



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA DEL ESTRECHO Y ALBORÁN
PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL
DESCRIPTOR 8: CONTAMINANTES Y SUS EFECTOS
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:

- José Benedicto
- Juan Antonio Campillo
- Beatriz Fernández
- Concepción Martínez-Gómez
- Víctor M. León

CARTOGRAFÍA DIGITAL INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA

Olvido Tello

Asistencia Técnica TRAGSATEC S.A.:

- Carolina Sánchez
- Carmen Díaz
- Colaboración: Nuria Hermida Jiménez y Elena Pastor Garcia, en el marco del proyecto IDEO (Infraestructura de Datos Espaciales) del IEO, han participado en la elaboración, corrección y actualización de capas GIS que fueron utilizadas en la elaboración de la cartografía para los diferentes descriptores.

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 8: CONTAMINANTES

Índice

8.1. INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR 8	1
8.1.1. Interpretación del descriptor	1
8.1.1.1. Criterios e indicadores aplicados	1
8.1.1.2. Ámbito y limitaciones.....	7
8.1.1.3. Escala espacial y temporal del Descriptor.....	8
8.1.2. Fuentes de información	9
8.2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL	11
8.2.1. Conceptos clave	11
8.2.2. Elementos de evaluación. Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador	11
8.2.2.1. Criterios de evaluación del estado ambiental	11
8.2.2.2. Matrices	15
8.2.2.2.1. Agua.....	15
8.2.2.2.2. Sedimento	16
8.2.2.2.3. Biota	17
8.2.3. Niveles de referencia o de base	21
8.2.3.1. Concentraciones de contaminantes	21
8.2.3.1.1. Metales traza.....	22
8.2.3.1.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos	23
8.2.3.1.3. Contaminantes organoclorados	24
8.2.3.2. Efectos de los contaminantes	25
8.2.4. Evaluación del estado actual.....	27
8.2.4.1. Concentraciones de contaminantes	27
8.2.4.1.1. Metales traza.....	28
8.2.4.1.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos	46
8.2.4.1.3. Compuestos organoclorados	55
8.2.4.1.4. Otros contaminantes.....	65
8.2.5. Efectos biológicos de los contaminantes	68
8.2.5.1. Biomarcadores	68
8.2.5.2. Respuestas biológicas por exposición a contaminantes en mejillones y peces....	70
8.2.5.2.1. Exposición a contaminantes orgánicos persistentes en peces (actividad EROD en peces)	70
8.2.5.2.2. Exposición a metales en mejillones (contenido de metalotioneínas).....	71
8.2.5.2.3. Exposición a compuestos genotóxicos en mejillones (frecuencia de micronúcleos).....	72
8.2.5.3. Efectos biológicos debidos al estrés causado por contaminantes químicos.....	73
8.2.5.3.1. Efectos causados por la exposición a compuestos neurotóxicos (actividad AChE en mejillones).....	73



8.2.5.3.2. Efectos de estrés general relacionados con la calidad ambiental de las aguas (LMS y SoS en mejillones).....	75
8.2.5.4. Efectos endocrinos en organismos marinos.....	77
8.2.5.4.1. Efectos biológicos específicos por TBT: Imposex	77
8.2.5.4.2. Efectos generales de depresión de la respuesta inmune	77
8.2.6. Efectos biológicos por vertidos de petróleos.....	77
8.2.7. Lagunas de información y conocimiento. Necesidades de investigación y desarrollo de programas de seguimiento.	78
8.2.8. Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.	81
8.3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL	87
8.4. ANEXOS	89
Anexo I. Glosario de términos y acrónimos.....	89
Anexo II. Referencias	90



8.1. INTRODUCCIÓN AL DESCRIPTOR 8

8.1.1. Interpretación del descriptor

El descriptor 8 está referido a la evaluación de las concentraciones de contaminantes químicos en el medio marino, determinando si éstas se encuentran en niveles tales que no llegan a producir efectos biológicos significativos.

8.1.1.1. Criterios e indicadores aplicados

Una gran variedad de contaminantes acceden al medio marino de forma directa (efluentes de depuradoras, vertidos accidentales de barcos, etc.) o indirecta (ríos, escorrentías superficiales, deposición atmosférica, etc.), pero sólo un número reducido de ellos está siendo evaluado de forma sistemática. En este caso se encuentran, desde hace décadas, los contaminantes persistentes, como metales traza, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y compuestos organoclorados (OCs), cuya distribución espacial y tendencias temporales están siendo objeto de estudio a través del programa de evaluación y control de la contaminación en el Mediterráneo (MED POL) de la Convención de Barcelona.

Los **metales traza** son componentes naturales del medio marino pero las actividades antrópicas pueden incrementar sus concentraciones. Los fenómenos geológicos normales, como la meteorización y erosión de las rocas, la lixiviación, los fenómenos tectónicos y volcánicos en el fondo marino y el transporte de polvo sahariano son algunos de los principales procesos naturales que más metales aportan al medio. Los aportes de origen antrópico que más contribuyen son la minería y procesado de minerales, la quema de combustibles fósiles, el vertido de aguas residuales industriales y urbanas, la industria del cemento y el uso de fertilizantes. En el mar Mediterráneo, los metales traza proceden, principalmente, de fuentes naturales y la contribución antrópica tiene una influencia limitada en los problemas locales de contaminación, excepto en determinadas zonas costeras, próximas a la desembocadura de los principales ríos o a grandes urbes y a polos de desarrollo industrial o minero, en donde el ciclo y el balance natural de los metales se ha alterado drásticamente. La diversidad de fuentes y la falta de información a escala mediterránea dificulta la evaluación de la contaminación por metales en el ámbito marino, estableciendo en qué medida las actividades humanas contribuyen a los niveles actuales.

Aunque ciertos metales traza son esenciales para los organismos marinos, son tóxicos cuando sobrepasan una determinada concentración, que varía según el grupo taxonómico. Otros metales traza, sin embargo, no son esenciales (p.e. Cd, Hg y Pb), y concentraciones bajas en organismos pueden ocasionar efectos adversos. Los metales, al ser



persistentes en el medio y tener capacidad de acumulación en los organismos y de biomagnificación en la cadena trófica, suponen un serio riesgo para la salud de los consumidores de productos del mar.

Los **compuestos organoclorados (OC)** forman parte de los COPs (Compuestos Orgánicos Persistentes) y han sido, desde hace décadas, prioritarios en la mayor parte de los programas de vigilancia de la contaminación marina debido a las grandes cantidades utilizadas, en la industria y la agricultura, y a sus propiedades químicas y físicas, que les confieren una elevada persistencia en el medio marino. Todo ello contribuye a que se puedan bioacumular en los tejidos de los organismos marinos y sufrir procesos de biomagnificación a través de la cadena alimenticia. Además tienen una gran toxicidad afectando a la salud de los organismos y al funcionamiento de los ecosistemas marinos. Numerosos estudios demuestran su relación con alteraciones de los sistemas inmunitario, endocrino y nervioso, y con procesos carcinogénicos en diferentes especies marinas. Entre los COPs hay numerosos compuestos organoclorados como los insecticidas clorados de primera generación, del tipo ciclodieno o DDT, y productos de origen industrial como los bifenilos policlorados (PCBs), dioxinas y furanos. Muchos de estos compuestos han sido prohibidos en la mayoría de países industrializados. La Convención de Estocolmo sobre compuestos orgánicos persistentes, coordinada por el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (UNEP, 2004), tuvo como objetivo eliminar o reducir la descarga y emisión de esos compuestos en beneficio del medio ambiente, el riesgo para la salud de los humanos y la vida salvaje. Inicialmente, estableció la prohibición inmediata del uso de 12 compuestos individuales; de los cuales nueve eran plaguicidas (aldrín, clordano, DDT, dieldrín, endrín, heptacloro, hexaclorobenceno, mirex y toxafeno), dos productos industriales (PCBs y hexaclorobenceno (HCB)), y dos subproductos químicos, las dioxinas policloradas y los furanos. Sin embargo todavía están presentes en el medio debido a su gran persistencia.

Los **hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs)** están ampliamente distribuidos por el medio, como consecuencia de su continua entrada a través de fuentes petrogénicas y pirogénicas. Aunque también están presentes en el medio de forma natural, su principal vía de entrada la constituye la combustión a alta temperatura de materia orgánica, especialmente asociada a la actividad industrial y al transporte. Este grupo de contaminantes también forma parte de los COPs, y, aunque presentan una menor persistencia que los compuestos organoclorados, acceden al medio marino de forma continua; de forma difusa por deposición atmosférica, a través de toda la superficie marina; y de forma puntual, a través de vertidos directos o indirectos (ríos,



escorrentías superficiales, vertidos accidentales,...). Por ello existe una exposición crónica a estos compuestos en la mayor parte de los compartimentos ambientales.

Debido a la baja solubilidad de los COPs en agua, tienden a unirse rápidamente a partículas, que los transportan y depositan en el sedimento de ríos, lagos y océanos. Por ello, a pesar de los esfuerzos realizados para controlar los vertidos de estos compuestos, siguen llegando grandes cantidades al medio marino vía transporte fluvial, descargas municipales e industriales, drenaje continental o por transporte atmosférico. Esta última vía les permite recorrer largas distancias, produciéndose finalmente la deposición de estos compuestos en mar abierto. Hay que indicar que muchos de estos compuestos son semivolátiles lo que facilita en gran medida su movilidad atmosférica, y hace que su presencia en el medio marino sea considerara ubicua. Los vertidos de COPs son relevantes en la demarcación del Estrecho y Alborán por las presiones derivadas del alto desarrollo turístico y urbano a lo largo de toda su costa, que se caracteriza además por la presencia de un sistema portuario con intenso tráfico marítimo, especialmente en la zona del Estrecho de Gibraltar, y por una actividad agrícola intensiva en el litoral andaluz, sobre todo en su costa oriental.

Durante los últimos 10 años, el Instituto Español de Oceanografía (IEO) ha realizado un seguimiento integrado de la presencia de estos contaminantes en el mar Mediterráneo, con el objetivo de establecer sus concentraciones en sedimento y biota y determinar las tendencias temporales de los niveles, así como de la existencia de efectos biológicos sobre los organismos marinos. Existen otras fuentes de información sobre los niveles de estos compuestos en el Mediterráneo, pero se aplican metodologías muy heterogéneas, que no siempre cuentan con unos criterios de calidad adecuados para su uso. Para otros grupos de contaminantes, que están siendo incluidos en las redes de seguimiento para dar cumplimiento a la Directiva Marco de Agua (DMA), la información disponible no está todavía integrada y sistematizada a nivel regional está referida a la concentración en agua, y por tanto, no es realmente representativa de la concentración del medio, ya que se trata de muestras puntuales. De hecho en los programas de vigilancia ambiental marina se utiliza el mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) como organismo bioindicador de la contaminación presente en la columna de agua, al tratarse de un organismo sésil, filtrador y con capacidad de bioacumular buena parte de los contaminantes. Por ello se está valorando la sustitución del muestreo mensual de agua en las aguas costeras (DMA) por el muestreo de biota. Por tanto, aunque en este documento se comentan los resultados más relevantes obtenidos para las masas de agua de la demarcación, se va a usar como información complementaria.



Otro organismo usado como bioindicador es el salmonete de fango (*Mullus barbatus*), una especie demersal y territorial que habita fondos arenosos/fangosos y que se alimenta principalmente de organismos bentónicos como poliquetos y crustáceos. Esta especie está recomendada como especie objetivo para el Programa MED POL (UNEP, 2005; Law *et al.*, 2010) y los resultados obtenidos reflejan el grado de biodisponibilidad de los contaminantes presentes en el bentos.

También se han estudiado las concentraciones de contaminantes en sedimentos marinos, ya que actúan como reservorio, acumulando los contaminantes persistentes, y como fuente de estas sustancias para la columna de agua y los organismos marinos, y muy especialmente para aquellos que viven en contacto directo con los sedimentos o que se alimentan de la fauna bentónica. Al igual que sucede con los organismos marinos usados como bioindicadores de la contaminación marina, los sedimentos aportan información que integra en el tiempo la presencia de los contaminantes con una fuerte afinidad por ellos. Su análisis, por tanto, permite la localización de las principales fuentes de compuestos contaminantes y el estudio de evolución temporal de sus concentraciones.

Como resumen, en la Tabla 8.1 se muestran los indicadores utilizados en la evaluación del estado del descriptor 8 en esta demarcación, indicándose la matriz ambiental a la que cada uno de ellos está referido.

Tabla 8.1. Criterios, matriz ambiental e indicadores utilizados en la evaluación.

CRITERIO	MATRIZ AMBIENTAL	INDICADORES APLICADOS
Concentración de contaminantes	Mejillón (tejido blando)	Concentración de metales pesados (Pb, Cd, Hg)
		Concentración de compuestos organoclorados (DDTs, PCBs,...)
		Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (13 congéneres)
	Sedimento superficial (0-1 cm). Fracción <2mm	Concentración de metales pesados (Pb, Cd, Hg)
		Concentración de compuestos organoclorados (DDTs, PCBs,...)
Concentración de hidrocarburos		



CRITERIO	MATRIZ AMBIENTAL	INDICADORES APLICADOS
		aromáticos policíclicos (13 congéneres)
	Salmonete (músculo)	Concentración de metales pesados (Pb, Cd, Hg)
		Concentración de compuestos organoclorados (DDTs, PCBs,...)
		Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos (13 congéneres)
Nivel de los efectos de la contaminación	Mejillón	Contenido de metalotioneínas Frecuencia de micronúcleos Supervivencia en aire (Stress on Stress) Estabilidad de la membrana lisosomal Actividad acetilcolinesterasa
	Salmonete	Actividad hepática EROD
Frecuencia, origen y extensión de los sucesos significativos de contaminación aguda		Frecuencia, origen (en su caso) y extensión de los sucesos de contaminación

En esta evaluación se han considerado también los efectos biológicos asociados a la contaminación química, utilizando mejillones y salmonete de fango, siguiendo las recomendaciones del programa MED POL y del grupo de expertos de ICES (Grupo de Trabajo de Efectos Biológicos de Contaminantes, WGBEC). Estos efectos biológicos están referidos a un bajo nivel de organización biológica (respuestas moleculares, citológicas y fisiológicas), permitiendo establecer si ha existido exposición o no a un determinado tipo de compuestos y si existen alteraciones tempranas, que puedan, finalmente, a dañar la salud de los organismos, de las poblaciones y de los ecosistemas. A continuación se realiza una breve descripción del significado biológico de cada uno de ellos.

