



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA DEL ESTRECHO Y ALBORÁN
PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL
DESCRIPTOR 5: EUTROFIZACIÓN
EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL



Madrid, 2012



ESTRATEGIAS MARINAS: EVALUACIÓN INICIAL, BUEN ESTADO AMBIENTAL Y OBJETIVOS AMBIENTALES

AUTORES DEL DOCUMENTO

Instituto Español de Oceanografía:

- Dolores Cortés
- Francisco Gómez
- Jesús M. Mercado
- Lidia Yebra

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Alejandro León

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Demetrio de Armas

Juan Bellas

COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (DIVISIÓN PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

José Luis Buceta Miller

Felipe Martínez Martínez

Ainhoa Pérez Puyol

Sagrario Arrieta Algarra

Jorge Alonso Rodríguez

Ana Ruiz Sierra

Javier Pantoja Trigueros

Mónica Moraleda Altares

Víctor Escobar Paredes



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 280-12-175-8



DESCRIPTOR 5: EUTROFIZACIÓN

Índice

1. CONSIDERACIONES PREVIAS A LA EVALUACIÓN DEL DESCRIPTOR.....	1
1.1. Incorporación de los trabajos del Convenio de Barcelona y la DMA.....	1
1.2. Escala espacial y temporal	2
1.3. Principales presiones e impactos	8
1.4. Fuentes de información	13
1.4.1. Programas de seguimiento	13
1.4.2. Fuentes de datos	15
1.4.3. Otras fuentes de información	19
2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL	21
2.1. Conceptos clave y criterios de evaluación	21
2.2. Elementos de evaluación	23
2.3. Determinación de niveles de base	27
2.4. Evaluación del estado actual. Principales actividades, presiones e impactos	40
2.5. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento	64
2.6. Conclusiones.....	65
3. BUEN ESTADO AMBIENTAL	67
.....	67
4. REFERENCIAS	70
5. ANEXOS	76
Anexo I. Glosario de términos y acrónimos	76
Anexo II. Determinación de niveles de base: Metodología y fundamento	78



1. CONSIDERACIONES PREVIAS A LA EVALUACIÓN DEL DESCRIPTOR

El marco conceptual que ha guiado la evaluación del descriptor 5 está basado en las recomendaciones del grupo de trabajo sobre Eutrofización promovido por la UE (Ferreira, 2010). En el Apartado 5 de la sección IV del Documento Marco de las Estrategias Marinas (*Descriptores del Buen Estado Ambiental*) se discute ampliamente cómo se han adaptado estas recomendaciones para la elaboración de la presente evaluación. En el mismo documento se discute además cómo se han integrado en el presente informe (1) las directrices emanadas de los diferentes convenios regionales que han desarrollado programas de seguimiento de la eutrofización y (2) los desarrollos técnicos derivados del seguimiento y evaluación realizados en el marco de la implementación de otras directivas europeas (en particular de la DMA). Las particularidades de este proceso de discusión que ha guiado la evaluación del Descriptor 5 en la Demarcación Marina del Estrecho y Alborán se exponen a continuación.

1.1. Incorporación de los trabajos del Convenio de Barcelona y la DMA

Buena parte de las evaluaciones de la eutrofización en el Mediterráneo que han sido publicadas hasta la fecha han estado basadas en los datos y análisis generados en el contexto de la Estrategia de Eutrofización de MED POL. En particular, la Agencia Europea de Medio Ambiente publicó en 1999 el documento *State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment* (EEA, 1999). En 2002 se publicó el informe *Europe's biodiversity –biogeographical regions and seas* (EEA, 2002) donde se recoge una evaluación de la eutrofización en el Mediterráneo. En 2010, UNEP/MAP publicó el informe *Sub-regional assessment of the Status of Marine and Coastal Ecosystems and of Pressures to the Marine and Coastal Environment Western Mediterranean* que contiene los resultados actualizados del programa MED POL para el seguimiento de la eutrofización. Todas estas evaluaciones han sido tenidas en cuenta en la Evaluación del Estado Actual y en la definición del Buen Estado Ambiental del Descriptor 5.

Por otro lado, se ha realizado un esfuerzo por integrar los trabajos de la DMA. Esta integración se ha realizado en las siguientes fases del proceso de evaluación:



1. En la Evaluación del Estado Actual, se ha tenido en cuenta la zonación de la franja costera recogida en la Memoria del borrador del Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Además, se han incorporado al análisis de algunos de los indicadores los datos que la Comunidad Autónoma de Andalucía ha generado en la implementación de la DMA a través del instrumento técnico que ha empleado para ello (el denominado Plan de Policía de Aguas). Estos datos se han usado en la medida en que se han hecho disponibles a través de informes y documentos oficiales, así como a través del Marine Water Data Center (WISE-SoE Marine).
2. En la definición del Buen Estado Ambiental, se han tomado como valores guía los publicados en la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2656/2008 de 10 de septiembre) así como aquellos utilizados por la Comunidad Autónoma de Andalucía para los elementos de calidad de la DMA que se pueden considerar equivalentes a algunos de los indicadores del Descriptor 5 (de acuerdo con lo discutido en el Documento Marco).

1.2. Escala espacial y temporal

En el Mar de Alborán, el forzamiento atmosférico e hidrológico configura áreas oceánicas con diferente productividad que se caracterizan no sólo por una mayor o menor concentración de clorofila *a* anual, sino también por diferencias en la intensidad y duración de los picos estacionales (Parrilla y Kinder, 1987; Minas et al., 1991; Tintoré et al., 1991; Claustre et al., 1994; Lafuente y Cano, 1994; Rodríguez et al. 1994, 1998; Gómez et al., 2000, 2001, 2004; Sarna et al., 2000; García-Górriz et al., 2001; Echevarría et al., 2002; Reul et al., 2002; Mercado et al., 2005, 2007, 2010; Ramírez et al., 2005; Macías et al., 2006, 2007). La identificación de estas áreas de productividad contrastante es necesaria para describir un marco *esperable* (o si se quiere valores de base de clorofila *a*) que nos permitan determinar la presencia de núcleos con alta productividad atribuibles en su caso a contaminación por nutrientes. La definición de estas áreas de productividad contrastante requiere el empleo de series temporales de datos con una alta resolución temporal, que sea además homogénea espacialmente. Los datos procedentes de campañas oceanográficas no cumplen estos requisitos, ya que normalmente sólo se cuenta con muestreos puntuales o bien el esfuerzo de muestreo en unas zonas y otras es muy desigual. Por el contrario, las imágenes de satélite sí ofrecen una aproximación sinóptica de toda la Demarcación con una alta resolución



temporal. Es por esto que decidimos utilizar esta herramienta para llevar a cabo la identificación de las áreas de productividad contrastante.

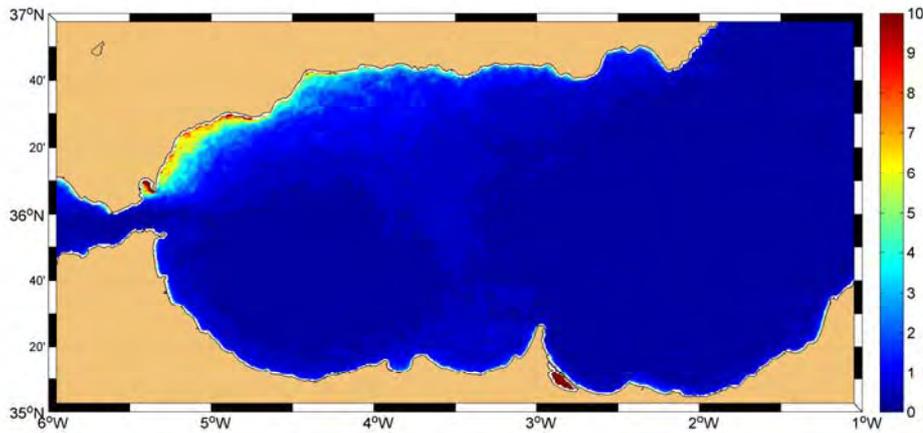


Figura 5.1. Distribución de la concentración de clorofila a de satélite ($\mu\text{g L}^{-1}$) en el mar de Alborán, estimada a partir de los datos promediados para el periodo 2002-2010.

El potencial de las imágenes de satélite para describir la variabilidad espacial y temporal de la clorofila a en el área de estudio es demostrado por la relativamente abundante literatura científica disponible en la que se hace uso de esta herramienta (ver entre otros Arnone et al., 1990; Badacci et al., 2001; García-Górriz et al., 2001; Fabres et al., 2002; Bosc et al., 2004; Macías et al., 2007, 2011). Más específicamente, el seguimiento de la eutrofización basado en imágenes de satélite ha sido propuesto por numerosos autores [ver entre otros los siguientes artículos: Bailey et al. (2000), Hooker and McClain (2000), Gregg and Casey (2004), Bailey y Werdell (2006), Banks et al., (2012) y Novoa et al. (2012)]. Por otro lado, el grupo de trabajo sobre el D5 de la UE recomendó el uso de las imágenes de satélite como una de las metodologías para el seguimiento de la concentración de la clorofila a en el marco de la DMEM (Ferreira et al. 2010). No obstante, hay que tener en cuenta que la estimación de la clorofila a a partir de las imágenes de satélite está sometida a ciertas limitaciones. Así, en general se asume que la incertidumbre asociada a los valores de clorofila a de satélite calculados con los algoritmos empíricos globales basados en análisis de regresión entre los datos de satélite y las bases de datos de clorofila a *in situ* es relativamente alta (de $\pm 35\%$ según Cota et al., 2004 y McClain, 2009). La incertidumbre podría ser aún mayor para las aguas costeras en las que el material particulado no algal o las sustancias coloreadas disueltas (que pueden alcanzar la costa por vía de la escorrentía de ríos y arroyos) modifican las propiedades ópticas de la columna de agua. Banks et al. (2012) discutieron ampliamente las limitaciones de las imágenes de satélite para reproducir los valores de concentración de



clorofila a en masas de agua costera tipo II (esto es, en aguas donde el fitoplancton no es el principal componente que determina las propiedades ópticas de la columna de agua). Dadas las características de los ríos y arroyos que desembocan en la Demarcación del Estrecho y Alborán, la presencia de masas de agua tipo II debe ser muy reducida y en todo caso limitada a episodios puntuales durante el período más húmedo (de octubre a marzo). Por lo tanto, este factor no debe añadir mayor incertidumbre al cálculo de la clorofila a a partir de las imágenes de satélite.

La adecuación de los algoritmos globales al cálculo de la concentración de clorofila a en el mar Mediterráneo fue discutida por Volpe et al. (2007), quienes señalaron que parte de las incertidumbres se deben a las peculiares características ópticas del Mediterráneo, en particular de sus aguas oligotróficas. Para solventar en lo posible las limitaciones del uso de los algoritmos globales, se ha propuesto desarrollar algoritmos regionales basados en información de la clorofila a *in situ* recogida en cada región marina específica (ver por ejemplo Bricaud et al., 2002; Darecki et al., 2005; Eiras-García et al., 2005; Sancak et al., 2005; Volpe et al., 2007; Novoa et al., 2012). Volpe et al. (2007) mostró que estos algoritmos reducen sólo en parte la incertidumbre asociada al uso de los algoritmos globales. En todo caso, en la actualidad no se cuenta aún con un algoritmo regional desarrollado específicamente para el mar de Alborán. Tampoco ha sido posible desarrollar la aproximación propuesta por Banks et al. (2012), basada en el uso combinado de la información del color del océano y de las comunidades planctónicas, debido a que los datos de que se dispone es incompleta. Teniendo en cuenta estas limitaciones, en el presente informe las imágenes de satélite se han usado exclusivamente como herramienta prospectiva, para la identificación inicial de los principales patrones generales de distribución espacial y temporal de la clorofila a , sin que en ningún caso se proponga su uso extensivo para la determinación de valores de referencia o de base de clorofila a . En este sentido hay que señalar que la utilidad de las imágenes de satélite para describir variabilidad interanual de la clorofila en Alborán fue demostrada claramente por Bosc et al. (2004) y que Macías et al. (2007) realizó una zonación de esta cuenca basada en imágenes de satélite.

La Figura 5.1 muestra un mapa de la distribución de la clorofila a de satélite obtenida a partir del promedio de los valores proporcionados por el satélite Modis Aqua desde 2002 hasta 2010 (en el Anexo II se describe en detalle el procesado de estas imágenes). El mapa muestra claramente que las áreas de mayor productividad se localizan en el sector noroccidental de Alborán, frente a la costa occidental de la provincia de Málaga y el Campo de Gibraltar. Se aprecian así mismo dos núcleos de muy baja productividad en el centro de la cuenca, que corresponden a los dos giros de circulación anticiclónica generados por la entrada del chorro de agua atlántica a través del Estrecho. La posición de las zonas de alta



productividad corresponde con la posición usual de las áreas de afloramiento asociadas a giros ciclónicos localizados al norte de los grandes giros anticiclónicos. Como se mostrará más adelante, en la determinación de los valores de referencia o de base de clorofila *a* y nutrientes se partirá de este patrón de distribución de la productividad.

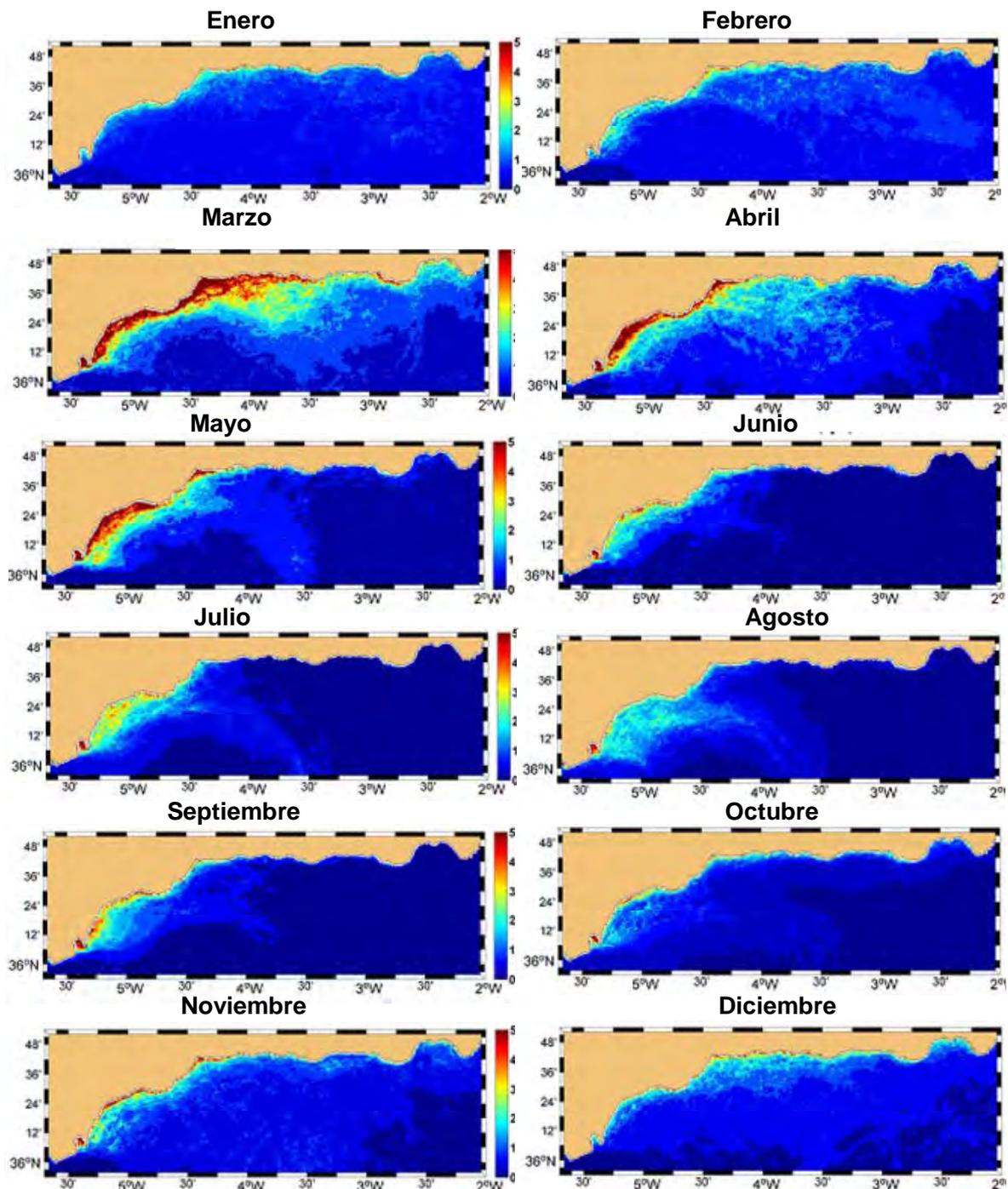




Figura 5.2. Distribución mensual de la clorofila a de satélite ($\mu\text{g L}^{-1}$) calculado a partir del promedio del período 2002-2010 (satélite Modis-Aqua).

De acuerdo con la información obtenida desde imágenes de satélite (Figura 5.2), la clorofila a en la Demarcación del Estrecho y Alborán presenta un ciclo estacional caracterizado por picos de producción que se suelen producir de marzo a mayo y valores relativamente bajos durante el resto del año (especialmente en verano). La información publicada permite concluir que este ciclo estacional responde de un lado a la mayor influencia de los vientos favorables al afloramiento durante la primavera y de otro a que la columna de agua está fuertemente estratificada en verano, lo que conduce a un agotamiento de los nutrientes en la capa superficial y a la consiguiente limitación del crecimiento del fitoplancton (Rodríguez et al., 1994, 1998; Ramírez et al., 2005). Siguiendo las recomendaciones del grupo de trabajo sobre el D5 de la UE (Ferreira et al., 2010), este ciclo anual se tendrá en cuenta en la evaluación de la eutrofización.

Independientemente de la variabilidad anual, los estudios disponibles en el sector norte de Alborán indican que tanto la producción primaria como las comunidades de fitoplancton presentan un patrón de variabilidad interanual que se caracteriza por la sucesión de ciclos de productividad alta seguidos por períodos menos productivos con una duración de entre tres y cuatro años (Mercado et al., 2005, 2007, 2012). Idealmente, los valores de referencia deberían estar basados en series temporales suficientemente largas como para integrar toda esta variabilidad. Teniendo en cuenta la misma, se ha optado por no limitar temporalmente la serie de datos utilizada para establecer las condiciones de referencia. Dicho de otro modo, para establecer un estado de referencia frente al que evaluar el estado actual, se ha optado por utilizar todos los datos disponibles sin acotar temporalmente la serie. Por el mismo motivo, y siguiendo las pautas que la propia DMEM marca para la re-evaluación de los Descriptores, se ha considerado como “estado actual” el definido por el último período de seis años del que se dispone de datos suficientes (2005-2010).



Otras escalas espaciales y zonación consideradas en la evaluación

Como resultado de la implementación de la DMA, los Estados Miembros llevaron a cabo una zonación de sus aguas costeras. Las masas de agua costeras identificadas en la Demarcación de Alborán en el marco de la aplicación de la DMA se muestran en la Figura 5.3.

Por otro lado, en la Instrucción de Planificación Hidrológica se establece la tipología de masas de agua costeras para Alborán mostrada en la Tabla 5.1. Según la citada tipología [que es por otro lado aplicable únicamente a la descripción del elemento de calidad Fitoplancton de la DMA], las aguas Tipo 8 presentan un aporte de agua dulce muy bajo con una salinidad media anual mayor a 37,5. Las aguas Tipo 8 se corresponden con las aguas Tipo IIIW definidas en la Decisión 2008/915/UE. Por su parte las aguas Tipo 10 corresponden a la tipología IIB y se definen como aguas con influencia atlántica. Según la memoria de la DHCMA, toda la franja costera de la Demarcación del Estrecho y Alborán es ocupada por este tipo de agua excepto el extremo más oriental.



Figura 5.3. Masas de agua costera identificadas en la Demarcación del Estrecho y Alborán según consta en la Memoria del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (DHCMA). La denominación de cada masa de agua se especifica en la Tabla 5.1.



Tabla 5.1. Masas de agua costera en la DHCMA. La columna *Tipología* indica la clasificación correspondiente según la Decisión 2008/915 de la UE. En esta columna se incluye entre paréntesis la clasificación recogida en el documento de Planificación Hidrológica según 8 son aguas costeras no influenciadas por aportes fluviales, profundas rocosas y 10 son aguas costeras mediterráneas influenciadas por aguas atlánticas.

Masa de agua	Extensión (Km ²)	Tipología
División ecorregiones atlánticas-Punta del Carnero	19,4	IIB (10)
Punta del Carnero-Desembocadura del Getares	7,8	IIB (10)
Desembocadura del Getares-Límite PN de los Alcornocales	15,6	IIB (10)
Límite PN de los Alcornocales-Muelle de Campamento	6,47	IIB (10)
Muelle de Campamento-Aeropuerto de Gibraltar	17,52	IIB (10)
Gibraltar-Desembocadura del Guadiaro	52,91	IIB (10)
Desembocadura del Guadiaro-Punta de Calaburra	301,60	IIB (10)
Punta de Calaburra-Torremolinos	95,48	IIB (10)
Torremolinos-Puerto de Málaga	114,51	IIB (10)
Puerto de Málaga-Rincón de la Victoria	100,91	IIB (10)
Rincón de la Victoria-Límite PN de Acantilados de Maro	157,73	IIB (10)
Ámbito del PN Acantilados de Maro	39,1	IIB (10)
Límite del PN Acantilados de Maro-Salobreña	65,13	IIB (10)
Salobreña-Calahonda	63,12	IIB (10)
Calahonda-Puerto de Adra	121,84	IIB (10)
Puerto de Adra-Guardías Viejas	88,04	IIB (10)
Guardías Viejas-Rambla de Morales	478,57	IIB (10)
Rambla de Morales-Cabo de Gata	89,96	IIB (10)
Cabo de Gata-Límite del PN Cabo de Gata	126,21	IIIW (8)
Límite del PN Cabo de Gata-Límite demarcación mediterránea andaluza	97,09	IIIW (8)
Puerto Pesquero de Algeciras-Parque de contenedores	2,28	Muy modificada
Desembocadura del Guadalquivir	3,1	Muy modificada
Puerto de la Línea de la Concepción	0,57	Muy modificada
Puerto de Málaga	1,38	Muy modificada
Puerto de Motril	0,80	Muy modificada
Puerto de Almería	0,97	Muy modificada
Puerto de Carboneras	9,20	Muy modificada

1.3. Principales presiones e impactos

La Figura 5.4 muestra un esquema conceptual de las principales fuentes alóctonas que pueden modificar la carga de nutrientes en la zona costera. Independientemente de su intensidad, la materia orgánica y composición de nutrientes asociados a cada una de estas fuentes puede ser *a priori* bastante diferente. En general, los aportes procedentes de las descargas al mar de ríos y arroyos (escorrentía en la Figura 5.4) dependen en gran medida de la naturaleza de la cuenca y de las actividades que a su vez inciden en la calidad de estas masas de agua. Una intensa actividad agrícola y ganadera en la cuenca suele aportar nitrógeno inorgánico que finalmente puede alcanzar el medio marino. El vertido de aguas



residuales puede suponer también una fuente adicional de nutrientes cuya composición depende de la actividad que la origina, especialmente si las aguas no están debidamente tratadas. La calidad de las masas de agua continentales es analizada sistemáticamente en aplicación de la DMA. Los resultados pormenorizados de estos análisis no están disponibles, aunque los datos integrados sí pueden ser consultados en la Memoria del Proyecto del Plan Hidrológico de la DHCAM. A estas fuentes potenciales de contaminación hay que añadir los vertidos directos al mar procedentes de explotaciones marinas acuícolas que pueden aportar cantidades significativas de nutrientes, en especial amonio (Pitta et al., 2006).

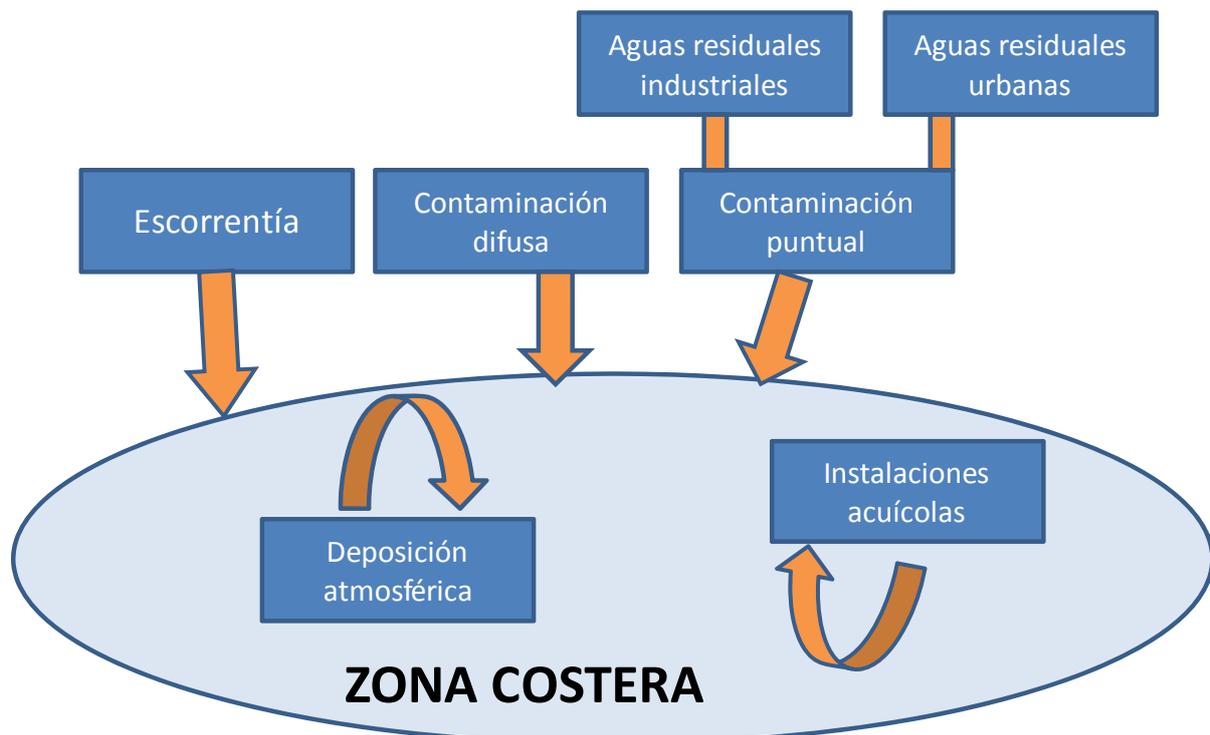


Figura 5.4. Esquema conceptual de las fuentes alóctonas que potencialmente pueden aportar nutrientes al medio marino

El régimen de precipitaciones en la cuenca de Alborán se caracteriza por un período anual extremadamente seco (meses de junio a agosto) y un período húmedo que se extiende de octubre a mayo. Debido a esto, el caudal de los ríos que desembocan en la Demarcación Marina tiene un fuerte carácter estacional. Además, muchos de estos ríos están represados en su curso medio, por lo que el caudal descargado es bastante escaso. A este patrón temporal hay que añadir las notables diferencias en las precipitaciones medias anuales entre la mitad occidental de la Demarcación, mucho más húmeda, y el extremo oriental con un ombroclima seco o incluso subárido. Por todo esto, el flujo vertido por ríos y arroyos es prácticamente nulo en el sector más oriental (provincia de Almería). En el sector occidental, el caudal de los ríos en su vertiente costera es fuertemente intermitente dependiendo del



ciclo anual de precipitaciones. En la Figura 5.5 se muestran los flujos medios anuales de los principales ríos que descargan en la Demarcación Marina. El más caudaloso es el Guadiaro, que vierte en el sector occidental de la provincia de Málaga donde destaca también el caudal medio relativamente elevado del Guadalhorce.

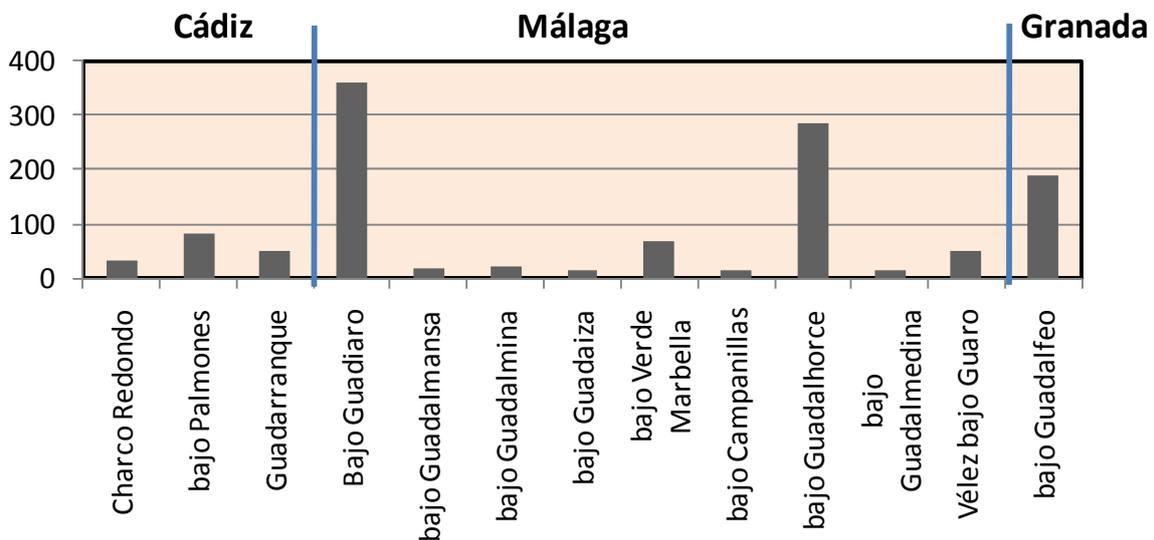


Figura 5.5. Caudal medio anual ($\text{hm}^3 \text{año}^{-1}$) de los principales ríos y arroyos de la Demarcación en su vertiente costera. Datos extraídos de la memoria de la DHCMA.

En general, los aportes de nutrientes y materia orgánica procedentes de las aguas residuales dependen de la actividad que las genera. Las aguas residuales urbanas suelen presentar una alta carga de fósforo y nitrógeno inorgánico en su forma reducida (amonio). La actividad industrial puede generar grandes cargas de nitrato, fósforo y amonio, dependiendo de la industria de que se trate. En el inventario de Presiones del Plan Hidrológico de la DHCMA se listan los puntos de vertidos en la Demarcación (Figura 5.6). Hay 30 puntos inventariados de vertidos directos al mar de aguas residuales urbanas, con una distribución aproximadamente regular a lo largo de la costa (puntos negros en la Figura 5.6). Por el contrario, los 25 puntos de vertido de aguas residuales industriales (en rojo) se localizan principalmente en el sector más occidental de la demarcación (el Campo de Gibraltar) y en la provincia de Almería. Además, se encuentran 5 puntos de vertidos procedentes de empresas acuícolas (en verde) localizados en las provincias de Málaga, Granada y Almería. Esta configuración de puntos de vertidos determina una distribución muy heterogénea del caudal total de vertidos (Figura 5.6).

