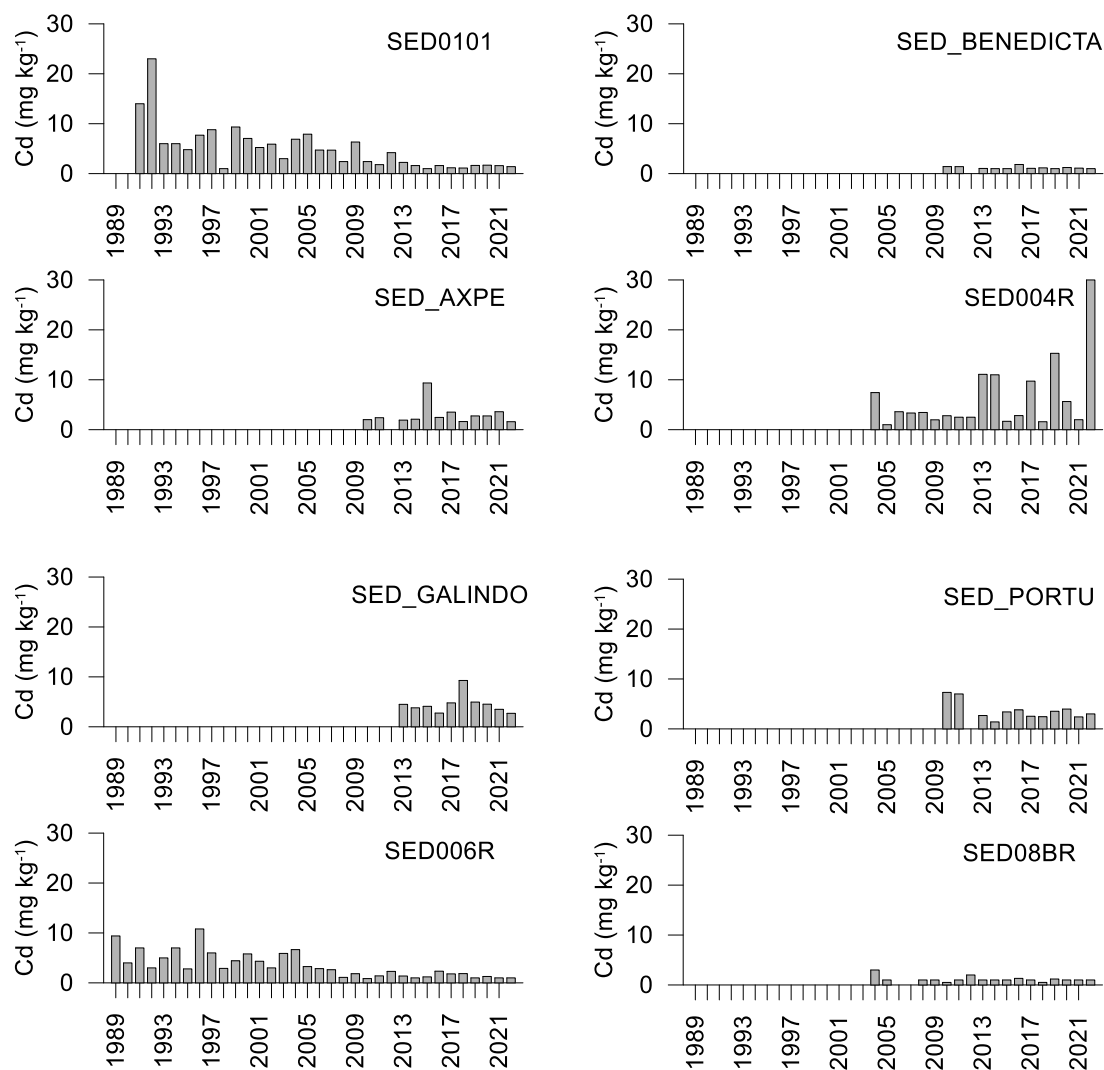


Figura 7.8. Evolución temporal de la concentración de Cd ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

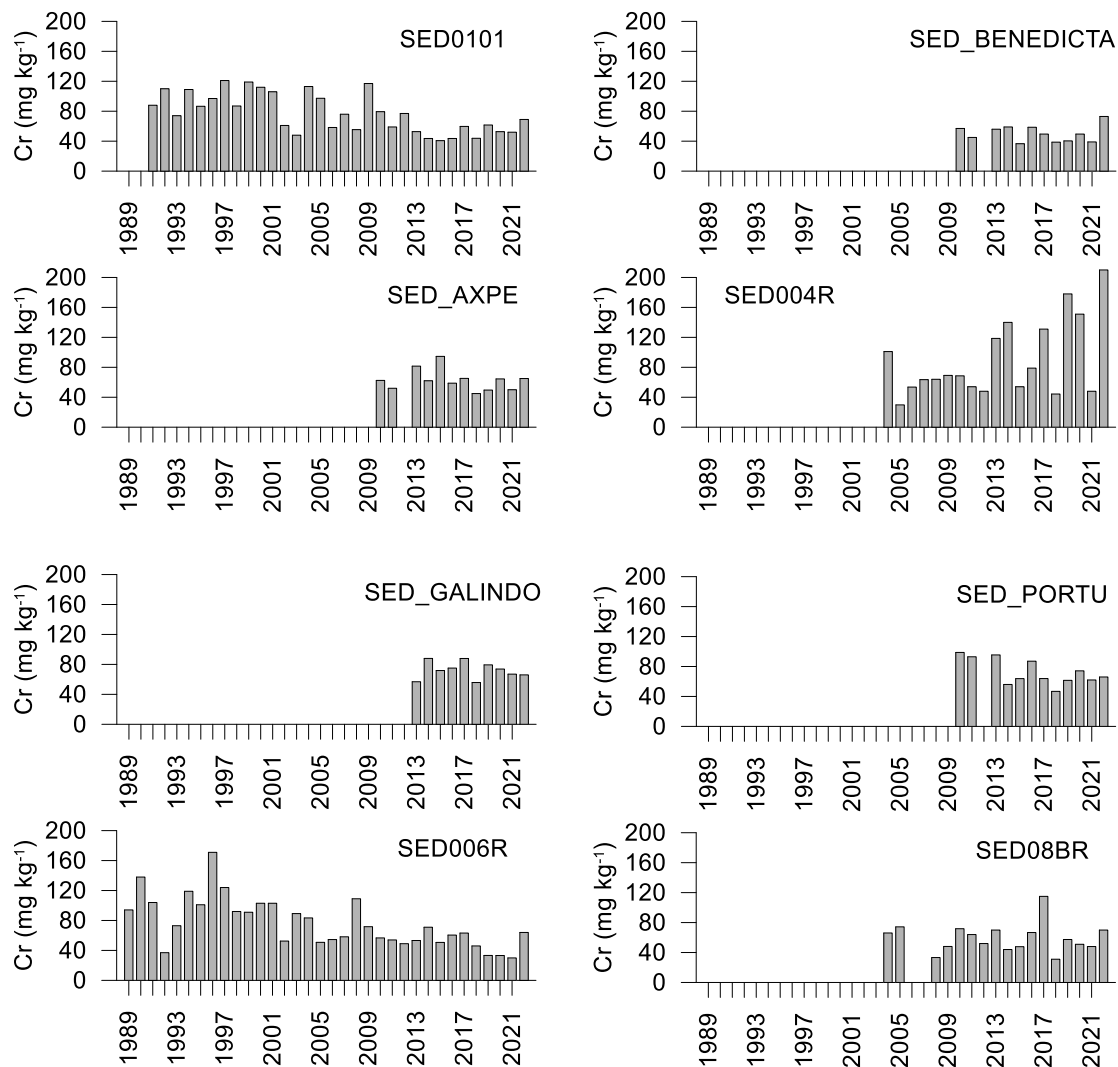


Figura 7.9. Evolución temporal de la concentración de Cr (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

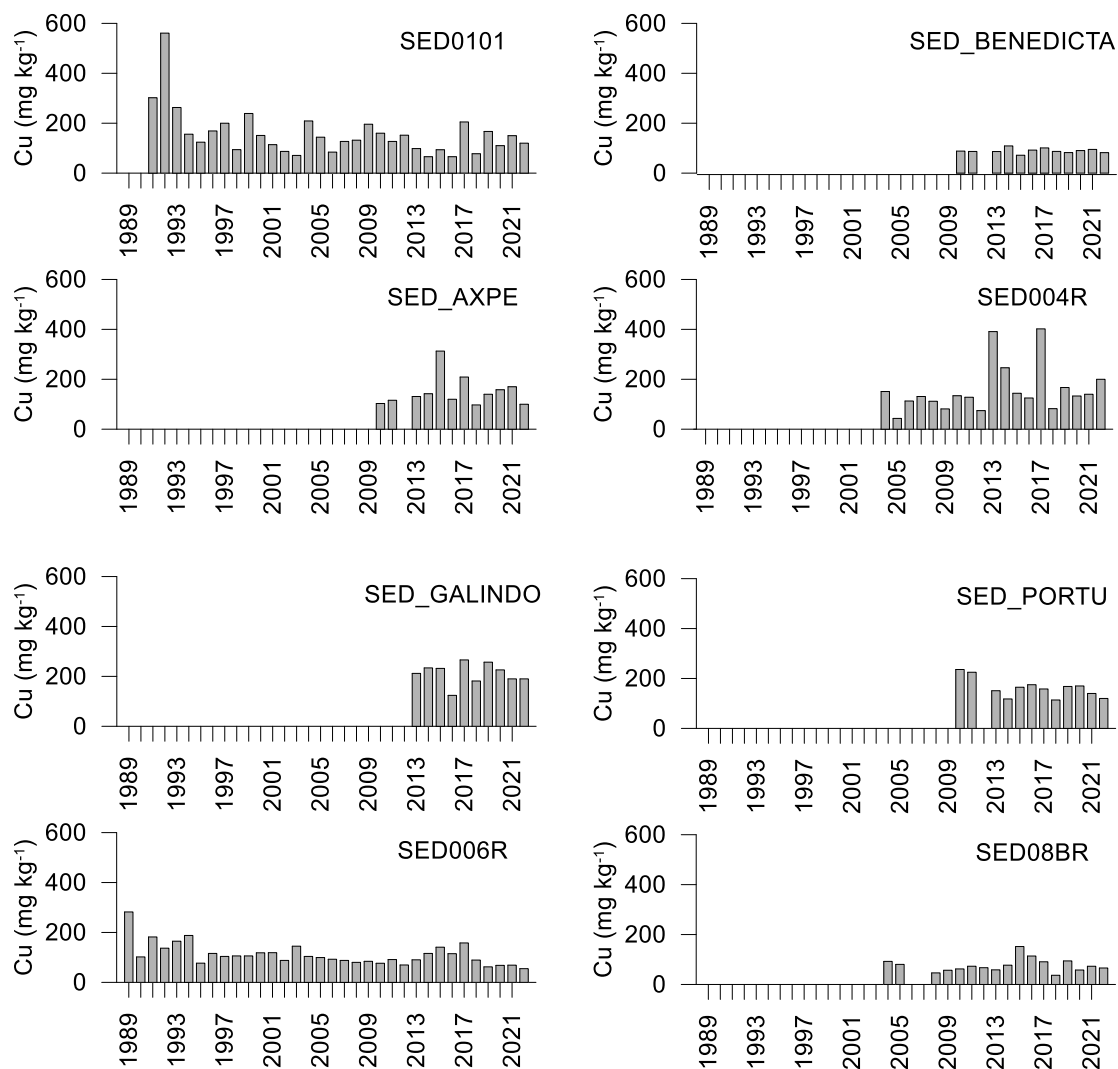


Figura 7.10. Evolución temporal de la concentración de Cu (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

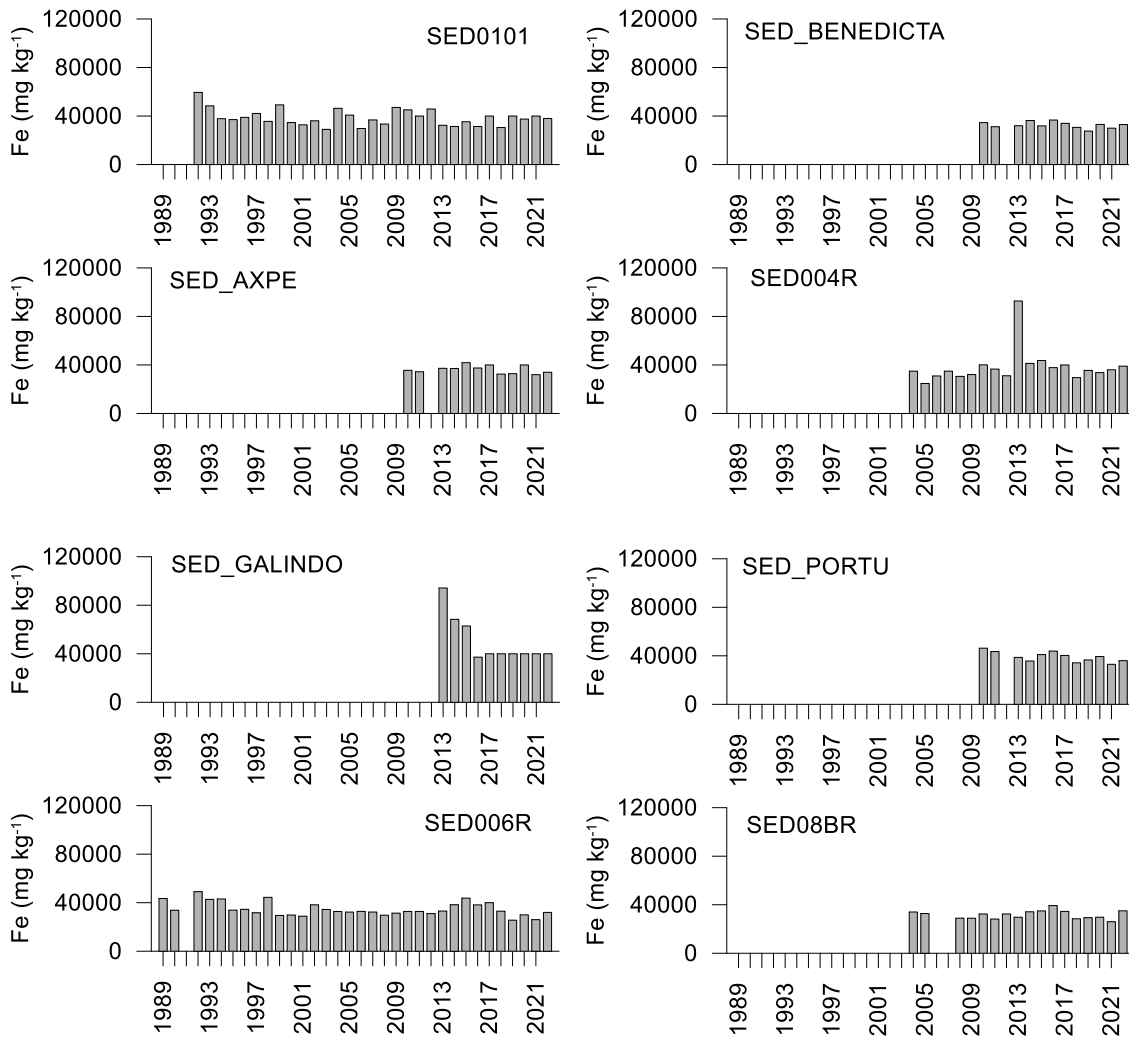


Figura 7.11. Evolución temporal de la concentración de Fe (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

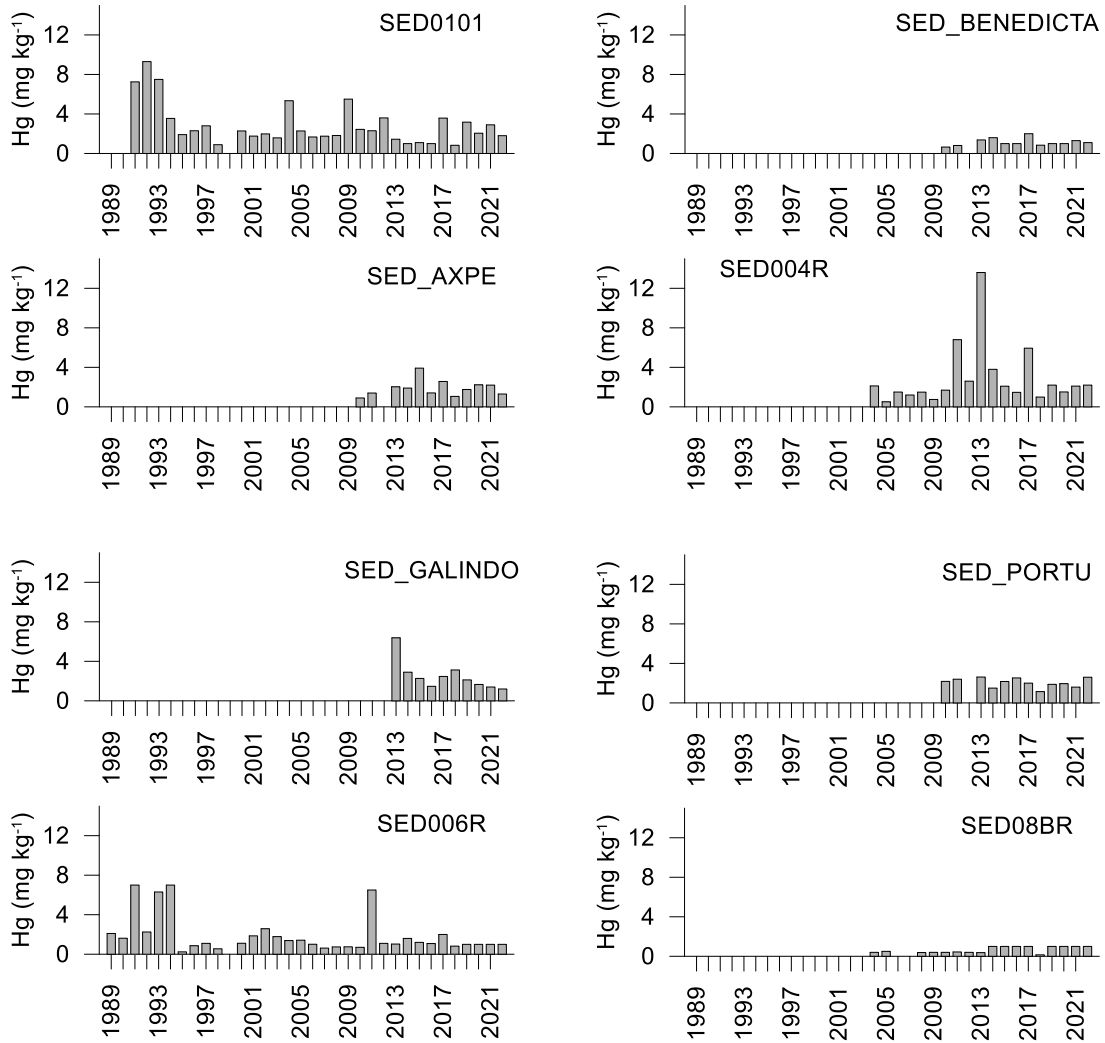


Figura 7.12. Evolución temporal de la concentración de Hg (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

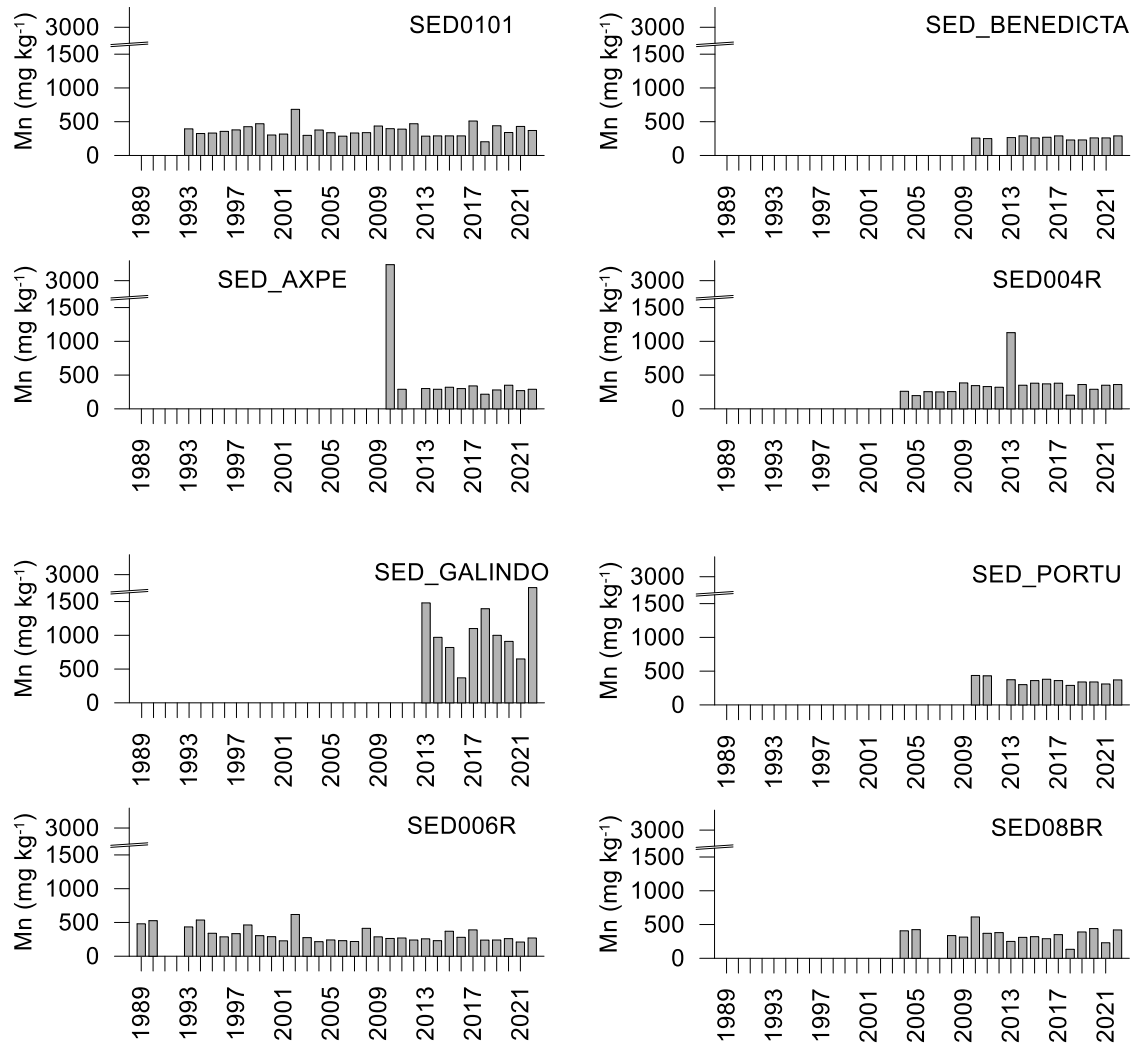


Figura 7.13. Evolución temporal de la concentración de Mn (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

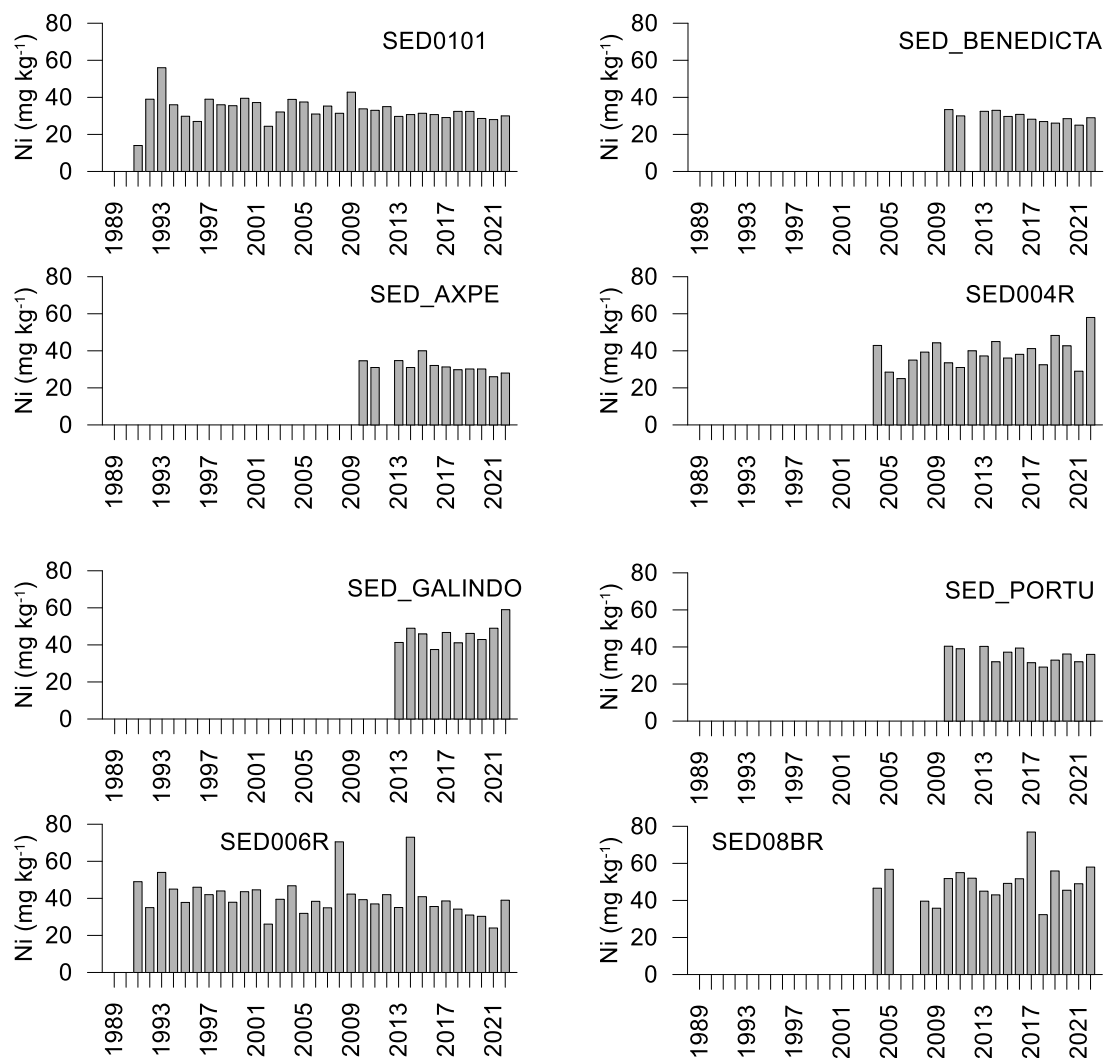


Figura 7.14. Evolución temporal de la concentración de Ni (mg·kg⁻¹) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

