



**Estudio de la sensibilidad
a la eutrofización de los
estuarios del País Vasco
Informe 2017**

AZTI-Tecnalia

TIPO DE DOCUMENTO: Informe.

TÍTULO DEL DOCUMENTO: Estudio de la sensibilidad a la eutrofización de los estuarios del País Vasco. Informe 2017

ELABORADO POR: AZTI-Tecnalia.

AUTORES: Marta Revilla, Oihana Solaun, Iratxe Menchaca, Izaskun Zorita, Javier Franco, Ángel Borja, Victoriano Valencia, Juan Bald

FECHA: Diciembre 2017.

Índice

Estudio de la sensibilidad a la eutrofización de los estuarios del País Vasco.

Informe 2017

1. Introducción.....	4
1.1. Objetivos.....	4
1.2. Antecedentes.....	4
2. Material y métodos	7
2.1. Datos disponibles	7
2.2. Criterios de evaluación.....	9
3. Resultados	17
3.1. Estuario del Barbadun	18
3.2. Estuario del Nerbioi	23
3.3. Estuario del Butroe	31
3.4. Estuario del Oka.....	37
3.5. Estuario del Lea	43
3.6. Estuario del Artibai	49
3.7. Estuario del Deba.....	55
3.8. Estuario del Urola	61
3.9. Estuario del Oria	68
3.10. Estuario del Urumea	74
3.11. Estuario del Oiartzun	79
3.12. Estuario del Bidasoa.....	85
4. Resumen y conclusiones.....	91
5. Bibliografía.....	93

1.

Introducción

1.1. OBJETIVOS

Este informe denominado “**Estudio de la sensibilidad a la eutrofización de los estuarios del País Vasco. Informe 2017**” se integra en el Convenio de Colaboración entre la Agencia Vasca del Agua y la Fundación AZTI Fundazioa suscrito con fecha 7 de octubre de 2008 (Ref. interna de AZTI: IM17TROFI); y se plantea por la necesidad de revisar periódicamente la declaración de zonas sensibles del litoral de la CAPV en respuesta a lo establecido en la normativa de aplicación.

En este informe se va a evaluar solo el riesgo de eutrofización de los estuarios o masas de transición del País Vasco, puesto que en informes previos realizados para la declaración de zonas sensibles se concluyó que las masas de agua costeras del País Vasco tenían muy baja susceptibilidad ante la eutrofización, presentando típicamente bajas concentraciones de clorofila y buenas condiciones de oxigenación (Borja et al., 2009; Revilla et al., 2011a).

La baja susceptibilidad de las masas de agua costeras del País Vasco deriva, por una parte, de su gran volumen, que les confiere una alta capacidad de dilución de los aportes alóctonos; y también, de su elevado hidrodinamismo, que facilita la dispersión de dichos aportes (Valencia et al., 2004a).

1.2. ANTECEDENTES

La Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo, sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas (en adelante Directiva 91/271) define “*Eutrofización*” como: “*El aumento de nutrientes en el agua, especialmente de los compuestos de nitrógeno y/o fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta*” (Diario Oficial de la Unión Europea, 1991). Entre los impactos negativos se pueden citar, por ejemplo, acumulaciones de algas en zonas de baño, situaciones de déficit o ausencia de oxígeno tras la degradación de la materia orgánica generada y aumento de especies tóxicas del fitoplancton.

La Directiva 91/271 determina una serie de medidas encaminadas a que las aguas residuales urbanas se sometan a tratamientos más o menos rigurosos antes de su evacuación. Los criterios que utiliza para fijar estas obligaciones son el número de “*habitantes-equivalentes*” (h-e), concepto definido en función de la carga contaminante tanto de personas, como de animales e industrias; las “*aglomeraciones urbanas*”, zonas que presentan una concentración suficiente para la recogida y conducción de las aguas residuales, así como las zonas “*sensibles*” o “*menos sensibles*” en que se

efectúe el vertido. Así, de la declaración de una zona sensible, a efectos prácticos en lo que a requerimientos de depuración se refiere, se desprende la obligación de un tratamiento riguroso para la reducción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) cuando se trate de vertidos procedentes de aglomeraciones urbanas que representen más de 10 000 h-e.

El Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, incorporó al ordenamiento interno la mencionada Directiva, complementando así el régimen jurídico establecido en el título V de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, y en el título III de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, con el fin de proteger la calidad de las aguas continentales y marítimas de los efectos negativos de los vertidos de las aguas residuales urbanas (Boletín Oficial del Estado, 1995).

El artículo 7.3 del Real Decreto-ley 11/1995 establece que “La Administración General del Estado, previa audiencia de las Comunidades Autónomas y de las entidades locales afectadas, declarará las “zonas sensibles” en las cuencas hidrográficas que excedan del ámbito territorial de una Comunidad Autónoma. Las Comunidades Autónomas efectuarán dicha declaración en los restantes casos y determinarán las “zonas menos sensibles” en las aguas marítimas”.

El citado Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, fue desarrollado por el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, el cual establece en su artículo 7 que “*serán declaradas «zonas sensibles» y «zonas menos sensibles», de acuerdo con lo dispuesto en el artículo 7.3 del Real Decreto-ley, las masas de agua incluidas en alguno de los supuestos establecidos en los apartados I y II, respectivamente, del anexo II de este Real Decreto. La declaración de dichas zonas se revisará al menos cada cuatro años*”.

Por otra parte, el artículo 24 de la **Ley 3/1998, de 27 de febrero, General de Protección del Medio Ambiente del País Vasco**, establece que “*la política de las administraciones públicas en materia de protección de las aguas y del litoral estará encaminada a lograr su gestión sostenible y la potenciación del ahorro y reutilización de los recursos hídricos, basándose en los principios de conservación y restauración de la biodiversidad, funcionalidad y procesos ecológicos de los ecosistemas acuáticos y ribereños*” (Boletín Oficial del País Vasco, 1998).

En este contexto, el Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, elaboró el Decreto 168/2004, de 7 de septiembre, por el que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intracomunitarias y en las aguas marítimas de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Boletín Oficial del País Vasco, 2004). En el Decreto 168/2004 también se prevé la revisión periódica de las declaraciones efectuadas, de modo que pudieran ser declaradas nuevas zonas o retirada la asignación a uno de los tipos de zonas anteriormente incluidas, para lo que dispone el seguimiento de la evolución del estado del medio receptor en el entorno de los principales puntos de vertido, tanto en el medio fluvial como en las aguas marinas y de transición, con el objeto de obtener la información real y comprobable suficiente para tales futuras revisiones y para el control de la efectividad de la depuración.

En febrero de 2009 AZTI realizó, a petición de la Agencia Vasca del Agua, un estudio para revisar el grado de eutrofia de los estuarios de la CAPV (Borja et al., 2009). Posteriormente, en octubre de 2011, la Agencia Vasca del Agua encargó a AZTI una revisión con datos más recientes (Revilla et al., 2011a). Este último estudio consideró los datos recogidos hasta otoño de 2010 y sirvió de apoyo a la última declaración de zonas sensibles que se plasmó en el **Decreto 214/2012, de 16 de octubre, por el que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intracomunitarias y en las aguas marítimas de la Comunidad Autónoma del País Vasco** (Boletín Oficial del País Vasco, 2012).

Los estuarios declarados como zonas sensibles en el anexo al Decreto 214/2012 eran los siguientes: estuario del Butroe, estuario del Oka, estuario del Lea, estuario del Inurritza, estuario del Oiartzun, estuario del Bidasoa en la CAPV y estuario del Artibai; teniendo en consideración el Criterio A del anexo II.I del Real Decreto 509/1996, es decir, “*Lagos, lagunas, embalses, estuarios y aguas marítimas que sean eutróficos o que podrían llegar a ser eutróficos en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección*” (Boletín Oficial del Estado, 1996). Asimismo, la única aglomeración urbana con más de 10 000 h-e que vertía directamente a zonas sensibles era Gernika-Lumo y las aglomeraciones urbanas con más de 10 000 h-e que vertían a las áreas de captación de las zonas sensibles eran Markina-Xemein y Alto Butroe.

2.

Material y métodos

2.1. DATOS DISPONIBLES

El Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental correspondiente al ciclo 2015-2021 fue aprobado mediante el Real Decreto 1/2016, de 8 de enero. Dicho plan constituye la revisión del Plan Hidrológico 2009-2015 aprobado por Real Decreto 400/2013, de 7 de junio.

En el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental¹, para el ciclo de planificación hidrológica 2015-2021 se han identificado y delimitado un total de 10 masas de agua de la categoría aguas de transición consideradas como naturales; y un total de 4 masas de la categoría aguas de transición consideradas como masas de agua muy modificadas. Asimismo, se han identificado 3 tipologías asociadas a aguas de transición (Tabla 1, Tabla 2 y Figura 1).

El proyecto denominado “Red de Seguimiento del Estado Ecológico de las Aguas de Transición y Costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco” (en adelante, ‘Red de Calidad’²) que AZTI viene ejecutando desde 1994 para la Agencia Vasca del Agua, se enmarca dentro de los programas de seguimiento del estado de las masas de agua requeridos por la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE (en adelante, DMA), por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Diario Oficial de la Unión Europea, 2000). Por tanto, la ‘Red de Calidad’ sirve como base de información sobre el estado de las masas de agua de transición y costeras de la CAPV y el grado de cumplimiento de los objetivos ambientales, y para evaluar el grado de ejecución y de efectividad de los programas de medidas que se planteen en el marco de la Planificación Hidrológica de la CAPV.

Con relación a la vigilancia de los componentes del ecosistema que responden más rápidamente a la presión de eutrofización (condiciones fisicoquímicas del agua y fitoplancton), la ‘Red de Calidad’ dispone, en las masas de agua de transición, de 32 estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de 12 estuarios (Figura 1). En estos también se estudian otros componentes biológicos (macroalgas, macroinvertebrados bentónicos y peces), químicos (contaminantes en aguas, sedimentos y biota) e hidromorfológicos como parte del seguimiento del estado de las masas de agua que exige la DMA.

1 Real Decreto 1/2016. Anexo I. Disposiciones normativas del Plan Hidrológico de la parte española de la demarcación hidrográfica del Cantábrico Oriental.

2 <http://www.uragentzia.euskadi.eus/informacion/ultimos-informes/u81-0003342/es/>

Tabla 1 Tipologías de las masas de agua de transición presentes en la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental.

Código tipología	Descripción del tipo	N.º masas
AT-T08	Estuario atlántico intermareal con dominancia del río sobre el estuario.	1
AT-T09	Estuario atlántico intermareal con dominancia marina.	8
AT-T10	Estuario atlántico submareal.	1
AT-T08-HM	Estuario atlántico intermareal con dominancia del río sobre el estuario. Muy modificado.	1
AT-T10-HM	Estuario atlántico submareal. Muy modificado.	3

Tabla 2 Masas de agua de la categoría aguas de transición presentes en la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. Tipología y naturaleza.

Código tipología	Nombre de masa	Tipo de alteración
AT-T08	Deba	Natural
AT-T08-HM	Urumea	Modificadas por canalizaciones y protección de márgenes
AT-T09	Oria	Natural
	Urola	Natural
	Artibai	Natural
	Lea	Natural
	Oka Interior	Natural
	Oka Exterior	Natural
	Butroe	Natural
Barbadun	Natural	
AT-T10	Bidasoa	Natural
AT-T10-HM	Oiartzun	Modificada por infraestructuras portuarias y ocupación de terrenos intermareales
	Nerbioi / Nervión Interior	
	Nerbioi / Nervión Exterior	

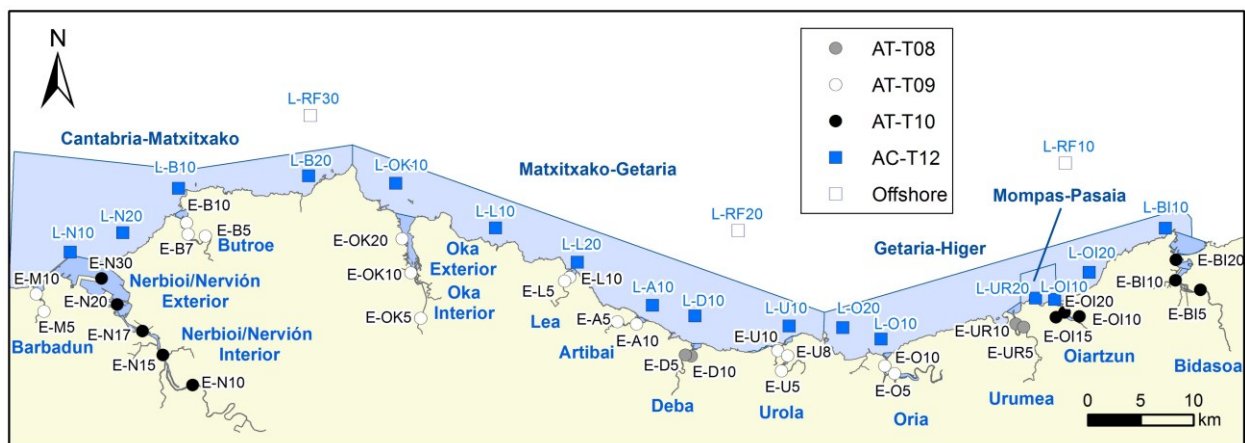


Figura 1 Mapa que muestra las masas de agua costeras y de transición delimitadas en la CAPV y las estaciones de muestreo donde se miden rutinariamente las variables físico-químicas generales del agua, así como las del fitoplancton, dentro del proyecto de la 'Red de Calidad'.

Para el presente estudio, además del informe más reciente de la 'Red de Calidad' (Borja et al., 2017), se han empleado otras fuentes de información. Por su utilidad a la hora de interpretar cambios a largo plazo, cabe mencionar un estudio de presiones e impactos realizado a comienzos de la década del 2000 para evaluar el riesgo de no alcanzar el buen estado ecológico (Borja et al., 2006a), que fue recogido en el primer "Informe relativo a los artículos 5 y 6 de la DMA"³ de 2004.

3 http://www.uragentzia.euskadi.eus/u81-0003/es/contenidos/documentacion/art_5_6_dma/es_doc/index.shtml

Además, se ha consultado un informe más reciente (Revilla et al., 2014)⁴ que evaluaba la presión de eutrofización en cada masa de agua a partir de las fuerzas motrices (población, actividad agrícola, industrial, etc.) y de los aportes de nutrientes. Dicho estudio fue incorporado al segundo “Informe de los artículos 5 y 6 de la DMA” de 2014. En aquel informe, a partir de datos del programa RID (“Riverine Inputs and River Discharges”) del Convenio OSPAR (Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nordeste) se calculaban los aportes de nitrógeno y fósforo resultantes del drenaje de las cuencas (cargas indirectas) y de los vertidos directos a los estuarios.

También, se ha utilizado la información disponible más actualizada sobre las EDAR situadas en las cuencas que afectan a estos estuarios, tal y como figura en los datos enviados a la Agencia Europea de Medioambiente durante el año 2015, y en la herramienta informática DKT (Datuen Kargarako Tresna) de la Agencia Vasca del Agua.

Por último, se ha consultado el Programa de Medidas⁵ referidas al cumplimiento de los objetivos medioambientales del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental, para el ciclo 2015-2021.

2.2. CRITERIOS DE EVALUACIÓN

Entre los criterios de evaluación del riesgo de eutrofización e identificación de zonas sensibles en aguas de transición se deben considerar:

- La susceptibilidad, que depende de las características morfológicas e hidrológicas de las masas de agua, tributarios y cuencas de drenaje.
- La presión por nutrientes inorgánicos (nitrógeno y fósforo). Los nutrientes en concentración y proporción adecuada son esenciales para los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, un aporte excesivo de nutrientes puede causar un incremento de la producción primaria que resulte perjudicial, tanto para el funcionamiento del ecosistema como para los usos del agua.
- Los indicadores de impacto de eutrofización.
 - El oxígeno es una de las principales variables que se asocian con la calidad de las aguas de los sistemas acuáticos. Las condiciones de oxigenación dependen tanto de factores naturales relacionados con el normal funcionamiento de estos sistemas (fotosíntesis, respiración, nitrificación, difusión, etc.), como de factores antrópicos (p. ej. vertidos con alto contenido en materia orgánica).
 - La clorofila se considera una variable de gran utilidad como aproximación a la biomasa fitoplanctónica y como indicador de la respuesta del fitoplancton al enriquecimiento en nitrógeno y fósforo del medio marino (Harding, 1994).

4 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/

5 http://www.uragentzia.euskadi.eus/contenidos/informacion/documentacion_plan_2015_2021/es_def/adjuntos/20151214/03_PROGRAMA_DE_MEDIDAS%20Cantabrico%20Oriental.pdf

2.2.1. Susceptibilidad

Una característica de especial importancia para predecir la respuesta de los ecosistemas acuáticos a los aportes de nutrientes es la susceptibilidad, siendo por tanto determinante a la hora de calcular el riesgo de eutrofización e identificar las masas de agua sensibles (Cloern, 2001; Bricker et al., 2008). La susceptibilidad depende de las características morfológicas e hidrológicas de las masas de agua, tributarios y cuencas de drenaje (Tabla 3); siendo de especial interés el tiempo de flujo y el tiempo de residencia del agua (Valencia et al., 2004a).

- El **tiempo de flujo** representa el tiempo requerido para que el agua que entra por el río remplace el volumen de agua dulce del estuario.
- El **tiempo de residencia** se refiere al tiempo requerido para que se renueve el volumen medio de agua del estuario. Para la estima del tiempo de residencia se tiene en cuenta el efecto del caudal fluvial, el intercambio mareal y el grado de estratificación vertical (salina) de la columna de agua.

Tabla 3 Características morfológicas e hidrológicas de las masas de agua de la CAPV y sus cuencas de drenaje. Tomado de Borja et al. (2004, 2006a), con algunas modificaciones efectuadas por Garmendia et al. (2012) para los estuarios que se subdividen en dos masas de agua (Nerbioi y Oka).

Masa de agua	Prof. (m)	Área (km ²)	Volumen (10 ⁶ m ³)	Caudal (m ³ s ⁻¹)	Cuenca (km ²)	Tiempo de flujo (h)	Tiempo de residencia
Barbadun	5	0,6	1,6	2,9	129	5	<1 día
Nerbioi Interior	12	2,9	14,2	36	1799	50	semanas
Nerbioi Exterior	30	17,8	359,1	36	1799	78	semanas
Butroe	10	0,9	2,2	4,7	172	10	<1 día
Oka Interior	5,5	1,1	5,6	3,6	183	149	días
Oka Exterior	10	4,5	7,2	3,6	183	149	<1 día
Lea	5	0,4	1,0	1,8	99	3	<1 día
Artibai	10	0,4	2,2	2,5	104	7	<1 día
Deba	5	0,6	2,9	14	530	2	<1 día
Urola	10	0,7	2,5	8	342	16	1 día
Oria	10	1,6	3,1	26	882	8	1 día
Urumea	10	1,1	6,8	17	272	13	<1 día
Oiartzun	20	0,9	7,3	4,8	86	42	semanas
Bidasoa	10	6,2	45,8	29	700	33	días

Prof.: Profundidad máxima; Área: superficie calculada para una altura de marea de 2,5 m en estuarios; Volumen: calculado para altura de marea de 2,5 m en estuarios; Caudal: aporte medio anual del conjunto de los tributarios; Cuenca: superficie de las cuencas de drenaje de los estuarios.

El cálculo de la susceptibilidad se realiza utilizando una matriz que combina dos propiedades: la capacidad de dilución y el potencial de renovación de la masa de agua (Tabla 4).

- La **capacidad de dilución** de los aportes se estima en función del grado de estratificación de la columna de agua. Otros métodos tienen en cuenta, además, el volumen total de la masa de agua. Sin embargo, para estuarios pequeños, como los de la CAPV, se ha visto que ello no es apropiado ya que puede llevar a sobrestimar la presión (Garmendia et al., 2012).
- El **potencial de renovación** equivale aquí al tiempo de residencia. Uno de los requisitos para que crezca una población fitoplanctónica es que el tiempo de residencia del agua sea superior al de división celular, de modo que las tasas de producción superen a las de pérdida por transporte advectivo (Ketchum, 1954). Si esto no ocurre, los nutrientes no pueden ser totalmente procesados en el estuario y son exportados a la costa adyacente.

Los estuarios de tipo intermareal (AT-T08 y AT-T09) presentan en condiciones normales de caudal una susceptibilidad baja. Es el caso de las masas con corto tiempo de residencia del agua (del orden de horas) y predominio de mezcla vertical (bien o parcialmente mezcladas), como las del Barbadun, Lea, Deba, Urumea, Oka Interior, Butroe, Artibai, Urola y Oria. No obstante, en los estuarios de tipo intermareal la susceptibilidad puede aumentar en épocas de baja descarga fluvial, especialmente en la zona de cabecera, la menos sometida al intercambio mareal. La masa de agua del Oka interior se puede considerar de susceptibilidad media, al referirse esta masa de agua exclusivamente a la cabecera del estuario donde, salvo en situaciones de alta descarga fluvial, la capacidad de renovación es más lenta (del orden de días).

Los estuarios de tipo submareal (AT-T10) presentan alta susceptibilidad, debido a su menor capacidad de dilución (en relación con una mayor estratificación salina) y a sus tiempos de residencia (del orden de días o semanas).

Tabla 4 Sistema de clasificación de la susceptibilidad. Aguas de transición. Tomado de Borja et al. (2004, 2006a), con algunas modificaciones efectuadas por Garmendia et al. (2012).

Condiciones de mezcla	Capacidad de dilución	Capacidad de renovación	Susceptibilidad	Masas de agua
Bien mezclado	Alta	Alta (horas)	Baja	Barbadun, Lea, Deba, Urumea y Oka Exterior
		Media (días)	Baja	
		Baja (semanas)	Media	-
Parcialmente mezclado	Media	Alta (horas)	Baja	Butroe, Artibai, Urola y Oria
		Media (días)	Media	Oka Interior
		Baja (semanas)	Alta	-
Permanentemente estratificado	Baja	Alta (horas)	Media	-
		Media (días)	Alta	Bidasoa
		Baja (semanas)	Alta	Nerbioi Interior, Nerbioi Exterior y Oiartzun

2.2.2. Indicadores de presión: nutrientes

En este informe, las concentraciones de nutrientes inorgánicos (nitrógeno y fósforo) se han tenido en cuenta para corroborar si existen o han existido vertidos de aguas residuales en las masas de agua. Para ello, se han utilizado los datos procedentes de los muestreos trimestrales realizados en cada una de las estaciones de la 'Red de Calidad', en aguas de superficie (0-1 m), tanto en pleamar como en bajamar.

Se ha considerado el NID (Nitrógeno Inorgánico Disuelto, o suma de las concentraciones de amonio, nitrito y nitrato) y el PID (Fósforo Inorgánico Disuelto, equivalente a la concentración de fosfato) como representativos de las principales entradas de nitrógeno y fósforo en el medio marino.

Se han promediado los datos de NID y PID obtenidos durante los últimos seis años (2011-2016), con el fin de relativizar picos de magnitud importante que podrían darse de manera muy esporádica.

Con el fin de comparar las concentraciones de nutrientes con unos objetivos de calidad se ha aplicado el criterio que figura en la Tabla 5 y que se corresponde con el valor umbral entre el estado "Bueno" y el "Moderado" según lo establecido en el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental¹. También se ha tenido en cuenta el umbral entre el estado "Muy Bueno" y "Bueno" para determinar si existen ligeras desviaciones respecto a las condiciones características de medios inalterados. Para todo ello, las estaciones de muestreo se han clasificado previamente en distintos tramos salinos (Tabla 6).

2.2.3. Indicadores de impacto: clorofila “a”

Con el fin de comparar los niveles de clorofila “a” detectados con unos objetivos de calidad se ha aplicado el criterio que figura en la Tabla 5, es decir, los valores umbral indicados en el 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, y que modifican los del último informe sobre zonas sensibles (Revilla et al., 2014).

Como puede observarse en la Tabla 5, los límites propuestos para evaluar síntomas de eutrofización para la Directiva 91/271 son los establecidos para la clasificación del estado del fitoplancton en la DMA. Esto se debe a que ambas directivas están dirigidas a la protección del medio acuático de las presiones humanas (entre las que se encuentran los aportes de aguas residuales), procurando que los elementos biológicos puedan desarrollarse de una manera natural.

Los datos de clorofila “a” proceden de los muestreos trimestrales realizados en cada una de las estaciones de la ‘Red de Calidad’, actualizados a otoño de 2016. Las muestras se toman en pleamar y en bajamar. Al igual que para la DMA, se calcula el percentil 90 de la concentración de clorofila “a” con el total de los datos de las muestras de superficie (0-1 m) durante un periodo de seis años.

Las estaciones de los estuarios se asocian a distintos tramos salinos a partir del valor de la mediana de la salinidad⁶, criterio que también se ha seguido en el último ejercicio de intercalibración para este elemento biológico. Esta asociación coincide casi totalmente con la indicada en la ‘Red de Calidad’ (Tabla 6), diferenciándose sólo en algunos casos en los que las estaciones se encuentran en el límite entre dos tramos, como ya había indicado Bald (2005).

En la actualidad también se dispone de valores umbral asociados a frecuencia de floraciones (estimada a partir de datos de abundancia celular y composición taxonómica), para las aguas de transición y costeras de la CAPV⁶.

Sin embargo, en relación con floraciones fitoplanctónicas (blooms) de especies nocivas como efectos indeseables derivados de la eutrofización, hay que señalar que, en general, no se dispone de herramientas para evaluar este aspecto con tanta fiabilidad en el medio marino como para la biomasa (clorofila).

El aumento de la concentración de nutrientes, o el cambio en la proporción relativa de las diferentes formas químicas, por efecto de aportes antropogénicos puede dar lugar a modificaciones en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas. Así, unas especies pueden verse favorecidas frente a otras y pasar a ser las dominantes. Las consecuencias ecológicas de los cambios estructurales de la comunidad son muy complejas y, por el momento, difíciles de evaluar. Aunque es posible que no tenga lugar una acumulación excesiva de biomasa, y el consiguiente descenso de oxígeno, algunas especies pueden ser tóxicas, o resultar inviables para su consumo por parte de niveles tróficos superiores.

6 http://www.uragentzia.euskadi.eus/u81-000334/es/contenidos/informacion/protocolos_estado_aguas/es_def/index.shtml

2.2.4. Indicadores de impacto: oxígeno disuelto

Con el fin de comparar las condiciones de oxigenación con unos objetivos de calidad, se ha aplicado el criterio que figura en la Tabla 5 y que se corresponde con el valor umbral entre el estado “Bueno” y el “Moderado” según lo establecido en el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental¹. También se ha tenido en cuenta el umbral entre el estado “Muy Bueno” y “Bueno” para determinar si existen ligeras desviaciones respecto a las condiciones características de medios inalterados.

A la hora de aplicar estos criterios se han promediado los datos de superficie (0-1 m) de los últimos seis años (2011-2016), medidos en pleamar y en bajamar. Al igual que con el resto de las variables, se ha considerado un periodo lo suficientemente largo con el fin de relativizar eventos esporádicos de magnitud importante que no representen la situación general. Además, esa ventana de promediado resulta útil ya que los Planes Hidrológicos han de actualizarse cada seis años.

Tabla 5 Criterios aplicados para evaluar síntomas de eutrofización en diferentes tramos estuáricos, a partir de la medida en las aguas de superficie (0-1 m) de la concentración de clorofila “a”, el porcentaje de saturación de oxígeno, la concentración de NID (Nitrógeno Inorgánico Disuelto) y la concentración de PID (Fósforo Inorgánico Disuelto).

Criterio	Variable	Tramo estuárico	Rango salino (UPS)	Estado “Muy Bueno”	Estado “Bueno”	Estado “Moderado” o peor
RD 817/2015	Clorofila (µg L ⁻¹)	Oligohalino	0-5	<6,6	[6,6 – 13,2]	≥13,2
		Mesohalino	5-18	<5,1	[5,1 – 10,2]	≥10,2
		Polihalino	18-30	<3,3	[3,3 – 6,6]	≥6,6
		Euhalino	30-34	<1,95	[1,95 – 3,9]	≥3,9
RD 1/2016	Oxígeno (%)	Oligohalino	0-5	≥79	[66 – 79]	<66
		Mesohalino	5-18	≥82	[71 – 82]	<71
		Polihalino	18-30	≥88	[79 – 88]	<79
		Euhalino	30-34	≥92	[83 – 92]	<83
	NID (µmol L ⁻¹)	Oligohalino	0-5	≤93	(93 – 160]	>160
		Mesohalino	5-18	≤72	(72 – 120]	>120
		Polihalino	18-30	≤40	(40 – 64]	>64
		Euhalino	30-34	≤0,6	(0,6 – 1,1]	>1,1
	PID (µmol L ⁻¹)	Oligohalino	0-5	≤2,3	(2,3 – 6,2]	>6,2
		Mesohalino	5-18	≤1,8	(1,8 – 4,7]	>4,7
		Polihalino	18-30	≤1,0	(1,0 – 2,5]	>2,5
		Euhalino	30-34	≤0,6	(0,6 – 1,1]	>1,1

En la Tabla 6 se indica el tramo salino al que corresponde cada estación de muestreo (Bald et al, 2005). La salinidad es una variable conservativa que suele presentar una estrecha relación con las concentraciones de sustancias disueltas, dado que refleja la fracción entre el agua continental y el agua marina, y buena parte de las sustancias disueltas proceden de aportes continentales.

Tabla 6 Adscripción de las estaciones de muestreo estuáricas de la 'Red de Calidad' a tramos salinos.

Tipología	Estuario	Tramo				
		Oligohalino 0-5 UPS	Mesohalino 5-18 UPS	Polihalino 18-30 UPS	Euhalino 30-34 UPS	Euhalino Mar >34 UPS
AT-T08	Deba	E-D5	E-D10			
AT-T08-HM	Urumea	E-UR5	E-UR10			
AT-T09	Barbadun	E-M5		E-M10		
	Butroe		E-B5		E-B10 ⁷ ; E-B7	
	Oka	E-OK5		E-OK10	E-OK20	
	Lea		E-L5	E-L10		
	Artibai	E-A5		E-A10		
	Urola	E-U5	E-U8	E-U10		
	Oria		E-O5	E-O10		
AT-T10-HM	Nervión	E-N10		E-N15	E-N17 ⁷ , E-N20	E-N30 ⁷
	Oiartzun			E-OI10 ⁷	E-OI15, E-OI20	
AT-T10	Bidasoa	E-BI5	E-BI10	E-BI20		

2.2.5. Integración de los factores que influyen en la decisión

En la literatura se pueden encontrar numerosos métodos para evaluar el riesgo de eutrofización en el medio marino. Uno ampliamente utilizado en estuarios se denomina ASSETS o *Assessment of Estuarine Trophic Status* (Bricker et al., 1999, 2003). Este método actualmente lo pone a disposición, como programa de uso libre, la agencia estadounidense NOAA (*National Oceanographic and Atmospheric Administration*). El programa ASSETS fue probado para evaluar el riesgo de eutrofización de los estuarios del País Vasco, mediante una colaboración entre investigadores de dicha agencia y de AZTI (Garmendia et al., 2012).