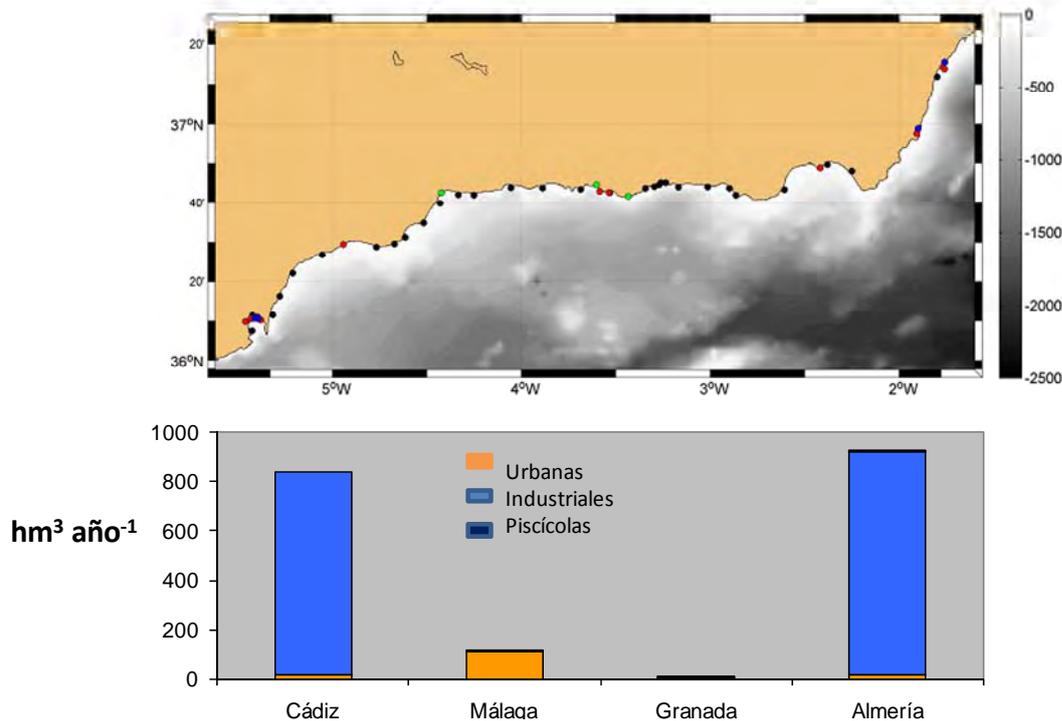


Figura 5.6. Puntos de vertidos inventariados en la Demarcación según la memoria del Plan Hidrológico de la DHCMA. En el panel de abajo se muestra el flujo anual agregado por provincias (datos tomados de los Informes de Medio Ambiente en Andalucía publicados desde 2005 a 2009).

En la Figura 5.7 se muestra la cantidad de nitrógeno y fósforo total procedentes de los vertidos puntuales inventariados en la Memoria de la DHCMA. La relación entre el N y P vertidos desde aguas residuales urbanas varía entre 3,5 y 6, mientras que esta proporción se eleva hasta 17 en el caso de los vertidos industriales inventariados en Almería y a 90 en los vertidos industriales del Campo de Gibraltar. Independientemente de su composición, la carga total de N y P por hm^3 de vertido es mucho mayor en las aguas residuales urbanas que en las industriales. Así por ejemplo, las aguas residuales urbanas contienen en promedio unas 60 veces más NT y 1000 veces más PT que las industriales. De acuerdo con estos datos, las aguas residuales urbanas representan una presión mayor por unidad de vertido sobre el medio marino que las industriales. En la Demarcación del Estrecho y Alborán, la mayor presión por aguas residuales urbanas se concentra en el litoral de la provincia de Málaga. La zona menos impactada por los vertidos puntuales es el litoral de Granada.

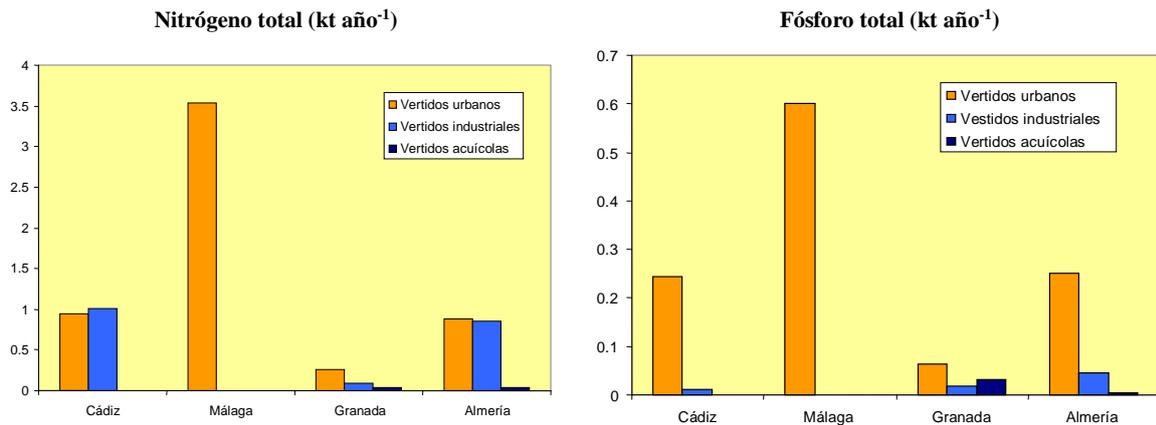


Figura 5.7. Carga anual de nitrógeno y fósforo total vertidos al litoral procedente de emisarios de aguas residuales urbanas, industriales y acuícolas.

La cuantificación de los aportes de nutrientes desde fuentes difusas es compleja, debido a la propia naturaleza del vertido. No obstante, en la memoria de la DHCMA se ofrecen datos de la carga total de N que alcanza el litoral desde fuentes difusas (Figura 5.8). De acuerdo con estos, la mayor incidencia de vertidos difusos se produce en el litoral de Almería, que recibe por comparación una carga 500 veces mayor que el litoral del Campo de Gibraltar. Esta distribución obedece a la gran concentración de explotaciones agrícolas intensivas en el levante almeriense.

No se dispone de datos de deposición atmosférica de nitrógeno y fósforo para la Demarcación.

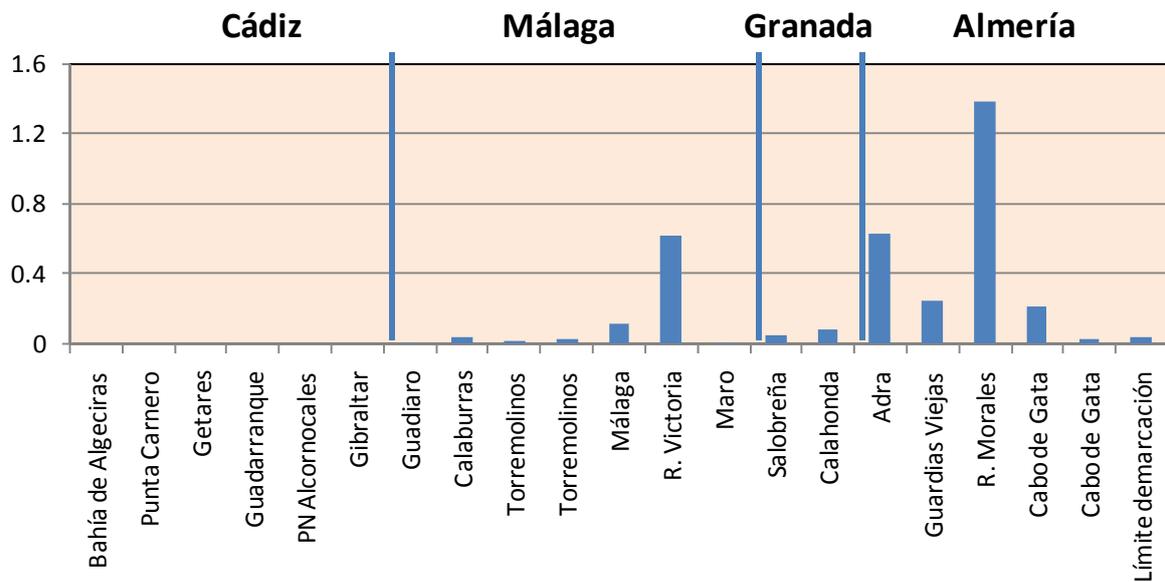


Figura 5.8. Nitrógeno total procedente de fuentes de contaminación difusa.

1.4. Fuentes de información

1.4.1. Programas de seguimiento

Hasta nuestro conocimiento, el único programa específico de seguimiento de la Eutrofización en la Demarcación de Alborán es el que el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente viene desarrollando por medio del Instituto Español de Oceanografía con objeto de implementar la estrategia de seguimiento de la eutrofización de MED POL. El programa se desarrolla en las áreas mostradas en la Figura 5.9. Durante estos muestreos se recogen datos de todas las variables “obligatorias” y algunas “recomendadas” en la estrategia de seguimiento de MED POL (ver el Documento Marco). Los muestreos, que comenzaron en 2010, se realizan cada tres meses. Los datos generados han sido incorporados a la evaluación del Descriptor 5.



Figura 5.9. Áreas de seguimiento de la eutrofización muestreadas dentro del programa MED POL por el Instituto Español de Oceanografía

Según consta en la información de su página Web, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, puso en marcha en 1988 el denominado Plan de Policía de Aguas que incluye una red de vigilancia de la calidad de las aguas litorales cuyo principal objetivo es vigilar los niveles de calidad de aguas y sedimentos acuáticos del litoral andaluz y de la zona de influencia mareal (Figura 5.10). La red de vigilancia no tiene como objetivo específico monitorizar el estado de eutrofización de la franja costera, sin embargo entre las variables que se determinan incluyen la mayoría de los indicadores del Descriptor 5. Anualmente el Plan de Policía de Aguas realiza la vigilancia de los niveles de calidad del medio. Los resultados de estos análisis son publicados cada año en los Informes Ambientales de Andalucía.

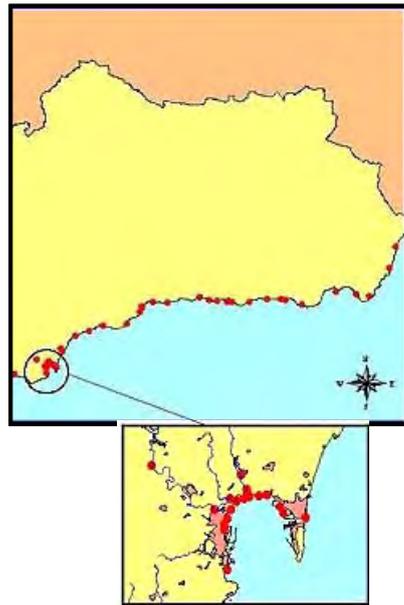


Figura 5.10. Puntos de la red de Muestreo del Plan de Policía de Aguas de la Junta de Andalucía. Mapa tomado de la página web de la Consejería de Medio Ambiente.

1.4.2. Fuentes de datos

Se ha optado por la recopilación de datos georeferenciados frente al uso de productos elaborados a partir de datos (como por ejemplo los mapas climatológicos ofrecidos por MEDATLAS). La búsqueda de datos se ha centrado en aquellos indicadores que son susceptibles de ser analizados estadísticamente. Los datos recopilados corresponden fundamentalmente a análisis de nutrientes y clorofila a generados a partir de perfiles verticales llevados a cabo con botellas oceanográficas a profundidades discretas. Las principales fuentes de datos utilizadas han sido:

Programa RADIALES del Instituto Español de Oceanografía

Para el cálculo de los valores de base y la evaluación del estado actual se ha optado en primer lugar por acudir a los datos disponibles en el Instituto Español de Oceanografía, la mayoría procedentes del Programa RADIALES que financia dicha institución desde 1994. El Proyecto ECOMALAGA dentro del Programa RADIALES, tuvo como finalidad llevar a cabo un seguimiento sistemático del medio pelágico en estaciones de muestreo fijas localizadas en el Mar de Alborán. Se establecieron nueve puntos de muestreo distribuidos en tres radiales localizadas frente a las costas de Marbella, Málaga y Caleta de Vélez, que se monitorizaron ininterrumpidamente cada tres meses. Las tres estaciones en cada radial se distribuyeron en perpendicular a la costa, con profundidades que van desde 20-30 metros en las más



próximas a 200-250 m en las más alejadas. Los muestreos proporcionaron datos de temperatura, salinidad, nutrientes (excluyendo amonio) clorofila *a*, oxígeno y profundidad del disco de Secchi. El proyecto fue ampliado en 2002 a otras 15 estaciones, ocho de ellas localizadas en dos nuevas radiales, una frente a la desembocadura del río Guadalhorce y otra frente a Rincón de la Victoria (ambas también en el litoral de la provincia de Málaga). En 2007 el proyecto ECOMALAGA fue sustituido por el proyecto RADMED, que continuó con el muestreo en las tres radiales iniciales, así como en algunas estaciones adicionales del litoral de Granada y Almería.

Gracias a estos muestreos, se cuenta con una serie temporal extensa de nutrientes, clorofila *a* y transparencia de la columna de agua que se extiende desde 1994 hasta 2011. Esta serie temporal permite el cálculo de valores de base robustos para algunos de los indicadores, así como la estimación estadística de tendencias temporales. Por contra, no es posible obtener valores promedio mensuales dado que los muestreos se suelen concentrar en los meses de febrero, mayo, julio y octubre. No obstante, la periodicidad del muestreo sí permite describir la variabilidad estacional como se ha demostrado en diferentes trabajos de investigación publicados (ver como ejemplo el más reciente, Mercado et al. 2012).

Durante los muestreos del Programa RADIALES se recogieron muestras para análisis de la composición taxonómica del fitoplancton de tamaño mayor a 10 μm . Estos muestreos no se realizaron de manera sistemática hasta 1994 y fueron interrumpidos durante el período 2002-2005. No obstante, la serie temporal de taxonomía de fitoplancton del Programa RADIALES es probablemente la más completa de las existentes para la Demarcación. Esta serie será utilizada como base para la evaluación del indicador 5.2.4.

Proyectos de investigación

Los datos obtenidos desde el Programa RADIALES se han completado con datos proporcionados por el grupo de investigación ECOALBORAN (del Centro Oceanográfico de Málaga del IEO; grupo inventariado en el catálogo Andaluz de Agentes del Conocimiento con el código RNM338) que han sido obtenidos en el marco de diferentes proyectos de investigación financiados por el Plan Nacional de I+D+i (NORALBORAN, REN2002-04022-C02-01/MAR; NITROALBORAN, CTM2006-00426; TROFOALBORAN, CTM2009-07776).

Bases de datos

Para complementar la información proporcionada por el Programa RADIALES, se han consultado diferentes bases de datos. La principal ha sido la Red Nacional de Datos Oceanográficos administrada por el Centro de Datos del Instituto Español de Oceanografía



(<http://indamar.ieo.es/>). Esta base de datos contiene abundante información sobre temperatura y salinidad procedente de campañas realizadas en el Mar de Alborán desde 1976 hasta 2000, incluyendo algunas de las campañas realizadas en el marco del Programa RADIALES del Instituto Español de Oceanografía. En comparación con la información hidrológica, la información sobre nutrientes y clorofila α es bastante limitada. El Centro de Datos del IEO es el encargado de proveer datos a SeaDataNet, la infraestructura pan-europea que se encarga de la gestión de datos marinos y oceánicos. Por tanto, la información disponible para Alborán en ambas bases de datos es coincidente. Se han hecho también consultas a la base de datos de la NOAA (World Ocean Database), que contiene datos para el Mar de Alborán aunque son en su mayoría también coincidentes con los disponibles en el Centro de datos del IEO.

La base de datos del ICES contiene datos de clorofila α y nutrientes procedentes de campañas no seriadas realizadas entre 1981 y 1991. Estos datos se han incluido también en el análisis puesto que amplían la ventana temporal para el cálculo de tendencias. Se han realizado consultas a la base de datos CARINA (accesible desde EURO-OCEAN) y EMODnet, que no han aportado información adicional sobre la Demarcación.

Para todas las bases de datos consultadas, sólo se han considerado los datos de buena calidad de acuerdo con la propia información proporcionada por los gestores de las mismas.

Finalmente, se han incorporado al análisis los datos disponibles en el Sistema de Información del Agua para Europa (WISE-SoE Marine), que son proporcionados por la Comunidad Autónoma de Andalucía procedentes de la implementación de la DMA. En lo que respecta a la Demarcación del Estrecho y Alborán, el Gobierno de Andalucía ha proporcionado valores anuales medios (2009 y 2010) de nutrientes, clorofila α y transparencia procedentes de cuatro estaciones de muestreo. Adicionalmente, se han incorporado los datos de nutrientes y clorofila α contenidos en los Informes Ambientales de Andalucía, referentes a estaciones costeras de la Demarcación de Alborán (<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/ima>). Estos informes son publicados anualmente por la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno Regional de Andalucía, y recogen los resultados de los análisis realizados dentro del denominado Programa de Policía de Aguas que dicha Consejería lleva a cabo para dar cumplimiento a la DMA. Los datos corresponden a valores medios anuales desde 1999 a 2004.



En conjunto, se han recopilado datos de nutrientes y clorofila *a* procedentes de muestreos llevados a cabo en unas 200 estaciones (Figura 5.11). Estos datos proporcionan información de unos 1150 perfiles verticales en la columna de agua (Figura 5.12), aunque los datos disponibles para cada indicador son muy dispares, en particular los de amonio son comparativamente muy escasos. Para todos los nutrientes excepto amonio, se dispone de información desde el año 1991 si bien la distribución de la misma por años es desigual (la información disponible es mucho más abundante a partir de 2002; Figura 5.13). La serie temporal de clorofila *a* incluye además algunos datos de campañas realizadas entre 1981 y 1985.

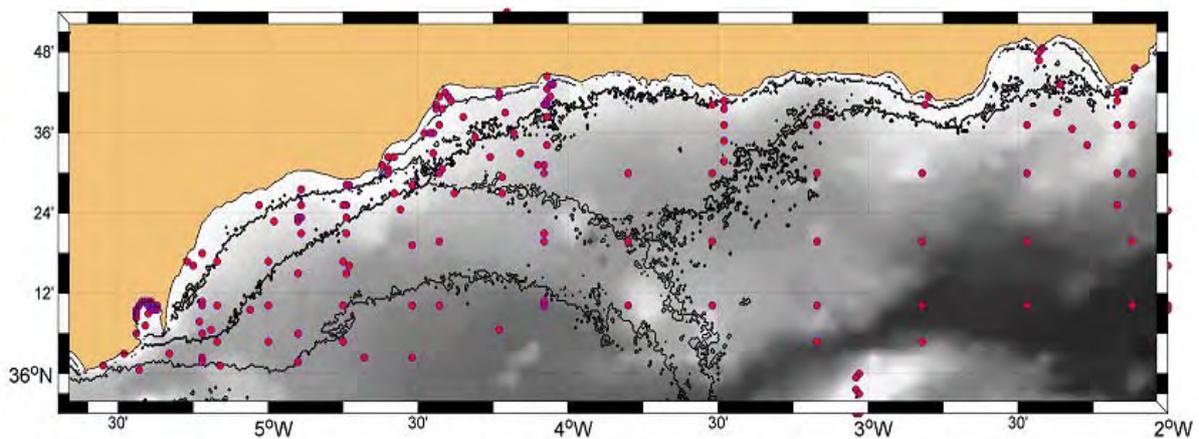


Figura 5.11. Posición de las estaciones de muestreo de las que se dispone información sobre algunos de los indicadores del Descriptor 5.

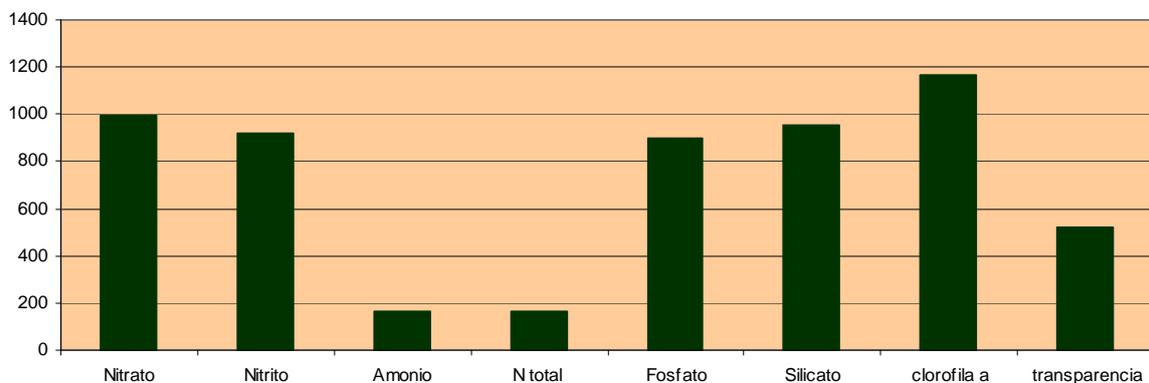




Figura 5.12. Número de perfiles de nutrientes, clorofila *a* y transparencia recopilados para la evaluación de la Demarcación del Estrecho y Mar de Alborán.

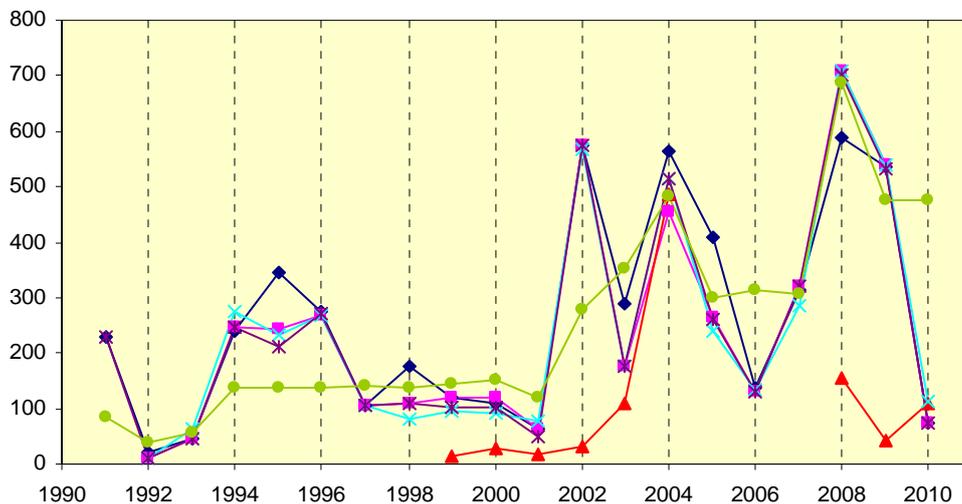


Figura 5.13. Número de registros por año obtenidos para los siguientes componentes de los indicadores del Descriptor 5: azul oscuro: nitrato; azul claro: nitrito; rosa: fosfato; verde: clorofila; rojo: amonio.

1.4.3. Otras fuentes de información

Se han recopilado todas las imágenes proporcionadas por el satélite MODIS-Aqua para la Demarcación del Estrecho y Alborán (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>). Las imágenes son suministradas diariamente desde 2002 hasta 2010 y tienen una resolución espacial de 1,1 km². Para cada uno de estos píxeles se ha extraído la serie temporal completa de temperatura superficial y clorofila *a* (calculada esta última a partir del algoritmo OC3M).

Finalmente, se ha realizado una búsqueda exhaustiva de informes y artículos que contienen información que pueda ser útil para la evaluación de los indicadores del Descriptor 5. Dado que la mayoría de esta información está disponible en Internet, la principal herramienta de búsqueda ha sido este medio. En concreto se han realizado consultas a las páginas web de las Consejerías de la Junta de Andalucía con competencias en temas marinos (Consejería de Agricultura y Pesca y Consejería de Medio Ambiente), aunque también se han llevado a cabo investigaciones generales utilizando los motores de búsqueda disponibles. Para la localización de artículos científicos se han realizado consultas a la base de datos *Science Citation Index* accesible desde *Web of Knowledge* (<http://apps.webofknowledge.com/>).



Dado el número relativamente elevado de artículos científicos disponibles, se ha optado por citar preferentemente los artículos más recientes o bien aquellos que revisan información previa ya publicada.



2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

2.1. *Conceptos clave y criterios de evaluación*

Los indicadores del Descriptor 5 aparecen agrupados en tres categorías: indicadores de presión, efectos directos y efectos indirectos. Las tres categorías de indicadores responden al esquema conceptual discutido en el Documento Marco, que no hace sino jerarquizar los efectos del impacto de la contaminación por nutrientes. Siguiendo este esquema, la evaluación de la eutrofización requiere de un proceso secuencial en el que se evalúe en primer lugar el impacto de los aportes antropogénicos de nutrientes sobre su balance en el medio marino, en segundo lugar el impacto de este “exceso de nutrientes” sobre la productividad primaria y en tercer lugar el efecto del aumento de la productividad primaria sobre otras comunidades (al modificar la disponibilidad de luz o de oxígeno). Siguiendo este esquema, la evaluación se centrará en determinar en qué medida la concentración de clorofila obtenida en una zona particular de la demarcación se explica por un “exceso de nutrientes” con origen en aportes desde fuentes alóctonas. Otros indicadores de efectos directos (cambio en la composición de las comunidades de fitoplancton) y efectos indirectos (concentración de oxígeno) sólo serán evaluados en aquellas áreas en las que esta relación causa-efecto pueda en principio ser inferida.

Teóricamente, la evaluación de la concentración actual de nutrientes y clorofila *a* requeriría definir en primer lugar un estado de referencia frente al cual comparar el estado actual. Idealmente, el estado de referencia sería aquel que es esperable en el caso de que los aportes antropogénicos de nutrientes fuesen mínimos. En principio, y siguiendo la estructura de la evaluación de la DMEM, este estado de referencia se describiría a partir de los valores de referencia para cada uno de los indicadores, en particular de los indicadores de presión (5.1) y de los de efectos directos (5.2). En la práctica, no contamos con series temporales de datos lo suficientemente largas como para establecer cuáles deberían ser los valores de los indicadores en una situación prístina hipotética, esto es, en ausencia de presiones. Las series temporales de nutrientes y clorofila disponibles en la Demarcación del Estrecho y Alborán abarcan desde 1990, por tanto integran en sí mismas los efectos del enriquecimiento antropogénico de nutrientes producido desde entonces. Una aproximación alternativa podría ser seleccionar las áreas con una menor presión antropogénica para establecer los valores de referencia de nutrientes y clorofila *a*. Sin embargo, la utilidad de esta aproximación en la Demarcación del Estrecho y Alborán es limitada debido a que la complejidad hidrológica determina una distribución horizontal de los nutrientes y la clorofila



a muy heterogénea. En particular, el fuerte gradiente decreciente de productividad de oeste a este y de norte a sur, asociado a la diferente intensidad de los afloramientos costeros, imposibilita definir áreas de referencia suficientemente amplias como para que tengan utilidad práctica. A esto hay que sumar que casi no hay ningún tramo en la franja litoral que en principio esté libre de aportes de nutrientes desde fuentes terrestres (ver la distribución de puntos de vertidos antes mostrada; Figura 5.6). Ante esta situación, optamos por definir valores de base para las diferentes áreas de la Demarcación a partir del análisis estadístico de las series temporales disponibles. Como se ha mostrado anteriormente, las series comienzan aproximadamente en 1990, por tanto los valores de base se han de considerar como una visión integrada del estado de los indicadores en los últimos 20 años. La comparación de la serie completa con los valores obtenidos en la actualidad (periodo 2005-2010) permitirá evaluar estadísticamente si los indicadores han experimentado algún cambio en el período actual. Ha de notarse que estos valores de base no son necesariamente valores de referencia.

Para el cálculo de los valores de base y la evaluación del estado actual de los indicadores de presión e indicadores directos a una escala espacial relevante, se ha llevado a cabo el siguiente procedimiento:

1. Delimitar lo más precisamente posible las zonas con productividad contrastante, tratando de identificar aquellos núcleos cuya productividad no pueda en principio ser atribuible a variabilidad hidrológica. Para ello se usará la serie temporal de datos de clorofila provistos por el satélite MODIS-Aqua, disponibles desde 2002. La zonación basada en las imágenes de satélite será validada comparando los datos de clorofila a *in situ* que se hayan podido recopilar para cada zona.
2. Generar una serie temporal de valores de los indicadores para cada zona con productividad contrastante, agregando los datos procedentes de muestreos realizados en las estaciones localizadas dentro de cada zona. Los valores de base para los indicadores en cada zona se calcularán a partir del análisis estadístico de las series temporales. Los estadísticos que se usarán son la media y el percentil 90.
3. Analizar estadísticamente la serie temporal desde 2005 hasta 2010 para cada indicador con el fin de determinar si ha habido cambios significativos durante el estado actual
4. Calcular tendencias temporales para todo el período con el fin de determinar las tendencias de cambio de los indicadores. Las tendencias se calcularán a partir de los promedios anuales.



5. Comparar los valores de base y el estado actual con los valores de evaluación de la DMA en aquellas zonas que incluyan masas de agua costeras.

2.2. Elementos de evaluación

2.2.1. Nutrientes (indicador 5.1.1)

En el Cuadro 1 del Anexo III de la DMEM se especifica la lista indicativa de características, presiones e impactos que deben ser tenidas en cuenta en la aplicación del Artículo 8 (Evaluación). Entre las características físico-químicas se enumeran los nutrientes que se espera sean tenidos en cuenta: nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo inorgánico disuelto (PID), fósforo total (PT) y carbono orgánico total (COT). Las tres especies de NID presentes en el agua son nitrato, nitrito y amonio, mientras que el fósforo inorgánico disuelto se encuentra en forma de fosfato y se suele medir como ortofosfato (el ión PO_4^{-3}) que son los fosfatos más comunes. A estos nutrientes habría que sumar el silicato (Si) que es necesario para el crecimiento de las diatomeas, que es uno de los grupos de fitoplancton costero más importante cuantitativa y funcionalmente. Carbono, nitrógeno y fósforo total hacen referencia a la suma de todas las formas orgánicas e inorgánicas en que se combinan estos elementos en el agua. Como se mostrará a continuación, la información disponible sobre cada uno de estos nutrientes para la Demarcación del Estrecho y Alborán es muy dispar, reflejando probablemente las dificultades metodológicas que plantean el análisis de alguno de ellos. Así, se cuenta con gran cantidad de datos de nitrato, nitrito, fosfato y silicato. Por el contrario, la información disponible de amonio es comparativamente escasa y los datos de NT, PT y COT son prácticamente inexistentes e insuficientes para llevar a cabo cálculos de valores de base. Por lo tanto, la evaluación del Descriptor 5 se basará fundamentalmente en NID y PID (además de silicato).