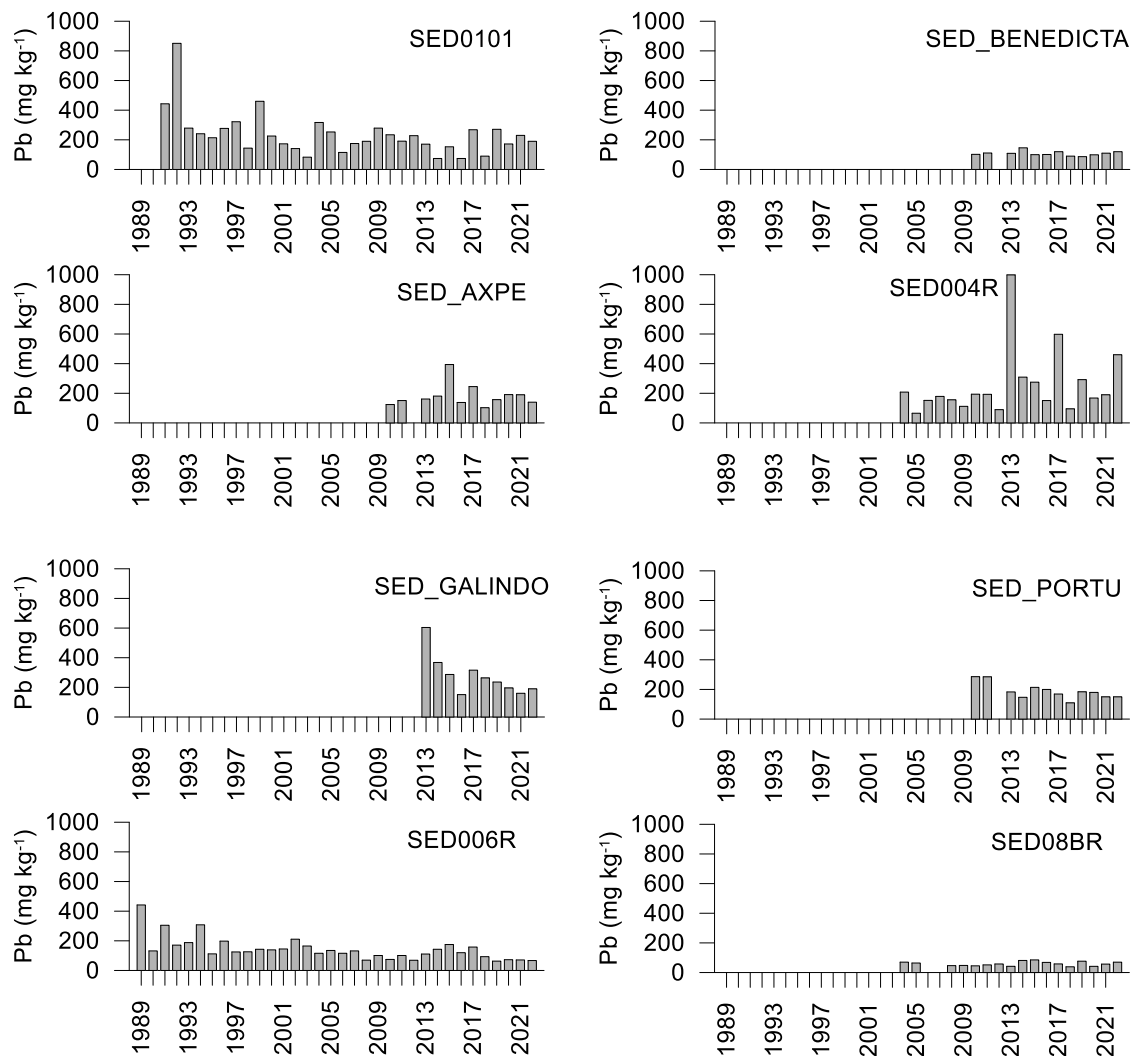


Figura 7.15. Evolución temporal de la concentración de Pb ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

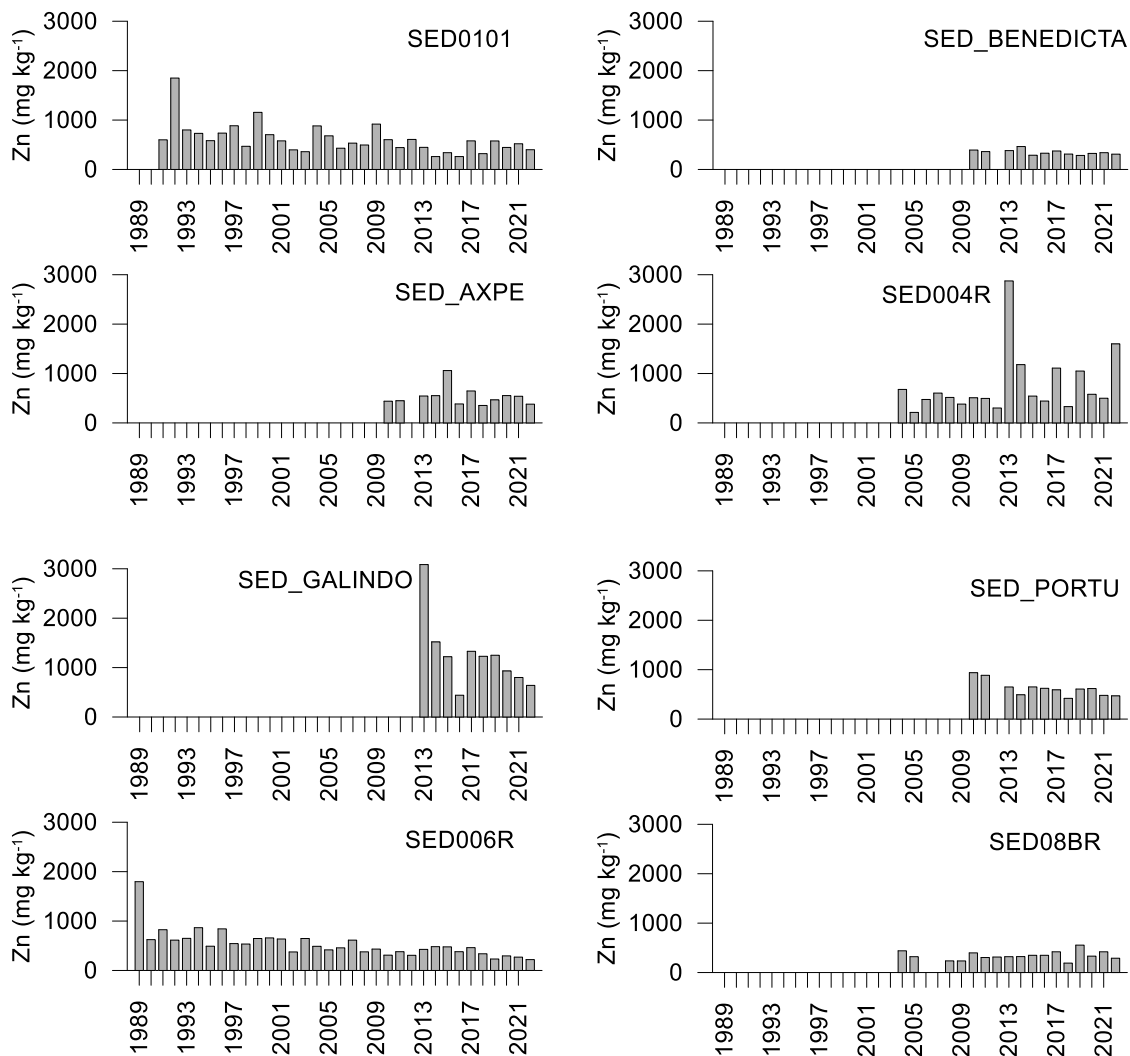


Figura 7.16. Evolución temporal de la concentración de Zn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en los sedimentos de las estaciones muestreadas en 2022.

En la Figura 7.17 se presenta la evolución temporal (1989-2022) del Índice de Carga Contaminante (Icc) en las estaciones muestreadas en 2022. 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 3,17, 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 1,94 en 2022, 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*.

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

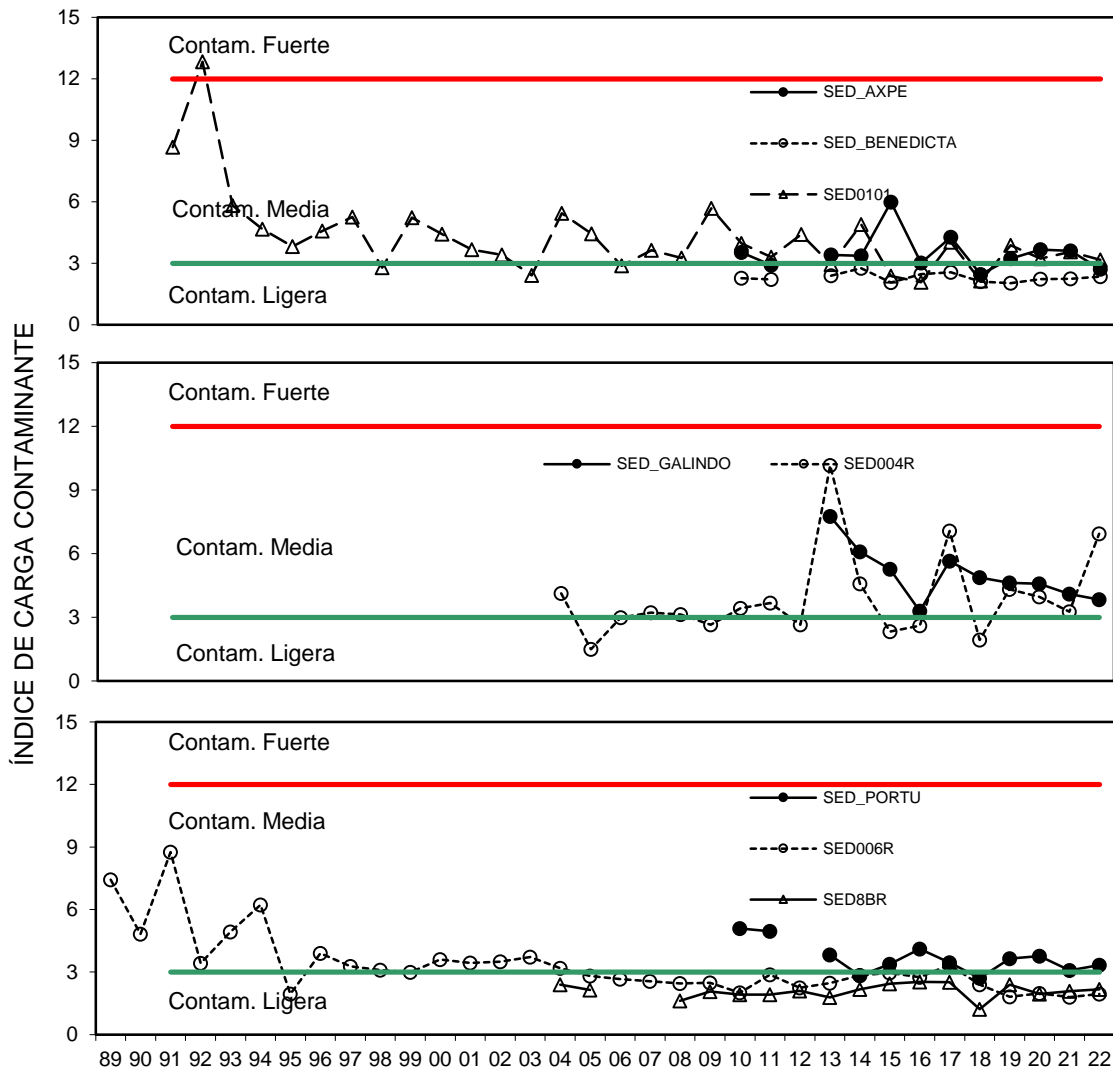


Figura 7.17. Evolución temporal del Índice de Carga Contaminante en los sedimentos del estuario del Nerbioi-Ibaizabal a lo largo de todas las campañas realizadas hasta la fecha, en cada una de las estaciones. Se indican, en línea verde y roja, los límites entre categorías de contaminación.

7.4 Resumen y conclusiones

- Con relación a la **composición granulométrica** de los sedimentos muestreados en octubre de 2022 la fracción *gravas* fue la menos abundante. La fracción *limo-arcillas* fue mayoritaria en las tres estaciones de las dársenas y en la zona media de la Ría (SED004R). Por el contrario, el contenido de *arenas* fue muy elevado en SED0101, SED006R y SED_GALINDO, y moderado en SED08BR.
- Los valores de **potencial redox** fueron positivos o ligeramente negativos, a excepción del sedimento de la dársena de PORTU, que presentó el mínimo (-100 mV) en coherencia con su composición granulometría y su contenido orgánico.
- La **demanda química de oxígeno** varió entre un mínimo de 25 g·kg⁻¹ en SED_GALINDO (sedimento mayoritariamente arenoso), hasta 120 g·kg⁻¹ en SED004R (sedimento limoso).
- El **nitrógeno orgánico total** varió entre 740 mg·kg⁻¹ (SED_GALINDO) hasta 2800 mg·kg⁻¹ (SED004R).
- En cuanto a la concentración de metales, el **cadmio** alcanzó niveles de *contaminación extrema* en SED004R y de *contaminación fuerte* en SED_PORTU. El **mercurio** alcanzó el nivel de *contaminación fuerte* en SED004R, SED0101 y SED_PORTU. El **plomo** también señaló *contaminación fuerte* en SED004R.
- Según el **índice de carga contaminante (Icc)**, cuatro estaciones presentaron *contaminación global ligera*: SED_BENEDICTA, SED_AXPE, SED006R y SED08BR. En las restantes el Icc se encontró en el rango que indica *contaminación global media* ($3 < Icc < 12$). El máximo grado de contaminación según el Icc correspondió a SED004R (6,94).
- En todas las estaciones se superó el valor **PEL** (*Probable Effect Level*) en, al menos, uno de los metales analizados, pudiendo implicar efectos biológicos adversos. La estación SED004R fue la que presentó mayor número de metales que superaron el nivel PEL (ocho concretamente).
- En cuanto a la **evolución temporal**, las dos estaciones que disponen de un mayor número de años de medidas (SED0101 desde 1991 y SED006R desde 1989) presentan, a largo plazo, una disminución en la mayoría de los metales evaluados, así como 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 de sedimento para la caracterización 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 repartiessen 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):

$$E = \frac{H'}{H_{max}}$$

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 mayo de 2022, 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 2022

El número de *taxa* identificados (agrupados por *phylum*) en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en la presente campaña de 2022 y el porcentaje que representaron respecto al total se recogen en la Tabla 8.1.

Se recogieron 127 *taxa*: los anélidos dominaron con 61 *taxa* (48% del total de *taxa*), seguidos por los moluscos (41 *taxa*; 32% del total) y por los artrópodos (12 *taxa*; 13%). También se identificaron algunos sipuncúlidos, nemertinos, cnidarios, equinodermos, platelmintos y foronídeos.

Tal y como indica la Tabla 8.2, la estación más pobre en cuanto a número de *taxa* correspondió a la estación más interna SED08BR con 14 *taxa*, seguida de SED_GALINDO y SED_PORTU con 16 y 17 *taxa*, respectivamente, mientras que la más rica fue la estación SED_BENEDICTA con 68 *taxa*. Parece intuirse una ligera tendencia hacia una mayor riqueza hacia la zona inferior de la Ría.

La densidad mostró también una ligera tendencia espacial ascendente hacia el exterior del estuario (Tabla 8.2). El mínimo se observó en la dársena de la zona media SED_PORTU (270 ind·m⁻²), mientras que el máximo estuvo en otra dársena situada más cerca de la zona marina (SED_BENEDICTA, con 4690 ind·m⁻²).

Tabla 8.1. Invertebrados bentónicos identificados en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2022. 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 | 1 | 0,8 |
| PLATYHELMINTHES | 1 | 0,8 |
| NEMERTEA | 2 | 1,6 |
| ANNELIDA | 61 | 48,0 |
| MOLLUSCA | 41 | 32,3 |
| ARTHROPODA | 16 | 12,6 |
| SIPUNCULA | 3 | 2,4 |
| PHORONIDA | 1 | 0,8 |
| ECHINODERMATA | 1 | 0,8 |
| TOTAL | 127 | 100 |

Tabla 8.2. Parámetros estructurales de las comunidades bentónicas muestreadas en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2022, para cada estación.

| ESTACIÓN | Densidad (ind·m ⁻²) | Riqueza (nº <i>taxa</i>) | Diversidad (bit·ind ⁻¹) | Equitabilidad |
|---------------|------------------------------------|------------------------------|--|---------------|
| SED08BR | 585 | 14 | 3,09 | 0,81 |
| SED006R | 3800 | 46 | 3,88 | 0,70 |
| SED_PORTU | 270 | 17 | 3,50 | 0,86 |
| SED_GALINDO | 2955 | 16 | 2,15 | 0,54 |
| SED004R | 1760 | 53 | 4,21 | 0,73 |
| SED_AXPE | 935 | 36 | 3,89 | 0,75 |
| SED_BENEDICTA | 4690 | 68 | 4,43 | 0,73 |
| SED0101 | 730 | 35 | 4,32 | 0,84 |

La diversidad presentó el máximo (4,43 bit·ind⁻¹) en la estación externa SED_BENEDICTA y el valor más bajo (2,15 bit·ind⁻¹) en SED_GALINDO (Tabla 8.2).

En 2022 los anélidos dominaron claramente en todas las estaciones en cuanto a riqueza (con 40 – 71%), seguidos por los moluscos (con 21 – 39%) y, en tercer lugar, los artrópodos (con 6 – 20%).

En cuanto a densidad, los anélidos y los moluscos fueron los más abundantes: los anélidos dominaron en cinco estaciones (SED08BR, SED_GALINDO, SED_AXPE, SED_BENEDICTA y SED0101) con 50 – 79%, y se situaron en segundo lugar en una (SED_PORTU), con 32% de la dominancia. Por otro lado, los moluscos fueron dominantes en tres estaciones (SED006R, SED_PORTU y SED004R, con 34 – 67%) y se situaron en segundo lugar en cuatro (SED08BR, SED_GALINDO, SED_AXPE y SED0101, con 14–36%). Además, los artrópodos fueron codominantes, junto con los moluscos, en la estación SED004R (con 34%) y el segundo grupo dominante en dos estaciones (SED006R con 33% y SED_BENEDICTA con 16%).

En el conjunto de la Ría, y durante toda la serie histórica iniciada en 1994, se han contabilizado 717 taxa diferentes de los cuales 542 corresponden a especies, 110 a géneros y 65 a niveles taxonómicos superiores como filo, clase, familia... La contribución del año 2022 a este listado ha sido de tres especies: dos anélidos poliquetos (*Ampharete santillani*, *Scoloplos armiger*) y un molusco (*Modiolula phaseolina*). Además, otro nivel taxonómico no citado previamente en este seguimiento: *Centraloecetes* sp. (unos crustáceos). Por último, el artrópodo identificado como *Diogenes pugilator* se venía atribuyendo a un grupo de especies que, con la descripción realizada en 2022, pasa a ser *Diogenes curvimanus*.

8.4.1.1 Descripción detallada de cada estación en 2022

En la zona superior del estuario, aproximadamente a la altura del **Arriaga** (SED08BR), se obtuvieron en esta última campaña un total de 14 taxa, con una densidad media de 585 ind·m⁻². Los valores de diversidad y equitabilidad fueron moderados-altos (3,09 bit·ind⁻¹ y 0,81, respectivamente), siendo las especies más representativas los anélidos poliquetos *Capitella capitata* y *Streblospio eunataeae*, el molusco gasterópodo *Peringia ulvae*, los anélidos oligoquetos, y el anfípodo *Grandidierella japonica*. Tales taxa representaron, respectivamente, 32% (185 ind·m⁻²), 18% (105 ind·m⁻²), 9% (50 ind·m⁻²), 8% (45 ind·m⁻²) y 8% (45 ind·m⁻²) de los efectivos. La composición se asemeja bastante a la de la comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* citada por BORJA *et al.* (2004b), aunque la presencia de *Capitella capitata* podría ser indicadora de contaminación.

En la estación de **Olabeaga-Zorroza** (estación SED006R) se identificaron 46 *taxa* en 2022, con una densidad total de 3800 ind·m⁻². Los valores de diversidad y equitabilidad reflejaron un buen reparto de los individuos entre las especies identificadas (diversidad 3,88 bit·ind⁻¹ y equitabilidad 0,70). Las especies más abundantes fueron el crustáceo anfípodo *Grandidierella japonica* con el 28% de los individuos de la estación (1060 ind·m⁻²), seguido por el molusco gasterópodo *Peringia ulvae* (15% y 570 ind·m⁻²) y los moluscos bivalvos *Xenostrobus securis* (8% y 290 ind·m⁻²) y *Varicorbula gibba* (7% y 260 ind·m⁻²). Dada la relevancia de especies como *V. 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 2022 se identificaron 17 *taxa*, que alcanzaron una densidad total de 270 ind·m⁻². Los valores de la diversidad y la equitabilidad fueron moderados-altos, reflejando un relativo buen reparto de los individuos entre las especies identificadas (diversidad 3,50 bit·ind⁻¹ y equitabilidad 0,86). Destacaron los moluscos bivalvos *Varicorbula gibba* (24% y 65 ind·m⁻²), *Scrobicularia plana* (13% y 35 ind·m⁻²) y *Theora lubrica* (13% y 35 ind·m⁻²), y el anélido poliqueto *Nephtys hombergii* (11% de los efectivos y 30 ind·m⁻²). 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). 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 2022 se identificaron solamente 16 *taxa*, que alcanzaron una densidad total de 2955 ind·m⁻². Los valores de la diversidad y la equitabilidad fueron medios-bajos (diversidad 2,15 bit·ind⁻¹ y equitabilidad 0,54). Las especies dominantes fueron: el anélido poliqueto *Capitella capitata* (45% y 1320 ind·m⁻²), el molusco bivalvo *Scrobicularia plana* (32% de los efectivos y 935 ind·m⁻²) y el anélido poliqueto *Streblospio eunatae* (8% y 240 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), si bien la abundancia de *Capitella capitata* refleja contaminación.

En la campaña de 2022, en la zona de **Axpe** (estación SED004R) se identificaron un total de 53 *taxa*, con una densidad total de 1760 ind·m⁻², y unos valores altos de diversidad (4,21 bit·ind⁻¹) y equitabilidad (0,73). Las especies dominantes fueron el molusco bivalvo *Varicorbula gibba* (23% de los efectivos, densidad de 410 ind·m⁻²), y los crustáceos anfípodos *Grandidierella japonica* (14% y 250 ind·m⁻²) y *Monocorophium acherusicum* (13% y 235 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 2022 se identificaron 36 *taxa*, que alcanzaron una densidad total de 935 ind·m⁻². Esta estación presentó una riqueza intermedia y unos valores de diversidad y equitabilidad altos (3,89 bit·ind⁻¹ y 0,75). Las especies más relevantes fueron los anélidos poliquetos *Polycirrus* sp. (30% de los efectivos y densidad de 285 ind·m⁻²) y *Euclymene oerstedii* (12% y 110 ind·m⁻²), y el molusco bivalvo *Varicorbula gibba* (9% y 80 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 68 *taxa* identificados y densidad de 4690 ind·m⁻²), una diversidad alta (4,43 bit·ind⁻¹) y una equitabilidad moderada-alta (0,73). En cuanto a las especies dominantes, destacaron el anélido poliqueto *Polycirrus* sp. (1035 ind·m⁻²; 22% de los efectivos), el crustáceo anfípodo *Monocorophium acherusicum* (495 ind·m⁻²; 11% de los efectivos), y los anélidos poliquetos *Mediomastus fragilis* (415 ind·m⁻²; 9%) y *Euclymene oerstedii* (360 ind·m⁻²; 8%). Las especies dominantes en 2022 en SED_BENEDICTA sugieren la presencia de una comunidad de *Abra alba* (BORJA *et al.*, 2004b) aunque los valores de riqueza específica y diversidad superen claramente el rango definido para esta comunidad.

En el **Puente de Bizkaia** (estación SED0101) en la campaña de 2022 se encontraron valores intermedios de riqueza (35 *taxa* diferentes) y densidad (730 ind·m⁻²); aunque la diversidad y equitabilidad mostraron valores altos (4,32 bit·ind⁻¹ y 0,84, respectivamente). Por especies, el taxón dominante fue el anélido poliqueto *Prionospio fallax* con una densidad de 115 ind·m⁻², que correspondió al 16% de la densidad total de la estación; le siguieron el nemertino *Tubulanus polymorphus* (95 ind·m⁻² y 13%), el molusco bivalvo *Varicorbula gibba* (65 ind·m⁻² y 9%) y el grupo de los anélidos oligoquetos (60 ind·m⁻² y 8%). Las especies encontradas sugieren la presencia de una mezcla entre las comunidades de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule* y de *Abra alba* (BORJA *et al.*, 2004b).

Por último, el anfípodo de origen japonés *Grandidierella japonica* (JOURDE *et al.*, 2013), tras haber aparecido por primera vez en la campaña de 2015, se ha vuelto a detectar a lo largo de los años siguientes, si bien no siempre en las mismas zonas del estuario. En 2022 se ha observado en seis estaciones (ausente en SED_PORTU y SED_GALINDO), con densidades que han variado entre 10 ind·m⁻² (SED_AXPE y SED0101) y 1060 ind·m⁻² (SED006R), siendo el taxón dominante en esta última estación.

8.4.1.2 Gradiente espacial

Como puede apreciarse en la Figura 8.1, en 2022 la densidad mostró un rango muy amplio: desde el mínimo de 270 ind·m⁻² registrado en SED_PORTU (dársena situada justo aguas arriba del vertido de la EDAR), hasta el máximo de 4690 ind·m⁻² en SED_BENEDICTA (dársena localizada en la zona inferior de la Ría). No se observa un gradiente espacial definido, sino altibajos entre estaciones contiguas.

En lo referente a la riqueza específica también se observan altibajos entre estaciones contiguas (Figura 8.1).

En cuanto a la diversidad y la equitabilidad, si exceptuamos los mínimos observados en la estación SED_GALINDO (2,15 bit·ind⁻¹ y 0,54, respectivamente), estas variables no cambiaron mucho a lo largo de la Ría. Así, para el resto de las estaciones, en 2022 el rango de la diversidad fue 3,09–4,43 bit·ind⁻¹ y el de la equitabilidad 0,70–0,86. Sin embargo, en el caso de la diversidad se observa un leve gradiente de aumento entre la cabecera y la zona inferior de la Ría (Figura 8.1).

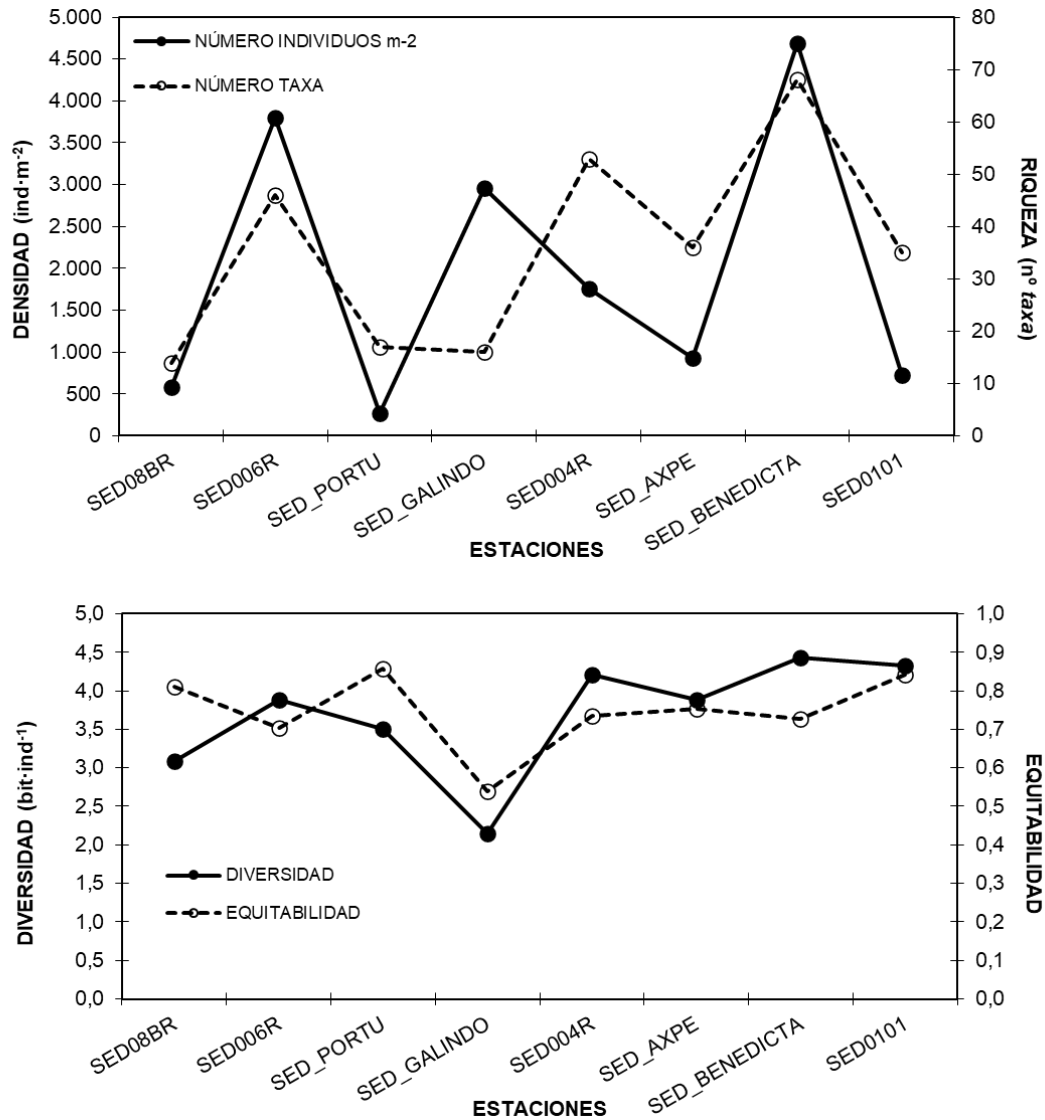


Figura 8.1. Distribución espacial de los parámetros estructurales (densidad, riqueza específica, diversidad y equitabilidad) de las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en la campaña de 2022. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha, de la más interior a la más exterior.