Las **metalotioneínas (MT)** son proteínas capaces de unirse con iones metálicos que tienen un papel importante en el secuestro y detoxificación de metales pesados no esenciales, como mercurio y cadmio, y en la regulación de los niveles celulares de otros metales esenciales, como el zinc y el cobre. Además participan en la eliminación



de radicales libres, especies generadas como consecuencia de la exposición a metales y contaminantes orgánicos que son capaces de dañar a la célula.

Los niveles de MT en organismos están también regulados por la acumulación de metales tóxicos, lo que posibilita que las MT hayan sido empleadas como biomarcador de exposición a metales en organismos acuáticos, especialmente en invertebrados marinos como el mejillón (Amiard *et al.*, 2006). Desde el año 1999, las metalotioneínas es un biomarcador recomendado, en el seguimiento de los efectos biológicos de los contaminantes del programa MED POL ((UNEP/RAMOGGE, 1999; UNEP, 2005).

La **inhibición de la actividad enzimática de la acetilcolinesterasa (AChE)** en los organismos marinos afecta a la transmisión del impulso nervioso, produciéndose una acumulación del neurotransmisor acetilcolina en las uniones neuromusculares, apareciendo como síntomas temblores y convulsiones que finalmente producen la parálisis y muerte.

La inhibición de la AChE en las branquias de bivalvos ha demostrado ser un biomarcador muy sensible de exposición a pesticidas organofosforados y carbamatos. Otros compuestos capaces de inhibirla son detergentes, metales e hidrocarburos. Por ello, en organismos marinos se considera como un biomarcador general de estrés que ofrece una información integrada sobre la toxicidad de estas sustancias neurotóxicas.

Los micronúcleos son fragmentos acéntricos de cromosomas o cromosomas completos que no consiguen migrar con alguno de los núcleos hijos en la anafase mitótica y que permanecen en el citosol una vez finalizada la división celular (Heddle *et al.*, 1991). La **frecuencia de micronúcleos (MN)** ha sido recomendada como un biomarcador no específico de genotoxicidad en estudios de contaminación marina. La genotoxicidad se define como efectos perjudiciales para el material genético ocasionados por la inducción de daños sobre el ADN. Este daño puede ser producido endógenamente, por el ataque al ADN de productos generados en el metabolismo normal de la célula, o exógenamente, por la exposición a radiación, toxinas naturales o compuestos químicos de origen antropogénico. La frecuencia de micronúcleos observada puede ser considerada como un índice de los daños genéticos acumulados durante el ciclo de vida celular actuando como una respuesta integrada de la exposición a mezclas de contaminantes capaces de actuar como genotóxicos.

El grado de **estabilidad de la membrana lisosomal (LMS)** es un biomarcador de efecto que indica un estrés general de la fisiología del organismo. La disfunción de los procesos lisosomales ha sido relacionada con muchos aspectos de patologías asociadas a la toxicidad química y procesos degenerativos. La autofagia lisosomal proporciona una segunda línea de defensa en los organismos contra el estrés oxidativo y la



capacidad para regular al máximo de manera efectiva este proceso. Por ello, es un factor significativo que probablemente contribuye a la capacidad de ciertos organismos para tolerar ambientes contaminados y con condiciones estresantes. La disminución de la estabilidad de la membrana lisosomal se ha relacionado con la exposición a muchos tipos de contaminantes químicos, aunque no se pueden considerar como los únicos factores que alteran este biomarcador citológico.

La capacidad temporal de **supervivencia en aire de mejillones o 'Stress on Stress' (SoS)** se utiliza como un biomarcador de efecto, indicando alteraciones en la fisiología de los organismos, que hace que éstos sean más sensibles a cambios ambientales adicionales. La disminución de su capacidad de supervivencia se ha relacionado con la exposición a contaminantes químicos, aunque no se pueden considerar como los únicos factores que alteran esta condición.

La medida de la **actividad enzimática EROD** en hígado de peces es utilizada como biomarcador de exposición a compuestos orgánicos planares (policlorodibenzo-p-dioxinas (PCDDs) y policlorodibenzofuranos (PCDFs)), PAHs e hidrocarburos aromáticos polihalogenados (PHAHs, incluyendo PCBs). Es conocido que la exposición de los organismos a este tipo de compuestos puede producir una gran variedad de alteraciones bioquímicas y efectos tóxicos, que incluyen alteraciones y fallos reproductivos, inmunotoxicidad, neurotoxicidad y carcinogénesis (OSPAR, 2007).

8.1.1.2. **Ámbito y limitaciones**

Este descriptor abarca las presiones ejercidas por la contaminación química en los ecosistemas marinos. Otros tipos de contaminación y efectos serán cubiertos por otros descriptores del buen estado ambiental.

Es necesario resaltar que los datos disponibles para este descriptor están circunscritos fundamentalmente a la franja costera (primeras millas de la costa), al tratarse de la zona más vulnerable por su proximidad a los focos de contaminación y la más relevante a nivel ecológico, económico y ambiental. Por tanto, las conclusiones que se extraen de este descriptor no pueden extrapolarse al conjunto de la demarcación, ya que los datos ambientales disponibles no cubren la totalidad de su superficie, existiendo lagunas de información de zonas más alejadas de la costa y fondos más profundos. Esta falta de cobertura espacial constituye una de las principales limitaciones de los datos disponibles, hasta el momento, para hacer una evaluación global de la demarcación y deberá solventarse adaptando los futuros programas de vigilancia y seguimiento que se desarrollarán a partir del 2014.



En lo que respecta a las series temporales de datos disponibles, se reducen a un reducido grupo de contaminantes y matrices ambientales, particularmente a los contaminantes persistentes que están incluidos en los programas de seguimiento internacionales. En el caso del mejillón, se dispone de largas series temporales y una amplia cobertura espacial, incluyendo zonas costeras vulnerables (*hot spots*) y zonas de referencia alejadas de los principales focos de contaminación, que permiten realizar una evaluación más completa. Sin embargo, los datos disponibles hasta la fecha para salmonete y sedimentos sólo permiten hacer una evaluación preliminar en esta demarcación, ya que hasta el momento se han estudiado un número limitado de zonas y no se dispone todavía de secuencias temporales. Por tanto, es necesario ampliar el programa de seguimiento incluyendo nuevas zonas de estudio (medida ya en aplicación) y otros grupos de contaminantes que por su persistencia y toxicidad puedan ocasionar un mayor impacto ambiental, e integrando los datos generados por las Comunidades Autónomas para dar cumplimiento a la Directiva Marco de Agua.

Los estudios de tendencias temporales en sedimento se suelen realizar en zonas “de especial interés o atención”, donde previamente se han detectado situaciones de contaminación a partir de estudios de distribución espacial. Los estudios temporales se basan en muestreos con periodicidad anual/bianual. Para el estudio de tendencias temporales de contaminantes en los sedimentos, deben seleccionarse zonas de acumulación neta de sedimentos (se asume que en estas zonas la resuspensión y transporte neto de partículas y contaminantes asociados hacia otras zonas deberían ser comparativamente mucho menores que la deposición), y lo más homogéneas posible desde el punto de vista granulométrico y geoquímico. Por lo tanto, los estudios se realizan en zonas con bajo hidrodinamismo en las que los sedimentos presentan una textura granulométrica fina, con porcentajes de tamaño de partícula inferior a 63 micras, iguales o superiores al 85 %. En general, suelen ser necesarias series de datos de un mínimo de 5 años consecutivos para obtener información estadísticamente significativa sobre tendencias temporales de contaminación. En esta demarcación no se dispone de momento de series temporales en sedimento, únicamente se han identificado hasta el momento los puntos adecuados para ello, tras un estudio de la distribución espacial y naturaleza del sedimento en zonas de referencia y próximas a los principales núcleos urbanos, industriales y portuarios.

8.1.1.3. Escala espacial y temporal del Descriptor

La escala espacial y temporal de los indicadores de este descriptor depende del grupo de contaminantes/biomarcadores y de la matriz ambiental considerada. Los datos



obtenidos en el ámbito de los programas de seguimiento son de periodicidad anual para el estudio de las tendencias temporales y con una periodicidad mayor si se requieren para caracterizar de forma más precisa su distribución espacial. La mayoría de los datos disponibles corresponden a la franja costera, con una distancia máxima a la costa de 10-15 millas, y no se dispone de datos suficientes para realizar una evaluación adecuada del mar abierto y las aguas profundas que representan la mayor parte de la superficie total de esta demarcación. De hecho, la información sobre niveles y efectos biológicos asociados en la plataforma externa es escasa o inexistente.

8.1.2. Fuentes de información

En este informe se va a utilizar fundamentalmente la información disponible en el programa regional de vigilancia y seguimiento ambiental, el programa MED POL de la Convención para la Protección del Medio Marino y la Región Costera del Mediterráneo (UNEP, 2005) establecido a través del Convenio de Barcelona. Desde hace varios años, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y el Instituto Español de Oceanografía han venido colaborando a través de sucesivos instrumentos administrativos, para cumplimentar una serie de compromisos internacionales contraídos por España en materia de seguimiento y evaluación del medio marino. En este sentido, cabe destacar la interpretación y cuantificación de los datos de contaminantes persistentes obtenidos por España para el cumplimiento del Programa MED POL del Convenio de Barcelona. En este programa de seguimiento se obtienen datos periódicos, con garantías de calidad analítica y acordes con las particularidades del medio marino. Los laboratorios que aportan datos al programa MED POL, además de utilizar materiales de referencia en sus análisis, participan periódicamente en ejercicios de intercalibración internacionales que evalúan su aptitud para realizar los análisis y garantizar su calidad. Estos ejercicios se realizan para muestras de biota y sedimento marinos, con periodicidad semestral organizados por Quasimeme y periodicidad anual por la Organización Internacional de la Energía Atómica (IAEA). La participación periódica en ejercicios de intercalibración con matrices marinas garantiza que las concentraciones obtenidas se han obtenido con una metodología precisa para éste tipo de muestras. Los datos obtenidos hasta el momento por el Instituto Español de Oceanografía para dar cumplimiento al programa de vigilancia ambiental MEDPOL son los siguientes:

- Datos de concentraciones de contaminantes y respuestas biológicas en mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) nativos o transplantados en áreas costeras. En función del grupo de contaminantes se dispone de series temporales diferentes, que abarcan desde el año 1990



para metales traza, 1998 para contaminantes organoclorados, 2003 para efectos biológicos y 2004 para hidrocarburos aromáticos policíclicos.

- Datos de concentraciones de contaminantes en sedimentos superficiales de la plataforma continental interna (<120 m) obtenidos en 2008, centrándose especialmente en zonas de deposición (alto contenido en fracción fina).
- Datos de concentraciones de contaminantes (periodo 2001-2008) y respuestas biológicas (años 2006 y 2008) en salmonetes de fango (*Mullus barbatus*) capturados en la plataforma continental interna.

En segundo término se han considerado datos obtenidos a través de proyectos de investigación (p.ej.: Proyecto MYTILOS) y publicaciones en literatura científica considerados espacial o temporalmente relevantes. De forma complementaria, se han empleado los datos generados por los organismos competentes para aguas costeras en la Directiva Marco de Agua, remitidos por las Comunidades Autónomas a la Agencia Europea de Medio Ambiente (Wise-SoE-Marine) así como los incluidos en el Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (2011). Además, existen datos de otros grupos de contaminantes que se han obtenido en estudios puntuales y en ámbitos geográficos particulares, realizados a través de proyectos o líneas de investigación de distintas instituciones. Sin embargo, al no tratarse de datos sistematizados no se van a considerar en la evaluación del estado del medio marino propiamente dicho, pero sí se describirán los aspectos más relevantes y sobre todo se evaluará su importancia de cara a los diseños futuros de los programas nacionales e internacionales de seguimiento de la contaminación marina.



8.2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

8.2.1. Conceptos clave

En este descriptor se considera como contaminantes a aquellas sustancias o grupos de sustancias que son tóxicas, persistentes o capaces de acumularse en los organismos, así como aquéllas que dan lugar a un nivel equivalente de preocupación. Los efectos biológicos se definen como los impactos adversos directos o indirectos de contaminantes en el medio marino, que causan daño a los recursos vivos o ecosistemas marinos, incluyendo la pérdida de biodiversidad, riesgo para la salud humana, obstaculización de las actividades marítimas, incluyendo la pesca, el turismo o los usos recreativos, así como otros usos legítimos del mar, el deterioro de la calidad del agua de mar para su uso o, en general, el deterioro del uso sostenible de los bienes y servicios que ofrece el mar.

8.2.2. Elementos de evaluación. Fundamento en la selección de criterios e indicadores: Viabilidad y operatividad. Justificación de la selección de parámetros o componentes de cada indicador

8.2.2.1. Criterios de evaluación del estado ambiental

En el descriptor 8 se han considerado dos criterios de evaluación: la concentración de contaminantes y sus efectos biológicos.

Concentración de contaminantes

Se evaluará la concentración de las sustancias contaminantes descritas más adelante, determinadas en la matriz medioambiental relevante (p.ej. biota, sedimento y/o agua) de tal forma que se asegure la comparabilidad de los resultados con las valoraciones realizadas dentro de la Directiva Marco de Agua (2000/60/EC). En esta directiva se han establecido unos criterios de calidad para aguas continentales y costeras, pero no se cuenta con unos criterios legales para la valoración ambiental en biota o sedimentos, excepto para mercurio y sus compuestos, hexaclorobenceno y hexaclorobutadieno que tienen fijada una norma para biota (Directiva 2008/105/CE). La gran variabilidad espacio-temporal de los niveles de contaminantes en las masas de agua costeras desaconseja la determinación en esta matriz ambiental. De hecho en los programas de seguimiento marinos se utiliza la biota y el sedimento como matrices para caracterizar la carga contaminante presente en un sistema, ya que debido a su hidrofobicidad



muchos contaminantes tienden a acumularse en estas matrices, mientras que su presencia en agua suele ser limitada.

En el caso de los indicadores químicos, las normas de calidad utilizadas para valorar la concentración de contaminantes en agua son las establecidas en el Real Decreto 60/2011. Los datos de medias anuales procedentes de las redes de seguimiento de la DMA en aguas costeras se van a utilizar para destacar las conclusiones más relevantes, pero no se va a repetir una evaluación profunda de todo el conjunto de datos, ya que se está haciendo por las respectivas autoridades competentes y será público en breve a través de los planes de cuenca correspondientes.