La aplicación del ASSETS a los estuarios vascos puso de manifiesto que este método presenta algunas limitaciones a la hora de evaluar la eutrofización en sistemas de pequeño tamaño, debido a la forma en que calcula la susceptibilidad (Garmendia et al., 2012). Los autores de dicho trabajo concluyeron que, a la hora de aplicar un método, se ha de comprobar que esté adaptado al tipo de sistema (su funcionamiento hidrodinámico y ecológico), así como a las series de datos disponibles. Por otra parte, sentaron las bases para desarrollar un método específico para los estuarios del País Vasco, integrando la presión de nutrientes, junto con el impacto estimado en todos los elementos del ecosistema (morfológicos, fisicoquímicos, fitoplancton, macroalgas, bentos y peces).

El objetivo del presente informe no es el de proporcionar un nuevo método para evaluar la eutrofización. Sin embargo, se pretende llegar a una conclusión sustentada en los atributos que se consideran más relacionados con los procesos de eutrofización. También se espera que en lo posible la evaluación resulte clara y que facilite la toma de decisiones, a pesar de la complejidad asociada a los procesos en los que interviene el fitoplancton (particularmente en los estuarios).

Los elementos evaluados y el método de integración de la información serán similares en este informe a los aplicados para la anterior revisión de zonas sensibles (Revilla et al., 2011a). Básicamente, la conclusión sobre si una masa de agua estuárica es una zona sensible o no ante la eutrofización, así como su grado de riesgo (bajo, medio o alto), se emite en este informe considerando dos indicadores claros de impacto, así como los principales factores que pueden influir

7 A efectos de aplicación de los criterios basados en la clorofila, las estaciones E-B10 y E-N17 se considerarán polihalinas, y las estaciones E-OI10 y E-N30 euhalinas estuáricas (tramos determinados en función de la mediana de la salinidad). E-N30 también se considerará euhalina estuárica a la hora de aplicar en este informe los criterios basados en el oxígeno y en los nutrientes.

en el proceso de eutrofización.

- Como indicadores de impacto se utilizan la biomasa fitoplanctónica (estimada como clorofila “a”) y las condiciones de oxigenación, valorando el cumplimiento con los objetivos de calidad y la tendencia temporal, en años recientes.
- Como factores de influencia se valora:
 - La susceptibilidad de la masa de agua (características morfológicas e hidrológicas).
 - La presión por nutrientes (vertidos directos al estuario y procedentes de la cuenca, así como el grado de tratamiento de dichos vertidos y las medidas de saneamiento efectuadas o previstas).

Como se ha señalado anteriormente, la susceptibilidad de los estuarios de la CAPV se considera alta en el caso de los de tipo submareal, y media o baja en los de tipo intermareal. Sin embargo, en las zonas internas de algunos estuarios y, especialmente durante el verano, pueden darse circunstancias que aumenten la susceptibilidad (menor caudal fluvial, mayor estratificación, mayor intensidad lumínica...) y que pudieran derivar en crecimientos anómalos de la comunidad fitoplanctónica.

Siguiendo el método ASSETS, a la hora de evaluar los indicadores se tiene en cuenta la extensión espacial del problema. En los estuarios de la CAPV es fácil estimar este aspecto, ya que el porcentaje de la masa de agua que representa cada estación de muestreo es conocido (Tabla 7).

Tabla 7 Representatividad de cada estación de muestreo en el total de la superficie de los estuarios de la CAPV. Para los estuarios del Nerbioi¹ y del Oka² se ha calculado el porcentaje que representa cada estación a partir de la representatividad de éstas en las masas de agua (interior y exterior) y la superficie de dichas masas de agua que viene indicada en la Tabla 3.

Estuario	Zonas superior y media			Zona inferior	
Barbadun			-	E-M5 (6%)	E-M10 (94%)
Nerbioi interior	E-N10 (38%)	E-N15 (31%)	E-N17 (31%)		
Nerbioi exterior				E-N20 (20%)	E-N30 (80%)
¹ Nerbioi	E-N10 (5%)	E-N15 (4%)	E-N17 (4%)	E-N20 (17%)	E-N30 (69%)
Butroe			E-B5 (16%)	E-B7 (16%)	E-B10 (68%)
Oka interior			E-OK5 (100%)		
Oka exterior				E-OK10 (45%)	E-OK20 (55%)
² Oka			E-OK5 (20%)	E-OK10 (36%)	E-OK20 (44%)
Lea			-	E-L5 (10%)	E-L10 (90%)
Artibai			-	E-A5 (15%)	E-A10 (85%)
Deba			-	E-D5 (54%)	E-D10 (46%)
Urola			E-U5 (12%)	E-U8 (22%)	E-U10 (66%)
Oria			-	E-O5 (63%)	E-O10 (37%)
Urumea			-	E-UR5 (36%)	E-UR10 (64%)
Oiartzun			E-OI10 (48%)	E-OI15 (15%)	E-OI20 (37%)
Bidasoa			E-BI5 (33%)	E-BI10 (22%)	E-BI20 (45%)

En conclusión, si se observa que un indicador de impacto (clorofila u oxígeno) no cumple los objetivos de calidad (esto es, su estado es “Moderado” o peor) en una extensión suficiente de la masa de agua (≥20%), la calificación final resulta “sensible” y, por tanto, con riesgo de eutrofización medio o alto (según juicio de experto, considerando los factores de influencia anteriores). Cuando el riesgo de eutrofización se considera bajo, la zona se puede declarar como “normal”.

Por otro lado, existen otros casos que en informes previos fueron declarados como zonas sensibles y que actualmente, con la valoración de presiones y de impactos, se podrían clasificar como normales. Sin embargo, debe recordarse que de resultados de su declaración como zonas sensibles se derivaron actuaciones de saneamiento que han dado lugar a una situación actual de menor riesgo de eutrofización. En estos casos debe tomarse como medida preventiva el mantenimiento de la declaración como zonas sensibles, con el fin de asegurar que se mantengan las medidas que eviten los niveles de presión previos que daban lugar a un riesgo alto de eutrofia.

3.

Resultados

Este informe incluye, para cada estuario de la CAPV, el análisis de resultados asociados a variables fisicoquímicas (oxígeno y nutrientes) y biológicas (clorofila, como aproximación a la biomasa fitoplanctónica) medidas en aguas de superficie en la 'Red de Calidad'. Para ello, con los datos del periodo de seis años más reciente (2011-2016) se han calculado indicadores de presión e impacto, y se han contrastado con unos niveles de evaluación.

Asimismo, se han realizado representaciones gráficas, abarcando desde el inicio de las mediciones (finales de 1994, 1997 o 2002) hasta otoño de 2016, para describir la evolución temporal de:

- Las concentraciones de NID y PID en las aguas de superficie, promediando los valores anualmente, lo que facilita hasta cierto punto detectar tendencias eliminando la alta variabilidad asociada a los cambios estacionales en las condiciones hidrológicas.
- La concentración de clorofila "a" (percentil 90) y el porcentaje de saturación de oxígeno (promedio) en las aguas de superficie, para periodos móviles de seis años.

3.1. ESTUARIO DEL BARBADUN

3.1.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un pequeño estuario intermareal dominado por el mar (tipo AT-T09).

Esta masa de agua presenta una elevada variabilidad natural en sus condiciones fisicoquímicas, ya que está fuertemente influida por el río y por la marea. El porcentaje de agua dulce en superficie es alto, lo que implica una alta concentración de nutrientes, especialmente durante la bajamar. Recíprocamente, la dilución en pleamar es importante, predominando un intercambio rápido con la zona costera adyacente, lo cual limita el asentamiento en el estuario de poblaciones fitoplanctónicas estables (Valencia et al., 2004b).

En conjunto se considera que su **susceptibilidad es baja**.

3.1.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.1.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

En 1999 se eliminó el 80% del volumen de vertidos que recibía el estuario, al desviar los de una industria petrolera (Petronor) a la zona costera. En años posteriores, Borja et al. (2009) aún señalaban ciertos aportes antrópicos (además de los procedentes del río), como vertidos ocasionales de la petrolera, una ganadería intensiva en la parte baja del estuario y la EDAR de Muskiz.

En un estudio más reciente, Revilla et al. (2014) estimaron que las fuerzas motrices que podrían causar un aporte difuso de nutrientes y materia orgánica eran de pequeña magnitud en la zona circundante al estuario. Así, en 2013 se contabilizaba una población de unos 7500 habitantes, con una densidad de 361 Hab·km⁻²; en el censo de actividades agrícolas y ganaderas de 2009 éstas no superaban en número 100 y su superficie de ocupación era inferior a 1000 ha.

En ese mismo estudio, a partir de datos del programa RID de OSPAR, se estimó que la carga media de nitrógeno total por vertido directo entre el periodo 2003-2008 y el periodo 2008-2013 había disminuido en un 21%. Por el contrario, la carga de origen fluvial había aumentado en un 15%, lo cual se debía al incremento del caudal (periodo relativamente más lluvioso), ya que las concentraciones de nitrógeno en el río apenas habían cambiado entre ambos periodos.

Los vertidos directos que recibe actualmente el estuario son las aguas residuales urbanas tratadas en la EDAR de Muskiz (Figura 2). El tratamiento que realiza la EDAR es secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal. La EDAR presenta un funcionamiento correcto, de manera general, dado que no se indican no conformidades en la información reportada en 2015 a la Comisión Europea.

En el Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) figura, en el caso de la Unidad Hidrológica del Barbadun, la construcción de la EDAR de Sopuerta y su red de colectores⁵. Actualmente dicha EDAR se encuentra en la fase final del periodo de pruebas, se estima que comenzará a dar servicio en 2018. También se incluye en dicho Programa de Medidas el interceptor Cotorrio Superior (Putxeta-San Fuentes) y la ampliación del Tratamiento Biológico (DesNitrificación) en la EDAR de Muskiz.



Figura 2 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Barbadun (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.1.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

Como puede verse en la Figura 3, las concentraciones de amonio y fosfato más elevadas en el estuario del Barbadun se midieron en la década de los 90 y primera mitad de la del 2000. En los estuarios del País Vasco, los picos de amonio y fosfato son generalmente indicadores de aportes antrópicos (por ejemplo, aguas residuales urbanas insuficientemente tratadas). El descenso que se observa en las concentraciones de estos nutrientes es coherente con la progresiva reducción de los aportes antrópicos que ha tenido lugar en el entorno del estuario, comentada en el anterior apartado.

El nitrato nunca ha superado el límite que indica afección, aunque de manera esporádica se sitúa muy cerca del mismo en la zona inferior del estuario (estación E-M10) (Figura 3). El nitrato y, especialmente el silicato, en los estuarios del País Vasco responden en bastante medida al régimen pluvial que influye en el lixiviado de las cuencas y, por tanto, tienen una alta dependencia de las condiciones meteorológicas (Borja et al., 2016). Esto podría explicar las oscilaciones que se observan en los valores medios anuales del nitrato, sin una tendencia clara desde el comienzo de las series.

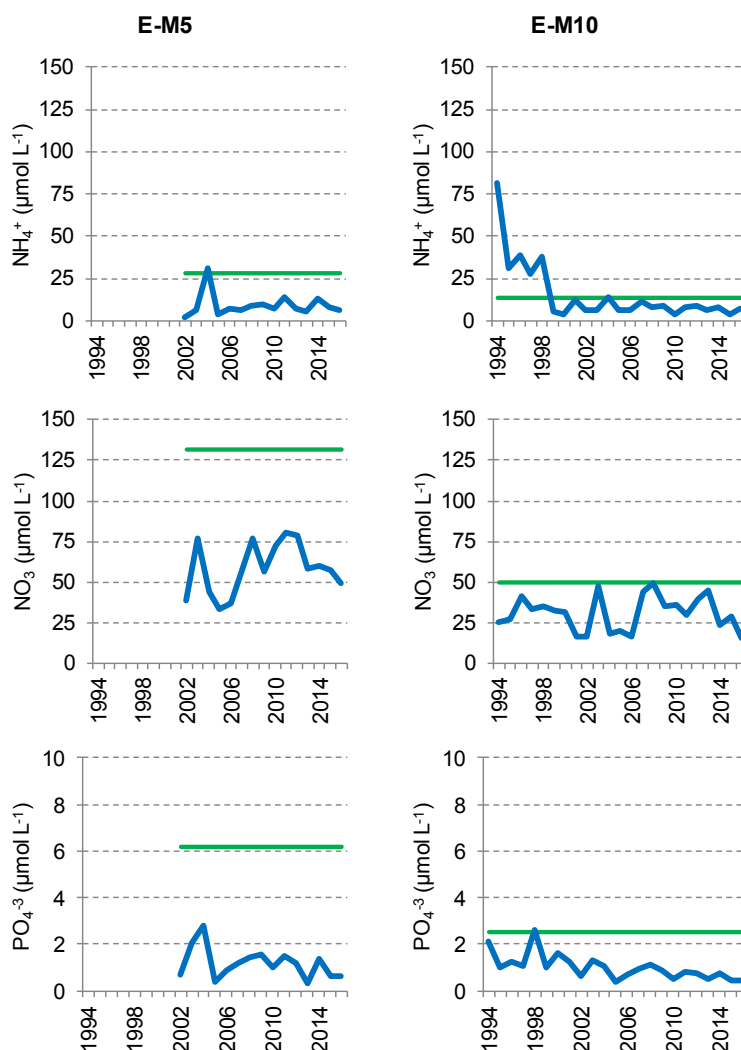


Figura 3 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Barbadun, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-M5) y polihalinas (E-M10).

3.1.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

Tal y como muestra la Figura 4, el estuario del Barbadun se caracteriza por presentar valores más altos de concentración de clorofila en la zona superior (estación E-M5), en comparación con la zona cercana a la desembocadura (estación E-M10). En todo caso, en ambas la concentración de clorofila se mantiene por debajo del umbral que señalaría impacto biológico. Por lo tanto, la biomasa fitoplanctónica no indica problemas de eutrofia en este estuario.

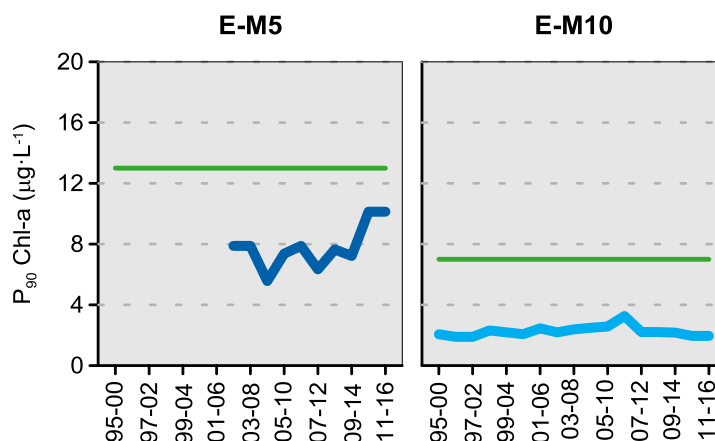


Figura 4 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Barbadun. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos oligohalinos (E-M5) y polihalinos (E-M10), determinados en función de la mediana de la salinidad.

El indicador basado en el oxígeno también señala que no existen problemas de eutrofia en el estuario del Barbadun, con valores que claramente superan el objetivo de calidad (Figura 5). En la zona inferior (E-M10), la de mayor influencia marina, se observan oscilaciones a largo plazo en las cuales podrían influir factores océano-meteorológicos que actúen a más amplia escala espacial a lo largo de la plataforma costera (p. ej., grado de mezcla vertical de la columna de agua). En ambas estaciones se observa una tendencia de aumento en el oxígeno desde la segunda mitad de la década del 2000, que podría estar estabilizándose en los últimos años.

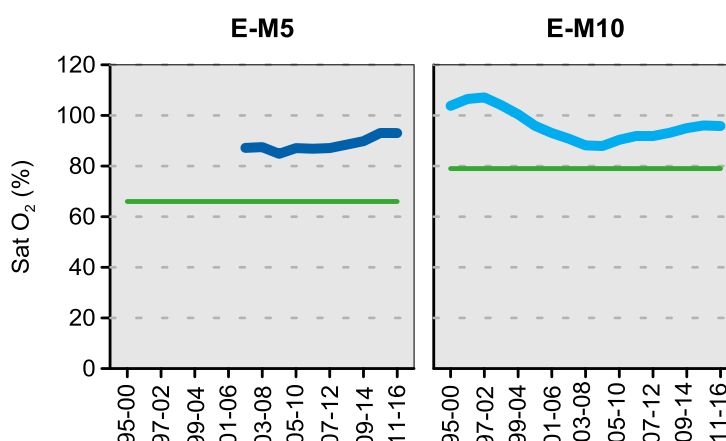


Figura 5 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Barbadun. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-M5) y polihalinas (E-M10).

3.1.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 8 se evalúa, durante el periodo más reciente (2011-2016), la desviación respecto a las condiciones de referencia de las variables que se considera que pueden responder de forma más rápida a los procesos de eutrofización.

En ninguna de las dos estaciones del estuario del Barbadun se detectan desviaciones importantes, clasificándose el estado como “Muy Bueno” o “Bueno”, tanto para los indicadores de presión (nutrientes), como de impacto (clorofila y oxígeno).

Tabla 8 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Barbadun, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila “a”; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID (μmol·L ⁻¹)	PID (μmol·L ⁻¹)	Chl-a (μg L ⁻¹)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-M5 (6%)	75	0,9	10,1	93	MB	MB	B	MB
	E-M10 (94%)	38	0,6	2,0	96	MB	MB	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado.

Teniendo en cuenta que ni la clorofila ni el oxígeno señalan impacto a lo largo de toda la extensión de la masa de agua, puede concluirse que el riesgo de eutrofización es bajo en el estuario del Barbadun. Por lo tanto, las conclusiones no han variado desde los anteriores estudios sobre zonas sensibles a la eutrofización, y actualmente este estuario debe seguir siendo considerado **zona normal** (Tabla 9).

En resumen, el estuario del Barbadun presenta actualmente una concentración de nutrientes acorde con su tipología y salinidad, lo cual es coherente con un saneamiento adecuado que limita los aportes antrópicos. Además, la biomasa fitoplanctónica no difiere significativamente de la correspondiente a un sistema no impactado y las condiciones de oxigenación son buenas, en coherencia con una baja presión por nutrientes, así como, con su pequeño tamaño y rápida tasa de renovación del agua.

Tabla 9 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Barbadun (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Estable	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos directos al estuario, suficientemente tratados	Actuaciones de mejora realizadas recientemente	NORMAL (riesgo bajo)

3.2. ESTUARIO DEL NERBIOI

3.2.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un estuario submareal (tipo AT-T10). Es el más largo, extenso y profundo de los estuarios de la costa vasca. Destaca también por su volumen, en torno a los $400 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, y por el caudal medio anual de los tributarios (aproximadamente $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Estos en conjunto drenan una superficie de unos 1800 km^2 , de los cuales casi el 90% corresponden a las cuencas del Kadagua, Nerbioi e Ibaizabal.

En la Figura 6 puede apreciarse un mapa de la Unidad Hidrológica completa y otro, a mayor detalle, del estuario. En el estuario se han delimitado dos masas de agua de transición: la del Nerbioi Interior (representada por las estaciones E-N10, E-N15 y E-N17) y la del Nerbioi Exterior (E-N20 y E-N30). Ambas masas de agua pertenecen a la categoría de muy modificadas por infraestructuras portuarias y ocupación de terrenos intermareales.

La masa de agua de transición del Nerbioi Interior consiste en un estrecho canal mareal, si bien en algunas zonas existen ensanchamientos notables. Esta zona, la Ría, es la más somera (<15 m). En cabecera, en marea baja, se convierte en un río de flujo moderado. Aguas abajo de Portugalete el estuario se ensancha y forma el Abra de Bilbao (masa de agua de transición del Nerbioi Exterior), una zona más profunda (hasta 30 m) que almacena el 90% del total del agua del estuario.

Se considera que ambas masas de agua presentan una estratificación salina permanente, lo cual implica una baja capacidad de dilución de los aportes que recibe. La capacidad de renovación también es baja, ya que el tiempo de residencia medio del agua es del orden de semanas. Como resultado de su baja capacidad de dilución y de renovación, el estuario del Nerbioi presenta una **alta susceptibilidad** a la eutrofización.

El tiempo de residencia medio de estas masas de agua es relativamente largo si se compara con el de la mayoría de los estuarios de la costa vasca. Esto es debido, principalmente, a su gran volumen submareal. Los tiempos de residencia se reducen cuando se considera únicamente la capa superficial (hasta 2,5 m de profundidad), debido a que la estratificación salina favorece la exportación del agua dulce que circula en superficie (Valencia et al., 2004a; Grifoll et al., 2011).

Por otra parte, el tiempo de residencia varía considerablemente en función de las condiciones hidrológicas y de la amplitud de la marea. En época de avenidas fluviales el tiempo de desalojo del volumen de las capas superficiales puede ser del orden de horas (Valencia et al., 2004b). La variabilidad del tiempo de residencia es aún mayor si, en lugar de la totalidad del estuario, se consideran distintos segmentos del mismo (del Campo et al., 2011).

3.2.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.2.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

Con respecto a las presiones antrópicas sufridas por este estuario, la contaminación y las cargas de nutrientes vertidas durante décadas por los efluentes urbanos e industriales que se generaban en su entorno fueron las mayores causas de impacto, al verterse al estuario sin ningún tipo de tratamiento (Borja et al., 2006b). A finales del siglo XIX la abundancia de mineral de hierro en la cuenca baja del Nervión trae consigo el asentamiento en los alrededores del estuario de numerosas industrias, así como un gran incremento del tráfico marítimo y de la población (entre 1900 y 1975 se cuadruplica).

La fuerte degradación que sufrieron la calidad del agua y los ecosistemas del estuario impulsó la aprobación en 1979 del “Plan Integral de Saneamiento del Bilbao Metropolitano”, donde se recogían como objetivos medioambientales “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, y la recuperación de las playas interiores del Abra” (Consortio de Aguas del Gran Bilbao, 1979).

Las aguas residuales comenzaron a depurarse en la EDAR de Galindo en 1990, inicialmente con un tratamiento primario fisicoquímico. La población servida comenzó con algo menos de 200 000 habitantes y fue incrementándose, especialmente a finales de la década de los 90, para dar cobertura en la actualidad a prácticamente toda el área metropolitana de Bilbao y municipios de su entorno (una población cercana al millón de habitantes).

En el año 2001 comenzó el tratamiento secundario (biológico) en la EDAR de Galindo, que supuso una mejora considerable en el grado de depuración, especialmente en lo relativo a las cargas de nitrógeno y a la demanda bioquímica de oxígeno. En el caso del nitrógeno amoniacal las cargas al estuario se redujeron a la décima parte respecto a la situación previa (García-Barcina et al., 2006). Posteriormente, examinando datos de años más recientes (2003-2013, programa RID de OSPAR) también se han observado descensos en las cargas de nitrógeno total, procedentes tanto de vertidos directos, como de los ríos (Revilla et al., 2014).

Por otra parte, las aguas depuradas en la EDAR de Galindo son devueltas al estuario en su zona media (entre las estaciones E-N15 y E-N17, Figura 6), lo cual supone, a pesar de la reducción de las cargas contaminantes, un aporte puntual en dicha zona (Franco et al., 2008; Revilla et al., 2017a).

La masa de agua de transición del Nerbioi Exterior recibe, además, el vertido de las aguas tratadas en la EDAR de Zierbena (Figura 6). Esta EDAR cuenta con un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total, y con eliminación de fósforo. En el Nerbioi Exterior también se registra cierto número de puntos de vertido de aguas urbanas sin tratar, especialmente en la margen izquierda (Figura 6).

Asimismo, hay que tener en cuenta la magnitud de las fuerzas motrices que podrían causar un aporte difuso de nutrientes y materia orgánica, sobre todo a la masa de transición del Nerbioi interior, donde destaca la elevada población de su área circundante (en 2013 se contabilizaban casi 700 000 habitantes) y el alto número de actividades agrícolas y ganaderas en las cuencas cercanas (Revilla et al., 2014).

En cuanto al Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) ⁵, éste señala inversiones para mejorar los sistemas de recogida y tratamiento de aguas pluviales (tanque de tormentas en Zuazo-Galindo), para realizar mejoras en la EDAR de Galindo y la EDAR de Lamiako. A más largo plazo (2022-2027), se incluye el emisario submarino de Galindo-Lamiako y el saneamiento del Puerto de Bilbao. Esto en cuanto a lo que puede afectar a los vertidos directos al estuario.

Además, en dicho Programa, se incluye la construcción de la red de colectores para el Alto Nervión, y las EDAR de Basaurbe y Markijana, cuyo Proyecto y Estudio de Impacto Ambiental han sido expuestos recientemente a información pública (BOE, 2017). Asimismo, se incluye el acondicionamiento de la EDAR de Villasana de Mena, el saneamiento de Olakoaga-Zaramillo y su conexión con el interceptor del Kadagua, y la reforma de instalaciones de digestión de fangos en la EDAR de Arriandi. A más largo plazo (2022-2027) se incluye el saneamiento de Artziniega, así como soluciones en núcleos menores (Herrerías, Izalde, Quejana, Alto Nerbioi 2ª fase, Aiara, etc.).

El Programa de Medidas ⁵ también se refiere a la problemática de la contaminación urbana difusa en el entorno de grandes aglomeraciones, y menciona como casos representativos el eje del río Ibaizabal, el Gobela y el Asua.

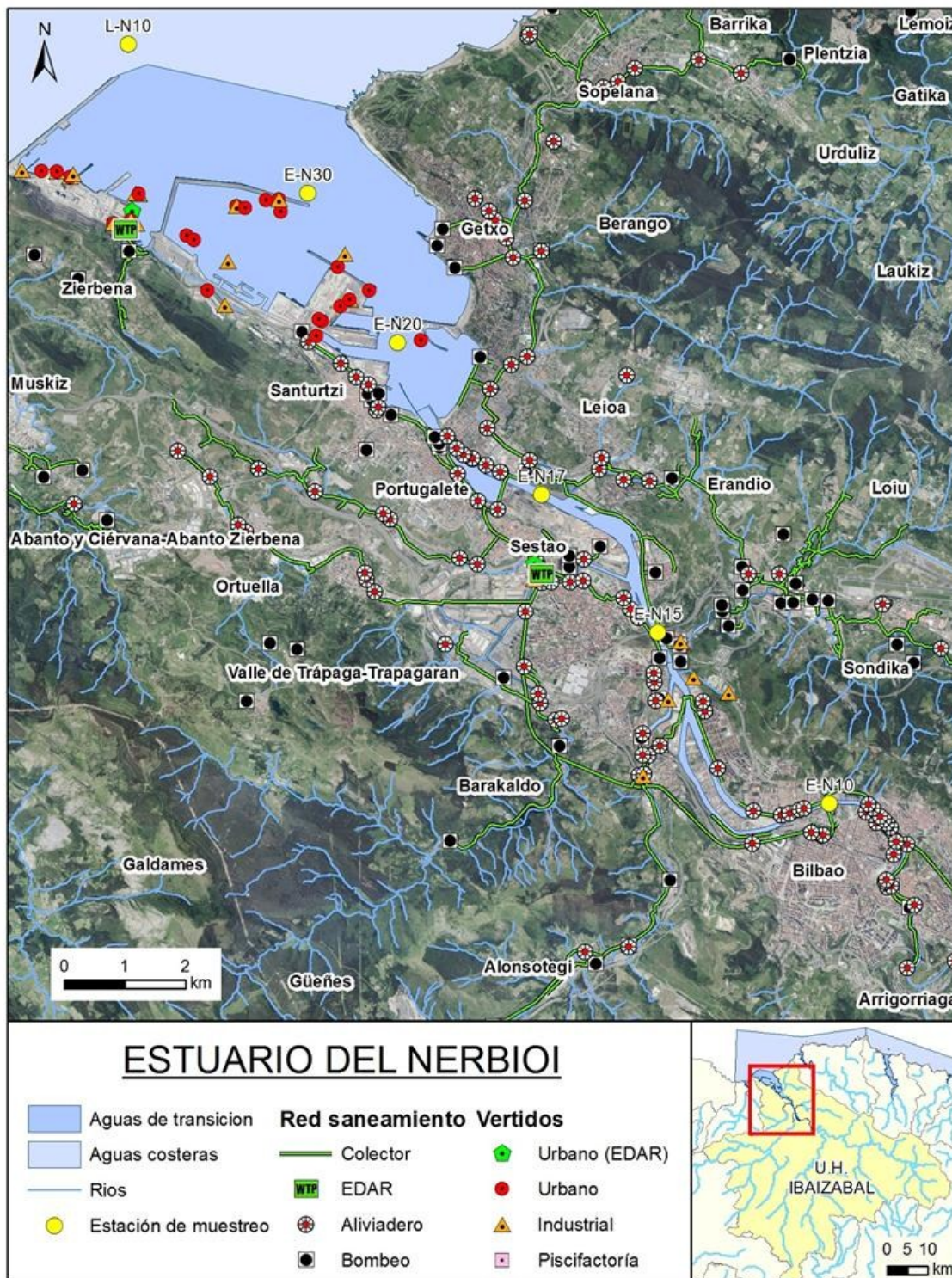


Figura 6 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en las masas de agua de transición del Nerbioi Interior y Exterior (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.2.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

A mediados de la década de los 90 se medían concentraciones de amonio y fosfato de gran magnitud, tanto en el Nerbioi Interior (Figura 7), como en el Exterior (Figura 8). Esos picos indicaban sin duda elevados aportes de aguas residuales urbanas insuficientemente tratadas. Con la progresiva ampliación de la red de colectores y conducción de aguas residuales a la EDAR de Galindo, los picos son cada vez menos acusados, y desciende especialmente a comienzos de la década del 2000, hecho que coincide con el comienzo del tratamiento biológico. No obstante, en la actualidad la concentración de fosfato está lejos de cumplir los objetivos de calidad en las estaciones de muestreo más cercanas al vertido de la EDAR (E-N15 y E-N17), así como en el Abra Interior (E-N20).