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 superior, para ir aumentando la riqueza y diversidad de especies (así como la presencia y dominancia de moluscos y artrópodos) hacia la zona inferior, la de influencia más marina. En 2022 una de las estaciones más cercanas a la zona inferior del estuario (SED_BENEDICTA) mostró el máximo de densidad, riqueza y diversidad. Además, la presencia del río Galindo en la parte media del estuario pareció influir en la población macrobentónica ya que la estación SED_GALINDO, justo en el tramo final del mencionado río Galindo, reflejó valores elevados en densidad, y bajos en riqueza y diversidad.

Las dominancias correspondientes a cada *phylum*, en cada una de las estaciones durante la campaña de 2022, 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 tres *phyla* y los anélidos dominaron en densidad (71% de los efectivos). Hacia el exterior, fueron apareciendo más especies y más *phyla* (hasta ocho). En las estaciones intermedias los moluscos adquirieron su mayor relevancia en cuanto a densidad (39%). La estación SED_BENEDICTA, la segunda más externa, fue la más rica (68 especies) y diversa (ocho *phyla*). Por otro lado, los valores mínimos (14 especies y tres *phyla*) se encontraron en la estación más interna (SED08BR) seguida por la más cercana al vertido de la EDAR (SED_GALINDO, con 16 especies y tres *phyla*).

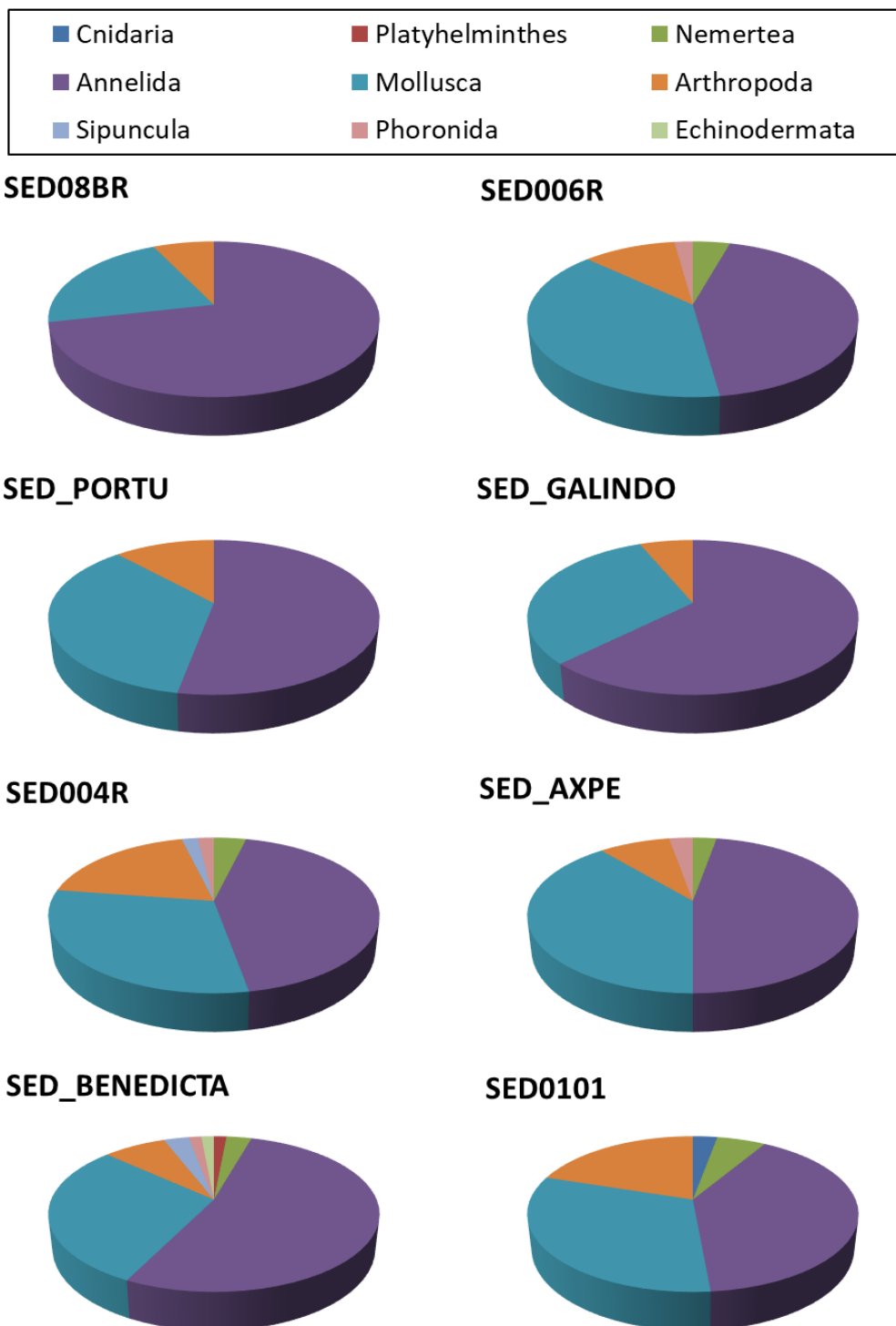
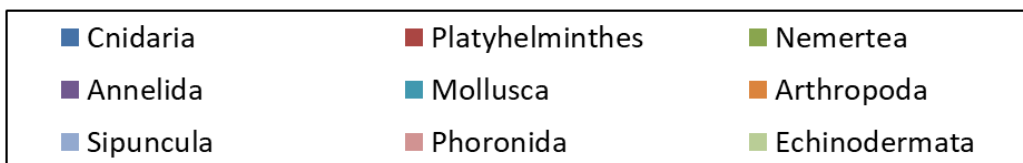
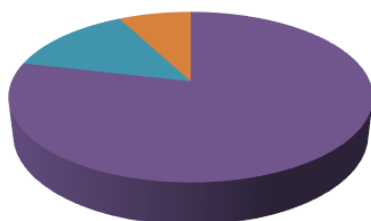


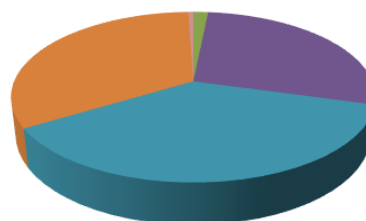
Figura 8.2. Dominancias en riqueza de *taxa* de cada *phylum* durante la campaña de 2022. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha y de arriba abajo, de la más interior a la más exterior.



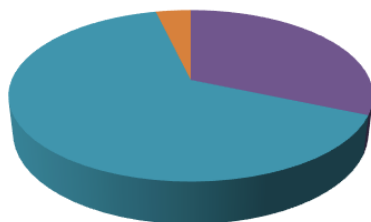
SED08BR



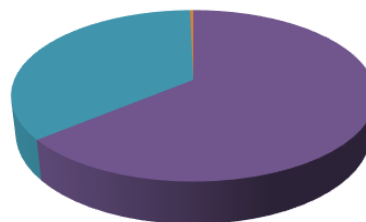
SED006R



SED_PORTU



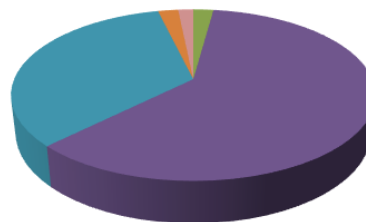
SED_GALINDO



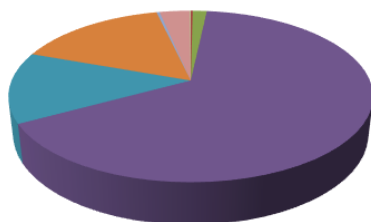
SED004R



SED_AXPE



SED_BENEDICTA



SED0101

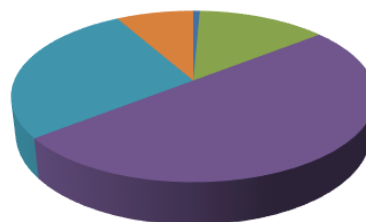


Figura 8.3. Dominancias en densidad de cada *phylum* durante la campaña de 2022. Las estaciones se ordenan, de izquierda a derecha y de arriba abajo, de la más interior a la más exterior.

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 para que fuera más acorde con la vigilancia del vertido 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 la Tabla 8.3 y en 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 2022.

En 1989 comenzaron a muestrearse las estaciones SED006R (Olabeaga-Zorroza) y SED0101 (Puente de Bizkaia). Hasta 1996 solo se encontraba macrofauna bentónica en la estación más 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 cuatro *taxa* de macroinvertebrados bentónicos en la estación SED006R en 1996 y, posteriormente, tres *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.

Como indica la Tabla 8.3., la estación más interior, SED08BR (Arriaga), presentó solo dos *taxa* en 2004, año en el que comenzó el estudio de sus comunidades. En 2005 no se detectaron macroinvertebrados bentónicos en sus muestras, lo cual indicaba que se trataba de una estación aún sometida a fuerte estrés. Pero, con altibajos, la tendencia fue en aumento hasta 2017 (cuando se observó el máximo, 20 *taxa*). Posteriormente, entre 2018 y 2020 el número de *taxa* fue descendiendo año tras año, hasta llegar a 9 *taxa*. Sin embargo, en las últimas dos campañas (2021 y 2022) se ha roto esta tendencia descendente al encontrarse 17 y 14 *taxa*, respectivamente.

Este comportamiento de avances y retrocesos en los parámetros estructurales de los macroinvertebrados bentónicos de la estación SED08BR también se ha observado en otra estación de la zona superior (SED006R). Comparando estas dos estaciones, la más interna (SED08BR) presenta 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 de ambas ya se encuentran en registros similares, mientras que en los otros dos parámetros aún se mantienen diferencias, especialmente en la riqueza taxonómica que suele ser bastante más alta en SED006R.

En cuanto a la estación SED004R (situada en la parte media de la Ría, justo aguas abajo de vertido de la EDAR), esta ha presentado organismos bentónicos de fondo blando a lo largo de todo el seguimiento (que comenzó en 2004). 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.

Tabla 8.3. Resultados globales (parámetros generales) de las comunidades bentónicas del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en el periodo 1989-2022.

| | 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 1989-2022.

| | | ESTACIÓN | | | | | | | SED 0101 |
|------------------------|------|-------------|-------------|---------------|-----------------|-------------|--------------|-------------------|-------------|
| | | SED 08BR | SED 006R | SED_ PORTU | SED_ GALINDO | SED 004R | SED_ AXPE | SED_ BENEDICTA | |
| 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 1989-2022.

| | | 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 1989-2022.

| | | 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 1989-2022.

| | | 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 |
| Nº ind·m⁻² | 2022 | 585 | 3.800 | 270 | 2.955 | 1.760 | 935 | 4.690 | 730 |
| Nº taxa | 2022 | 14 | 46 | 17 | 16 | 53 | 36 | 68 | 35 |
| Diversidad | 2022 | 3,09 | 3,88 | 3,50 | 2,15 | 4,21 | 3,89 | 4,43 | 4,32 |
| Div. Máxima | 2022 | 3,81 | 5,52 | 4,09 | 4,00 | 5,73 | 5,17 | 6,09 | 5,13 |
| Equitabilidad | 2022 | 0,81 | 0,70 | 0,86 | 0,54 | 0,73 | 0,75 | 0,73 | 0,84 |

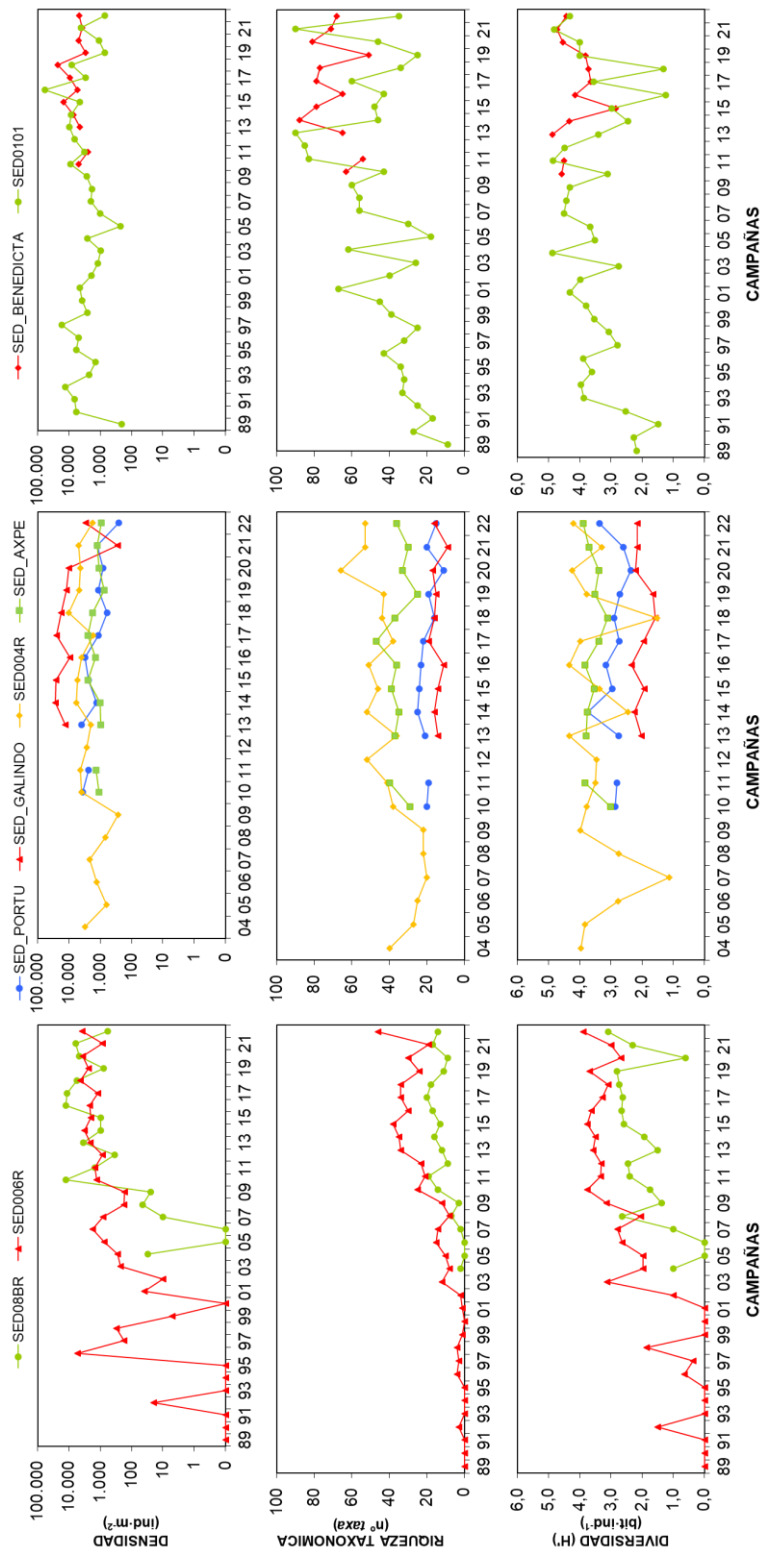


Figura 8.4. Evolución de varios parámetros estructurales de las comunidades bentónicas del estuario.

Como se aprecia en la Tabla 8.3 y en la Figura 8.4, la estación SED08BR (**Arriaga**) refleja el proceso de recolonización de la zona interna del estuario (hasta marzo de 2002 el sedimento era azoico), con episodios de avance y de retroceso de las comunidades. Sin embargo, a pesar de los 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 2022 se registraron 14 *taxa* y una densidad de 585 ind·m⁻², y la diversidad mejoró (3,09 bit·m⁻¹) con respecto al año anterior (Tabla 8.3).

La composición específica dominante de la estación SED08BR parece haberse estabilizado en los últimos años. Las especies dominantes en la campaña de octubre de 2022 fueron claramente el anélido poliqueto *Capitella capitata*, seguido por el también anélido poliqueto *Streblospio eunataeae*, el molusco gasterópodo *Peringia ulvae*, y el grupo de anélidos oligoquetos. En 2022 se encuentra por primera vez en esta estación el poliqueto *Nephtys hombergii*.

En **Olabeaga-Zorroza** (estación SED006R) comenzaron a encontrarse individuos en 1992. Hasta entonces parecía darse un avance de efectivos hacia la zona superior 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 (Figura 8.4). En la presente campaña de 2022 el número de *taxa* identificados en esta estación ha sido 46, el máximo observado hasta la actualidad. Si bien la densidad se encuentra relativamente estabilizada desde comienzos de la década de 2010 en valores cercanos a 1000–2000 ind·m⁻², en los últimos años parece haber aumentado ligeramente (3800 ind·m⁻² en 2022). La diversidad muestra en 2022 el valor más elevado de la serie (3,88 bit·m⁻¹).

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*, *Chaetozone gibber*, *S. shrubsolii*, oligoquetos y el molusco *S. plana*; y en segundo plano se encontraron los anélidos *Lagis koreni*, *P. cornuta*, *N. hombergii* y los moluscos *Varicorbula 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 2022 dominaron el crustáceo anfípodo *Grandidierella japonica* (1060 ind·m⁻²), el molusco gasterópodo *Peringia ulvae* (570 ind·m⁻²), y los moluscos bivalvos *Xenostrobus securis* (290 ind·m⁻²) y *V. gibba* (260 ind·m⁻²). Este año 2022 son identificados por primera vez en esta estación 10 *taxa*: el artrópodo anfípodo *Allomelita pellucida*, el isópodo *Cyathura carinata*, los poliquetos *Aonides oxycephala*, *Chaetozone elakata*, *Mysta picta* y *Terebellides* sp., el gasterópodo *Tritia nítida*, y los bivalvos *Barnea candida*, *Ensis siliqua* y *Tellimya ferruginosa*.

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 (como *C. capitata* y *P. paucibranchiata*) siguen siendo aún relevantes en 2022. 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 2022 se identificaron 17 *taxa*, que alcanzaron una densidad total de 270 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, habiéndose registrado la menor densidad de la serie, la segunda menor riqueza y, al contrario, el segundo valor más elevado de diversidad (Figura 8.4).

En lo que a composición específica se refiere, cambió parcialmente la dominancia observada en las campañas precedentes, siendo las especies dominantes en 2022 los moluscos bivalvos *V. gibba* (65 ind·m⁻²), *S. plana* (35 ind·m⁻²) y *T. lubrica* (35 ind·m⁻²), y el anélido poliqueto *N. hombergii* (30 ind·m⁻²). Este año 2022 son identificados por primera vez en esta estación seis *taxa*: los crustáceos copépodos y *Pisidia longicornis*, y los poliquetos *Desdemona ornata*, *Heteromastus filiformes*, *Malmgrenia* sp. y *Terebellides* sp.

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 16 *taxa* en 2022 con una densidad total de 2955 ind·m⁻². No se observa una clara tendencia en los parámetros estructurales de la población, sin fuertes altibajos de año a año (excepto la caída observada en la densidad en el año 2021), aunque quizás sí una ligera disminución de la densidad (Figura 8.4).

A pesar de que la composición específica básica se mantiene como los años precedentes, en 2022 cambiaron las especies dominantes, destacando el anélido poliqueto *Capitella capitata* (1320 ind·m⁻²), el molusco bivalvo *S. plana* (935 ind·m⁻²), y el poliqueto *Streblospio eunatae* (240 ind·m⁻²). Este año 2022 son identificados por primera vez en esta estación dos especies: los poliquetos *Glycera tridactyla* y *Maldane glebifex*.

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 2022 se encontraron 53 *taxa*, con una densidad total de 1760 ind·m⁻² y diversidad de 4,21 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 2022 en Axpe (estación SED004R) repiten de años anteriores el molusco bivalvo *V. gibba* (410 ind·m⁻²) y el crustáceo anfípodo *G. japonica* (250 ind·m⁻²), y se incluye el crustáceo anfípodo *Monocorophium acherusicum* (235 ind·m⁻²). Este año 2022 son identificados por primera vez en esta estación 14 *taxa*: los crustáceos *Ampelisca brevicornis*, *Centraloecetes* sp., *Diogenes curvimanus*, los moluscos bivalvos *Fabulina fabula*, *Parvicardium exiguum* y *Spisula subtruncata*, y los poliquetos *Branchiomaldane vincentii*, *Eupolymnia nebulosa*, *Myrianida prolifera*, *Paucibranchia bellii*, *Pista cristata*, *Prionospio pulchra*, *Streblosoma bairdi* y *Terebellides* sp.

Las especies principales identificadas son características de la comunidad de *Abra alba* (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 la mencionada comunidad. Los parámetros estructurales (densidad, riqueza específica y diversidad) muestran valores iguales o ligeramente superiores a los estimados por BORJA *et al.* (2004b) para dicha comunidad.

La estación correspondiente a la **dársena de Axpe** (SED_AXPE) se incorporó en la campaña de 2010. En 2022 se identificaron 36 *taxa* diferentes, con una densidad total de 935 ind·m⁻² y una diversidad de 3,89 bit·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 2022 los poliquetos *Polycirrus* sp. (285 ind·m⁻²) y *Euclymene oerstedii* (110 ind·m⁻²) y el bivalvo *V. gibba* (80 ind·m⁻²). Este año 2022 se identifican por primera vez en esta estación dos especies: el molusco bivalvo *Spisula subtruncata* y el poliqueto *Scoloplos armiger*.

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 la comunidad de *Abra alba*, y los parámetros estructurales se encuentran dentro del rango estimado para ella (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 2022 se mantienen los valores elevados de riqueza específica con 68 *taxa* identificados, que alcanzaron una densidad total de 4690 ind·m⁻² y una alta diversidad específica de 4,43 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 2022 dominaron el poliqueto *Polycirrus* sp. (595 ind·m⁻²), el anfípodo *Monocorophium acherusicum* (495 ind·m⁻²), y los poliquetos *Mediomastus fragilis* (415 ind·m⁻²) y *Euclymene oerstedii* (360 ind·m⁻²), repitiéndose algunas de las especies dominantes de años precedentes. Este año 2022 son identificados por primera vez en esta estación 10 *taxa*: el molusco gasterópodo *Bittium reticulatum*, el bivalvo *Modiolula phaseolina*, los poliquetos *Ampharete santillani*, *Malmgrenia andreapolis*, *Neoamphitrite* sp., *Prionospio sanmartini* y *Streblospio eunatae*, el ofiuroido *Amphiura chiajei*, el crustáceo *Diogenes curvimanus* y el sipuncúlido *Nephasoma* sp.

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, 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). En el año 2022 los anélidos representan el 50% de los ejemplares en densidad, los moluscos el 27%, los nemertinos el 13% y los artrópodos el 8%.

A grandes rasgos, la evolución de la densidad a lo largo de toda la serie 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 $730 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ en 2022. En lo que a número de *taxa* se refiere, la estación SED0101 ha mostrado una tendencia creciente desde el año 1989 (nueve *taxa*) hasta 2013 (en el que se alcanzan 90 *taxa*) y, a partir de ahí, una tendencia descendente con fuertes altibajos hasta los 35 *taxa* de 2022. 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). No obstante, parece que a partir de 2014 la tendencia es ascendente (si se obvian los bajos valores de 2016 y 2018).

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 la 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 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 dominaron *M. acherusicum* y los oligoquetos. En 2019 volvió a distribuirse la dominancia entre un mayor número de *taxa*: oligoquetos, el nemertino *T. polymorphus*, los bivalvos *V. gibba* y *Spisula elliptica*, y los poliquetos *N. hombergii* y *Spirobranchus lamarcki*. En 2020, las especies dominantes fueron oligoquetos, junto con bivalvos (*V. gibba* y *Solen marginatus*). En 2021 volvieron a aparecer especies que dominaban en 2019: oligoquetos, poliquetos (*Spirobranchus lamarcki* y *Prionospio parapari*) y el nemertino *T. polymorphus*. En 2022 han dominado el poliqueto *Prionospio fallax* (115 ind·m⁻², 16%), el nemertino *T. polymorphus* (95 ind·m⁻², 13%), el bivalvo *V. gibba* (65 ind·m⁻², 9%) y el grupo de oligoquetos (60 ind·m⁻², 8%), y se han registrado por primera vez en esta estación el poliqueto *Polycirrus* sp. y el crustáceo *Diogenes curvimanus*.

Puede afirmarse que en la estación SED0101, Puente de Bizkaia, se encuentran especies características tanto de la comunidad de *Tellina-Venus* 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, los resultados de esta última campaña confirman la colonización progresiva de la zona superior del estuario, que comenzó a detectarse en 1995 (BORJA *et al.*, 1996a, 2000b; FRANCO *et al.*, 1998–2013). En este proceso cabe destacar el año 1999, cuando en la estación SED006R (Olabeaga-Zorroza) 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*. También, el año 2004, cuando se encontraron animales bentónicos vivos en la estación SED08BR (Arriaga).

En los procesos de recolonización 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). Así, a pesar de que la campaña de 2005 fue negativa respecto a la tendencia general, una posterior mejoría llevó a 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 catorce campañas (2009–2022), los resultados confirman la mejoría, especialmente en la parte superior y media de la Ría.

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 2022, 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 2022, en la estación **SED08BR** dominaron las especies tolerantes, adscritas al grupo ecológico (GE) III (43%), con un 39% de oportunistas de primer orden (GE V) y 12% de oportunistas de segundo orden (GE IV) (Figura 8.5). Esto hace que el valor promedio de AMBI para la estación sea 4,3, un valor inferior al de las dos campañas anteriores. En el último año se ha visto un claro aumento de especies de los GE III y II, a cambio de un descenso de los GE V y IV, lo cual parece indicar una clara mejoría de las condiciones tras el brusco empeoramiento observado en 2020. La calificación de la estación (**alteración moderada**) es la misma que la de la campaña pasada de 2021.

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 2022 el grupo de especies tolerantes (GE III) se mantiene como el grupo dominante (67%) seguido de los oportunistas de segundo orden (GE IV, 18%). Como resultado, el valor de AMBI (3,2) ha descendido ligeramente, y ha pasado a una situación de **alteración ligera**.

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 2022 se ha vuelto a hallar una situación de **alteración ligera** (AMBI=2,7). Este año han dominado las especies tolerantes (GE III, 36%), seguido de cerca por oportunistas de segundo orden (GE IV, 30%); las indiferentes (GE II) y sensibles (GE I) se reparten el resto (17% y 16%, respectivamente) (Figura 8.5). Debe destacarse la desaparición de las especies de primer orden (GE V) que, en un año, han pasado de ser los dominantes (con más de la mitad de los efectivos) a estar ausentes.