La evaluación de los datos obtenidos requiere el uso de niveles de referencia, tanto para identificar aquellas zonas con baja incidencia antropogénica y concentraciones próximas a los niveles basales en datos actuales o históricos (nivel basal o *background*, *BC*), como para aquéllas en las que las concentraciones pueden ocasionar efectos adversos en el ecosistema. En el caso de concentraciones de contaminantes en sedimentos y biota, los criterios de calidad utilizados corresponden en su mayor parte a los establecidos o aceptados por organismos internacionales (Comisión OSPAR y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, US-EPA y/o MED POL). La metodología utilizada para realizar la valoración ambiental ha sido la adoptada por MED POL recientemente (UNEP /MAP, 2011), basada a su vez en la propuesta por ICES/OSPAR, que utiliza un sistema de tres niveles de calidad, estableciendo dos valores de transición T_0 y T_1 donde:

- Valor $< T_0$ significa que la concentración de la sustancia peligrosa es próxima a cero o inferior a los niveles basales, por lo que el estado del sistema es adecuado.
- $T_0 < \text{Valor} < T_1$ significa que la concentración de la sustancia peligrosa es tal que se puede asumir que hay poco o ningún riesgo para el medio ambiente y las especies que allí habitan, a nivel de población o de comunidad. Por tanto, el estado del sistema es todavía aceptable, aunque se ha constatado una desviación significativa respecto a los niveles basales, sin que suponga un riesgo cierto para el medio.
- Valor $> T_1$ significa que la concentración de la sustancia peligrosa puede suponer un riesgo para el medio ambiente y para las especies que allí habitan. Por tanto, el estado del sistema no es aceptable, ya que hay un potencial efecto de esta sustancia en el medio, y esta probabilidad aumenta conforme lo hace su desviación respecto al valor de transición.

Los valores de transición T_0 y T_1 identificados hasta la fecha no son totalmente definitivos, pues es necesario un amplio conocimiento de las concentraciones en las diferentes matrices ambientales, unidades geográficas y especies marinas así como de



los efectos ecotoxicológicos asociados a dichas concentraciones. Por otro lado, el establecimiento de estos valores de transición requiere análisis específicos de las series de datos, que en algunos casos, no están disponibles o son escasas. En este documento se han adoptado los valores de transición que se recogen en la Tabla 8.2.

Tabla 8.2. Valores de referencia utilizados como transición (T_0 y T_1) en la evaluación para cada uno de los grupos de contaminantes y matrices ambientales.

	SEDIMENTO		MEJILLÓN		SALMONETE DE FANGO	
	T_0	T_1	T_0	T_1	T_0	T_1
METALES	BAC*	ERL	BAC**	EC	BAC**	EC
PAHs	BAC	ERL	BAC**	EAC	-	-
OCPs	BAC	ERL	BAC	EAC	BAC	EAC

* Específicos para el Mediterráneo

** Específicos para el Mediterráneo Español.

Los criterios de evaluación basales (*background assessment criteria*, BACs) se calculan a partir de los niveles basales (BCs) (concentración de un contaminante en una zona limpia o remota basada en datos actuales o históricos), aplicando un factor para corregir la incertidumbre analítica para cada caso. Ante la falta de BACs específicos para PAHs y compuestos organoclorados en sedimentos dentro del programa MED POL, en esta valoración se han utilizado los propuestos por OSPAR/ICES para esta matriz. En el caso de metales traza, los niveles BACs en mejillón y salmonete de fango se han calculado a partir de los datos disponibles del programa de seguimiento de la contaminación que realiza el IEO en aguas mediterráneas ya que existe una base de datos suficiente. Del mismo modo se han calculado los BACs específicos para PAHs en mejillón para el Mediterráneo occidental.

Otro criterio utilizado en la evaluación es el EAC (Environmental Assessment Criteria), que corresponde a la concentración de contaminante por debajo de la cual no se espera que se produzcan efectos crónicos sobre las especies marinas, incluyendo a las más sensibles. Ante la falta de EACs específicos dentro del programa MED POL, en esta valoración se han utilizado los propuestos por OSPAR/ICES, en las matrices ambientales correspondientes (SGIMC 2011). Para los metales traza en biota, el valor de transición T_1 establecido corresponde a su contenido máximo autorizado (EC) para consumo humano (Reglamento 1881/2006 de la Comisión de 19 de Diciembre de 2006 y posteriores modificaciones).

En el caso del sedimento, al igual que en el ámbito OSPAR, se ha utilizado como criterio la concentración con efecto probable (*Effects Range-Low*, ERL). El ERL se define



como el percentil 10 inferior de los datos de concentración en sedimento que están asociados a efectos biológicos. Así los efectos adversos son raramente detectados si las concentraciones son inferiores a esta concentración.

Efectos de los contaminantes

Se evaluarán los niveles de efectos de la contaminación sobre los componentes de los ecosistemas de interés, teniendo en cuenta los procesos biológicos seleccionados y los grupos taxonómicos donde una relación causa/efecto ha sido establecida y necesita ser monitoreada (8.2.1). La aparición de estos efectos biológicos de la contaminación, el origen (siempre y cuando sea posible), la extensión de los hechos que originan una contaminación aguda significativa (p.ej. vertidos de petróleo) y su impacto sobre la biota físicamente afectada por este tipo de contaminación (8.2.2). En el caso de los indicadores biológicos, la metodología utilizada para realizar la valoración ambiental y los criterios de valoración ha sido los recomendados por OSPAR/ICES, referidos a las especies objetivo utilizadas (salmonete de fango y mejillón) (SGIMC, 2011). Al igual que en el caso de los contaminantes, esta metodología está basada en un sistema de 3 niveles, estableciendo dos valores de transición T_0 y T_1 , donde:

- Valor $< T_0$ significa que la respuesta biológica es tal que no se asocia con un efecto de los contaminantes químicos presentes en el medio.
- $T_0 < \text{Valor} < T_1$ significa que se reconoce que la respuesta biológica es tal que es posible que se deba a la exposición de contaminantes en el medio, aunque se considera que el organismo no está severamente afectado, pudiendo volver a rangos de respuestas basales.
- Valor $> T_1$ significa que la respuesta biológica es tal que existen efectos biológicos causados por la exposición a contaminantes químicos.

Los valores de transición T_0 y T_1 identificados hasta la fecha deberán ser revisados cuando existan más datos regionales disponibles (ICES, 2011). El establecimiento de estos valores de transición requiere análisis específico de las series de datos disponibles para cada especie objetivo, que en algunos casos, son escasos. Los valores de transición para los biomarcadores de efecto son T_0 y T_1 , mientras que para los biomarcadores de exposición sólo se considera el valor de transición T_0 . En la Tabla 8.3 se recogen los valores de transición utilizados en este documento para la evaluación de los biomarcadores.

Tabla 8.3. Valores de referencia utilizados como transición (T_0 y T_1) en la evaluación para cada uno de los biomarcadores y matrices ambientales.



	MEJILLÓN		SALMONETE DE FANGO	
	T ₀	T ₁	T ₀	T ₁
EROD			BAC*	
MT	BAC*			
MN	BAC*			
AChE	BAC*	EAC*		
LMS	BAC	EAC*		
SoS	BAC	EAC		

* Derivados de datos del Mediterráneo español (Fuente: IEO).

Los BACs se calculan a partir de las respuestas basales (BRs) (niveles de cierta respuesta biológica de los organismos en una zona limpia o remota). Por otro lado, el EAC corresponde al nivel de ciertas respuestas a partir de la cual se han asociado efectos biológicos negativos en los organismos.

8.2.2.2. Matrices

En el estudio del comportamiento, distribución y efectos de los contaminantes en el medio marino se consideran habitualmente tres matrices diferenciadas, pero íntimamente relacionadas: el agua, el sedimento y la biota, formada por los organismos que allí habitan.

8.2.2.2.1. Agua

La mayoría de los contaminantes se encuentran en el agua de mar a concentraciones muy bajas y presentan una gran variabilidad espacio-temporal, por lo que difícilmente se puede considerar una muestra puntual como representativa de ese punto. Los contaminantes presentes en esta matriz ambiental están sometidos a procesos simultáneos como dilución, dispersión, precipitación, degradación, transporte biológico, etc., que modifican los niveles de contaminantes en este compartimento, y especialmente en zonas costeras como consecuencia de las corrientes, los vientos o los vertidos intermitentes. En el caso de los metales y debido a su afinidad por las partículas, sus concentraciones en agua están más relacionadas con el contenido de materia particulada en suspensión que con la contaminación real y la calidad de una masa de agua. Por tanto, la información que proporciona el análisis en el agua refleja solamente la contaminación existente en el momento de toma de la muestra, que



puede haber variado significativamente a las pocas horas o a los pocos días. Por ello, el estudio de esta matriz ambiental no está incluido en los programas internacionales de seguimiento ambiental, prefiriéndose el uso de organismos filtradores. En este informe únicamente se van a exponer los resultados generales de los datos obtenidos por las CCAA, identificando aquéllos que han superado los niveles de contaminantes propuestos por la Directiva Marco de Agua en agua costera y de transición.

8.2.2.2. Sedimento

El sedimento es preferible a la muestra de agua como matriz para el seguimiento de la calidad ambiental, ya que las concentraciones de contaminantes en los sedimentos son mucho mayores y menos variables en el tiempo y en el espacio, reflejando de modo integrado el estado de contaminación de una zona. La mayoría de los compuestos químicos de origen antropogénico que son introducidos en el ambiente marino se acumulan en los sedimentos, pero éstos no sólo actúan como reservorio para los contaminantes, sino que pueden actuar como fuente de tóxicos para la fauna marina. Por estos motivos, los sedimentos son prioritarios en los programas de vigilancia y control de la contaminación marina, recomendándose analizar la fracción inferior a 2 mm en estudios de distribución espacial. La razón es que esta fracción, también llamada fracción total, es prácticamente el sedimento completo al que sólo se le han eliminado los materiales sólidos de mayor tamaño y, por tanto, da idea del contenido real de contaminante por unidad de peso de sedimento. Por este motivo se considera que las concentraciones de contaminantes en la fracción total del sedimento son un dato significativo y útil desde el punto de vista ecológico y ecotoxicológico, mientras que los datos de concentraciones en fracciones específicas del sedimento tienen una interpretación mucho menos directa, y bastante más compleja.

Los contaminantes contemplados en la evaluación de este descriptor están incluidos en la Directiva Marco de Agua (2000/60/CE), pero existen otras sustancias o grupos de ellas (compuestos polibromados, compuestos organofosforados,...) que aunque también están incluidas en la DMA, actualmente, no hay datos sistematizados en los programas de seguimiento marinos y por tanto no se consideran en la evaluación inicial del Buen Estado Ambiental (BEA), tal y como se ha indicado previamente. No obstante, se citarán los datos relevantes disponibles para algunos de ellos, especialmente para definir su importancia en el apartado correspondiente de lagunas o líneas de interés futuras.

En la plataforma mediterránea de esta demarcación se ha caracterizado la naturaleza de los sedimentos (homogeneidad, granulometría, contenido en materia orgánica, etc.) y la distribución de los contaminantes persistentes, principalmente, en zonas



próximas a las áreas de mayor presión (principales núcleos urbanos, puertos más importantes y desembocaduras de los principales ríos). En estos estudios se ha seleccionado una cuadrícula representativa del área en la que se muestrearon 30 puntos al azar, para localizar zonas de deposición lo más homogéneas posible. Por tanto, hasta el momento en esta demarcación solo se dispone de datos puntuales de los años en que se ha realizado este estudio (2006-2008) y no se cuenta con series históricas suficientes para evaluar las tendencias temporales de la contaminación en esta matriz ambiental. Los estudios realizados han permitido establecer los puntos adecuados de muestreo para abordar esta tarea en los años sucesivos, que se ha iniciado en el año 2011.

8.2.2.2.3. Biota

El proceso de bioacumulación determina la capacidad de los organismos acuáticos para concentrar en sus tejidos compuestos químicos a partir del agua, sedimento y/o el alimento. La bioacumulación de contaminantes se produce cuando el flujo de entrada en un organismo supera al flujo de los procesos de eliminación (metabolismo, detoxificación y/o depuración). Aunque no se conocen completamente los procesos bioquímicos implicados en el transporte de xenobióticos entre los organismos marinos y su entorno, el patrón general de captación del agua, sedimento y alimento es lo suficientemente claro como para definir un modelo realista que describa el proceso. En el caso particular de los organismos acuáticos, la fuente de tóxico suele ser el agua o el alimento y muchos de ellos acumulan contaminantes en sus tejidos a niveles muy superiores a los presentes en el ambiente en el que habitan, sin que existan efectos tóxicos aparentes. Esta característica ofrece ventajas evidentes para el desarrollo de los programas de seguimiento de la contaminación marina. Las concentraciones tisulares están por encima de los límites de detección de las técnicas de química analítica (es deseable que los niveles tisulares sean 2 o 3 órdenes de magnitud superiores a los del agua), son más estables en el tiempo, por lo tanto, pueden indicar eventos pasados de contaminación, y reflejan únicamente la fracción biodisponible de la cantidad total de contaminante presente en el medio.

Sin embargo, no todas las moléculas de contaminantes presentes en el ambiente son acumuladas por los organismos, ya que depende tanto de su biodisponibilidad (fracción que puede ser incorporada) como de la capacidad metabólica-excretora del organismo. Los tóxicos disueltos en agua pueden penetrar en el organismo a través de las superficies de intercambio (p. ej. branquias o piel), mientras que los contaminantes incorporados a través del alimento son absorbidos en el intestino. En ambos casos, la sustancia debe atravesar una membrana celular. Si la sustancia es neutra, puede difundirse a través de la bicapa lipídica, mientras que una sustancia polar debe



atravesar la membrana a través de canales formados por proteínas transmembrana. Por lo tanto, es obvio que la especiación química del contaminante influirá de forma crítica en su biodisponibilidad. Por ejemplo, los compuestos organometálicos pueden difundir a través de los lípidos de membrana gracias al carácter apolar de la parte orgánica de la molécula, mientras que los iones metálicos libres deben penetrar a través de los canales de intercambio iónico de las membranas. En cambio, los iones metálicos que forman complejos con materia orgánica húmica no pueden penetrar por ninguna de estas vías. Se dice que los iones libres son especies biodisponibles, mientras que aquellos que forman complejos con grandes ligandos no lo son. La bioacumulación de un compuesto orgánico en un organismo depende, por lo tanto, no sólo de su concentración en los compartimentos externo: agua, sedimento y alimento, sino también de las propiedades físico-químicas de éste. En general, la bioacumulación de cada congénere de PCB es proporcional a su coeficiente de partición entre octanol y agua (k_{ow}). Al aumentar el número de átomos de cloro en un PCB se incrementa su liposolubilidad. En vertebrados, el proceso de eliminación puede ocurrir por varias rutas como son el transporte a través del integumento o vías respiratorias, la excreción en la orina a través del riñón, o mediante su biotransformación.