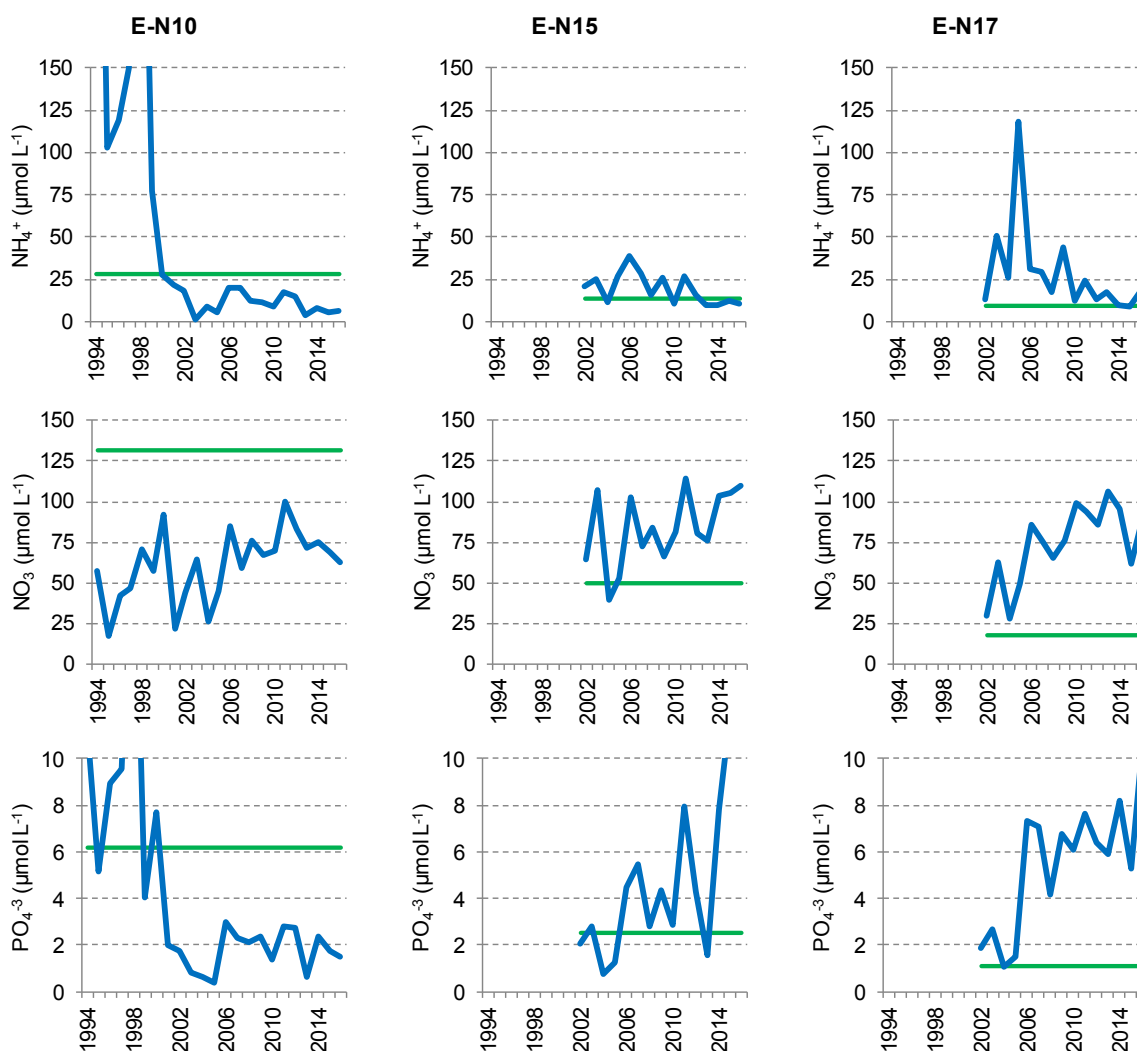


Figura 7 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Nerbioi Interior, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-N10), polihalinas (E-N15) y euhalinas (E-N17).

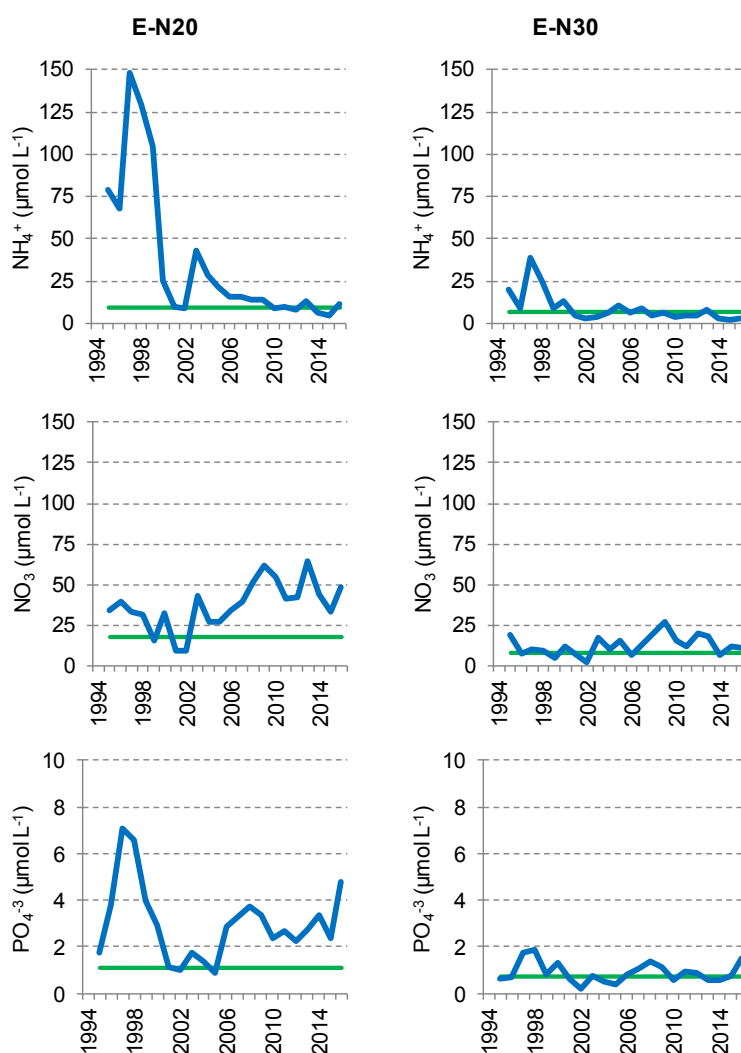


Figura 8 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Nerbioi Exterior, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones euhalinas (E-N20, E-N30).

En cuanto al nitrato, al igual que el fosfato, supera los límites que indican afección en la zona media del estuario (E-N15 E-N17) (Figura 7) y en el Abra Interior (E-N20) (Figura 8). Aunque en cierta medida también podría proceder del vertido de la EDAR, el nitrato y, especialmente el silicato, en los estuarios del País Vasco están muy ligados al régimen pluvial que influye en el lixiviado de las cuencas y, por tanto, tienen una alta dependencia de las condiciones meteorológicas e hidrológicas (Borja et al., 2016). De hecho, en la estación E-N10, donde la disminución del amonio y el fosfato a lo largo de las últimas décadas ha sido muy notable, el nitrato no sigue esa misma tendencia (Figura 7).

En la zona del estuario donde se observan los incumplimientos del nitrato desembocan varios ríos, lo cual incrementará la carga de nutrientes, independientemente de los aportes de las aguas residuales tratadas en Galindo. En concreto, la estación E-N15 se localiza cerca de las desembocaduras del Kadagua y el Asua; las estaciones E-N17 y E-N20 reciben dichos aportes, así como los del Ballonti, el Granada, el Galindo y el Gobela; y la estación E-N30 recibe los aportes de todos los tributarios. En este último caso, el amplio tamaño de la zona receptora (Abra Exterior) le confiere una mayor capacidad de dilución de las cargas.

En el Programa de Medidas⁵ se contemplan mejoras en el saneamiento de las cuencas que vierten al Kadagua (actuaciones en Artziniega, Villasana de Mena, Herrerías, Izalde...), lo cual podría contribuir a cierta reducción de las cargas de nutrientes en la zona media del estuario.

3.2.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

En la Figura 9 se observa una tendencia general de descenso en la concentración de clorofila, que hace que desde mediados de la década del 2000 no se observen incumplimientos. Esto es coherente con la disminución de la presión antrópica y la menor concentración de nutrientes, derivadas de los avances del saneamiento, como se ha comentado en los anteriores apartados.

Como excepción, en la estación de cabecera (E-N10) se observa un aumento importante de la clorofila al comienzo de la serie temporal (es decir, en los índices calculados entre los periodos 1995-2000 y 1999-2004), lo cual pudo deberse a la mejoría en las condiciones lumínicas de la columna de agua durante las primeras fases del Plan de Saneamiento. Una mayor disponibilidad de luz habría fomentado el crecimiento fitoplanctónico en el Nerbioi Interior, hasta la siguiente fase en la cual las concentraciones de nitrógeno y fósforo fueran más limitantes.

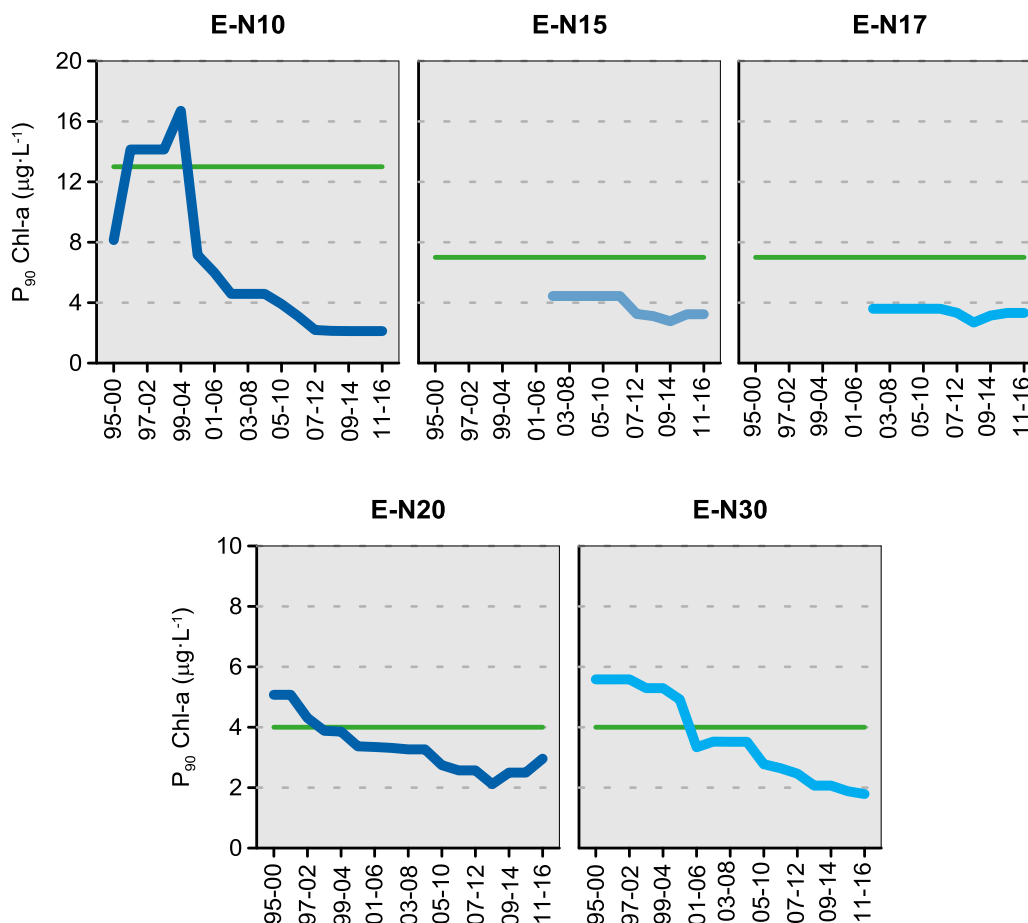


Figura 9 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de las masas de agua de transición del Nerbioi Interior y Exterior. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos oligohalinos (E-N10), polihalinos (E-N15, E-N17) y euhalinos (E-N20, E-N30), determinados en función de la mediana de la salinidad.

La evolución a largo plazo de las condiciones de oxigenación de las aguas de superficie se muestra en la Figura 10. Hasta mediados de la década del 2000 todas las estaciones de muestreo, salvo la del Abra Exterior (E-N30), mostraban incumplimientos o se encontraban muy cercanas al límite. Esto ya no ocurre en ninguna zona del estuario, pudiéndose observar una clara tendencia de aumento en el porcentaje de saturación de oxígeno en aquellas estaciones que eran problemáticas.

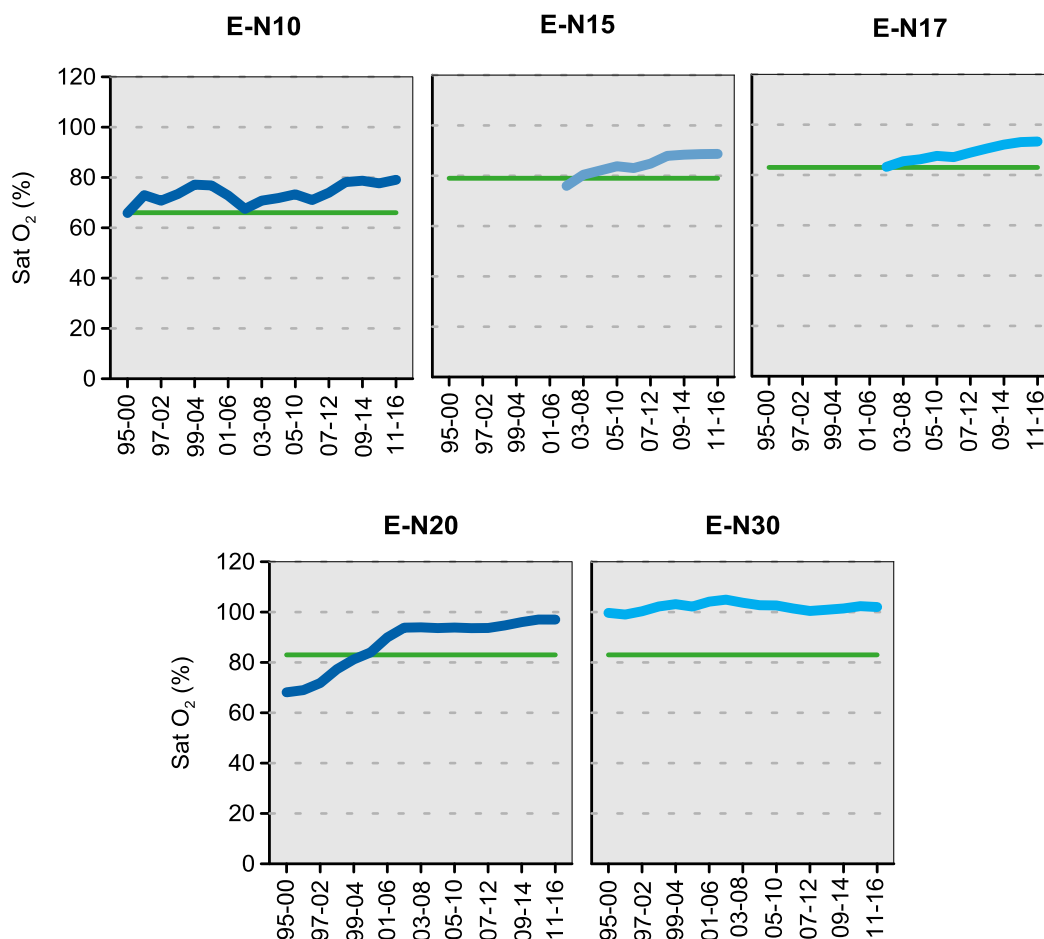


Figura 10 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de las masas de agua de transición del Nerbioi Interior y Exterior. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-N10), polihalinas (E-N15) y euhalinas (E-N17, E-N20, E-N30).

3.2.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 10 se evalúa, durante el periodo más reciente (2011-2016), la desviación respecto a las condiciones de referencia de las variables que se considera que pueden responder de forma más rápida a los procesos de eutrofización.

Los indicadores de presión (nutrientes) no alcanzan los objetivos de calidad en el 26% del estuario del Nerbioi, concretamente en el área que abarca el Abra Interior y la Ría (salvo en la zona más interna de ésta).

Por el contrario, en las cinco estaciones estudiadas la clorofila y el oxígeno se mantienen en niveles que indican ausencia de impacto relevante. Además, hay que destacar que, a lo largo de todo el estuario, el oxígeno se clasifica actualmente en estado "Muy Bueno". Esto pone de manifiesto una

mejoría desde el estudio previo, realizado hace seis años, ya que entonces en todo el Nerbioi Interior se clasificaba como “Bueno” (Revilla et al., 2011a).

Por tanto, teniendo en cuenta los criterios señalados en el apartado de Material y Métodos, el estuario del Nerbioi presenta en su conjunto bajo riesgo de eutrofización y debe seguir siendo considerado **zona normal** (Tabla 11).

Tabla 10 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Nerbioi, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila “a”; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	PID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-N10 (5%)	89	2,0	2,1	79	MB	MB	MB	MB
	E-N15 (4%)	115	7,8	3,2	89	NC	NC	MB	MB
	E-N17 (4%)	106	7,3	3,3	93	NC	NC	B	MB
	E-N20 (17%)	56	3,0	3,0	97	NC	NC	B	MB
	E-N30 (69%)	18	0,9	1,8	102	MB	B	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado; NC: No Cumple (Estado “Moderado” o peor).

Tabla 11 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Nerbioi (periodo 2011-2016).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Mejoría	Cumple objetivos	Mejoría	Alta	Vertidos directos al estuario, suficientemente tratados	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)

En resumen, a pesar de la alta susceptibilidad que caracteriza al estuario del Nerbioi, debido a las características morfológicas e hidrológicas señaladas anteriormente, los indicadores basados en la clorofila (biomasa fitoplanctónica) y en el oxígeno no identifican impactos relevantes desde mediados de la década del 2000. La tendencia de mejoría en dichos indicadores ha sido notable y pareja a las mejoras realizadas en la gestión de los vertidos que recibe el estuario.

Aunque la presión por nutrientes sigue siendo alta en ciertas zonas del estuario, en el actual Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental hay acciones programadas para seguir reduciendo dicha presión, tanto en lo que se refiere a los vertidos directos al estuario, como a los procedentes de las cuencas ⁵.

3.3. ESTUARIO DEL BUTROE

3.3.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un pequeño estuario intermareal dominado por el mar (tipo AT-T09).

El río y la marea ejercen una gran influencia en esta masa de agua que, por tanto, está sujeta a una elevada variabilidad natural. Puede presentar un alto porcentaje de agua dulce debido a su pequeño volumen en relación con el caudal fluvial (Valencia et al., 2004b). Por otra parte, el tiempo de residencia del agua es del orden de horas, lo cual limita el establecimiento de comunidades planctónicas propias del estuario.

En conjunto, se considera que presenta **baja susceptibilidad**.

3.3.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.3.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

En el estudio de la sensibilidad a la eutrofización llevado a cabo por Borja et al. (2009) se señalaba la existencia de algunos vertidos urbanos en la zona superior del estuario (Abanico de Plentzia). Estos, aunque generalmente eran de pequeño caudal, podían causar problemas puntuales de descenso de la concentración de oxígeno. Además, años atrás había funcionado en Barrika una piscifactoría, situada cerca de la estación E-B7 (Figura 11).

En lo referente a aportes difusos de nutrientes y materia orgánica, el entorno del estuario del Butroe presenta, en comparación con el resto de estuarios del País Vasco, una población baja (con algo menos de 15 000 habitantes y una densidad de 257 Hab·km⁻²), así como una baja intensidad de actividades agrícolas y ganaderas. Pero, consta de un puerto deportivo, y en verano se incrementa el uso de la playa y la densidad de población en la zona inferior del estuario (Revilla et al., 2014).

La depuración de las aguas residuales urbanas generadas en el entorno del estuario se lleva a cabo en la EDAR de Gorliz, que entró en funcionamiento en el año 1998 con un tratamiento primario fisicoquímico. En 2006 se realizaron mejoras en la EDAR y actualmente consta de un tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total, y con eliminación de fósforo. Hasta 2011 las aguas depuradas se vertían mediante un emisario intermareal dentro de la bahía de Plentzia (Revilla et al., 2017b). A partir de entonces la evacuación se realiza fuera de la masa de transición del Butroe, a través de un emisario submarino que desemboca a 700 metros de la línea de costa y a 25 de profundidad (Figura 11).

En cuanto a los aportes de nutrientes procedentes del río, recientemente se ha identificado un descenso con la serie de datos RID-OSPAR de 2003 a 2013, bastante evidente para las concentraciones de nitrógeno total y de amonio (Revilla et al., 2014).

En el Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) figura, en el caso de la Unidad Hidrológica del Butroe, la construcción de la EDAR Medio Butrón y colectores y conexión de Arrieta y Errigoiti a la EDAR Mungia (Colectores del Alto Butrón Fase III) ⁵.



Figura 11 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Butroie (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.3.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

Como muestra la Figura 12, en las estaciones E-B5 y E-B7 la concentración de amonio cae de manera importante en la segunda mitad de la década del 2000, y desde entonces se mantiene en niveles que cumplen con los objetivos de calidad. En la estación E-B10 destaca el pico de amonio de 2004, habiendo además situaciones que exceden ligeramente el máximo recomendado a lo largo de toda la serie (aunque ello parece ser menos frecuente en los últimos años).

La disminución del amonio en la zona superior del estuario (E-B5) es coherente con la disminución de las cargas de este nutriente procedentes de la cuenca, ya comentada en el anterior apartado. En lo que se refiere al nitrato y fosfato, esta zona no ha presentado en promedio anual valores que indiquen una presión antrópica elevada, al menos desde el comienzo de las medidas en 2002 (Figura 12).

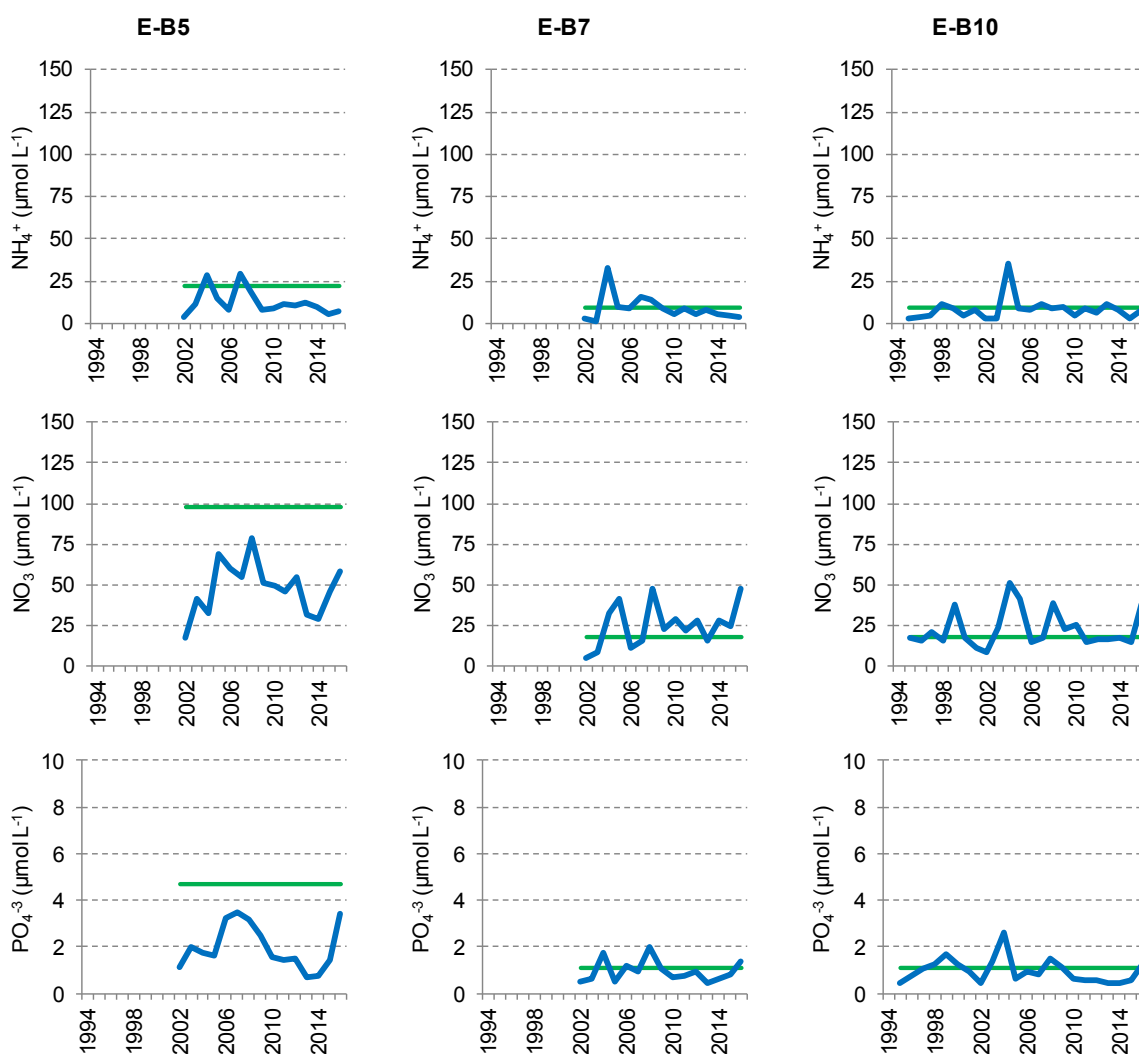


Figura 12 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Butroe, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones mesohalinas (E-B5) y euhalinas (E-B7, E-B10).

En la zona media (E-B7) y en la inferior (E-B10) el nitrato incumple de manera frecuente el objetivo de calidad. No obstante, en los estuarios del País Vasco este nutriente lleva asociada una fuerte variabilidad natural dependiente de las condiciones de pluviosidad y de caudal (Borja et al., 2016).

En cuanto al fosfato, hasta finales de la década del 2000 había a menudo situaciones de incumplimiento en las estaciones E-B7 y E-B10. Posteriormente se hacen mucho menos frecuentes, lo mismo que con el amonio. La disminución de la frecuencia e intensidad de los picos de amonio y de fosfato en las aguas de carácter más marino del estuario coincide con el desvío del vertido de la depuradora de Gorliz, que antes tenía lugar dentro de la bahía de Plentzia, al exterior.

3.3.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

Como se aprecia en la Figura 13, desde el comienzo de la serie de datos, el indicador basado en la clorofila señala que no ha existido un exceso de biomasa fitoplanctónica que comprometa la salud de los ecosistemas, en ninguna de las tres estaciones de muestreo.

No obstante, a mediados de la década del 2000, el indicador presentaba valores relativamente más altos, y en la estación E-B7 cercanos al límite de no cumplir el objetivo de calidad. Después, siguió en todo el estuario una tendencia de descenso, que parece haberse estabilizado o revertir ligeramente en los años más recientes.

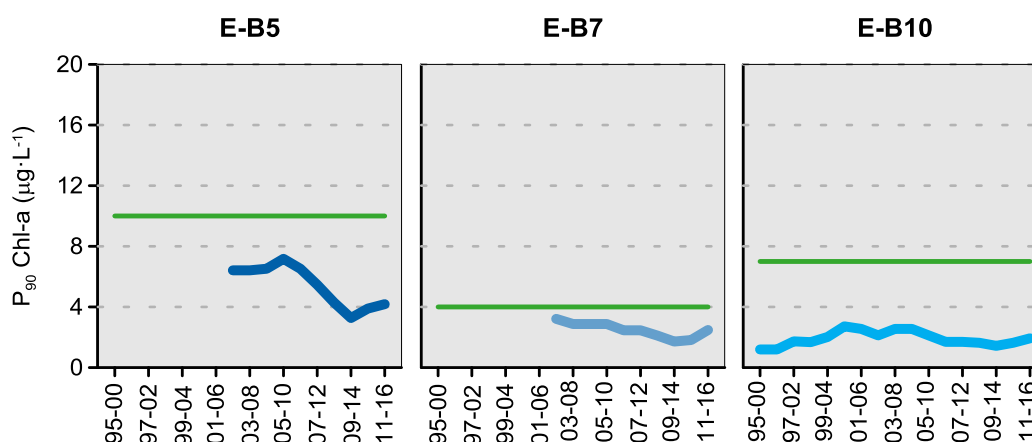


Figura 13 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Butroe. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos mesohalinos (E-B5), polihalinos (E-B10) y euhalinos (E-B7), determinados en función de la mediana de la salinidad.

En la Figura 14 se muestra la evolución temporal del indicador que evalúa las condiciones de oxigenación de las aguas de superficie. Se observa una caída a mediados de la década del 2000, que dio lugar entonces al incumplimiento de los objetivos en las estaciones E-B7 y E-B10. Posteriormente el indicador remontó, para situarse, al menos durante los tres últimos periodos de evaluación, en niveles de oxigenación adecuados en todo el estuario.

En resumen, los dos indicadores, clorofila y oxígeno, presentaron valores más alejados de las condiciones de referencia a mediados de la década del 2000. Esto tuvo lugar en unos años en los que también destacaban los picos de amonio y fosfato. Sin embargo, aunque la concentración de clorofila también era relativamente mayor, no llegó a señalar impacto. La respuesta de la biomasa fitoplanctónica a la presión antrópica de enriquecimiento en nutrientes, por lo tanto, fue moderada y posiblemente estuvo limitada por el corto tiempo de residencia del agua (como ya se ha explicado, la susceptibilidad del estuario del Butroe se considera baja). Por otra parte, la señal del amonio y el fosfato es indicadora de vertidos de aguas residuales insuficientemente tratadas, lo que implica que habría habido aportes de materia orgánica con una alta demanda de oxígeno a mediados de la década del 2000. Actualmente, las mejores condiciones de oxigenación son coherentes con la disminución de la frecuencia y magnitud de los picos de amonio y fosfato.

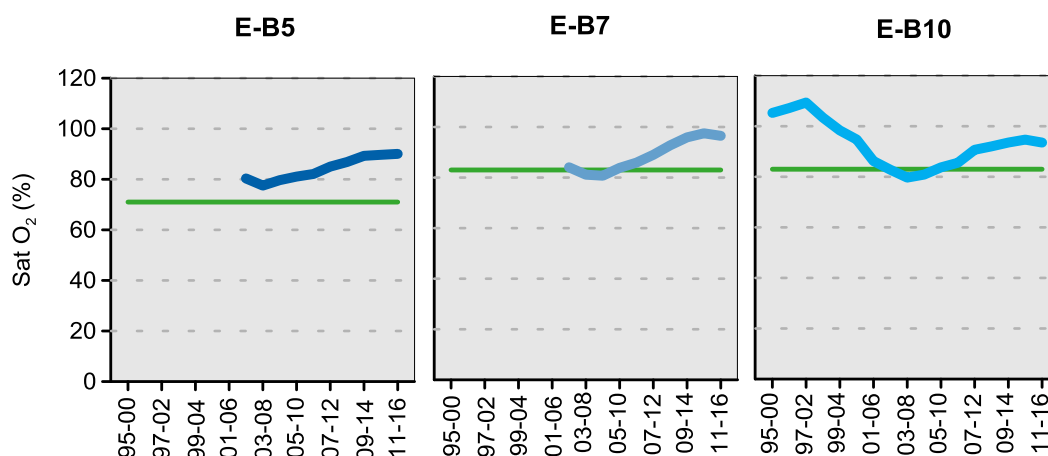


Figura 14 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Butroe. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones mesohalinas (E-B5) y euhalinas (E-B7, E-B10).

3.3.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 12 se presentan los resultados de los indicadores utilizados para evaluar la presión (nitrógeno y fósforo inorgánicos) y el impacto (clorofila y oxígeno). En el estuario del Butroe, en el periodo más reciente (2011-2016), no se detecta impacto en ninguna estación de las tres estudiadas. Sin embargo, el NID indica que la presión por nutrientes es elevada en una de ellas: la estación E-B7, situada en la zona media, y que representa el 16% del área del estuario.

Tabla 12 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Butroe, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila "a"; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID (μmol·L ⁻¹)	PID (μmol·L ⁻¹)	Chl-a (μg L ⁻¹)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-B5 (16%)	55	1,5	4,2	90	MB	MB	MB	MB
	E-B7 (16%)	33	0,8	2,5	97	NC	B	B	MB
	E-B10 (68%)	27	0,6	1,9	94	B	MB	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado; NC: No Cumple (Estado "Moderado" o peor).