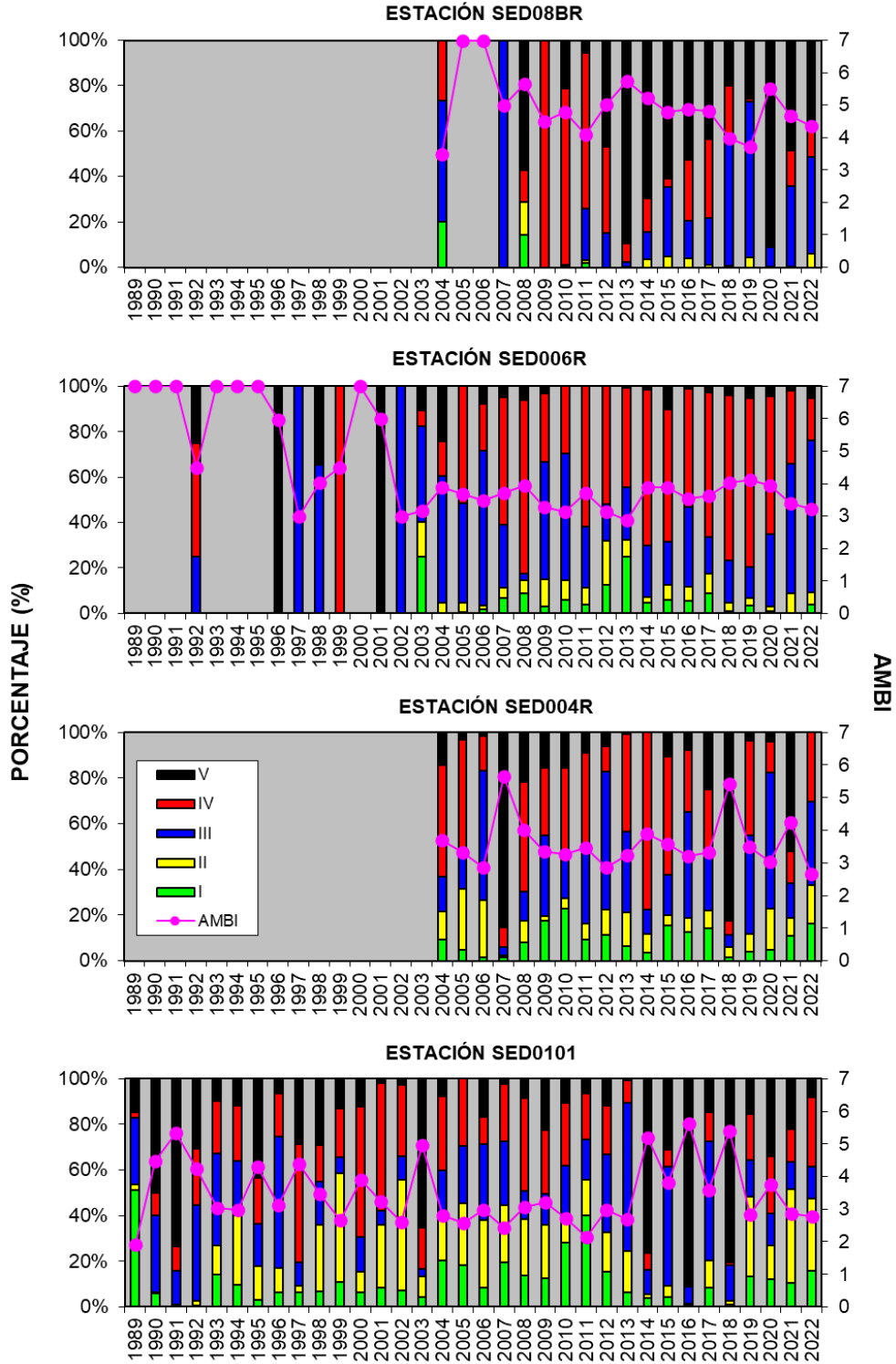


Figura 8.5. Evolución temporal de los valores del AMBI y del porcentaje de cada uno de los grupos ecológicos en las estaciones del estuario del Nerbioi-Ibaizabal. Se muestran solo aquellas estaciones de las que se dispone de una serie más o menos larga y que se han muestreado en 2022.

La estación **SED0101** alcanzó el valor 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. En 2022 se mantiene esta situación de **alteración ligera**, con un valor de AMBI de 2,8, debido a que dominan las especies indiferentes (GE II, 31%) seguidas por las oportunistas de segundo orden (GE V, 30%).

En cuanto a las estaciones incorporadas en 2010 y 2013 (SED_GALINDO, SED_AXPE, SED_PORTU y SED_BENEDICTA), en la campaña de 2022 la primera presentó una situación de **alteración moderada** y las tres restantes de **alteración ligera**, con valores de AMBI entre 2,8 y 4,6.

En SED_PORTU en 2022 dominaron las especies tolerantes (38%), seguidas de oportunistas de segundo orden (34%). El valor de AMBI se mantiene muy estable a lo largo de los años, aunque parece intuirse una ligera tendencia descendente (Figura 8.6).

En SED_GALINDO en 2022 dominaron las especies oportunistas de primer orden (51%) seguidas por tolerantes (46%). En esta estación, la situación de alteración moderada se ha mantenido bastante similar a la de los años previos (Figura 8.6).

En SED_AXPE dominaron los oportunistas de segundo orden (47%) en 2022, seguidos de tolerantes (26%) y sensibles (19%) (Figura 8.6). En esta estación los cambios porcentuales con respecto a los de la campaña previa observados en los GE ha provocado un descenso progresivo del valor de AMBI desde 2019, pasando de 3,8 a 2,9 que supone una ligera mejoría de su situación, pasando de alteración moderada a ligera.

En 2022 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 (33%) y de los sensibles (19%). El valor de AMBI apenas ha variado desde 2019 manteniéndose en la misma situación de alteración ligera (Figura 8.6).

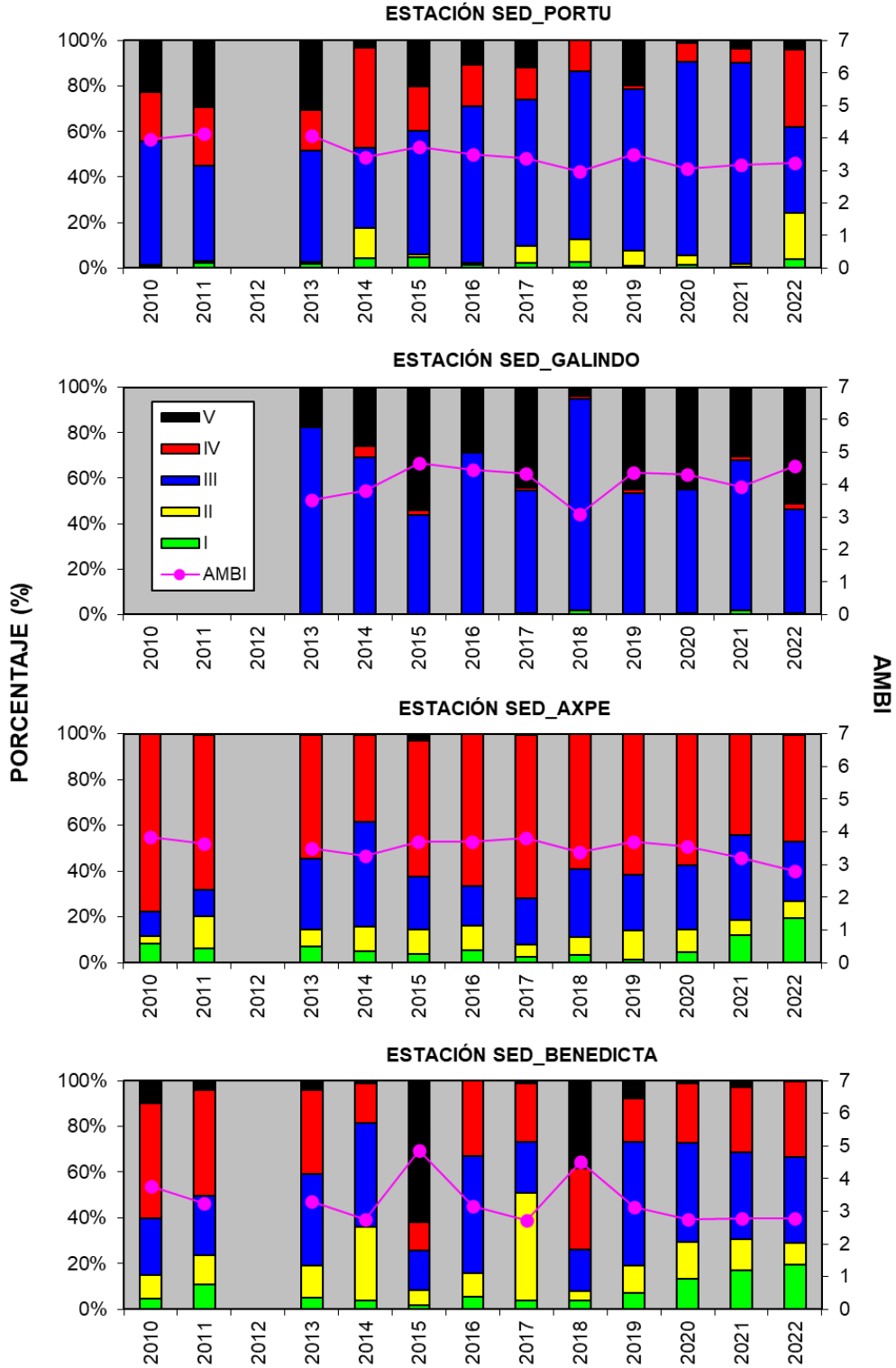


Figura 8.6. Evolución temporal del AMBI y del porcentaje de cada uno de los grupos ecológicos en las estaciones de incorporación más reciente al seguimiento: Portu, Galindo, Axpe y Benedicta.

8.5 Resumen y conclusiones

- Las comunidades bentónicas presentaron, en general, un patrón espacial de aumento en **riqueza taxonómica y diversidad** desde la zona superior (SED08BR, Arriaga) hacia la zona inferior de la Ría (SED0101, Puente de Bizkaia).
- El efecto de este gradiente también puede explicar la **distribución de los *phyla***: las menores riquezas de *phyla* se encontraron en estaciones de la zona superior (SED08BR) y media (SED_PORTU). Aunque, también, en la estación más cercana a la EDAR de Galindo (SED_GALINDO).
- Según el **índice AMBI**, en 2022 las comunidades bentónicas presentaron alteración ligera en las mayoría de las estaciones (SED006R, SED_PORTU, SED004R, SED_AXPE, SED_BENEDICTA y SED0101). Pero, en **SED08BR y SED_GALINDO presentaron alteración moderada**.
- El crustáceo anfípodo de origen japonés ***Grandidierella japonica***, tras haberse registrado por primera vez en la campaña de 2015, sigue apareciendo todos los años 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 generalmente sí la mayoría. En esta última campaña fue el taxón dominante en SED06R (Olabeaga-Zorroza), donde presentó su máximo de densidad (1060 ind·m⁻²).
- En cuanto a las **tendencias temporales de densidad, riqueza específica y diversidad** de cada estación, puede interpretarse que la zona superior (SED08BR y SED006R) se mantiene en su tendencia progresiva de mejora, aunque sea de manera muy lenta. Las estaciones de la zona media, o se encuentran relativamente estables (SED_PORTU y SED_AXPE) o no presentan ninguna tendencia clara (SED_GALINDO, SED004R y SED_BENEDICTA).
- 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 2022, el índice **AMBI** reflejó todavía alteración moderada en la **zona superior** 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 2022 **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 2022 **alteración moderada** con una comunidad bentónica relativamente estable formada casi exclusivamente por especies tolerantes y oportunistas de primer orden (como viene observándose desde 2013, cuando comenzó su seguimiento).
- Por otro lado, la zona del Puente de Bizkaia, **estación SED0101**, presentó una tendencia de mejoría desde el inicio del seguimiento en 1989 hasta mediados de la década de 2010. Tras los inesperados resultados de los años 2014, 2016 y 2018, que indicaban una fuerte alteración en la comunidad macrobentónica, esta estación muestra desde 2019 unos valores de AMBI más acordes con su ubicación en el estuario. Así, en las últimas campañas presenta comunidades que reflejan alteración ligera (2019, 2021 y 2022) o moderada (2020). La alteración de la comunidad entre 2014 y 2018 pudo responder al aliviadero de tormentas de Lamiako, situado aguas arriba, que aportase materia orgánica, pero puede que también a otras presiones no relacionadas con vertidos directos (dragados, fuentes difusas de contaminación, etc.).

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 2022, 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 | 16 |
| Nerbioi Interior | N_FD_LAMIAKO | De la dársena La Benedicta, a Udondo | 9 |
| | 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 ascendente). Posteriormente, se muestrearon las estaciones de Olabeaga y Rontegi (esta última ya en pleamar) y, para terminar, Lamiako (en marea vaciante).

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

| FECHA | PLEAMAR | | BAJAMAR | | ARRASTRES | | TRAMOS |
|------------|---------|------------|---------|------------|---------------|--|--|
| | hora | altura (m) | hora | altura (m) | hora | fase mareal | |
| 04/10/2022 | 12:31 | 3,64 | 05:54 | 1,95 | 08:20 – 16:20 | Marea ascendente – Pleamar – Marea vaciante. | Abra interior – Olabeaga – Rontegi – Lamiako |

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.

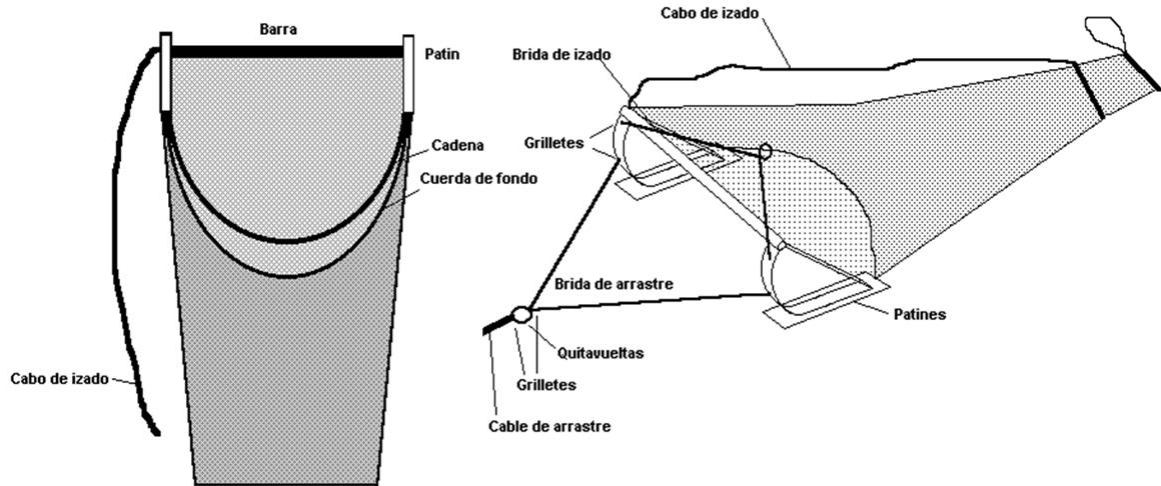


Figura 9.2. Esquema de la red de percha empleada en el muestreo de fauna demersal en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal.

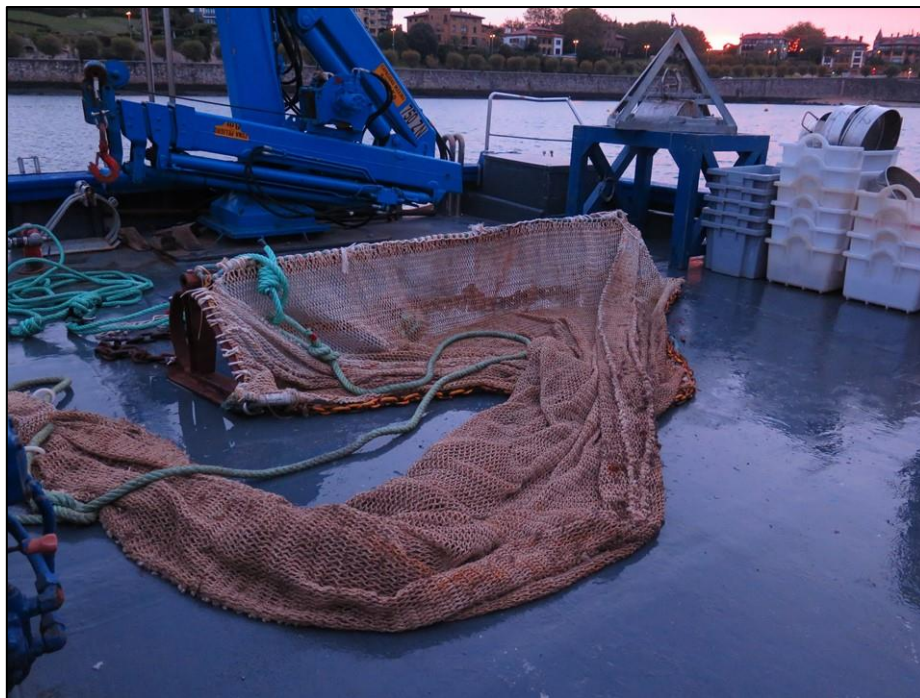


Figura 9.3. Fotografía de la red sobre el barco en el puerto, antes de comenzar el muestreo.

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.

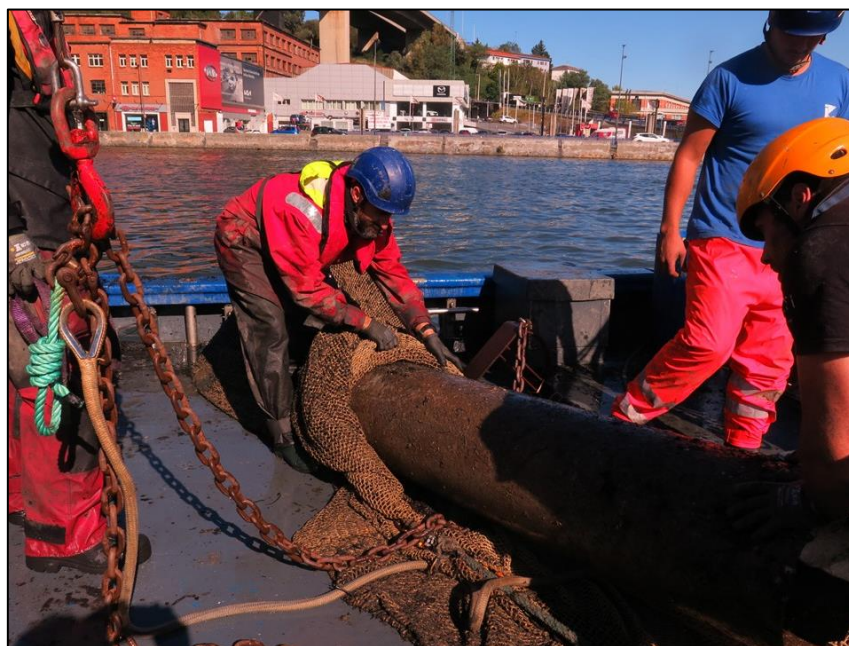


Figura 9.5. Tubo recogido en 2021, en un lance en la zona de Rontegi. Este lance se consideró inválido.

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 2022

En 2022 se capturaron 22 taxones de peces y 14 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 57 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 65 en el caso de los peces y 36 en el de los crustáceos.

En el muestreo realizado en 2022 se detectó en Rontegi la especie *Zebrus zebrus* (gobio cebra), especie que no había sido identificada en muestreos previos realizados por el CABB en este estuario. Además, *Diplodus cervinus* (sargo breado) y *Raja undulata* (raya mosaica) fueron observados por vez primera en el Abra interior y Lamiako, respectivamente (Tabla 9.3). El resto de las especies observadas en 2022 se suelen identificar habitualmente en estos muestreos.

Tabla 9.3. Especies identificadas por primera vez en 2022 (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>Diplodus cervinus</i> | Sargo breado | X | | | |
| <i>Raja undulata</i> | Raya mosaica | | X | | |
| <i>Zebrus zebrus</i> | Gobio cebra | | | | X |

En la Figura 9.7 se muestran, para cada tramo, los taxones de peces observados en 2022. La mayoría fueron hallados en una estación (64%) mientras que solo una pequeña parte se detectaron en todos los tramos (23%) o en tres de ellos (9%).

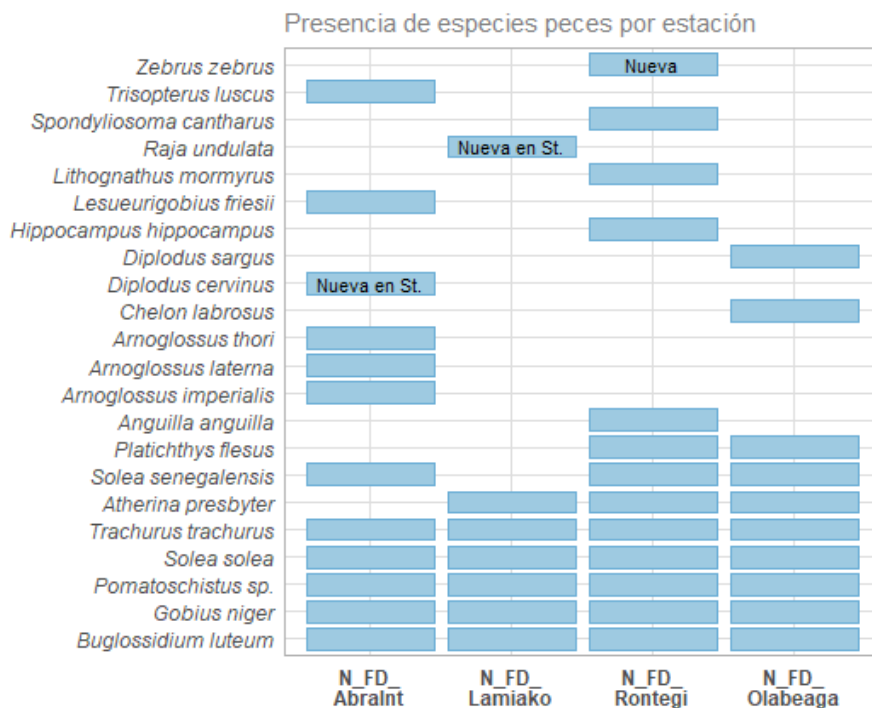


Figura 9.7. Taxones de peces capturados en cada uno de los tramos en 2022 y ordenados de acuerdo a su distribución a lo largo del estuario. El texto “Nueva” indica que la especie ha sido capturada por primera vez en el estuario; “Nueva en la St.”, que ha sido capturada por primera vez en esa estación.

La mayoría de las especies residentes, es decir todas aquellas especies que pasan la mayor parte de su vida en el estuario, como *Solea solea* (lenguado común), *Gobius niger* (chaparrudo) y *Pomatoschistus spp.* (cabuxinos), se detectaron en los cuatro tramos del estuario. Del resto de especies residentes, *Platichthys flesus* (platija) aparece en la zona interna del estuario (Rontegi y Olabeaga) mientras que la presencia de la especie alóctona *Zebrus zebrus* (gobio cebra) se reduce a la estación de Rontegi.

En cuanto a los peces planos, su localización espacial varió para las distintas especies (Figura 9.7). *Buglossidium luteum* (tambor), *Solea solea* (lenguado común) y *S. senegalensis* (lenguado senegalés) presentaron una amplia distribución, aunque el último no se detectó en Lamiako. *Platichthys flesus* (platija) fue capturado en los dos tramos más internos (Rontegi y Lamiako) en torno a la pleamar. Otras se detectaron únicamente en el Abra: *Arnoglossus laterna* (soldado), *A. thori* (peludilla) y *A. imperialis*. En conjunto, la riqueza de peces planos varió entre 2 (Lamiako) y 6 (Abra interior).

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 2022. Al igual que los peces, fue mayor la proporción de los capturados en una estación (50%) o en dos (36%), que la de los detectados en tres de ellos (14%). Ningún taxón de crustáceos presentó una distribución global en el estuario.

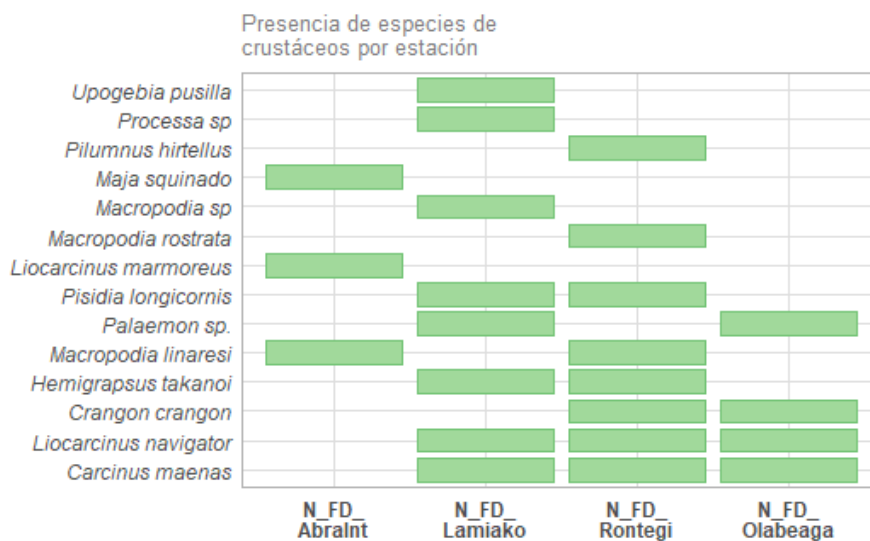


Figura 9.8. Taxones de crustáceos capturados en cada uno de los tramos en 2022 y ordenados de acuerdo a su distribución a lo largo del estuario.

Entre los crustáceos, *Liocarcinus navigator* (cangrejillo arqueado) y *Carcinus maenas* (cangrejo verde), fueron los únicos que se observaron a lo largo de las tres estaciones de la Ría (Lamiako, Rontegi y Olabeaga). A su vez, *Maja squinado* (centollo), *Liocarcinus marmoreus* (cangrejillo nadador marmolado) y *Macropodia linaresi* (cangrejo araña) se encontraron solamente en el Abra interior (Figura 9.8). En Lamiako *Processa sp.* y *Macropodia sp.*, nuevos en el listado, no se contabilizan como nuevas detecciones porque se habían identificado en años anteriores a nivel de especie.

Los crustáceos *Hemigrapsus takanoi* y *Palaemon macrodactylus* (quisquilla japonesa) son especies alóctonas de origen asiático que a lo largo de los últimos años se han capturado de forma habitual. *Hemigrapsus takanoi* está presente en casi todos los estuarios de la costa vasca, mientras que *Palaemon macrodactylus* hasta ahora solo se ha observado en los estuarios del Nerbioi-Ibaizabal y del Oiartzun. A este respecto se debe indicar que, aunque para las representaciones gráficas 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. Quisquillas del género *Palaemon*, así como *Hemigrapsus takanoi* se detectaron en 2022 en la Ría, entre Lamiako y Olabeaga (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 *Spondylisoma cantharus* (chopa) y *Diplodus sargus* (sargos), entre otros. En el grupo de predadores se incluye por ejemplo *Trachurus trachurus* (chicharro).

En la Figura 9.9 se representan las principales variables estructurales, calculadas con los resultados de la campaña de 2022: riqueza taxonómica y abundancia (diferenciando crustáceos y peces), e índice de diversidad (para la comunidad total y para los peces).

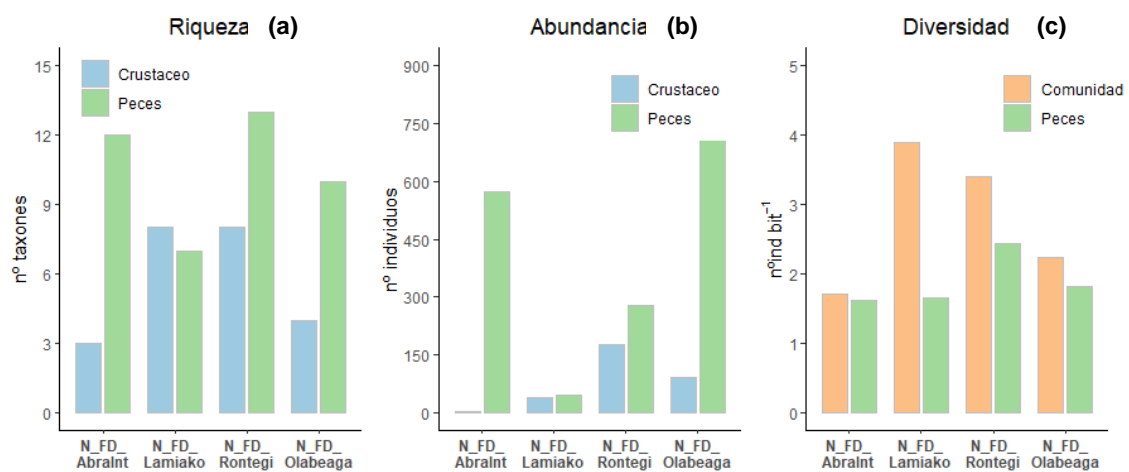


Figura 9.9. Distribución espacial de las principales variables estructurales de la comunidad en 2022: (a) riqueza, o número de especies, de peces y de crustáceos; (b) abundancia, o número de individuos, de peces y de crustáceos; (c) índice de diversidad calculado para la comunidad en su conjunto (crustáceos y peces) y solo para la comunidad de los peces.

En cuanto a la riqueza de peces, en Rontegi se encontraron 13 taxones (el máximo), 12 en el Abra, 7 en Lamiako (el mínimo) y 10 en Olabeaga. Para los crustáceos el máximo de riqueza (8) se observó tanto en Lamiako como en Rontegi, siendo aproximadamente el doble que en Abra Interior y 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 (4 ejemplares), en comparación con el resto de los tramos. En Rontegi la mayor parte de la abundancia se debió al cangrejillo arqueado *Liocarcinus navigator*, mientras que en Olabeaga a la quisquilla gris (*Crangon crangon*).