Uno de los organismos más empleados en todo el mundo como bioindicador en los programas de seguimiento y vigilancia de la contaminación, para revelar patrones geográficos de distribución y para identificar tendencias temporales en la contaminación costera, es el mejillón (*Mytilus spp*). Se trata de una especie ubicua, abundante, sedentaria que posee un ciclo de vida relativamente largo, resiste condiciones de hipoxia, estrés ambiental y contaminación y que es consumido por organismos de niveles tróficos superiores. Son grandes filtradores que, aparentemente, carecen de un buen sistema de metabolización de compuestos xenobióticos, por lo que acumulan altas concentraciones de contaminantes.

Los peces demersales también son especies objetivo recomendados para los programas de seguimiento de la contaminación, ya que reflejan la biodisponibilidad de contaminantes y sus efectos biológicos asociados en un marco espacial regional, debido a su relativa movilidad (Law *et al.*, 2010). Al encontrarse en niveles más altos de la cadena trófica que el mejillón, permiten obtener información ecológica más relevante. El salmonete de fango (*Mullus barbatus* L., 1758) es la recomendada como especie objetivo en el mar Mediterráneo (UNEP/RAMOGGE, 1999), y es adecuada ya que está ampliamente distribuida a lo largo de la plataforma media e interna de la costa mediterránea española, presentando una máxima abundancia y frecuencia en el estrato medio (entre 50 y 200 m de profundidad).



En el caso de mejillón, el muestreo sólo se efectúa una vez al año y con el objetivo de minimizar la variabilidad natural, se diseñó una estrategia de muestreo con una serie de variables que se cumplen anualmente: estrecho rango de tallas de mejillón; número suficiente de individuos de todos los tamaños; siempre en los mismos puntos de muestreo y en la misma época del año (mayo), ya que se ha observado que las concentraciones de contaminantes varían a lo largo del año coincidiendo con las variaciones del ciclo biológico. La época de muestreo seleccionada corresponde con la prepuesta de estas zonas, tal y como recomiendan los organismos especializados por ser la época en la que estos organismos se encuentran en un estado fisiológico más estable.

Para la evaluación del estado actual de la contaminación en la demarcación marina del Estrecho y Alborán se han seleccionado los siguientes indicadores de concentración de contaminantes en tres matrices ambientales (mejillón silvestre, salmonete de fango y sedimentos superficiales) (Tabla 8.4a) y de efectos biológicos asociados en dos organismos, mejillón y salmonete de fango (Tabla 8.4b). Se han incluido en la valoración aquellos indicadores que han sido evaluados de manera estandarizada en los programas de vigilancia ambiental, que ha realizado el IEO hasta la fecha, en colaboración con la sección ministerial correspondiente, siendo también los más utilizados dentro de los programas nacionales de vigilancia ambiental existentes en Europa y específicamente recomendados en el programa regional MED POL. Su importancia y relevancia ambiental han sido previamente descritos en el apartado 8.1.1.



Tabla 8.4a. Contaminantes incluidos en los programas de vigilancia ambiental de la demarcación marina del Estrecho y Alborán, con calidad analítica debidamente contrastada a través de ejercicios de intercomparación internacionales.

CONTAMINANTES	MATRICES MARINAS CONSIDERADAS
Metales traza	
Cd, Hg y Pb	Mejillón (<i>Mytilus galloprovincialis</i>), salmonete de fango (<i>Mullus barbatus</i>) y sedimento superficial
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	
Fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, benzo[e]pireno, benzo[g,h,i]perileno, dibenzo(ah)antraceno e indeno[1-2-3 cd]pireno	Mejillón (<i>Mytilus galloprovincialis</i>), salmonete de fango (<i>Mullus barbatus</i>) y sedimento superficial
Compuestos Organoclorados	
Bifenilos policlorados (PCBs): CB28, CB52, CB101, CB105, CB118, CB138, CB153, CB156 y CB180 Pesticidas clorados: op'- DDT, pp'-DDT y sus metabolitos (DDTs): pp'- DDE y pp'-DDD,), γ -hexaclorociclohexano (γ -HCH), α -hexaclorociclohexano (α -HCH), hexaclorobenceno, aldrín, dieldrín, endrín, isodrín	Mejillón (<i>Mytilus galloprovincialis</i>), salmonete de fango (<i>Mullus barbatus</i>) y sedimento superficial

Tabla 8.4b. Biomarcadores de contaminación química incluidos en los programas de vigilancia ambiental de la demarcación marina del Estrecho y Alborán.

BIOMARCADORES DE CONTAMINACIÓN QUÍMICA	ESPECIE OBJETIVO
Actividad enzimática EROD	Salmonete de fango (<i>Mullus barbatus</i>)
Estabilidad de la membrana lisosomal	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)
Supervivencia en aire (Stress on Stress)	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)



BIOMARCADORES DE CONTAMINACIÓN QUÍMICA	ESPECIE OBJETIVO
Actividad enzimática acetilcolinesterasa	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)
Contenido en metalotioneínas	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)
Frecuencia de micronúcleos	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)

8.2.3. Niveles de referencia o de base

8.2.3.1. Concentraciones de contaminantes

Es necesario conocer las concentraciones naturales de los contaminantes presentes de forma natural en el medio marino (metales traza y PAHs) para poder realizar una buena estimación del nivel de contaminación por un elemento determinado. Aunque los niveles naturales están relacionados con la naturaleza química o geoquímica de las áreas estudiadas, es muy difícil conocer el llamado nivel de fondo o concentración de base o “background” (BC), ya que es prácticamente imposible encontrar, hoy en día, lugares que no hayan sido afectados por actividades humanas. Actualmente, no existen niveles basales que se hayan aceptado universalmente, ni consenso para aplicar las mejores metodologías para determinarlos. En el ámbito OSPAR, se han definido unos criterios de valoración de los niveles basales que permiten identificar aquellas zonas donde los niveles contaminantes marinos son próximos a cero o debidos a procesos naturales, considerando los errores de las metodologías analíticas (*Background Assessment Criteria*, BAC). Los estudios de distribución espacial pueden ayudar a establecer los niveles basales de contaminación específicos de cada región. Por ello, en la interpretación de los datos se tendrán siempre en cuenta las características geoquímicas naturales de cada zona, y se utilizarán las muestras de zonas lo más prístinas posibles para establecer los niveles basales de todos los contaminantes. Esta información es necesaria para llevar a cabo las evaluaciones de los datos, y es importante para una correcta gestión del medio y de sus recursos.

Los criterios de evaluación ambiental (EACs *Environmental Assessment Criteria*) se han definido como aquellas concentraciones de contaminantes en biota y sedimento por debajo de las cuales no se espera que existan efectos tóxicos crónicos sobre las especies marinas, incluyendo aquellas especies más sensibles a los contaminantes. Cualquier concentración por debajo de ella debe suponer un riesgo mínimo para el medio ambiente. Estos valores están en continua revisión a la luz de nuevos datos



sobre la toxicidad y los efectos de los contaminantes marinos. En la mayor parte de los casos se han adoptado los EACs, que han sido definidos dentro de OSPAR utilizando los datos toxicológicos disponibles. En el Mediterráneo no existen definidos unos criterios de valoración propios, por lo que para valorar la capacidad tóxica de muchos contaminantes se han asumido los valores propuestos por OSPAR como criterios de valoración para el ámbito de aplicación del Convenio de Oslo y París. Para el caso de algunos analitos en sedimentos, se han adoptado las concentraciones con baja probabilidad de efecto (ERL), que se define como el percentil 10 de un conjunto de concentraciones en sedimento que están asociadas a la presencia de efectos biológicos. Por tanto, los efectos adversos en organismos se detectarán con poca frecuencia si las concentraciones son inferiores al ERL.

8.2.3.1.1. Metales traza

Los criterios de valoración aplicados en la evaluación del estado de la contaminación por metales se muestran en la Tabla 8.5. Para sedimentos se han utilizado las concentraciones basales (BCs) propuestas recientemente por MED POL para el ámbito del mar Mediterráneo (UNEP/MAP, 2011; Angelidis *et al.*, 2011), que han sido estimadas utilizando la concentración media de diferentes muestras de sedimentos profundos cuyos resultados están publicados en la literatura científica. Los BCs estimados están referidos a concentraciones en sedimentos sin normalizar con respecto al contenido de aluminio o litio. Los criterios de evaluación basales (BACs) para sedimentos se han derivado de los BC siguiendo la metodología propuesta por MED POL (BACs = BCs X 1,5). Como límite superior de transición (T_1) para la concentración de metales en sedimentos se han utilizado las concentraciones ERL (*Effects Range Low*).

En biota, dada la ausencia de criterios de valoración específicos para salmonete de fango y mejillón en la región mediterránea debido a la gran variabilidad de las concentraciones de metales traza en estas matrices, tanto los BCs como los BACs para estas dos especies han sido calculados utilizando el percentil 90 de las concentraciones de Cd, Hg y Pb en estaciones de referencia (limpias o mínimamente impactadas) del litoral mediterráneo de España existentes en la base de datos del IEO. Como límite superior de transición (T_1) para la concentración de metales traza en biota se han utilizado las concentraciones máximas permitidas por la legislación para consumo humano (EC).



Tabla 8.5. Criterios seleccionados para la evaluación de la concentración de metales traza en mejillón, salmonete de fango y sedimentos de la demarcación del Estrecho y Alborán.

	Mejillón (mg/kg p.s.)			Salmonete de fango (mg/kg p.s.)			Sedimento (µg/kg p.s.)		
	BC	BAC	EC	BC	BAC	EC	BC	BAC	ERL
Cadmio	0,725	1,088	5	0,004	0,008	0,207	100	150	1200
Mercurio	0,125	0,188	2,5	0,296	0,600	4,150	30	45	150
Plomo	25,3	3,80	7,5	0,131	0,232	1,245	20000	30000	46700

8.2.3.1.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos

La evaluación del impacto que puede tener la presencia de contaminantes orgánicos se ha realizado utilizando como valores de referencia, los propuestos por los organismos internacionales. Concretamente se han utilizado los valores propuestos por OSPAR (*Environmental Assessment Criteria*, EACs) o los calculados por la US-EPA (ERL) (Tabla 8.6). Los BACs se han desarrollado para el Océano Atlántico, y sería necesario establecer valores específicos para el ámbito mediterráneo. Por ello cuando se dispone de una base de datos suficiente, como ocurre con mejillón, se han determinado los criterios de evaluación basales propios de esta zona (BAC Mediterráneo español), calculando el percentil 90 de la concentración en áreas de referencia (las de menor presión e impacto) y aplicando el mismo factor de incertidumbre analítica para cada compuesto que se aplicó en OSPAR.

Tabla 8.6. Criterios seleccionados como niveles basales y valores de referencia para la evaluación de PAHs en las muestras de sedimento y mejillón de la demarcación del Estrecho y Alborán.

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	Mejillón		Sedimento	
	BAC España Mediterráneo (µg/kg p.s.)	OSPAR EACs	BAC OSPAR España (µg/kg p.s.)	ERL
Fenantreno	24,3	1700	7,3	240
Antraceno	4,1	290	1,8	85
Fluoranteno	6,8	110	14,4	600
Pireno	6,1	100	11,3	665
Benzo[a]antraceno	1,3	80	7,1	261



Criseno	2,4	-	8,0	384
Benzo[k]fluoranteno	1,8	260	-	-
Benzo[a]pireno	1,3	600	8,2	430
Benzo[ghi]perileno	1,3	110	6,9	85
Indeno[123-c,d]pireno	0,8	-	8,3	240

8.2.3.1.3. Contaminantes organoclorados

El conjunto de criterios de valoración para los niveles de contaminantes organoclorados aplicados se recopilan en la Tabla 8.7. Para los PCBs se han definido una serie de valores EACs aplicables a biota, concretamente a cada uno de los 7 congéneres de PCBs propuestos por ICES. En sedimento los valores usados para la valoración se han obtenido a partir de los datos ERL definidos por la US EPA para la suma total de PCBs y adaptado por OSPAR como suma de los 7 PCBs ICES. También se han usado los valores ERL para diferentes pesticidas clorados para los que no se han definido unos valores de EAC. Los BACs en sedimento se han adaptado de OSPAR donde se definieron para un sedimento con un porcentaje de TOC de 2,5%.

Junto con estos valores se han definido unos criterios de valoración de niveles basales (BACs), que permiten identificar aquellas zonas donde los niveles contaminantes marinos son próximos a cero o debidos a procesos naturales. En el caso de los compuestos sintéticos producidos por el hombre, como PCBs o los pesticidas clorados, los niveles de línea base son 0, por lo que el valor BACs es definido teniendo en consideración los errores de las metodologías de análisis.



Tabla 8.7. Criterios seleccionados como niveles basales y valores de referencia para la evaluación de compuestos organoclorados en las muestras de sedimento, mejillón y salmonete de la demarcación del Estrecho y Alborán.