El estudio previo para la declaración de zonas sensibles señalaba que las condiciones de oxigenación podían estar mejorando en el estuario del Butroe, aunque la serie temporal aún era corta para asegurarlo (Revilla et al., 2011a). Actualmente, puede confirmarse que se ha producido un avance positivo, lo cual está en consonancia con las mejoras realizadas en el grado de depuración de las aguas (año 2006), la puesta en funcionamiento del emisario submarino de Gorliz (año 2011) y el descenso de las cargas de nitrógeno procedentes del río.

Esto también se refleja en una clara mejoría de los indicadores de presión respecto al estudio previo. Así, en aquel, el nitrógeno inorgánico no cumplía los objetivos en las estaciones E-B7 y E-B10. En el presente estudio, la zona inferior del estuario, es decir un 68% de su superficie, presenta ya un estado "Bueno" respecto al nitrógeno. Sin embargo, actualmente se aconseja clasificar al estuario del Butroe como **zona sensible** (con riesgo medio de eutrofización), con el fin de asegurar que se siguen llevando a cabo las medidas de saneamiento adecuadas, tanto en el entorno del estuario, como en la cuenca, y de este modo, evitar que se produzcan de nuevo situaciones de impacto (Tabla 13).

Tabla 13 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Butroe (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Mejoría	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo medio)

3.4. ESTUARIO DEL OKA

3.4.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un estuario intermareal dominado por el mar (tipo AT-T09). Es uno de los estuarios más largos y extensos de la CAPV. Aunque es poco profundo, su volumen es relativamente elevado en comparación con otros del mismo tipo.

En este estuario la influencia del río es baja, salvo en situaciones puntuales, y la marea es el factor dominante en la hidrodinámica (Valencia et al., 2004a). Sin embargo, en la parte superior y media del estuario el porcentaje de agua fluvial en superficie es significativo, lo que se traduce en una notable concentración de nutrientes (Valencia et al., 2004b). A diferencia de otros estuarios someros de tipo intermareal, el intercambio y exportación hacia la zona costera es más lento, por tanto, es mayor su respuesta potencial en términos de producción fitoplanctónica.

A efectos de evaluación de la calidad para la DMA, se diferencian dos masas de agua de transición:

- El **Oka Interior** ocupa un estrecho canal artificial que conecta el río con la marisma. Su tiempo de residencia es relativamente alto, del orden de días, y se considera que presenta una **susceptibilidad media** a la eutrofización.
- El **Oka Exterior** comprende amplias zonas de marisma, en la parte media, y de arenales en la desembocadura. Esta masa de agua presenta una tasa de renovación más rápida debido al efecto de la marea (Valencia et al., 2004b). Se considera que presenta una **susceptibilidad baja**.

En ambas masas de agua, la susceptibilidad aumenta en épocas de baja descarga fluvial.

3.4.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.4.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

En la masa de agua del Oka Exterior se localiza el vertido de la EDAR de Laida, que trata las aguas de las poblaciones de Laida y Kanala, en la margen derecha (Figura 15). Esta EDAR entró en servicio en 1999 y el tratamiento que realiza es secundario aerobio, con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total.

La masa de agua del Oka Interior se ve influida principalmente por la EDAR de Gernika, que entró en funcionamiento a mediados de la década de los 70 y vierte desde entonces en la cabecera del estuario. En los años 2003-2004 se llevaron a cabo obras de mejora, pero desde entonces no se ha acometido ninguna actuación adicional. El tratamiento con el que cuenta es secundario aerobio.

Además, hoy en día hay vertidos de aguas sin tratar. Los directos al estuario en su mayoría están ubicados en Busturia (Axpe y San Cristóbal) y en Sukarrieta (Portuondo). En cuanto al río Oka, los principales tienen lugar en Muxika.

Por otro lado, la EDAR de Lamiaran entró en servicio en 2014 y actualmente da servicio a Bermeo y Mundaka. Cuenta con tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno amoniacal. Las aguas tratadas se vierten a través de un emisario submarino en Bermeo, fuera de los límites del estuario (Figura 15).



Figura 15 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en las masas de agua de transición del Oka Interior y Exterior (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

El Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano del actual ⁵ incluye la construcción de colectores entre Gernika y Bermeo. Se estima que para mediados de 2018 se conecten a la EDAR de Lamiaran los vertidos de Busturia y Sukarrieta. Por su parte, el colector que unirá Gernika con Busturia está previsto que quede construido para mediados de 2020, lo que deberá provocar que no se genere vertido en la parte interna del estuario al desaparecer la EDAR de Gernika.

Aún está pendiente el tramo Muxika-Gernika (horizonte programa de medidas 2027). Aunque, en comparación con el vertido de la EDAR de Gernika, la carga que suponen los vertidos de Muxika es muy inferior, hay que señalar que las concentraciones de ciertos nutrientes en el río Oka son bastante altas. Así, Revilla et al. (2014), a partir de datos del programa RID de OSPAR, estimaron durante el periodo 2008-2013 las concentraciones medias de nutrientes en los principales ríos que desembocan en los estuarios del País Vasco, y el Oka presentaba los valores más altos de amonio, nitrógeno total y fósforo total. Por tanto, también existe una presión a tener en cuenta en la cuenca del Oka.

Por último, el Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) ⁵ señala la necesidad de actuaciones complementarias de saneamiento en pequeños núcleos de población a lo largo de varios municipios. El horizonte de ejecución de estas medidas podría ser 2027, o incluso prolongarse más, en función de los presupuestos de las administraciones implicadas y la existencia de otras prioridades de inversión enfocadas a la eliminación de presiones.

3.4.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

Como puede verse en la Figura 16, la concentración de amonio ha sido muy elevada en la parte superior y media del estuario (E-OK5 y E-OK10) durante la mayor parte de los años de muestreo. Por el contrario, en la zona inferior del estuario (E-OK20) los picos de amonio parecen ser menos acusados en la última década, tendiendo a cumplir con el objetivo de calidad.

En cuanto al fosfato, la estación E-OK5 presenta concentraciones particularmente altas en muchos de los años, sin percibirse tendencia de mejoría. Las estaciones situadas aguas abajo también han presentado casos de incumplimiento respecto a este nutriente, pero estos han sido menos frecuentes y, además, en la última década las concentraciones parecen ir en descenso.

Teniendo en cuenta que los picos de amonio y fosfato se consideran indicadores de vertidos de aguas residuales urbanas insuficientemente tratadas, la situación de la estación E-OK5 (masa de agua interior) es de presión muy elevada y sostenida a lo largo de más de una década. La masa de agua exterior ha seguido cierta tendencia de mejoría en este aspecto, sobre todo en la zona más marina (estación E-OK20). No obstante, aún persisten concentraciones de amonio muy elevadas en la zona media del estuario (estación E-OK10), que señalan que soporta una presión importante. Esto puede explicarse por los vertidos de las aguas residuales de Gernika (con una depuración insuficiente), así como por los vertidos no tratados que aún se producen a lo largo del eje del estuario (principalmente en la margen izquierda) y, en menor medida, en el río Oka.

En cuanto al nitrato, este nutriente rara vez ha incumplido los objetivos de calidad (Figura 16).

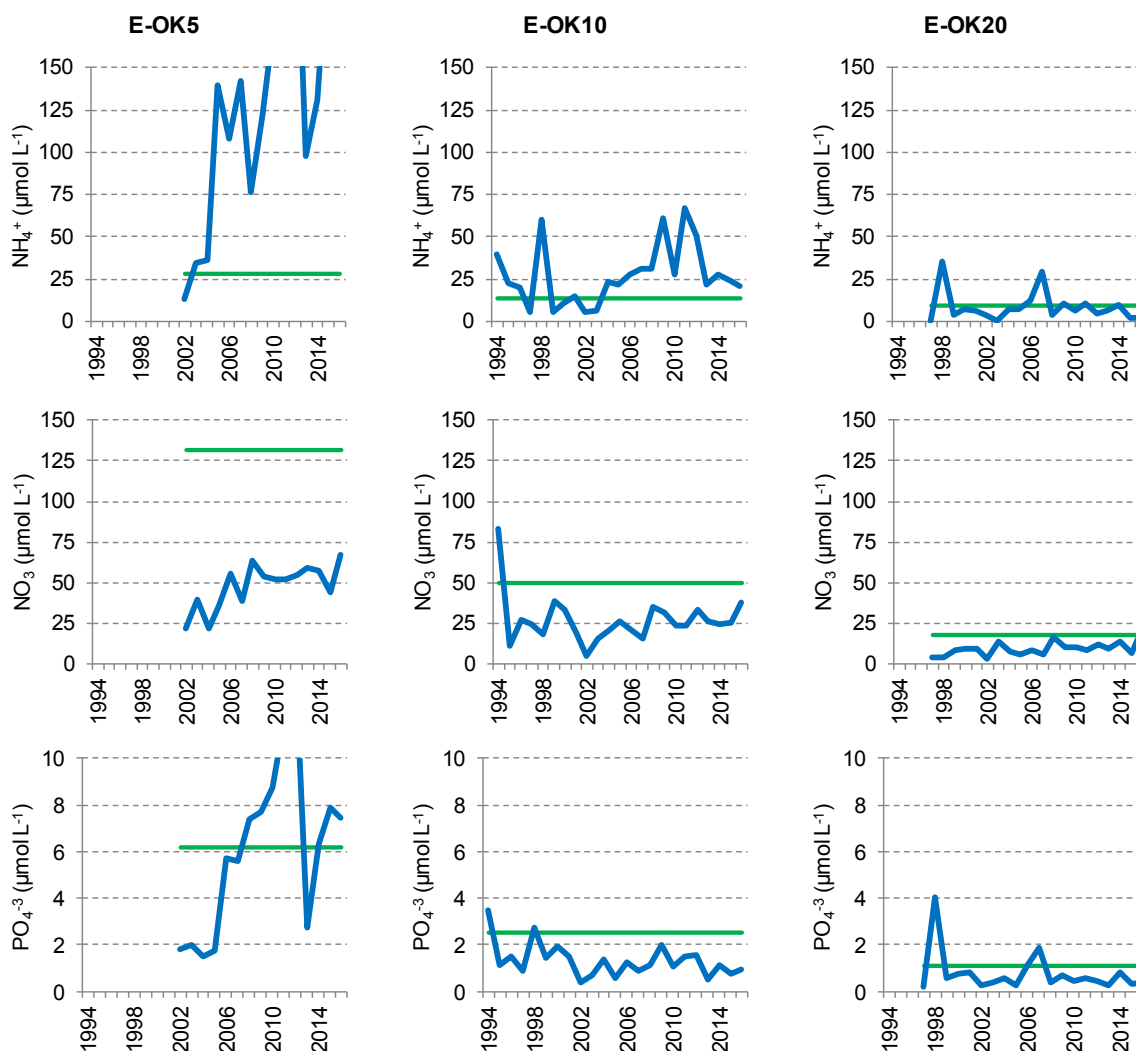


Figura 16 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de las masas de agua de transición del Oka Interior y Exterior, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-OK5), polihalinas (E-OK10) y euhalinas (E-OK20).

3.4.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

Como muestra la Figura 17, la biomasa fitoplanctónica desde el periodo de evaluación 2003-2008 sigue una tendencia de mejoría (descenso) en las estaciones E-OK5 y E-OK10. En esta última recientemente el indicador se sitúa en valores que cumplen con el objetivo de calidad. La estación E-OK20 ha mostrado a lo largo de toda la serie temporal concentraciones bajas y dentro de los límites que no indican impacto.

En lo que se refiere al oxígeno en las aguas de superficie (Figura 18) la tendencia en las tres estaciones de muestreo ha sido de empeoramiento en los primeros periodos de las series temporales, aunque se ha estabilizado desde aproximadamente 2005-2010. Con ello, la única que cumple actualmente con bastante margen el objetivo de calidad es la de influencia más marina (E-OK20), mientras que las situadas aguas arriba se encuentran muy cerca del límite.

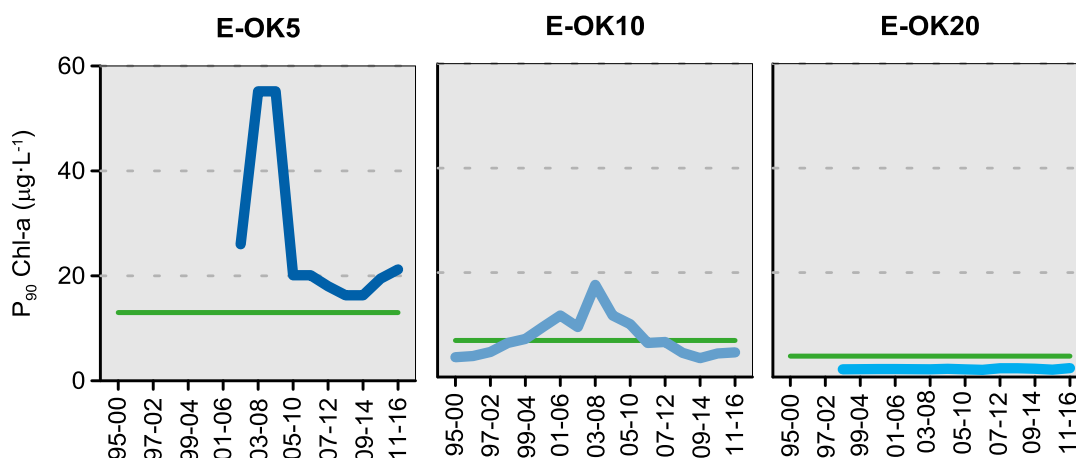


Figura 17 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de las masas de agua de transición del Oka Interior y Exterior. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos oligohalinos (E-OK5), polihalinos (E-OK10) y euhalinos (E-OK20), determinados en función de la mediana de la salinidad.

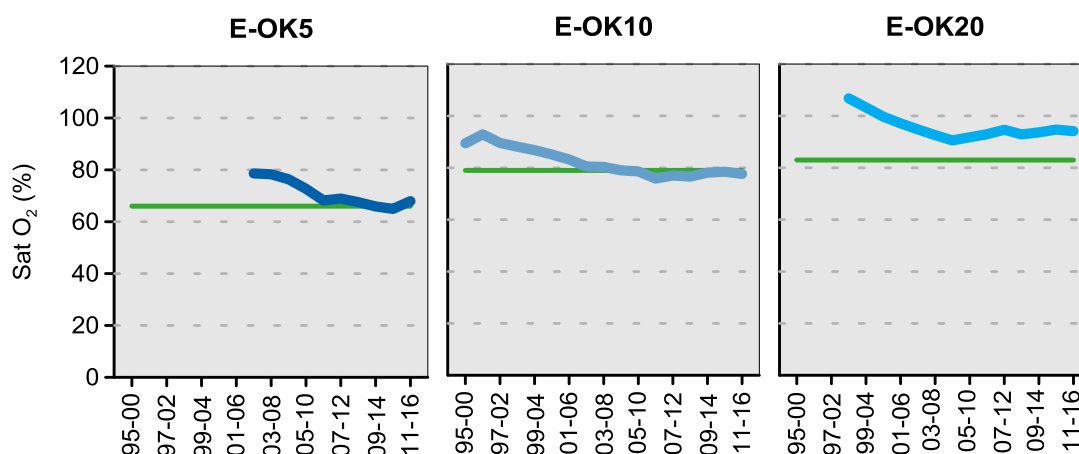


Figura 18 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de las masas de agua de transición del Oka Interior y Exterior. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-OK5), polihalinas (E-OK10) y euhalinas (E-OK20).

3.4.4. Evaluación integrada y conclusión

En el último periodo de evaluación (2011-2016), en el estuario del Oka los nutrientes inorgánicos indican que la presión de eutrofización es alta (Tabla 14). Así, en la cabecera (20% del área del estuario) ni el nitrógeno ni el fósforo cumplen los objetivos; mientras que en la zona media (un 36% adicional) falla el nitrógeno.

En cuanto a los indicadores de posible impacto, la situación es bastante similar a lo que se observa en los de presión. Así, tanto la biomasa fitoplanctónica (clorofila), como el oxígeno, se alejan más de las condiciones de referencia en la zona superior y en la zona media del estuario (estaciones E-OK5 y E-OK10), en contraste con la zona inferior (E-OK20), donde ambos indican Muy Buen estado.

Tabla 14 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Oka, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila "a"; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	PID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-OK5 (20%)	245	8,3	21,2	68	NC	NC	NC	B
	E-OK10 (36%)	66	1,1	4,7	78	NC	B	B	NC
	E-OK20 (44%)	18	0,5	1,7	94	MB	MB	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado; NC: No Cumple (Estado "Moderado" o peor).

En cuanto a las tendencias de las variables más relevantes, la clorofila en años recientes ha descendido hasta niveles característicos de ausencia de impacto en la zona media. Sin embargo, el oxígeno, aunque ha frenado en los últimos periodos de evaluación la tendencia de empeoramiento que venía observándose al comienzo de la serie, actualmente está en valores muy cercanos al límite que indica impacto en buena parte del estuario (y no parece remontar todavía).

Por lo tanto, teniendo en cuenta que el estuario del Oka recibe vertidos de aguas residuales urbanas insuficientemente tratadas y que hay una evidencia de impacto sobre el ecosistema causado por la eutrofización (biomasa fitoplanctónica muy elevada en la zona de cabecera y concentración de oxígeno en el límite de no cumplir objetivos en más del 50% del estuario) se aconseja mantener el estuario del Oka como **zona sensible** (Tabla 15).

Tabla 15 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Oka (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
No cumple (20%)	Mejoría	No cumple (36%)	Estable	Media-Baja*	Vertidos insuficientemente tratados dentro del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo alto)

3.5. ESTUARIO DEL LEA

3.5.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un estuario intermareal dominado por el mar (tipo AT-T09). Es el estuario más pequeño de la CAPV, y su cuenca vertiente también una de las menores. Está sometido a una gran influencia del río y la marea. Por ello, presenta un tiempo de residencia del agua muy bajo, del orden de horas (Borja et al., 2006a).

El alto porcentaje de agua dulce en superficie implica altas concentraciones de nutrientes, especialmente durante la bajamar. Recíprocamente, la dilución en pleamar es importante y predomina un intercambio rápido con la zona costera adyacente, lo cual limita el asentamiento en el estuario de poblaciones planctónicas estables.

En conjunto, se considera que presenta **baja susceptibilidad** a la eutrofización.

3.5.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.5.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

A lo largo de las últimas dos décadas se han hecho avances importantes en saneamiento, tanto en la cuenca como en el propio estuario.

La EDAR de Lekeitio entró en funcionamiento en 1995, y fue mejorada en 2005. A su vez, en 2006 finalizó el saneamiento del puerto (sistema propio de control de vertidos urbanos y tanque de laminación para vertidos de las conserveras), y en 2007 terminaron las obras de reposición de las redes del casco antiguo del municipio (Borja et al., 2017).

Aunque hay aliviaderos que pueden aportar aguas ricas en nutrientes en situaciones puntuales de lluvias intensas, la EDAR de Lekeitio desde finales de la década del 2000 vierte a mar abierto, cuando anteriormente lo hacía dentro o fuera del estuario según la época del año (Figura 19). Actualmente, esta EDAR recoge también las aguas residuales de Amoroto y de parte de Mendexa. Consta de tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total.

En cuanto a las fuerzas motrices que podrían causar un aporte difuso de nutrientes y materia orgánica, se estima que son poco importantes en la zona circundante a este estuario (Revilla et al., 2014). En 2013 se contabilizaba una población media de algo menos de 10000 habitantes, que suponía una densidad de 180 Hab km⁻² (aunque en verano la población aumenta). En el censo de actividades agrícolas y ganaderas de 2009, éstas no superaban en número 200 y su superficie de ocupación estaba en torno a 2000 ha. Respecto a la actividad portuaria en el estuario del Lea, hay que citar la presencia de un puerto pesquero y de embarcaciones de recreo; en todo caso, ello no implica un volumen de dragado importante en comparación con el resto de estuarios del País Vasco.

En lo que se refiere a las cargas de nitrógeno de origen fluvial, se observa una considerable disminución teniendo en cuenta el último estudio de los datos del programa RID-OSPAR (Revilla et al., 2014). Así, comparando las cargas promedio para los periodos 2003-2008 y 2008-2013, entre ambos, dichas cargas al estuario se reducen en un 63%, porcentaje que es muy similar si se comparan las concentraciones de nitrógeno total en el río Lea.

Por otra parte, hay medidas programadas para completar el plan de saneamiento de la cuenca (concretamente la EDAR de Munitibar y Aulesti).



Figura 19 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Lea (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.5.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

Como puede apreciarse en la Figura 20, con anterioridad a 2005 se observaban picos de amonio, nitrato y fosfato que superaban muy ampliamente los umbrales indicadores de presión en las dos estaciones de muestreo.

En la zona inferior del estuario (E-L10), donde la serie temporal es más larga, desde mediados de los años 90 destacaban de manera especial los picos de amonio y fosfato, lo cual era señal de que en ocasiones se veía afectada por vertidos de aguas residuales urbanas.

Actualmente, y durante ya algo más de diez años, los objetivos de calidad de los nutrientes inorgánicos se cumplen en las dos estaciones de medida. Además, las concentraciones medias anuales de amonio y fosfato son ahora particularmente bajas.

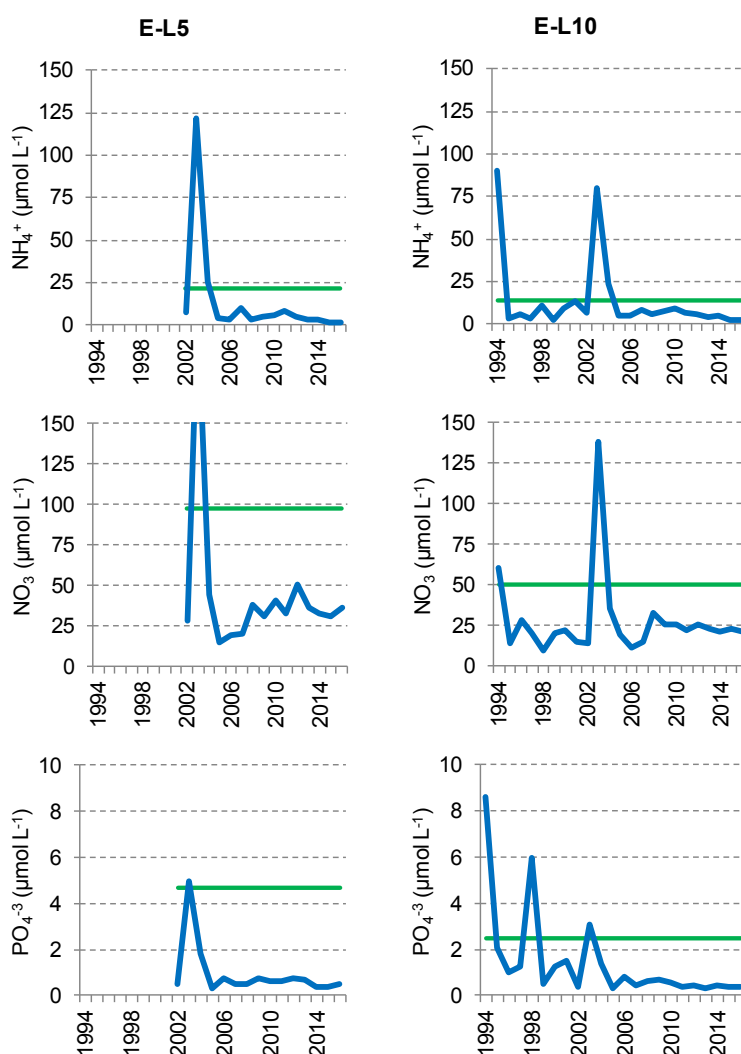


Figura 20 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Lea, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones mesohalinas (E-L5) y polihalinas (E-L10).

3.5.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

En las dos estaciones de muestreo, la clorofila y el oxígeno han cumplido con los objetivos de calidad a lo largo de todos los periodos estudiados. Sin embargo, estos indicadores han presentado oscilaciones relativamente amplias, que en el caso de la estación E-L10 los han llevado cerca de los límites durante la primera mitad de la década del 2000 (Figura 21 y Figura 22).

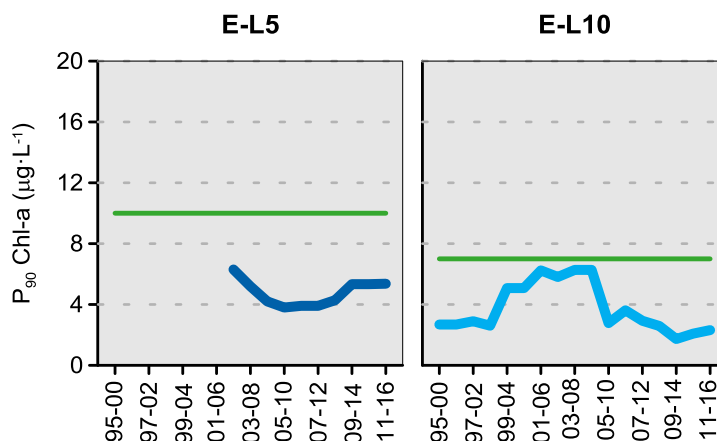


Figura 21 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Lea. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos mesohalinos (E-L5) y polihalinos (E-L10), determinados en función de la mediana de la salinidad.

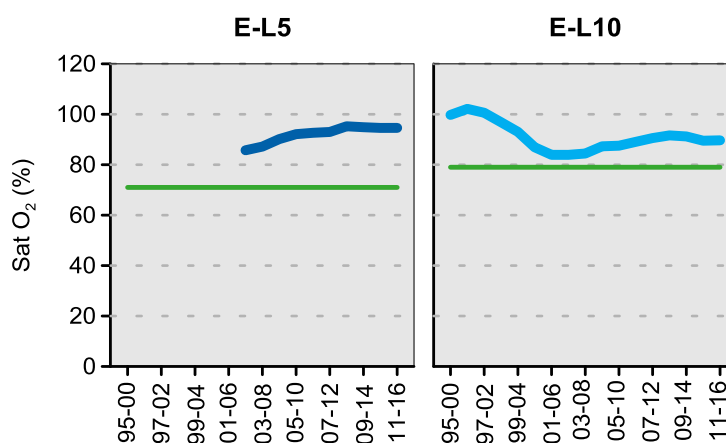


Figura 22 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Lea. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones mesohalinas (E-L5) y polihalinas (E-L10).

Se puede apreciar que las tendencias de la clorofila y el oxígeno han sido de signo opuesto a lo largo de buena parte de las series temporales. Para el caso de estos indicadores, significa que ambos han presentado tendencias de mejoría, o de empeoramiento, de manera más o menos simultánea.

Hay que señalar que a partir del periodo 2003-2008 el oxígeno ha seguido una tendencia de mejoría en ambas estaciones de muestreo, que actualmente parece haberse estabilizado (Figura 22). En la estación E-L10, la clorofila también ha ido acercándose, aproximadamente a partir de esa época, a concentraciones representativas de sistemas no impactados por procesos de eutrofización (Figura 21).

La mejoría observada en la clorofila y el oxígeno posiblemente responda en su mayor medida a una reducción de la presión antrópica. Hay que recordar que a partir de 2005 disminuyen considerablemente las concentraciones de nitrógeno y fósforo inorgánico en el estuario; además, en el periodo 2008-2013 la concentración media de nitrógeno total en el río también disminuye respecto a la del periodo 2003-2008 (como se comenta en el anterior apartado).

Por otra parte, se podría considerar también la influencia de ciertos factores naturales que actúan a más amplia escala espacial en la plataforma costera (por ejemplo, insolación y grado de estratificación de la columna de agua). En este sentido, las condiciones océano-meteorológicas han podido ser en parte responsables de las oscilaciones observadas en la clorofila de la estación L-L10. Así, algunas de sus oscilaciones se asemejan a los ciclos que ha presentado el indicador de biomasa fitoplanctónica en las desembocaduras de los estuarios del Butroe, Artibai, Urumea y Bidasoa. Sin embargo, la magnitud de los cambios ha sido distinta según el sistema, lo que apunta a que el factor natural posiblemente no ha sido el único que ha influido en la variabilidad de la clorofila.

3.5.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 16 se evalúa, durante el periodo más reciente (2011-2016), la desviación respecto a las condiciones de referencia de las variables que se considera que pueden responder de forma más rápida a los procesos de eutrofización.

En ninguna de las dos estaciones del estuario del Lea se detectan desviaciones importantes, clasificándose el estado como “Muy Bueno” o “Bueno”, tanto para los indicadores de presión (nutrientes), como de impacto (clorofila y oxígeno).

Tabla 16 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Lea, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila “a”; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	PID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-L5 (10%)	41	0,5	5,4	95	MB	MB	B	MB
	E-L10 (90%)	27	0,4	2,3	90	MB	MB	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado.

El estudio previo para la declaración de zonas sensibles señalaba que en los últimos años el oxígeno comenzaba a presentar una leve mejoría en el estuario del Lea (Revilla et al., 2011a). Actualmente, puede confirmarse que se ha producido una mejora sustancial, lo cual está en consonancia con el avance del plan de saneamiento y el desvío de los vertidos fuera del estuario.

En síntesis, el estuario del Lea presenta baja susceptibilidad a la eutrofización y, en el último periodo de evaluación, los indicadores basados en la clorofila y el oxígeno se mantienen estables en valores que señalan ausencia de impacto (Tabla 17). Éste es el estado deseable respecto a la eutrofización, lo cual se ha logrado gracias a las medidas de saneamiento efectuadas.

Por tanto, de cara a asegurar el actual grado de protección del estuario del Lea, se recomienda seguir declarándolo como **zona sensible** (riesgo medio).

Tabla 17 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Lea (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Estable	Cumple objetivos	Estable	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo medio)

3.6. ESTUARIO DEL ARTIBAI

3.6.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un estuario intermareal dominado por el mar (tipo AT-T09). El estuario del Artibai es de los estuarios de menor extensión de la CAPV. Su profundidad es media, de unos 10 m, debido a la influencia de la actividad portuaria sobre la morfología del estuario.

En general se trata de un sistema sujeto a una elevada variabilidad natural, por efecto del río y de la marea (Valencia et al., 2004b). El porcentaje de agua dulce en las aguas de superficie es alto y ello implica una alta concentración de nutrientes, especialmente durante la bajamar. Recíprocamente, la dilución en pleamar es importante y para las aguas superficiales predomina un intercambio rápido con la zona costera adyacente. Esto último limita el asentamiento en el estuario de poblaciones planctónicas estables. No obstante, en zonas abrigadas y dársenas se produce cierto incremento en el tiempo de residencia.

En conjunto se considera que presenta **baja susceptibilidad** a la eutrofización.

3.6.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.6.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

A comienzos de la década del 2000, la presión respecto a nutrientes se consideró moderada, similar a la que afectaba al resto de estuarios intermareales del País Vasco (Borja et al., 2006a). En el estuario del Artibai había vertidos importantes de carácter urbano e industrial, que sumaban aproximadamente $1,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$, así como un alto número de aliviaderos de tormentas.