En cuanto a los índices de diversidad, las zonas de Lamiako y Rontegi presentaron los valores más altos para la comunidad (crustáceos y peces en conjunto), pero para los peces solo destacó ligeramente Rontegi. El Abra interior mostró los mínimos en ambos índices y en Olabeaga también se observaron valores relativamente bajos. En la zona interior de la Ría esto último puede explicarse por la dominancia de unos pocos taxones (peces de pequeño tamaño) en el número de efectivos (Figura 9.9c).

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. En 2022 Lamiako se muestreó unas 3 h después de la pleamar, por lo tanto, en el momento de mayor corriente de vaciado de la Ría.

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.

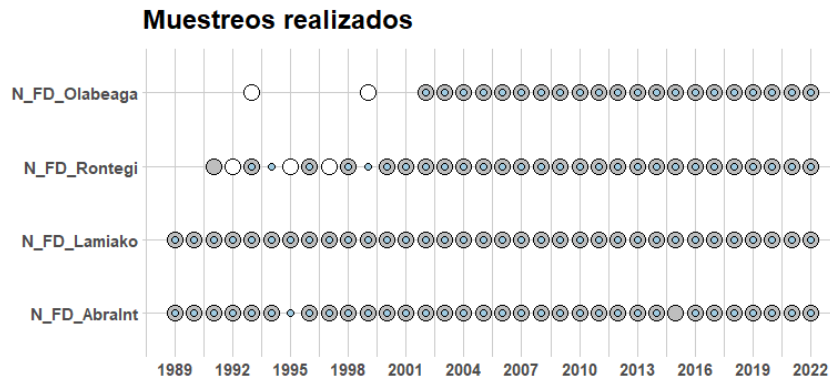


Figura 9.10. Para cada una de las estaciones del estuario, se señalan con círculos de color gris los años en los que se capturaron peces en los muestreos de arrastre anuales y, con círculos más pequeños de color azul, los años en los que se capturaron crustáceos. Los círculos en blanco indican los años en los que no hubo captura alguna.

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), por lo que, no hay una tendencia clara.

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, debido principalmente a la presencia masiva de quisquillas (*Crangon crangon*, *Palaemon* spp.) por lo menos en aquellas estaciones en las que hay registro desde entonces (Abra interior, Lamiako y Rontegi).

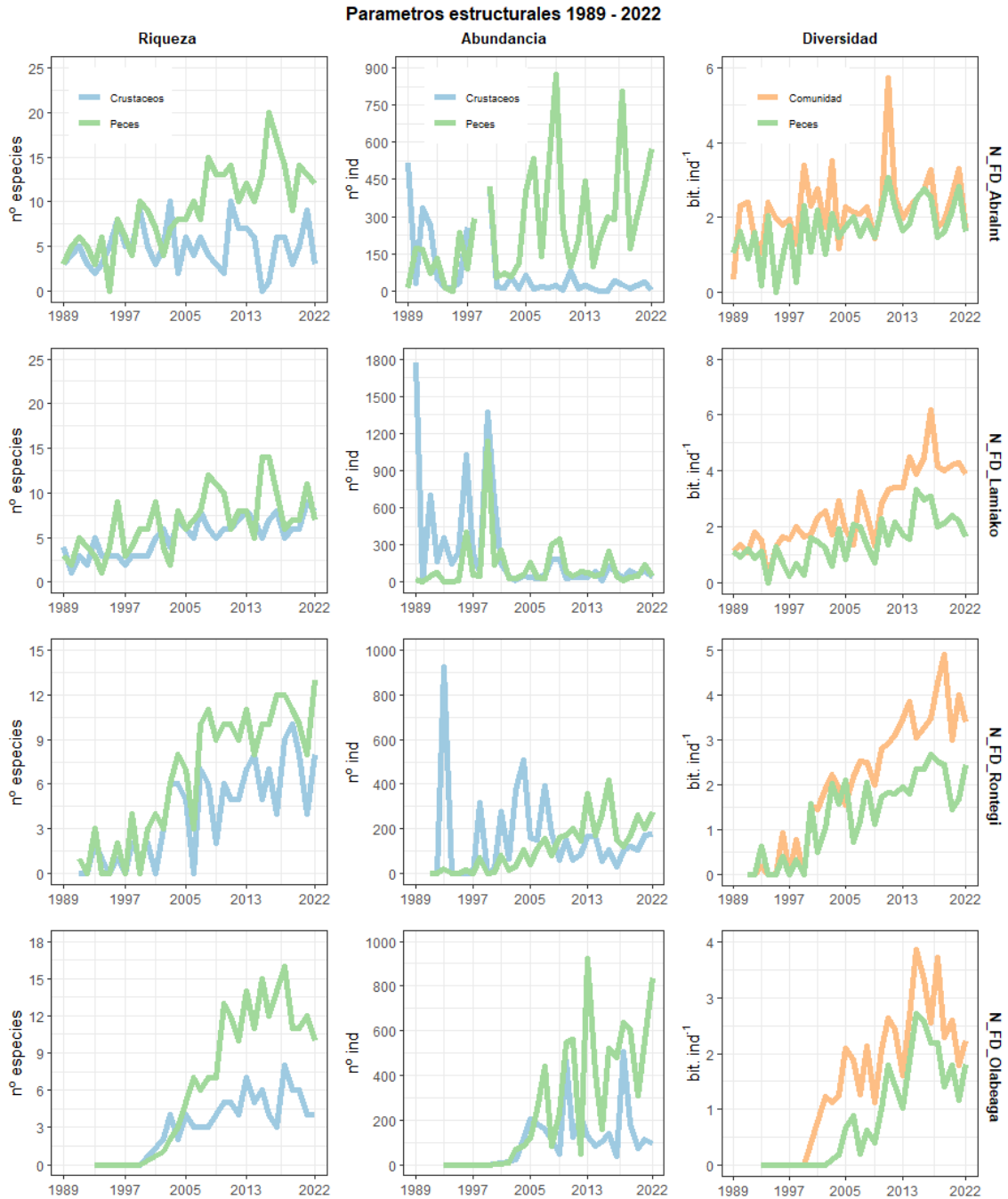


Figura 9.11. Evolución de la riqueza taxonómica, abundancia y diversidad de fauna demersal entre 1989 y 2022 en los diferentes tramos del estuario.

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 (GAUTHIER, 2001).

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.

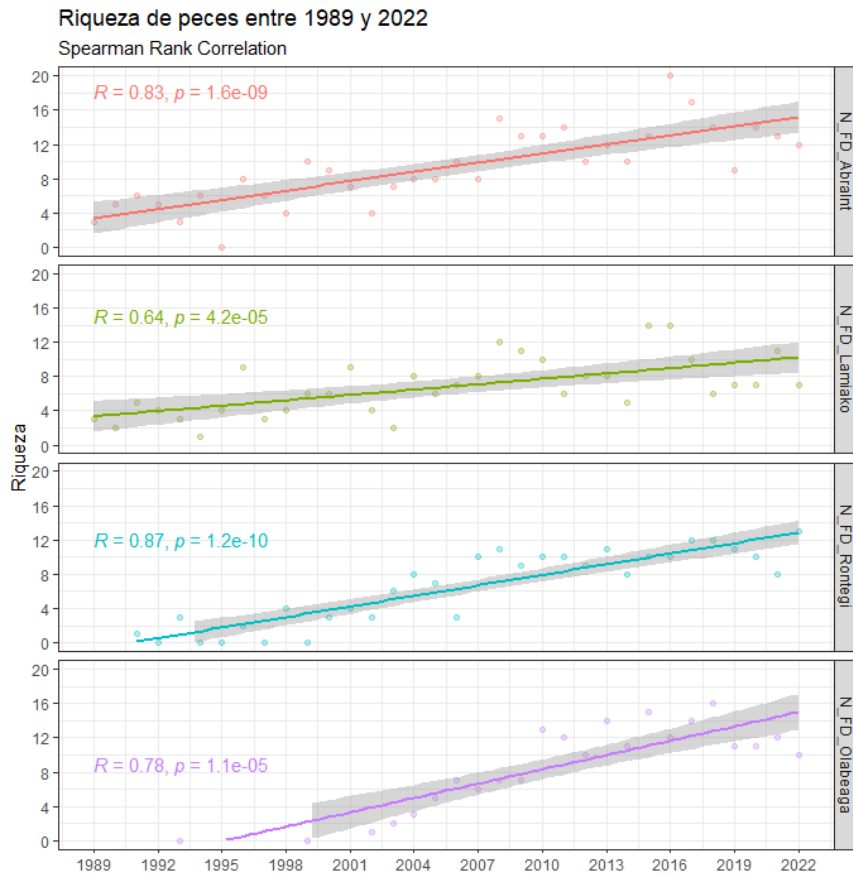


Figura 9.12. Correlación de Spearman y su nivel de significación para la riqueza de peces en función del tiempo, en cada uno de los tramos muestreados.

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).

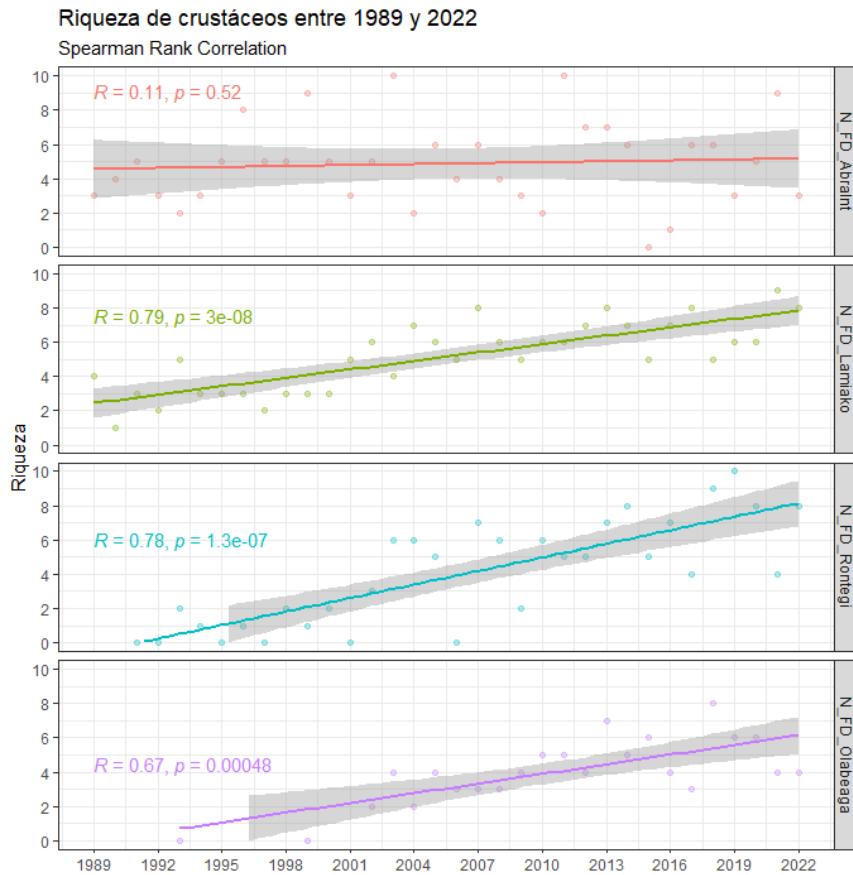


Figura 9.13. Correlación de Spearman y su nivel de significación para la riqueza de crustáceos en función del tiempo, en cada uno de los tramos muestreados.

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). Bastante 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. A partir de la década de 2010 las especies nuevas se han detectado con más frecuencia en la masa de agua exterior.

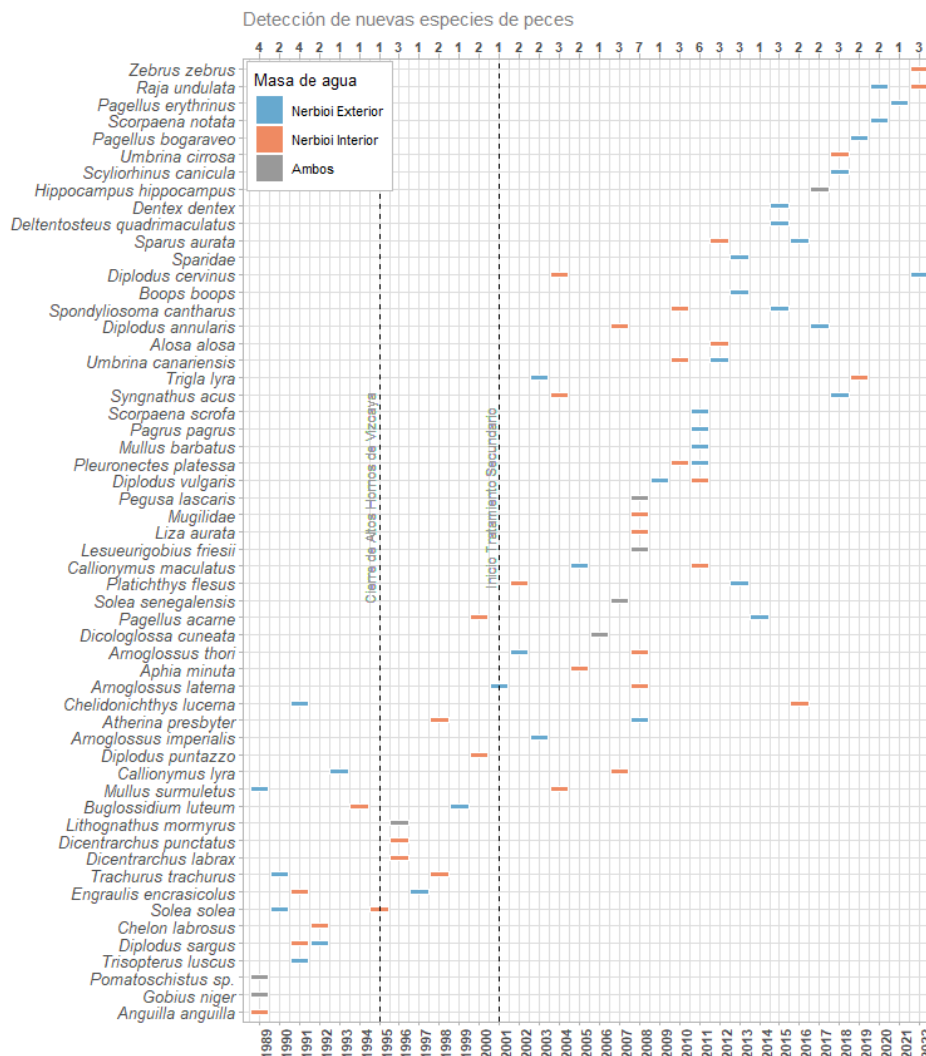


Figura 9.14. Detección de nuevas especies de peces a lo largo de toda serie histórica de acuerdo a la masa de agua (presencia en Nerbioi Exterior, en Nerbioi Interior y o en ambas masas). En la parte superior de la gráfica se indica el número total de taxones nuevos detectados en cada uno de los años.

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 23 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 2002-2022).

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* (cangrejillo marmolado) 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.

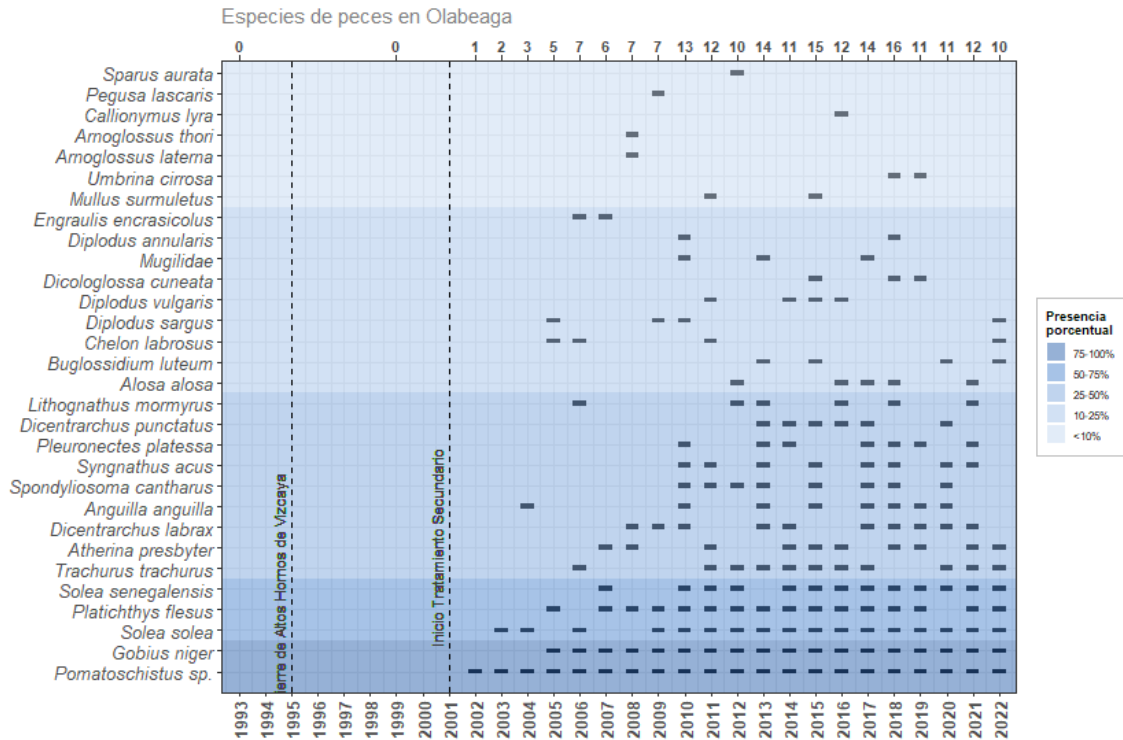


Figura 9.16. Listado de especies de peces capturados en la zona de Olabeaga entre 2002 y 2022. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. En los años 1993 y 1999 se llevaron a cabo muestreos, pero las capturas fueron nulas.

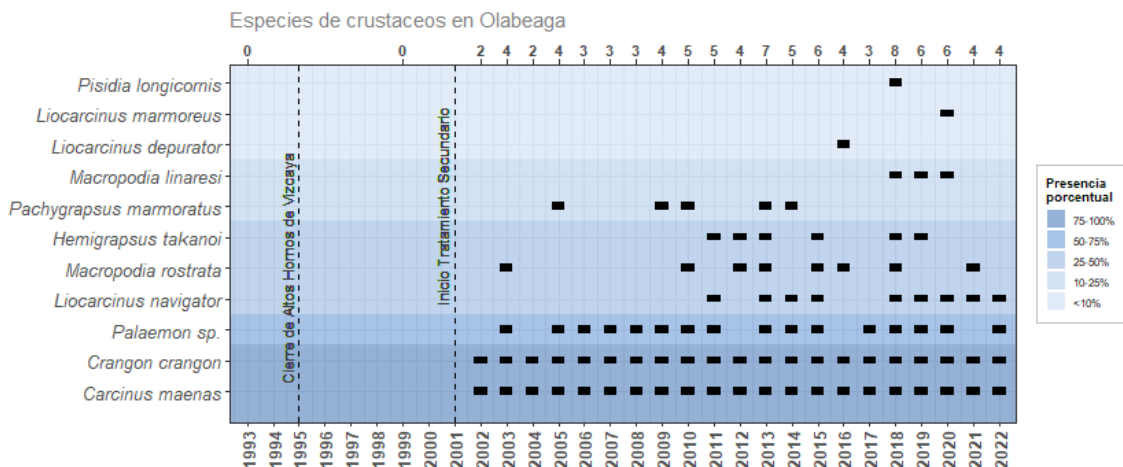


Figura 9.17. Listado de especies de crustáceos capturados en la zona de Olabeaga entre 2002 y 2022. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. En los años 1993 y 1999 se llevaron 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 32 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 2022; 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 2022.

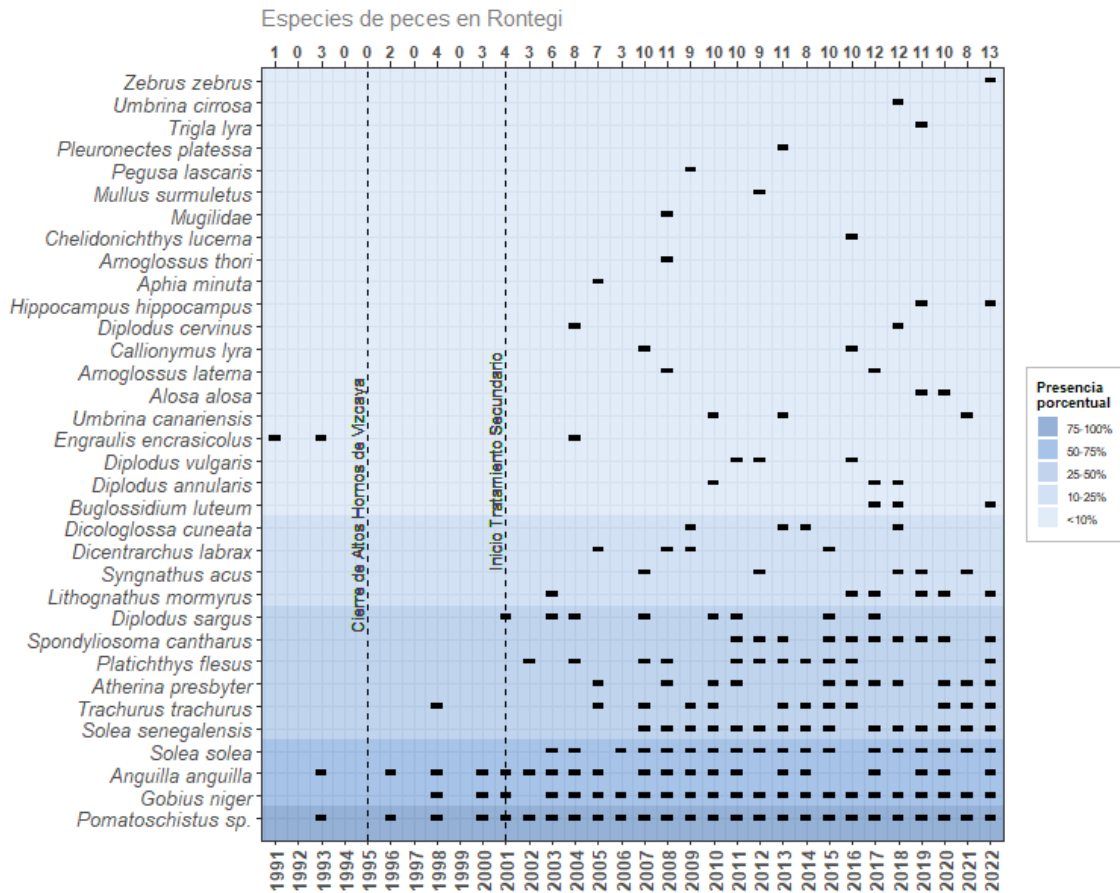


Figura 9.19. Listado de especies de peces capturados en la zona de Rontegi entre 1991 y 2022. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. Las líneas grises muestran el año del 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 detección de nuevas 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), *Solea solea* (lenguado común) 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) y *Crangon crangon* (quisquilla gris) 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).

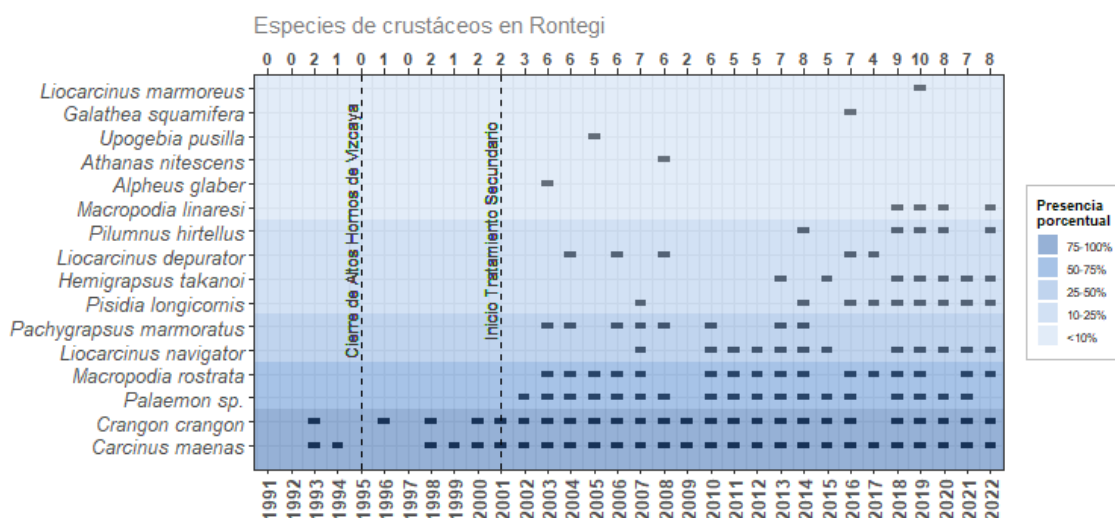


Figura 9.20. Especies de crustáceos capturados en la zona de Rontegi entre 1991 y 2022. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. Las líneas grises muestran el año del cierre 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.

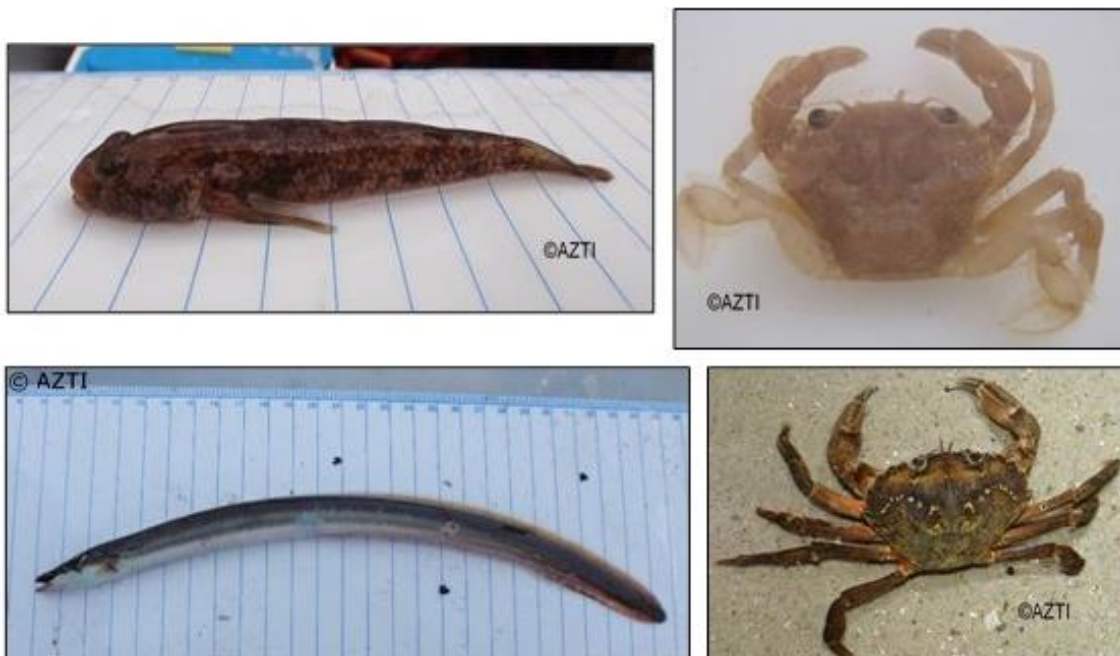


Figura 9.21. En el sentido de las agujas del reloj, empezando por la imagen superior izquierda: *Gobius niger* (chaparrudo), *Liocarcinus navigator* (cangrejo nadador), *Carcinus maenas* (cangrejo verde) y *Anguilla anguilla* (anguila), especies que aparecen con frecuencia en la zona de Rontegi.

9.4.2.3 Evolución de la zona de Lamiako

El análisis de la serie histórica de Lamiako (que comprende los datos referidos a 34 muestreos anuales realizados hasta la fecha) refleja que, tanto el cierre de Altos Hornos de Vizcaya, como la puesta en marcha del tratamiento secundario (biológico) en la EDAR de Galindo, coincidieron un incremento progresivo de la riqueza de especies, que parecen 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 hacia la 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 *Spondylisoma cantharus* (chopa) y *Diplodus vulgaris* (muxarra); peces planos, como *Dicologlossa cuneata* (acedía) y *Buglossidium luteum* (tambor); *Mullus surmulletus* (salmonete de roca), etc.