Los nutrientes en el Mar de Alborán suelen presentar una distribución vertical no homogénea caracterizada por bajas concentraciones en la capa superficial y una fuerte nutriclina a profundidades intermedias (Rodríguez et al., 1998; Ramírez et al., 2005; Real et al., 2005). Esta distribución resulta por un lado del mayor consumo por el fitoplancton en la capa de superficie y por otro de la presencia en profundidad de una capa de agua más salina y fría, con una mayor concentración de nutrientes. Por lo tanto, la “columna de agua” como tal no se puede caracterizar por una única concentración de nutrientes. Más bien habría que definir concentraciones características asociadas a cada una de estas capas de agua. La dificultad añadida que se plantea es que el grosor de la capa de agua superficial,



normalmente empobrecida en nutrientes, es muy variable tanto espacial como temporalmente (Mercado et al. 2007), lo que dificulta notablemente el cálculo de valores de base que sean comparables en toda la Demarcación. En este Informe Inicial se ha optado por considerar sólo la capa de agua más superficial (hasta 25 m) para el cálculo de este indicador. Según la información publicada (ver lista de referencias), el límite inferior de la zona eufótica (la capa de agua a la que llega luz suficiente para que se produzca la fotosíntesis) en la mayoría de las aguas costeras y de plataforma del Mar de Alborán se suele situar a esta profundidad, por encima de la cual a su vez la limitación del crecimiento del fitoplancton por nutrientes es normalmente mayor. Es evidente que el aporte antropogénico de nutrientes puede afectar a su concentración en toda la columna de agua dependiendo de su naturaleza y posterior distribución por vía de las corrientes y de la dinámica hidrológica. Sin embargo, teóricamente sólo si ese exceso de nutrientes alcanza la zona eufótica es de esperar que favorezca el crecimiento del fitoplancton o de otras especies de algas con tendencia a producir *blooms* (como por ejemplo las macroalgas verdes). Centrándonos sólo en la distribución de nutrientes en la capa de agua más superficial se enfoca el análisis del indicador 5.1.1 hacia los efectos más que hacia las presiones.

2.2.2. Razones de nutrientes (indicador 5.1.2)

En relación con el indicador 5.1.2, se asume que el término “razones de nutrientes” hace referencia a las razones elementales del total de nitrógeno, fósforo y sílice presentes en el agua. Como se ha comentado en el caso de la Demarcación del Estrecho y Alborán sólo se dispone de datos extensivos de algunas de las formas de nitrógeno y fósforo inorgánicos, por tanto los índices que se calcularán son NID:PID, NID:Si y Si:PID. Además, hay que tener en cuenta que los datos disponibles de algunas de las formas de NID (amonio) son muy escasos, por tanto como una medida extensiva de las razones NID:PID y NID:Si se ha optado por mostrar las razones nitrato/DIP y nitrato/Si (que por simplificación a lo largo del informe serán nombradas como N:P y N:Si).

2.2.3. Concentración de clorofila a en la columna de agua (indicador 5.2.1)

Los perfiles verticales de clorofila en el Mar de Alborán se caracterizan por la presencia de un máximo sub-superficial cuya posición es muy variable dependiendo del área de estudio y de las condiciones hidrológicas durante las cuales se realiza el muestreo. No obstante, el máximo sub-superficial de clorofila se suele encontrar dentro de la capa superior de 25 m, por debajo de esta profundidad la concentración de clorofila suele disminuir notablemente. Por otro lado, estudios anteriores indican que la concentración de clorofila *a* en esta capa superficial está estrechamente correlacionada con la concentración integrada en toda la



columna de agua, lo cual indica que la mayor parte de la producción primaria tiene lugar en esa zona. Así pues, y como en el caso de los nutrientes, para el uso de este indicador se ha optado por considerar sólo los valores de clorofila obtenidos en la capa superior de la columna de agua (hasta 25 m).

Además de los datos de clorofila a procedentes de campañas de investigación oceanográfica, se ha llevado a cabo una recopilación de datos de clorofila a superficial generados a partir de imágenes de satélite. El uso de imágenes de color del océano tiene enorme potencial en el seguimiento de los riesgos de eutrofización en zonas costeras (Klemas, 2011). De hecho, se ha aplicado a la detección de *blooms* de diferentes grupos taxonómicos de fitoplancton (Hu et al., 2005; Ahn y Shanmugam, 2006; Carvalho et al., 2011; Shanmugam et al., 2008; Jackson et al., 2011) y a la descripción de cambios regionales en los patrones de distribución de la clorofila a (Gohin et al., 2008). Sin embargo, como se ha comentado con anterioridad, los algoritmos disponibles para calcular concentración de clorofila a desde las imágenes de satélite proporcionan valores de concentración que en algunos casos no reproducen adecuadamente los valores medidos *in situ*, particularmente en áreas costeras (Cota et al. 2004). Es por esto que se ha propuesto desarrollar algoritmos adaptados regionalmente para estimar concentraciones de clorofila a en una zona concreta a partir de los datos proporcionados por el satélite (Bricaud et al., 2002; Eiras-García et al., 2005). Lamentablemente, a día de hoy no se dispone de algoritmos regionales para calcular concentración de clorofila a derivada de satélite en el Mar de Alborán. Por tanto, en el presente informe se ha optado por no utilizar la clorofila de satélite para el cálculo de valores de base, aunque sí como herramienta para identificar las áreas con diferente productividad, asumiendo que la información de satélite sí proporciona una imagen adecuada de la variabilidad temporal y espacial de este indicador (Bosc et al., 2004; Macías et al. 2007; Vantrepotte y Mélin, 2010).

2.2.4 Transparencia del agua (indicador 5.2.2)

En la Decisión 2010/477/EU de la Comisión sobre criterios y estándares metodológicos referentes al buen estado ambiental de las aguas marinas, se define el Indicador 5.2.2 como “Transparencia del agua relacionada con el aumento de algas en suspensión, cuando sea relevante”. La transparencia de la columna de agua depende de la concentración de sustancias coloreadas disueltas capaces de absorber luz, de la cantidad de células pigmentadas en suspensión y del material no algal en suspensión que puede alcanzar el medio marino por vía de las descargar de flujos de agua desde tierra. El material no pigmentado capaz de absorber luz suelen ser sustancias orgánicas alóctonos y sólo presentes por tanto en aguas costeras afectadas por la descarga de ríos y arroyos. En el resto



de aguas marinas, la transparencia del agua depende de la concentración de células de fitoplancton y de su contenido en clorofila a y otros pigmentos. Por el carácter puntual y discontinuo de las descargas de los ríos y arroyos en el Mar de Alborán, con carácter general se asumirá que la transparencia es función de la concentración de células fitoplanctónicas en suspensión en la columna de agua.

Hay diferentes métodos para estimar la transparencia en la columna de agua. La transmitancia proporciona información sobre el porcentaje de luz que atraviesa una capa de agua de espesor definido, de manera que permite construir perfiles verticales de transparencia. La medida de la irradiancia fotosintéticamente activa (PAR) bajo el agua a diferentes profundidades no es en sí un método para estimar transparencia. Sin embargo, el ajuste de los perfiles verticales de PAR a una función exponencial permite el cálculo del coeficiente de extinción de la luz (k_d) que expresa la intensidad en que la luz es absorbida dentro del agua (que será mayor o menor según la abundancia de fitoplancton). K_d es una estimación integrada de la transparencia de la masa de agua. La profundidad a la que el disco de Secchi deja de ser visible desde la cubierta del barco es una estimación directa de la transparencia que proporciona información eficaz sobre esta propiedad de la columna de agua. Según se asume normalmente, la profundidad del disco de Secchi equivale a la profundidad a la que llega aproximadamente el 10% de la luz incidente en superficie.

Para el Mar de Alborán se dispone sólo de algunos perfiles verticales de PAR, sin embargo se dispone de datos extensivos de la profundidad del disco de Secchi. Por tanto, se ha optado por utilizar este método para evaluar el indicador 5.2.2.

Independientemente de estas consideraciones técnicas, en la evaluación de este indicador se asumirá que la reducción de la transparencia por acumulación de fitoplancton en la columna de agua es *ecológicamente relevante* sólo en aquellas zonas de la demarcación donde la luz podría ser un factor limitante del crecimiento o distribución del fitobentos. Por tanto, la transparencia se evaluará en las áreas de productividad contrastante que comprenden zonas costeras, que son las que albergan a las comunidades de macrófitos.

2.2.5. Abundancia de macroalgas oportunistas (indicador 5.2.3)

No se dispone de un cartografiado exhaustivo de macroalgas oportunistas en la Demarcación tal que permita evaluar la tendencia temporal en la abundancia de estas especies. Para evaluar este indicador se ha utilizado una aproximación cualitativa basada en la información que hemos podido recopilar sobre la incidencia de mareas verdes.



2.2.6. Cambios en la composición de especies (indicador 5.2.4)

Los cambios en la proporción relativa de los principales nutrientes pueden dar lugar a cambios en la abundancia relativa de los grandes grupos taxonómicos del fitoplancton (en particular diatomeas y dinoflagelados). Así, se considera que una disminución de la proporción de nitrato relativa a fosfato o sílice favorece el crecimiento de dinoflagelados frente a diatomeas. Los datos disponibles sobre la composición taxonómica del plancton mayor de 10 μm en la Demarcación del Estrecho y Alborán son relativamente escasos y restringidos a algunas áreas costeras. Se presentará un análisis más detallado de estos datos con relación a los Descriptores 1 y 4. No obstante, en el contexto del Descriptor 5 se analizará la serie temporal de abundancia de células totales de fitoplancton y diatomeas.

2.2.7. Abundancia de algas perennes y angiospermas (indicador 5.3.1)

Al igual que ocurre con el Indicador 5.2.3, la abundancia de algas perennes y angiospermas será evaluada en el marco del Descriptor 6, por tanto para la evaluación del indicador 5.3.1 se asume la presentada para el indicador 6.2.2 de dicho Descriptor.

2.2.8. Oxígeno disuelto (indicador 5.3.2)

Como se ha comentado previamente, se evaluarán únicamente los datos de saturación de oxígeno obtenidos en estaciones costeras en profundidades próximas al fondo. En todo caso sólo se dispone de datos de oxígeno para ocho estaciones localizadas en algunas de las áreas costeras de la Demarcación.

2.3. Determinación de niveles de base

2.3.1. Áreas con diferente productividad

Conforme al mapa de distribución superficial de clorofila α de satélite mostrado anteriormente (Figura 5.2), resulta evidente que la productividad en Alborán varía horizontalmente en respuesta en principio a los patrones de circulación de las masas de agua. Con el fin de delimitar más claramente las áreas de productividad contrastante, se llevó a cabo un análisis clúster no jerárquico con los datos de clorofila α de satélite de la Demarcación (en el Anexo II se describe en detalle el tratamiento estadístico de las imágenes



de satélite). Para clasificar los píxeles no sólo en función de su concentración promediada de clorofila sino también de las características del ciclo estacional (en qué mes se produce el pico máximo de producción y cuál es su duración), la serie temporal de clorofila fue descompuesta en 12 series mensuales. Para cada uno de los píxeles en que se dividió la demarcación (que corresponden a cuadrados de $1,1 \times 1,1 \text{ km}^2$) se obtuvieron 12 valores mensuales de clorofila. El análisis clúster se llevó a cabo con estos datos de manera que los píxeles quedaron agrupados según su similitud en seis clústeres. El resultado del análisis se muestra en la Figura 5.14.

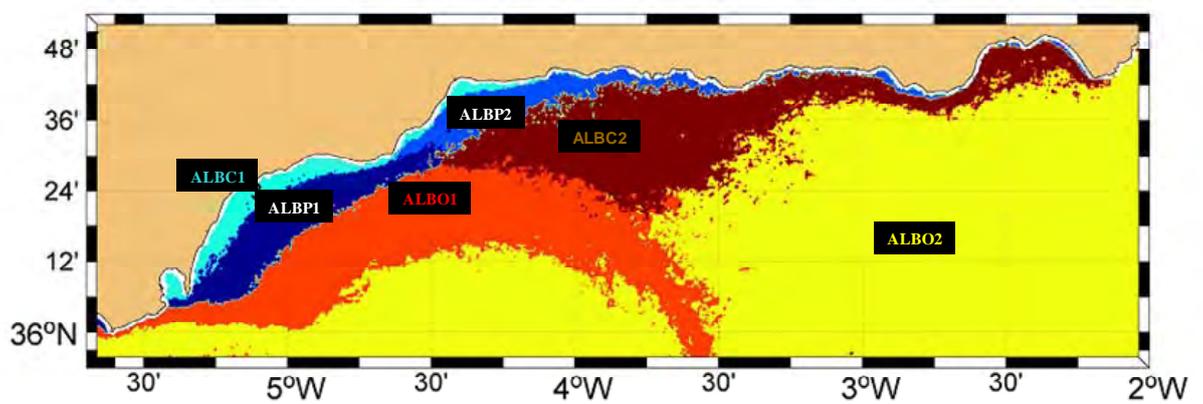


Figura 5.14. Clúster obtenidos a partir de las series temporales de clorofila *a* de satélite para los 12 meses del ciclo anual.

Las concentraciones mensuales de clorofila *a* promediadas para cada grupo de píxeles (áreas de productividad contrastante) se muestran en la Figura 5.15. De acuerdo con estos análisis, el norte de Alborán puede considerarse dividido de oeste a este en tres sectores en cuanto a su productividad: la zona comprendida entre la Bahía de Algeciras y Punta de Calaburras (áreas ALBC1, ALBP1 y ALBO1 en la Figura 5.14), la Bahía de Málaga (área ALBP2) y el sector de Granada-Almería (área ALBC2). Los valores medios de clorofila *a* de satélite para cada clúster (Figura 5.15), evidencian que el área ALBO2 es ocupada por las aguas menos productivas, mientras que las aguas más productivas se localizan frente a las costas de Cádiz y Málaga. Las áreas ALBP1 y ALBP2 representan aguas de productividad intermedia entre las aguas costeras y oceánicas, que se diferencian principalmente por la intensidad y duración del pico estacional de clorofila.



En general, la zonación obtenida es concordante con la información publicada (Parrilla y Kinder, 1987; Minas et al., 1991; Tintoré et al., 1991; Claustre et al., 1994; Lafuente y Cano, 1994; Rodríguez et al. 1994, 1998; Gómez et al., 2000, 2001, 2004; Sarna et al., 2000; García-Górriz et al., 2001; Echevarría et al., 2002; Reul et al., 2002; Mercado et al., 2005, 2007, 2010; Ramírez et al., 2005; Macías et al., 2006, 2007). Por otro lado, la correlación entre los valores de clorofila de satélite e *in situ* es significativa estadísticamente (ver Anexo II), así como la correlación entre las medias de clorofila de satélite e *in situ* calculadas para las seis zonas de productividad ($r^2 = 0.54$; ANEXO II). Estos resultados soportan la hipótesis de que las imágenes de satélite reproducen adecuadamente los patrones espaciales y temporales de variabilidad de la clorofila en la Demarcación. No obstante, las comparaciones mencionadas indican que el algoritmo OC3M tiende a sobreestimar los promedios de clorofila *a* en comparación con los cálculos basados en datos *in situ*, si bien la incertidumbre es proporcionalmente similar en todas las áreas de productividad contrastante identificadas. Esto último indica que las limitaciones del algoritmo OC3M en reproducir los valores *in situ* podría tener su origen en las particularidades ópticas de las aguas de toda la Demarcación (como se ha propuesto para todo el Mediterráneo; Volpe et al., 2007), más que a la presencia de aguas Tipo II cerca de costa.

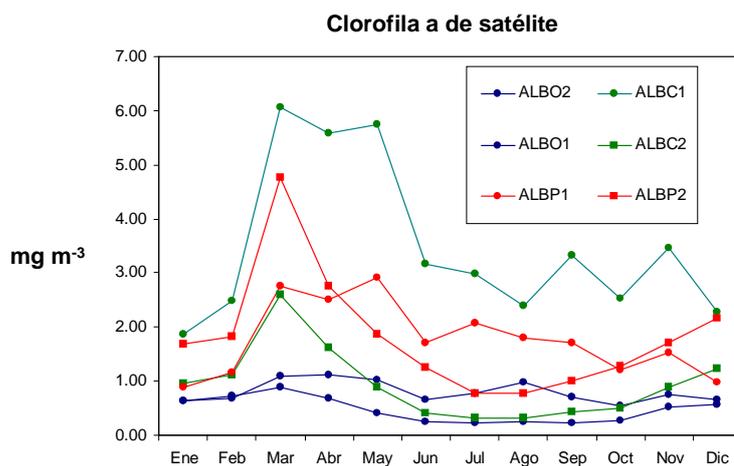


Figura 5.15. Variación mensual de la concentración de clorofila *a* de satélite promediada para cada zona de productividad identificada en la Figura 17.



Tabla 5.2. Zonas de productividad contrastante identificadas a partir de las imágenes de satélite. Los números entre paréntesis corresponden a la zonación de la Figura 17.

Identificador de las áreas	Denominación	Extensión (%)
ALBC1	Aguas costeras del sector occidental	2.2
ALBC2	Aguas costeras y de plataforma del sector oriental	12.8
ALBP1	Aguas de plataforma de la Bahía de Estepona	4.0
ALBP2	Aguas de plataforma de la Bahía de Málaga	3.2
ALBO1	Periferia del giro anticiclónico	15.3
ALBO2	Giros anticiclónicos	62.5

Se ha de tener en cuenta que por razones técnicas las imágenes de satélite no permiten definir la franja litoral hasta una distancia de aproximadamente 1 km desde la línea de costa (franja sin color que circunda el litoral en la Figura 5.14). Por tanto las áreas de productividad contrastante identificadas mediante satélite incluyen únicamente las zonas más alejadas de la línea de costa en cada masa de agua costera definida en la DMA. En todo caso, los resultados del procedimiento de zonación basado en imágenes de satélite son compatibles con la tipología de aguas costeras recogida en el documento de Planificación Hidrológica. Así, la mayoría de las aguas costeras de Alborán quedan agrupadas (de oeste a este) dentro de las áreas ALBC1, ALBC2 y ALBP2. El límite oriental de distribución de ALBC2 es coincidente con el límite de distribución de las masas de agua Tipo IIB (o tipo 10 según la tipología de la Planificación Hidrológica; ver Tabla 5.1).



2.3.2. Valores de base de los indicadores

A continuación se presentarán los valores de base para los indicadores que son susceptibles de análisis cuantitativo de acuerdo con los datos que se han conseguido recopilar para cada zona de productividad contrastante identificada por imágenes de satélite. Se ha optado por presentar los valores del percentil 90, que es el estadístico que normalmente se está usando para establecer los valores de referencia en el marco de la aplicación de otras normativas (DMA) y de la estrategia de eutrofización de MED POL. Por otro lado, y de acuerdo con la distribución anual de la clorofila *a* en la demarcación, se presentan dos valores de base para cada indicador, uno de ellos para caracterizar el periodo anual más productivo (meses de marzo, abril y mayo) y el otro para caracterizar el resto del año. Para algunos indicadores y/o zonas de productividad no se dispone de datos suficientes para caracterizar ambos periodos, por tanto se presenta sólo un valor de base para todo el año. En el Anexo II se ofrece una descripción estadística completa de las series de datos para cada zona de productividad contrastante, a partir de las cuales se han generado los valores mostrados a continuación.

Niveles de nutrientes

Las series temporales de nutrientes en la capa superficial de la Demarcación se caracterizan en general por su alta variabilidad. No obstante, se observan diferencias notables en su distribución horizontal, con concentraciones normalmente mayores en las zonas costeras y mucho menores en mar abierto, en particular en las zonas normalmente ocupadas por los giros de circulación anticiclónica que ocupan el centro de la cuenca. En consecuencia, los valores promediados de nitrato para las seis áreas de productividad contrastante difieren significativamente (estos valores medios se muestran en el ANEXO II donde además se recogen los resultados de los test estadísticos llevados a cabo para demostrar la significancia estadística de estas diferencias). Así, la concentración promediada de nitrato en las áreas costeras y de plataforma del sector occidental (ALBC1 y ALBP1) durante el período más productivo fue de $0,9 \mu\text{mol L}^{-1}$. En contraste, la concentración media de nitrato en la mayor parte de la zona costera oriental (ALBC2) fue aproximadamente la mitad ($0,5 \mu\text{mol L}^{-1}$), incluso algo inferior a la obtenida en las aguas oceánicas (ALBO2; $0,6 \mu\text{mol L}^{-1}$). En general, en las seis áreas de productividad contrastante la concentración media de nitrato fue mayor durante el período productivo que durante el resto del año, sin embargo en la mitad oriental las diferencias entre ambos períodos fueron comparativamente reducidas. Las concentraciones de nitrito promediadas para las seis zonas de productividad no presentaron ningún patrón espacial ni temporal destacable. En promedio, su concentración fue inferior al 5% de la concentración de nitrato en todas las



series temporales analizadas, por tanto su contribución al NIT fue muy reducida. Los datos disponibles de amonio son muy escasos y no permiten llevar a cabo un cálculo adecuado de su concentración en los dos períodos anuales antes mencionados. El amonio representó entre el 10 y el 20% del NIT en las cinco zonas de productividad (nótese que no se dispone de datos para ALBO2). En general, el silicato presentó un patrón de distribución similar al del nitrato.

Dentro de la franja costera, la mayor concentración media de fosfato se ha obtenido en la zona costera occidental (ALBC1; $0,14 \mu\text{mol L}^{-1}$), al igual que ocurre con el nitrato. Sin embargo, la mayor concentración media de fosfato en toda la Demarcación se encontró en la zona asociada a la periferia del giro anticiclónico del sector occidental (ALBO1; $0,15 \mu\text{mol L}^{-1}$). Por el contrario, la zona ocupada por los núcleos de los giros anticiclónicos (ALBO2) presentó una concentración media relativamente baja ($0,07 \mu\text{mol L}^{-1}$). Es de destacar también que, en contraste con lo ocurrido para el nitrato, las diferencias en concentración media de fosfato entre el periodo productivo y el resto del año fueron muy reducidas, incluso en algunas masas de agua la concentración de fosfato fue algo mayor durante el periodo *a priori* menos productivo.

Globalmente, los valores de base (percentil 90) de los nutrientes calculados para las diferentes áreas de productividad contrastante reflejan estas diferencias comentadas en los valores medios (Figura 5.16).

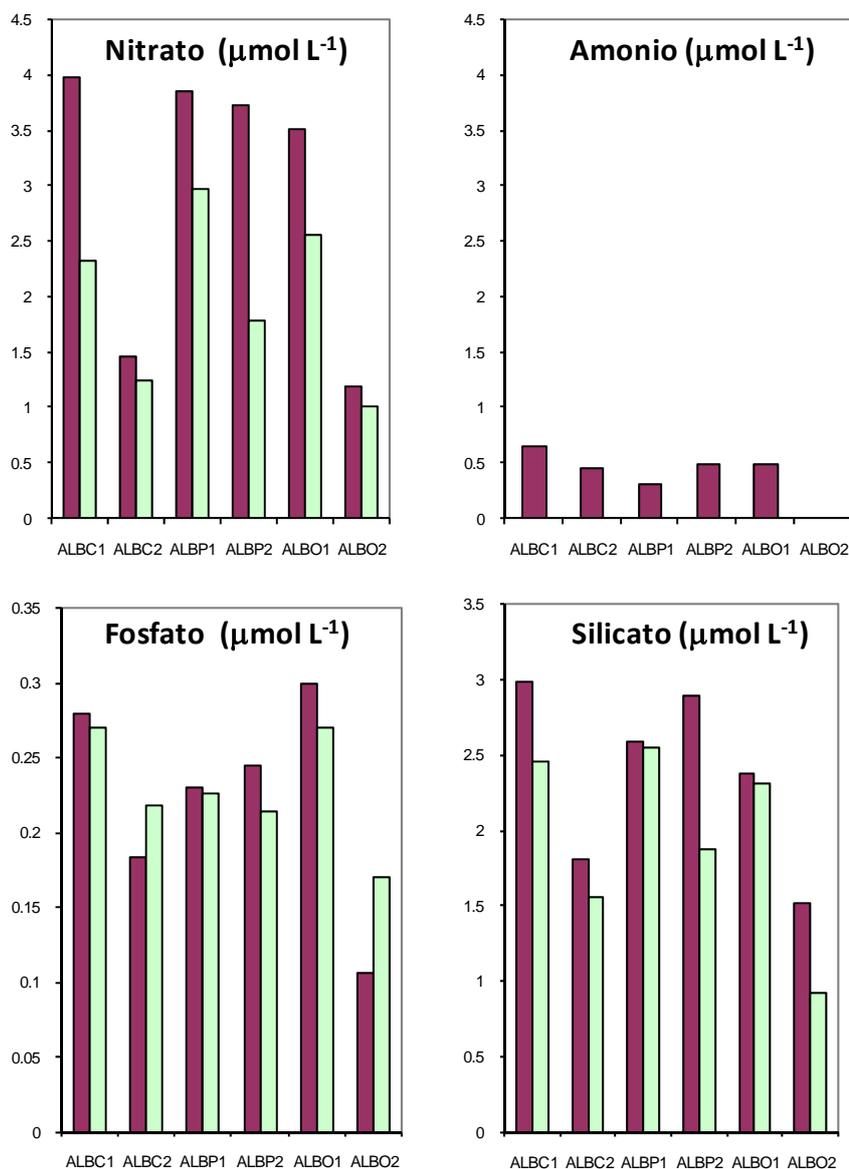


Figura 5.16. Valores de base (percentil 90) de las concentraciones de nutrientes para cada área de productividad contrastante identificadas mediante el análisis de las imágenes de satélite. Se presentan los valores para el período de alta (barras rojas) y baja productividad (barras verdes).

Proporciones de nutrientes

Las razones de nutrientes fueron altamente variables y a menudo no pudieron ser calculadas debido a que alguno de los nutrientes se encontraba a concentraciones menores al respectivo límite de detección. A su vez, hay que tener en cuenta que los nutrientes en la capa de superficie (la analizada en este informe), están sometidos a un fuerte consumo por



el fitoplancton, incluso durante el periodo menos productivo. A concentraciones bajas de nutrientes, el consumo por el fitoplancton puede tener gran impacto sobre las razones molares. Por lo tanto, las razones de nutrientes en la capa superficial no necesariamente reflejan la proporción en que estos nutrientes alcanzan la zona de estudio (por ejemplo, por vía de vertidos contaminantes). Más bien, las razones molares derivadas de las concentraciones de superficie deben considerarse como una indicación del régimen de nutrientes global de la demarcación, útil para estudiar qué nutriente principal controla la producción. En promedio, la razón molar nitrato:fosfato (N:P en la Figura 5.17) fue menor que la razón de Redfield (16:1) en las seis áreas de productividad identificadas (ver ANEXO II). Sólo se encontraron valores similares a la razón teórica durante el período productivo en ALBC1 (16,1) y algo menores en ALBP1 y ALBP2. Durante el período menos productivo la media de N:P fue inferior a 10 en todas las zonas excepto ALBP2. Los valores de N:P fueron particularmente bajos en las zonas ocupadas por los giros anticiclónicos (ALBO2). La razón N:P fue notablemente menor durante el período no productivo excepto en ALBO2. Al igual que la razón molar N:P, la razón N:Si fue en promedio inferior a 1:1, la razón teórica óptima para el crecimiento de las diatomeas. Sólo durante el período de mayor productividad se obtuvieron valores promediados mayores de 1:1 en ALBP1, ALBP2 y ALBO1. En general, las razones de nutrientes indicaron que el nitrato fue a menudo el nutriente limitante del crecimiento del fitoplancton. La limitación fue más frecuente durante el periodo del ciclo anual menos productivo.

Como ocurre con las concentraciones de nutrientes, los valores de base de N:P, N:Si y N:Si reflejan las diferencias comentadas para los valores medios (Figura 5.17).

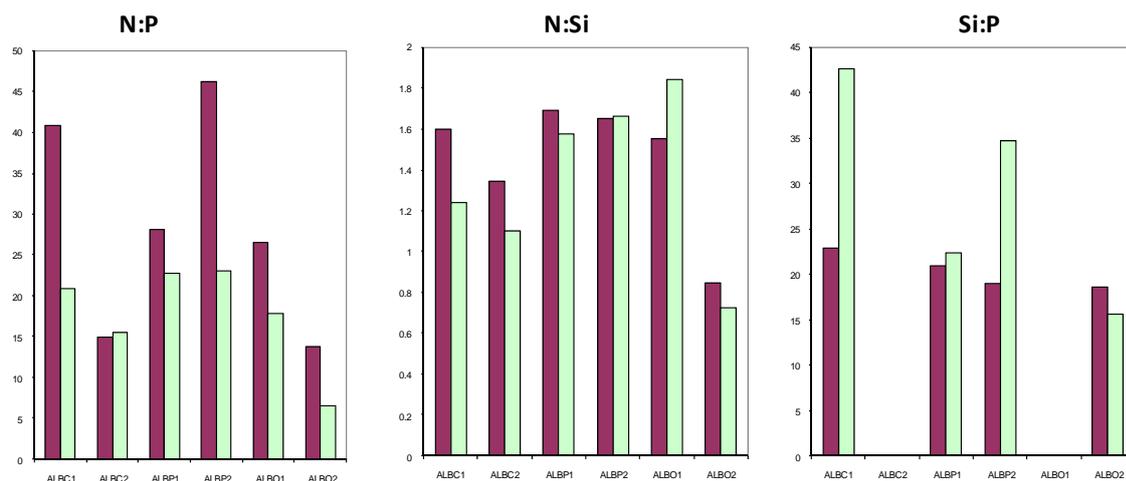


Figura 5.17. Valores de base (percentil 90) de las proporciones de los principales nutrientes para cada área de productividad contrastante identificadas mediante el análisis de las imágenes de satélite. Se presentan los valores para el período de alta (barras rojas) y baja productividad (barras verdes). Nótese que para algunas áreas de productividad contrastante no pudo calcularse la razón molas Si:P



Valores de base de clorofila a

Las mayores concentraciones de clorofila a durante el período más productivo se encontraron en las áreas costeras del sector occidental (ALBC1 y ALBP1; 1,7 y 1,5 $\mu\text{g L}^{-1}$), en concordancia con la información obtenida desde las imágenes de satélite (Figura 5.18). Por el contrario, la zona menos productiva correspondió al área de influencia de los giros anticiclónicos. Es interesante destacar la relativamente baja concentración de clorofila a obtenida en la zona costera de la mitad oriental (ALBC2; 0,7). Durante el periodo menos productivo, la concentración promedio de la clorofila a fue entre un 20 y un 40% inferior a la del periodo más productivo en todas las áreas excepto en ALBO2 donde por el contrario fue algo mayor (ANEXO II).

Al igual que los valores promediados, los valores de base de clorofila a (percentil 90) calculados para el período más productivo son mayores en ALBC1 y ALBP1 (Figura 5.18). Paradójicamente, los valores de base en ALBC2 son menores que en las áreas de la plataforma oceánica de la demarcación (ALBP1 y ALBP2). Es interesante notar también que en ALBC2 y ALBO2 los valores de base para el período más productivo son algo menores que para el resto del ciclo anual.