En 2009 finalizaron las obras de la incorporación del saneamiento de Berriatua y Ondarroa a la EDAR de Galtzuaran, que se puso en marcha en 2010 y vierte a mar abierto (Figura 23). Esta EDAR consta de tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total y con eliminación de fósforo. Desde 2016 se está llevando a cabo la conexión de los vertidos de algunas conserveras situadas en la cabecera del estuario (polígono de Gardotza), así como una serie de acciones de mejora en la gestión de los residuos de estas industrias (<http://www.azti.es/vertalim/>).

En cuanto a las fuerzas motrices que podrían causar un aporte difuso de nutrientes y materia orgánica, se estima que son poco importantes en la zona circundante a este estuario (Revilla et al., 2014). En 2013 se contabilizaba una población media de algo más de 15 000 habitantes, que suponía una densidad de $297 \text{ Hab} \cdot \text{km}^{-2}$. En el censo de actividades agrícolas y ganaderas de 2009 se contabilizaban 202, cuya superficie de ocupación estaba en torno a 2700 ha. Respecto a la actividad portuaria en el estuario del Artibai, hay que citar la presencia de un puerto pesquero, así como de embarcaciones de recreo, en la zona inferior del estuario. Dicha actividad conlleva la realización de dragados cada cierto tiempo.

En lo que se refiere a la presión por nutrientes originada en la cuenca, puede citarse el último estudio de cargas de nitrógeno procedentes del río realizado con datos del programa RID-OSPAR (Revilla et al., 2014). En aquel se compararon las cargas promedio para los periodos 2003-2008 y 2008-2013, y se vio que dichas cargas al estuario se habían reducido en un 48% entre ambos periodos, cambio que era muy similar al que se observaba en las concentraciones de nitrógeno total del río Artibai.

En el Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) figura, en el caso de la Unidad Hidrológica del Artibai, el colector Berriatua-Ondarroa⁵.



Figura 23 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Artibai (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.6.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

Con los datos medios anuales no se observan tendencias en las concentraciones de nutrientes inorgánicos medidos en el estuario del Artibai (Figura 24).

En la estación situada en la cabecera (E-A5), que se estudia desde 2002, la concentración de amonio ha incumplido el objetivo de calidad en la mitad de los años, habiendo también varios en los que se ha encontrado muy cerca del límite. En el caso de la estación de la desembocadura (E-A10), la serie temporal consta de 22 años y el límite del amonio se ha superado también con mucha frecuencia. En ambas estaciones los picos más destacables se observan a comienzos de la década del 2010.

El nitrato ha incumplido los objetivos sólo en la estación E-A10, y sólo de manera ocasional y leve.

Por último, el fosfato ha superado también de manera muy esporádica los valores límite, aunque en ambas estaciones de muestreo. Este nutriente, al igual que el amonio, presenta los valores máximos en años relativamente recientes.

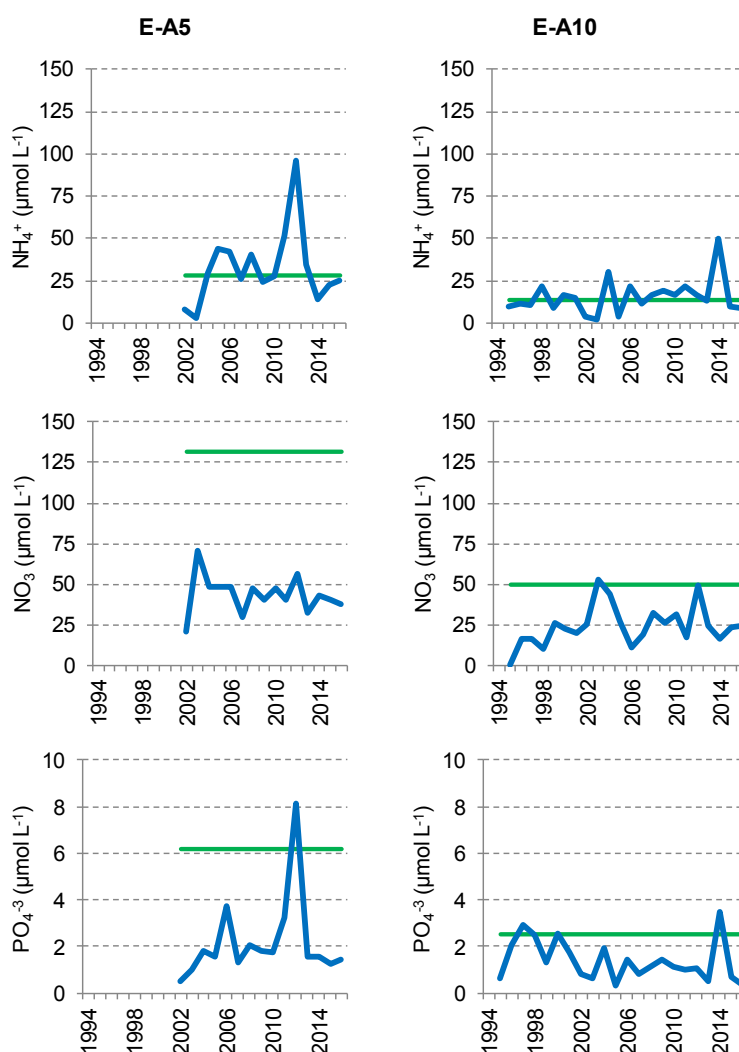


Figura 24 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Artibai, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-A5) y polihalinas (E-A10).

3.6.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

En la Figura 25 se presenta el indicador basado en la clorofila, calculado en cada una de las estaciones de muestreo del Artibai, a lo largo de varios periodos de evaluación.

En la cabecera del estuario (E-A5) la biomasa fitoplanctónica observa un patrón de dientes de sierra, sin una tendencia temporal clara. Aunque el tiempo de residencia del agua puede considerarse en términos generales bajo en el estuario del Artibai, el indicador muestra en muchos casos valores que incumplen el objetivo de calidad en la estación de la zona superior. Esto puede explicarse por la presión antrópica que aún se puede detectar en dicha zona (picos frecuentes de amonio y esporádicos de fosfato). Al no haber una limitación por nutrientes, el fitoplancton tenderá a proliferar y a acumularse en la zona superior, cuando se reduce el caudal fluvial y la disponibilidad de luz es suficiente para permitir la producción primaria (entre primavera y otoño).

En la estación con mayor influencia marina, E-A10, se observan oscilaciones muy similares a las observadas en las desembocaduras de otros estuarios (véase, por ejemplo, el Lea). Por tanto, se podría considerar el efecto de factores naturales, tales como insolación y grado de estratificación de la columna de agua, que actúen a amplia escala espacial en la plataforma costera. Aunque, tampoco puede descartarse que parte de la variabilidad de la clorofila en esta zona se deba a la influencia de la presión antrópica. Así, la clorofila en la estación E-A10, aunque ha cumplido el objetivo de calidad en la totalidad de los periodos de evaluación, también ha llegado a estar cerca del límite durante la primera mitad de la década del 2000.

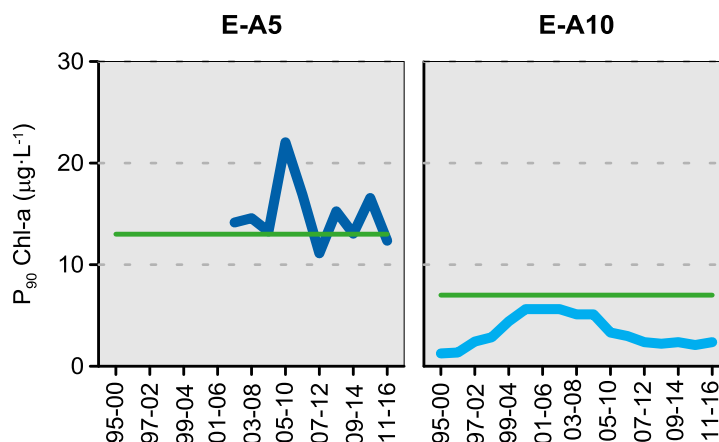


Figura 25 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Artibai. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos oligohalinos (E-A5) y polihalinos (E-A10), determinados en función de la mediana de la salinidad.

La evolución del indicador basado en el oxígeno se muestra en la Figura 26. En la estación E-A5 ha cumplido hasta ahora el objetivo de calidad, aunque a mediados de la década del 2000 estuvo muy cerca de no hacerlo. En esa misma época también se observaron los valores más bajos para el indicador de oxígeno en la estación E-A10. Posteriormente, en la zona inferior del estuario ha habido una tendencia leve, pero mantenida, de aumento, lo cual ha dado lugar a que el oxígeno esté muy cerca del objetivo de calidad en el último periodo de evaluación.

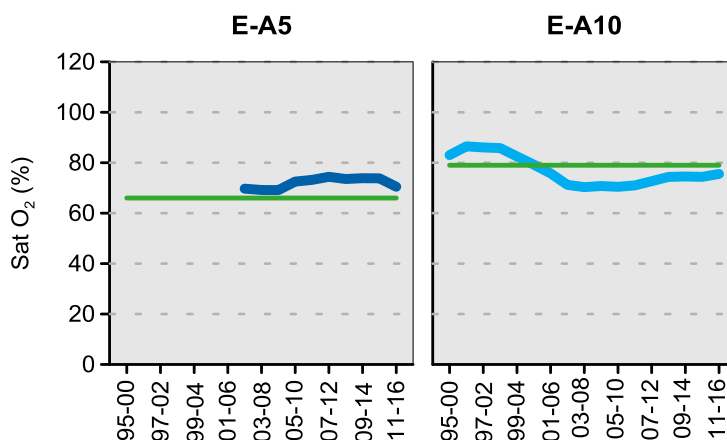


Figura 26 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Artibai. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-A5) y polihalinas (E-A10).

3.6.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 18 se muestran los resultados conjuntos de los indicadores para cada estación de muestreo, durante el periodo de evaluación más reciente (2011-2016). En el estuario del Artibai las concentraciones de nitrógeno y fósforo inorgánicos actualmente cumplen con los objetivos de calidad. Esta situación también se observaba en el anterior estudio sobre sensibilidad a la eutrofización (Revilla et al., 2011a), aunque se percibe un ligero empeoramiento del PID en ambas estaciones, que ha pasado de un estado “Muy Bueno” a “Bueno” respecto al periodo evaluado entonces (2005-2010). Hay que señalar además que el NID, aunque cumpla con los objetivos, tiene una alta proporción de amonio en relación con nitrato, lo cual es característico de sistemas que reciben vertidos ricos en materia orgánica. La influencia de tales vertidos se manifiesta en un déficit de oxígeno en la zona inferior del estuario (estación E-A10), que sigue sin cumplir con el objetivo.

Tabla 18 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Artibai, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila “a”; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID (µmol·L ⁻¹)	PID (µmol·L ⁻¹)	Chl-a (µg L ⁻¹)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-A5 (15%)	84	2,9	12,4	70	MB	B	B	B
	E-A10 (85%)	47	1,2	2,4	76	B	B	MB	NC

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado; NC: No Cumple (Estado “Moderado” o peor).

En conclusión, teniendo en cuenta los criterios establecidos para la determinación del riesgo de eutrofización en este estudio, el estuario del Artibai debe seguir siendo considerado **zona sensible** (Tabla 19). A pesar de las medidas de saneamiento llevadas a cabo y de la tendencia de leve mejoría que emprendió el oxígeno a finales de la década del 2000, un 85% del estuario no presenta aún buenas condiciones de oxigenación. En este sentido, se considera importante completar las acciones de mejora emprendidas en el tratamiento de los residuos de las conserveras que se ubican en la cabecera del estuario y la conexión de los mismos a la EDAR de Galtzuaran.

Tabla 19 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Artibai (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Estable	No cumple (85%)	Mejoría (leve)	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo alto)

3.7. ESTUARIO DEL DEBA

3.7.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un pequeño estuario intermareal dominado por el río (tipo AT-T08).

El tamaño de las cuencas que vierten al estuario y el volumen medio de aportación de los tributarios son relativamente altos. Por lo tanto, el estuario está sometido a una fuerte influencia fluvial (Valencia et al., 2004a, b). Las dos estaciones de muestreo que se sitúan una, en la zona superior (E-D5) y otra, en la inferior (E-D10), se clasifican como oligohalina y mesohalina, respectivamente. A esta salinidad se asocia un importante aporte de aguas continentales y una señal de nutrientes alta. Además, los aportes de nutrientes de fuentes difusas cobran más importancia cuanto mayor es el tamaño de la cuenca en relación con el del estuario.

Por otra parte, al ser un sistema pequeño y somero, se encuentra sometido a un fuerte intercambio mareal. El tiempo de residencia del agua es del orden de horas y ello limita el asentamiento en el estuario de poblaciones planctónicas estables. Por ello, se considera que presenta una **baja susceptibilidad** a la eutrofización.

3.7.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.7.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

A comienzos de la década del 2000 la presión por nutrientes era moderada, similar a la del resto de estuarios intermareales del País Vasco (Borja et al., 2006a). En aquella época, en el estuario del Deba había un elevado número de vertidos urbanos sin tratar (67, de los cuales 29 correspondían a aliviaderos de tormentas) y se contabilizaban 9 vertidos procedentes de instalaciones agropecuarias. Desde entonces se ha avanzado mucho en saneamiento, tanto en el estuario, como en la cuenca; además, se han recuperado zonas de marisma (Borja et al., 2017).

Las aguas residuales urbanas generadas en la margen derecha del estuario son tratadas en la EDAR de Arronamendi, que vierte a mar abierto (Figura 27). La EDAR funciona desde 1996 y realiza tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total. Hay algunas edificaciones situadas en la margen izquierda del estuario que no están conectadas.

En lo referente a aportes difusos de nutrientes y materia orgánica, el entorno del estuario presenta una población baja (cerca de 13 000 habitantes, con una densidad de 122 Hab·km⁻²). Sin embargo, la superficie destinada a actividades agrícolas y ganaderas es amplia (4703 ha). También cuenta con la presencia de un pequeño puerto en la zona inferior (Revilla et al., 2014).

En cuanto a la presión procedente de la cuenca, el río Deba ha sido históricamente uno de los más contaminados del País Vasco, especialmente por metales, debido a la intensa actividad industrial. A partir del estudio de los datos del programa RID-OSPAR recopilados entre 2003 y 2013, se ha observado un descenso importante en las cargas indirectas de amonio y de nitrógeno total al estuario, así como un aumento moderado en las de nitrato. También se han notado cambios de signo similar en las concentraciones de estos nutrientes en el río Deba (Revilla et al., 2014), debido a la puesta en marcha de importantes actuaciones de saneamiento y depuración en la cuenca vertiente (sistemas de saneamiento asociados a EDAR Epele, EDAR Apraiz y EDAR Mekolalde)

El Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) ⁵ incluye, en el caso de la Unidad Hidrológica del Deba, el Colector Ermua-Mallabia (polígono

Goitondo) y el saneamiento de Elgeta y de Antzuola. También señala algunas actuaciones a más largo plazo (2022-2027), como el saneamiento de Mendaro.



Figura 27 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Deba (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.7.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

Los picos de amonio y fosfato, cuando son de magnitud muy elevada, pueden utilizarse como evidencia de vertidos de aguas residuales deficientemente tratadas. La concentración media anual de dichos nutrientes se muestra en la Figura 28.

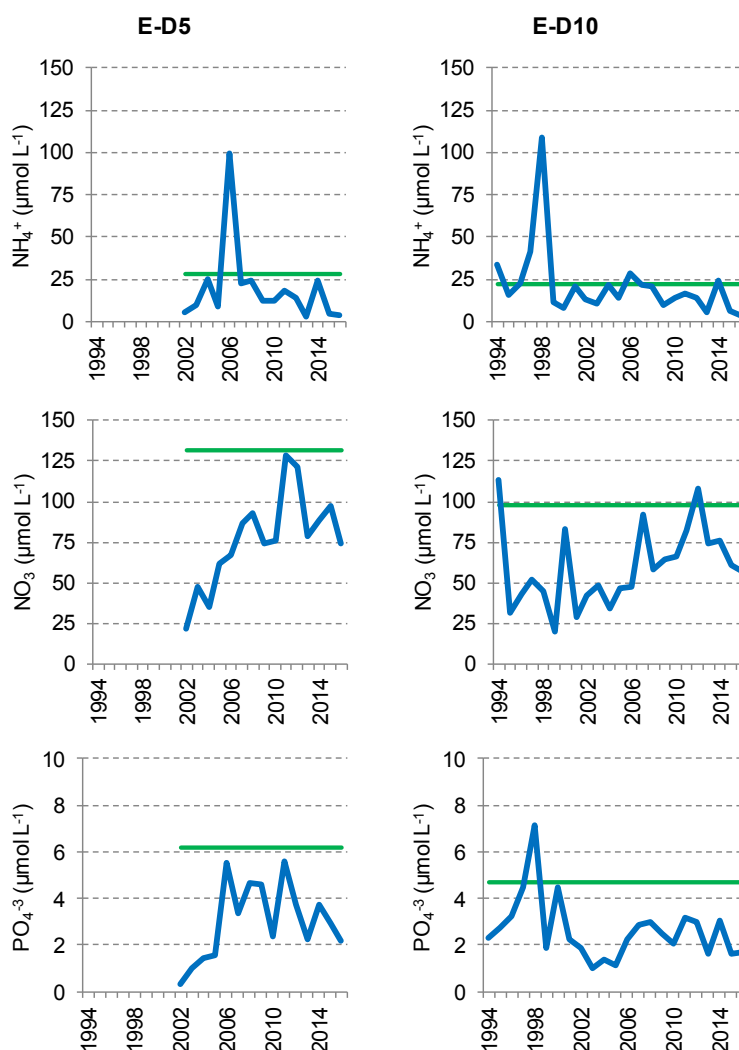


Figura 28 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Deba, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-D5) y mesohalinas (E-D10).

En la estación oligohalina (E-D5), con la excepción del máximo de amonio registrado en 2006, se ha cumplido con los objetivos de calidad desde el comienzo de la serie en 2002.

En la estación E-D10 los mayores picos de amonio y fosfato se observaron en los primeros años de estudio (1994-1998). Después, aunque aún se han podido registrar algunos incumplimientos en el caso del amonio, las concentraciones de ambos nutrientes han sido significativamente menores.

El seguimiento de estas variables llevado a cabo por la Diputación Foral de Gipuzkoa en la cabecera del estuario indica también una notable disminución de los valores máximos y medios a finales de los años 90 (Revilla et al., 2011b).

En cuanto al nitrato, rara vez ha incumplido los objetivos de calidad en el estuario del Deba (Figura 28). Sin embargo, ambas estaciones presentaron una tendencia de incremento en este nutriente entre los años 2002 y 2012, aproximadamente. La tendencia de aumento durante ese decenio es coherente con el aumento de la concentración en el río, que fue observada en la serie de datos RID-OSPAR (Revilla et al., 2014). Como se ha señalado en anteriores capítulos, el nitrato es un nutriente que en los estuarios del País Vasco deriva mayoritariamente del lixiviado de las cuencas (Borja et al., 2016).

3.7.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

Tal y como muestra la Figura 29, los valores del indicador de clorofila en la estación E-D5 han seguido una tendencia de aumento, pero ésta parece haberse estabilizado o incluso revertir en los últimos años. La zona inferior del estuario (E-D10) presenta ligeras oscilaciones. En todo caso, ambas estaciones cumplen sobradamente con el objetivo de calidad a lo largo del seguimiento.

En el estuario del Deba las descargas fluviales tienen una gran influencia (tipo AT-T08), tanto en lo que se refiere al aporte de nutrientes, como al tiempo de residencia del agua que va a determinar el mantenimiento en el estuario de la biomasa fitoplanctónica. En este sentido, las variaciones naturales en pluviosidad y caudal fluvial podrían ser tanto o más determinantes que la influencia antrópica, para la dinámica del fitoplancton.

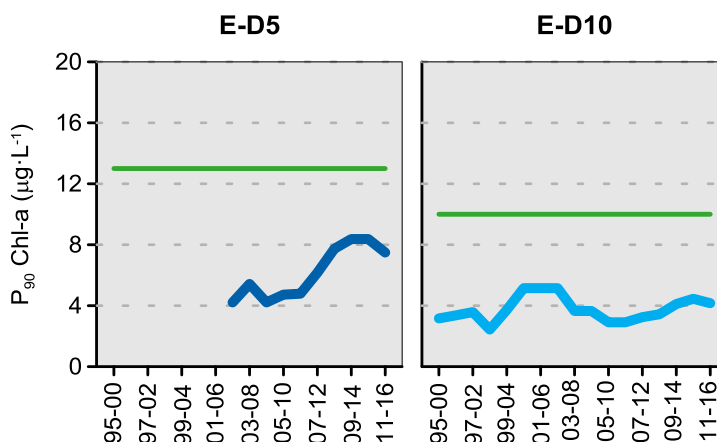


Figura 29 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Deba. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos oligohalinos (E-D5) y mesohalinos (E-D10), determinados en función de la mediana de la salinidad.

En cuanto al oxígeno, en ambas estaciones se observa una tendencia de mejoría desde mediados de la década del 2000, cuando el indicador empieza a remontar desde valores que estaban muy próximos al límite de no cumplir objetivos. Durante los últimos años se han alcanzado valores muy por encima del límite y cercanos al 100% de saturación (Figura 30).

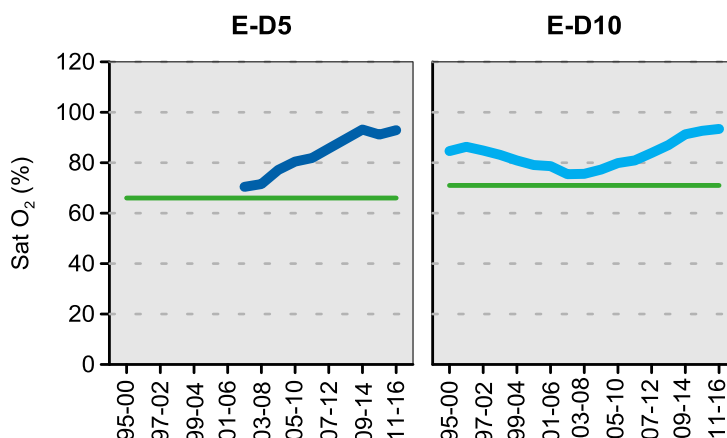


Figura 30 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Deba. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-D5) y mesohalinas (E-D10).

3.7.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 20 se evalúa, durante el periodo más reciente (2011-2016), la desviación respecto a las condiciones de referencia de las variables que se considera que pueden responder de forma más rápida a los procesos de eutrofización.

En ninguna de las dos estaciones del estuario del Deba se detectan desviaciones importantes. Así, el estado se clasifica como “Bueno” para los indicadores de presión (nitrógeno y fósforo inorgánico). En cuanto a la clorofila, el estado es “Bueno” en la zona oligohalina y “Muy Bueno” en la mesohalina. El oxígeno presenta en ambas la máxima calificación.

Tabla 20 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Deba, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila “a”; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID (µmol·L ⁻¹)	PID (µmol·L ⁻¹)	Chl-a (µg L ⁻¹)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-D5 (54%)	112	3,4	7,5	93	B	B	B	MB
	E-D10 (46%)	91	2,4	4,2	93	B	B	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado.

En el estudio previo sobre sensibilidad a la eutrofización se indicaba que el estuario del Deba no presentaba evidencia ni de alta presión, ni de impacto (Revilla et al., 2011a). Desde entonces, además, el oxígeno ha seguido mejorando y el resto de indicadores continúan cumpliendo los objetivos (Tabla 21).

Por lo tanto, puede afirmarse que las medidas de saneamiento que se han tomado en la cuenca y el estuario del Deba para reducir el impacto de las aguas residuales están siendo efectivas.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, se considera que el estuario del Deba debe seguir siendo considerado **zona normal** (riesgo bajo de eutrofización).

Tabla 21 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Deba (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Oscilaciones	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)

3.8. ESTUARIO DEL UROLA

3.8.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un estuario intermareal dominado por el mar (tipo AT-T09). Su extensión es pequeña y su volumen es bajo, por ello, como en la mayoría de los estuarios del País Vasco, la relación entre caudal y volumen del estuario indica una importante influencia fluvial (Valencia et al., 2004a).

El porcentaje de agua dulce en superficie implica altas concentraciones de nutrientes asociadas a aguas continentales, especialmente durante la bajamar. Recíprocamente, la dilución en pleamar es importante y, en general, predomina un intercambio rápido con la zona costera adyacente. Esto limita la acumulación de biomasa fitoplanctónica en el estuario.

Salvo en condiciones de bajo caudal, los tiempos de flujo y de residencia son del orden de horas. No obstante, presenta zonas relativamente profundas (10 m) donde pueden ser algo más elevados (Valencia et al., 2004b).

En general se considera de **baja susceptibilidad** a la eutrofización.

3.8.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.8.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

A comienzos de la década del 2000 la presión por nutrientes en el estuario del Urola se calificaba como moderada, similar a la del resto de estuarios intermareales del País Vasco (Borja et al., 2006a). En el estudio de presiones e impactos de Borja et al. (2004) se indicaba que había un elevado número de vertidos urbanos (34 puntos) y de aliviaderos de tormentas (23). A estos se sumaban vertidos de origen industrial (conserveras, galvanizados, desengrase, mataderos, encoladoras, etc.), de origen agrícola-ganadero y los de una piscifactoría. Además, en la parte inferior del estuario se habían producido alteraciones morfológicas por construcción de diques (en 1995) y de un puerto deportivo (entre 1997 y 1998), se realizaban dragados periódicos y había presencia de un alto número de amarres.

A lo largo de la década del 2000 se acometieron obras de saneamiento en la cuenca y en el estuario, y paralelamente se observó una disminución neta de las cargas de nitrógeno total que recibía el estuario, tanto por vertido directo como por aporte fluvial (Revilla et al., 2014).

Actualmente, las aguas residuales urbanas generadas en Zumaia, así como las de algunos polígonos industriales, son tratadas en la EDAR de Basusta, que vierte en la parte media del estuario. La EDAR, que comenzó a funcionar en 2005 y fue completada en 2007, realiza tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80% y de nitrógeno total y con eliminación de fósforo. El estuario también puede recibir aportes de nutrientes a través del río Urola y de la regata Narrondo, así como de algunos puntos de vertido (aguas urbanas e industriales). En la zona inferior se sigue localizando una piscifactoría de producción de rodaballo (Orrua), pero esta actividad cesó en 2012 (Figura 31).

En lo referente a aportes difusos de nutrientes y materia orgánica, el entorno del estuario presenta una población baja (en 2013 se contabilizaban algo más de 13 000 habitantes, con una densidad de 240 Hab·km⁻²). La actividad agrícola y ganadera, teniendo en cuenta los datos del censo de 2009, se puede considerar moderada (197 explotaciones, ocupando una superficie de 2618 ha) (Revilla et al., 2014). En el aspecto de aportes difusos, podrían tener más peso el alto número de establecimientos industriales, así como los astilleros y el puerto de Zumaia (Borja et al., 2009).

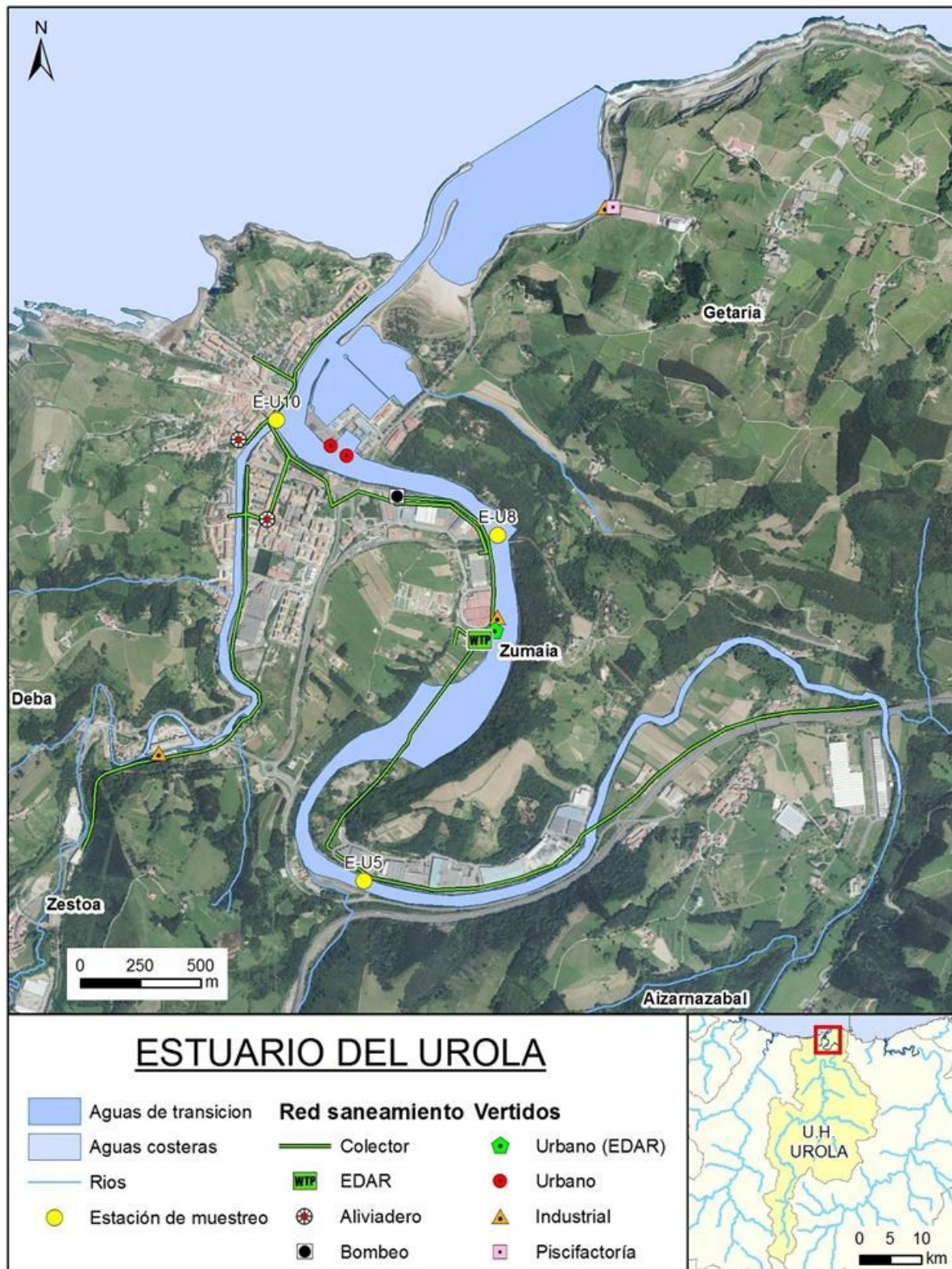


Figura 31 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Urola (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

En cuanto a la cuenca, en el estudio más reciente realizado a partir de datos del programa RID de OSPAR, se estimó que la carga media de nitrógeno total aportada por el río Urola entre el periodo 2003-2008 y el periodo 2008-2013 había disminuido en un 29%, lo cual en términos de carga por unidad de área del estuario suponía una cantidad importante ($1095 \text{ kg N d}^{-1} \text{ km}^{-2}$).

El Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) ⁵ incluye, en la Unidad Hidrológica del Urola, el saneamiento de Beizama (municipio situado en la cuenca del río Ibaieder, un afluente del Urola). Además, en la zona superior del estuario está previsto el saneamiento de Oikia y su conexión con el saneamiento de Zumaia (inversión 2022-2027).