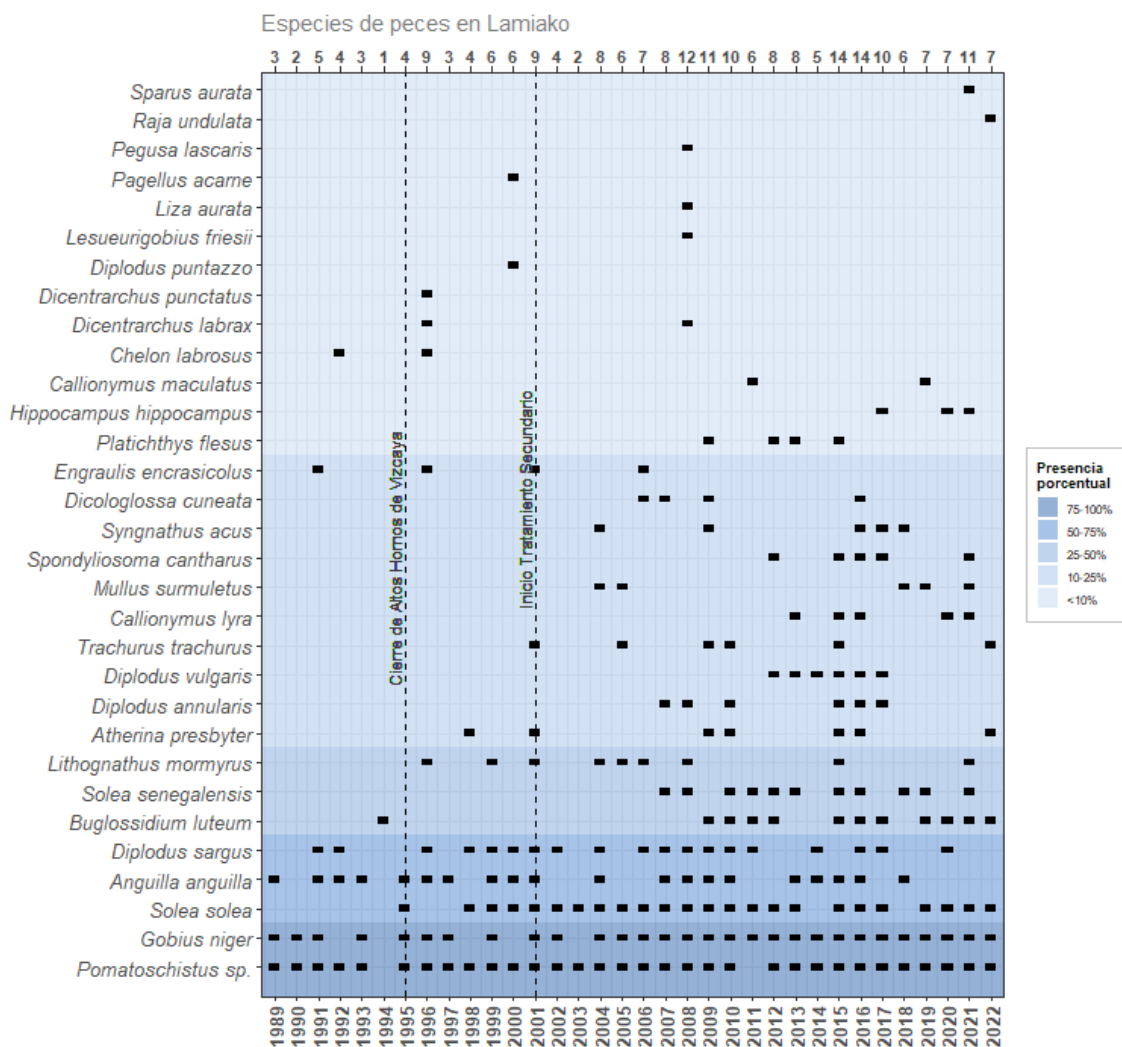


Figura 9.22. Listado de especies de peces capturados en la zona de Lamiako entre 1989 y 2022. El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). Las líneas grises muestran el año del 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 draguncillo 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 2022. 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).

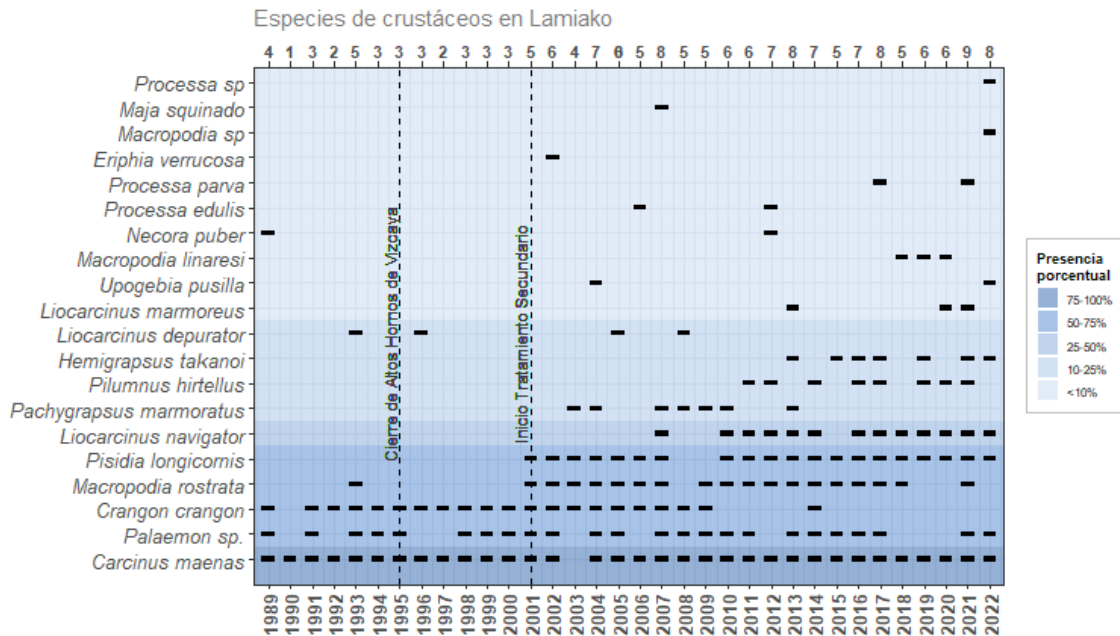


Figura 9.24. Listado de especies de crustáceos capturados en la zona de Lamiako entre 1989 y 2022. El eje X superior indica el número de especies de peces identificado cada año. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). Las líneas grises muestran 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 perciben cambios que parecen responder a 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 desde entonces en cuanto a la riqueza de especies y crustáceos 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 2022, 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.

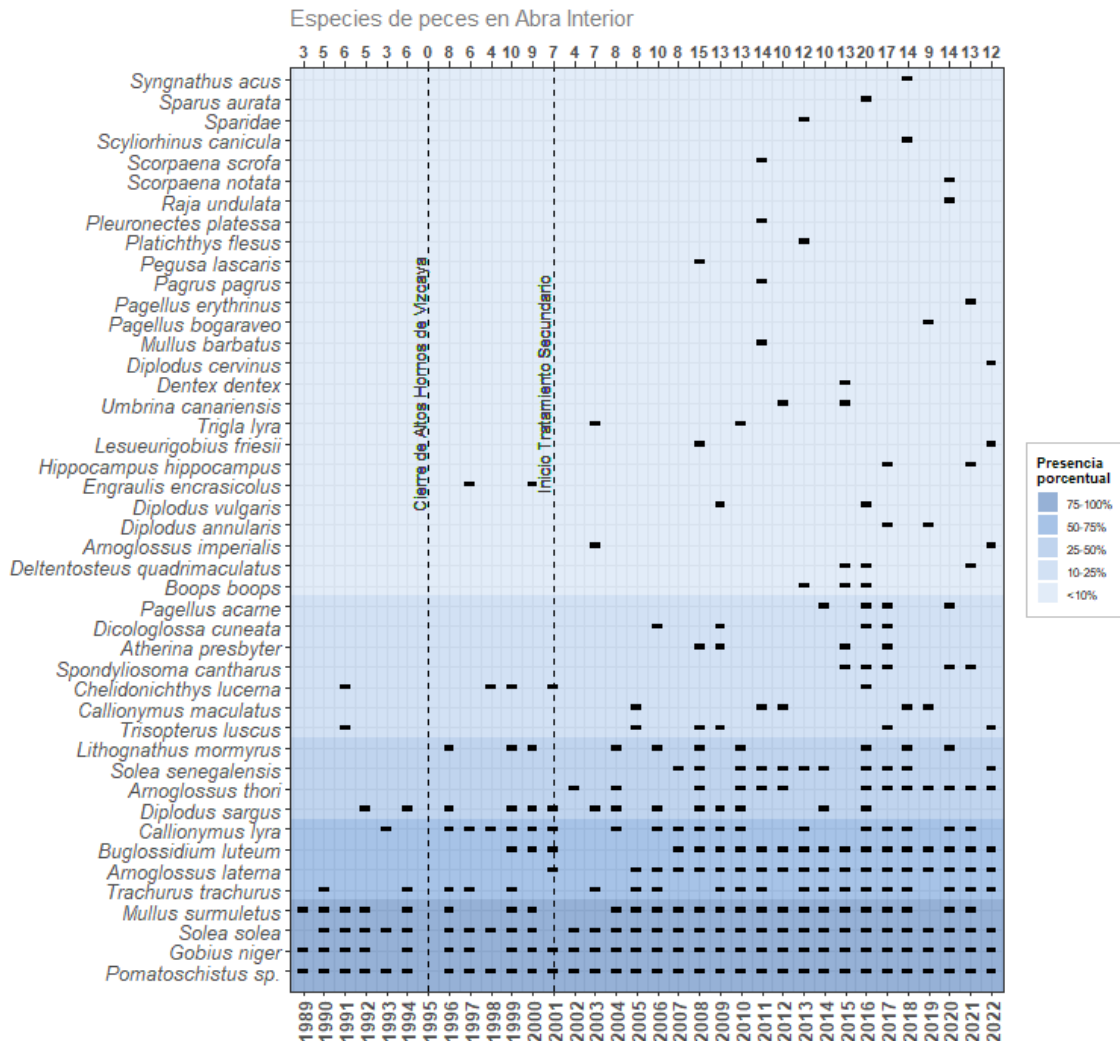


Figura 9.25. Listado de especies de peces capturados en la zona del Abra interior entre 1989-2022. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. Las líneas grises muestran el año 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 *SpondylIOSoma cantharus* (chopa) y *Diplodus vulgaris* (muxarras), peces planos como *Dicologlossa cuneata* (acedía) y *Arnoglossus imperialis*, gobios como *Lesueurigobius friesii* (gobio de Fries) y *Deltentosteus quadrimaculatus* (gobio de cuatro manchas), etc. Desde la década de 2010 está siendo habitual capturar nuevas especies, como ha sido el caso de *Diplodus cervinus* (sargo breado) en 2022.

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.

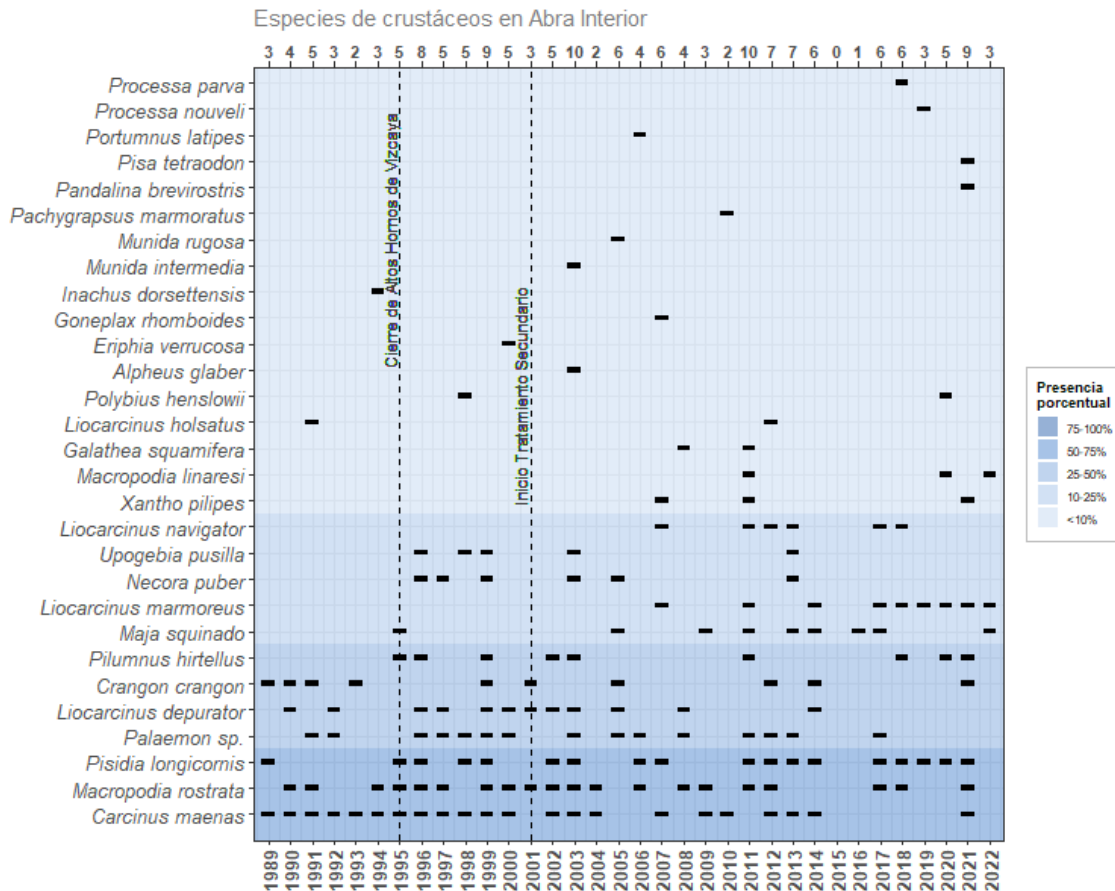


Figura 9.27. Especies de crustáceos capturados en la zona del Abra Interior entre 1989-2022. El gradiente de color hace referencia a la frecuencia de captura en valor porcentual (ver leyenda). El eje X superior indica el número de especies identificadas cada año. Las líneas grises muestran el año del 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

Los resultados obtenidos hasta 2019 en los concursos de pesca marítima "Ibaizabal" celebrados en Portugalete se incluyeron en informes anteriores (REVILLA *et al.*, 2020). A partir de ese año no se han podido conseguir más datos, por lo cual, simplemente se presentará aquí un breve resumen de los resultados previos.

La fecha de los concursos ha variado a lo largo del tiempo, entre septiembre y diciembre. Por tanto, no todos se han realizado en fechas cercanas a las de los muestreos del CABB. Como resumen de los concursos realizados en octubre desde 1994 hasta 2008 se puede decir que, 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).

La mayoría de las especies capturadas en los concursos de pesca también se han observado en los muestreos realizados por el CABB.

9.5 Resumen y conclusiones

- Desde 1989, en el total de campañas realizadas hasta la fecha, se han registrado en el estuario 57 taxones de peces y 33 de crustáceos, desde el Abra interior hasta Olabeaga.
- En 2022 se observó por primera vez en estos muestreos *Zebrus zebrus* (gobio cebra). Por otra parte, *Raja undulata* (raya mosaico) y *Diplodus cervinus* (sargo breado) ampliaron en 2022 su distribución espacial, apareciendo en más estaciones, lo cual confirma la recuperación del estuario y el aumento de su biodiversidad.
- En el año 2022 se capturaron 22 taxones de peces demersales (uno menos 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 hacia la 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 2022 se capturaron 14 especies de crustáceos (uno 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 (como 2017 y 2021). También se observa desde principios de la década de 2000 un bajo número de efectivos de crustáceos en esta zona, aunque su descenso respecto a años previos ha sido menos acusado 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 (por ejemplo, Altos Hornos de Vizcaya) y con la reducción generalizada de vertidos contaminantes en las cuencas.

10. 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 el que las aguas del estuario alcancen un valor mínimo de 60% de saturación de oxígeno.

Como medios de transición entre las aguas continentales y el mar, los estuarios presentan características de ambos 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 (intensidad y propiedades de los vertidos) sino también, por el ciclo anual de insolación y temperatura, por la amplitud y la 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.

10.1 Evolución a largo plazo de las condiciones de oxigenación

Hace 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, $2 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$ ($2,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

Aunque en trabajos científicos más recientes también se cita el límite de $2,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (BOOTHMAN y COIRO, 2023), 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 15–20% para el comienzo de la mortalidad y entre 8–19% para la desaparición total de la fauna.

Como ya se ha comentado anteriormente, un objetivo fundamental del Plan de Saneamiento radica en que las aguas del estuario alcancen como mínimo 60% de porcentaje de saturación.

A comienzos de la década de los 90 el objetivo de que el oxígeno del agua alcanzara 60% de saturación no se cumplía durante la mayor parte del año en la masa de agua interior ("la Ría"). Además, en cualquier época del año podían registrarse valores por debajo de 20%, tanto en superficie, como en fondo. Para la fauna asociada a los sedimentos, la situación era especialmente mala en la zona superior del estuario (aproximadamente entre Zorroza y Arriaga), donde el contenido de oxígeno disuelto de las aguas de fondo en muchas ocasiones no superaba 10%. Esta zona es, precisamente, donde no se detectó 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). Los episodios de hipoxia severa eran recurrentes en verano, aunque llegaron a observarse también en otras épocas del año.

En esa década, 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 10.1). 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 se han dado como mucho dos casos al año (menos del 5% de las medidas).

Algo parecido sucedió con los valores que estaban por debajo del objetivo del 60% de saturación fijado por el CABB (Figura 10.1). 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 2022 ha sido 7%, situándose en el rango observado desde entonces. En este último año los casos de saturación inferior a 60% han afectado solo a dos estaciones de la cabecera del estuario (Arriaga y Deusto) (Tabla 10.1).

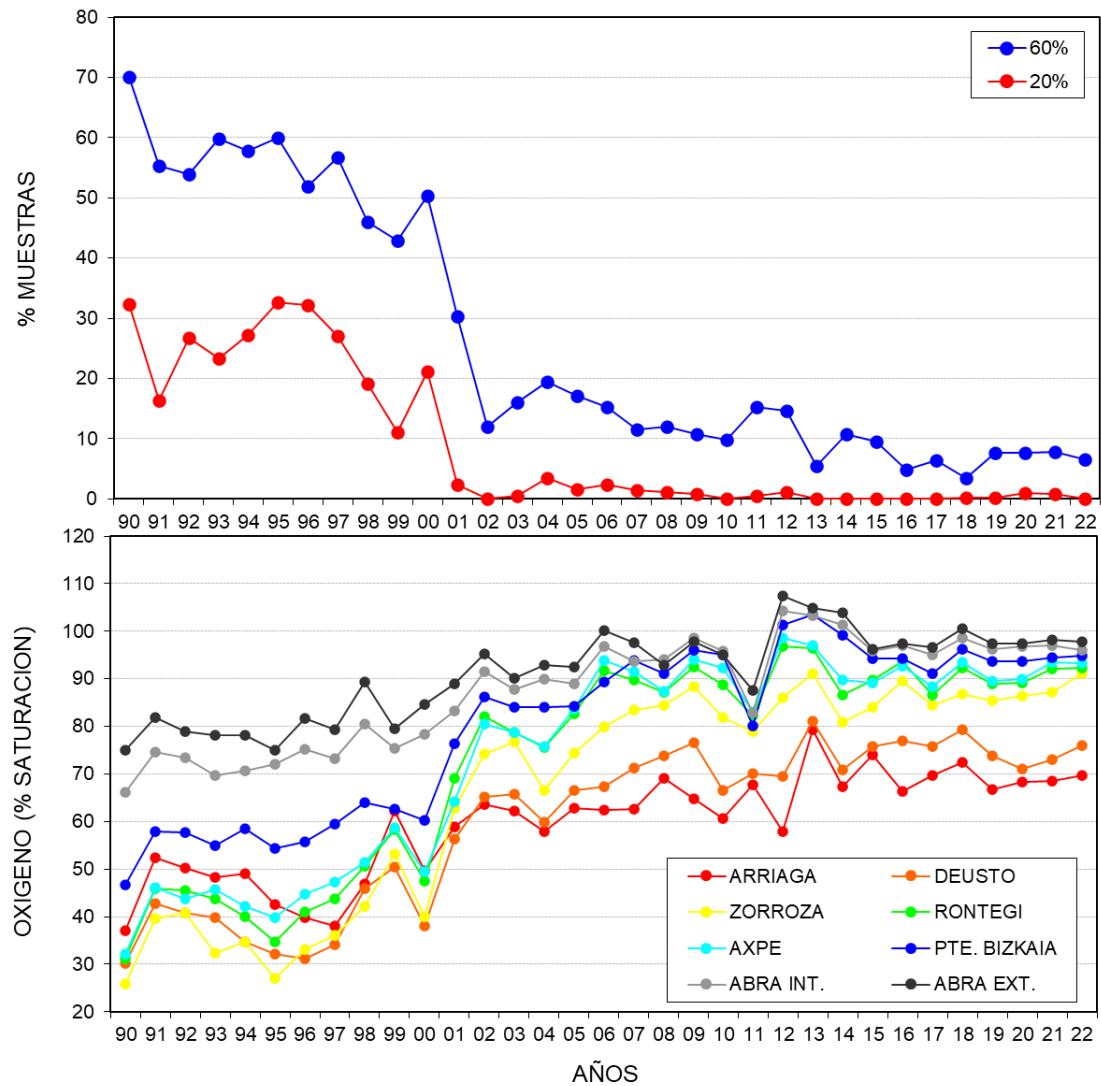


Figura 10.1. Evolución temporal del oxígeno en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal: porcentajes de muestras que cada año no superan los porcentajes de saturación del 20% y del 60% (arriba) y porcentajes de saturación medios (medias anuales considerando conjuntamente los datos de superficie y fondo) en cada estación (abajo).

En 2022 los valores mínimos de saturación de oxígeno se han medido en la estación más interior, Arriaga, durante los muestreos de junio a agosto (31–35%). Si bien en 2022 todas las medidas superaron 20% de saturación, en la última década ha habido varios casos que no han superado este objetivo básico. Como se señala en la Tabla 10.1, en color naranja, la mayoría de los casos de hipoxia han afectado a las aguas de fondo de la estación más interior (“8F”), excepto los de 2020 y 2021, que afectaron también a la de Deusto (“7F”).

Tabla 10.1. 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 | | 7S - 8S 7F, 8F | 8S 7F - 8F | 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 |
| 2022 | | | | | 8F | 8S 8F | 8S 8F | 8S 7F - 8F | 8S 7F - 8F | 7F - 8F | | | 2 |

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 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 los mínimos solían producirse 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.

Durante 2022 los valores de saturación que no han alcanzado el 60% se han observado en los muestreos realizados desde mayo hasta octubre (Tabla 10.1). Ello está en coherencia con las condiciones particularmente cálidas y secas que afectaron a todo ese periodo del año, tal y como se describe en el apartado 5.1.2.1. Las condiciones meteorológicas en los últimos cuatro años se han caracterizado por periodos prolongados de bajo caudal fluvial. Recordemos que 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 indicaron que el mes de febrero había sido muy cálido y los meses de marzo y abril muy secos, en comparación con la media de largo plazo. Por tanto, debido a factores climáticos podría estar prolongándose el periodo del año en el cual el oxígeno disminuye en la zona de carácter más fluvial. Quizá también, las situaciones de déficit de oxígeno más acusadas (<20%), aunque poco frecuentes, podrían estar extendiéndose aguas abajo, abarcando en ocasiones la zona de Deusto, no solo la de Arriaga.

En todo caso, si se tienen en cuenta los valores medios 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 10.1). Ello indica que, aunque esporádicamente haya hipoxia en las aguas de fondo de la 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 10.2).

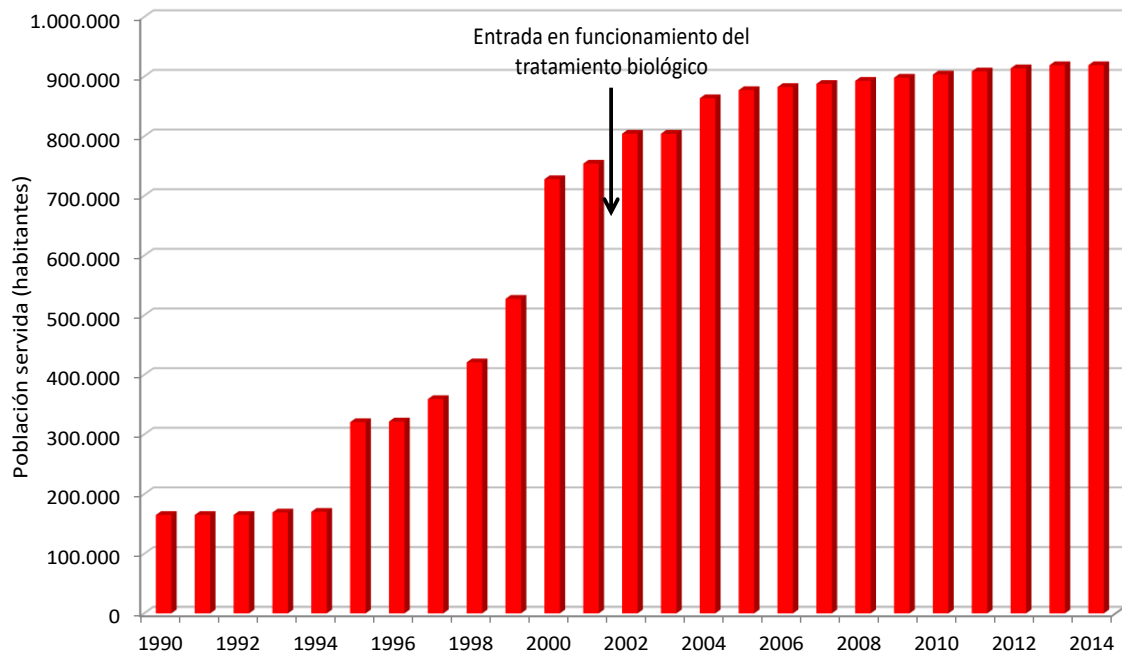


Figura 10.2. Evolución temporal de la población servida por el Plan de Saneamiento, es decir, de la población cuyas aguas residuales son depuradas. Se indica también la fecha aproximada de entrada en funcionamiento del tratamiento biológico en la EDAR de Galindo.

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 10.2). 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 10.1).

La Figura 10.3 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%.

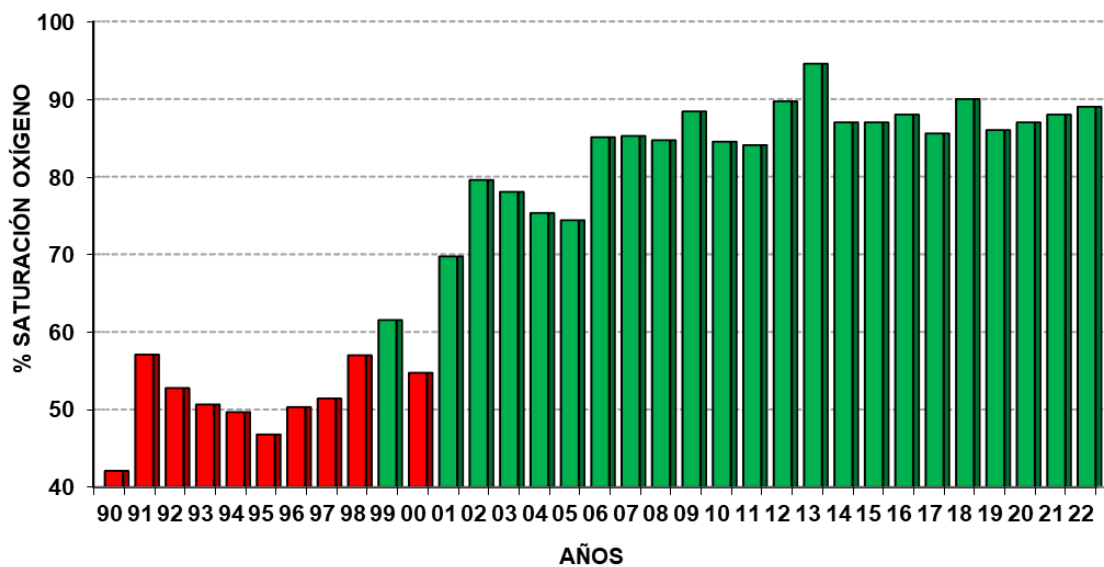


Figura 10.3. Evolución temporal del oxígeno en el estuario del Nerbioi-Ibaizabal: media aritmética del porcentaje de saturación para cada año, considerando los datos de superficie y fondo de todas las estaciones y campañas. El cumplimiento o incumplimiento con el estándar de calidad (60% de saturación de oxígeno) se indica con los colores verde y rojo, respectivamente.