Clorofila *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$)

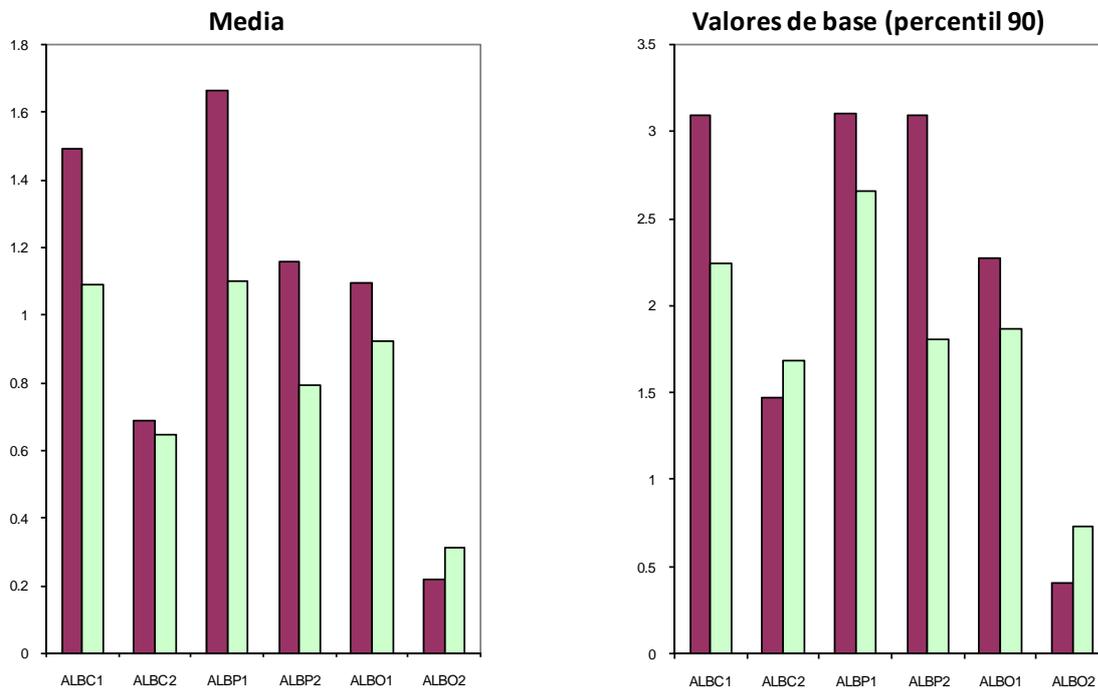


Figura 5.18. Media y valores de base (percentil 90) de clorofila *a* para cada área de productividad contrastante identificadas mediante el análisis de las imágenes de satélite. Se presentan los valores para el período de alta (barras rojas) y baja productividad (barras verdes).

Valores de base de transparencia (disco de Secchi)

En general, la profundidad del disco de Secchi promediada en cada área siguió un patrón inverso al de la concentración de clorofila *a* (Figura 5.19; nótese que no hay datos disponibles para el área ALBO2). De hecho las medias de ambas variables para las diferentes áreas de productividad contrastante estuvieron significativamente correlacionadas ($r^2 = 0.49$). Esto indica que la profundidad de penetración de la luz en la columna de agua dependió principalmente de la concentración de células de fitoplancton (esto es, son aguas Tipo I). Como se ha comentado previamente, la profundidad del disco de Secchi indica aproximadamente el espesor de la columna de agua en que la luz incidente es mayor al 10% de la luz en superficie. Normalmente se considera que la profundidad de la capa eufótica (la zona de la columna de agua en que la luz es suficiente para que se produzca la fotosíntesis) es aquella a la que penetra al menos un 1% de la luz incidente en superficie. Esta profundidad vendría definida por el doble de la profundidad del disco de Secchi. Bajo este punto de vista, cuanto mayor es la transparencia, menor es la probabilidad de que la penetración de la luz en una estación dada afecte negativamente al crecimiento de los macrófitos marinos asociados al fondo. De acuerdo con estas consideraciones, el estadístico



más adecuado para definir los valores de base de transparencia basados en la profundidad del disco de Secchi es el percentil 10. Este valor de base debe considerarse como un umbral estadístico inferior de profundidad del disco de Secchi (nótese que en el caso de los nutrientes o la clorofila *a* los valores de base proporcionan el máximo de concentración estadísticamente esperable).

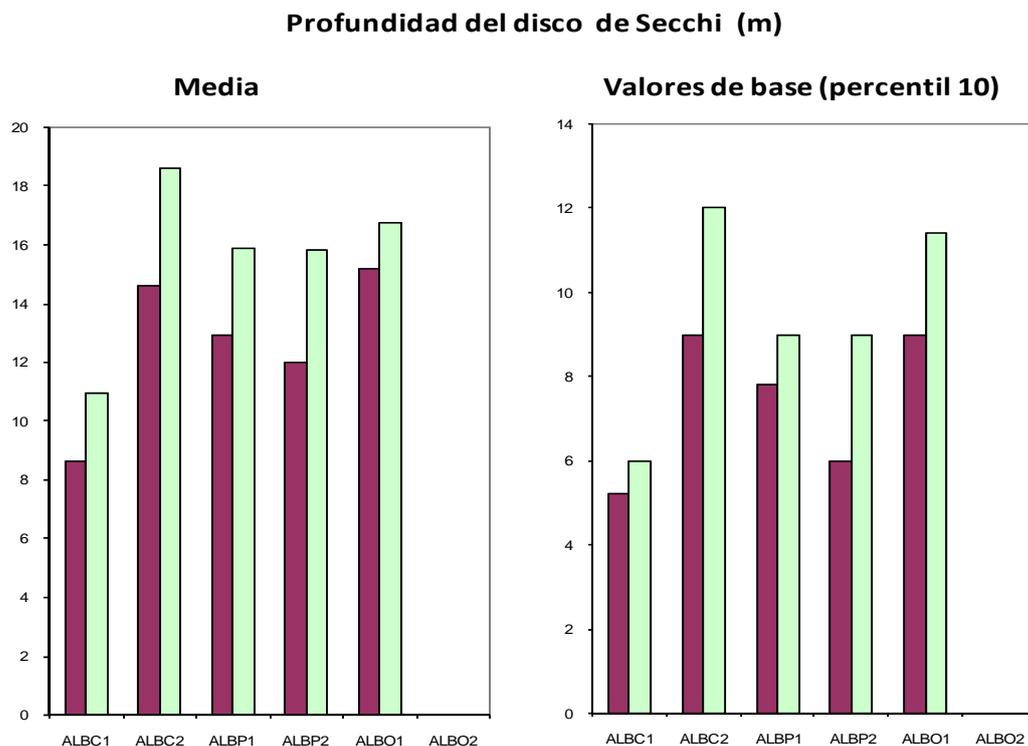


Figura 5.19. Promedio y percentil 10 (valores de base) de la profundidad del disco de Secchi para las áreas de productividad contrastante identificadas mediante el análisis de las imágenes de satélite (nótese que no hay datos disponibles para el área ALBO2). Se presentan los valores para el período de alta (barras rojas) y baja productividad (barras verdes).

Valores de base de la abundancia de células totales de fitoplancton y diatomeas

Sólo hay datos disponibles de abundancia de fitoplancton para las áreas ALBC1, ALBP1, ALBP2 y ALBO2 (Figura 5.20). En estas áreas, las mayores abundancias medias se encuentran en el sector occidental (ALBC1), mientras que la abundancia es en promedio 2,5 veces menor en el área de influencia de los giros anticiclónicos (ALBO2). En general, la abundancia de diatomeas sigue un patrón similar al de células totales. De hecho, la abundancia total de células y la abundancia de diatomeas estuvieron estrechamente correlacionadas en ALBC1, ALBP1 y ALBP2 ($r^2 = 0.94$). Por el contrario, la abundancia total no estuvo significativamente correlacionada con la abundancia de diatomeas en ALBO2, probablemente indicando que en



esta área este grupo de fitoplancton tiene un menor peso en la configuración de las comunidades.

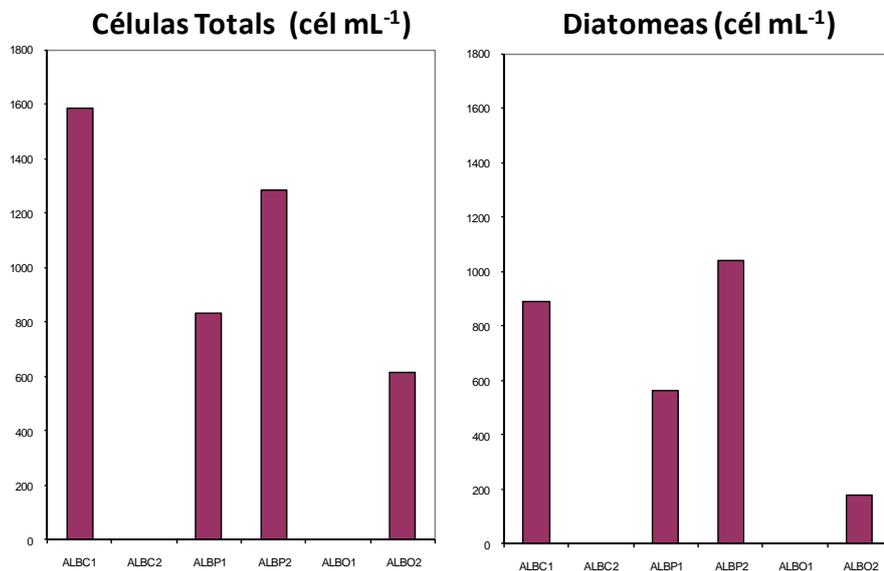


Figura 5.20. Valores de base (percentil 90) de la abundancia de células totales de fitoplancton y diatomeas (nótese que no hay datos disponibles para las áreas ALBC2 y ALBO2).

2.3.3. Condiciones de referencia y límites para la definición del Buen Estado de los elementos de calidad nutrientes y fitoplancton en la DMA

La Instrucción de Planificación Hidrológica (orden ARM/2656/2008, BOE 229), recoge en su Tabla 45 las condiciones de referencia que deben ser tenidas en cuenta en la evaluación del elemento de calidad Fitoplancton para las aguas costeras. Los valores para las masas de agua costeras de la Demarcación según su tipología (definida previamente) se recogen en la Tabla 5.3 (se muestran sólo los valores definidos para la zona localizada a más de 200 m de distancia de la costa o *near-shore* según la terminología empleada en la Instrucción). La condición de referencia está basada en el percentil 90 de la concentración de clorofila *a*. Por tanto, es directamente comparable a los valores mostrados con anterioridad para el indicador 5.2.1.

En la memoria del Proyecto de Plan Hidrológico de la DHCMA las únicas masas de agua costera clasificadas como Tipo 8 son las localizadas en el extremo oriental de la Demarcación Marina (Tabla 5.1). En nuestro análisis de imágenes de satélite, dichas masas de agua costera quedan incluidas dentro de las áreas ALBC2 y ALBO2. Para las otras masas de agua



costera, los valores de base comparables serían los obtenidos para ALBC1 y ALBP2, puesto que son las áreas de productividad que ocupan esta franja del litoral. Como se puede apreciar en la Tabla 5.3, el acuerdo entre los valores de referencia y los de base del indicador 5.2.1 es aceptable. Así mismo, es interesante destacar que los valores de base están por debajo del umbral bueno/moderado definido en aplicación de la DMA.

Por otro lado, durante los trabajos que llevaron a la adopción del valor de referencia para fitoplancton, se propusieron también los valores de referencia para nutrientes que se recogen en la Tabla 5.4 para las masas de agua costeras tipo 5, 6, 7 y 8.

Tabla 5.3. Valores de referencia y límites bueno/muy bueno y bueno/moderado de clorofila *a* publicados en la Instrucción de Planificación Hidrológica para la zona situada a más de 200 m de distancia a la costa. Se muestran para comparación los valores de base (percentil 90) de clorofila *a* obtenidos para las aguas costeras para el período más productivo y el resto del ciclo anual.

Tipo de agua (DMA)	Condición de referencia	Límite bueno/muy bueno	Límite bueno/moderado	Valores de base del indicador 5.2.1	Área de productividad contrastante
8	0,9	1,1	1,8	1,5 – 1,7 0,6-0,7	ALBC2 ALBO2
10	2,0	3,0	6,0	2,2-3,1 1,8-3,1	ALBC1 ALBP2

Tabla 5.4. Valores umbrales propuestos para definir el límite de clase bueno/moderado para las aguas Tipo IIIW (que engloba las masas de agua tipo 8 de la Instrucción de Planificación Hidrológica). Estos valores aparecen en el documento no publicado “Metodología para la evaluación de los elementos de calidad fisicoquímicos del estado ecológico en la Ecorregión mediterránea” coordinado por el Ministerio de Medio Ambiente. Se deben considerar valores provisionales en tanto la Comunidad Autónoma no los ratifique.

Indicador	Límite bueno/moderado	Valores de base para ALBC2-ALBO2
	Campo medio	
Amonio	4,6	0,46 – ND
Nitrato	7,3	1,34 – 1,28
Fosfato	0,76	0,20 – 0,17

ND: No disponible



2.4. Evaluación del estado actual. Principales actividades, presiones e impactos

2.4.1. Estado actual y tendencias de las principales presiones.

De acuerdo con la información mostrada anteriormente sobre la distribución de la carga contaminante a lo largo de la costa de la Demarcación, la característica más notable de la misma es que su incidencia es bastante heterogénea. Así, mientras los vertidos residuales de procedencia urbana se concentran particularmente en el litoral de la provincia de Málaga, los vertidos industriales se concentran en la Bahía de Algeciras y en la franja litoral de Almería. En esta zona, la incidencia de la contaminación difusa es también especialmente significativa.

Los datos recopilados (la mayoría extraídos de la memoria del Plan Hidrológico de la DHCMA) no permiten estudiar las tendencias temporales en cada una de las fuentes inventariadas que aportan nutrientes al medio marino. No obstante, los datos publicados por la Junta de Andalucía en los Informes Anuales de Medio Ambiente en Andalucía, sí ofrecen datos integrados anualmente de la carga contaminante procedente de vertidos de aguas residuales. En la Figura 5.21 se presentan los datos agregados por provincias desde 2001 hasta 2008. En la provincia de Cádiz los aportes de nitrato al litoral, la mayoría de origen industrial, han tendido a reducirse desde 2001 a 2008. Por el contrario, en las otras tres provincias los vertidos de nitrato presentan un patrón muy irregular, si acaso destaca el aumento producido en 2005-2008 en el litoral de Málaga. Los aportes de amonio siguen en general un patrón similar a los de fosfato, ya que ambos contaminantes proceden principalmente de las mismas fuentes (vertidos puntuales de aguas residuales urbanas).

No se dispone de datos que permitan estimar el aporte de nutrientes procedente de los ríos que desembocan en la Demarcación. No obstante, es de esperar que el Guadalhorce y el Guadiaro aporten una cantidad significativa de nutrientes en comparación con el resto de los ríos, debido a su mayor caudal. Tampoco se tienen datos de la deposición atmosférica de nutrientes. Por lo tanto, no es posible hacer un balance completo de la carga de nutrientes al medio marino procedente de fuentes alóctonas. Alternativamente, se ha elaborado un mapa de zonas de riesgo de acumulación de nutrientes con la información disponible. Para la elaboración del mismo se ha tenido en cuenta la presencia o cercanía de las siguientes fuentes de contaminantes:



- EDARs
- Complejos industriales que tienen obligación de informar a la UE por vertido de nutrientes
- Presencia de desembocaduras de ríos
- Deposiciones atmosféricas calculadas a partir del modelado EMEP
- Vertederos de material dragado

La metodología empleada en el cálculo de los índices se detalla en el Documento II: Análisis de Presiones e Impactos. Los resultados de este análisis cualitativo se muestran en la Figura 5.22, donde se evidencia que la zona de la Demarcación con un mayor riesgo potencial de acumulación de nutrientes es la Bahía de Algeciras. Un riesgo potencial moderado se observa en las costas de Fuengirola, Málaga, Motril y Poniente de Almería.

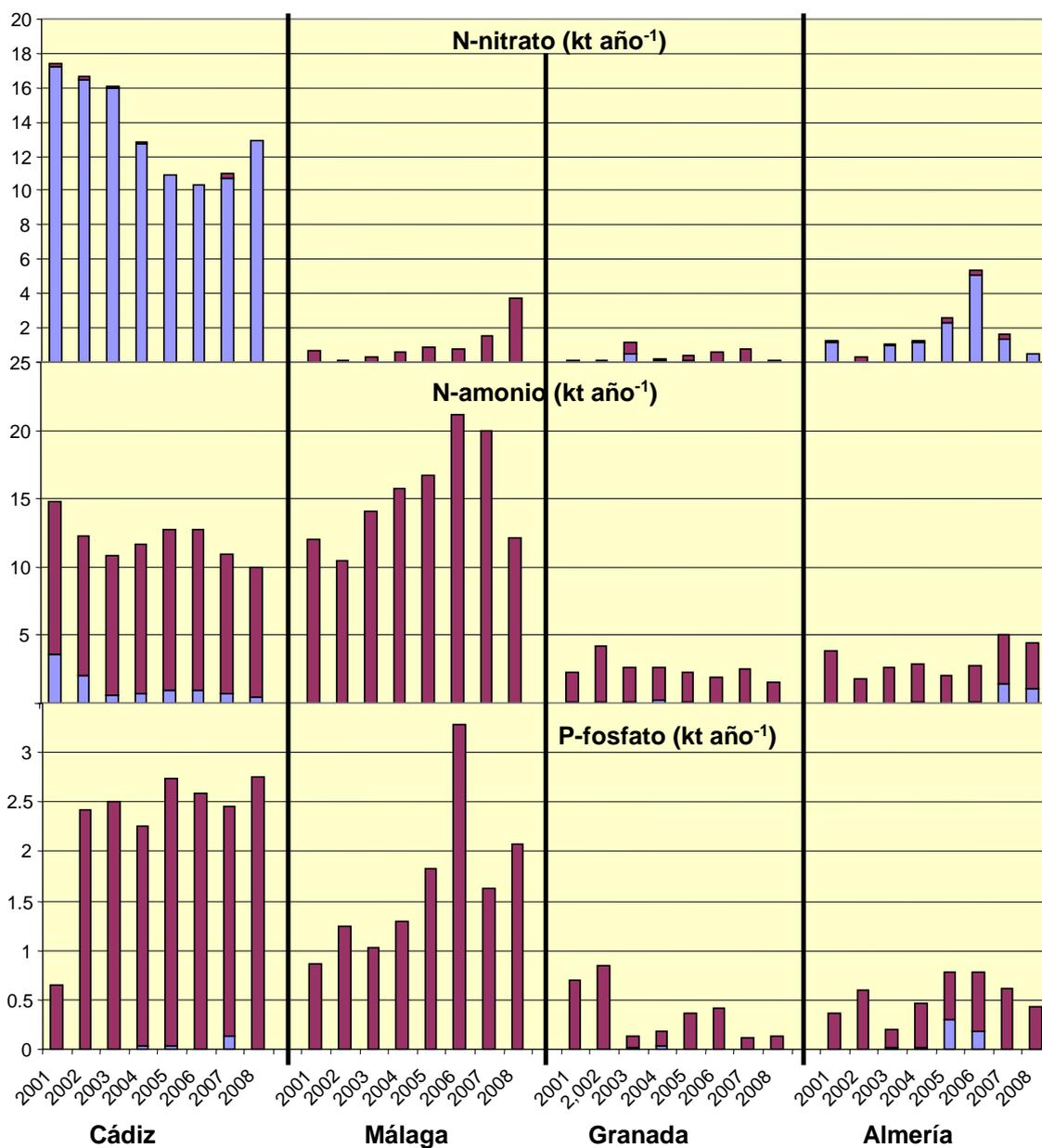


Figura 5.21. Nitrato, amonio y fosfato procedente de los puntos de vertido de aguas residuales (en rojo, aguas residuales urbanas; en azul aguas residuales industriales) inventariados en la demarcación según los datos disponibles en los Informes de Medio Ambiente en Andalucía 2002-2010

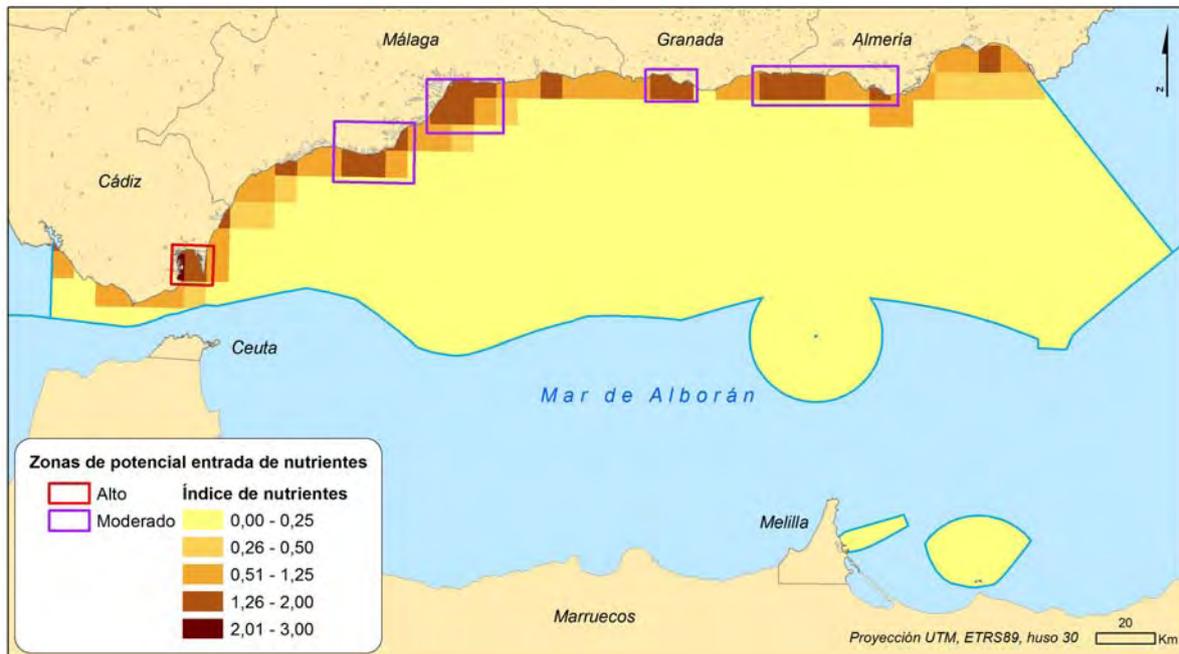


Figura 5.22. Zonas de acumulación potencial de nutrientes de origen alóctono. Ver el texto para una explicación detallada del cálculo del índice de nutrientes.

2.4.2. Estado actual y tendencias temporales de los nutrientes

Como se ha comentado anteriormente, en general la Demarcación Marina se caracteriza por un alto hidrodinamismo, especialmente en su sector norte, lo que da lugar a una alta variabilidad temporal de los nutrientes, independientemente de la fase del ciclo de producción anual. Esta variabilidad se evidencia en la distribución temporal de las concentraciones de nitrato que varían desde concentraciones por debajo del límite de detección hasta valores mayores de $7 \mu\text{mol L}^{-1}$ en cinco de las seis áreas de productividad identificadas (notese que los valores máximos registrados en ALBO2 son en todo caso menores a $5 \mu\text{mol L}^{-1}$). El porcentaje de valores de concentración de nitrato relativamente alto es mayor durante el período más productivo, al menos en las áreas de productividad localizadas en la mitad occidental de la Demarcación (ALBC1, ALBP1, ALBP2 y ALBO1), lo que explica el mayor percentil 90 obtenido (línea verde discontinua horizontal en la Figura 5.23).



Durante el período actual (2005 a 2010), el porcentaje de valores que superan el percentil 90 no difiere respecto al calculado para todo el período en ninguna de las seis áreas de productividad.

Los promedios anuales de concentración de nitrato se muestran en la Figura 5.24. La distribución de las medias anuales evidencia que la concentración de nitrato describe un comportamiento cíclico con máximos de concentración que se producen cada tres o cuatro años. Los máximos interanuales de concentración son mucho menos acusados en ALBC2. El ajuste de las series temporales no evidencia tendencias significativas de aumento para todo el período analizado (ver Anexo II para una descripción del método estadístico empleado para el cálculo de las tendencias). Más bien al contrario, hubo una tendencia significativa decreciente en ABLP2 debido principalmente a las bajas concentraciones promediadas obtenidas desde 2004.

Los datos disponibles de amonio no permiten determinar las tendencias temporales. No obstante, destacan las relativamente altas concentraciones registradas en ALBC1 durante 2010 (Figura 5.25).

La variabilidad de la concentración de fosfato es también notable en cada área de productividad, aunque inferior en términos relativos a la obtenida para nitrato. La mayor concentración de fosfato en toda la Demarcación se ha registrado en ALBP1 durante 2010 (Figura 5.26). Como ocurre con el nitrato, la distribución temporal de las medias anuales (Figura 5.27) indica que su concentración presenta ciclos interanuales de entre cuatro y cinco años de duración. Independientemente de estos ciclos, el porcentaje de valores de concentración altos (por encima del percentil 90) es mayor en el período 2006-2010 en ALBC1, ALBP1 y ALBP2. De hecho, el fosfato muestra una tendencia de aumento significativa en ALBP1. Concordantemente, las medias anuales mayores para todo el período se han obtenido durante 2010 en ALBC1, ALBP1 y ALBP2.

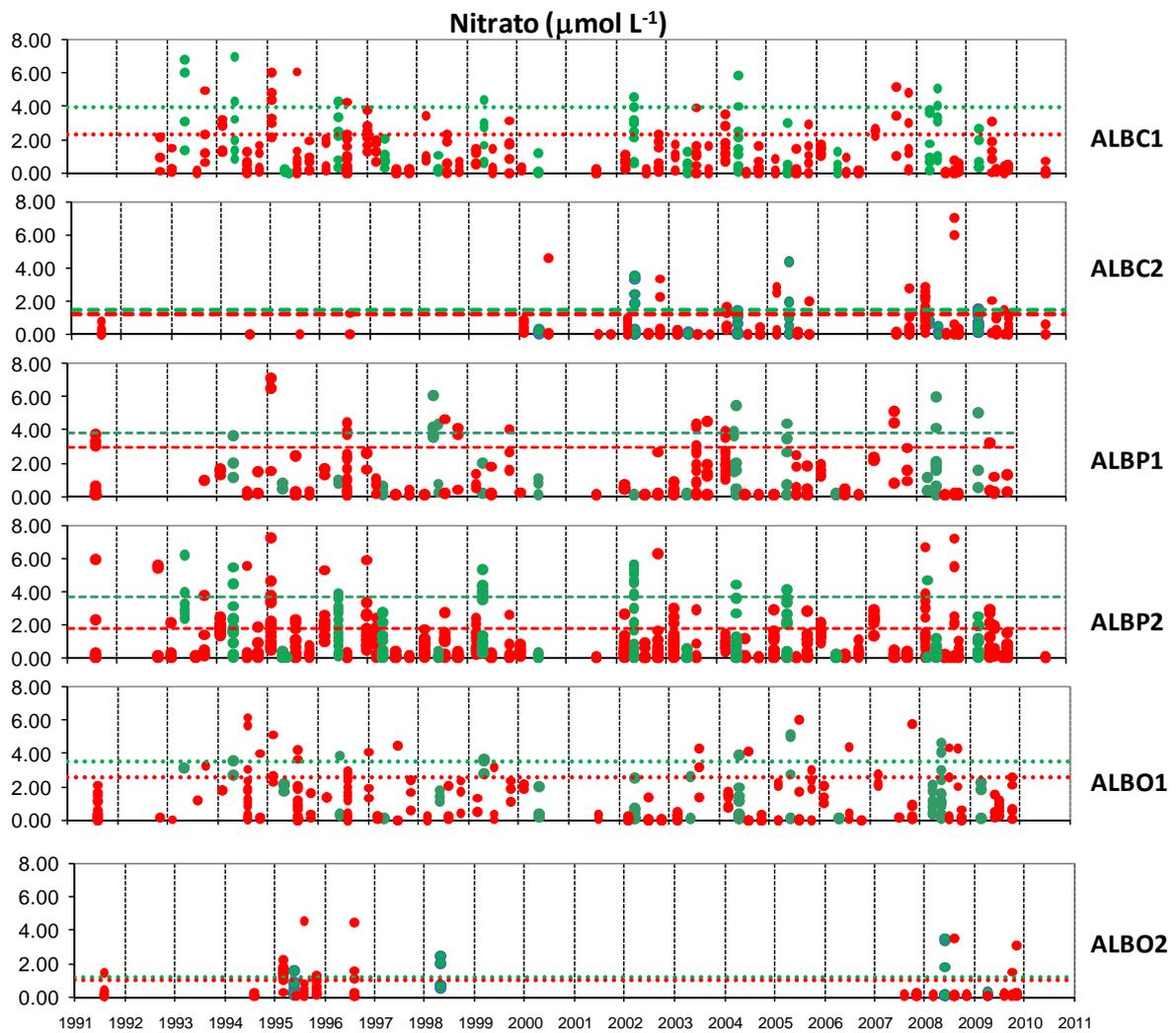


Figura 5.23. Variabilidad temporal de la concentración de nitrato en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran el percentil90 para el período más productivo (de marzo a mayo; línea discontinua verde) y para el resto del año (línea discontinua roja).

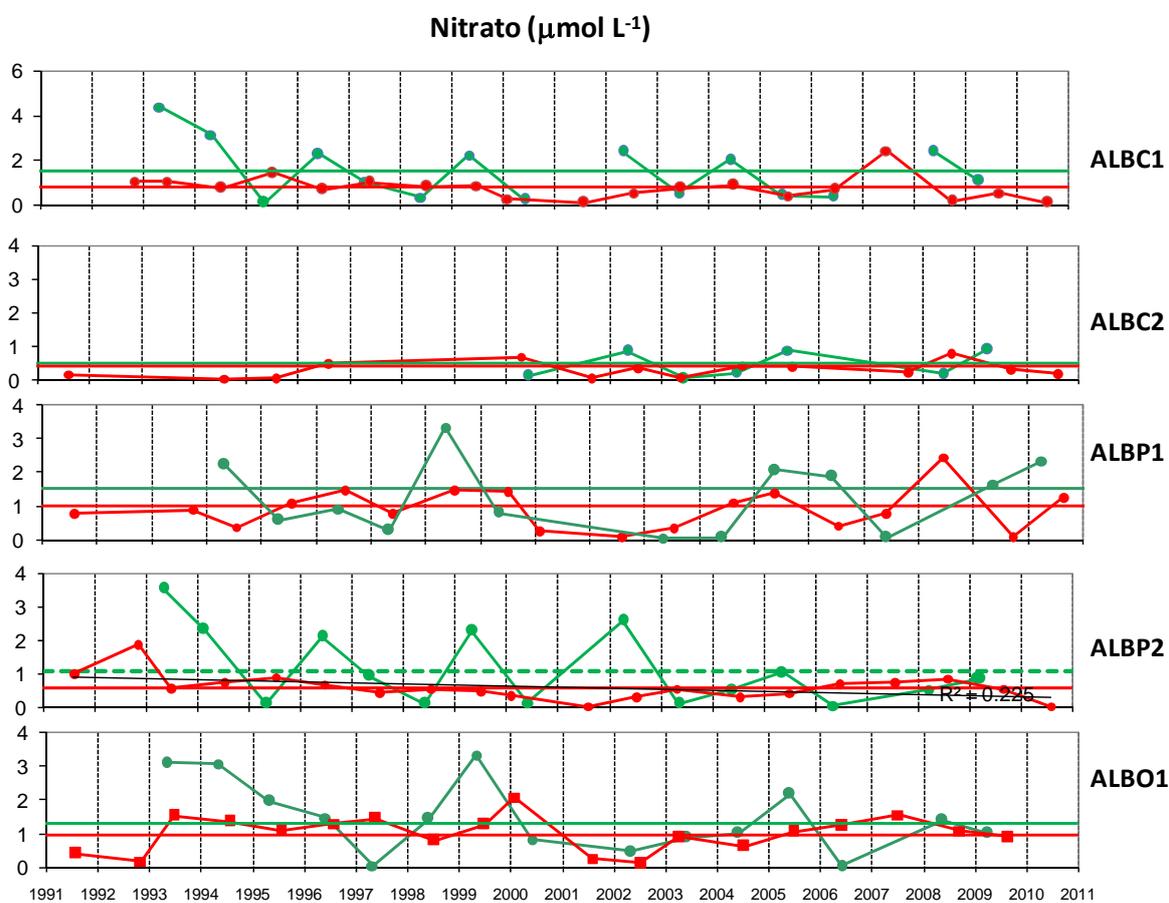


Figura 5.24. Variabilidad de la media anual de concentración de nitrato en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran la media de toda la serie para el período más productivo (de marzo a mayo; línea verde) y para el resto del año (línea roja).