El Programa de Medidas también señala la necesidad de actuaciones de saneamiento en pequeños núcleos de población, concretamente en Nuarbe (cuenca del Ibaieder) y Aizarnazabal (tramo bajo del Urola). Sin embargo, el horizonte de ejecución de estas acciones podría ser 2027, o incluso prolongarse más, en función de los presupuestos de las administraciones implicadas y la existencia de otras prioridades de inversión enfocadas a la eliminación de presiones.

Además, el Programa de Medidas indica que, en cuanto a la contaminación de origen urbano en la cuenca del Urola, es necesario impulsar la realización de estudios específicos de presiones e impactos, incluyendo inventarios de vertidos y su caracterización, que permitan identificar de forma clara la problemática existente y las posteriores líneas de actuación necesarias.

3.8.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

En la Figura 32 se muestra la evolución temporal de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las tres estaciones del estuario, desde 2002 o 1994 hasta 2016.

Los picos de amonio son menos acusados desde mediados de la década del 2000, en coherencia con las mejoras realizadas en el saneamiento. Debido a ello, en los últimos diez años no se han observado concentraciones medias anuales que incumplan los objetivos de calidad establecidos para el amonio, y sólo esporádicamente los valores han estado cerca del límite (estación E-U10 en 2014).

Por el contrario, la concentración de nitrato presenta valores más altos en la misma época en la que disminuye el amonio. La tendencia de aumento del nitrato ha dado lugar a que los casos de incumplimiento de este nutriente se hayan ido haciendo cada vez más frecuentes. De manera especial, se ha visto afectada la zona inferior del estuario (E-U10) en los últimos seis años.

El nitrato presenta una distribución temporal similar en las tres estaciones de muestreo del estuario del Urola, con una tendencia de aumento a partir de 2007. No se puede descartar la influencia de aportes procedentes de la EDAR o de puntos de vertido de aguas residuales no urbanas con tratamiento insuficiente que aún subsisten en la parte superior del estuario. A esta evolución también pueden contribuir aportes procedentes de la cuenca drenante. Como ya se ha comentado en anteriores capítulos, en los estuarios del País Vasco el nitrato lleva asociada una fuerte variabilidad natural dependiente de las condiciones de pluviosidad y de caudal fluvial (Borja et al., 2016). Especialmente en estuarios en los que caudal medio que reciben de los ríos es elevado en relación con el área del estuario. Un aumento de nitrato similar en magnitud se observa en el estuario del Deba (Figura 28), en el del Oria (Figura 36) y en la estación superior del Oiartzun (Figura 44).

En todo caso, la correcta evaluación de este empeoramiento implica que deba incidirse en las medidas de control de los vertidos y de otro tipo de aportes, así como de seguimiento del medio receptor.

El fosfato presenta en la zona superior del estuario (E-U5) una tendencia que coincide con la del nitrato (es decir, va en aumento durante la segunda mitad de la década del 2000 y comienzos de la siguiente, estabilizándose durante los últimos años). Sin embargo, en el mismo periodo de tiempo, en el resto de los puntos de muestreo no se aprecia tendencia alguna para este nutriente.

En la estación E-U10, donde la serie temporal comienza en 1994, los valores más altos de fosfato se observaron en los primeros años de estudio (siendo estos los únicos casos en los que se superó el límite). La reducción de la magnitud de los picos de fosfato en comparación con los de la década de los 90 apunta a un efecto derivado de las mejoras del saneamiento.

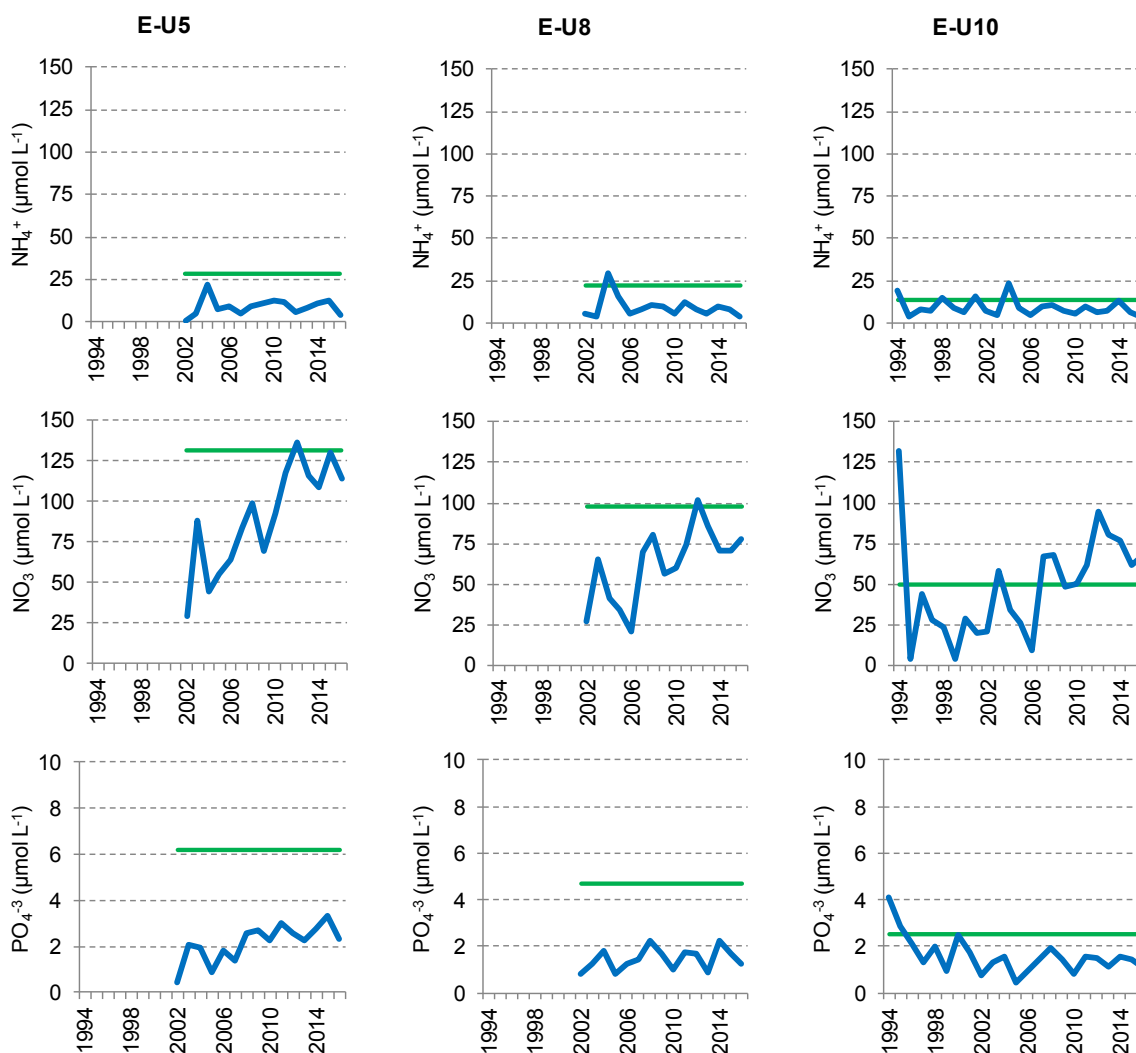


Figura 32 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Urola, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-U5), mesohalinas (E-U8) y polihalinas (E-U10).

3.8.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

La evolución temporal del indicador basado en la clorofila se muestra en la Figura 33. En la zona superior del estuario (estación E-U5) se observan valores considerablemente más altos en los últimos periodos de evaluación, lo que hace que dicha estación incumpla el objetivo de calidad.

Analizando la serie de datos de la 'Red de Calidad' con mayor detalle se observa que en la estación E-U5 ha habido un incremento de la frecuencia y magnitud de los picos de clorofila durante la última década (Borja et al., 2017). Así, después de un pico de $\sim 30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ registrado en el primer año de seguimiento (2002), concentraciones similares o superiores no se habían medido hasta 2010 ($\sim 70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), para repetirse luego en 2011, 2012 y 2014 ($30\text{-}50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) y alcanzar el máximo histórico en 2015 ($\sim 300 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

Una tendencia muy similar se ha observado en el seguimiento que lleva a cabo la Diputación Foral de Gipuzkoa desde 1999. En éste, la medida de la clorofila se realiza entre abril y octubre y también se percibe un aumento de la frecuencia de picos en la misma zona del estuario, con valores de $20\text{-}40 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en los años 2014 y 2015, y el máximo de la serie ($105 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) en mayo de 2016 (Revilla y Garmendia, 2016).

Hay que remarcar que la concentración de clorofila en la estación E-U5 no se encuentra de manera continua a lo largo del año en niveles elevados, sino que la mayoría de estos picos han ocurrido en primavera, asociados a aguas de baja salinidad. De hecho, en el total de los datos, únicamente el 10% ha superado en la estación E-U5 el valor umbral de $13,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. El análisis de las comunidades de fitoplancton realizado en algunas de las muestras donde se encontraban las mayores concentraciones de clorofila señala floraciones de criptofitas, dinoflagelados y/o euglenofíceas. No es raro encontrar floraciones fitoplanctónicas en las zonas oligohalinas de los estuarios intermareales del País Vasco (Borja et al., 2017). Las condiciones que propician dichas floraciones son, por una parte, la disponibilidad de nutrientes, y por otra, el aumento de la luz y del tiempo de residencia del agua que se produce estacionalmente (por esto último, son más habituales en primavera y verano).

En la zona media e inferior del estuario (E-U8 y E-U10) la clorofila cumple con el objetivo de calidad establecido para aguas mesohalinas y polihalinas, respectivamente, a lo largo de toda la serie temporal. Aunque también se ha producido un aumento del indicador en la zona inferior, éste ha remitido durante los últimos periodos de evaluación (Figura 33).

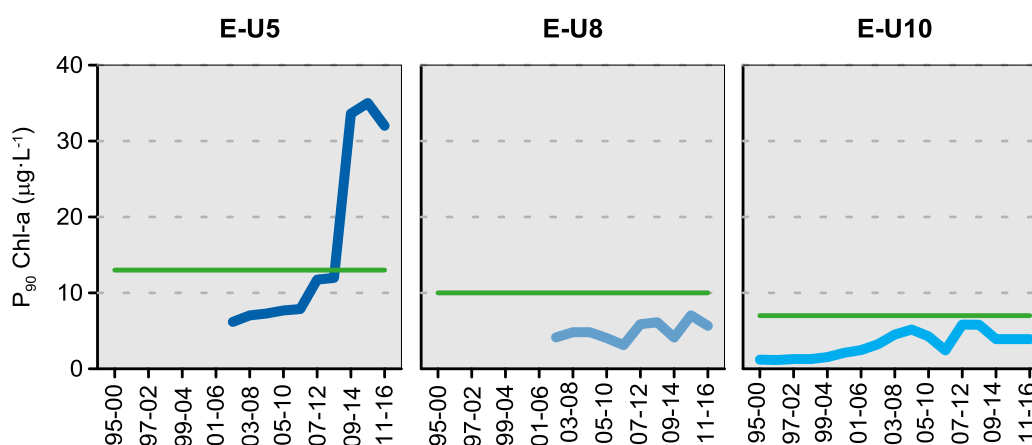


Figura 33 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Urola. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos oligohalinos (E-U5), mesohalinos (E-U8) y polihalinos (E-U10), determinados en función de la mediana de la salinidad.

En cuanto al indicador basado en el oxígeno, su evolución temporal se muestra en la Figura 34. Las tres estaciones del estuario del Urola cumplen con el objetivo de calidad a lo largo de todos los periodos de evaluación. Aunque no se observan cambios destacables, los valores medidos en la zona inferior y media (E-U8 y E-U10) son algo más elevados actualmente que en periodos previos.

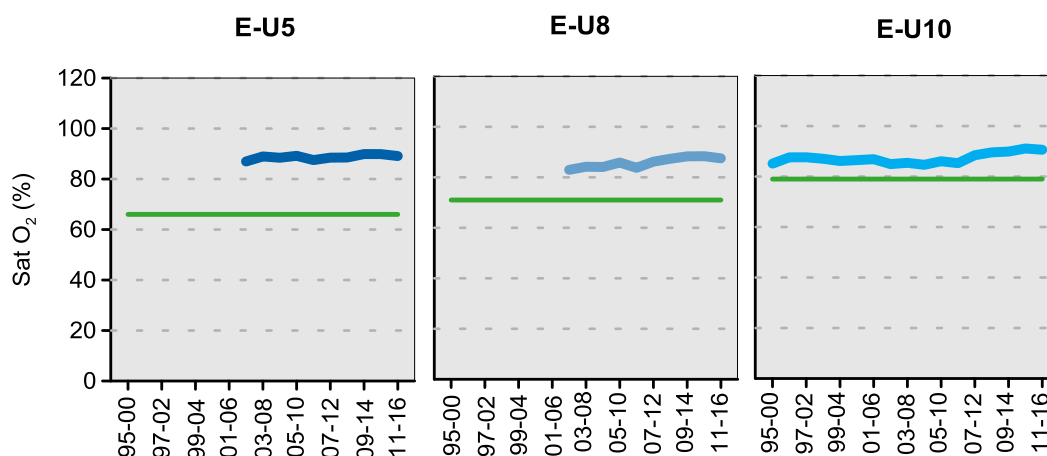


Figura 34 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Urola. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-U5), mesohalinas (E-U8) y polihalinas (E-U10).

3.8.4. Evaluación integrada y conclusión

Como puede verse en la Tabla 22, a pesar del saneamiento, la parte superior del estuario (E-U5) ha empeorado en términos fitoplancton, con un incremento importante en la clorofila. Esto podría responder a un aumento en las concentraciones de nitrato y fosfato en esta zona, así como a un mayor tiempo de residencia del agua en la época de primavera en años recientes. En todo caso, afecta a una extensión pequeña del estuario y no hay evidencias de que su causa principal sea el vertido de aguas residuales urbanas.

El indicador de presión basado en el nitrógeno muestra un empeoramiento respecto a lo que señalaba el informe previo, es decir, cuando se evaluó el periodo 2005-2010 (Revilla et al., 2011a) debido al aumento del nitrato. Por tanto, en este caso, aunque el indicador incumpla el objetivo de calidad en la zona inferior del estuario (E-U10), ello no puede tomarse como una evidencia de vertidos de aguas residuales urbanas, habiendo podido influir también los factores naturales (meteorología).

En todo caso, se recomienda completar el saneamiento de la cuenca, ya que los vertidos esporádicos pueden ser una causa adicional que, aunque no la más determinante, empeore el estado del estuario (más probablemente en la zona superior).

Tabla 22 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Urola, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila "a"; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID (µmol·L ⁻¹)	PID (µmol·L ⁻¹)	Chl-a (µg L ⁻¹)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-U5 (12%)	132	2,7	32,0	89	B	B	NC	MB
	E-U8 (22%)	90	1,6	5,7	88	B	MB	B	MB
	E-U10 (66%)	83	1,4	3,9	91	NC	B	B	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado; NC: No Cumple (Estado "Moderado" o peor).

En síntesis, teniendo en cuenta que las condiciones de oxigenación alcanzan un estado “Muy Bueno” a lo largo de todo el estuario del Urola y que el problema que afecta a la clorofila está limitado al 12% de la superficie del estuario, se considera que debe seguir siendo considerado **zona normal** (Tabla 23).

Tabla 23 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Urola (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
No cumple (12%)	Empeoramiento	Cumple objetivos	Estable	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, dentro del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)

3.9. ESTUARIO DEL ORIA

3.9.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un estuario intermareal dominado por el mar (tipo AT-T09). La cuenca del Oria es una de las más extensas de la CAPV y el volumen medio de aportación de agua desde los tributarios es también alto.

Este sistema se ve sometido a una fuerte variabilidad natural en respuesta a las fluctuaciones del caudal fluvial (Valencia et al., 2004a). En la zona superior, así como en bajamar en la zona inferior, se espera una señal de nutrientes alta, asociada a la elevada proporción de agua continental en la columna de agua. Además, debido al tamaño de la cuenca, muy alto en relación con el volumen del estuario, las fuentes difusas de nutrientes son importantes.

En el estuario del Oria la marea también es un factor que ejerce una gran influencia. El intercambio mareal es fuerte ya que, en condiciones medias, el prisma de marea es ligeramente superior al volumen medio del estuario. El tiempo de residencia del agua es del orden de horas y ello limita el asentamiento de poblaciones planctónicas estables.

El estuario se estima que presenta una **baja susceptibilidad** a la eutrofización.

3.9.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.9.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

A comienzos de la década del 2000, la presión respecto a nutrientes en el estuario del Oria se consideró moderada, resultante de una carga de nitrógeno muy alta y una susceptibilidad baja. Esta calificación era similar a la del resto de estuarios intermareales del País Vasco (Borja et al., 2006a). El estudio de presiones e impactos contabilizó por entonces 20 aliviaderos de tormentas, 16 puntos de vertido de aguas residuales urbanas, 9 de naturaleza agrícola-ganadera y 3 de la industria, remarcando también la presencia de una industria papelera no lejos del estuario (Borja et al., 2004).

Los vertidos se fueron reduciendo a lo largo de la década del 2000 al entrar en funcionamiento diversas depuradoras (Borja et al., 2009). La red de saneamiento que cubre la zona media e inferior del estuario conecta con la EDAR de Iñurritza, que vierte fuera del estuario (Figura 35). Esta EDAR funciona desde el año 2000 y realiza tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO superior al 80%, de nitrógeno amoniacal y de fósforo. En la cuenca también figuran actualmente la EDAR de Uralde, para dar servicio a Tolosaldea (Oria Medio), y la EDAR de Gaikao, para el Goierri (Alto Oria), ambas con un tratamiento secundario que incluye eliminación de nitrógeno y fósforo. En todo caso, el efecto de la depuración se relativiza frente a los aportes difusos procedentes de una cuenca de gran extensión. De hecho, no se observan tendencias en la carga de nitrógeno total procedente del río, con la serie de datos del Programa RID-OSPAR recopilada entre 2003 y 2013 (Revilla et al., 2014).

En cuanto a las fuerzas motrices que podrían causar un aporte difuso de nutrientes y materia orgánica en la zona más cercana al estuario, la población se considera poco importante, pero no así las actividades agrícolas y ganaderas. En 2013 se contabilizaban algo menos de 14 000 habitantes, con una densidad de 153 Hab·km⁻². Para las actividades agrícolas y ganaderas, en el censo de 2009 figuraban 326, ocupando una superficie de 4256 ha; estos valores son muy similares a los del estuario del Deba y únicamente superados por los del Nerbioi. También hay que citar los asentamientos portuarios y los dragados, asociados a un puerto pesquero en el interior de la ría y a un puerto deportivo, construido entre 2005 y 2007, en la desembocadura (Revilla et al., 2014).



Figura 35 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Ormaiztegui (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

El Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) ⁵ incluye, en la Unidad Hidrológica del Oria, el interceptor Zelai (primera fase), el saneamiento de Aia (segunda fase), y el saneamiento de otros núcleos como Hernialde, Mutiloa, Alzaga, Arama, Orendain, Baliarrain y Gabiria.

También se menciona, para el horizonte 2021, medidas adicionales en la aglomeración Zarautz-Orio (minimización del aporte del vertedero de Urteta), indicándose que en años recientes el gestor de la EDAR ha realizado mejoras en los biofiltros y en el rendimiento del proceso fisicoquímico.

En un horizonte más amplio (2027) se realizaría el saneamiento de la regata Ziako y el de la regata de Anoeta.

En cuanto a núcleos menores, el Programa de Medidas ⁵ incluye el saneamiento de Altzo Muño. Hay un grupo de medidas con un horizonte temporal no definido cuya realización dependerá de los presupuestos disponibles y de la existencia de otras prioridades de inversión relacionadas con la eliminación de presiones. Se trata de las medidas concernientes a Amezketeta, Aldaba, Araxes, Garin-Astigarreta, Ezkio-Itsaso y Bidegoian.

3.9.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

En la Figura 36 se muestra la evolución temporal de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las dos estaciones del estuario, desde 2002 o 1994 hasta 2016.

En general predominan las situaciones alternantes, con una distribución de tipo “dientes de sierra” en la que se observa que en la mayoría de los años se cumplen los objetivos de calidad.

Por otra parte, al igual que se ha descrito en el caso del estuario del Urola, la concentración de nitrato aumenta en la segunda mitad de la década del 2000, y permanece en niveles relativamente altos hasta años recientes. El nitrato, en los estuarios del País Vasco, deriva principalmente del lixiviado de las cuencas y, por tanto, tiene una alta dependencia de las condiciones meteorológicas (Borja et al., 2016).

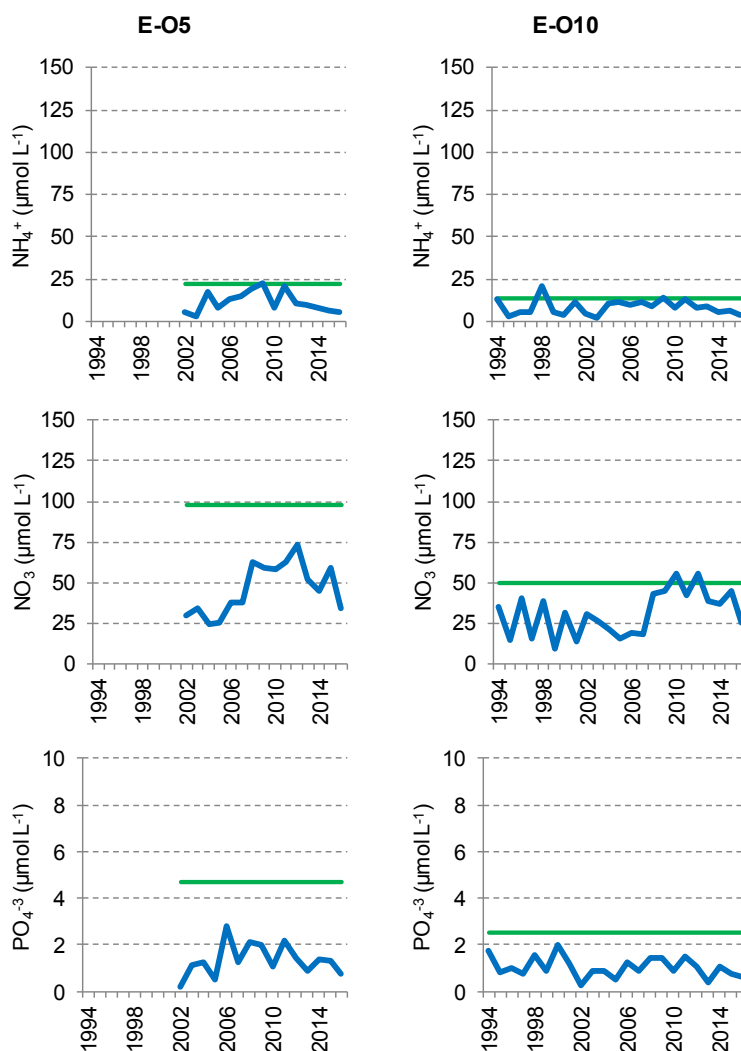


Figura 36 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Oria, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones mesohalinas (E-O5) y polihalinas (E-O10).

3.9.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

El indicador basado en la clorofila siempre ha mostrado valores bajos, coherentes con el corto tiempo de residencia del agua de este estuario (Figura 37).

En cuanto al indicador basado en el oxígeno, éste también ha cumplido los objetivos de calidad en ambas estaciones de muestreo a lo largo de todos los periodos de evaluación (Figura 38).

Ambos indicadores se han mantenido relativamente estables a lo largo de la serie temporal, si se compara con su variabilidad en otros estuarios cercanos (por ejemplo, el Deba). En todo caso, se observan ligeras oscilaciones en el oxígeno, con cierta tendencia de aumento desde el periodo 2006-2011. En la estación situada en la zona inferior del estuario (E-O10) se había observado previamente una tendencia de disminución del porcentaje de saturación de oxígeno, en la cual pudieron influir las obras de construcción del puerto deportivo (Revilla et al., 2011a).

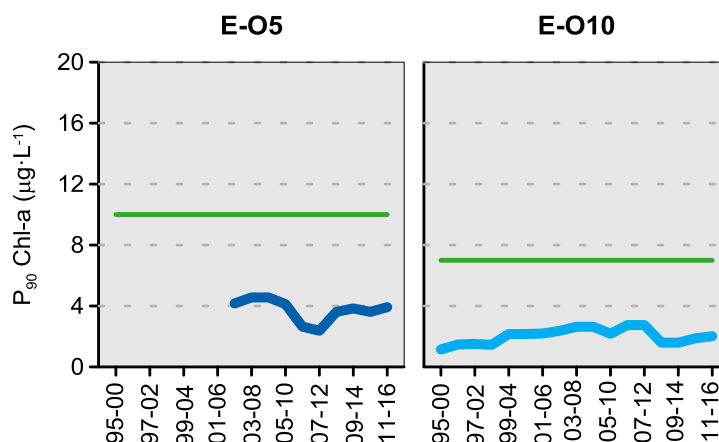


Figura 37 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Oria. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos mesohalinos (E-O5) y polihalinos (E-O10), determinados en función de la mediana de la salinidad.

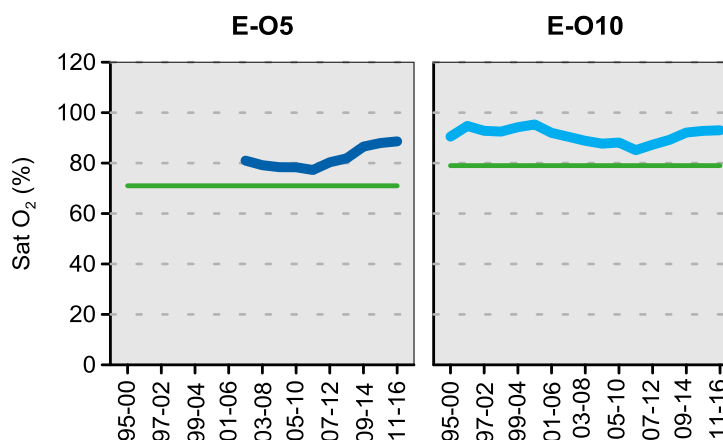


Figura 38 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Oria. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones mesohalinas (E-O5) y polihalinas (E-O10).

3.9.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 24 se muestra, de manera conjunta y para el periodo más reciente (2011-2016), la evaluación de los indicadores que pueden responder de forma más rápida a los procesos de eutrofización.

En la estación de la zona media-superior del estuario del Oria (E-O5) las desviaciones respecto a las condiciones de referencia son mínimas, clasificándose el estado como “Muy Bueno” tanto para los indicadores de impacto (clorofila y oxígeno), como de presión (nutrientes).

En la zona inferior del estuario (estación E-O10) el resultado es muy similar, con la salvedad de que en ésta la concentración de nitrógeno (suma de nitrato, amonio y nitrito) resulta algo más alta, pero aun así cumple bien con el objetivo para tramos polihalinos ($<64 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$).

Tabla 24 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Oria, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila "a"; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID (µmol·L ⁻¹)	PID (µmol·L ⁻¹)	Chl-a (µg L ⁻¹)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-O5 (63%)	67	1,3	3,9	89	MB	MB	MB	MB
	E-O10 (37%)	49	0,9	2,0	93	B	MB	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado.

Teniendo en cuenta que ni la clorofila ni el oxígeno señalan impacto a lo largo de toda la extensión de la masa de agua, puede concluirse que el riesgo de eutrofización es bajo en el estuario del Oria. Por lo tanto, las conclusiones no han variado desde los anteriores estudios sobre zonas sensibles a la eutrofización, y actualmente este estuario debe seguir siendo considerado **zona normal** (Tabla 25Tabla 9).

En resumen, en el estuario del Oria la carga de nutrientes puede ser en ocasiones elevada (especialmente los aportes de nitrato), debido al tamaño de la cuenca. Por otra parte, se han llevado a cabo acciones de saneamiento importantes que han reducido los vertidos directos al estuario. En coherencia con esto último y con una rápida tasa de renovación del agua, la biomasa fitoplanctónica no difiere significativamente de la correspondiente a un sistema no impactado y las condiciones de oxigenación son buenas.

Tabla 25 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Oria (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Estable	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)

3.10. ESTUARIO DEL URUMEA

3.10.1. Características morfológicas e hidrológicas

El estuario del Urumea pertenece a la categoría de masas de agua de transición muy modificadas por canalizaciones y protección de márgenes. En el aspecto de pérdida de superficie intermareal (estimada en un 88%) se considera una de las más afectadas del País Vasco (Borja et al., 2004).

Al igual que el del Deba, el estuario del Urumea es de tipo AT-T08 (estuario intermareal dominado por el río). En este estuario la influencia fluvial es importante debido a la alta pluviosidad y al elevado coeficiente de escorrentía de la cuenca. La marea también ejerce una fuerte influencia y el tiempo de residencia del agua es muy bajo, del orden de horas (Valencia et al., 2004b).

La **susceptibilidad** ante la eutrofización se considera que es **baja**.

3.10.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.10.2.1. Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos

En la segunda mitad del siglo XX, la población y actividad industrial se incrementó considerablemente en la cuenca baja del Urumea, en la zona que abarca desde Hernani hasta Donostia-San Sebastián. En la década de los 70 el saneamiento del estuario comenzó a resolverse mediante la construcción de interceptores de aguas residuales (Colector del Urumea) y su vertido directo en el litoral, en la zona de Mompas. A lo largo de la década de los 90 se realizaron actuaciones importantes que desviaron a esa zona costera las aguas residuales de Hernani, Astigarraga y Martutene.

Sin embargo, a comienzos de la década del 2000 todavía se contabilizaban en el estuario del Urumea 52 aliviaderos de tormentas, numerosos puntos de vertido de aguas residuales urbanas, así como algunos de origen industrial y agrícola-ganadero. La carga de nutrientes se consideraba muy alta, pero su presión resultaba moderada, como en el resto de estuarios intermareales del País Vasco (Borja et al., 2004; 2006a).

Posteriormente se ha seguido avanzando en el saneamiento de la cuenca y del estuario, y también en acciones encaminadas a disminuir el impacto del vertido en la zona costera (Figura 35). De esta forma, la EDAR de Loiola entró en funcionamiento en 2005 y desde septiembre de 2006 trabaja ya con continuidad, dando servicio a casi 300 000 habitantes. Previo a su vertido a través del emisario submarino de Mompas, las aguas residuales son sometidas a un tratamiento primario, seguido de un tratamiento biológico de alta carga donde la eliminación de DBO normalmente está entre el 70 y el 90%. No hay ningún tratamiento específico para la eliminación de nitrógeno amoniacal, ni tampoco para la eliminación de fósforo. Sin embargo, si se comparan los valores de entrada y de salida de estos dos parámetros en la EDAR, con el tratamiento actual se consigue una disminución significativa de las concentraciones, especialmente para el caso del fósforo (Revilla et al., 2014).

En lo que se refiere a la presión por nutrientes originada en la cuenca en sentido más amplio, puede citarse el último estudio de cargas de nitrógeno total procedentes del río realizado con datos del programa RID-OSPAR (Revilla et al., 2014). En aquel se compararon las cargas y concentraciones promedio para los periodos 2003-2008 y 2008-2013, y se vio que se habían reducido en un 50%.