PCBs y Pesticidas clorados	Mejillón		Salmonete			Sedimento	
	OSPAR BAC	OSPAR EACs	OSPAR BAC	OSPAR EACS	OSPAR EACS	OSPAR BAC	NOAA ERL
	µg/kg p.h.		µg/kg p.h.	µg/kg lípido	µg/kg p.h.	µg/kg p.s.	
CB28	0,15	0,64	0,10	64	--	--	--
CB52	0,15	1,08	0,08	108	--	--	--
CB101	0,14	1,20	0,08	120	--	--	--
CB105	0,15	--	0,08	--	--	--	--
CB118	0,12	0,24	0,10	24	--	--	--
CB138	0,12	3,16	0,09	316	--	--	--
CB153	0,12	16,00	0,10	1600	--	--	--
CB156	0,12	--	0,08	--	--	--	--
CB180	0,12	4,80	0,11	480	--	--	--
7 PCBs ICES	--	--	--	--	--	0,46	11,50
Lindano	0,19	0,29	--	--	11,00	0,13	3,00
α-HCH	0,13	--	--	--	--	--	--
pp' DDE	0,13	10*	0,10	--	--	0,09	2,20
HCB	0,13	--	0,09	--	--	0,16	20,00
Dieldrín	--	10*	--	--	--	0,19	2,00

*OSPAR Commission 2000.

8.2.3.2. Efectos de los contaminantes

En esta valoración se han utilizado los BACs y EACs propuestos por SGIMC (2011) y aquéllos obtenidos a través de la base de datos disponible por el IEO, utilizando datos nacionales, siguiendo siempre la metodología propuesta por ICES (2011) (Tabla 8.8).

Dado que existen múltiples factores ambientales y biológicos que afectan a las respuestas biológicas, se recomienda que los criterios de valoración se desarrollen atendiendo a las especies, género, distribución geográfica, rango de talla, estación de muestreo y temperatura media del agua en el momento del muestreo (ICES, 2010). Las actuales directrices del programa de vigilancia ambiental que España empezó a desarrollar a partir del año 2008, siguiendo las recomendaciones del grupo de expertos de los Efectos Biológicos de la Contaminación Marina (WGBEC, ICES), implican realizar los muestreos en la época de post-puesta. Este hecho ha generado un



recálculo de los valores de los criterios de valoración de la actividad EROD en *Mullus barbatus* referenciados a la época de post-puesta, siguiendo la misma metodología y fundamento, a partir de los datos existentes de actividad EROD en estaciones de referencia en aguas mediterráneas españolas.

En el caso de la estabilidad de la membrana lisosomal en hemocitos de mejillón, el valor del EAC se ha modificado a 45 min (en vez de a 50 min como propone ICES/OSPAR, 2011), debido a que el método aplicado para la determinación de la estabilidad de la membrana lisosomal (método *in-vivo del* Tiempo de Retención del Rojo Neutro) genera datos individuales sólo a tiempos 45 y 60 min.

Las concentraciones de metalotioneínas han sido estudiadas en poblaciones de mejillón de la costa mediterránea española (Campillo *et al.*, 2007), dentro de la red de vigilancia de la contaminación marina del IEO, acreditando la calidad de estos datos la participación en los ejercicios de intercomparación organizados en el marco de MED POL. Estos datos han permitido establecer los niveles basales de concentraciones de metalotioneínas en mejillón a partir de las concentraciones en zonas alejadas de focos puntuales de contaminación metálica de la costa mediterránea española. Se han utilizado 137 concentraciones diferentes obtenidas en organismos de puntos de referencia para calcular un nivel basal (BAC), definido estadísticamente como el percentil 90 de esos valores.

De la misma manera, los niveles basales de la actividad acetilcolinesterasa en mejillón se han obtenido a partir de los datos de zonas alejadas de focos puntuales de contaminación de la costa mediterránea española. El valor de BACs se estimó a partir del percentil 10 de los valores obtenidos en organismos procedentes de lugares de referencia, y el valor EACs considerando que los efectos tóxicos subletales aparecen cuando existe una inhibición de la AChE superior al 30%.

La frecuencia de micronúcleos (MN) en branquias de mejillón del Mediterráneo ha sido aplicada como biomarcador de la exposición o presencia medioambiental de compuestos genotóxicos (Campillo *et al.*, 2007; Fernández *et al.*, 2011). Estos datos han permitido determinar la incidencia de MN en poblaciones de mejillón bajo condiciones de ausencia de riesgo medioambiental en zonas de referencia. Siguiendo la metodología propuesta por ICES (2011), los niveles basales se han estimado empíricamente a través del cálculo del percentil 90 en poblaciones de referencia. Este valor BAC correspondió con una frecuencia de un 5,0 ‰ en células de la branquia. Las frecuencias de micronúcleos obtenidas por encima de este valor se consideran una respuesta elevada, e identifican puntos de riesgo medioambiental.



Los criterios de valoración para la supervivencia en aire de mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) se han establecido atendiendo a los criterios sugeridos por OSPAR/ICES *Study Group of Integrated Monitoring of Contaminants and Biological Effects* (ICES, 2010). Sin embargo, estos criterios de valoración de los tiempos de supervivencia son provisionales y necesitarán ser revisados cuando existan más datos disponibles.

Tabla 8.8. Valores de respuestas basales (BACs) y criterios ambientales de valoración (EACS) para la evaluación de los efectos biológicos de la contaminación en salmonete de fango y mejillón de la demarcación del Estrecho y Alborán.

Respuesta biológica (Biomarcador)	Especie objetivo	BAC	EAC
Actividad EROD (pmol/min/ mg proteína microsomal Periodo Pre-puesta (abril)	<i>Mullus barbatus</i> (machos) (Rango talla 12-18 cm)	208*	-
Actividad EROD (pmol/min/ mg proteína microsomal Periodo Post-puesta (octubre)	<i>Mullus barbatus</i> (ambos sexos) (Rango talla 12-18 cm)	76*	-
Metalotioneínas (µg/g de tejido) Periodo de muestreo mayo-junio	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	179,6*	-
Frecuencia de micronúcleos células de la branquia (‰) Periodo de muestreo mayo-junio	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	5*	-
Estabilidad de la Membrana lisosomal (minutos) Periodo de muestreo mayo-junio	Todas las especies Técnica de retención del colorante rojo neutro	120	45
Stress on Stress (días de supervivencia en aire) Periodo de muestreo mayo-junio	<i>Mytilus</i> sp. (Rango talla 4-5 cm)	10	5
Actividad de acetilcolinesterasa en branquias (nmol.min ⁻¹ mg prot ⁻¹) Periodo de muestreo mayo-junio	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	15*	10*

* Datos obtenidos de valores de referencia en organismos del Mediterráneo español.

8.2.4. Evaluación del estado actual

8.2.4.1. Concentraciones de contaminantes

Como se describió anteriormente, en esta valoración inicial se propone utilizar como criterios de evaluación de la concentración de contaminantes, los especificados en las



Tablas 8.5 a 8.8 para cada una de las matrices ambientales correspondientes (bivalvos, peces demersales y sedimentos superficiales). El uso de una metodología estandarizada durante el muestreo, preparación y análisis, garantiza su calidad analítica contrastada a través de ejercicios de intercomparación internacionales.

Además las comunidades autónomas están realizando programas de seguimiento de la calidad de las aguas costeras, analizando las sustancias prioritarias y/o preferentes en agua con el fin de dar cumplimiento a la Directiva Marco de Agua (Directiva 2000/60/CE), cuyo desarrollo se ha completado recientemente a través del Real Decreto 60/2011 de 21 de enero. Esta información, que una vez evaluada adecuadamente se remite a los organismos europeos, será pública a través de los planes de cuenca de las correspondientes confederaciones hidrográficas. Por ello, en este documento no se pretende evaluar de nuevo estos datos, sino únicamente resaltar los que sean relevantes para los principales grupos de contaminantes. En concreto se han utilizado los datos correspondientes al año 2009 para esta demarcación que fueron remitidos al Sistema de Información del Agua para Europa-WISE SoE de la Agencia Europea de Medio Ambiente.

8.2.4.1.1. Metales traza

En este apartado se evalúa el estado de la contaminación por metales pesados (cadmio, mercurio y plomo) en la demarcación del Estrecho y Alborán utilizando biota y sedimentos, por ser los compartimentos más adecuados. Por su toxicidad, persistencia y poder de acumulación, estos metales son prioritarios tanto en el Programa de Evaluación y Control de la contaminación en el mar Mediterráneo (MED POL), como en la política ambiental de la Unión Europea (Directiva 2000/60/CE).

8.2.4.1.2. Metales en Agua

En el Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (2011) se han considerado los datos de las redes de control de 2006 a 2008. Las masas de agua costeras y de transición de las cuencas mediterráneas andaluzas de las que se dispone de datos presentan un buen estado químico, y por tanto no superan los niveles de calidad ambiental para metales traza establecidos por la DMA. Se delimitan como masas de agua costera muy modificadas los principales puertos de la Bahía de Algeciras (Algeciras y la Línea) y la desembocadura del Guadalquivir, cuya morfología se ve alterada significativamente por la presencia de muelles y pantalanes portuarios de gran actividad, así como los puertos de Málaga, Motril y Almería.

8.2.4.1.3. Metales en mejillón



El mejillón es un organismo filtrador, capaz de acumular y concentrar metales en sus tejidos, tanto los que están disueltos en la columna de agua como los adsorbidos en la materia particulada, por lo que es utilizado mundialmente como indicador de la biodisponibilidad y distribución de los metales en aguas costeras y estuáricas. La limitación que supone que sus poblaciones estén localizadas solo en zonas costeras puede ser superada mediante la aplicación de un biomonitoreo activo, basado en el uso de mejillones procedentes de un área control y transplantados a las áreas de interés. Este método permite controlar las variables biológicas del mejillón, reduciendo la variabilidad natural de las concentraciones, y el tiempo de exposición a los metales presentes en la masa de agua a estudiar.

Distribución espacial

La distribución espacial de las concentraciones de metales en mejillón silvestre se ha evaluado utilizando los datos obtenidos, durante el periodo 2004-2007, en las actividades de seguimiento integrado (químico y biológico) que realiza el IEO para la implementación por España del Programa MED POL. Dicho seguimiento, posee una amplia cobertura espacial, aplica unos protocolos de muestreo y de análisis estandarizados y está sometido a controles externos (QUASIMEME y IAEA) que aseguran la calidad analítica. En cada estación se analizan, anualmente, tres muestras compuestas cada una de 50 mejillones, de talla 3-4 cm. El número total de muestras utilizadas en la evaluación, durante el periodo considerado, fue de 116. También se han utilizado los datos obtenidos en el 2005, en el marco del Proyecto de investigación MYTILOS (Benedicto *et al.*, 2011), en el que se utilizaron mejillones transplantados y fondeados durante tres meses en una serie de estaciones costeras. En cada estación se analizó una muestra compuesta de 20 mejillones, de talla 5-6 cm.

Las 11 estaciones MED POL incluyen zonas costeras urbanas (Almería, Málaga, Marbella y Fuengirola), industriales (Algeciras), de pequeñas poblaciones (Calahonda, Almuñécar, Torrox y Manilva) y zonas protegidas (La Herradura-Acantilados de Maro y Parque Natural del Estrecho). Las estaciones de estudio están distribuidas lo más uniformemente posible con el fin de facilitar la realización de estudios comparativos.

Cadmio

Las concentraciones de cadmio en mejillón silvestre en esta demarcación oscilan entre 0,27 (Algeciras) y 1,87 mg/kg p.s. (La Herradura), con un valor medio de 0,87 mg/kg p.s. La distribución espacial de los niveles medios de Cd (Figura 8.1) permite agrupar las estaciones en tres grupos: de concentraciones inferiores a 0,5 mg/kg p.s. (Algeciras-Guadarranque); con concentraciones entre 0,5 y 1 mg/kg p.s. (Marbella, Málaga, Almuñécar, Torrox, Manilva, Fuengirola y Estrecho) y con concentraciones superiores



a 1 mg/kg p.s. (Calahonda, La Herradura y Aguadulce). Las entradas de cadmio en la demarcación marina del Estrecho y Alborán se producen directamente a través de procesos de escorrentía (dada la naturaleza geológica de los suelos y de las actividades mineras realizadas en el pasado), y a través de entradas de aguas residuales domésticas e industriales. Sin embargo, la proximidad con el estrecho de Gibraltar, con la potencial contribución de aguas atlánticas enriquecidas con Cd y trayendo consigo fenómenos de afloramiento en determinadas zonas litorales, así como el drenaje del cinturón pirítico ibérico en el golfo de Cádiz no debe ser ignorado (Elbaz-Poulichet *et al.*, 2001) en la valoración de las concentraciones de Cd observadas en esta demarcación marina.

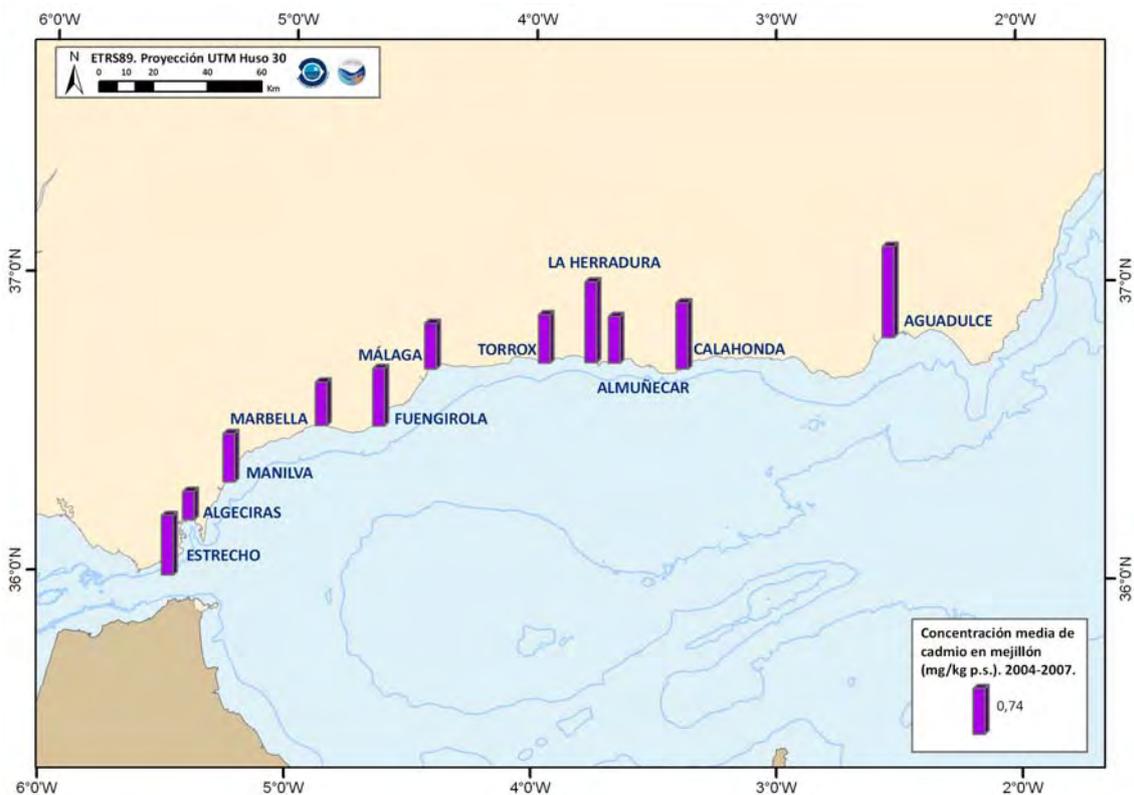


Figura 8.1. Distribución de la concentración de media de cadmio (mg/kg p.s.) en mejillón a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán durante el periodo 2004-2007.