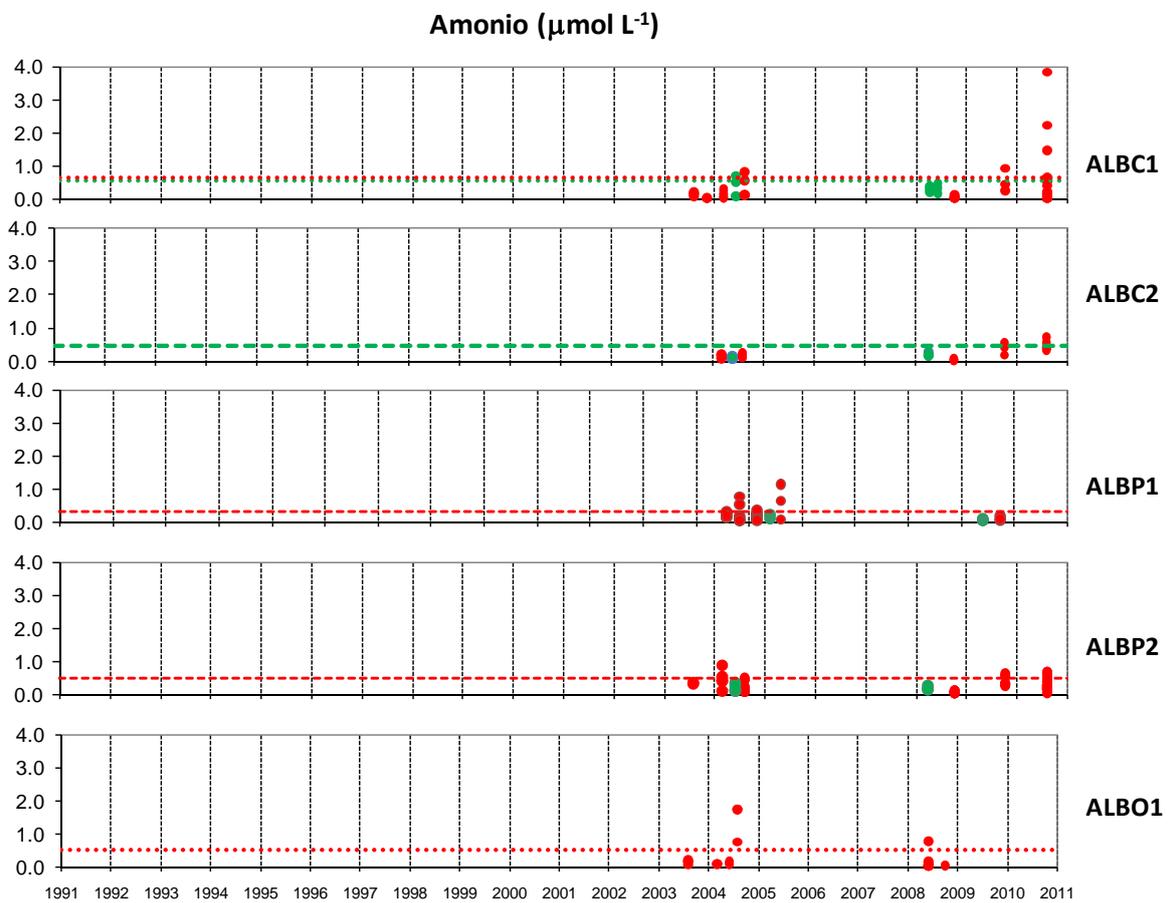


Figura 5.25. Variabilidad temporal de la concentración de amonio en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran el percentil 90 para el período más productivo (de marzo a mayo; línea discontinua verde) y para el resto del año (línea discontinua roja). No hay datos disponibles para ALBO2.

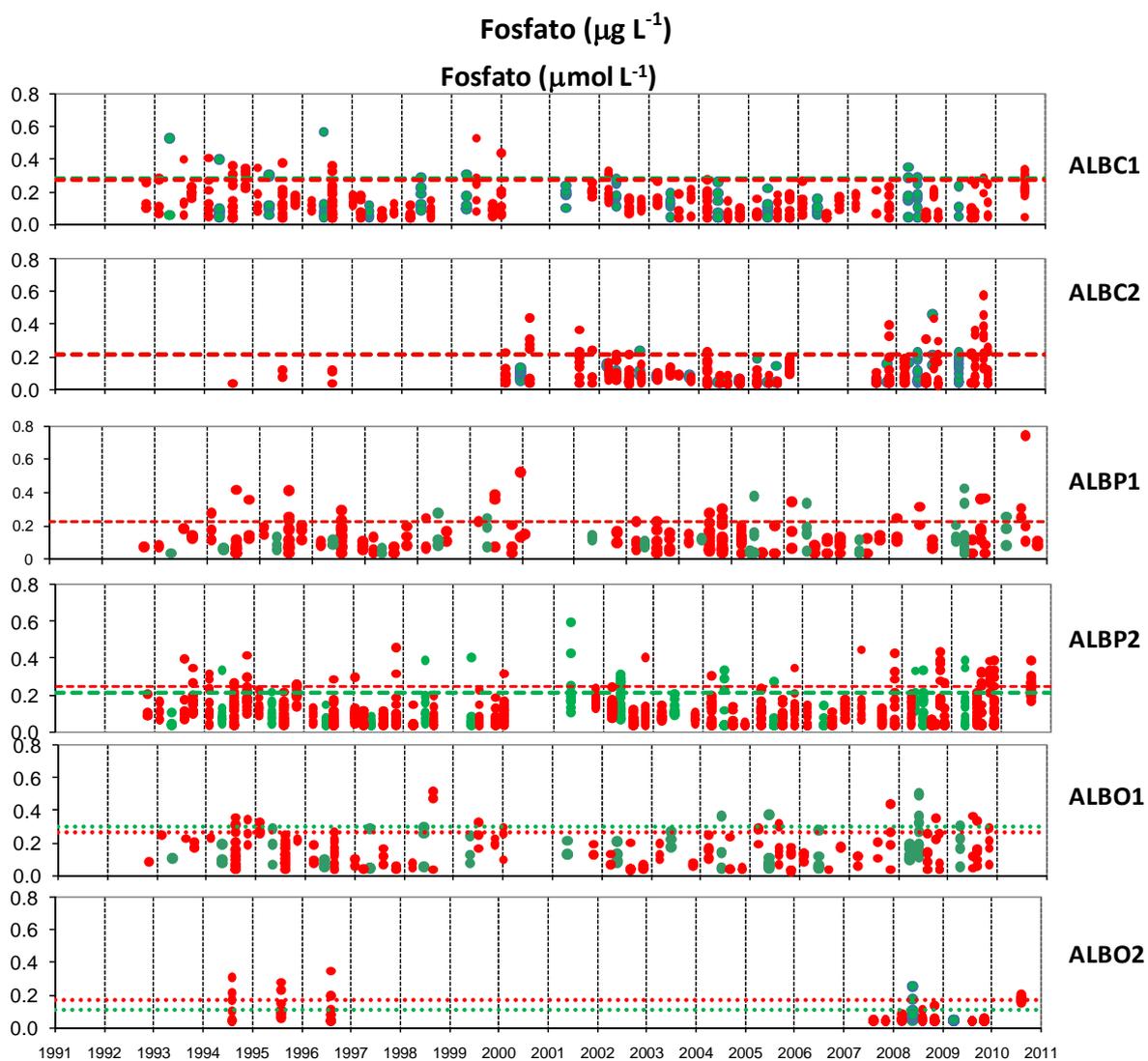


Figura 5.26. Variabilidad temporal de la concentración de fosfato en las áreas de productividad contrastante.

Las líneas horizontales muestran el percentil 90 para el período más productivo (de marzo a mayo; línea discontinua verde) y para el resto del año (línea discontinua roja). En ALBC2 ambos percentiles son similares.

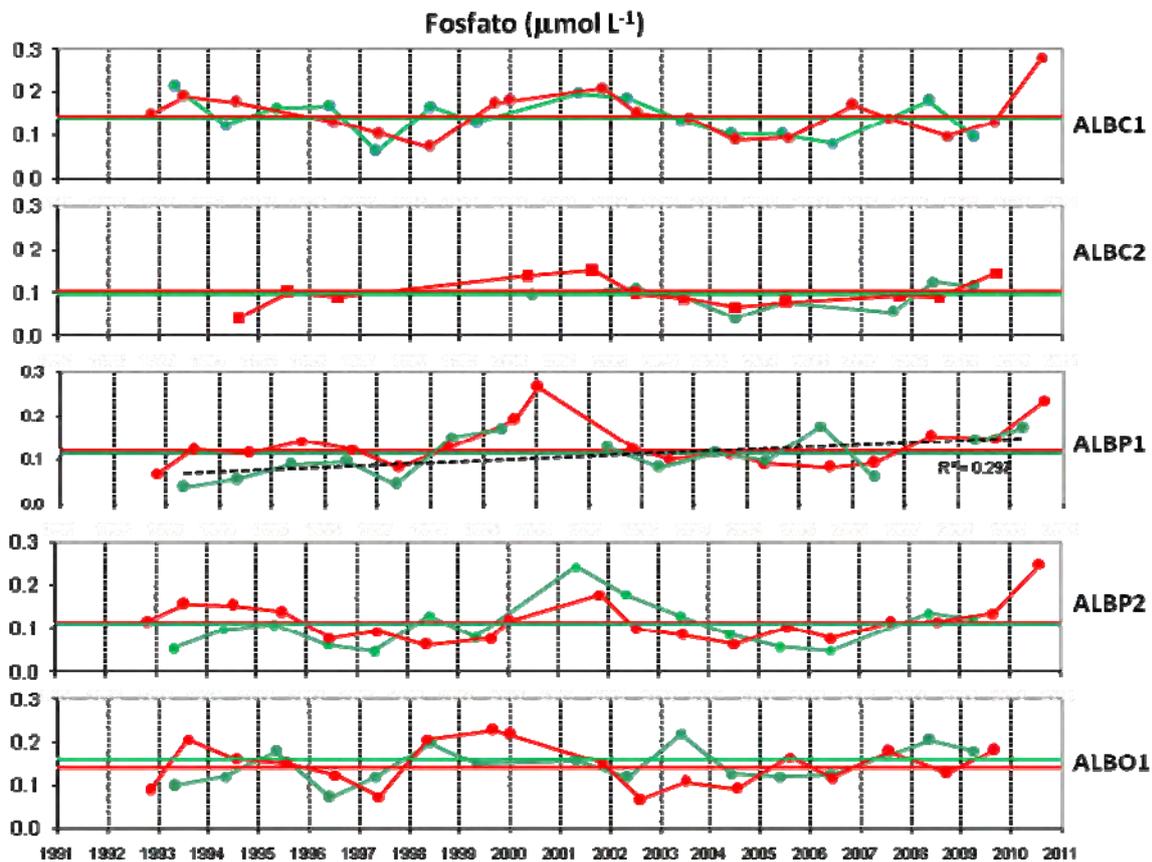


Figura 5.27. Variabilidad de la media anual de concentración de nitrato en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran la media de toda la serie para el período más productivo (de marzo a mayo; línea verde) y para el resto del año (línea roja). Para ALBO2 no pudieron calcularse medias anuales.

Las razones molares de los nutrientes fueron altamente variables. Así por ejemplo, la razón molar nitrato:fosfato (N:P en Figura 5.28) varió desde un máximo de 100 hasta valores menores de 0,1. En ALBC1, ALBP1, ALBP2 y ALBO1 el porcentaje de valores de N:P por encima del percentil 90 se redujo notablemente durante el período de 2006 a 2010. De hecho, en estas masas de agua los mayores valores de N:P se encontraron en el período del 1993 al 1999. Estos cambios temporales se reflejan igualmente en la distribución temporal



de las medias anuales de N:P (Figura 5.29), que decrecieron significativamente en ALBP2 y ALBO1. Es interesante notar que la razón nitrato:silicato varió independientemente de la razón N:P excepto en ALBO1, donde se encontró una tendencia decreciente significativa atribuible a la disminución de la concentración de nitrato (Figura 5.30).

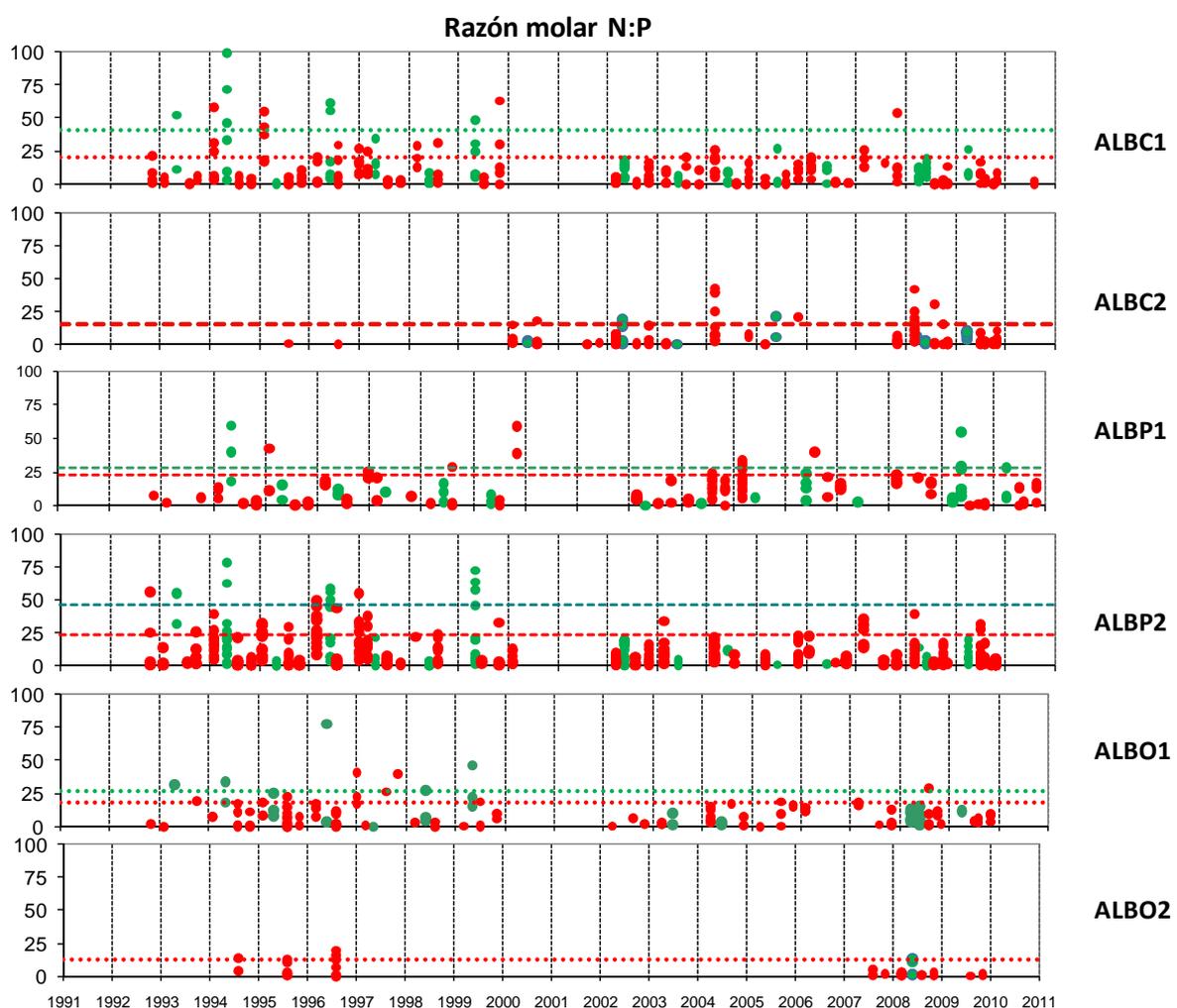


Figura 5.28. Variabilidad temporal de la razón molar nitrato:fosfato (N:P) en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran el percentil 90 para el período más productivo (de marzo a mayo; línea discontinua verde) y para el resto del año (línea discontinua roja). En ALBC2 y ALB2 ambos percentiles fueron similares.

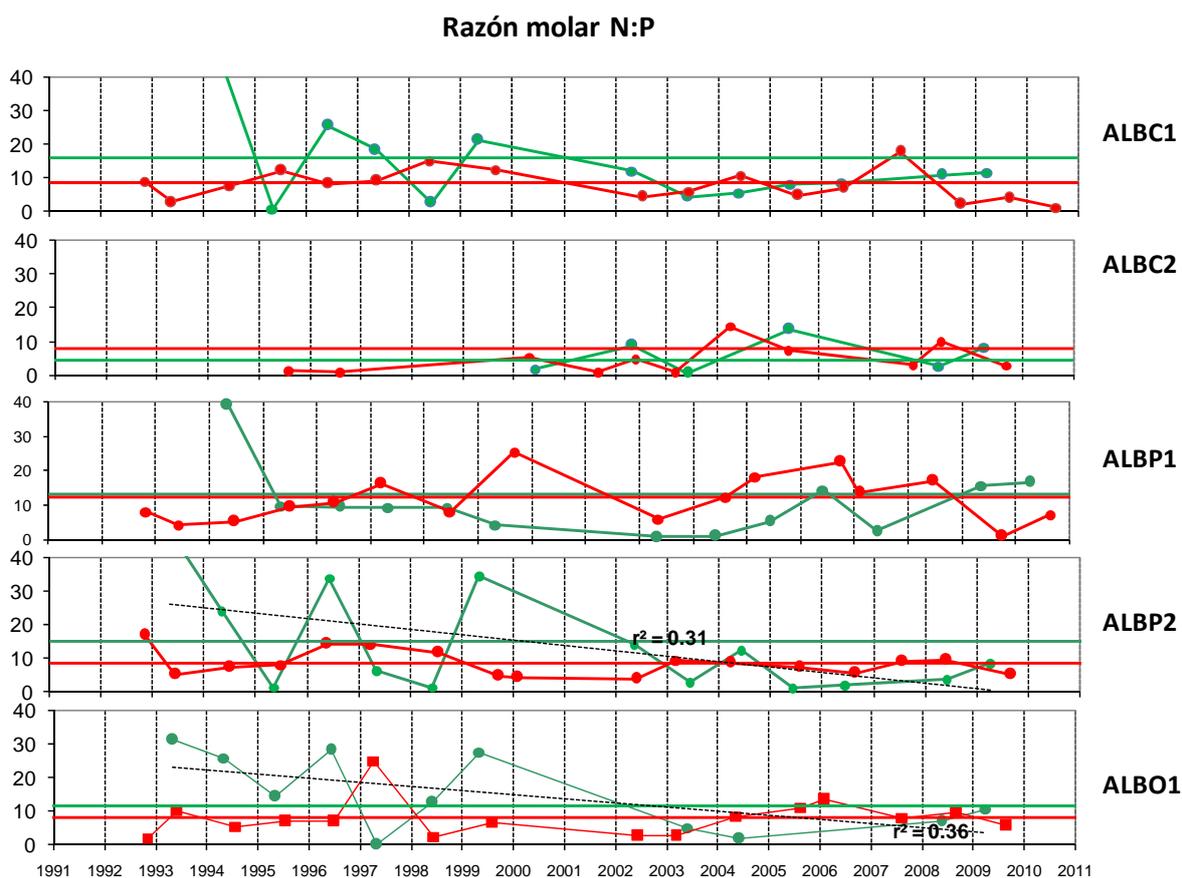


Figura 5.29. Variabilidad de la media anual de la razón molar nitrato:fosfato en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran la media de toda la serie para el período más productivo (de marzo a mayo; línea verde) y para el resto del año (línea roja). Para ALBO2 no pudieron calcularse medias anuales.

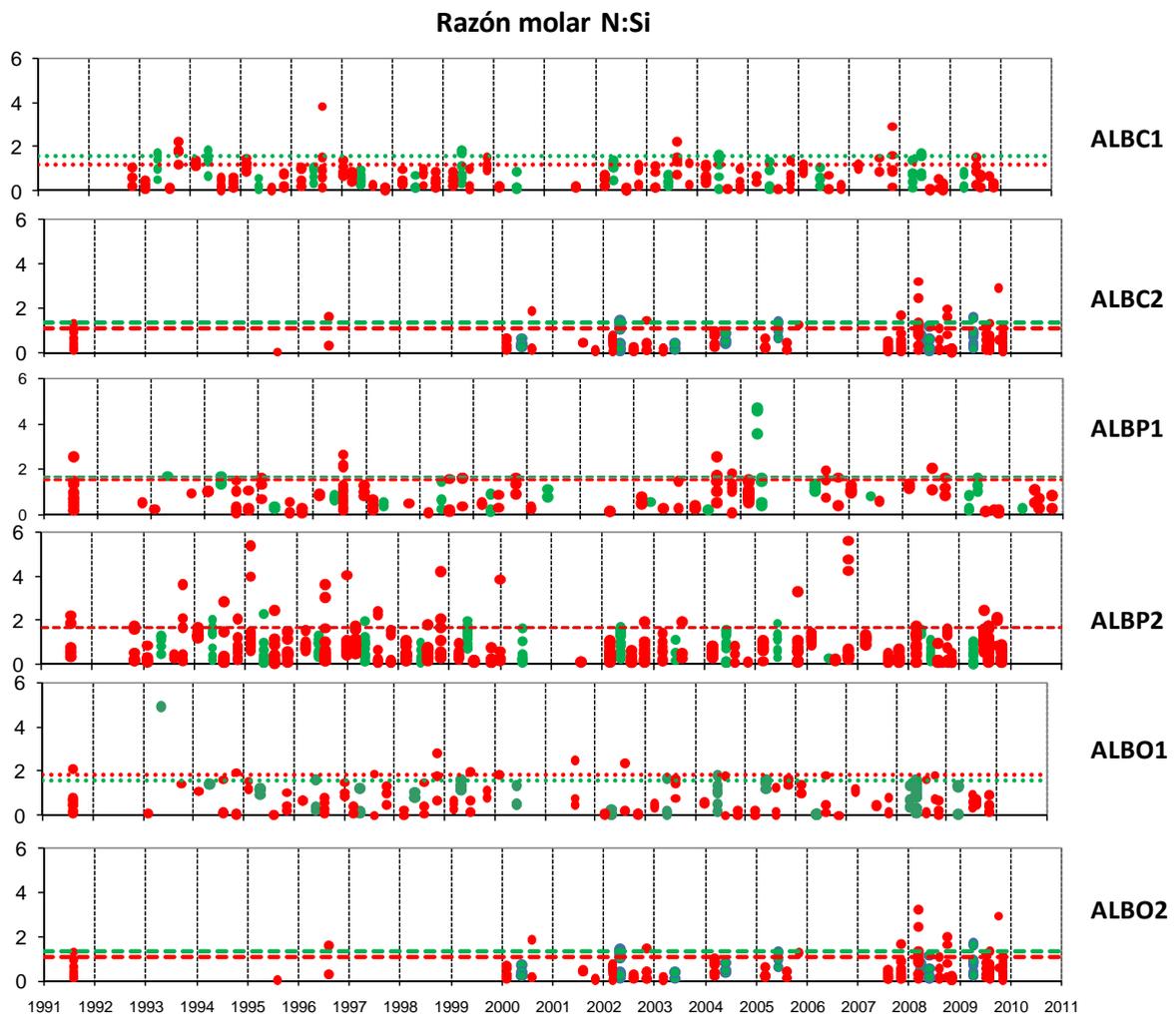


Figura 5.30. Variabilidad temporal de la razón molar nitrato:silicato (N:Si) en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran el percentil 90 para el período más productivo (de marzo a mayo; línea discontinua verde) y para el resto del año (línea discontinua roja).

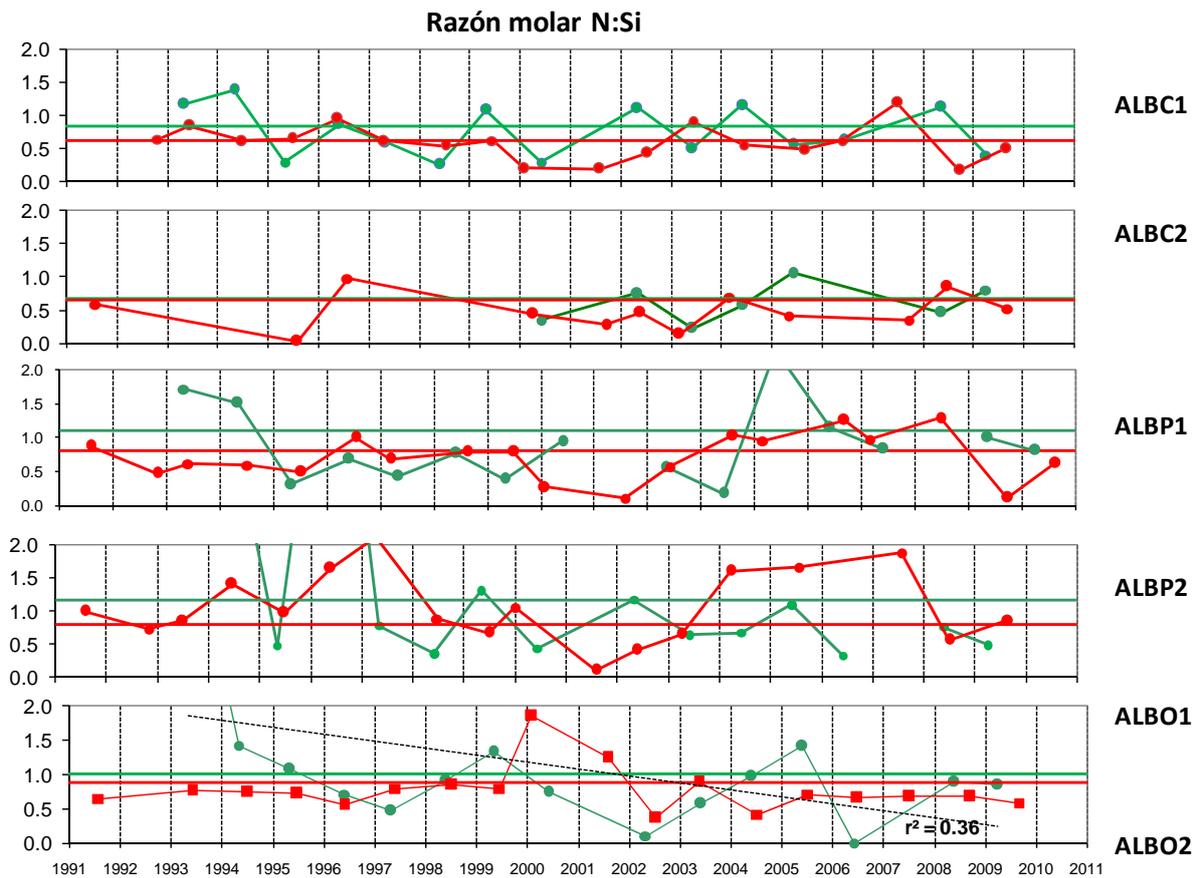


Figura 5.31. Variabilidad de la media anual de la razón molar nitrato:silicato en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran la media de toda la serie para el período más productivo (de marzo a mayo; línea verde) y para el resto del año (línea roja). Para ALBO2 no pudieron calcularse medias anuales.



2.4.3. Estado actual y tendencias temporales de los indicadores de efectos directos

Al igual que ocurre con los nutrientes, la concentración de clorofila a es bastante variable en todas las áreas de productividad excepto en ALBO2 (Figura 5.32). Sin embargo, no se han registrado en la Demarcación valores mayores de $8 \mu\text{g L}^{-1}$. Por el contrario, la concentración de clorofila fue a menudo cercana al límite de detección. Estos bajos valores de concentración se obtuvieron en los dos períodos del ciclo anual de producción analizados, aunque fue más frecuente durante el período de menor productividad (Figura 5.32). Es interesante notar que en ningún caso se registraron concentraciones de clorofila a mayores al límite bueno/moderado definido en la Instrucción de Planificación Hidrológica.

La clorofila a promediada anualmente presenta un comportamiento cíclico (Figura 5.33), con máximos interanuales que se suceden cada tres o cuatro años. Los máximos y mínimos interanuales son más atenuados en ALBO1. En ALBC1 y ALBP1 se encontraron tendencias significativas de reducción de la concentración de clorofila. En las otras áreas no hubo tendencias temporales significativas desde 1991 hasta 2010.

En relación con los otros indicadores de efectos directos cabe destacar lo siguiente:

- En general la profundidad del disco de Secchi siguió un patrón de variabilidad inverso al de la clorofila a , aunque no se encontraron tendencias significativas en ninguna de las áreas analizadas (Figuras 5.34 y 5.35).
- El porcentaje de diatomeas respecto al total de células de fitoplancton no presentó ningún patrón de variación temporal definible (Figura 5.36). Por lo tanto, no hay evidencias de que durante el período actual se esté produciendo un cambio en la estructura taxonómica de las comunidades. Tampoco contamos con datos suficientes que nos permitan determinar si la frecuencia de *blooms* de dinoflagelados u otras especies o grupos de microalgas potencialmente productores de toxinas esté aumentando en la demarcación.
- No se dispone de datos que evidencien un aumento de la frecuencia de mareas verdes en la Demarcación. De hecho, los únicos episodios de *blooms* masivos de macroalgas se han descrito en aguas de la Bahía de Algeciras durante los años 90 (Clavero et al. 1992, 1999; Hernández et al. 1997).