En el despliegue del Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) ⁵ se recogen actuaciones en la Unidad Hidrológica del Urumea (EDAR de Arano, Navarra), así como para el sistema de evacuación de aire lavado de la EDAR Loiola al mar, la

adecuación de la EDAR Loiola a las condiciones del medio receptor y actuaciones complementarias. Con horizonte 2027, se indican inversiones para la finalización del saneamiento del Antiguo/Ondarraeta y para la ampliación de la capacidad hidráulica del túnel de Ulia del emisario terrestre.



Figura 39 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Urumea (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.10.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

En la Figura 40 se muestra la evolución temporal de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las dos estaciones estudiadas: E-UR5 (representativa de la zona superior del estuario) y E-UR10 (representativa de la zona inferior). En ambas zonas se observa el patrón habitual de dientes de sierra, reflejo de la fuerte variabilidad interanual que caracteriza a los estuarios del País Vasco. No obstante, los nutrientes han cumplido los objetivos de calidad a lo largo de todos los años de seguimiento.

En la estación E-UR10, donde la serie temporal es más larga, se aprecian tendencias de mejoría. Ha habido una disminución en el amonio, detectándose el máximo absoluto al comienzo del seguimiento (mediados de la década de los 90), algunos picos secundarios hasta la primera mitad de la década del 2000 y luego, concentraciones medias anuales relativamente menores y más estables. El fosfato sigue una tendencia muy similar a la del amonio, aunque hay que señalar que la concentración media anual de fosfato en los últimos periodos es muy baja y parece que continúa disminuyendo.

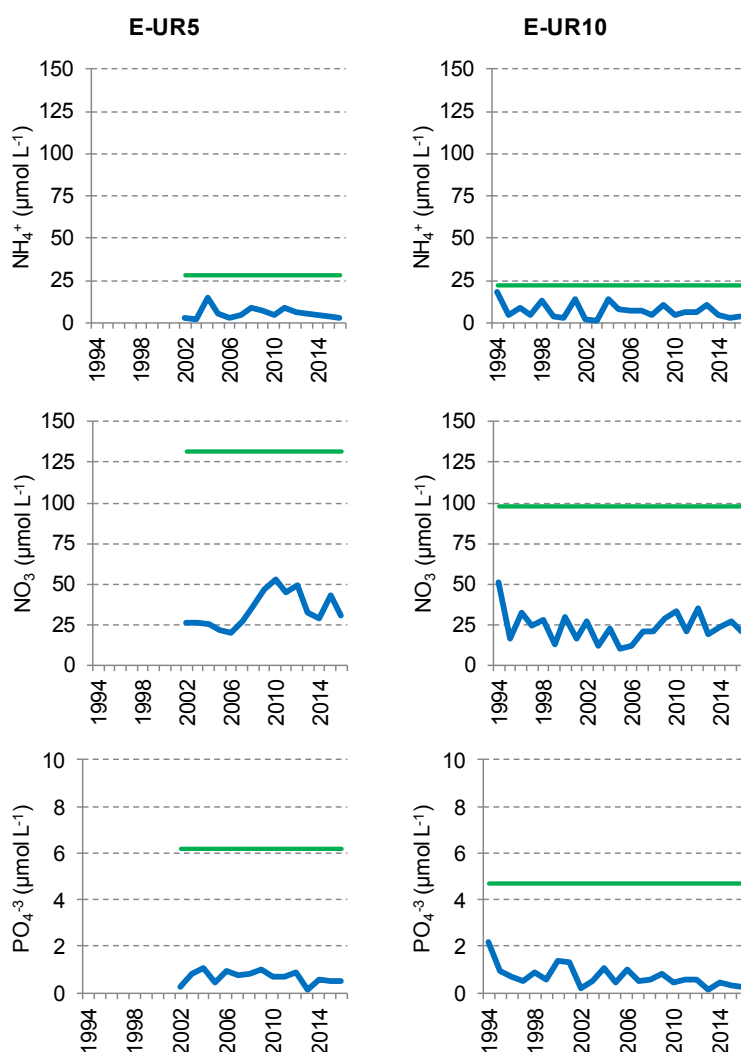


Figura 40 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Urumea, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-UR5) y mesohalinas (E-UR10).

3.10.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

La Figura 41 muestra cómo las dos estaciones de muestreo cumplen con el objetivo de calidad para el indicador de clorofila a lo largo de todos los periodos de evaluación.

En la zona superior (E-UR5) el indicador sigue una tendencia de aumento en los últimos periodos, al contrario que en la zona inferior (donde se mantiene en valores bastante estables). La zona superior está más sometida al efecto del río. Por ello, el tiempo de residencia del agua, que determina el mantenimiento de la biomasa fitoplanctónica en el interior del estuario, tiene una alta dependencia de las variaciones del caudal fluvial. En este sentido, el indicador basado en la clorofila presenta mayor influencia natural en los tramos oligohalinos de los estuarios y no es extraño que manifieste oscilaciones más fuertes.

En la zona inferior (E-UR10), más influida por las aguas costeras adyacentes, se observan oscilaciones a largo plazo que podrían deberse tanto al saneamiento de la cuenca, como a procesos océano-meteorológicos que actúan a mayor escala espacial (por ejemplo, insolación y grado de estratificación de la columna de agua). Estas oscilaciones se asemejan a las observadas en las desembocaduras de los estuarios del Butroe, Lea, Artibai y Bidasoa. Sin embargo, la magnitud de los cambios ha sido distinta según el sistema, lo que apunta a que el factor natural posiblemente no es el único que ha influido en la variabilidad de la clorofila.

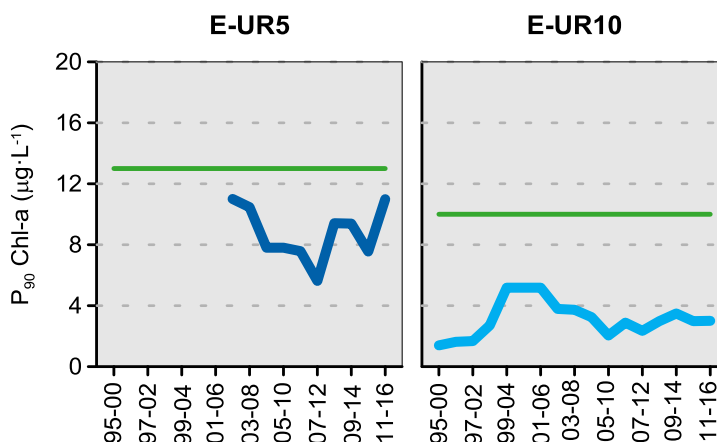


Figura 41 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Urumea. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos oligohalinos (E-UR5) y mesohalinos (E-UR10), determinados en función de la mediana de la salinidad.

El indicador basado en el porcentaje de saturación de oxígeno también ha cumplido los objetivos de calidad en ambas zonas del estuario, a lo largo de todos los periodos de evaluación (Figura 42). Este indicador presenta cambios temporales. Así, en la segunda mitad de la década del 2000 comienza una tendencia de aumento, que podría estar estabilizándose en años recientes. Esta tendencia ha sido muy acusada en la zona superior (E-UR5).

En otros muchos estuarios también se han observado cambios de signo similar en la concentración de oxígeno (véase, por ejemplo, el del Bidasoa), aunque la magnitud de dichos cambios varía entre estuarios y entre zonas dentro de estos. Como en el caso de lo comentado para la clorofila, la variabilidad temporal de este indicador podría deberse a la influencia conjunta de factores antrópicos (particulares para cada cuenca) y meteorológicos (los cuales actúan a escala regional).

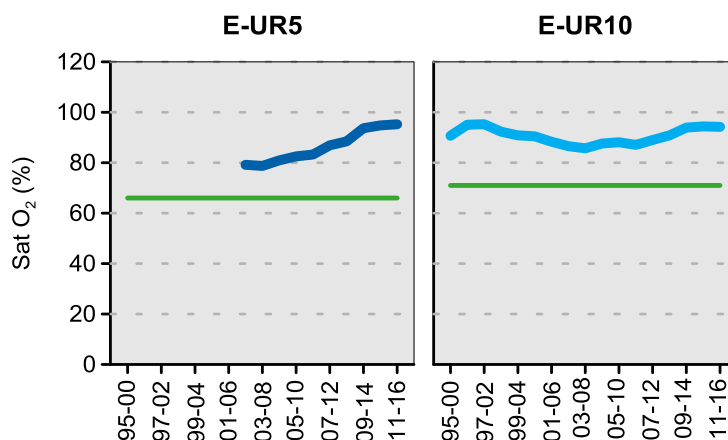


Figura 42 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Urumea. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-UR5) y mesohalinas (E-UR10).

3.10.4. Evaluación integrada y conclusión

Como puede apreciarse en la Tabla 26, en el último periodo de evaluación, todos los indicadores cumplen con los objetivos. Esto indica que, actualmente, el estuario del Urumea no está afectado por procesos de eutrofización. Además, predominan los casos en los cuales el estado alcanza la máxima calificación (“Muy Bueno”), al igual que en el estudio previo (Revilla et al., 2011a).

Tabla 26 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Urumea, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila “a”; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	PID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-UR5 (36%)	44	0,5	11,0	95	MB	MB	B	MB
	E-UR10 (64%)	29	0,4	3,0	94	MB	MB	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado.

En el estuario del Urumea las actuaciones de saneamiento realizadas han repercutido en una mejora de la calidad del agua, especialmente de la oxigenación. Además, tiene baja susceptibilidad. Por tanto, debe seguir siendo clasificado como **zona normal**, con riesgo bajo de eutrofización (Tabla 27).

Tabla 27 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Urumea (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Oscilaciones	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)

3.11. ESTUARIO DEL OIARTZUN

3.11.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un estuario submareal (tipo AT-T10), que ha sufrido fuertes modificaciones debido a su uso como puerto (al igual que el estuario del Nerbioi).

Su extensión es pequeña, pero se encuentra entre los más profundos de la costa vasca (hasta 20 m), por lo que su volumen es relativamente importante. El área de su cuenca es la menor de la CAPV. Sin embargo, debido a la alta precipitación y alta tasa de escorrentía, el caudal medio que recibe de los tributarios no es de los menores.

El elevado volumen submareal de este estuario implica un tiempo de residencia alto, del orden de semanas. No obstante, la tasa de renovación de sus aguas está sujeta a una fuerte variabilidad en función del caudal fluvial y de la amplitud de la marea. Esta variabilidad es aún mayor si se consideran distintos segmentos del estuario, y así, por ejemplo, la dársena de La Herrera (representada por la estación E-OI15) suele presentar tasas de renovación muy bajas (Valencia et al., 2004b; Montero et al., 2011). La estratificación salina favorece la exportación de los aportes fluviales y los efluentes, que circulan en superficie. Por eso, en época de avenidas el tiempo de desalojo de las capas superficiales puede reducirse a horas.

La **susceptibilidad** a la eutrofización se estima que es **alta**.

3.11.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.11.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

Este estuario ha estado históricamente muy contaminado por vertidos urbanos, actividad industrial (papeleras, minería) y actividad portuaria. En los años 70 comenzaron a construirse interceptores para desviar los vertidos urbanos e industriales a la zona costera. El desvío de los vertidos fuera del estuario se hace muy significativo con la entrada en funcionamiento del Emisario de San Pedro (que actualmente sigue funcionando como aliviadero) en 1996 y del Emisario de Mompas en 2001.

A comienzos de la década del 2000 la presión respecto a nutrientes en el estuario del Oiartzun se calificaba como alta, similar a la de las masas de agua de transición del Nerbioi Interior y del Bidasoa; mientras que en el resto se consideraba moderada (Borja et al., 2006a). Los aliviaderos de tormentas eran en el estuario del Oiartzun la presión más importante en número (31). También eran importantes los vertidos industriales y algunos urbanos (especialmente los que llegaban por la regata Txingurri). La suma de todos ellos contabilizaba entonces unos $280 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$, aunque posteriormente se fueron reduciendo (Borja et al., 2009).

Desde 2007 las aguas se depuran previamente en la EDAR de Loiola y se vierten mediante el Emisario de Mompas a mar abierto (Figura 43). El tipo de tratamiento que realiza esta EDAR se describe en el capítulo del Urumea.

Entre las fuerzas motrices que actúan hoy sobre este estuario hay que destacar la del mismo puerto, que ocupa el 92% de la masa de agua y conlleva acciones puntuales de dragados, trabajos de instalación de pantalanés, etc. También, su elevada densidad de población y número de habitantes, unos 240000 empadronados en los municipios que recorre (aunque es difícil establecer qué parte de la población ejerce presión sobre la masa de transición del Urumea y cuál sobre la del Oiartzun). Respecto al despliegue del Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen

urbano⁵ dentro de la Unidad Hidrológica del Oiartzun se menciona, para el horizonte 2021, el saneamiento de Pasai Donibane y la construcción del ETPP-Emisario terrestre papelerero de Papresa en Rentería. Además, en Rentería, se incluye el colector del paseo Iztieta en la margen del río Oiartzun (horizonte 2027).



Figura 43 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados en la masa de agua de transición del Oiartzun (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.11.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

Como puede verse en la Figura 44, es entre finales de la década de los 90 y comienzos de la del 2000 cuando se reducen de manera importante la magnitud de los picos de amonio en las dos estaciones que se muestreaban entonces (E-OI10 y E-OI20). Esto mismo se observa con el fosfato, lo cual es señal del desvío de una cantidad importante de vertidos fuera del estuario, realizado por aquellos años (tal y como se explica en el anterior apartado). Además, en la última década se observan con mayor frecuencia concentraciones anuales de amonio y fosfato que cumplen con los objetivos de calidad, tanto en la zona superior del estuario (E-OI10), como en la inferior (E-OI20).

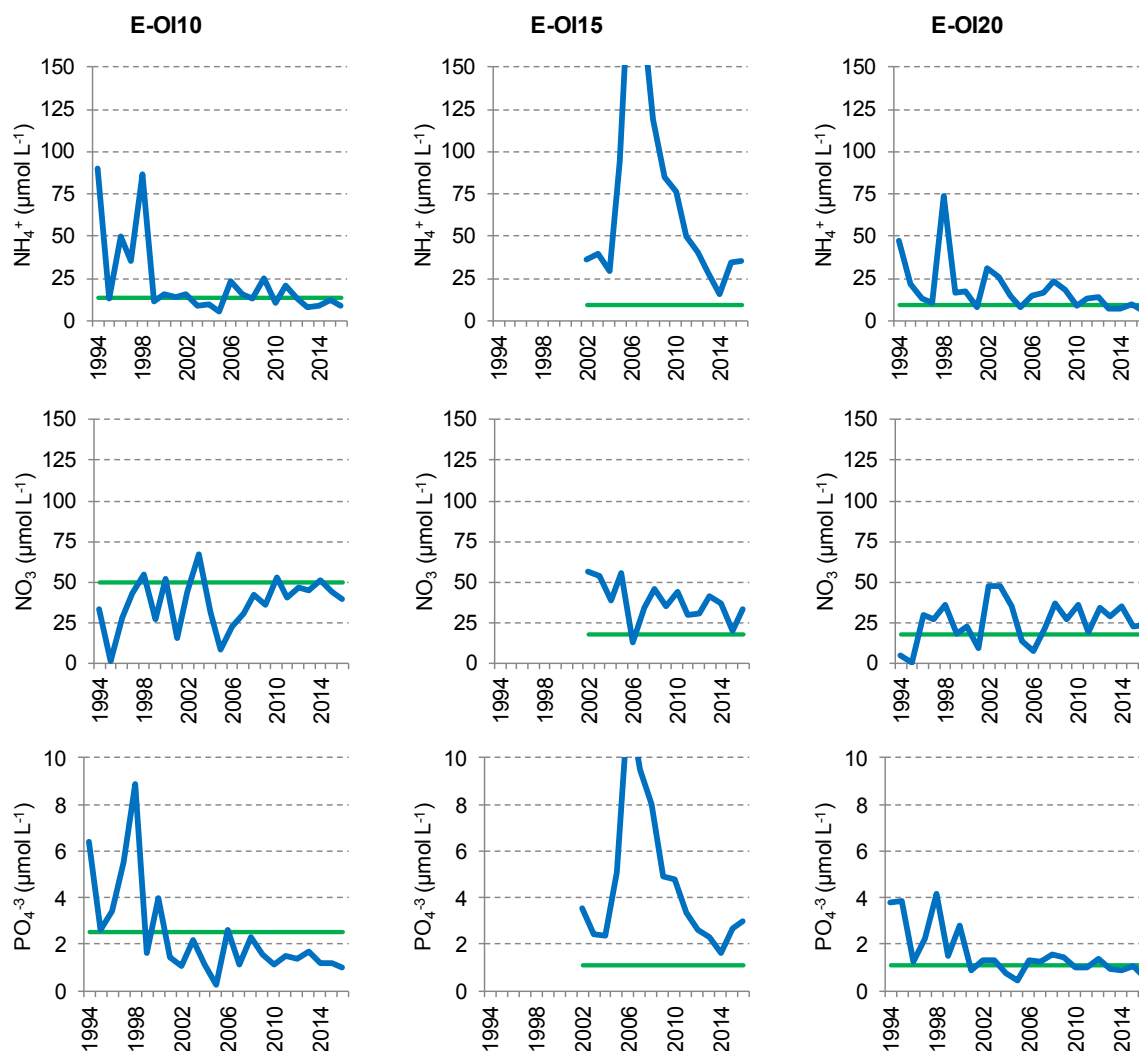


Figura 44 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Oiartzun, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones polihalinas (E-OI10) y euhalinas (E-OI15, E-OI20).

Por el contrario, el nitrato no tiende a disminuir a lo largo del periodo 1994-2016. Esto se ha visto de forma habitual en los estuarios del País Vasco, donde el nitrato deriva principalmente del lixiviado de las cuencas y, por tanto, depende en bastante medida de la acción de factores meteorológicos (Borja et al., 2016). Hay que señalar que la variabilidad interanual del nitrato es mucho menor al final de la serie, en parte porque los mínimos no son tan acusados como los que se podían observar hasta mediados de la década del 2000 (algo que también se ha visto en otros estuarios, como el del Urola).

La estación E-OI15 es un caso particular, ya que en ésta el amonio y el fosfato han incumplido los objetivos durante todos los años de seguimiento, y el nitrato en la mayoría de ellos (Figura 44). Esta estación, que se muestrea desde 2002, está situada en una zona con poca renovación (dársena de La Herrera) y acusa la entrada de vertidos de aguas residuales. Los vertidos podrían estar disminuyendo en años recientes, a la vista de la disminución de las concentraciones de amonio y fosfato en esta estación.

3.11.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

En la Figura 45 se muestra la evolución temporal del indicador de biomasa fitoplanctónica (clorofila).

En la zona superior del estuario (E-OI10) el indicador ha cumplido con el objetivo de calidad a lo largo de todos los periodos de evaluación. Pero, presenta fluctuaciones y en los últimos periodos se sitúa muy cerca del límite.

En las estaciones E-OI15 (dársena) y E-OI20 (zona inferior del estuario), el indicador ha seguido una tendencia de aumento desde mediados de la década del 2000 hasta años recientes. Esto ha hecho que en los últimos periodos en ambas estaciones se incumpla el objetivo de calidad.

El estuario del Oiartzun tiene un volumen de agua relativamente alto, como consecuencia de su profundidad. En este tipo de bahías el tiempo de residencia del agua suele ser del orden de semanas o meses, lo que favorece la acumulación de partículas, entre ellas el fitoplancton. Las dársenas, como la representada por la estación E-OI15, son especialmente vulnerables a los procesos de eutrofización, sobre todo en épocas de estiaje. Por ejemplo, dicha estación en agosto de 2013 presentó una de las mayores abundancias celulares de fitoplancton registradas en la 'Red de Calidad', con unos 120 millones de células por litro (Borja et al., 2017).

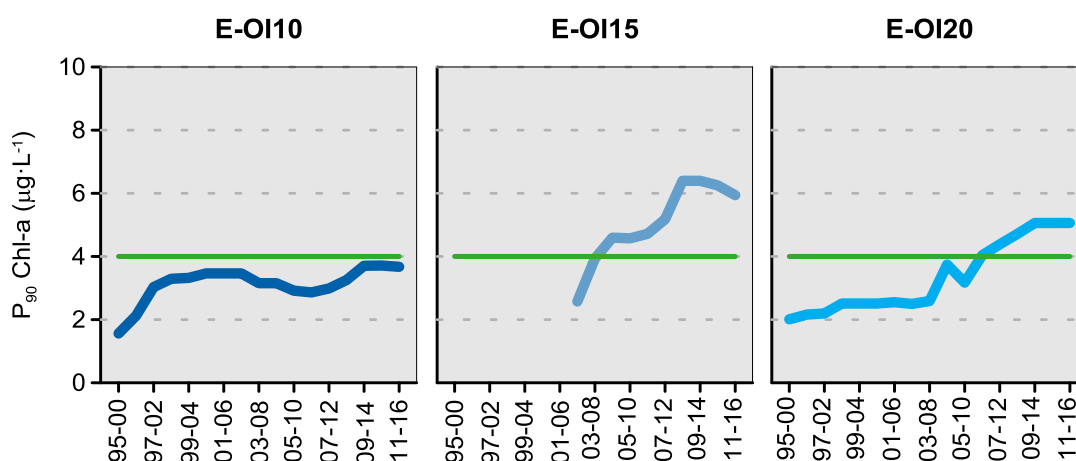


Figura 45 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Oiartzun. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramo euhalino (E-OI10, E-OI15, E-OI20), determinado en función de la mediana de la salinidad.

El indicador basado en el porcentaje de saturación de oxígeno de las aguas de superficie se muestra en la Figura 46. En las tres estaciones de muestreo se observan tendencias de mejoría, que comienzan en los primeros periodos de evaluación y continúan hasta años recientes. Esto ha hecho que en dos de ellas (zona superior e inferior del estuario) se vengán cumpliendo los objetivos de calidad desde comienzos de la década del 2000, aproximadamente.

En la estación situada en la dársena de La Herrera (E-OI15) el oxígeno aún no cumple el objetivo, aunque se encuentra cerca del límite (Figura 46).

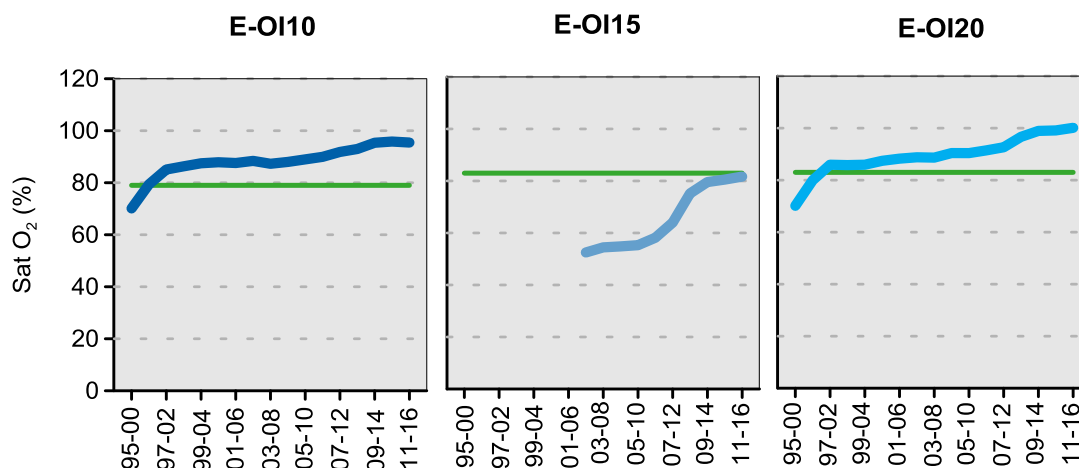


Figura 46 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Oiartzun. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones polihalinas (E-OI10) y euhalinas (E-OI15, E-OI20).

3.11.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 28 se evalúa, durante el periodo más reciente (2011-2016), la desviación respecto a las condiciones de referencia de los indicadores que pueden relacionarse con procesos de eutrofización.

En la estación E-OI10, representativa de la zona superior del estuario, todos los indicadores cumplen actualmente los objetivos de calidad. Aunque la clorofila se encuentra muy cerca del límite establecido para tramos euhalinos ($3,9 \mu\text{g L}^{-1}$), hay que señalar que esta estación también se ha clasificado como polihalina mediante otros métodos (véase Tabla 6, en Materiales y Métodos). Por tanto, se le está aplicando el objetivo más exigente.

De forma contraria, en la dársena de La Herrera (E-OI15) ningún indicador cumple los objetivos. Esta es la zona del estuario que presenta menor capacidad de renovación y, además, ha estado recibiendo de manera esporádica vertidos de aguas residuales.

En la estación situada en la zona inferior del estuario (E-OI20) hay indicadores que tampoco cumplen, tanto si nos referimos a la presión (nitrógeno inorgánico) como al impacto (clorofila). Pero, sí cumplen los objetivos de calidad el fosfato y el oxígeno (este último con la máxima calificación).

Tabla 28 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Oiartzun, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila “a”; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	PID ($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-OI10 (48%)	57	1,3	3,7	95	B	B	B	MB
	E-OI15 (15%)	67	2,6	5,9	82	NC	NC	NC	NC
	E-OI20 (37%)	37	1,0	5,1	100	NC	B	NC	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado; NC: No Cumple (Estado “Moderado” o peor).

En conclusión, siguiendo los criterios expuestos en el capítulo de Materiales y Métodos, al detectarse evidencia de impacto de eutrofización (dado que la biomasa fitoplanctónica no cumple los objetivos de calidad en más del 20% de la extensión del estuario) se aconseja mantener al estuario del Oiartzun como **zona sensible** (Tabla 29).

Tabla 29 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Oiartzun (periodo 2011-2016).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
No cumple (52%)	Empeoramiento	No cumple (15%)	Mejoría	Alta	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo alto)

En comparación con el anterior informe para la declaración de zonas sensibles, que evaluaba el periodo 2005-2010, la situación general se mantiene muy similar. Así, la estación de la dársena de La Herrera (E-OI15) también era entonces la que más incumplimientos presentaba, mientras que la estación más cercana al río (E-OI10) cumplía con todos los objetivos (Revilla et al., 2011a). Hay que destacar que, desde el anterior estudio, la clorofila ha empeorado, especialmente en la dársena y en la estación situada aguas abajo (E-OI20).

El oxígeno presenta una tendencia de aumento en las tres estaciones. A pesar de ello, la dársena de La Herrera se encuentra afectada por una degradación ecológica general, como se deduce de los resultados obtenidos con otro indicador ecológico, el bentos de substrato blando, que no alcanza el Buen Potencial y tampoco muestra indicios de recuperación (Borja et al., 2017).

3.12. ESTUARIO DEL BIDASOA

3.12.1. Características morfológicas e hidrológicas

Se trata de un estuario submareal (tipo AT-T10). Es uno de los estuarios más extensos y de mayor volumen de la costa vasca. El área de las cuencas que vierten al estuario también es de las mayores de la CAPV, así como el caudal medio de sus tributarios.

En condiciones normales de marea y de caudal, el tiempo de residencia del agua se estima que es relativamente elevado, del orden de días. Sin embargo, como para otros estuarios, hay una gran variabilidad en función de las condiciones meteorológicas y de la marea. Esta variabilidad es aún mayor si se consideran distintos segmentos, ya que el estuario mantiene una morfología y batimetría complejas, con zonas estrechas, ensanchamientos, y zonas más o menos profundas y remansadas (Valencia et al., 2004a).

La **susceptibilidad** a la eutrofización se estima que en general es **alta**.

3.12.2. Estima general de la presión por nutrientes

3.12.2.1. *Fuerzas motrices, vertidos directos y aportes procedentes de los ríos*

A comienzos de la década del 2000, la presión respecto a nutrientes se calificó como alta, similar a la de las masas de agua de transición del Nerbioi Interior y del Oiartzun, mientras que en el resto de las masas de transición se consideraba moderada (Borja et al., 2006a). En el estuario del Bidasoa había un elevado número de aliviaderos de tormentas, con 65 detectados. Se contabilizaban, además, 25 vertidos de aguas residuales urbanas, 9 de instalaciones agropecuarias y 2 de carácter mixto. También se consideraban presiones importantes la canalización de algunos tramos y la presencia de una gran cantidad de amarres dentro y fuera de los puertos (esto conlleva dragados, introducción de especies alóctonas, derrames, etc.). Posteriormente, se han recuperado zonas de marisma y se ha avanzado mucho en saneamiento de la parte española; sin embargo, los vertidos de aguas residuales urbanas de la parte francesa pueden dar lugar a problemas puntuales (Borja et al., 2004; 2009; 2017).

En cuanto a las fuerzas motrices que en los últimos años podrían causar un aporte difuso de nutrientes y materia orgánica en la zona cercana al estuario, la población no ha variado a penas desde el estudio realizado por Borja et al. (2004). En 2013, a partir de la información de EUSTAT podían asociarse a este estuario 76000 habitantes, con una densidad de 1066 Hab·km⁻². Respecto a las actividades agrícolas y ganaderas, en el censo de 2009 del INE se contabilizaban 250 y su superficie de ocupación estaba en torno a 1600 ha. Estos valores pueden considerarse de magnitud media en el contexto de las masas de agua de transición de la CAPV, aunque al no haber considerado la parte francesa en los cálculos la presión real será mucho mayor (Revilla et al., 2014). Debe destacarse que para la realización de este estudio no se ha dispuesto de información similar correspondiente a la parte francesa asociada al estuario del Bidasoa.

Respecto a los aportes procedentes de la cuenca, a partir de los datos del programa RID de OSPAR, se estimó que la carga de nitrógeno total procedente del río Bidasoa había disminuido en un 29%, en promedio, entre el periodo 2003-2008 y el periodo 2008-2013 (Revilla et al., 2014).

En el despliegue del Programa de Medidas para la reducción de la contaminación de origen urbano (horizonte 2021) ⁵ se mencionan actuaciones en la Unidad Hidrológica del Bidasoa (EDAR de Almandoz y EDAR de Ezkurra, ambas en Navarra). También figuran algunas con relación a la EDAR de Atalarreka, que da servicio a los núcleos de población de Hondarribia e Irún y vierte, mediante un

emisario submarino, a las aguas costeras adyacentes (Figura 47). La EDAR funciona desde 2002 y realiza tratamiento secundario aerobio con eliminación de DBO inferior al 80%, sin eliminación de nitrógeno amoniacal y con eliminación de fósforo.