La estación que más destaca es La Herradura, por presentar en el 75 % de sus muestras niveles comprendidos entre el BAC y el EC. Otras estaciones con proporciones variables de muestras con niveles comprendidos entre el BAC y el EC fueron: Aguadulce (66,7 %), Fuengirola (50 %), Calahonda (33,3 %), Estrecho (18,2 %), Marbella (11 %) y Almuñécar y Manilva (ambas con 8,3 %). En el resto de estaciones (Torrox,

Málaga y Algeciras) la totalidad de las muestras presentaron niveles por debajo del BAC.

Mercurio

Las concentraciones de mercurio en mejillón silvestre oscilan entre 0,052 (Marbella) y 0,451 mg/kg p.s. (Málaga), con un valor medio de 0,129 mg/kg p.s. La distribución espacial de los niveles medios de Hg (Figura 8.2) permite agrupar las estaciones en: estaciones de referencia (concentraciones < 0,1 mg/kg p.s.) (Calahonda, Marbella y Manilva); estaciones con concentraciones entre 0,10 y 0,15 mg/kg p.s. (Almuñécar, Torrox, Aguadulce, Estrecho, Fuengirola, La Herradura y Algeciras) y estaciones con concentraciones superiores a 0,2 mg/kg p.s. (Málaga).

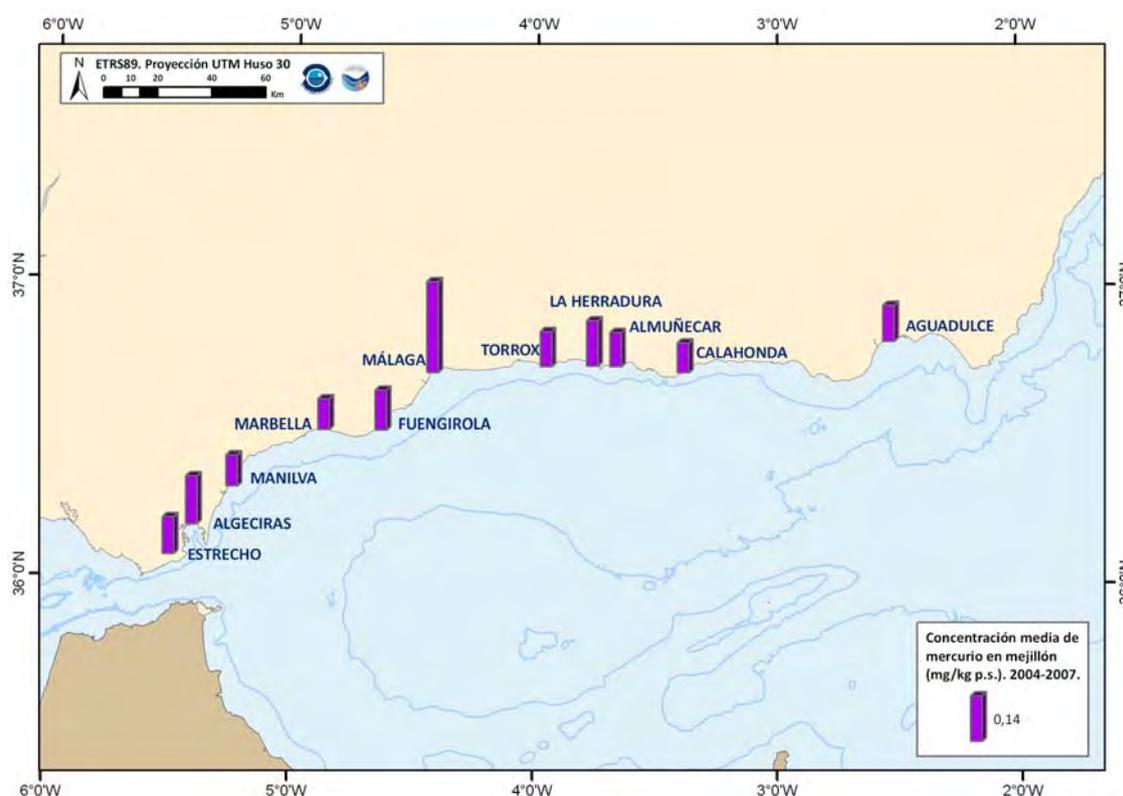


Figura 8.2. Distribución de la concentración media de mercurio (mg/kg p.s.) en mejillón a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán, durante el periodo 2004-2007.

En todas las estaciones consideradas, el 100 % de las muestras presentaron niveles por debajo del BAC, excepto Málaga que le correspondió un 33,3 %. En la estación de Málaga, el resto de porcentaje (66,7 %) es atribuible a valores comprendidos entre el BAC y el EC.

Plomo



Las concentraciones de plomo en mejillón silvestre del litoral peninsular oscilan entre 1,36 (Torrox) y 8,82 mg/kg p.s. (Málaga), con un valor medio de 2,85 mg/kg p.s. La distribución espacial de los niveles medios de Pb (Figura 8.3) permite agrupar las estaciones en cuatro grupos: estaciones con concentraciones inferiores a 2 mg/kg p.s. (Manilva y Calahonda); estaciones con concentraciones entre 2 y 3 mg/kg p.s. (La Herradura, Marbella, Torrox y Estrecho); estaciones con concentraciones mayores de 3 y menores de 3,5 mg/kg p.s. (Fuengirola, Almuñécar y Algeciras); y estaciones con concentraciones superiores a 5 mg/kg p.s. (Málaga).

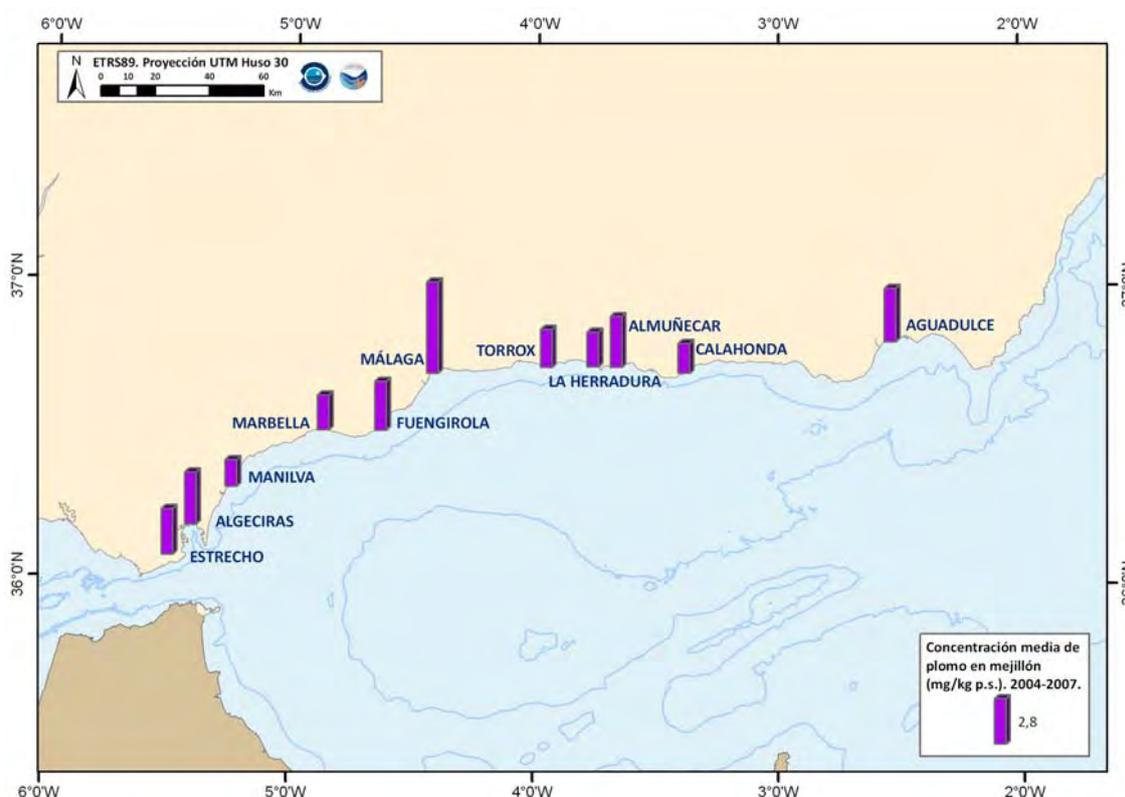


Figura 8.3. Distribución de la concentración de media de plomo (mg/kg p.s.) en mejillón a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán durante el periodo 2004-2007.

En la mayoría de las estaciones (Aguadulce, Calahonda, La Herradura, Torrox, Marbella, Manilva, Algeciras y Estrecho) la totalidad de las muestras presentaron niveles por debajo del BAC. Solo en Málaga se superó el nivel EC en el 25 % de las muestras. Porcentajes variables de muestras con niveles comprendidos entre el BAC y el EC, se obtuvieron en Almuñécar (16,7 %), Málaga (75 %) y Fuengirola (8,3 %).

Evaluación del estado de la contaminación por metales pesados en mejillón



Al comparar los valores de Cd obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5) se observa que el 75,4 % de las muestras analizadas presentan una concentración inferior al BAC (1,088 mg/kg. p.s.), el 24,6 % presenta concentraciones comprendidas entre el BAC y el valor máximo establecido para consumo humano de esta especie (EC = 5 mg/kg. p.s) y que ninguna de las muestras ha superado este límite (Figura 8.4).

Al comparar los valores de Hg obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5) se observa que el 93,9 % de las muestras analizadas presentan una concentración inferior al BAC (0,188 mg/kg. p.s.), el 6,1 % presenta concentraciones comprendidas entre el BAC y el valor máximo establecido para consumo humano de esta especie (EC= 2,5 mg/kg. p.s) y que ninguna muestra ha superado este límite (Figura 8.4).

Al comparar los valores de Pb obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5) se observa que el 88,6 % de las muestras analizadas presenta una concentración inferior al BAC (3,8 mg/kg. p.s), el 9,1 % presenta concentraciones comprendidas entre el BAC y el valor máximo establecido para consumo humano de esta especie (EC = 7,5 mg/kg. p.s) y que solo el 2,3 % de las muestras han superado este límite (Figura 8.4).

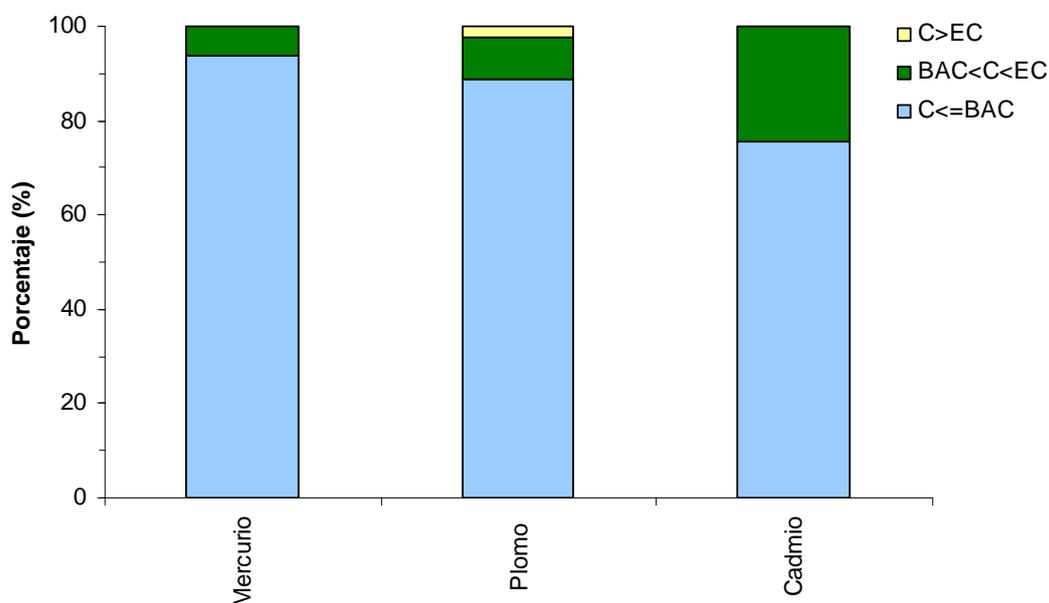


Figura 8.4 Porcentaje del total de muestras de mejillón de la demarcación del Estrecho y Alborán, cuyos niveles de metales sobrepasan el límite EC, están entre el BAC y el EC, o son inferiores al BAC. Periodo 2004-2007.



Según los resultados obtenidos en mejillón la situación de la contaminación por metales pesados en las aguas costeras superficiales de esta demarcación es satisfactoria, siendo únicamente el Pb el metal que excede el límite del EC en el 2,3 % de las muestras, principalmente por los niveles obtenidos en mejillones de Málaga, pero el 86,6 % de las muestras presentan niveles inferiores al BAC. La situación es muy satisfactoria para el Hg, al que corresponde un altísimo porcentaje (93,9 %) de muestras con niveles inferiores al BAC y ninguna muestra excede el límite EC. En cuanto al Cd, la situación es parecida a la del Hg pero con una proporción menor (75,4 %) de valores por debajo del BAC.

Tendencias temporales de metales traza en mejillón

El estudio de las tendencias temporales de las concentraciones de metales es un tema prioritario para conocer como varían las concentraciones y la efectividad de las medidas correctoras adoptadas. En el estudio se ha utilizado la serie de datos de mejillón (talla 3-4 cm) generada tanto en proyectos de investigación del IEO, durante el periodo 1992-2007, como de la implementación por España del Programa MED POL.