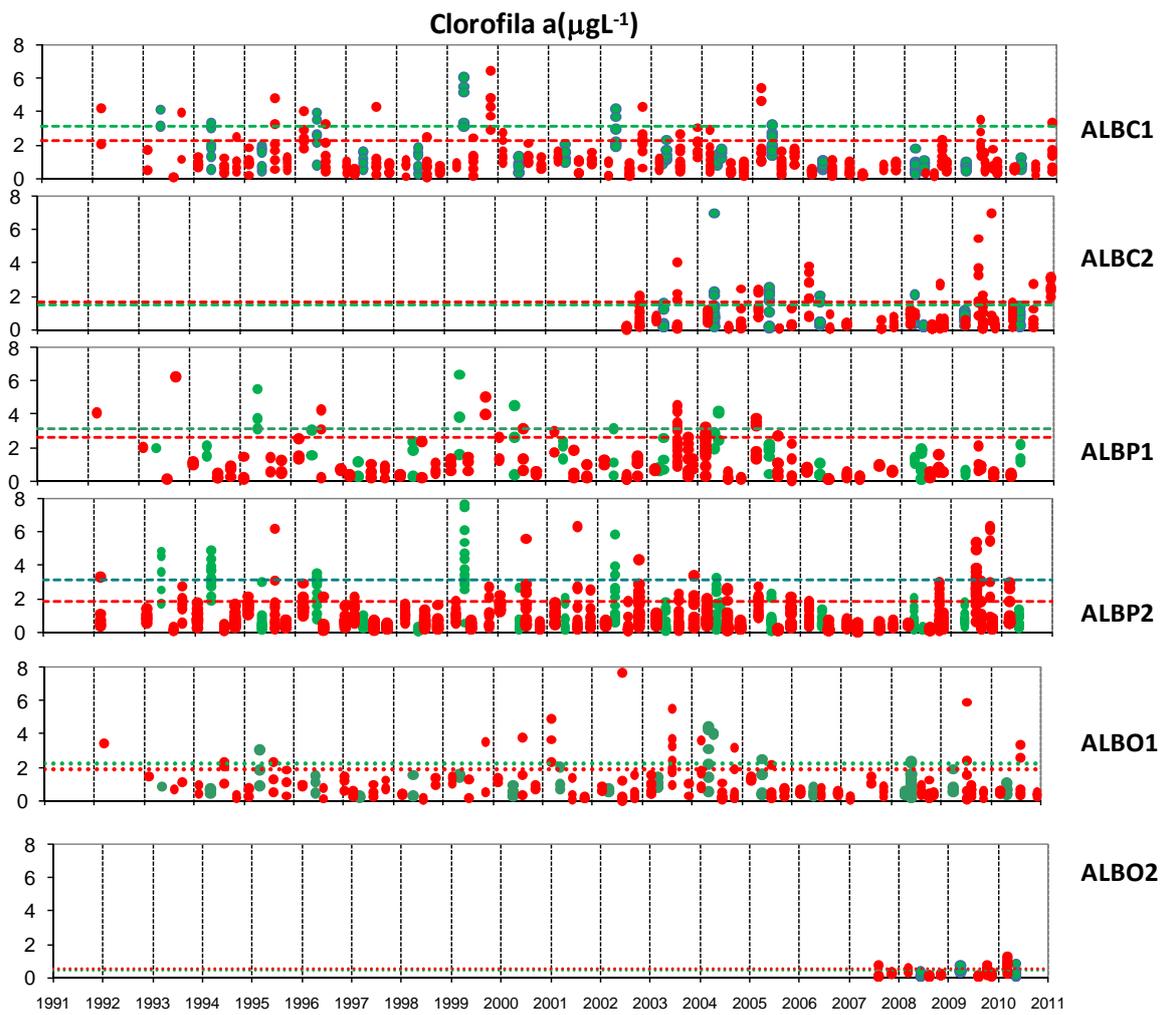


Figura 5.32. Variabilidad temporal de la concentración de clorofila a en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran el percentil 90 para el período más productivo (de marzo a mayo; línea discontinua verde) y para el resto del año (línea discontinua roja).

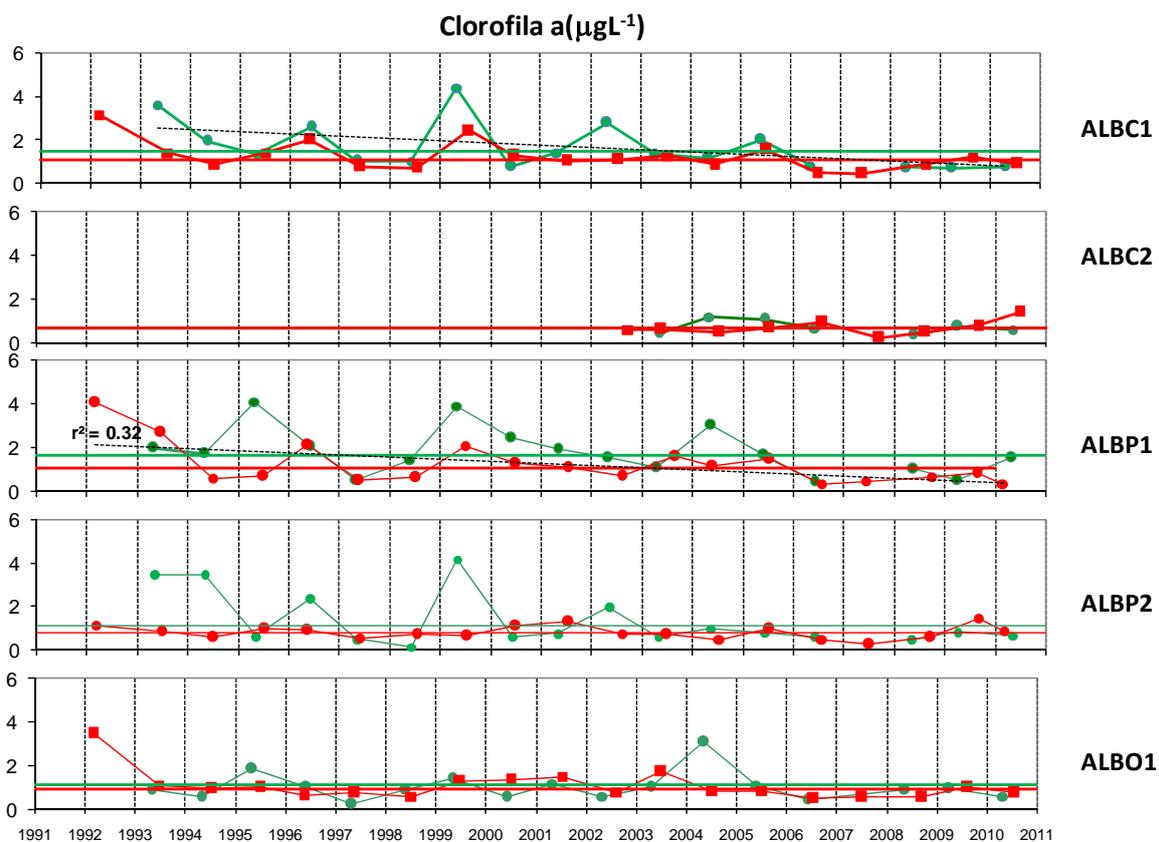


Figura 5.33. Variabilidad de la media anual de clorofila a en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran la media de toda la serie para el período más productivo (de marzo a mayo; línea verde) y para el resto del año (línea roja). Para ALBO2 no pudieron calcularse medias anuales.

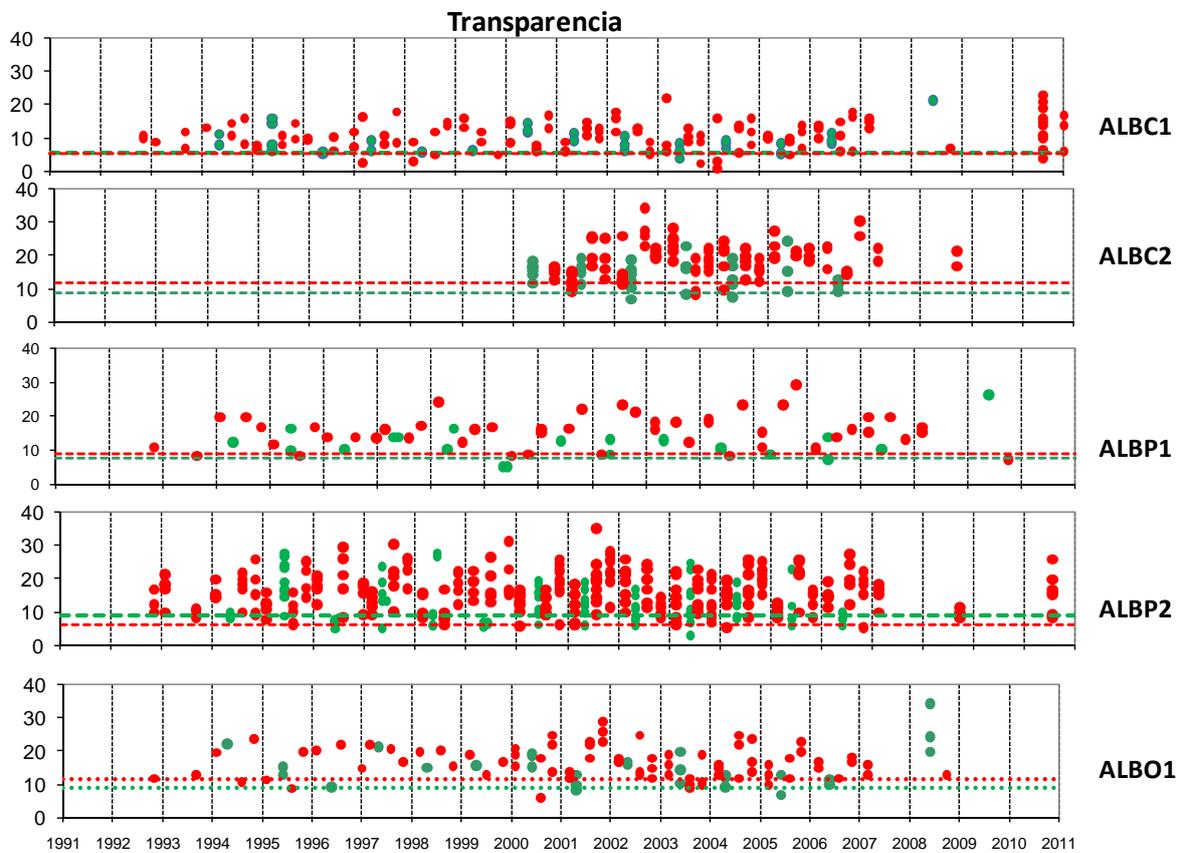


Figura 5.34. Variabilidad temporal de la profundidad del disco de Secchi (m) en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran el percentil 90 para el período más productivo (de marzo a mayo; línea discontinua verde) y para el resto del año (línea discontinua roja). No hay datos disponibles para ALBO1.



Transparencia

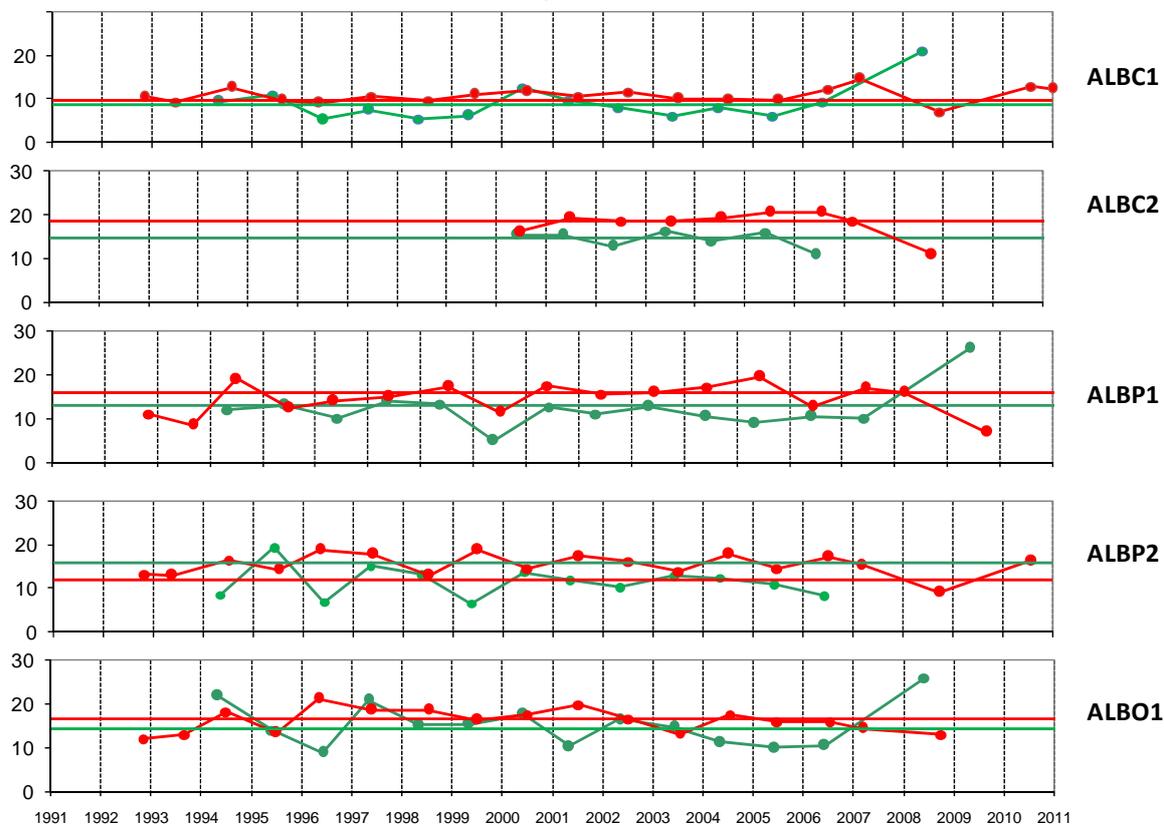


Figura 5.35. Variabilidad de la media anual de clorofila a en las áreas de productividad contrastante. Las líneas horizontales muestran la media de toda la serie para el período más productivo (de marzo a mayo; línea verde) y para el resto del año (línea roja). Para ALBO2 no pudieron calcularse medias anuales.

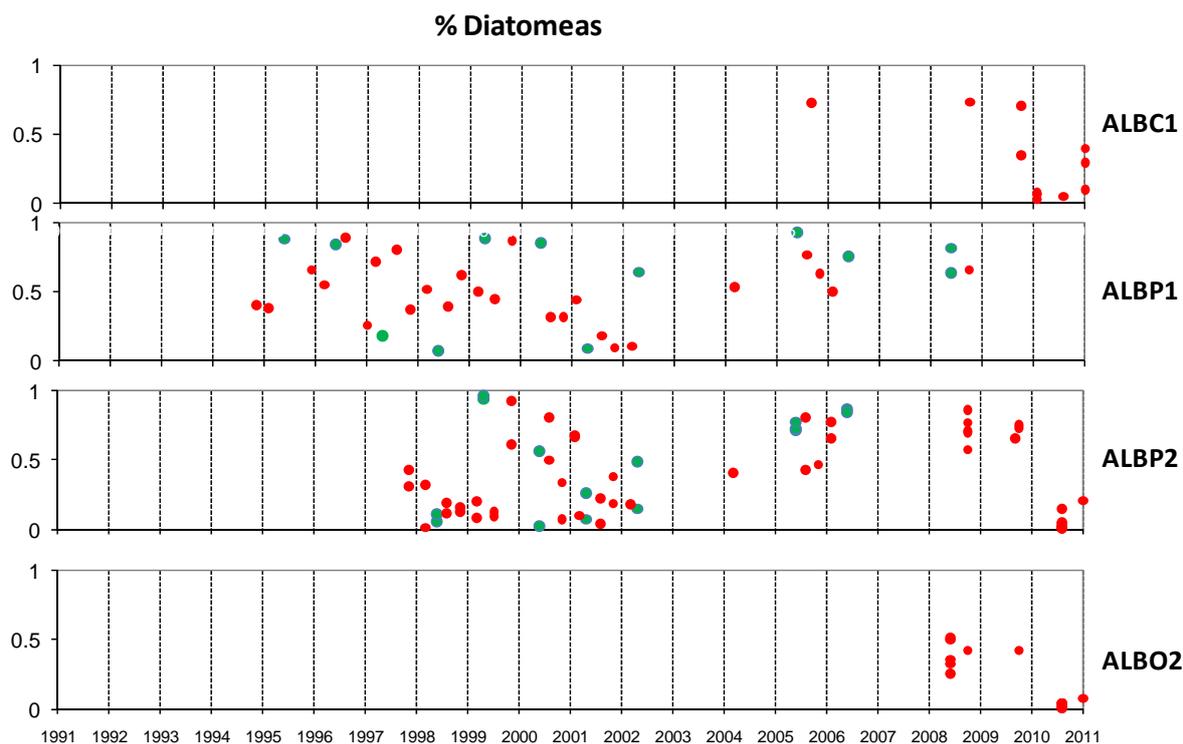


Figura 5.36. Variabilidad temporal de la abundancia de diatomeas relativa al total de células de fitoplancton mayores a 10 μm para aquellas áreas de productividad de las que se dispone de datos.

2.4.4. Estado actual y tendencias temporales de los indicadores de efectos indirectos

Sólo se dispone de datos de oxígeno para ocho estaciones localizadas en las áreas ALBC1, ALBP1 y ALBP2. En la Figura 5.37 se muestran los porcentajes de saturación de oxígeno obtenidos cerca del fondo en las mencionadas estaciones. El porcentaje de valores de saturación de oxígeno inferiores al 80% (que es el límite que normalmente se utiliza como umbral para definir déficit de oxígeno en la columna de agua) en toda la serie temporal es muy reducido en ALBC1 y ALBP1. El porcentaje es mayor en ALBP2, aunque tan solo en una ocasión en 1995 se han registrado valores inferiores al 60%. En todo caso aún en esta área el porcentaje de saturación de oxígeno tendió a aumentar en el período 2004-2007. No se dispone de datos para los últimos años, aunque ninguna otra información hace pensar que las concentraciones de oxígeno estén experimentando cambios sustanciales durante el periodo actual.

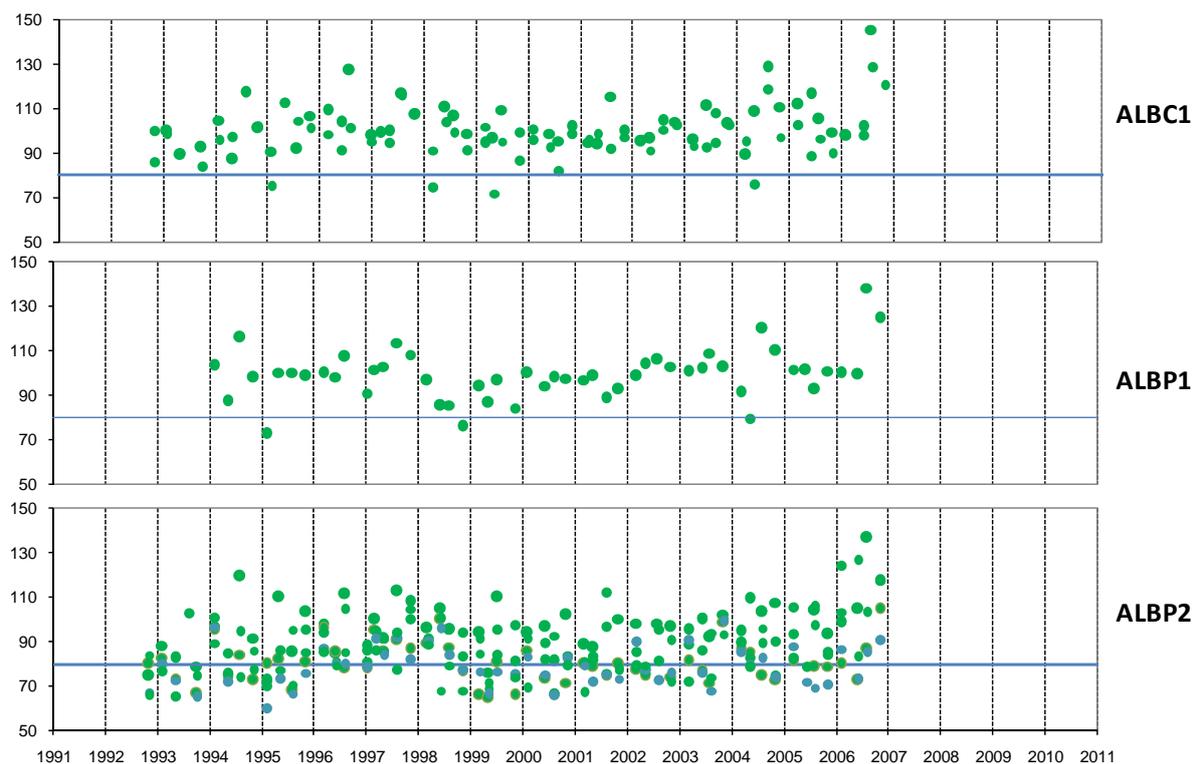


Figura 5.37. Cambios en el porcentaje de saturación de oxígeno en la columna de agua próxima al fondo de ocho estaciones situadas en las áreas de productividad referidas en la figura. La línea horizontal azul indica el 80% de saturación.

2.4.5. Evaluación integrada del estado actual de los indicadores y el descriptor

Índice TRIX

En la estrategia MED POL de seguimiento de la eutrofización se propone el uso del índice TRIX para la evaluación integrada de los indicadores de eutrofización. El índice TRIX combina valores de nutrientes, oxígeno disuelto y clorofila *a* para producir un valor de calidad ambiental en una escala relativa de 0 a 10 (Vollenweider et al, 1998). El índice incluye así indicadores de presión y de efectos directos e indirectos representando una evaluación integrada de la eutrofización. La aplicación del índice TRIX al conjunto de datos mostrados es limitada debido a que en la mayoría de las estaciones y muestreos no se dispone de registros simultáneos de todas las variables que componen el índice. No obstante, sí es posible calcularlo para las ocho estaciones referidas en la Figura 5.37, de las que se dispone de datos de nutrientes y oxígeno. En el Anexo II se detalla el procedimiento de cálculo del índice. Las series temporales del índice TRIX para estas estaciones (agrupadas según el área de productividad contrastante en que se incluyen) se muestran en la Figura 5.38. El índice es



altamente variable, con valores que oscilan entre 8 y menos de 1. Independientemente de esta variabilidad, el análisis de la serie temporal de tendencias indica que el valor del índice tendió a decrecer linealmente durante todo el período analizado en las tres áreas de productividad contrastantes. En general, esta tendencia decreciente se explica por las tendencias decrecientes de las concentraciones de nitrato y clorofila *a*, antes comentadas. En principio, estos valores del índice indicarían que en promedio la calidad ambiental en las estaciones analizadas varía entre buena (valores del índice entre 5 y 6) y muy buena (valores del índice menores de 5), así como que, en general, la calidad ambiental respecto a la eutrofización en toda la zona ha mejorado durante el periodo 1992-2007.

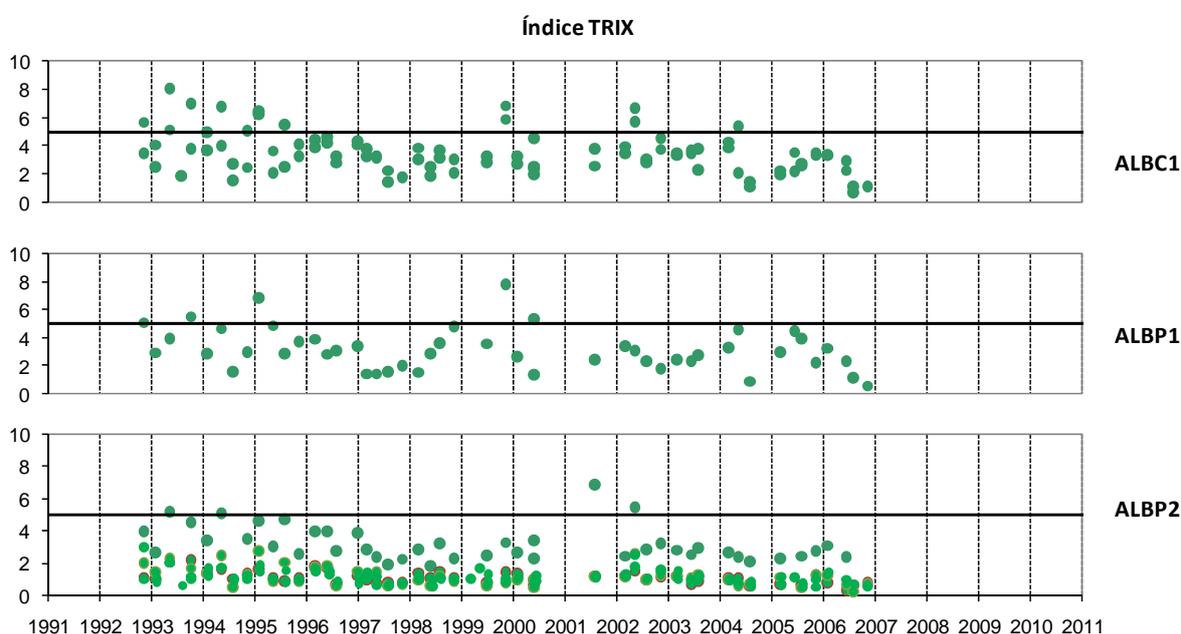


Figura 5.38. Variabilidad del índice TRIX en tres de las seis áreas de productividad contrastante identificadas en el presente informe. La línea horizontal continua muestra el límite máximo del índice normalmente utilizado para definir una buena calidad ambiental respecto a la eutrofización

Evaluación integrada de los indicadores

Como se ha comentado previamente, no se dispone de datos suficientes para calcular valores del índice TRIX en toda la Demarcación. Alternativamente, los datos mostrados sí permiten evaluar el estado de los indicadores de acuerdo con el análisis de las tendencias temporales y los cambios registrados durante los últimos años respecto a períodos previos. Además, se cuenta con los criterios de calidad provistos por la aplicación de otras Directivas,



en particular la DMA, frente a los cuales es posible evaluar algunos de los indicadores. Los criterios de calidad para fitoplancton y nutrientes adoptados por la Comunidad Autónoma de Andalucía son los mostrados en las Tablas 5.3 y 5.4.

Los dos criterios que se han aplicado siguiendo el siguiente procedimiento:

- Respecto a las tendencias, se ha considerado que existen tendencias positivas (de aumento) del indicador en un área de productividad particular cuando más de un 10% de los registros obtenidos en el período 2005-2010 exceden el valor de base (percentil 90 estimado para toda la serie) o bien cuando se ha encontrado una tendencia positiva estadísticamente significativa para todo el período calculada a partir de los promedios anuales (Anexo II).
- Respecto al valor de evaluación, se ha considerado que se sobrepasa en un área particular cuando más de un 10% de los registros obtenidos en el período 2005-2010 exceden el límite de clase Bueno/Moderado definido en aplicación de la DMA. Este criterio sólo se ha aplicado a las áreas de productividad que incluyen masas de agua costera.

En la Tabla 5.5 se recoge de forma resumida el estado actual de las seis áreas de productividad contrastante de acuerdo con los dos criterios indicados (tendencias temporales y valores de evaluación).



Tabla 5.5. Evaluación integrada de los indicadores por categorías (nutrientes, efectos directos y efectos indirectos). Se utilizan dos criterios de evaluación para cada grupo de indicadores: Tend., tendencias temporales durante el período actual (2005-2010) y VU, valores umbrales para el límite bueno/moderado definido por la Comunidad Autónoma en cumplimiento de la DMA (sólo para las áreas de productividad que incluyen aguas costeras, ALBC1, ALBC2, ALBP2 y ALBO2). En el caso de los nutrientes, como VU se han utilizado los valores no oficiales (Tabla 5.4) para el límite de clase bueno/muy bueno. En azul se muestran los indicadores para los cuales no se han podido reunir datos suficientes para llevar a cabo la evaluación del estado actual.

	Indicador	ALBC1	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
		Tend. // VU	Tend. // VU	Tend. // VU	Tend. // VU	Tend. // VU	Tend. // VU
Nutrientes	NID Fosfato	= // OK + // OK	= // OK = // OK	= // NA + // NA	= // OK + // OK	= // NA = // NA	= // NA = // NA
Efectos directos	Clorofila Transparencia	= // OK = // NA	= // OK = // NA	= // NA = // NA	= // OK = // NA	= // NA = // NA	= // OK = // NA
	Cambio en especies	= // NA		= // NA	= // NA		
Efectos indirectos	Oxígeno	= // NA	¿? // NA	= // NA	= // NA	NA	¿? // NA
	Comunidades macrófitos						
		Con problemas por fosfato	Sin problemas	Con problemas por fosfato	Con problemas por fosfato	Sin problemas	Sin problemas

=; sin tendencia (Tend.) o con tendencia negativa

+; tendencia positiva

OK; durante el período actual no se han sobrepasado los valores umbrales (VU) definidos en la DMA como límite de Bueno/Moderado.

NA; criterio no aplicable o bien no se dispone de valores de evaluación (VU) frente a los que comparar el estado actual

¿?; no hay datos suficientes para llevar a cabo una evaluación

Las tendencias positivas de incremento en los nutrientes de las áreas ALBC1, ALBP1 y ALBP2 se deben al hecho comentado con anterioridad de que se ha detectado un aumento en la concentración de fosfato durante los últimos años. No obstante, no se observan efectos directos ni indirectos de este enriquecimiento. Por otro lado, es de notar que durante el período actual, no se han registrado en las áreas costeras valores de nutrientes ni clorofila a por encima del límite de calidad para la clase Bueno/Muy Bueno y Bueno/Moderado, respectivamente, establecidos en cumplimiento de la DMA. En este sentido, nuestro análisis coincide con el reportado por la Comunidad Autónoma Andaluza en aplicación de la DMA



según el cual no hay ninguna masa de agua costera en la Demarcación que presente un estado de calidad inferior al Bueno/Muy Bueno con respecto a los elementos de calidad Fitoplancton y Físicoquímico.

2.5. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento

En general, los datos disponibles han sido suficientes para llevar a cabo una evaluación inicial de la eutrofización. Sin embargo, existen lagunas importantes en la información disponible que deberían ser solventadas para mejorar los procesos futuros de evaluación:

- En relación con las presiones, la información disponible es en general escasa y se encuentra agregada espacial y temporalmente. Dada la variabilidad temporal de los indicadores de presión y de efectos directos del Descriptor 5, sólo es posible estudiar la relación funcional entre el vertido de nutrientes y su concentración y efectos en la columna de agua si se dispone de información sobre la periodicidad o frecuencia de estos vertidos a lo largo del ciclo anual. Es conveniente por tanto que para la próxima evaluación se cuente con datos desagregados por meses o estaciones del año de estos vertidos. Por otro lado, no se dispone de datos de deposición atmosférica de nutrientes en la Demarcación, por lo tanto no es posible evaluar su incidencia.
- Los escasos datos disponibles de concentración de amonio en la columna de agua impiden valorar adecuadamente el impacto de los vertidos de aguas residuales. Muy probablemente esto se debe a las dificultades metodológicas que plantea la estimación de la concentración de amonio en agua de mar. En el mismo sentido, la información disponible de nitrógeno y fósforo total es relativamente escasa. Se recomienda promover ejercicios de inter-comparación entre los laboratorios de análisis de nutrientes que aportan datos útiles para la evaluación de la eutrofización en la Demarcación.
- La información que se ha conseguido recabar sobre las comunidades de fitoplancton es en general muy reducida, a pesar de que la Comunidad Autónoma lleva a cabo muestreos de alta frecuencia en todo el litoral de la Demarcación, que incluyen entre otras actividades la cuantificación de especies potencialmente productoras de toxinas. En cualquier caso, se requiere mayor conocimiento sobre la frecuencia y distribución de los *blooms* de fitoplancton (tóxicos o no) para poder realizar una



adecuada evaluación de este componente del indicador de efectos directos. Dado el potencial de las imágenes de satélite para la detección y estudio de estos fenómenos, se recomienda promover el uso de esta herramienta para el seguimiento de la eutrofización.

Algunas de las carencias comentadas pueden ser superadas implementando un programa adecuado de seguimiento, suficientemente extenso como para abarcar todas las áreas de productividad contrastante identificadas en el presente informe. Dicho programa debería incluir todas las medidas necesarias para contar con datos simultáneos de todos los indicadores del Descriptor. La estrategia de seguimiento debería basarse en la propuesta por MED POL, si bien hay que tener en cuenta que esta está diseñada específicamente para áreas muy costeras, por lo que requiere cierta adaptación a las exigencias de seguimiento que se deriven de la aplicación de la DMEM.