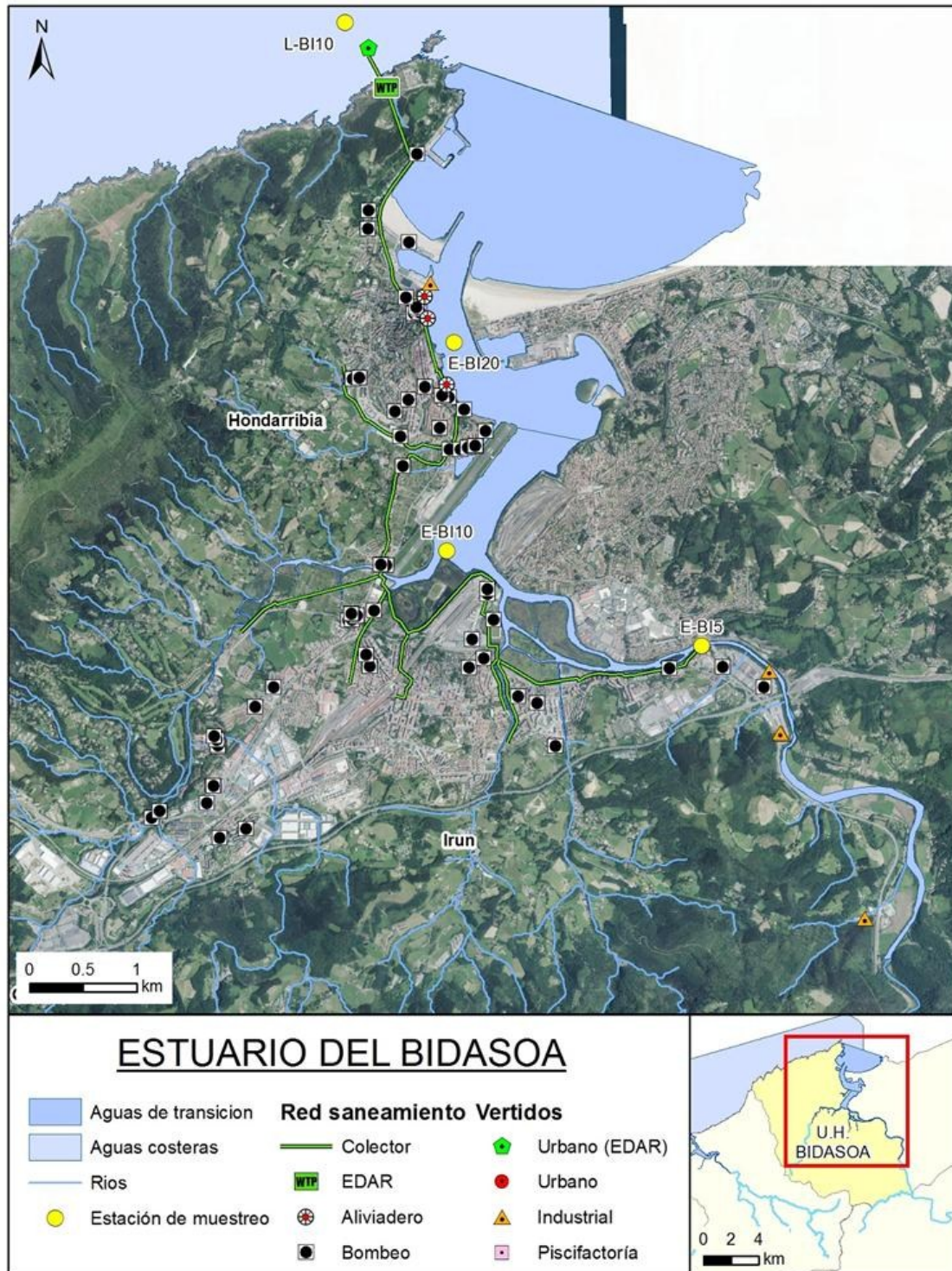


Figura 47 Estaciones de muestreo de la 'Red de Calidad' y localización de los principales vertidos autorizados, en lo concerniente a la parte española, en la masa de agua de transición del Bidasoa (Fuente: base de datos DKT, Datuen Kargarako Tresna, Herramienta informática para la carga de analíticas de vertidos de la Agencia Vasca del Agua). Se incluye el esquema de saneamiento (Fuente: Agencia Vasca del Agua).

3.12.2.2. Concentraciones de nutrientes en el estuario

En la Figura 48 se muestra la evolución temporal de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato. En la estación de la zona superior del estuario (E-BI5) el seguimiento comenzó en 2002, mientras que en las estaciones de las zonas media e inferior del estuario (E-BI10, E-BI20) se dispone de datos desde 1994.

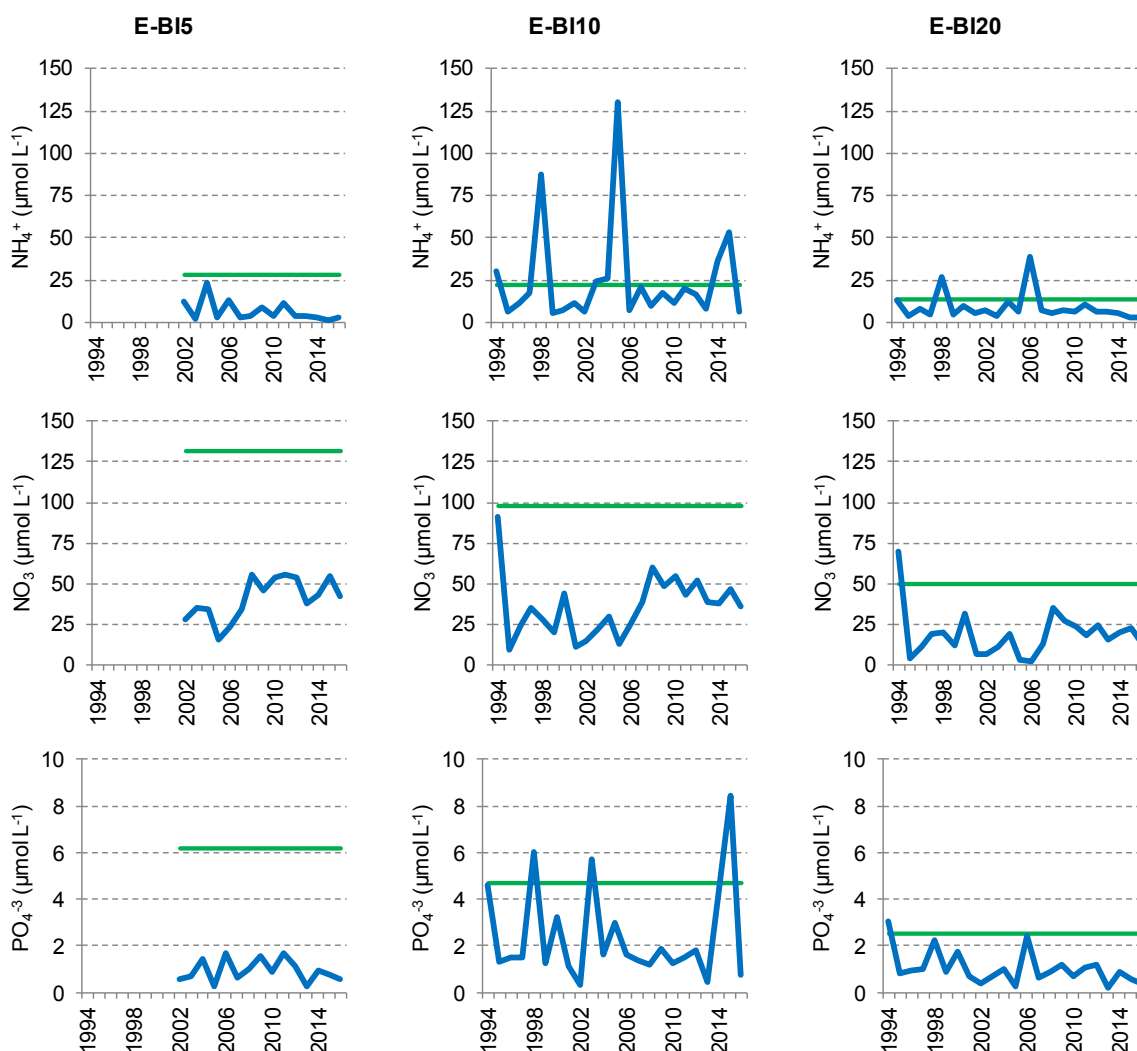


Figura 48 Evolución de la concentración media anual de amonio, nitrato y fosfato en las estaciones de la masa de agua de transición del Bidasoa, desde 1994 a 2016. Los datos son de superficie, medidos trimestralmente, tanto en pleamar como en bajamar. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-BI5), mesohalinas (E-BI10) y polihalinas (E-BI20).

En la estación E-BI5 los tres nutrientes cumplen los objetivos de calidad a lo largo de la serie de años. En la concentración media anual de amonio se aprecia una tendencia de descenso.

En la estación E-BI10 se observan incumplimientos esporádicos para el amonio y para el fosfato, sin que sigan una tendencia clara.

En la estación E-BI20 se dan también casos de incumplimiento, o de valores cercanos a los límites, para el amonio y para el fosfato, aunque con menos frecuencia que en la parte media del estuario.

Los picos de nitrato muy elevados son anecdóticos, limitándose a los dos máximos de las estaciones E-BI10 y E-BI20 registrados al comienzo de la serie (Figura 48). Este nutriente tiende a aumentar durante la segunda mitad de la década del 2000 y se mantiene en valores relativamente altos hasta años recientes. Este cambio también se ha observado en otros estuarios del País Vasco (para más detalle, véase el capítulo sobre el estuario del Urola).

3.12.3. Indicadores de impacto: clorofila y oxígeno

La Figura 49 muestra cómo las tres estaciones de muestreo cumplen con el objetivo de calidad para el indicador de clorofila a lo largo de todos los periodos de evaluación.

En la zona superior (E-BI5) el indicador sigue una tendencia de aumento, al contrario que en la zona inferior (E-BI20) donde ha ido en descenso en el mismo intervalo de tiempo. La estación E-BI5 está muy influida por el río, como puede apreciarse por su carácter oligohalino y, por tanto, se espera que responda, además de a los factores antropogénicos, también en cierta medida a los factores meteorológicos y al caudal fluvial.

Si se contemplan las series temporales más largas de clorofila del estuario del Bidasoa (estaciones E-BI10 y E-BI20), se observan oscilaciones a largo plazo. Éstas podrían deberse tanto al saneamiento de la cuenca, como a procesos océano-meteorológicos que actúan a mayor escala espacial (por ejemplo, insolación y grado de estratificación de la columna de agua). Los ciclos que presenta la estación E-BI20, la más influida por las aguas marinas costeras, se asemejan a los observados en las desembocaduras de los estuarios del Butroe, Lea, Artibai y Urumea. Sin embargo, la magnitud de los cambios ha sido distinta según el sistema, lo que apunta a que el factor natural posiblemente no es el único que ha influido en la variabilidad de la clorofila.

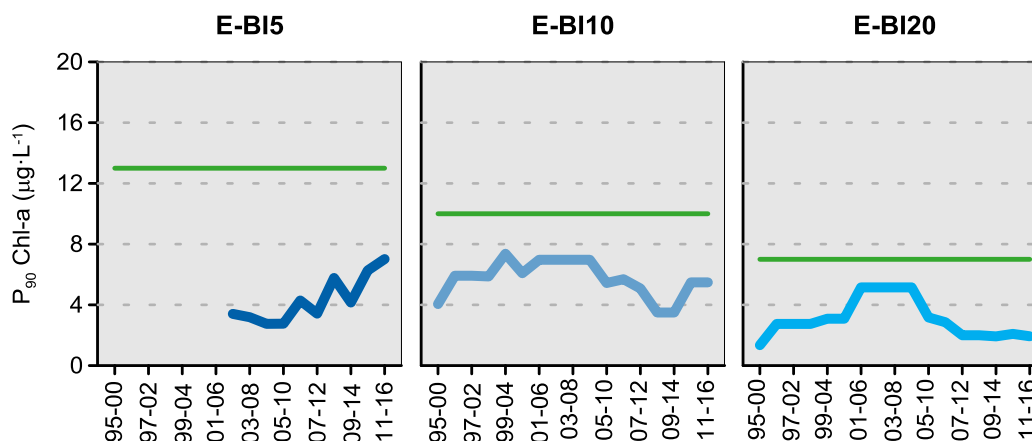


Figura 49 Evolución del indicador clorofila en las estaciones de la masa de agua de transición del Bidasoa. Líneas azules: percentil 90 calculado con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para tramos oligohalinos (E-BI5), mesohalinos (E-BI10) y polihalinos (E-BI20), determinados en función de la mediana de la salinidad.

Desde mediados de la década del 2000, el oxígeno ha seguido una tendencia de aumento, aunque en los últimos años parece ya estable (Figura 50). Esta tendencia es común a la de muchas otras masas de transición a lo largo de la costa vasca (Barbadun, Butroe, Nerbioi Interior, Deba, Lea y Urumea), aunque haya diferencias en el grado de intensidad de los cambios. Al igual que lo comentado para la clorofila, esta variabilidad temporal podría deberse a la influencia conjunta de factores antrópicos (particulares para cada cuenca) y meteorológicos (actuando a escala regional).

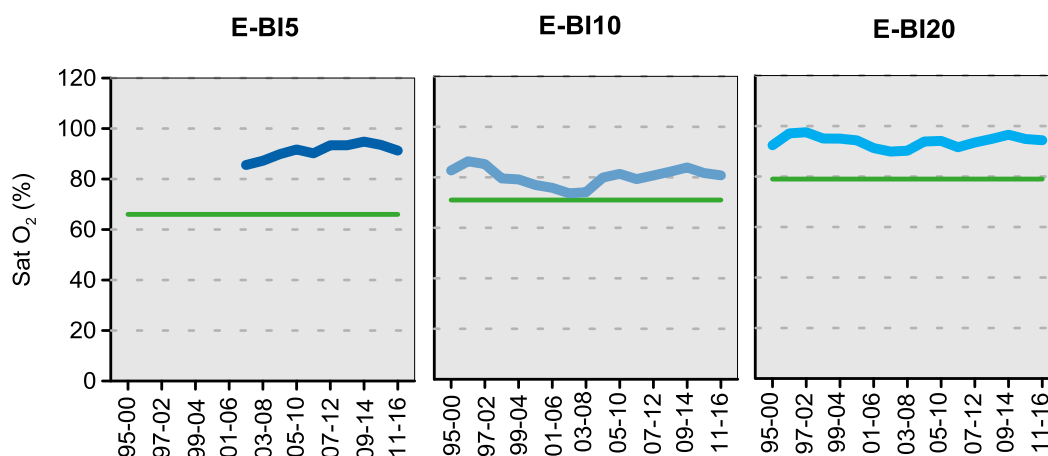


Figura 50 Evolución del indicador oxígeno en las estaciones de la masa de agua de transición del Bidasoa. Líneas azules: media aritmética calculada con valores de superficie (pleamar y bajamar), de las cuatro épocas del año, en periodos móviles de seis años. Líneas verdes: objetivo para estaciones oligohalinas (E-BI5), mesohalinas (E-BI10) y polihalinas (E-BI20).

3.12.4. Evaluación integrada y conclusión

En la Tabla 30 se evalúa, durante el periodo más reciente (2011-2016), la desviación respecto a las condiciones de referencia de las variables que se considera que pueden responder de forma más rápida a los procesos de eutrofización.

Tabla 30 Evaluación de indicadores de presión (nutrientes) e impacto (clorofila y oxígeno) en las estaciones del estuario del Bidasoa, para el periodo más reciente. Para cada estación se indica entre paréntesis el % que representa de la superficie total del estuario. NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto; PID: Fósforo Inorgánico Disuelto; Chl-a: Clorofila “a”; Sat. O₂: Saturación de oxígeno disuelto en el agua.

Periodo	Estación	Indicadores				Estado			
		NID (µmol·L ⁻¹)	PID (µmol·L ⁻¹)	Chl-a (µg L ⁻¹)	Sat. O ₂ (%)	NID	PID	Chl-a	Sat. O ₂
2011-2016	E-BI5 (33%)	53	0,9	7,0	91	MB	MB	B	MB
	E-BI10 (22%)	67	2,9	5,5	81	MB	B	B	B
	E-BI20 (45%)	25	0,7	1,9	94	MB	MB	MB	MB

MB: Muy Buen Estado; B: Buen Estado.

En ninguna de las tres estaciones del estuario del Bidasoa se detectan desviaciones importantes, clasificándose el estado de todos los indicadores como “Muy Bueno” o “Bueno”. Sin embargo, como puede verse en el apartado referente a las presiones, en años recientes aún se detectan picos de amonio y de fosfato, lo que indica la existencia de vertidos de aguas residuales sin tratar.

Estos resultados apenas difieren de los del anterior informe para la declaración de zonas sensibles, donde se evaluaba el periodo 2005-2010. En aquel, la zona media del estuario (E-BI10) también era la que presentaba calificaciones ligeramente más bajas, de Buen estado, en un indicador de presión (NID) y en otro de impacto (oxígeno) (Revilla et al., 2011a).

Respecto al anterior informe, la calificación obtenida con el indicador de clorofila es ahora menor en dos de las estaciones, las de la zona superior y media. Esto se debe al cambio producido en los límites que definen las clases de estado (antes el umbral entre el estado “Muy Bueno” y “Bueno” se situaba en 8 µmol·L⁻¹, para las tres estaciones, siendo menos exigente que los actuales). En todo caso, el valor de este indicador ha aumentado desde entonces en la zona superior del estuario (estación E-BI5), lo que podría interpretarse como un ligero empeoramiento.

En conclusión, el estuario del Bidasoa podría ser clasificada como zona normal, al no detectarse evidencia de impacto de eutrofización. Sin embargo, tal y como se señala en el capítulo de Materiales y Métodos, y de manera similar a como se realizó la evaluación previa, el estuario del Bidasoa se aconseja mantenerlo como **zona sensible (con riesgo medio de eutrofización)**, de manera preventiva, teniendo en cuenta que tiene alta sensibilidad ante la eutrofización y que las cargas de nutrientes de origen antrópico pueden ser aún elevadas.

Tabla 31 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en el estuario del Bidasoa (periodo 2011-2016).

Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Cumple objetivos	Ligero empeoramiento (zona superior)	Cumple objetivos	Estable	Alta	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo medio)

Resumen y conclusiones

Se ha realizado un estudio del riesgo de eutrofización de las masas de agua de transición (estuarios) de la Comunidad Autónoma del País Vasco con datos actualizados hasta otoño de 2016, cuyos resultados se resumen en la Tabla 32.

La metodología aplicada ha sido exactamente la misma que se utilizó en el estudio previo (informe de 2011). Para evaluar el riesgo de eutrofización se tiene en cuenta, principalmente, el estado de las masas de agua en cuanto a oxígeno y concentración de clorofila, la susceptibilidad debida a factores hidromorfológicos, así como las medidas de saneamiento realizadas y previstas. También se considera el grado de presión por aporte de nutrientes (nitrógeno y fósforo). Además, se estudia la evolución de las diferentes variables tróficas medidas en el estuario a lo largo de todo el seguimiento, (desde 1994 en muchos de los puntos), para tener una amplia perspectiva que permita detectar si se están produciendo cambios significativos y en qué dirección. Dichos cambios se discuten en el contexto de las medidas de saneamiento realizadas, teniendo también en cuenta posibles efectos derivados de la variabilidad natural (factores meteorológicos y oceanográficos).

La declaración de determinados estuarios como zonas sensibles en evaluaciones previas dio lugar a la implementación de medidas de saneamiento y depuración con el objeto de minimizar el riesgo de eutrofización. En la evaluación actual y atendiendo al método aplicado podrían clasificarse como normales. En estos casos se ha decidido mantener, como medida preventiva, su clasificación de zonas sensibles, con el fin de asegurar que se mantengan las medidas que eviten los niveles de presión previos que daban lugar a un riesgo alto de eutrofia. Esto es así en el caso de los **estuarios del Butroe, Lea y Bidasoa, considerados sensibles, pero con riesgo medio de eutrofización.**

Los estuarios del **Oka, Artibai y Oiartzun** se clasifican como **sensibles con riesgo alto de eutrofización**, ya que en ellos uno o dos de los indicadores más importantes (clorofila y oxígeno) señala impacto en una extensión del estuario que abarca al menos el 20% del total de la superficie de la masa de agua.

Los seis estuarios restantes se clasifican como **normales (riesgo bajo): Barbadun, Nerbioi, Deba, Urola, Oria y Urumea**. En estos, tanto la clorofila como el oxígeno cumplen los objetivos de calidad, en el 80% o más de la superficie del estuario durante el periodo 2011-2016.

Por último, el estuario del Inurritza, una pequeña masa de agua para la cual no se dispone de datos en la zona de transición con el mar, se aconseja mantenerlo como zona sensible por la protección de que goza.

Estos resultados coinciden con los obtenidos en el estudio previo realizado con datos hasta 2010.

Tabla 32 Síntesis de la sensibilidad a la eutrofización en los estuarios del País Vasco (periodo 2011-2016). *La susceptibilidad en la zona superior y media de los estuarios es mayor cuando se reduce la descarga fluvial (normalmente en verano).

Estuario	Indicadores de impacto				Factores de influencia			Clasificación de la zona y riesgo de eutrofización
	Clorofila		Oxígeno		Susceptibilidad	Saneamiento		
	Estado	Tendencia	Estado	Tendencia		Gestión de vertidos en el área del estuario	Saneamiento en la cuenca	
Barbadun	Cumple objetivos	Estable	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos directos al estuario, suficientemente tratados	Actuaciones de mejora realizadas recientemente	NORMAL (riesgo bajo)
Nerbioi	Cumple objetivos	Mejoría	Cumple objetivos	Mejoría	Alta	Vertidos directos al estuario, suficientemente tratados	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)
Butroe	Cumple objetivos	Mejoría	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo medio)
Oka	No cumple (20%)	Mejoría	No cumple (36%)	Estable	Media-Baja*	Vertidos insuficientemente tratados dentro del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo alto)
Lea	Cumple objetivos	Estable	Cumple objetivos	Estable	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo medio)
Artibai	Cumple objetivos	Estable	No cumple (85%)	Mejoría (leve)	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo alto)
Deba	Cumple objetivos	Oscilaciones	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)
Urola	No cumple (12%)	Empeoramiento	Cumple objetivos	Estable	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, dentro del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)
Oria	Cumple objetivos	Estable	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)
Urumea	Cumple objetivos	Oscilaciones	Cumple objetivos	Mejoría	Baja*	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	NORMAL (riesgo bajo)
Oiartzun	No cumple (52%)	Empeoramiento	No cumple (15%)	Mejoría	Alta	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo alto)
Bidasoa	Cumple objetivos	Ligero empeoramiento (zona superior)	Cumple objetivos	Estable	Alta	Vertidos suficientemente tratados, fuera del área del estuario	Actuaciones de mejora programadas y/o en ejecución	SENSIBLE (riesgo medio)

Bibliografía

- Agencia Vasca del Agua / Uraren Euskal Agentzia. Protocolo de muestreo, análisis y evaluación del fitoplancton en masas de agua de transición y costeras. 2015. Código: TW_CW_FITOPLANCTON_URA_V_2.0
- Bald, J. 2005. Propuesta para la evaluación del estado físico-químico de las aguas costeras y de transición del País Vasco. Tesis doctoral, Universidad de Navarra. 262 pp.
- Bald, J., Borja, A., Muxika, I., Franco, J., Valencia, V., 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.
- Boletín Oficial del Estado, 1995. Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Núm. 312, de 30 de diciembre de 1995, páginas 37517 a 37519.
- Boletín Oficial del Estado, 1996. Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Núm. 77, de 29 de marzo de 1996, páginas 12038 a 12041.
- Boletín Oficial del Estado, 2013. Real Decreto 400/2013, de 7 de junio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental. Núm. 137, Sec. I. Pág. 43501-43601
- Boletín Oficial del Estado, 2015. 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., Núm. 219, Sec. I., pp. 80582-80662.
- Boletín Oficial del Estado, 2016. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. Núm. 16, de 19 de enero de 2016, páginas 2972 a 4301.
- Boletín Oficial del Estado, 2017. Anuncio de la Confederación Hidrográfica del Cantábrico de información pública del proyecto de colectores para el saneamiento de la Cuenca Alta del río Nervión. Términos municipales de Amurrio, Ayala, Llodio y Orozko (Álava y Bizkaia) y de su Estudio de Impacto Ambiental. Núm. 74, de 28 de marzo de 2017, Sec. V-B., páginas 23301 a 23302.
- Boletín Oficial del País Vasco, 1998. Ley 3/1998, de 27 de febrero, General de Protección del Medio Ambiente del País Vasco. Núm. 59, 27 de marzo de 1998, páginas 5321 a 5379.
- Boletín Oficial del País Vasco, 2004. Decreto 168/2004, de 7 de septiembre, por el que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intracomunitarias y en las aguas marítimas de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Núm. 4886, 15 de septiembre de 2004, páginas 17269 a 17282.
- Boletín Oficial del País Vasco, 2012. Decreto 214/2012, de 16 de octubre, por el que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intracomunitarias y en las aguas marítimas de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Núm. 206, de 23 de octubre de 2012, páginas 1 a 15.
- Borja, A., O. Solaun, I. Galparsoro, E. M. Tello, I. Muxika, V. Valencia, J. Bald, J. Franco, A. Manzanos. 2004. Caracterización de las presiones e impactos en los estuarios y costa del País Vasco. Informe de la Fundación AZTI para la Dirección de Aguas del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco 322 pp.
- Borja, A., I. Galparsoro, O. Solaun, I. Muxika, E. M. Tello, A. Uriarte, V. Valencia. 2006a. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach on assessing the risk of failing to achieve the good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 84-96.
- Borja, A., I. Muxika, J. Franco. 2006b. Long-term soft-bottom benthos recovery, following urban and industrial sewage treatment in the Nerbioi estuary (southern Bay of Biscay). *Marine Ecology Progress Series*, 313: 43-55.
- Borja, A., M. J. Belzunce, J. Franco, M. Garmendia, I. Muxika, M. Revilla, V. Valencia. 2009. Informe sobre zonas sensibles a la eutrofización en el País Vasco. Informe de la Fundación AZTI-Tecnalia para Agencia Vasca del Agua- Uraren Euskal Agentzia, 193 pp.

- Borja, A., G. Chust G., J. G. Rodríguez, J. Bald, M. J. Belzunce-Segarra, J. Franco, J. M. Garmendia, J. Larreta, I. Menchaca, I. Muxika, O. Solaun, M. Revilla, A. Uriarte, V. Valencia, I. Zorita. 2016. 'The past is the future of the present': Learning from long-time series of marine monitoring. *Science of the Total Environment*, 566-567, 698-711.
- Borja, A., J. Bald, J. Franco, 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. Marquegui, J. Martínez, J. M^a Ruiz, M. Cano, A. Laza-Martínez, A. Manzanos. 2017. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de resultados. Campaña 2016. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua- Uraren Euskal Agentzia. 414 pp.
- Bricker, S. B., C. G. Clement, D. E. Pirhalla, S. P. Orlando, D. R. G. Farrow. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. Pages 71pp. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD.
- Bricker, S. B., J. G. Ferreira, T. Simas. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169: 39-60.
- Bricker, S. B., B. Longstaff, W. Dennison, A. Jones, K. Boicourt, C. Wicks, J. Woerner. 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. *Harmful Algae*, 8: 21-32.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- Consorcio de Aguas del Gran Bilbao. 1979. Plan Integral de Saneamiento de la comarca del Gran Bilbao. Documento Resumen. 58 pp.
- Del Campo, A., Hernández, C, González, M., Borja Á. 2011 Tiempos de residencia en el estuario del Ibaizabal-Nervión. Informe Técnico para la Agencia Vasca del Agua- Uraren Euskal Agentzia. 58pp.
- Diario Oficial de la Unión Europea, 1991. Directiva del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Publicado en: «DOUE» núm.135, de 30 de mayo de 1991, páginas 40 a 52 (13 págs.).
- Diario Oficial de la Unión Europea, 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Publicado en: «DOUE» núm.327, de 22 de diciembre de 2000, páginas 1 a 73 (73 págs.).
- 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 para el Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 279 pp + anexos.
- García-Barcina, J.M., J.A. Gonzalez-Oreja, A. De la Sota. 2006. Assessing the improvement of the Bilbao estuary water quality in response to pollution abatement measures. *Water Research*, 40: 951-960.
- Garmendia, M., S. Bricker, M. Revilla, A. Borja, J. Franco, J. Bald, V. Valencia. 2012. Eutrophication assessment in Basque estuaries: Comparing a North American and a European method. *Estuaries and Coasts*, 35: 991-1006.
- Gobierno Vasco- Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, 2004. Informe relativo a los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE.
- Grifoll, M., del Campo, A., Espino, M., Mader, J., González, M., Borja Á. 2011. Water renewal and risk assessment of water pollution in semi-enclosed domains: Application to Bilbao Harbour (Bay of Biscay). *Journal of Marine Systems*, 109: S241-S251.
- Harding, L. 1994. Long term trends in the distribution of phytoplankton in Chesapeake Bay: roles of light, nutrients and streamflow. *Marine Ecology Progress Series*, 104: 267-291.
- Ketchum, B.H. 1954. Relation between circulation and planktonic populations in estuaries. *Ecology*, 35: 191-200.
- Montero, N., M. J. Belzunce-Segarra, A. Del Campo, J. M. Garmendia, L. Ferrer, J. Larreta, M. Gonzalez, M. A. Maidana, M. Espino. 2011. Integrative environmental assessment of the impact of Pasaia harbour activities on the Oiartzun estuary (southeastern Bay of Biscay). *Journal of Marine Systems*, doi:10.1016/j.jmarsys.2011.06.002.
- Revilla, M., A. Borja, J. Franco, I. Menchaca, V. Valencia, I. Zorita. 2011a. Estudio de la sensibilidad a la eutrofización de los estuarios del País Vasco en 2010. Informe de AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua- Uraren Euskal Agentzia. 63 pp + Anexo.

- Revilla, M., M. González, J. G. Rodríguez, I. Zorita, 2011b. Análisis de calidad del agua e informe anual del estado de los estuarios de Gipuzkoa: Año 2011. Informe de AZTI-Tecnalia para el Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Diputación Foral de Gipuzkoa. 109 pp.
- 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 – Uraren Euskal Agentzia, 120 pp.
- Revilla, M., J. M. Garmendia, 2016. Análisis de la calidad del agua e informe anual del estado de los estuarios de Gipuzkoa: Año 2016. Informe de AZTI-Tecnalia para el Departamento de Medio Ambiente y Obras Hidráulicas, Diputación Foral de Gipuzkoa. 75 pp.
- Revilla M., J. Bald, J. Franco, J.M. Garmendia, I. Menchaca, I. Muxika, J.G. Rodríguez, A. Uriarte, I. Zorita, A. Laza-Martínez, 2017a. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Galindo- Año 2016. Informe técnico elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia. 309 pp.
- Revilla M., J. Bald, J. Franco, J.M. Garmendia, I. Menchaca, I. Muxika, J.G. Rodríguez, I. Zorita, A. Laza-Martínez, I. Saiz Salinas, J.M. Gorostiaga, M. Bustamante, I. Díez, N. Muguerza, E. Quintano, J. Tajadura, 2017b. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la EDAR de Gorniz- Año 2016. Informe técnico elaborado por AZTI-Tecnalia para Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, 128 pp + anexos.
- Valencia, V., J. Franco, A. Borja, A. Fontán. 2004a. Hydrography of the southeastern Bay of Biscay. Borja, Á. y Collins, M. (Eds.). Oceanography and Marine Environment of the Basque Country, Elsevier Oceanography Series, 70: 159-194.
- Valencia, V., A. Borja, J. Franco, I. Galparsoro, E. Tello. 2004b. Medio físico y dinámica de los estuarios de la Costa Vasca. Aplicaciones en Ecología y Gestión. Informe elaborado por AZTI para el Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco. 92 pp.