10.2 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 10.4 (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%.

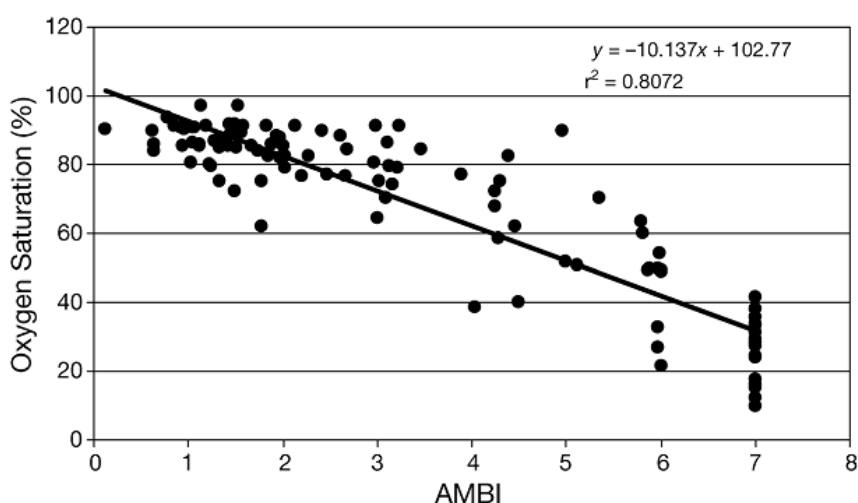


Figura 10.4. Relación entre los porcentajes de saturación de oxígeno en las aguas de fondo y los valores del índice biótico AMBI en las campañas entre 1989 y 2003. Tomado de BORJA *et al.* (2006).

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.

10.3 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) $\geq 83\%$

10.4 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, mientras que en la zona más exterior predominan las arenas.

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 2022 que cuatro estaciones presentan un grado de *contaminación global ligera* y las otras cuatro *contaminación media* ($3 < I_{cc} < 12$). Por lo tanto, se trata de un sistema globalmente contaminado por metales pesados en sedimentos. De hecho, en 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 2022 se observan concentraciones relativamente altas de algunos metales, como el Cd y el Cr, aunque la mayoría se encuentran en el rango de los valores observados en los años más recientes.

10.5 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 10.1, 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 2022 se observa una situación de estabilidad o de ligera mejoría para los parámetros poblacionales de los macroinvertebrados bentónicos, lo que se ha visto reflejado en el índice de alteración AMBI que ha mantenido o descendido sus valores. En general predominan especies pertenecientes a las comunidades de *Scrobicularia plana*-*Cerastoderma edule* y de *Abra alba*, junto con una contribución relevante de especies indicadoras de contaminación (*Capitella capitata*) en la estación más interna y en la más cercana a la depuradora de Galindo. Con esto debe interpretarse que la Ría está inmersa en un proceso de recuperación lento, donde se van incorporando nuevas especies, pero donde aún permanecen indicios de contaminación.

10.6 Comunidades de fauna demersal

Desde 1989 se han registrado 57 especies de peces y 33 de crustáceos (excluyendo los datos del Abra exterior, que dejó de muestrearse hace unos años). La evolución de estas comunidades, con una continua recolonización del estuario, indica una mejoría ambiental. El aumento del número de especies detectado 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 fue reduciendo los vertidos contaminantes, tanto los que se producían de manera directa al estuario, como los procedentes de las cuencas de drenaje. Esto ha dado lugar a un incremento general del oxígeno disuelto (en todas las estaciones, incluso en la zona media e interior, que durante muchos años presentó situaciones de hipoxia y anoxia), así como 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 10.5).

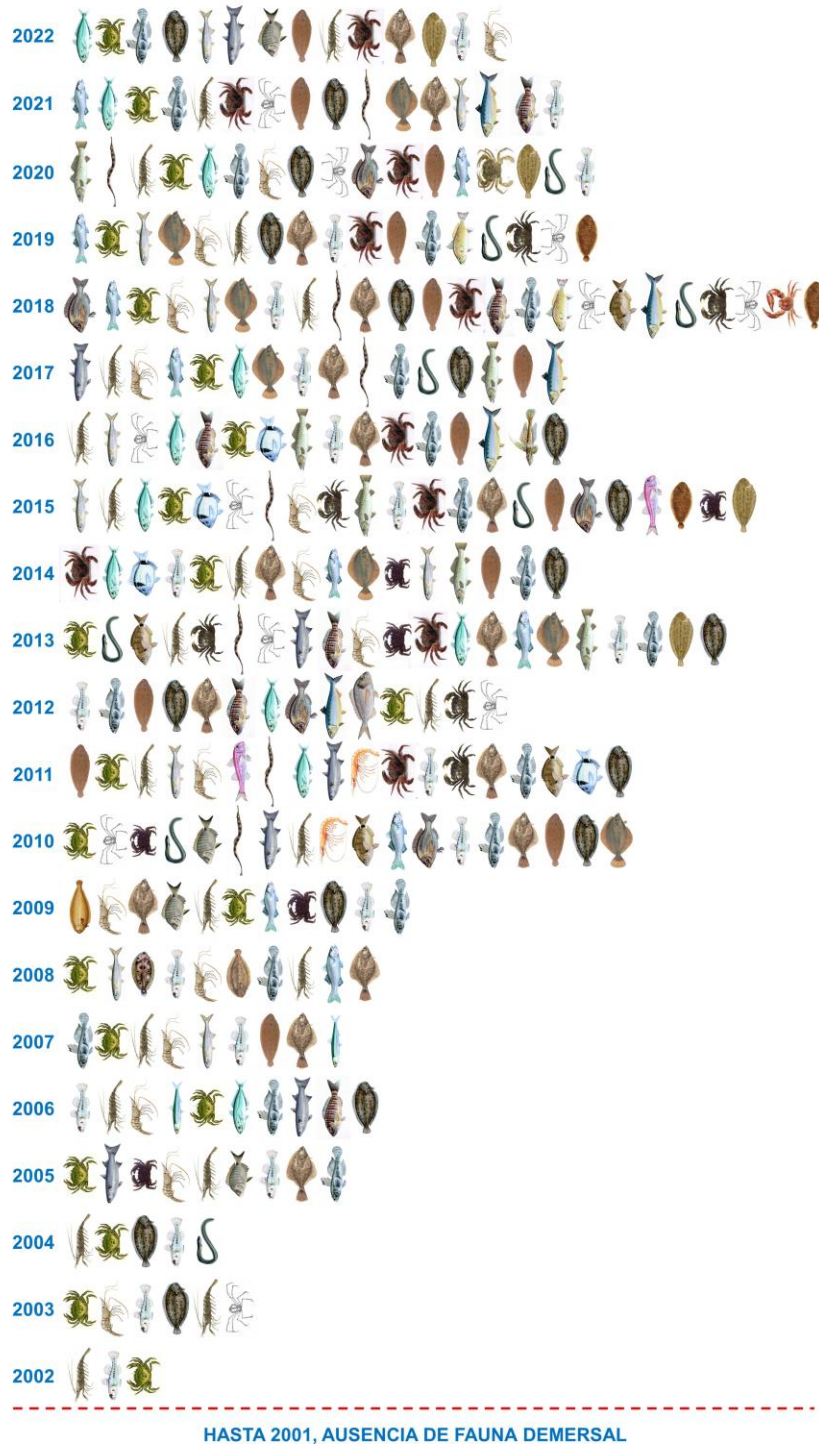


Figura 10.5. Representación de las especies de peces y crustáceos registradas en la zona interior del estuario del Nerbioi-Ibaizabal, a partir de los datos anuales de la estación N_FD_OLABEAGA.

Como puede verse en la Figura 10.5, en los años 90 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. Esta comprende varios tipos de quisquillas y cangrejos, así como diferentes peces (cabuxino, chaparrudo, anguila, lubina, muxarra, raspallón, aguja, muble, chopa, platija, solla, lenguado, etc.).

Por otro lado, desde 2019 el número de especies de peces registrado en este tramo está siendo bajo en comparación con la media del periodo 2010–2022 (Tabla 10.2; Figura 10.6). Estos últimos años de menor riqueza de peces coinciden con periodos más prolongados de estiaje en la cabecera del estuario (véase apartado 10.2).

Tabla 10.2. Estadísticos descriptivos de la serie de datos de riqueza de peces en N_FD_OLABEAGA para el periodo completo de datos anuales, así como para otros periodos más recientes.

| Serie | Media aritmética | Desviación estándar | Mediana | N |
|------------------|------------------|---------------------|---------|----|
| 2002-2022 | 9,48 | 4,32 | 11 | 21 |
| 2010-2022 | 12,38 | 1,89 | 12 | 13 |
| 2019-2022 | 11,00 | 0,82 | 11 | 4 |

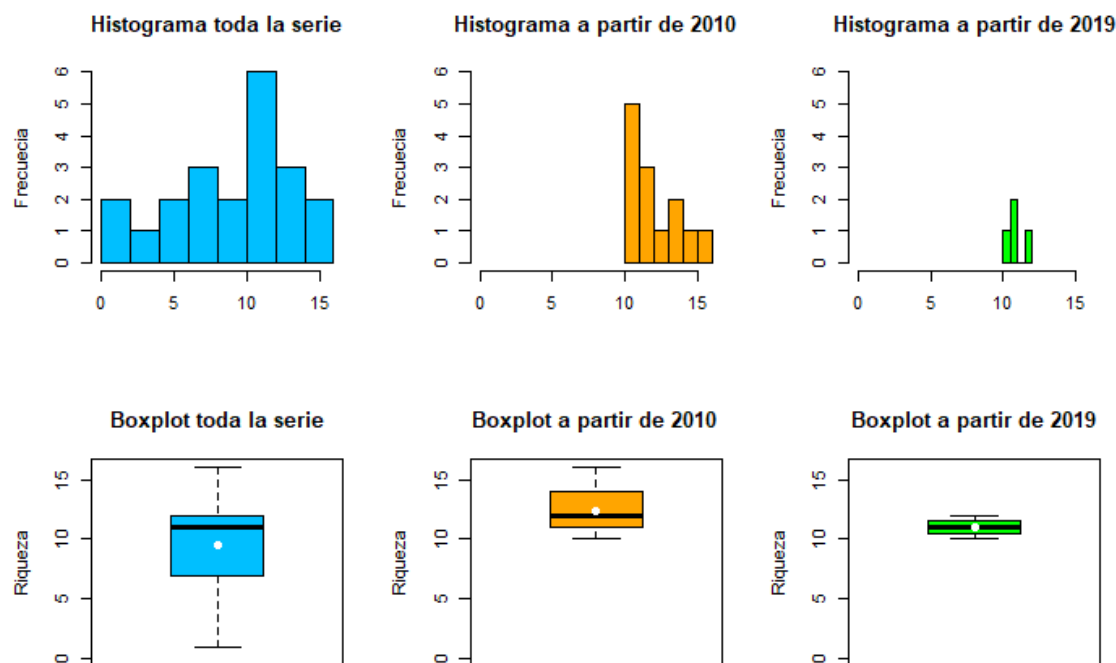


Figura 10.6. Histogramas y gráficos que incluyen percentiles, máximos y mínimos, para la riqueza de peces en N_FD_OLABEAGA. La serie total analizada abarca desde 2002, año a partir del cual se muestreó sin interrupción con periodicidad anual esta zona. En la década previa solo se realizaron dos campañas (1993 y 1999) en las cuales no se registró ninguna especie.

10.7 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 10.7.

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.

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 10.7).

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.

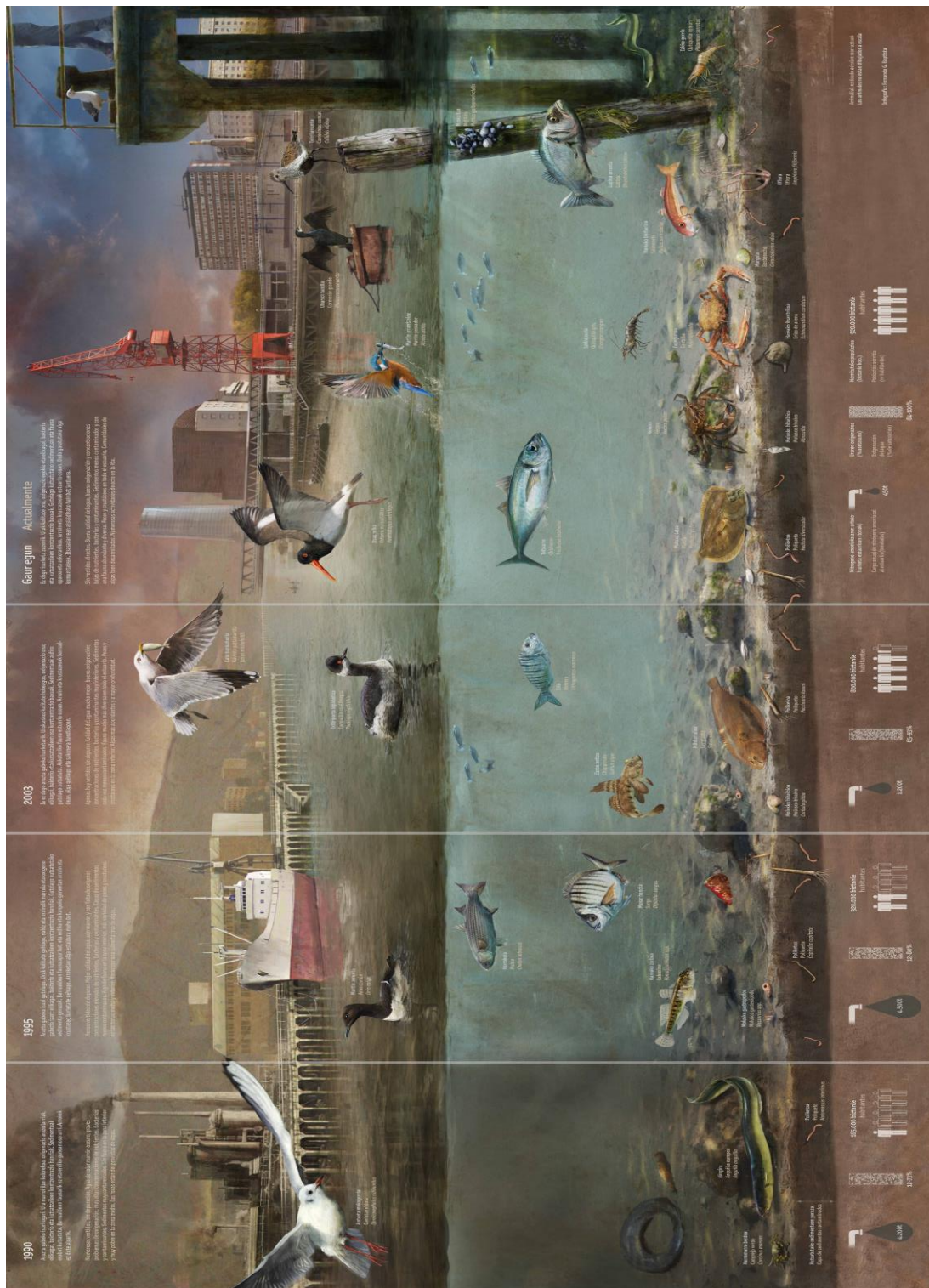


Figura 10.7. Representación de la evolución del estado del estuario del Nerbioi-Ibaizabal con relación al avance del Plan de Saneamiento. Autor: Fernando G. Baptista.

11. CALIDAD DEL ESTUARIO CONFORME A LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

11.1 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 aquellas 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.

11.2 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 11.1 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

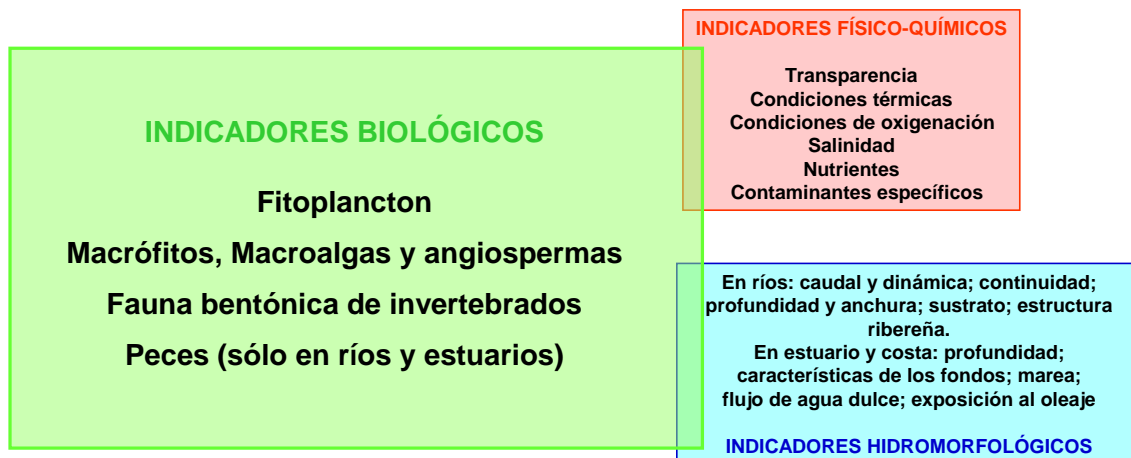


Figura 11.1. Indicadores a considerar en la evaluación del estado ecológico para la Directiva Marco del Agua.

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**.

11.3 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 29/2011, de 14 de enero, por el que se define la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/01/14/29>
- 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 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>
- Real Decreto 35/2023, de 24 de enero, por el que se aprueba la revisión de los planes hidrológicos. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/01/24/35>
- Plan Hidrológico de la Demarcación Cantábrico Oriental, tercer ciclo de planificación (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/>
- Decisión de intercalibración 2018.
<http://data.europa.eu/eli/dec/2018/229/oj>
- 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 los trabajos arriba citados presentan información clave para la evaluación del estado de calidad de las masas de agua, como su caracterización y delimitación, tipología, condiciones de referencia, etc.

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 fisicoquímica del agua.

La clasificación del **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).

Primero, se calcula el potencial biológico de cada componente (fitoplancton, bentos de sustrato blando y peces) en cada estación de muestreo.

Luego, se emplea un sistema de promediado para calcular el potencial biológico de cada elemento en el total de la masa de agua. Para realizar esta integración espacial se asigna a cada estación de muestreo una representatividad, es decir, se tiene en cuenta la superficie que cada estación representa del total de la masa de agua (Tabla 11.1).

Tabla 11.1. 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 |

Si no se dispusiera de un resultado cuantitativo en la evaluación –por ejemplo, un EQR (“Ecological Quality Ratio”)– se le asignaría una equivalencia numérica a la calificación de potencial biológico que presentara cada estación de muestreo (Tabla 11.2).

Tabla 11.2. Equivalencias numéricas utilizadas, tanto para el estado/potencial de los elementos biológicos como para el de las condiciones fisicoquímicas generales (BORJA *et al.*, 2013).

| Calificación | 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 |

Finalmente, la integración espacial se realiza con una media ponderada. Esto es, se multiplica el valor de estado/potencial de la estación por la representatividad espacial de dicha estación (tanto por uno) y finalmente, se suman los productos obtenidos en todas las estaciones de muestreo que representan la masa de agua.

Para más detalles sobre la metodología de integración espacial, ya que puede presentar ciertas 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/potencial ecológico cuando la calidad biológica es buena o muy buena. Por su parte, los indicadores hidromorfológicos participan para discernir entre las categorías de Muy Buen estado y el Buen estado y, lógicamente, no participan en la valoración de potencial ecológico (Figura 11.2).

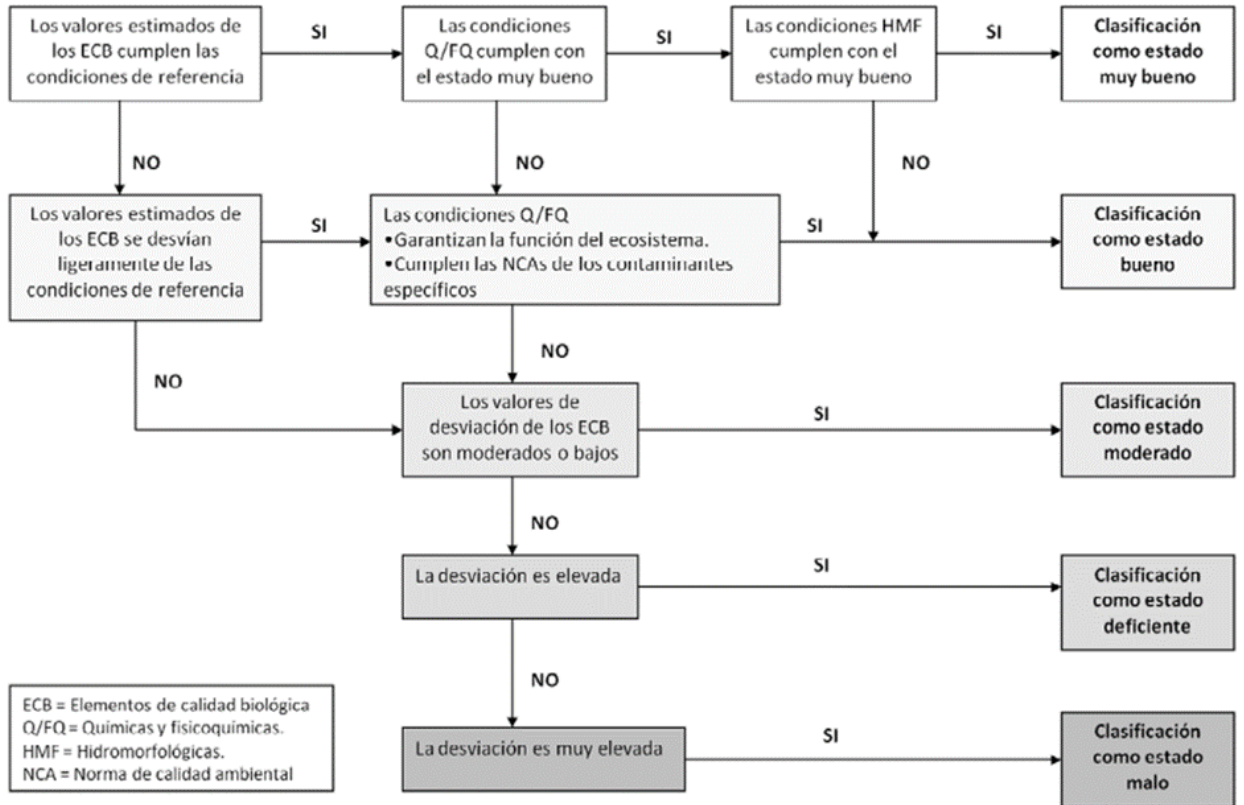


Figura 11.2. Proceso de calificación del estado ecológico, basado en la Directiva Marco del Agua (tomado de BORJA *et al.*, 2013).

11.4 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 11.3). 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 (EUROPEAN COMMISSION, 2018). El proceso de intercalibración asegura que los diferentes métodos utilizados a lo largo de Europa proporcionan resultados similares.

Tabla 11.3. 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 la toma de datos del agua, dentro del 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 11.3).

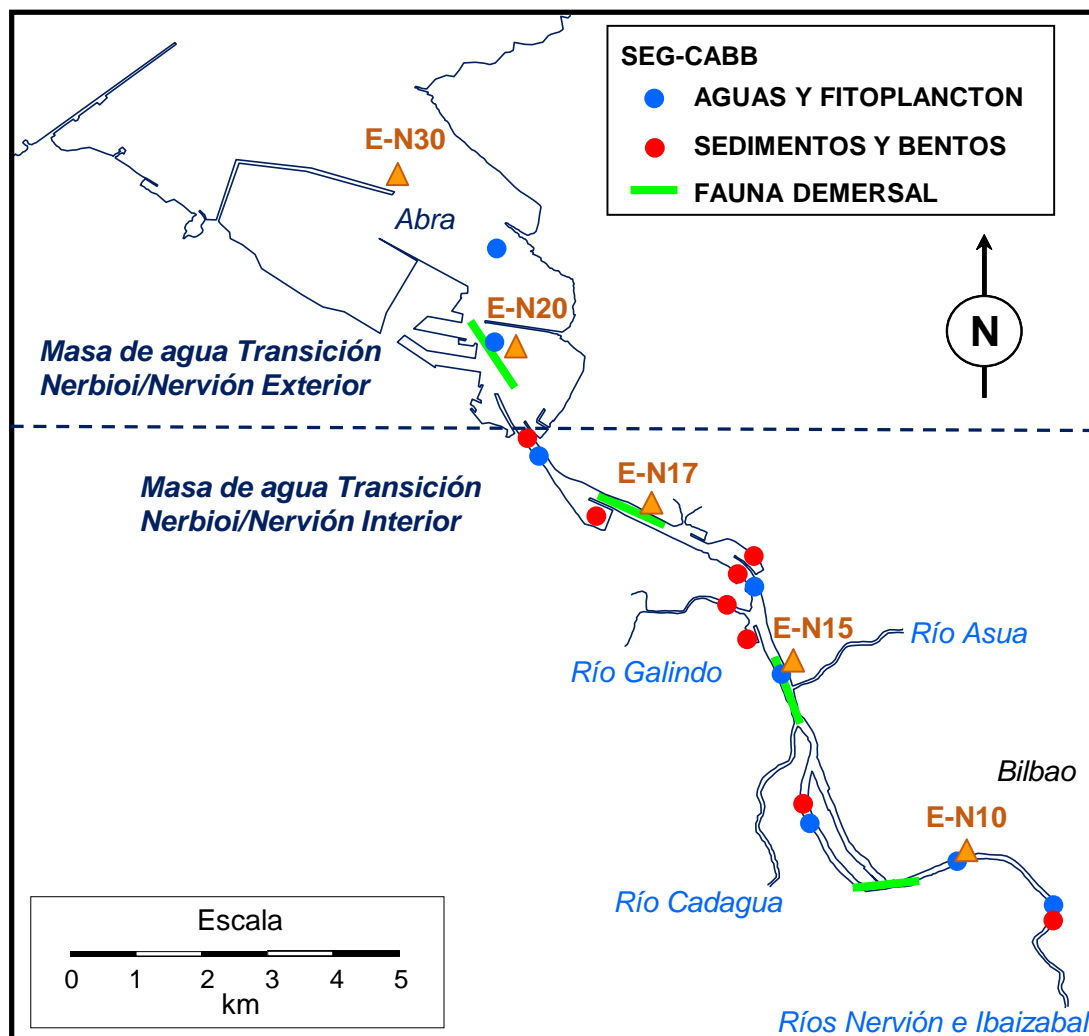


Figura 11.3. Situación de las estaciones de muestreo para el seguimiento del estuario. Se indica también, con triángulos naranjas, la situación de las estaciones de muestreo del SEG-GV.

En la masa de agua del Nerbioi exterior —el Abra— el SEG-CABB emplea dos estaciones de muestreo para las variables fisicoquímicas y fitoplanctónicas, cuya localización no es idéntica a las del SEG-GV (Figura 11.3). Para estas dos estaciones (RESN01 y RESN02) se ha asumido la misma representatividad espacial que las del SEG-GV (E-N30 y E-N20) (Tabla 11.4). Pero, a la hora de interpretar los resultados, 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. En esta masa de agua ha sido necesario estimar un porcentaje para cada una de las estaciones del SEG-CABB (Tabla 11.4). 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.

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 (Figura 11.3). Por ello, para cada estación del SEG-CABB se ha asumido que le corresponderá la representatividad de la estación del SEG-GV más cercana (Tabla 11.4).

Tabla 11.4. 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 | |
| | E-N10 | 38 | Pte. Deusto | 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 | Arriaga | |

(*) 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. Desde 2021 se mide 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 (Figura 11.3). Como puede verse en la Tabla 11.4, 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 la evaluación de la masa de agua.