2.6. Conclusiones

- (1) Las aguas residuales urbanas representan la fuente principal de aportes alóctonos de nutrientes a la Demarcación, sobre todo en la franja costera de la provincia de Málaga. Los vertidos de aguas residuales industriales se concentran en la Bahía de Algeciras y el levante almeriense. A su vez, el litoral de la mitad oriental de la Demarcación recibe también una carga considerable de nutrientes procedentes de fuentes difusas. Los datos disponibles de descarga de nutrientes procedentes de aguas residuales urbanas para el período 2003-2008 evidencian que estos vertidos presentan una considerable variabilidad interanual. No obstante, no es posible determinar si durante los últimos años se está produciendo o no una disminución de estos. Concordantemente, el análisis integrado de las presiones ha permitido determinar que las zonas con más riesgo de acumulación de nutrientes (por concentrar mayor número de presiones) son la Bahía de Algeciras y el litoral de Motril).
- (2) No ha sido posible determinar directamente si la carga de nutrientes procedente de las diferentes fuentes de contaminación están o no afectando significativamente a la concentración de nutrientes en la columna de agua. No obstante, todos los análisis realizados indican que el impacto de estos vertidos es limitado sobre la concentración de nitrato, posiblemente debido a que (i) este nutriente limita la productividad primaria en la zona costera y es rápidamente consumido por el fitoplancton y (ii) los afloramientos



costeros inyectan de forma natural nitrato a la capa eufótica. Por el contrario, el análisis estadístico realizado demuestra que la variabilidad interanual del fosfato no se correlaciona pobremente con la variabilidad hidrológica (ver ANEXO II). Esta conclusión es también avalada por datos publicados recientemente para esta misma área marina (Mercado et al. 2012). Así pues, es probable que la concentración de este nutriente en la columna de agua esté siendo impactada por los vertidos procedentes de fuentes contaminantes. De ser así, la tendencia al aumento de la concentración de fosfato en las masas de agua más próximas a las zonas costeras del sector occidental de la demarcación podría estar relacionada con contaminación.

- (3) Paradójicamente, la concentración de clorofila a ha tendido a disminuir durante los últimos años en ALBC1 y ALBP1, probablemente indicando que el fosfato juega un papel menor en la regulación de la producción primaria en esta áreas. En consecuencia, no ha habido cambios significativos en la transparencia de la columna de agua durante todo el período analizado. Por lo tanto, y de acuerdo con los datos disponibles, los efectos directos de la contaminación por nutrientes son muy limitados en la Demarcación.
- (4) A través de este informe se proporcionan valores de base robustos de nitrato, fosfato y clorofila a para toda la Demarcación, incluyendo las aguas costeras. Los valores de base para clorofila correspondientes a la zona costera son próximos a los valores del umbral considerado como estado Bueno/Moderado para el elemento de calidad Fitoplancton propuesto desde la Instrucción de Planificación Hidrológica. En este sentido, existe un buen acuerdo entre la evaluación realizada en el presente informe y la llevada a cabo en cumplimiento de la DMA.



3. BUEN ESTADO AMBIENTAL

3.1. Interpretación del BEA en relación con los criterios del Descriptor 5

De acuerdo con la DMEM, el Buen Estado Ambiental (BEA) respecto a la eutrofización se alcanza cuando “la eutrofización inducida por el ser humano se minimiza, especialmente los efectos adversos como pueden ser la pérdida de biodiversidad, la degradación de los ecosistemas, las eflorescencias masivas de algas y el déficit de oxígeno en las aguas profundas”. Es evidente que la minimización de los efectos de la eutrofización se producen cuando el impacto de los nutrientes vertidos desde fuentes alóctonas se mantiene por debajo de un umbral tal que no produce efectos sobre el medio marino. Este umbral máximo dependerá de las características de cada zona (condiciones hidrográficas, corrientes, estructura de los ecosistemas, etc.). Por tanto, debería definirse específicamente para cada área de estudio dentro de la Demarcación. En la evaluación presentada en la sección anterior, se han definido áreas de productividad relativamente homogéneas, que se espera por tanto que presenten una “sensibilidad” homogénea al enriquecimiento de nutrientes.

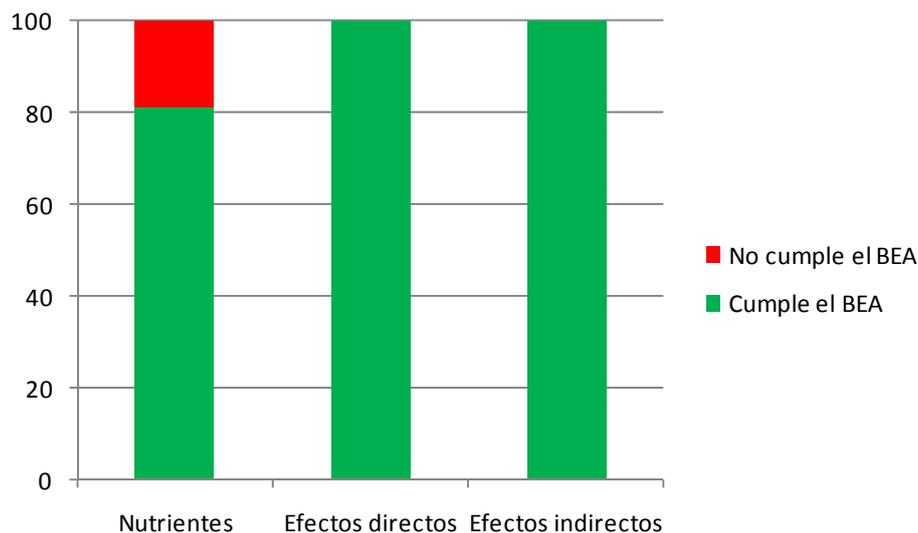


Figura 5.41. Porcentaje de la Demarcación que se encuentra en BEA para los tres grupos de indicadores que componen el Descriptor 5



En la práctica no es posible definir cuantitativamente, con los datos disponibles, ese umbral máximo de carga de nutrientes, entre otras razones porque los datos se han recogido en zonas ya afectadas por contaminación. Alternativamente, se cuenta con la evaluación de los indicadores de eutrofización ya mostrada anteriormente. De acuerdo con esta evaluación, es posible definir un BEA para cada uno de los indicadores (o grupo de indicadores) en los términos que se recogen en la Tabla 5.6. Como puede observarse, en la definición se recogen los dos criterios complementarios utilizados anteriormente para la evaluación del BEA: las tendencias temporales de los indicadores y los valores del límite de clase Bueno/Moderado definidos en aplicación de la DMA. Estos últimos sólo son de aplicación en las zonas de productividad contrastante que solapan con las masas de agua costeras *sensu* DMA. En la Figura 5.39 se muestra el porcentaje (en superficie) de la demarcación que se encuentra en BEA para algunos de los componentes de los indicadores de presión y de efectos directos evaluados en este informe.

Los indicadores del Descriptor 5 están estructurados jerárquicamente, de manera que sólo si se detecta una tendencia hacia el incremento de la concentración de nutrientes no ligada a variabilidad hidrológica se podrían esperar efectos cuantificables sobre la concentración de clorofila *a* o las comunidades de fitoplancton atribuibles a contaminación. De igual forma, sólo si se manifiestan algunos de estos efectos directos, cabe esperar efectos indirectos relacionados con la contaminación por nutrientes. Dicho de otra forma, el hecho de que la carga contaminante afecte a la concentración de nutrientes en la columna de agua no implica necesariamente que se esté produciendo un proceso de eutrofización si no se detectan a la vez efectos directos. Bajo este punto de vista, el BEA se podría redefinir como aquel en el cual la carga contaminante de nutrientes no produce efectos directos ni indirectos. Siguiendo este planteamiento, un área dada podría encontrarse en BEA respecto a la eutrofización incluso cuando se haya concluido que los indicadores de nutrientes no se encuentran en BEA.

De acuerdo con esta definición, toda la demarcación del Estrecho y Alborán alcanza el BEA con respecto a la eutrofización aun cuando se detectan concentraciones elevadas de fosfato en algunas áreas que no se encontrarían en BEA respecto al indicador *Niveles de nutrientes*.



Tabla 5.6. Definición del BEA de los grupos de indicadores del Descriptor 5.

	Definición
Indicadores de presión	No hay tendencias crecientes no explicables por variabilidad hidrológica en la concentración de nutrientes durante los últimos seis años, ni se han registrado valores por encima de los umbrales bueno/moderado definidos en la DMA o planes de cuenca ni se sobrepasan los valores del percentil 90 con más frecuencia de lo esperable estadísticamente para toda la serie temporal
Efectos directos	No hay tendencias crecientes no explicables por variabilidad hidrológica en la concentración de clorofila <i>a</i> durante los últimos seis años, ni se han registrado valores por encima de los umbrales bueno/moderado definidos en la DMA o planes de cuenca ni se sobrepasan los valores del percentil 90 con más frecuencia de lo esperable estadísticamente para toda la serie temporal; no hay tendencia hacia la disminución de la transparencia ni cambios en las comunidades de fitoplancton atribuibles al enriquecimiento en nutrientes
Efectos indirectos	No se registran cambios en las comunidades de macrófitos atribuibles al aumento de la concentración de nutrientes; no hay una tendencia decreciente en la saturación de oxígeno ni se alcanzan valores inferiores al 80% más allá de lo esperable estadísticamente



4. REFERENCIAS

Artículos científicos

- Ahn Y-H, Shanmugam P. 2006. Detecting the red tide algal blooms from satellite ocean color observations in optically complex Northeast-Asia Coastal waters. *Remote Sensing of Environment* 104: 419-437
- Arnone, R. A., D. A. Wiesenburg, and K. D. Saunders (1990), The origin and characteristics of the Algerian Current, *J. Geophys. Res.*, 95, 1587–1598.
- Bailey, S.W., McClain, C.R., Werdell, P.J., Schrieber, B.D., 2000. Normalized water leaving radiance and chlorophyll-a match-up analyses. In: Hooker, S.B., Firestone, E.R. (Eds.), 2000. *SeaWiFS Postlaunch Technical Report Series 10, SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analyses, Part 2*. NASA Tech. Memo. 2000–206892, 10 (Greenbelt, MD, NASA Goddard Space Flight Center, USA).
- Bailey, S.W., Werdell, P.J., 2006. A multi-sensor approach for the on-orbit validation of ocean color satellite data products. *Remote Sensing of Environment* 102, 12–23.
- Baldacci, A., Corsini, G., Grasso, G., Manzella, G., Allen, J.T., Cipollini, P., Guymer, T.H., Snaith, H.M. 2001. A study of the Alboransea mesoscale system by means of empirical orthogonal function decomposition of satellite data. *Journal of Marine System* 29:293-311
- Banks, A.C., Prunet P., Chimot P, Pina, P., Donnadille, J., Jeansou , E., Lux , M., Petihakis G.,Korres, G., Triantafyllou, G., Fontana, C., Estournel C., Ulses, C., Fernandez L., 2012. A satellite ocean color observation operator system for eutrophication assessment in coastal waters. *Journal of Marine System* 94:S2-S15.
- Bosc, E., Bricaud, A., and Antoine, D. 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from four years of Sea-WiFS observations, *Glob. Biogeochem. Cy.*, 18, GB1005, doi:10.1029/2003GB002034.
- Bricaud, A., Bosc, E., Antoine, D., 2002. Algal biomass and sea surface temperature in the Mediterranean Basin: intercomparison of data from various satellite sensors, and implications for primary production estimates. *Remote Sensing of Environment* 81: 163–178.
- Carvalho GA, Minnett PJ, Banzon VF, Baringer W, Heil C.A. 2011. Long-term evaluation of three satellite ocean color algorithms for identifying harmful algal blooms (*Karenia brevis*) along the west coast of Florida: A matchup assessment. *Remote Sensing of Environment* 115: 1-18
- Claustre H., P. Kerhervé, J.C. Marty, L. Prieur, C. Videau and J.-H- Hecq. 1994. Phytoplankton dynamics associated with a geostrophic front: Ecological and biogeochemical implications. *J. Mar. Sys.*, 52: 711-742.



- Claustre, H., Morel, A., Hooker, S. B., Babin, M., Antoine, D., Oubelkheir, K., Bricaud, A., Leblanc, K., Qu'éguiner, B., Maritorea, S. 2002. Is desert dust making oligotrophic waters
- Clavero, V, García-Vallejo P, Jiménez C, Fernández JA, Niell, FX. 1997. Eutrofización del estuario del río Palmones. *Quim. Mar.* VII 115-122
- Clavero V, Izquierdo JJ, Palomo L, Fernández JA, Niell FX. 1999. Water management and climate changes increases the phosphorous accumulation in the small shallow estuary of the Palmones river (Southern Spain). *Science of the Total Environment* 228: 193-202
- Cota G.F., Wang J., Comiso J.C. 2004. Transformation of global satellite chlorophyll retrievals with a regionally tuned algorithm, *Remote Sensing of Environment*, Volume 90, Issue 3, 15 April 2004, Pages 373-377, ISSN 0034-4257, DOI: 10.1016/j.rse.2004.01.005.
- D'OrtenzioF, D'Alcalá M.R. 2009. On the trophic regimes of the Mediterranean Sea: a satellite analysis. *Biogeosciences* 6, 1-10.
- D'Ortenzio, F., Marullo, S., Ragni, M., d'Alcalá, M. R., and Santoleri, R. 2002. Validation of empirical SeaWiFS chlorophyll-a algorithms retrieval in the Mediterranean Sea: a case study for oligotrophic seas, *Remote Sens. Environ.*, 82, 79–94.
- Darecki, M., Kaczmarek, S., Olszewski, J., 2005. SeaWiFS ocean colour chlorophyll algorithms for the southern Baltic Sea. *International Journal of Remote Sensing* 26, 247–260.
- Devred, E., Platt, T., and Sathyendranath, S. 2007. Delineation of ecological provinces using ocean colour radiometry, *Mar. Ecol. Progress S.*, 346, 1–7.
- Echevarría F., J.G. Lafuente, J.G. Bruno, G. Gorsky, M. Goutx, N. González, C.M. García, F. Gómez, J.M. Vargas, M. Picheral, L. Striby, M. Varela, J.J. Alonso, A. Reul, A. Cozar, L. Prieto, T. Sarhan , F. Plaza and F. Jiménez-Gómez. – 2002. Physical-biological coupling in the Strait of Gibraltar. *Deep-Sea Res. II*, 49: 4115-4130.
- Eiras-Garcia C.A., Tavano-Garcia V.M., McClain C.R. 2005. Evaluation of SeaWiFS chlorophyll algorithms in the Southwestern Atlantic and Southern Oceans, *Remote Sensing of Environment*. 95: 125-137.
- Fabres, J., Calafat, A., Sanchez-Vidal, A., Canals, M, Heussner, S. 2002. Composition and spatio-temporal variability of particle fluxes in the Western Alboran Gyre, Mediterranean Sea. *Journal of Marine system* 33-34: 431-456
- García-Górriz, E. and M.-E. Carr. – 2001. Physical control of phytoplankton distributions in the Alboran Sea: A numerical and satellite approach. *J. Geophys. Res.*, 106: 16795-16805.
- García-Lafuente, J. and N. Cano. 1994. Tidal dynamics and associated features of the northwestern shelf of the Alborán Sea. *Cont. Shelf Res.*, 14: 1-21.
- Gohin F., Saulquin B., Oger-Jeanneret H., Lozac'h L., Lampert L., Lefebvre A., Riou P., Bruchon F. 2008. Towards a better assessment of the ecological status of coastal waters using satellite-derived chlorophyll-a concentrations. *Remote Sensing of Environment* 112: 3329-3340 greener?, *Geophys. Res. Lett.*, 29, 107–111.



- Gómez, F., N. Gonzalez, F. Echevarría & C. M. García, 2000. Distribution and fluxes of dissolved nutrients in the Strait of Gibraltar and its relationships to microphytoplankton biomass. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 51: 439-449.
- Gómez, F., G. Gorsky, L. Striby, J. M. Vargas, N. González, M. Picheral, J. García-Lafuente, M. Varela & M. Goutx, 2001. Small-scale temporal variations in biogeochemical features in the Strait of Gibraltar, Mediterranean side-the role of NACW and the interface oscillation. *Journal of Marine System* 30: 207-220.
- Gómez, F., G. Gorsky, E. Garcia-Gorriz & M. Picheral, 2004. Control of phytoplankton distribution in the Strait of Gibraltar by wind and fortnightly tides. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 59: 85-497.
- Gregg, W.W., Casey, N.W., 2004. Global and regional evaluation of the SeaWiFS chlorophyll data set. *Remote Sensing of Environment* 93, 463-479.
- Helsel, D.R., Hirsch, R.M., 1992. *Statistical Methods in Water Resources*. Elsevier
- Hernández I., Peralta G., Pérez Llórens J.L., Vergara J.J., Niell F.X. 1997. Biomasa and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones river estuary. *Journal of Phycology* 33:764-772.
- Hooker, S.B., McClain, C.R., 2000. The calibration and validation of SeaWiFS data. *Progress in Oceanography* 45, 427-465.
- Hu C., Muller-Karger F.-E., Taylor C., Carder K.L., Kelble C., Johns E., Heil C.A. 2005. Red tide detection and tracing using MODIS fluorescence data: A regional example in SW Florida coastal waters. *Remote Sensing of Environment* 97: 311-321
- Jackson T., Bouman H.A., Sathyendranath S., Devred E. 2011. Regional-scale changes in diatom distribution in the Humboldt upwelling system as revealed by remote sensing: implications for fisheries. *Journal of Marine Science* 68:729-736
- Klemas V. 2011. Remote Sensing Techniques for Studying Coastal Ecosystems: An Overview. *Journal of Coastal Research* 27:2-17
- Lazzari, P., Solidoro, C., Ibello, V., Salon, S., Teruzzi, A., Beranger, K., Colella, S., Crise, A. 2011. Seasonal and inter-annual variability of plankton chlorophyll and primary production in the Mediterranean Sea: a modelling approach. *Biogeosciences Discuss.* 8: 5379-5422
- Macías, D., García, C.M., Echevarría, F., Vázquez, A., Bruno, M. 2006. Tidal induced variability of mixing processes on Camarinal sill (Strait of Gibraltar): A pulsating event. *Journal of Marine System* 60: 177-192.
- Macías, D., Navarro, G., Echevarría, F., García, C.M., Cueto, J.L. 2007. Phytoplankton pigment distribution in the northwestern Alboran Sea and meteorological forcing: A remote sensing study. *Journal of Marine Research* 65:523-543
- Macías, D., Catalán, I.A., Solé, J., Morales-Nin, B., Ruiz, J. 2011. Atmospheric- induced variability of hydrological and biogeochemical signatures in the NW Alboran Sea. Consequences for the spawning and nursery habitats of European anchovy. *Deep Sea Research I*. 158: 1155-1178
- McClain, C.R., 2009. A decade of satellite ocean color observations. *Annual Review of Marine Science* 1, 19-42.



- Mercado J.M., Ramírez T., Cortés D., Sebastián M., Vargas-Yañez M. 2005. Seasonal and inter-annual variability of the phytoplankton communities in an upwelling area of the Alboran Sea (SW Mediterranean Sea). *Scientia Marina* 69: 451-465.
- Mercado, J.M. , Cortés D., García A., Ramírez T. 2007. Seasonal and inter-annual changes in the planktonic communities of the northwest Alboran Sea (Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography* 74: 273-293.
- Mercado, J.M, Ramírez T., Cortés D. 2008. Changes in nutrient concentration induced by hydrological variability and its effect on light absorption by phytoplankton in the Alborán Sea (Western Mediterranean Sea). *Journal of Marine System* 71: 31-45.
- Mercado J.M., Cortés D., Ramírez T., Gómez F. 2012. Hydrological forcing masks the potential impact of nutrient release from diffuse sources in the NW coast of the Alboran Sea. *Hydrobiologia* 680: 91-107.
- Minas, H.J., B. Coste, P. LeCorre, M. Minas and P. Raimbault. –1991. Biological and geochemical signatures associated with the water circulation through the Strait of Gibraltar and in western Alboran Sea. *J. Geophys. Res.*, 96: 8755-8771.
- Novoa, S., Chust, G., Sagarminaga, Y., Revilla, M., Borja, A., Franco, J., 2012. Water quality assessment using satellite-derived chlorophyll-a within the European directives, in the southeastern Bay of Biscay. *Marine Pollution Bulletin* 64: 739-750.
- O'Reilly J.E., Maritorena S., Siegel D.A., O'Brien M.C., Toole D., Mitchell B.G., et al. 2000. Ocean color chlorophyll a algorithms for SeaWiFS, OC2, and OC4: version 4. In: Hooker SB, Firestone ER, editors. *SeaWiFS Postlaunch Calibration and Validation Analyses, Part 3*. NASA Technical Memorandum 2000–206892, Vol. 11. Greenbelt, Maryland: NASA Goddard Space Flight Center; pp. 9–23
- Parrilla, G. and T.H. Kinder. – 1987. Oceanografía física del Mar de Alborán. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 4(1): 133-165.
- Pitta P., Apostolaki E.T., Tsagaraki T., Tsapakis M., Karakassis I. 2006. Fish farming effects on chemical and microbial variables of the water column: A spatio-temporal study along the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 563: 99-108
- Ramírez, T., Cortés, D., Mercado, J.M., Vargas-Yañez, M., Sebastián, M., Liger, E., 2005. Seasonal dynamics of inorganic nutrients and phytoplankton biomass in the NW Alboran Sea. *Estuar Coast Shelf Sci.* 65(4), 654-670.
- Reul A., J.M. Vargas, F. Jiménez-Gómez, F. Echevarría, J. García-Lafuente and J. Rodríguez. - 2002. Exchange of planktonic biomass through the Strait of Gibraltar in late summer conditions. *Deep-Sea Res. II*, 49: 4131-4144
- Rodríguez V., Bautista B., Blanco J.M., Figueroa F.L., Cano N., Ruíz J. 1994. Hydrological structure, optical characteristics and size distribution of pigments and particles at a frontal station in the Alborán Sea. Working Group Report. *Scientia Maria* 58:31-41.
- Rodriguez J., Blanco J.M., Jiménez-Gómez F, Echevarría F, Gil J, Rodríguez V, Ruíz J, Bautista B, Guerrero F. 1998. Patterns in the size structure of the phytoplankton community in the



- deep fluorescence maximum of the Alborán Sea (south-western Mediterranean). *Deep-Sea Research Part I* 45:1577-1593.
- Sancak, S., Besiktepe, S.T., Yilmaz, A., Lee, M., Frouin, R., 2005. Evaluation of SeaWiFS chlorophyll-a in the Black and Mediterranean Seas. *International Journal of Remote Sensing* 26: 2045–2060.
- Shanmugam P., Ahn Y.-H., Ram P.S. 2008. SeaWiFS sensing of hazardous algal blooms and their underlying mechanisms in shelf-slope waters of the Northwest Pacific during summer. *Remote Sensing of Environment* 112: 3248:3270
- Sharhan, T., J. GarcíaLafuente, M. Vargas, J.M. Vargas and P. Plaza. – 2000. Upwelling mechanisms in the northwestern Alborán Sea. *J. Mar. Sys.*, 23: 317-331.
- Tintoré, J., D. Gomis, S. Alonso & G. Parrilla, 1991. Mesoscale dynamics and vertical motion in the Alboran Sea. *Journal of Physical Oceanography* 21: 811-823.
- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9: 329-357.
- Volpe, G., Santoleri, R., Vellucci, V., Ribera d’Alcala, M., Marullo, S., D’Ortenzio, F. 2007. The colour of the Mediterranean Sea: global versus regional bio-optical algorithms evaluation and implication for satellite chlorophyll estimates, *Remote Sens. Environ.* 107, 625–638.

Informes técnicos y textos legales

- Acuerdo de 2 de noviembre de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueba inicialmente el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. BOJA de 4 de noviembre de 2011.
- Consejería de Agricultura y Pesca. 2006. Zonas de interés para el desarrollo de la acuicultura en el litoral andaluz. Pp. 483
- DECRETO 36/2008, de 5 de febrero, por el que se designan las zonas vulnerables y se establecen medidas contra la contaminación por nitratos de origen agrario. BOJA 36 de 20 de febrero de 2008
- Estudio de la Calidad Ambiental del Campo de Gibraltar. Informe Inicial. Universidad de Cádiz. pp 282
- Estudio de la Calidad Ambiental del Campo de Gibraltar. Medio Ambiente y Contaminación Acústica. Universidad de Cádiz. pp 282
- Medio Ambiente en Andalucía. Informes 2001 a 2010. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía



ORDEN de 18 de noviembre de 2008, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía. BOJA 4 de 8 de enero de 2009

Páginas web

<http://water.europa.eu/>

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web/>

<http://indamar.ieo.es/>

<http://www.nodc.noaa.gov/>

http://cdiac.ornl.gov/oceans/CARINA/about_carina.html

<http://www.emodnet-hydrography.eu/>

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/ima>

<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>

<http://apps.webofknowledge.com/>

<http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/portal/>

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente>



5. ANEXOS

Anexo I. Glosario de términos y acrónimos

Afloramiento: Ascenso hacia superficie de agua de mar profunda, normalmente enriquecida en nutrientes. Los afloramientos costeros están asociados a frentes geostróficos o a episodios de vientos que favorecen este fenómeno.

BEA: Buen Estado Ambiental

Bloom: Crecimiento explosivo de algas

Convenio de Barcelona: Convenio para la Protección del Mar Mediterráneo contra la Contaminación firmado en 1976. En 1995 el Convenio de Barcelona fue reformado pasando a denominarse Convenio para la protección del medioambiente marino y la región costera del Mediterráneo.

DHCMA: demarcación hidrográfica de las cuencas mediterráneas andaluzas

Diatomeas: Formas unicelulares y coloniales de fitoplancton caracterizadas por presentar una cubierta de naturaleza silíceo. Normalmente dominan las comunidades de fitoplancton en masas de agua costera no estratificada y enriquecidas en nutrientes.

Dinoflagelados: Formas unicelulares de fitoplancton caracterizadas por presentar una cubierta denominada teca. Presentan dos flagelos desiguales, lo que les confiere capacidad de movimiento. Se considera que dominan masas de agua estratificadas ricas en nutrientes. Bajo determinadas condiciones pueden dar lugar a mareas rojas y a la producción de toxinas.

DMA: Directiva Marco del Agua

DMEM: Directiva Marco sobre la Estrategia Marina

EEA: Agencia Europea de Medioambiente

Fitoplancton: Componente del plancton integrado por individuos unicelulares o coloniales con capacidad de llevar a cabo fotosíntesis oxigénica.

Macroalgas oportunistas: algas no perennes cuyo crecimiento se ve favorecido por el enriquecimiento en nutrientes y son capaces de desplazar a las comunidades perennes debido a su mayor capacidad de asimilación de nutrientes.



Macrófitos: Organismos fotosintéticos macroscópicos que incluyen a las macroalgas y las angiospermas.

Mareas rojas: Crecimiento masivo de fitoplancton, normalmente dinoflagelados, que suele ir acompañado de acumulación de toxinas en el agua. Por extensión, se utiliza el término de marea roja para describir el proceso de acumulación de toxinas fitoplanctónicas en el agua.

Mareas verdes: Fenómeno de crecimiento masivo de macroalgas normalmente del género *Ulva* (incluyendo las especies clasificadas anteriormente dentro del género *Enteromorpha*, que en la actualidad se considera asimilado al género *Ulva*). Adicionalmente, se han documentado casos de crecimiento masivo de macroalgas protagonizados por otras especies de clorofitas (algas verdes) de los géneros *Pilayella*, *Chaetomorpha* y *Cladophora* así como por la rodofícea *Gracilaria*.

MED POL: Herramienta científico-técnica desarrollada en el marco del Convenio de Barcelona con la finalidad de dar cumplimiento al objetivo de estudiar y desarrollar programas de seguimiento de la contaminación. La eutrofización es uno de los componentes de MED POL. En sus primeras fases, MED POL se centró en la cuantificación y seguimiento de las fuentes de contaminación con origen en tierra, prestando menos atención a sus efectos sobre el medio marino. Este enfoque se amplió en 2005 para cubrir también el objetivo de hacer un seguimiento de la calidad del medio marino desde una aproximación basada en el ecosistema. MED POL entró entonces en la denominada Fase IV. La estrategia MED POL sobre eutrofización incluye la definición de las variables obligatorias que deben ser reportadas por cada país así como recomendaciones para el desarrollo de los programas de seguimiento.

N:P : Razón molar entre el nitrógeno y el fósforo presentes en el agua. En el presente informe, y por simplificar, se utiliza el término para expresar la razón molar entre nitrato y fosfato.

NID: Suma de todas las formas de nitrógeno inorgánico (nitrato, nitrito y amonio) presentes en el agua.

NT: Nitrógeno total. Suma de todas las formas orgánicas e inorgánicas de nitrógeno presentes en el agua.

PT: Fósforo total. Suma de todas las formas orgánicas e inorgánicas de fósforo presentes en el agua.

Si:P : Razón molar silicato:fosfato



Anexo II. Determinación de niveles de base: Metodología y fundamento

Tratamiento de las imágenes de satélite

Las concentraciones de clorofila a calculadas a partir de los valores de reflectancia a 443, 480 y 551 nm suministrados por el satélite MODIS-Aqua desde junio de 2002 hasta diciembre de 2010 fueron usadas para identificar las zonas de productividad contrastante en la Demarcación (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>). En principio, el satélite provee imágenes diarias de la zona de estudio, aunque algunas de ellas deben ser desechadas por la presencia de nubes o por la excesiva luminosidad solar (que resta calidad a las mismas). En el análisis se utilizaron imágenes de nivel 2 que se proyectaron sobre una malla regular de 1,1 Km². Dentro de este mallado, y para cada imagen, se excluyeron los píxeles que fueron catalogados con la etiqueta L2 por el proveedor (esta etiqueta señala los píxeles de calidad dudosa según los criterios indicados por Bailey y Werdell; 2006). Hay que señalar que este control de calidad lleva implícito que los píxeles en los que se detecta la presencia de tierra (según color) son desechados en la estimación de la concentración de la clorofila a . Por lo tanto los píxeles más cercanos a costa, útiles para el cálculo de la concentración de clorofila a , se sitúan aproximadamente a una milla náutica de la línea de costa (nótese la franja blanca que rodea la línea de costa en las imágenes de satélite de clorofila a presentadas en el informe). Por otro lado es de destacar que el efecto de fondo, esperable en principio en las aguas más someras, no parece haber afectado a las imágenes de forma sistemática. Tampoco se aprecia en ninguna de las zonas costeras de la Demarcación una influencia sistemática de las escorrentías, que arrastran partículas en suspensión y sustancias coloreadas que podrían afectar a la señal que capta el satélite y por consiguiente producir valores espurios de clorofila a de satélite.

La concentración de clorofila a de satélite es estimada a partir de los valores de reflectancia para el color azul (443 y 488 nm) y el verde (551 nm), utilizando el algoritmo global OC3M (O'Reilly et al. 2000):

$$\text{Log}_{10}(\text{Chla}) = -1.403R^4 + 0.659R^3 + 1.457R^2 - 2.753R + 0.2830$$



Donde R es igual a $\text{Log}_{10}(\max(Rrs443, Rrs480) / Rrs551)$. R_{rs} es la reflectancia captada por el satélite con la correspondiente corrección atmosférica.