Antes de la evaluación, la serie de datos fue revisada para eliminar valores aberrantes, de manera que el número de estaciones óptimas para realizar el estudio quedó reducido a 11. La evaluación se ha realizado utilizando la mediana de los valores obtenidos anualmente de las tres muestras de cada estación y aplicando dos tests: el de Mann-Kendall (Hollander y Wolf, 1999) y el de Sen. El test no paramétrico de Mann-Kendall está recomendado por el grupo de trabajo del Consejo Internacional para la Exploración del Mar sobre Aspectos estadísticos del seguimiento del medio (ICES, 1996). Los resultados preliminares y su significancia estadística (***) correlación significativa a un nivel del 99 % ($p < 0,01$), ** significativa a un nivel del 95 % ($p < 0,05$) y * significativa a un nivel 90 % ($p < 0,1$) se muestran en la Tabla 8.9.

Tabla 8.9. Tendencias temporales de metales en mejillón salvaje de la demarcación del Estrecho y Alborán. 📉 Tendencia decreciente. 📈 Tendencia creciente. *** Correlación significativa a un nivel del 99 % ($p < 0,01$). ** Significativa a un nivel del 95 % ($p < 0,05$). * Significativa a un nivel 90 % ($p < 0,1$). NT: tendencia significativa no detectada.

Área	Zona	Periodo	Cd	Hg	Pb
Calahonda	Punta de La Rijana	1992-2006	NT	📉**	📉**
Almuñécar	Peñón de San Cristóbal	1992-2007	NT	NT	NT
La Herradura	Punta de Cerro Gordo	1992-2007	NT	NT	NT



Torrox	Punta Torrox	1992-2007	NT	NT	NT
Fuengirola	Punta Calaburras	1992-2007	↓***	↓**	NT
Marbella	Pilar descargadero	1993-2007	NT	NT	NT
Manilva	Punta de La Chullera	1992-2007	NT	↓***	NT
Estrecho G.	Punta del Carnero	1992-2007	↓*	↓***	↓**
Algeciras	Guadarranque	1994-2007	NT	↓**	NT

Los niveles de Hg presentan una tendencia a la baja en todas las estaciones consideradas, excepto en Almuñécar, observándose decrementos significativos ($p < 0,01$) en Manilva y Estrecho, y de menor significancia ($p < 0,05$) en Calahonda, Fuengirola y Algeciras.

Con respecto al Cd, predominan los incrementos frente a los decrementos, aunque solo es significativo a un nivel del 0,01 % el incremento detectado en Fuengirola. El único decremento significativo al nivel 0,1 % se ha observado en el estrecho de Gibraltar (Punta Carnero), mientras que el resto no son estadísticamente significativos.

Para el Pb, predominan los incrementos frente a los decrementos, aunque solo es significativo, a un nivel del 0,05 %, el detectado en el estrecho de Gibraltar. El único decremento significativo, a un nivel del 0,05 %, se ha observado en Calahonda.

8.2.4.1.4. Metales en peces (salmonete de fango)

Distribución espacial

La distribución espacial de las concentraciones de metales en salmonete de fango se ha evaluado utilizando los datos obtenidos, durante el periodo 2001-2008, tanto en proyectos de investigación del IEO como en las actividades de seguimiento para la implementación por España del Programa MED POL. Aunque la cobertura espacial es reducida, la garantía de la calidad analítica avala su uso.

Las 3 áreas y los 5 caladeros donde se capturaron los salmonetes fueron, de este a oeste: Almería (San Miguel de Salinas, Roquetas de Mar y plataforma media), Nerja (plataforma media) y Málaga (Rincón de la Victoria). El número de ejemplares analizados en cada caladero varió entre 7 y 12, todos dentro del rango de talla [12-18] cm para minimizar el efecto de la edad y del estado reproductivo sobre los niveles de metales. El intervalo de talla corresponde a 2-3 años de edad. Los análisis se realizan en músculo de cada uno de los ejemplares y el número total de ejemplares analizados durante el periodo considerado fue de 50.

Cadmio



Las concentraciones de cadmio en salmonete oscilan entre 2 (Almería-Roquetas de Mar) y 9,99 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. (Almería-San Miguel de Salinas), con un valor medio de 4,48 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. Según la distribución espacial (Figura 8.5) de los niveles medios, el más alto ($> 5 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) se obtuvo en los caladeros de la Bahía de Almería. Un nivel medio, entre 4,5 y 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s., correspondió al área de Nerja y un nivel medio inferior a 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. se obtuvo en el área de Málaga.

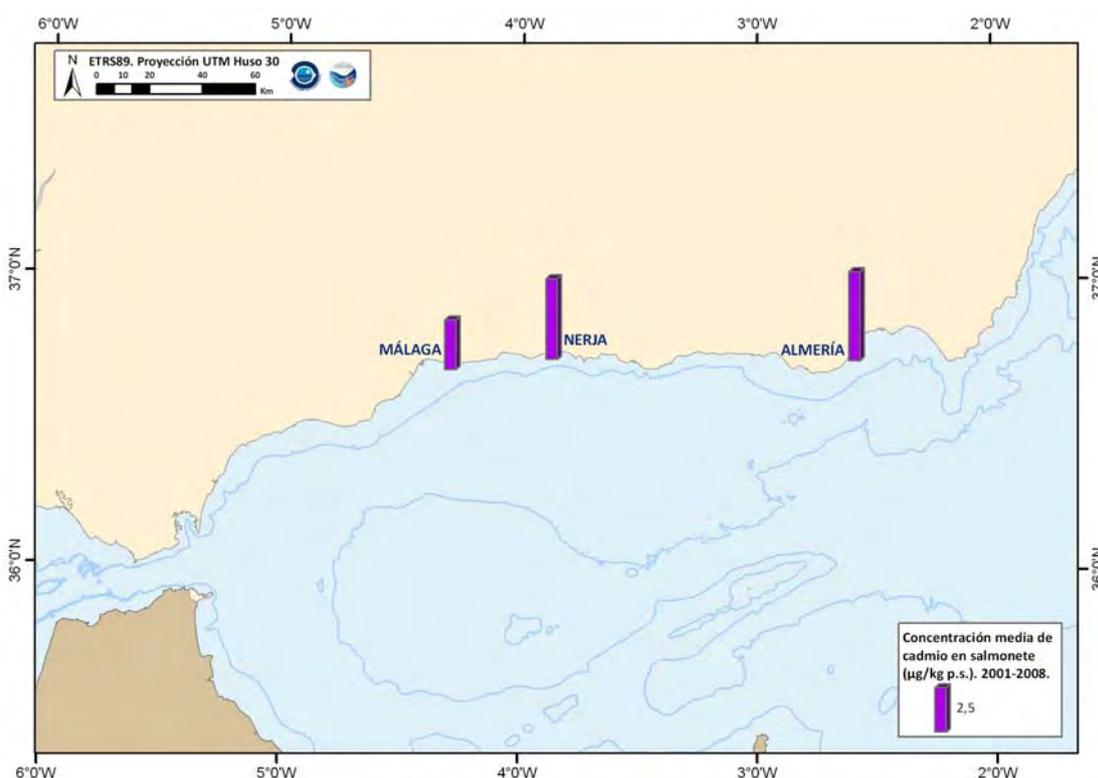


Figura 8.5. Distribución de la concentración de media de cadmio ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) en salmonete de fango (talla 12-18 cm) en la demarcación del Estrecho y Alborán. Periodo 2001-2008.

Solo en el área de Almería un porcentaje moderado (20,6 %) de muestras presentó valores comprendidos entre el BAC y el EC. En el resto de áreas, la totalidad de las muestras presentaron niveles por debajo del BAC.

Mercurio

Las concentraciones de mercurio en salmonete varían entre 0,0085 (Nerja) y 0,639 mg/kg p.s. (Almería-San Miguel de Salinas), con un valor medio de 0,268 mg/kg p.s. La distribución espacial de los niveles medios de Hg (Figura 8.6) permite distinguir un área limpia o de referencia (Nerja), con concentración entre 0,1 y 0,2 mg/kg p.s.; otra (Málaga) con concentración entre 0,2 y 0,3 mg/kg p.s.; y finalmente, un área (Almería) con concentración entre 0,3 y 0,4 mg/kg p.s.

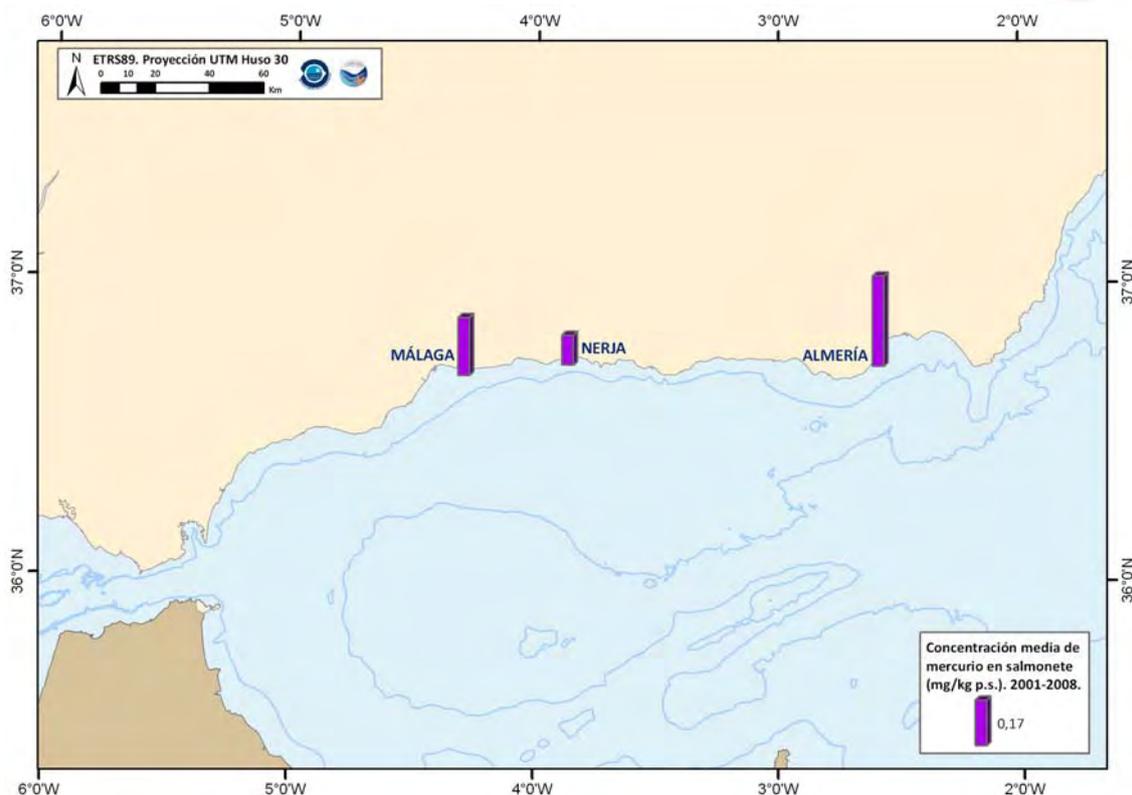


Figura 8.6. Distribución de la concentración de media de mercurio (mg/kg p.s.) en salmonete de fango (talla 12-18 cm) en la demarcación del Estrecho y Alborán. Periodo 2001-2008.

Solo en el área de Almería un porcentaje muy bajo (2,9 %) de muestras presentaron valores comprendidos entre el BAC y el EC. En el resto de áreas, el 100% de las muestras presentaron niveles por debajo del BAC.

Plomo

Las concentraciones de plomo en salmonete varían entre 0,010 (Almería-Roquetas de Mar) y 0,277 mg/kg p.s. (Almería-Plataforma media), con un valor medio de 0,114 mg/kg p.s. La distribución espacial de los niveles medios de Pb (Figura 8.7) permite distinguir un área limpia o de referencia (Málaga), con concentración inferior a 0,1 mg/kg p.s. y dos (Almería y Nerja) con concentraciones entre 0,1 y 0,2 mg/kg p.s.

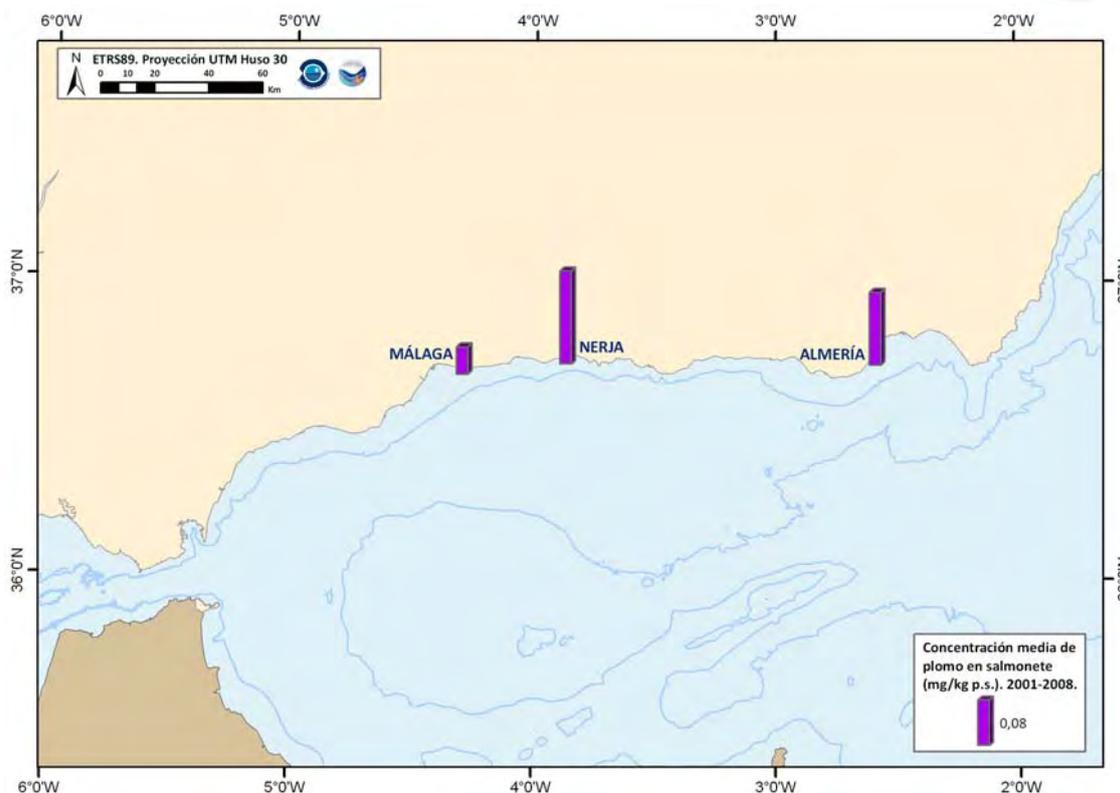


Figura 8.7. Distribución de la concentración de media de plomo (mg/kg p.s.) en salmonete de fango (talla 12-18 cm) en la demarcación del Estrecho y Alborán. Periodo 2001-2008.