11.4.1 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 (CHC y URA, 2016). 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 11.4.

Por otro lado, tal y como recoge el Real Decreto 47/2022, que modifica al 817/2015, 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). Los límites de cambio de clase de los indicadores físicoquímicos quedan establecidos en el Plan Hidrológico vigente (BOE, 2023) y para las aguas de transición dependen de la salinidad (Tabla 11.5).

Tabla 11.5. Indicadores fisicoquímicos y límites de cambio de clase de estado para aguas de transición, según constan en BOE (2023), Apéndice 2.6.2 de las Disposiciones Normativas del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental, <https://www.uragentzia.euskadi.eus/plan-hidrologico-tercer-ciclo-planificacion-2022-2027/webura00-01020102planrevision/es/>

| 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:

1. Según las condiciones de **oxígeno y nutrientes** de los últimos **seis años**, aplicando la normativa del Plan Hidrológico vigente en el 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 últimos informes de URA sobre el estado ecológico de las masas de agua costeras y de transición (BORJA *et al.*, 2021; 2022; 2023). 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 (Tabla 11.5). 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.

La adscripción de cada estación de muestreo a un tramo halino se realiza según la mediana (percentil 50) de la salinidad, que es el método indicado en el protocolo de URA para la evaluación del fitoplancton. En REVILLA *et al.* (2022) se explica en detalle el análisis de la serie de datos de salinidad mediante el cual se han asignado los tramos.

Tabla 11.6. Definición de los tramos salinos estuáricos en función de la mediana (percentil 50) de la salinidad. Se indica también la adscripción de las estaciones de muestreo tras realizar el análisis de los datos de salinidad de superficie (REVILLA *et al.*, 2022).

| Mediana (USP) | Tramo | Estaciones |
|---------------|--------------------|------------------------------------|
| 0,5 – 5,0 | Euhalino estuárico | RESN01S, RESN02S |
| 5,1 – 18,0 | Polihalino | RESN03S |
| 18,1 – 30,0 | Mesohalino | RESN04S, RESN05S, RESN06S, RESN07S |
| 30,1 – 34,4 | Oligohalino | RESN08S |

REVILLA *et al.* (2022) indicaron que la mediana en algunas estaciones de muestreo estaba muy cerca del valor que separa dos tramos. Esto ocasiona incertidumbre, ya que cualquier posible error en la base de datos o imprecisión en la medida de la salinidad podría hacer que el tramo asignado cambiase y afectar a los resultados de la evaluación (tanto la del estado fisicoquímico, como la del fitoplancton). Era 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**.

A continuación, se muestra el valor medio de los indicadores fisicoquímicos para el último periodo de seis años (Tabla 11.7) y la clasificación de la calidad que deriva de aplicar los límites de la actual normativa y el criterio “OOAO” (Tabla 11.8).

Tabla 11.7. Media aritmética calculada con los datos de superficie durante el **periodo 2017-2022**. El número de datos en el caso del oxígeno es 59 – 63, y en el de los nutrientes 61 – 64.

| Masa de agua | Estación | Localización | Oxígeno (%) | Amonio (μmol/l) | Nitrato (μmol/l) | Fosfato (μmol/l) |
|-----------------|----------|-------------------|-------------|-----------------|------------------|------------------|
| Nerbio exterior | RESN01S | Abra exterior | 100 | 5,4 | 16,5 | 1,35 |
| | RESN02S | Abra interior | 98 | 6,4 | 26,0 | 2,21 |
| Nerbio interior | RESN03S | Puente de Bizkaia | 94 | 7,4 | 45,8 | 4,08 |
| | RESN04S | Axpe | 91 | 7,7 | 68,8 | 7,32 |
| | RESN05S | Puente de Rontegi | 91 | 6,6 | 44,4 | 3,12 |
| | RESN06S | Zorroza | 91 | 7,1 | 42,9 | 1,93 |
| | RESN07S | Deusto | 84 | 7,1 | 46,5 | 1,55 |
| | RESN08S | Arriaga | 82 | 7,1 | 57,7 | 1,57 |

Tabla 11.8. Grado de cumplimiento de los objetivos de calidad fisicoquímica en las aguas de superficie durante el **periodo 2017-2022**, según los criterios del Plan Hidrológico vigente (BOE, 2023). Estos difieren según el tramo halino y pueden consultarse en la Tabla 11.5. Para algunas estaciones se muestra el resultado según dos tramos salinos, figurando en **negrita** el del tramo más ceñido a la mediana de la salinidad (Tabla 11.6). La última columna indica el resultado del estado fisicoquímico (esto es, la calificación mínima obtenida entre todos los indicadores).

| Masa de agua | Estación | Tramo | Estado según indicadores | | | | |
|-----------------|----------|--------------------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | | | Oxígeno | Amonio | Nitrato | Fosfato | Mínimo |
| Nerbio exterior | RESN01S | Euhalino estuárico | MB | B | B | NC | NC |
| | RESN02S | Euhalino estuárico | MB | B | NC | NC | NC |
| | RESN02S | Polihalino | MB | MB | B | NC | NC |
| Nerbio interior | RESN03S | Polihalino | MB | MB | B | NC | NC |
| | RESN04S | Polihalino | MB | B | NC | NC | NC |
| | RESN04S | Mesohalino | MB | MB | B | NC | NC |
| | RESN05S | Mesohalino | MB | MB | B | B | B |
| | 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.

Como puede verse en la Tabla 11.7, la saturación media de oxígeno en las aguas de superficie disminuyó 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 11.8).

En cuanto a la concentración de nutrientes, los valores medios más altos se observaron en la zona de Axpe (RESN04S) y los más bajos en el Abra exterior (Tabla 11.7).

El amonio cumplió el objetivo de la DMA en todos los casos, aunque su calificación fue algo más baja en la masa de agua exterior. El nitrato presentó muy pocos incumplimientos: por una parte, en el Abra interior (RESN02S) y por otra, en la estación RESN04. Sin embargo, hay que recordar que esta última se encuentra cercana a dos tramos halinos y, en este caso, la calificación depende del que se le asigne. Así, con el más exigente, polihalino, incumpliría, pero aplicando el valor de la mediana de la salinidad de forma estricta el tramo sería mesohalino (Tabla 11.6) y el nitrato estaría en Buen estado (Tabla 11.8).

El mayor número de incumplimientos se observó en el fosfato: en seis de los casos, desde zona de Axpe (RESN04S) 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 (Tabla 11.8).

Por otro lado, se ha empleado el **PCQI** como herramienta complementaria, ya que este índice da una visión más integradora, al incluir variables de calidad óptica. Además, resulta útil para observar variabilidad interanual. En este informe se muestran los resultados de los últimos 8 años (Tabla 11.9). Aunque hay datos de todas las variables que conforman el PCQI desde 2013, desde 2015 el análisis de los nutrientes lo realiza el mismo laboratorio y con límites de cuantificación más bajos. Por ello, para evitar un sesgo en las evaluaciones, no se muestran aquí los resultados de los años 2013 y 2014.

Tabla 11.9. 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 | 2022 | |
|----------------------|-------------------|-------------|------|------|------|------|------|------|------|----|
| RESN01S | Abra exterior | Euhalino | B | B | B | B | MB | B | B | B |
| RESN02S | Abra interior | Euhalino | Mo | Mo | Mo | Mo | B | MB | B | Mo |
| RESN03S | Puente de Bizkaia | Polihalino | Mo | B | Mo | Mo | B | B | B | B |
| RESN04S | Axpe | Mesohalino | Mo | B | Mo | B | MB | B | MB | B |
| RESN05S | Puente de Rontegi | Mesohalino | Mo | B | B | B | MB | MB | MB | MB |
| RESN06S | Zorroza | Mesohalino | B | MB | B | MB | MB | MB | MB | MB |
| RESN07S | Deusto | Mesohalino | B | MB | B | MB | MB | MB | MB | B |
| RESN08S | Arriaga | Oligohalino | MB | MB | B | MB | MB | MB | MB | MB |

MB: Muy buen estado; B: Buen estado; Mo: Estado moderado.

Como puede verse en la Tabla 11.9, en el Abra interior y en la zona inferior de la Ría no todas las estaciones han alcanzado el buen estado fisicoquímico durante los últimos años, según el PCQI. Las calificaciones de ‘Moderado’ en esas zonas del estuario son coherentes con la existencia de algunos picos de nutrientes. La disminución general de sus concentraciones desde 2019, especialmente de amonio, hace que estos casos sean desde entonces muy anecdóticos y ello 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 cuatro últimos años el caudal fluvial se ha mantenido en niveles bajos durante periodos prolongados. 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.*, 2023).

En conclusión, 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.

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).

11.4.2 Comunidades de fitoplancton

La evaluación del fitoplancton se realiza mediante un método acorde a la DMA, 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. Posteriormente, el método cambió para adecuarlo al último ejercicio de intercalibración europeo y la segunda de las métricas (que se calculaba con datos de microscopía) dejó de utilizarse. Además, dejó de aplicarse una reducción del nivel de exigencia a los objetivos de calidad del fitoplancton (al contrario de lo que se hace con las comunidades de macroinvertebrados de sedimentos y de peces), aunque se trate de masas de agua que han sufrido importantes modificaciones morfológicas.

El método actual 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. En el País Vasco se dispone de condiciones de referencia para los distintos tramos salinos en los que clásicamente se divide un estuario: 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.*, 2014). Las condiciones de referencia, así como los límites de clase entre los estados ‘Muy bueno’, ‘Bueno’ y ‘Moderado’ se recogen en BOE (2015) y no han sufrido modificaciones en BOE (2022). Estos son los que se aprobaron en 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 partió de datos adquiridos 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 11.10, en la cual también se incluyen a modo de comparación los resultados obtenidos con los datos el SEG-GV.

Las dos masas de agua presentaron según la clorofila Buen Potencial. Ambas redes de monitoreo coincidieron en este resultado y, también, en señalar el mayor impacto en el Abra interior, que fue la única estación que no cumplió con el objetivo de la DMA al obtener una calificación de 'Moderado' (aunque muy cerca del límite con 'Bueno'). Los EQR no resultaron muy distintos entre los dos seguimientos, teniendo en cuenta que ni los días de muestreo, ni la localización de las estaciones es exactamente la misma, y que el método de medida es diferente. Además, en el SEG-GV el número de datos es mayor, al muestrearse en el mismo día la pleamar y la bajamar.

Tabla 11.10. 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 2017-2022**, 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 | Máx. (0,684) | Bueno (0,560) | E-N30 | B (0,522) | Bueno (0,464) |
| | Abra Interior | RESN02 | Mo (0,325) | | E-N20 | Mo (0,321) | |
| Nerbioi interior | Puente Bizkaia | RESN03 | - | Bueno (0,525) | - | - | Bueno (0,549) |
| | Lamiako | - | - | | E-N17 | B (0,455) | |
| | Axpe | RESN04 | B (0,527) | | - | - | |
| | 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.

11.4.3 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 2022, la clasificación final obtenida en cada una de las estaciones se muestra en la Tabla 11.11. 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 2022 las estaciones presentan todas ellas un potencial ecológico Máximo, clasificándose el global de la masa de agua con potencial Máximo (Tabla 11.11).

Tabla 11.11. Clasificación de las comunidades bentónicas de sustrato blando *sensu* la Directiva Marco del Agua en las estaciones del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2022. 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 | 1,010 | MB | Máximo | Máximo |
| | SED_BENEDICTA | Dársena de La Benedicta | 1,201 | MB | Máximo | |
| | SED_AXPE | Dársena de Axpe | 0,963 | MB | Máximo | |
| | SED004R | Axpe | 1,107 | MB | Máximo | |
| | SED_PORTU | Dársena de Portu | 0,759 | MB | Máximo | |
| | SED006R | Zorroza | 1,797 | MB | Máximo | |
| | SED08BR | Arriaga | 0,931 | MB | Máximo | |
| Tributario | SED_GALINDO | Confluencia Galindo | 0,798 | MB | 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 2022 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=0,595), 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=0,652), 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) también presenta un potencial Bueno (EQR=0,576), mientras que las estaciones más cercanas (SED_AXPE, SED004R y SED_BENEDICTA) muestran un potencial Máximo.

Finalmente, la estación del SEG-GV situada en el Abra interior (E-N20), presenta potencial Máximo (EQR=1,065), 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 2022, calificación algo menor que la resultante del SEG-CABB.

11.4.4 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 y BORJA, 2009).

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). Al tratarse de masas de agua muy modificadas, 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.

La clasificación del potencial ecológico en 2022 se presenta en la Tabla 11.12. Dos estaciones se clasificaron en Máximo (Abra interior y Rontegi) y dos en Bueno (Lamiako y Olabeaga). 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 11.12. Clasificación de las comunidades de fauna demersal *sensu* la DMA en las estaciones del estuario del Nerbioi-Ibaizabal en 2022. 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. | B | Máx. | B |
| Valor EQR AFI (E) | 0,667 | 0,500 | 0,722 | 0,611 |
| Ratio (tanto por uno) (R) del área que representa la estación | 1 | 0,33 | 0,33 | 0,33 |
| AFI total (E x R) | 0,667 | 0,165 | 0,238 | 0,202 |
| AFI masa de agua | 0,667 | 0,605 | | |
| 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.

11.4.5 Impacto general del vertido sobre el medio receptor

En la Tabla 11.13 se resumen los resultados de las clasificaciones obtenidas en los apartados anteriores, integrados espacialmente 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 11.13. Clasificación en 2022 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 |
|-----------------------------|-----------------------------|--|--------------|---------------|-----------------|
| 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 |
| Transición Nerbioi interior | BUENO | NO ALCANZA el Buen estado por fosfato en el 40% de la superficie. | BUENO | MÁXIMO | BUENO |

(*) Clasificación según los límites que figuran en el Plan Hidrológico vigente (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).

Todos los elementos biológicos que es obligatorio evaluar en las aguas de transición del País Vasco (fitoplancton, bentos de sustrato blando y peces) alcanzaron al menos el Buen potencial ecológico (Tabla 11.13).

Además, la calidad fisicoquímica según PCQI alcanzó al menos el Buen estado. Aunque no se contempla este índice en el último Plan Hidrológico, lo consideramos de utilidad para su aplicación en el Plan de Vigilancia del vertido de la EDAR. Este índice es acorde con la DMA al clasificar en cinco clases y proporcionar un valor numérico (EQR) que facilita una integración espacial. Pero, su mayor importancia aquí es que informa del impacto antrópico global sobre la calidad del agua, al integrar datos de oxigenación, calidad óptica (turbidez y sólidos en suspensión) y nutrientes (amonio, nitrato y fosfato).

Por otro lado, aplicando los valores umbral del Plan Hidrológico se detectaron incumplimientos por exceso de fosfato en zonas cercanas y aguas abajo de la EDAR, lo que indica que el vertido ejerce una presión antrópica importante en cuanto a este nutriente. Sin embargo, el amonio cumplió los objetivos y el nitrato rara vez los incumplió, con lo cual, la moderación en los aportes de nitrógeno y/o la hidrodinámica parecen mantener la calidad biológica del sistema evitando que llegue a un estado de eutrofización. Esta afirmación se basa en que 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.

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, a escala de masa de agua no hubo incumplimientos en 2022 y, además, se observaron algunas calificaciones de Máximo potencial (concretamente, en la fauna piscícola y en los macroinvertebrados de los sedimentos).

En conclusión, los resultados de la evaluación de 2022 indican que el vertido de la depuradora de Galindo ejerce una presión sobre el medio receptor, que se manifiesta fundamentalmente en un exceso de fosfato en las aguas superficiales. Sin embargo, el impacto que ello produce sobre la calidad global del ecosistema acuático es asumible, tanto en la masa de agua exterior (el Abra), como en la interior ("La Ría"), dado que no impide que las comunidades biológicas alcancen el objetivo de la DMA.

12. 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 2022 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 2022.

12.1 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.

En el entorno del estuario las condiciones atmosféricas desde finales de la década de 2010 son más secas y cálidas en comparación con los 30 años previos, según los registros del Observatorio de AEMET en el Aeropuerto de Bilbao. Esto parece que está afectando levemente al oxígeno en las aguas de fondo de la zona superior del estuario, la que tiene más tendencia a la estratificación vertical por densidad y, por tanto, la que manifiesta mayor riesgo de hipoxia. Así, el periodo en el cual el oxígeno no alcanza el 60% de saturación parece que se está adelantando, comenzando en primavera. Además, recientemente se han registrado algunos valores inferiores al 20% de saturación no solo en la estación más interior (Arriaga), también en la situada aguas abajo (Deusto). En todo caso, la frecuencia de episodios de hipoxia sigue siendo muy baja, lo cual es coherente con el resto de las variables fisicoquímicas y biológicas, que cumplen con los objetivos de la DMA en esa zona.

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. Sin embargo, en la zona superior 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.

12.2 Comunidades de fitoplancton

Con una serie temporal larga (de algo más de 20 años), se ha podido establecer un ciclo estacional medio para la abundancia celular en las aguas de superficie del estuario. Este ciclo presenta valores relativamente bajos entre noviembre y abril (inferiores a un millón de células por litro), en coherencia con la menor disponibilidad de luz y con los cortos tiempos de residencia del agua que suelen caracterizar a 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 registrado en 2022, unos 13 millones de células por litro, correspondió a la muestra tomada en verano a la altura de Axpe (RESN04). Valores de este orden, si son esporádicos, entran en el rango natural de los estuarios durante la época estival. Sin embargo, en el contexto de las primaveras previas, destacó el pico observado en mayo en Zorroza. Este último puede explicarse por la situación de escasas precipitaciones y alta insolación, que habría favorecido el crecimiento y acumulación del fitoplancton, especialmente en la zona superior del estuario.

Los picos, como es habitual en este estuario, estuvieron dominados por células de tamaño pequeño. Este año destacaron varias diatomeas (*Skeletonema* sp. y centrales), criptofitas (*Hemiselmis* spp. y *Urgorri complanatus*) y dinoflagelados (*Heterocapsa* spp.).

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 primavera y verano de 2022 no se tradujo en un descenso marcado del oxígeno en la zona cercana al vertido de la EDAR, ni aguas abajo. Sin embargo, sí afectó a la transparencia de la columna de agua.

En cuanto a la evaluación del periodo 2017 – 2022, 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, el impacto antrópico sobre la biomasa fitoplanctónica no fue relevante. La estación RESN02 (Abra interior) fue la única que quedó clasificada en potencial Moderado (muy cerca del límite con Bueno), lo que indica que el impacto sobre este elemento biológico se limita al 20% de la masa de agua del Nerbioi exterior.

12.3 Sedimentos

En las estaciones del eje principal del estuario la composición granulométrica muestra una elevada variabilidad a lo largo de los años, sin presentar un patrón claro o dominante. En las dársenas, sin embargo, la fracción limo-arcillas ha sido la mayoritaria.

En octubre de 2022 la fracción fina, además de dominar en las dársenas, también lo hizo en SED004R (estación situada a la altura de Axpe) y mostró una proporción muy similar a la de arenas en SED08BR (zona superior del estuario). En el resto del canal (SED0101 y SED06R) dominó la fracción de arenas, así como también en la zona donde vierte la EDAR (SED_GALINDO). Los sedimentos arenosos fueron los de menor contenido de nitrógeno orgánico y menor demanda de oxígeno. El potencial redox varió entre -100 mV (dársena de PORTU) y 39 mV (SED_GALINDO).

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 2022, se registró un valor de *contaminación extrema* por cadmio (en SED004R) y valores de *contaminación fuerte* por cadmio, mercurio o plomo en tres de las ocho estaciones (SED004R, SED0101 y SED_PORTU). De manera global, en 2022 cuatro estaciones presentaron contaminación global ligera ($1 < I_{cc} < 3$): SED_BENEDICTA, SED_AXPE, SED006R y SED08BR. En las restantes el I_{cc} se encontró en el rango que indica contaminación global media ($3 < I_{cc} < 12$), pero en tres de ellas con valores cercanos a ligera. El máximo grado de contaminación según el I_{cc} correspondió a SED004R (6,94).

Por lo tanto, se trata de un sistema globalmente contaminado por metales pesados en sedimentos. De hecho, en 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.

12.4 Comunidades del bentos de sustrato blando

La estación SED_BENEDICTA presentó la mayor abundancia macrobentónica de 2022 gracias a la proliferación de un taxón de anélido (*Polycirrus* sp.). También presentaron abundancias relevantes el crustáceo anfípodo *Monocorophium acherusicum* y los anélidos poliquetos *Mediomastus fragilis* y *Euclymene oerstedii*. Los valores de riqueza específica y diversidad más elevados también se observaron en esta estación de la dársena Benedicta.

La riqueza específica en 2022 presentó un gradiente de aumento desde la parte superior del estuario (14-17 taxones) hacia la zona inferior (35-68 taxones).

En cuanto a las tendencias temporales de densidad, riqueza específica y diversidad de cada estación, puede interpretarse que la zona superior, esto es, Arriaga (SED08BR) y Olabeaga-Zorroza (SED006R) mantiene su tendencia de progresiva y lenta mejoría. 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) mostrando altibajos en sus valores. La zona del Puente de Bizkaia (SED0101), tras reflejar una tendencia positiva desde el inicio del seguimiento en 1989 hasta 2013, presentó un retroceso importante en el periodo 2014–2018. Sin embargo, desde 2019 se observa de nuevo una recuperación de la población bentónica.

El índice biótico AMBI refleja de manera cuantitativa la mejoría que con los años ha experimentado la calidad ambiental de la Ría. En 2022 la situación general ha variado un poco con respecto al año anterior, habiendo mejorado ligeramente en estaciones de la zona superior (SED006R) y media (SED004R) donde la alteración pasa de moderada a ligera.

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 2022 no se observó un impacto significativo sobre este elemento biológico. Así, el M-AMBI clasificó a la masa de agua interior en Máximo Potencial, y la misma clasificación se obtuvo en cada una de las estaciones de dicha masa de agua.

12.5 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 65 en el caso de los peces y a 36 en el de los crustáceos.

Como viene haciéndose desde hace unos 30 años, en 2022 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 22 taxones distintos de peces demersales y 14 de crustáceos; se observó por vez primera en este seguimiento *Zebrus zebrus* (gobio cebra), especie de aguas relativamente cálidas y rara vez citada en el Atlántico.

La riqueza específica de peces a largo plazo ha aumentado en todas las estaciones de muestreo. El número de especies de crustáceos también ha ido en aumento en la Ría (Lamiako, Rontegi y Olabeaga), pero en el Abra interior no presenta una tendencia clara, sino que alterna fuertes caídas, con repuntes.

En cuanto al número de individuos, la variabilidad de un año a otro es en ocasiones importante, lo cual puede deberse a factores naturales y aleatorios, no solo antrópicos.

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.

Hay que señalar que desde 2019 la riqueza de peces está siendo ligeramente más baja en la estación interior de la Ría (Olabeaga), respecto a la media del periodo comprendido desde 2010 hasta la actualidad. Esto coincide con condiciones más prolongadas de bajo caudal fluvial, que derivan de condiciones atmosféricas más secas y cálidas de lo habitual. Qué esto quizá esté afectando a las comunidades demersales, por el efecto que pudiera tener sobre la saturación de oxígeno en las aguas de fondo, o por otros motivos, no es una cuestión sencilla de abordar ni entra en el objetivo del Plan de Vigilancia. Pero, se prestará atención en los siguientes años a la evolución de la riqueza, para comprobar si se trata de una tendencia o es un hecho ocasional. En todo caso, no hay evidencia de vertidos en esa zona que hayan podido causar un descenso del número de especies de peces.

En cuanto a la clasificación de las comunidades de fauna demersal *sensu* la DMA, en 2022 las estaciones de Abra interior y Rontegi presentaron Máximo Potencial. Por su parte, las estaciones de Lamiako y Olabeaga alcanzaron Buen Potencial. Las dos masas de agua (Máximo potencial ecológico en Nerbioi exterior y Potencial Bueno en Nerbioi interior) cumplieron con el objetivo de la DMA.

13. 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, pp. 6854-6870. <http://www.boe.es>.
- BOE 2015. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín Oficial del Estado Núm. 219, pp. 80582-80662. <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. <http://www.boe.es>.
- BOE 2023. *Real Decreto 35/2023, de 24 de enero, por el que se aprueba la revisión de los planes hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro*. Boletín Oficial del Estado Núm. 35, pp. 19510-19664. <http://www.boe.es>.
- BOOTHMAN W.S., L. COIRO, 2023. Mapping hypoxia response to estuarine nitrogen loading using molybdenum in sediments. *Estuaries and Coasts* 46, 1363–1374. <https://doi.org/10.1007/s12237-023-01215-9>
- BORJA Á., I. MUXIKA, 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 787-789.
- BORJA Á., J. FRANCO, 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 Á., 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 Á., 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 Á., 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 Á., 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 Á., 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 Á., 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 Á., I. MUXIKA, J. FRANCO, 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 835-845.
- BORJA Á., 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 Á., 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 Á., 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 Á., J. BALD, M.J. BELZUNCE, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, M. REVILLA, J.G. RODRÍGUEZ, O. SOLAUN, A. URIARTE, V. VALENCIA, I. ZORITA, I. ADARRAGA, F. AGUIRREZABALAGA, I. CRUZ, A. LAZA-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 Á., J. BALD, M.J. BELZUNCE, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, M. REVILLA, J.G. RODRÍGUEZ, O. SOLAUN, A. URIARTE, V. VALENCIA, I. ZORITA, I. ADARRAGA, F. AGUIRREZABALAGA, 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 Á., J. BALD, M.C. UYARRA, J. FRANCO, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, S. POUSSO, 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 Á., J. BALD, M.J. BELZUNCE, M.C. UYARRA, A. FONTÁN, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, A. LANZÉN, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, S. POUSO, M. REVILLA, J.G. RODRÍGUEZ, Y. SAGARMINAGA, O. SOLAUN, A. URIARTE, I. ZORITA, I. ADARRAGA, F. AGUIRREZABALAGA, J.C. SOLA, I. CRUZ, M.A. MARQUIEGUI, J. MARTÍNEZ, J.M^a RUIZ, M. CANO, A. LAZA-MARTÍNEZ, A. MANZANOS, 2022. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2021*. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, 384 pp.
- BORJA Á., J. BALD, M.J. BELZUNCE, M.C. UYARRA, A. FONTÁN, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, A. LANZÉN, J. LARRETA, I. MENCHACA, I. MUXIKA, S. POUSO, M. REVILLA, J.G. RODRÍGUEZ, Y. SAGARMINAGA, O. SOLAUN, A. URIARTE, I. ZORITA, I. ADARRAGA, F. AGUIRREZABALAGA, J.C. SOLA, I. CRUZ, M.A. MARQUIEGUI, J. MARTÍNEZ, J.M^a RUIZ, M. CANO, A. LAZA-MARTÍNEZ, A. MANZANOS, 2023. *Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2022*. Informe de AZTI para la Agencia Vasca del Agua, en preparación.
- 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.
- 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.
- CHC (Confederación Hidrográfica del Cantábrico) y URA, 2016. Plan Hidrológico, Revisión 2015 – 2021. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. MEMORIA - ANEJO VIII: Seguimiento y evaluación del estado. Aprobado por Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. <http://www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/plan-hidrologico-de-la-demarcacion-hidrografica-del-cantabrico-oriental-2015-2021/u81-0003333/es/>

- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- FOLK R.L. 1974. *The petrology of sedimentary rocks*. Austin, Texas. Hemphill Publishing Co., 182 pp.
- 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.
- GAUTHIER, T. D., 2001. Detecting trends using Spearman's rank correlation coefficient. *Environmental forensics*, 2(4): 359-362.
- 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*.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- MEHDIZADEH ALLAF, M. 2023. *Heterosigma akashiwo*, a fish-killing flagellate. *Microbiol. Res.* 14: 132–147. <https://doi.org/10.3390/microbiolres14010012>
- 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.
- 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.M. GARMENDIA., A. URIARTE, O. SOLAUN, I. ZORITA, J. FRANCO, 2014. *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. 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, 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.
- REVILLA M., J. BALD, J. FRANCO, J.M. GARMENDIA, A. LAZA-MARTÍNEZ, I. MENCHACA, I. MUXIKA, J.G. RODRÍGUEZ, A. URIARTE, 2020. *Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo. Año 2019*. Informe Técnico elaborado por AZTI para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 302 pp.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.

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.