Es conocido (y así se ha discutido previamente) que los datos de clorofila a de satélite del océano están afectados por un problema de incertidumbre (Claustre et al., 2002; D'Ortenzio et al., 2002; Bosc et al., 2004; Volpe et al., 2007) lo que da lugar a que las concentraciones de clorofila a de satélite se desvíen en promedio un 35% respecto a los valores *in situ*. En la Figura II.1 se muestra la correlación entre los valores de clorofila a *in situ* y los calculados mediante el algoritmo OC3M, para el conjunto de datos en que coinciden espacial y temporalmente ambas medidas (Gómez et al., no publicado). La correlación entre ambas variables es significativa estadísticamente ($r^2=0.45$, $n=144$) y el coeficiente de determinación es similar al obtenido en comparaciones similares llevadas a cabo en otras regiones marinas (ver lista de referencias). En general, el algoritmo OC3M sobreestimó la concentración de clorofila. Independientemente de este hecho, la correlación entre la concentración promediada de clorofila a *in situ* para cada área de productividad y la de satélite (considerando ambos periodos, el más productivo y el resto del ciclo anual) fue estadísticamente significativa ($r^2=0.54$, $p=0.007$), lo que indica que las imágenes de satélite sí expresan adecuadamente los cambios temporales y espaciales en la concentración de clorofila (si bien los datos de satélite en tanto que valores en términos absolutos de concentración deben usarse con precaución). Otro aspecto técnico que hay que tener en cuenta es que el satélite sólo proporciona información de la primera profundidad óptica de la columna de agua (los primeros 10-30 metros), por tanto no recoge información sobre la distribución vertical de la clorofila a . Sin embargo, la información disponible en la Demarcación indica que la clorofila a de superficie está fuertemente correlacionada con su concentración integrada en la columna de agua por lo tanto en principio las conclusiones extraídas desde el análisis de las imágenes de satélite (referentes a clorofila de superficie) podrían extrapolarse a toda la columna de agua con un error asumible. En resumen, el procedimiento de zonación de la Demarcación basada en imágenes de satélite se fundamenta en dos hipótesis: (1) que la variabilidad espacio-temporal de la clorofila a de satélite refleja la variabilidad de la clorofila a superficial *in situ* y (2) que la clorofila de superficie está correlacionada con la clorofila a en toda la columna de agua. La comparación de los promedios calculados para la clorofila a *in situ* con los de satélite refuerza la primera hipótesis.

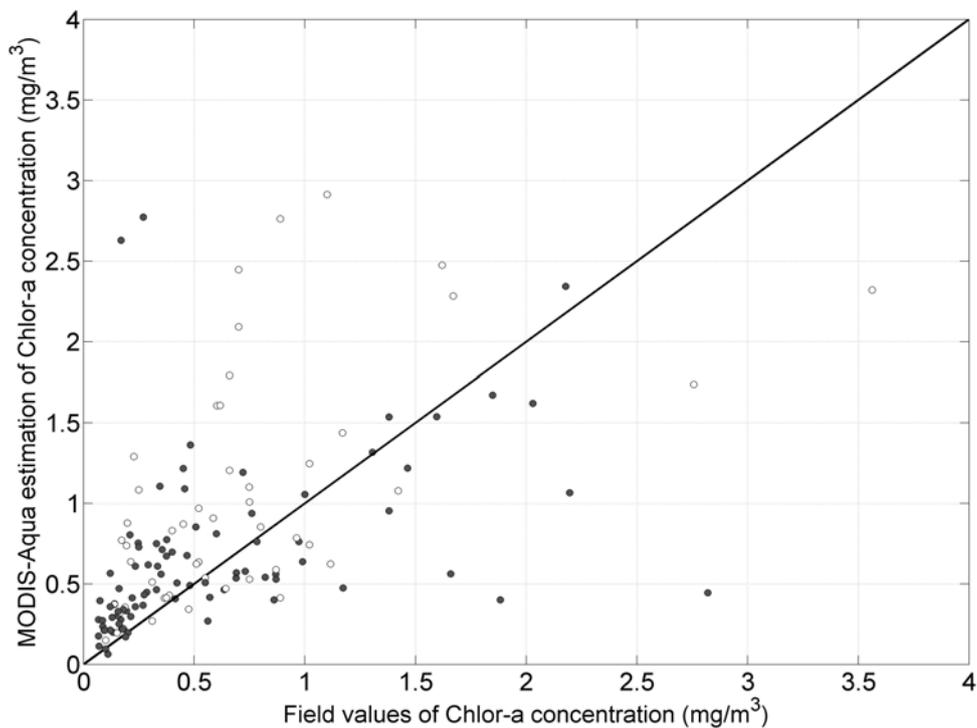


Figura II.1. Relación entre la clorofila *in situ* y la calculada mediante al algoritmo OC3M en la Demarcación de Alborán. En la comparación sólo se consideran los datos en los que coincidieron temporal y espacialmente el muestreo y la toma de imágenes del satélite (con un desfase no mayor a 5 horas entre el muestreo y la adquisición de la imagen).

Procedimiento de zonación basado en imágenes de satélite

Se utilizaron las imágenes diarias de MODIS-Aqua para generar series climatológicas mensuales de clorofila *a* de satélite para cada uno de los píxeles en que se dividió la Demarcación. Previamente, se realizó un análisis de las series temporales diarias con el fin de comprobar que los huecos (días o zonas para los cuales no se pudieron obtener imágenes) se presentaban bien distribuidos en el espacio y en el tiempo. De esta forma se descartó que existieran sesgos en la información de satélite que pudiera restar robustez a las medias mensuales que fueron calculadas. Con las series mensuales obtenidas para cada píxel se llevó a cabo un análisis clúster no jerárquico del tipo K-medias (*K-means*) con la finalidad de agrupar estadísticamente los píxeles, que por consiguiente quedaron ordenados en función no sólo de su media estacional de clorofila *a* de satélite sino además de su distribución durante el ciclo anual. Este método de ordenación descrito inicialmente por



Mac Queen (1967) minimiza la suma global de las distancias euclídeas cuadráticas entre los distintos píxeles y el centroide del clúster al que asignan. Se trata de un proceso iterativo en dos fases (asignación de puntos a los centroides y recálculo de los centroides). Como resultado del análisis, los píxeles son separados en función de su distancia en relación con los demás píxeles, lo que hace que los resultados dependan más de las diferencias relativas dentro de la Demarcación que de los valores absolutos de clorofila a de satélite. Esto es, si se asume que la incertidumbre en los valores de clorofila a de satélite se distribuye al azar tanto espacial como temporalmente, este método de ordenación debe ser poco sensible a las incertidumbres asociadas al satélite.

En el análisis clúster no jerárquico el número de grupos debe ser previamente escogido puesto que no se presupone ningún tipo de relación entre los elementos que se comparan (píxeles). Para la Demarcación Sudatlántica, el análisis se llevó a cabo ensayando diferente número de grupos. Atendiendo a la distancia entre los centroides y a la distribución estacional de los mismos que se obtuvo después de diferentes ensayos (partiendo de un número de grupos de 2 hasta 7) se decidió agrupar los píxeles en cinco clústeres, ya que la distribución espacial resultante fue la que reprodujo de forma más adecuada las características hidrológicas de la Demarcación (en particular el gradiente costa-mar adentro de temperatura y clorofila descrito en la literatura) y la distribución estacional de la clorofila a (ver Figura 5.14). Es interesante señalar que se realizaron diferentes ensayos para asegurar que las soluciones del modelo de ordenación convergieron independientemente del punto de partida.

De esta forma, el análisis clúster permitió obtener de manera relativamente sencilla y objetiva imágenes integradas de la Demarcación basadas en las variaciones espaciales del ciclo estacional de la clorofila. Esta técnica estadística ha sido utilizada previamente por varios autores con la misma finalidad (Devred et al., 2007; D'Ortenzio y D'Alcalà 2009).



Descripción estadística de las series temporales

Para cada una de las zonas de productividad contrastante identificadas en la Demarcación se ha realizado una recopilación de datos de los indicadores del Descriptor 5. De esta forma se han construido series temporales de valores de los indicadores para cada zona. La descripción estadística de cada serie temporal para cada uno de los indicadores que han sido analizados cuantitativamente se presenta a continuación. Debe notarse que el percentil 90 es el estadístico utilizado para el cálculo de los valores de base presentados en este Informe de Evaluación Inicial. En cada tabla n representa el número de observaciones, max los valores máximos en toda la serie y DE la desviación estándar. Se presenta el análisis conjunto de todos los datos (Total) así como un análisis separado para el período más productivo del ciclo anual (marzo, abril y mayo) y para el resto del año. Las razones molares de los nutrientes sólo se han calculado cuando los dos nutrientes comparados presentaron concentraciones por encima de los límites de cuantificación ($0,04 \mu\text{M}$ con carácter general).



Tabla III. 1. Descripción estadística de la serie temporal de datos de nitrato

Total						
	n	max	media	mediana	percentil90	DE
ALBC1	480	7,00	0,97	0,35	2,84	1,28
ALBC2	470	9,58	0,42	0,09	1,34	0,89
ALBP1	337	7,08	1,10	0,35	3,58	1,43
ALBP2	1148	7,25	0,70	0,15	2,14	1,14
ALBO1	371	6,20	1,03	0,32	2,76	1,30
ALBO2	288	4,60	0,37	0,12	1,28	0,12

Período más productivo						
	n	max	media	mediana	percentil90	DE
ALBC1	109	7,00	1,52	0,75	3,98	1,67
ALBC2	100	4,32	0,49	0,06	1,46	0,84
ALBP1	69	6,00	1,51	1,51	3,85	1,69
ALBP2	257	6,15	1,07	0,21	3,73	1,55
ALBO1	75	5,21	1,33	1,02	3,51	1,41
ALBO2	56	3,54	0,55	0,17	1,18	0,17

Resto del año						
	n	max	media	mediana	percentil90	DE
ALBC1	371	6,10	0,81	0,27	2,33	1,09
ALBC2	370	9,58	0,41	0,09	1,24	0,90
ALBP1	268	7,08	1,00	0,27	2,96	1,34
ALBP2	891	7,25	0,59	0,14	1,78	0,97
ALBO1	296	6,20	0,96	0,28	2,56	1,26
ALBO2	232	4,60	0,33	0,11	1,01	0,11



Tabla III. 2. Descripción estadística de la serie temporal de datos de amonio (nótese que sólo los valores del Total son utilizados como valores de base en el Informe).

Total						
	n	max	media	mediana	percentil90	DE
ALBC1	63	3,85	0,39	0,19	0,66	0,58
ALBC2	35	0,73	0,23	0,18	0,46	0,18
ALBP1	46	1,11	0,19	0,12	0,32	0,21
ALBP2	79	0,85	0,26	0,22	0,50	0,17
ALBO1						
ALBO2						

Período productivo						
	n	max	media	mediana	percentil90	DE
ALBC1	10	0,73	0,57	0,34	0,56	0,20
ALBC2	8	0,23	0,12	0,10	0,18	0,06
ALBP1	9	0,28	0,09	0,07	0,19	0,08
ALBP2	14	0,36	0,19	0,18	0,33	0,09
ALBO1						
ALBO2						

Resto del año						
	n	max	min	media	mediana	percentil90
ALBC1	53	0,73	0,57	0,34	0,56	0,20
ALBC2	26	0,73	0,27	0,21	0,52	0,19
ALBP1	37	1,11	0,20	0,13	0,45	0,23
ALBP2	55	0,85	0,27	0,25	0,52	0,19
ALBO1						
ALBO2						

Nota: En rojo aquellas áreas de productividad contrastante para las cuales no se dispone de suficientes datos para llevar a cabo un análisis estadístico



Tabla III. 3. Descripción estadística de la serie temporal de datos de **fosfato**

Total						
	n	max	media	mediana	percentil90	DE
ALBC1	460	1,28	0,14	0,12	0,27	0,10
ALBC2	442	1,47	0,10	0,07	0,20	0,11
ALBP1	305	0,74	0,12	0,10	0,23	0,09
ALBP2	1090	0,60	0,11	0,08	0,22	0,08
ALBO1	296	0,52	0,15	0,13	0,28	0,10
ALBO2	172	0,35	0,07	0,04	0,17	0,06

Período más productivo						
	n	max	media	mediana	percentil90	DE
ALBC1	102	0,57	0,14	0,11	0,28	0,10
ALBC2	93	0,22	0,10	0,09	0,18	0,05
ALBP1	66	0,43	0,12	0,09	0,23	0,09
ALBP2	245	0,60	0,11	0,08	0,24	0,09
ALBO1	72	0,50	0,16	0,13	0,30	0,11
ALBO2	30	0,26	0,07	0,04	0,11	0,06

Resto del año						
	n	max	media	mediana	percentil90	DE
ALBC1	358	1,28	0,14	0,12	0,27	0,11
ALBC2	349	1,47	0,10	0,06	0,22	0,12
ALBP1	239	0,74	0,12	0,10	0,23	0,09
ALBP2	845	0,46	0,11	0,09	0,21	0,08
ALBO1	224	0,52	0,14	0,12	0,27	0,10
ALBO2	142	0,35	0,07	0,04	0,17	0,06



Tabla III. 4. Descripción estadística de la serie temporal de datos de **silicato**

Total							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	450	7,19	1,39	1,20	0,60	2,59	0,96
ALBC2	470	8,77	0,81	0,63	0,51	1,69	0,68
ALBP1	324	5,28	1,24	0,99	0,90	2,55	0,91
ALBP2	1097	5,90	0,98	0,70	0,04	2,10	0,89
ALBO1	358	5,90	1,18	0,94	0,40	2,32	0,86
ALBO2	225	3,70	0,70	0,59	0,54	1,09	0,43

Período más productivo							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	105	7,19	1,68	1,45	1,45	2,99	1,20
ALBC2	98	3,18	0,80	0,51	0,35	1,81	0,71
ALBP1	64	3,85	1,23	1,03	1,32	2,59	0,92
ALBP2	250	5,35	1,08	0,60	0,04	2,90	1,08
ALBO1	67	3,60	1,35	1,28	1,88	2,38	0,81
ALBO2	30	1,78	0,93	0,86	0,55	1,52	0,36

Resto del año							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	345	6,39	1,31	1,13	0,60	2,46	0,85
ALBC2	372	8,77	0,82	0,65	0,51	1,56	0,68
ALBP1	260	5,28	1,24	0,98	0,90	2,55	0,91
ALBP2	847	5,90	0,95	0,74	0,04	1,87	0,83
ALBO1	291	5,90	1,14	0,86	0,40	2,31	0,87
ALBO2	195	3,70	0,66	0,57	0,54	0,93	0,43



Tabla III. 5. Descripción estadística de la serie temporal de datos de la razón molar nitrato:fosfato (N:P)

Total							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	282	114,0	10,7	5,7	2,0	25,2	14,7
ALBC2	164	42,9	6,5	3,4	0,6	15,5	8,1
ALBP1	147	60,0	12,7	11,5	16,0	26,2	11,3
ALBP2	521	105,6	10,1	4,8	1,0	25,2	13,3
ALBO1	161	78,2	9,0	6,9	2,5	18,4	10,2
ALBO2	40	20,0	3,9	2,0	2,0	12,8	4,8

Período más productivo							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	76	114,0	16,1	8,5	-	40,9	21,3
ALBC2	39	20,9	6,3	4,4	-	15,0	5,7
ALBP1	36	60,0	13,4	7,9	-	28,2	14,0
ALBP2	132	105,6	14,9	7,1	2,2	46,2	19,2
ALBO1	43	78,2	11,8	8,2	-	26,5	14,3
ALBO2	4	14,4	6,6	5,8	5,0	13,3	7,0

Resto del año							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	des vest
ALBC1	206	63,4	8,7	4,6	1,0	20,8	DE
ALBC2	125	42,9	6,6	3,3	0,6	15,5	8,7
ALBP1	111	58,1	12,4	12,1	11,9	22,7	10,4
ALBP2	389	55,5	8,5	4,1	1,0	23,1	10,1
ALBO1	118	41,2	8,0	6,2	1,0	17,8	8,0
ALBO2	35	20,0	3,4	2,0	2,0	6,6	4,4



Tabla III. 6. Descripción estadística de la serie temporal de datos de la razón molar nitrato:silicato (N:Si)

Total							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	344	3,83	0,67	0,60	0,19	1,40	0,54
ALBC2	255	9,17	0,58	0,39	0,33	1,21	0,72
ALBP1	209	4,68	0,88	0,81	0,25	1,65	0,70
ALBP2	711	33,67	1,32	0,58	1,00	1,66	3,35
ALBO1	257	5,00	0,91	0,71	0,50	1,77	0,81
ALBO2	156	5,74	0,39	0,23	0,25	0,77	0,60

Período más productivo							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	91	1,86	0,83	0,75	-	1,60	0,54
ALBC2	47	1,63	0,66	0,63	-	1,34	0,44
ALBP1	46	4,68	1,11	0,93	1,72	1,69	0,98
ALBP2	178	33,67	1,72	0,83	1,00	1,65	4,67
ALBO1	52	4,86	1,02	1,09	-	1,55	0,73
ALBO2	13	2,41	0,35	0,09	0,08	0,85	0,67

Resto del año							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	253	3,83	0,62	0,48	0,19	1,23	0,53
ALBC2	208	9,17	0,56	0,34	0,33	1,10	0,77
ALBP1	163	2,67	0,82	0,78	0,33	1,57	0,58
ALBP2	533	24,53	1,19	0,51	0,10	1,66	2,76
ALBO1	205	5,00	0,88	0,63	0,50	1,84	0,83
ALBO2	143	5,74	0,40	0,24	0,25	0,73	0,59



Tabla III. 7. Descripción estadística de la serie temporal de datos de la razón molar silicato:fosfato (Si:P)

Total							
	n	max	min	media	mediana	moda	percentil90
ALBC1	338	113,3	13,2	9,3	10,0	26,6	12,2
ALBC2							
ALBP1	216	48,7	12,0	11,1	1,0	21,3	8,0
ALBP2	669	107,0	10,4	8,0	8,0	21,5	10,7
ALBO1							
ALBO2	57	32,0	12,8	7,6	15,4	18,2	5,1

Bloom							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	83	113,3	17,3	11,7	18,0	42,7	18,6
ALBC2							
ALBP1	44	39,4	11,7	9,6	14,3	22,4	8,6
ALBP2	154	107,0	12,3	6,3	5,5	34,8	16,0
ALBO1							
ALBO2	16	16,3	11,8	11,8	-	15,6	3,1

No Bloom							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	255	52,9	11,9	9,9	10,0	22,9	8,8
ALBC2							
ALBP1	172	48,7	12,1	11,4	1,0	21,0	7,9
ALBP2	515	72,5	9,8	8,3	8,0	19,0	8,4
ALBO1							
ALBO2	41	32,0	13,2	13,3	15,4	18,6	5,7

En rojo aquellas áreas de productividad contrastante para las cuales no se han podido obtener datos suficientes para realizar este tipo de análisis.



Tabla III. 8. Descripción estadística de la serie temporal de datos de **clorofila *a***

Total							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	480	6,48	1,19	0,88	0,70	2,47	1,03
ALBC2	480	7,00	0,66	0,29	0,09	1,65	0,86
ALBP1	297	6,41	1,23	0,84	0,28	2,89	1,17
ALBP2	1209	16,82	0,88	0,51	0,18	2,03	1,15
ALBO1	326	7,71	0,97	0,62	0,45	1,99	1,01
ALBO2	151	1,33	0,29	0,18	0,10	0,68	0,26

Período más productivo							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	107	6,02	1,49	1,16	0,78	3,09	1,12
ALBC2	108	7,00	0,69	0,41	0,78	1,47	0,83
ALBP1	71	6,41	1,67	1,49	0,34	3,10	1,31
ALBP2	286	7,68	1,16	0,64	0,11	3,09	1,32
ALBO1	87	4,39	1,10	0,72	0,45	2,27	1,00
ALBO2	36	1,23	0,29	0,18	0,08	0,62	0,28

Resto del año							
	n	max	media	mediana	moda	percentil90	DE
ALBC1	373	6,48	1,09	0,81	0,70	2,24	0,98
ALBC2	372	7,00	0,65	0,21	0,09	1,69	0,87
ALBP1	226	6,16	1,10	0,65	0,30	2,66	1,09
ALBP2	923	16,82	0,80	0,46	0,22	1,81	1,07
ALBO1	239	7,71	0,92	0,58	0,72	1,87	1,02
ALBO2	115	1,33	0,29	0,18	0,10	0,67	0,26



Análisis estadístico de los valores de base. Validación de la zonación

Con el fin de comprobar la validez estadística del procedimiento de zonación de la Demarcación (basado en datos de satélite), se han realizado un análisis no paramétrico (ANOVA de Kluskal-Wallis) con todos los datos de las series temporales de clorofila *in situ* *a* y nutrientes. El análisis se ha realizado separadamente para el período más productivo y para el resto del año. En la Tabla III-9 se muestran los resultados de las comparaciones entre las seis áreas de productividad contrastante. Así mismo, se presentan los resultados de estos análisis para nitrato y fosfato.

En relación con la clorofila *a in situ*, las áreas de productividad contrastante ALBC2, ALBP2 y ALBO2 presentaron valores estadísticamente diferentes ($p < 0,001$) respecto a las otras áreas de productividad tanto para el período más productivo como para el resto del año. En ALBO1, la concentración de clorofila media no difirió significativamente respecto a ALBP2 durante el período más productivo ni respecto a ALBP1 durante el resto del año. Este resultado indica que ALBO1 se diferenció del resto no tanto por su concentración media de clorofila *a* sino más bien por las características de su ciclo anual. Las concentraciones medias de clorofila *in situ* en ALBC1 y ALBP1 no fueron significativamente diferentes entre sí probablemente debido a que la base de datos disponible no es suficiente para discriminar las diferencias en la distribución anual de la clorofila (que es la que explica por qué ambas áreas quedaron separadas en el análisis clúster de las imágenes de satélite).



Tabla III-9. Nivel de significancia estadística de las diferencias en la concentración de clorofila *a* entre las seis áreas de productividad contrastantes durante el período más productivo (celdas en verde) y el resto del ciclo anual (celdas en rojo).

Clorofila *a*

	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
ALBC1	***	ns	***	**	***
ALBC2		***	***	**	**
ALBP1			***	***	***
ALBP2				ns	***
ALBO1					***
ALBO2					

	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
ALBC1	***	ns	***	*	***
ALBC2		***	*	***	***
ALBP1			***	ns	***
ALBP2				*	***
ALBO1					***
ALBO2					

ns: diferencias no significativas ($p > 0.05$); ***: $p < 0.0001$; **: $p < 0.001$; *: $p < 0.05$



Tabla III-10. Nivel de significancia estadística de las diferencias en la concentración de nitrato y fosfato entre las seis áreas de productividad contrastantes durante el período más productivo (celdas en verde) y el resto del ciclo anual (celdas en rojo).

Nitrato					
	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
ALBC1	***	**	***	ns	***
ALBC2		***	ns	***	ns
ALBP1			***	ns	***
ALBP2				***	ns
ALBO1					***
ALBO2					

Fosfato					
	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
ALBC1	***	**	***	ns	***
ALBC2		ns	ns	***	*
ALBP1			ns	***	*
ALBP2				***	*
ALBO1					***
ALBO2					

	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
ALBC1	***	***	ns	***	***
ALBC2		***	ns	***	ns
ALBP1			***	ns	***
ALBP2				***	ns
ALBO1					***
ALBO2					

	ALBC2	ALBP1	ALBP2	ALBO1	ALBO2
ALBC1	***	***	***	ns	***
ALBC2		ns	ns	***	***
ALBP1			ns	***	***
ALBP2				***	*
ALBO1					***
ALBO2					

ns: diferencias no significativas ($p > 0.05$); ***: $p < 0.0001$; **: $p < 0.001$; *: $p < 0.05$.

Cálculo del índice TRIX

El índice TRIX es un índice trófico que combina datos de nutrientes, oxígeno disuelto y clorofila *a* para producir un valor de calidad ambiental en una escala de 0 a 10. Normalmente se asume que valores del índice entre 0 y 4 indican alta calidad, de 4 a 5 calidad buena y de 5 a 6 moderada. Valores mayores de 6 indicarían condiciones degradadas. En nuestro estudio, se han calculado los valores del índice TRIX para las ocho estaciones de las que se dispone datos de saturación de oxígeno utilizando la aproximación propuesta por Vollenweinder et al. (1998):

$$TRIX = k/n \sum_{i=1}^n (M - L)/(U - L)$$

Donde *n* es el número de variables, *M* el valor medido y *L* y *U* los límites inferior y superior de la misma. Las variables utilizadas han sido las concentraciones de nitrato y fosfato, el porcentaje de saturación de oxígeno y la concentración de clorofila *a*. Los valores superior e



inferior de cada variable han sido definidos a partir de la media \pm 2 SD (desviación estándar). La clave de una correcta utilización del índice radica en el establecimiento de los límites para cada variable, ya que finalmente es por comparación con este rango de variabilidad por lo que se establece la calidad ambiental de la zona en cuestión. El problema es que no es posible obtener un rango que sea realmente de aplicación a todas las áreas. Como una primera aproximación, en el presente informe se ha calculado el rango de las variables para las tres áreas de productividad en las que se sitúan las ocho estaciones mencionadas (Tabla III-11).

Tabla III-11. Límite inferior y superior de los valores de las variables utilizadas para el cálculo del índice TRIX en las seis estaciones analizadas.

Estaciones	Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Fosfato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Oxígeno* (%)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)
ALBC1	0,04 – 6,46	0,04 – 0,32	-45,3 – 28,3	0,07 – 5,39
ALBP1	0,04 – 5,03	0,04 – 0,32	0,93 – 42,3	0,07 – 6,16
ALBP2	0,04 – 5,55	0,04 – 0,45	-36,4 – 39,8	0,04 – 7,92

*Oxígeno expresado como 100 - % saturación



Análisis de tendencias temporales

Para la determinación de tendencias temporales de nutrientes y clorofila a se calcularon valores anuales promediados para todo el período del que se dispuso de datos. Las tendencias temporales de los promedios anuales para ese periodo fueron calculadas mediante el test no paramétrico de Mann-Kendall basado en el cálculo del coeficiente de correlación de Kendall (Helsel and Hirsch, 1992). Así mismo, la significancia estadística de las diferencias entre el período actual (2005-2010) y el previo se contrastaron comparando ambas series de datos mediante el test no paramétrico de Kluskal-Wallis. El nivel de probabilidad escogido para determinar la significancia estadística es $p = 0,05$.

Otros análisis estadísticos realizados

Una de las principales conclusiones del informe de evaluación inicial en la Demarcación del Estrecho y Alborán es que en algunas de las áreas de productividad contrastante se detectan concentraciones relativamente altas de fosfato (al menos altas en relación con la serie temporal completa disponible). Estas concentraciones de fosfato difícilmente puede ser explicado a partir de cambios en las condiciones hidrológicas, lo que avala la hipótesis de que tienen un origen antropogénico.

No obstante, con el fin de contrastar estadísticamente esta hipótesis, se llevó a cabo un análisis de componentes principales (ACP) con los datos de las series temporales de tendencias obtenidas en tres estaciones localizadas frente a la ciudad de Málaga (radial M) y otras tres localizadas frente a Caleta de Vélez, en el litoral de la Costa de Sol oriental (radial V). Previamente al análisis, se llevó a cabo una descomposición estacional de las series temporales con el fin de extraer el componente de tendencias (el tratamiento previo de las series temporales se describe más en detalle en Mercado et al., 2012). Las estaciones de la radial de Málaga se encuentran dentro del área ALBC1 (la más cercana a costa) y ALBP2, mientras que las tres de la radial de Caleta de Vélez se encuentran en ALBP2. Las variables utilizadas en el análisis son: salinidad, temperatura, profundidad del disco de Secchi, concentración de nitrato, fosfato y silicato, razones molares nitrato:silicato y nitrato:fosfato y la clorofila a . El ACP llevado a cabo para la radial de Málaga, permitió extraer dos factores principales que explicaron respectivamente un 65% y 20% de la varianza total (Figura II.2). La temperatura y profundidad del disco de Secchi estuvieron correlacionadas positivamente con el primer componente de varianza (CV1), mientras que salinidad, nitrato, silicato y clorofila a lo estuvieron negativamente. La correlación positiva con temperatura y negativa con salinidad indica que CV1 representa la variabilidad hidrológica ligada a la mayor o menor influencia de los afloramientos de agua mediterránea profunda. Puesto que el agua atlántica



de superficie es pobre en nutrientes, la disponibilidad de estos en la capa superficial depende del afloramiento de agua mediterránea, lo que explica que los nutrientes se correlacionen negativamente con CV1. Sin embargo, es de notar que la concentración de fosfato estuvo pobremente correlacionada con CV1, aunque esta variable se correlacionó negativamente con el segundo componente de varianza (CV2). La salinidad y las concentraciones de nitrato y silicato no contribuyeron a este componente de varianza. Por lo tanto, CV2 representa modificaciones en la concentración de fosfato que fueron independientes de los cambios en la variabilidad hidrológica. Los dos primeros componentes de varianza obtenidos desde el ACP llevado a cabo para la radial V fueron similares a los de la radial de Málaga. El análisis soporta por tanto la hipótesis de que en las áreas ALBC1 y ALBP2, la relativamente alta concentración de fosfato obtenida en el período actual no está relacionada con cambios hidrológicos.

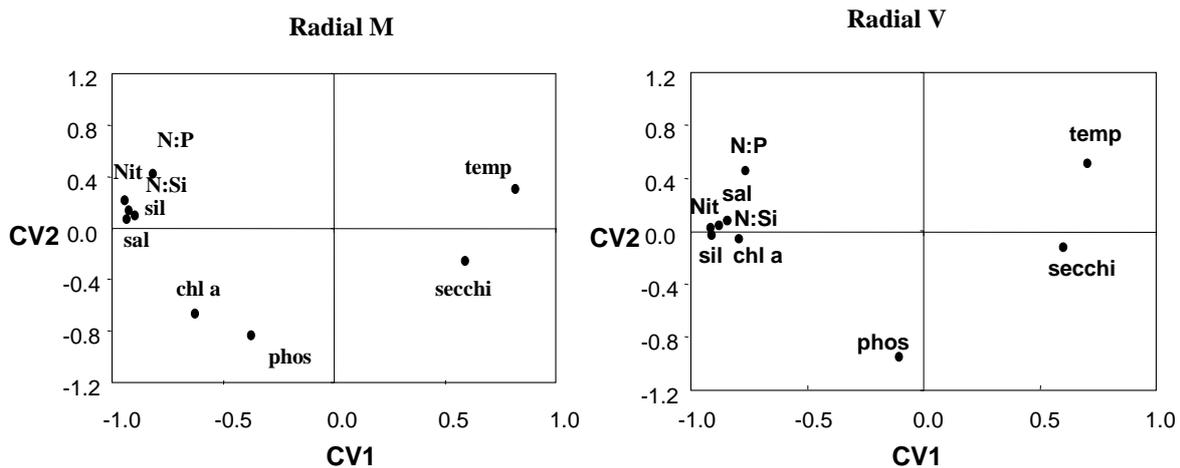


Figura II.2 Coeficientes de carga de las variables para los dos primeros componentes de varianza extraídos desde el análisis de componentes principales llevados a cabo con las series de datos tendencia de las radiales de Málaga y de Vélez-Málaga. temp: temperatura; sal: salinidad; Nit: nitrato; phos: fosfato; sil: silicato; N:P, razón molar nitrógeno:fósforo; N:Si, razón molar nitrógeno:silicato; chl a, concentración de clorofila *a*; secchi: profundidad del disco de Secchi.