Evaluación del estado de la contaminación por metales pesados en salmonete de fango

Al comparar los valores de Cd obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5) se observa que el 93,1 % de las muestras analizadas presentan una concentración inferior al BAC (8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.), el 6,9 % presenta concentraciones comprendidas entre el BAC y el valor máximo establecido para consumo humano de esta especie (EC= 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) y que ninguna muestra ha superado este límite (Figura 8.8).

Al comparar los valores de Hg obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5) se observa que el 99 % de las muestras analizadas presentan una concentración inferior al BAC (0,60 mg/kg. p.s.), el 1,0 % presenta concentraciones comprendidas entre el BAC y el valor máximo establecido para consumo humano de esta especie (EC= 5 mg/kg. p.s) y que ninguna muestra ha superado este límite (Figura 8.8).

Al comparar los valores de Pb obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5) se observa que en todas las áreas la totalidad de las muestras analizadas presentan una concentración inferior al BAC (0,55 mg/kg, p.s.) (Figura 8.8). En las tres



áreas de estudio, el 100 % de las muestras de salmonete tuvieron concentraciones de Pb por debajo del BAC.

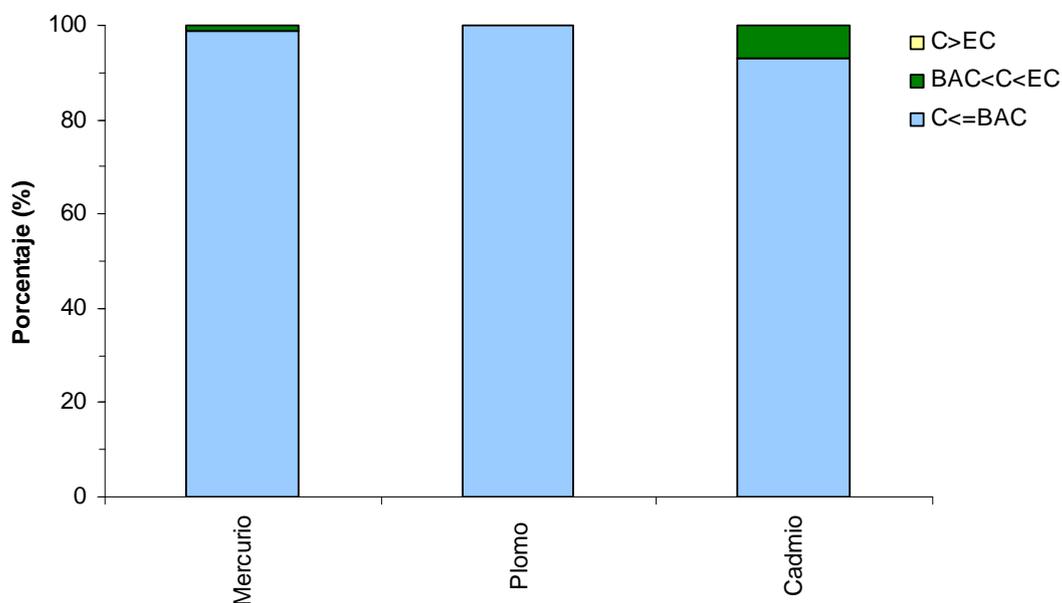


Figura 8.8. Porcentaje del total de muestras analizadas de salmonete de fango, durante el periodo 2001-2008, cuyos niveles de metales sobrepasan el límite EC, están entre el BAC y el EC, o son inferiores al BAC.

Según los resultados obtenidos en salmonete de fango el estado actual de la contaminación por metales pesados en los diferentes caladeros estudiados en esta demarcación es muy satisfactorio para el Pb y Hg (100 % y 99 % de las muestras presentan niveles inferiores al BAC, respectivamente). Solo el Cd presenta un porcentaje significativo (7 %) de muestras de salmonete de fango con niveles entre el BAC y el EC, considerándose también resultados satisfactorios.

8.2.4.1.5. Metales en sedimentos superficiales

Distribución espacial

La distribución espacial de las concentraciones de metales traza en sedimentos se ha evaluado utilizando los datos obtenidos en el año 2008, en las actividades de seguimiento para la implementación por España del Programa MED POL. Aunque la cobertura espacial de la red de seguimiento de sedimentos es más limitada que la del mejillón y salmonete de fango, en algunos casos las áreas sedimentarias de estudio son coincidentes con los caladeros donde se capturaron los salmonetes, lo que permite la integración de los datos obtenidos analizando ambas matrices.



Las áreas y caladeros estudiados fueron la Bahía de Almería (plataforma media, frente a Roquetas de Mar) y la Bahía de Málaga (plataforma media bajo la influencia de la desembocadura del río Guadalhorce). En cada área de estudio se seleccionó una zona de tamaño variable, según las características de la plataforma continental, focos de contaminación, régimen hidrodinámico, e información previa disponible. Con el fin de que las muestras tuvieran altos contenidos de finos, tal y como recomienda el Programa MED POL (UNEP, 2007 b), se evitó muestrear en provincias deposicionales en las que las corrientes generadas por el oleaje y los temporales lavan los finos y predominan las arenas.

En cada área de estudio, se seleccionó una zona de tamaño variable, según las características de la plataforma continental, focos de contaminación, régimen hidrodinámico, e información previa disponible. Cada zona de estudio seleccionada se dividió en un número variable de cuadrículas, de una milla de lado, eligiéndose al azar un número representativo de cuadrículas para ser muestreadas. En cada cuadrícula seleccionada, se eligieron de manera aleatoria 3 puntos de muestreo. Con el fin de que las muestras tuvieran altos contenidos de finos, tal y como recomienda el Programa MED POL (UNEP, 2007 b), se evitó muestrear en provincias deposicionales en las que las corrientes generadas por el oleaje y los temporales lavan los finos y predominan las arenas.

La profundidad de los puntos de muestreo varió en función de la anchura de la plataforma continental, entre 217 m, para los más profundos, y 78 m para los más someros, con una profundidad media de 140 m. El número total de muestras analizadas y utilizadas en la evaluación ha sido de 27. Los análisis se realizan en la fracción total (< 2 mm) del primer cm de la muestra. Con el fin de realizar comparaciones entre áreas sedimentarias solo se han utilizado las muestras cuyos porcentajes de fracción fina fueran superiores al 60 %.

Cadmio

Las concentraciones de cadmio en sedimentos superficiales varían entre 54 (Málaga) y 169 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. (Almería), con un valor medio de 113,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. La distribución espacial de sus niveles medios (Figura 8.9) permite distinguir que el área de Almería (137 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) casi duplica el valor medio de Málaga (85 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.).

En el Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (2011) se han considerado los datos de las redes de control de 2006 a 2008, se indica que en el puerto de Algeciras se detecta una tendencia al aumento temporal de plomo, zinc, cobre y cromo en la superficie del sedimento.



Aunque por la corta serie temporal disponible no se pueden extraer conclusiones al respecto todavía.

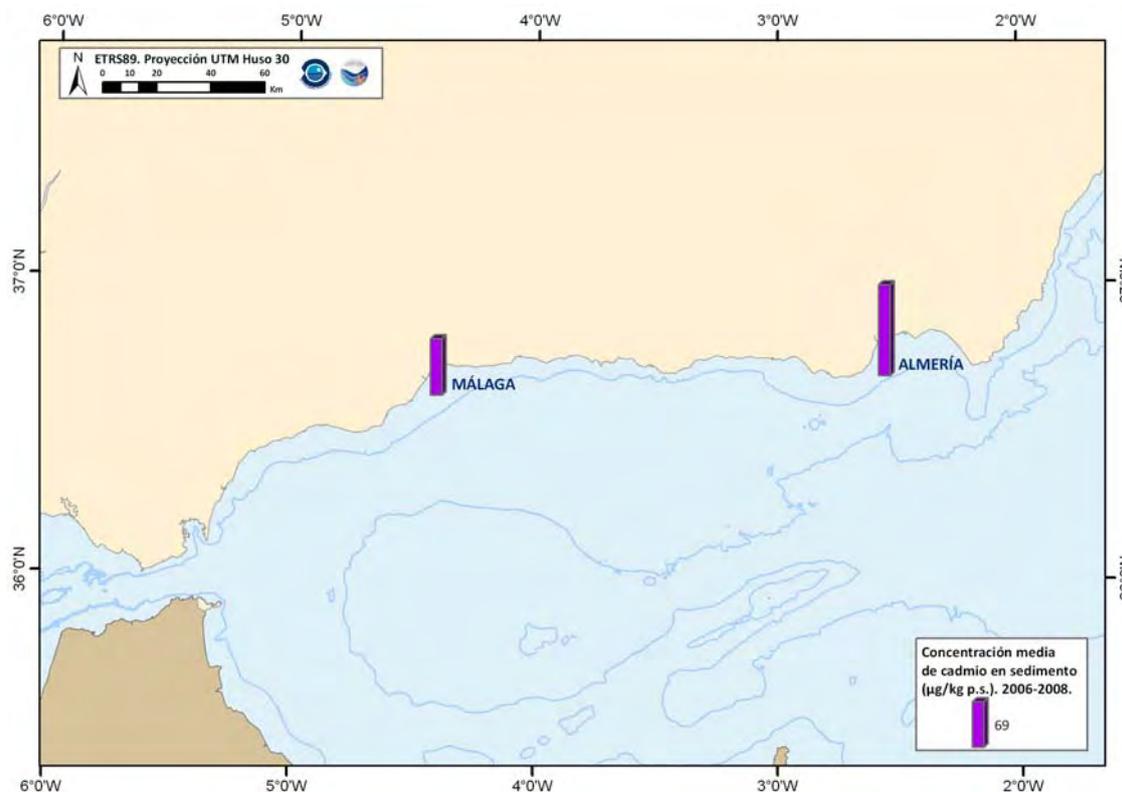


Figura 8.9. Distribución de la concentración de media de cadmio ($\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$) en sedimentos (% finos > 60%) de las bahías de Almería y Málaga. Año 2008.

Mercurio

Las concentraciones de mercurio en sedimentos superficiales varían entre 59,2 (Málaga) y 201,4 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$ (Almería), con un valor medio de 120,1 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$ La distribución espacial de sus niveles medios (Figura 8.10) indica que el área de Almería (146,1 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$) casi duplica el valor medio de Málaga (86,5 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$).

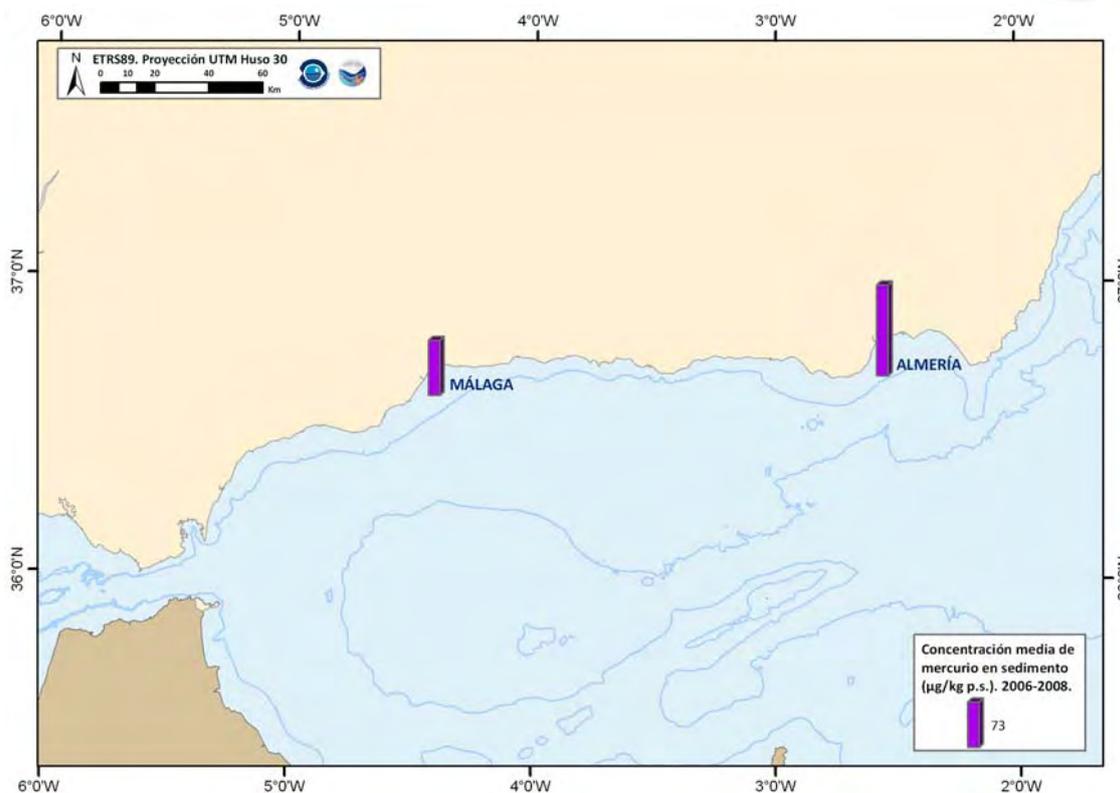


Figura 8.10. Distribución de la concentración de media de mercurio ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) en sedimentos (% finos > 60%) de las bahías de Almería y Málaga. Año 2008.

Plomo

Las concentraciones de plomo en sedimentos superficiales varían entre 13.630 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. (Málaga) y 46.610 (Almería), con un valor medio de 31.789 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. La distribución espacial de sus niveles medios (Figura 8.11) permite distinguir que el área de Almería (41.957 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) duplica el valor medio de Málaga (19.078 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.).

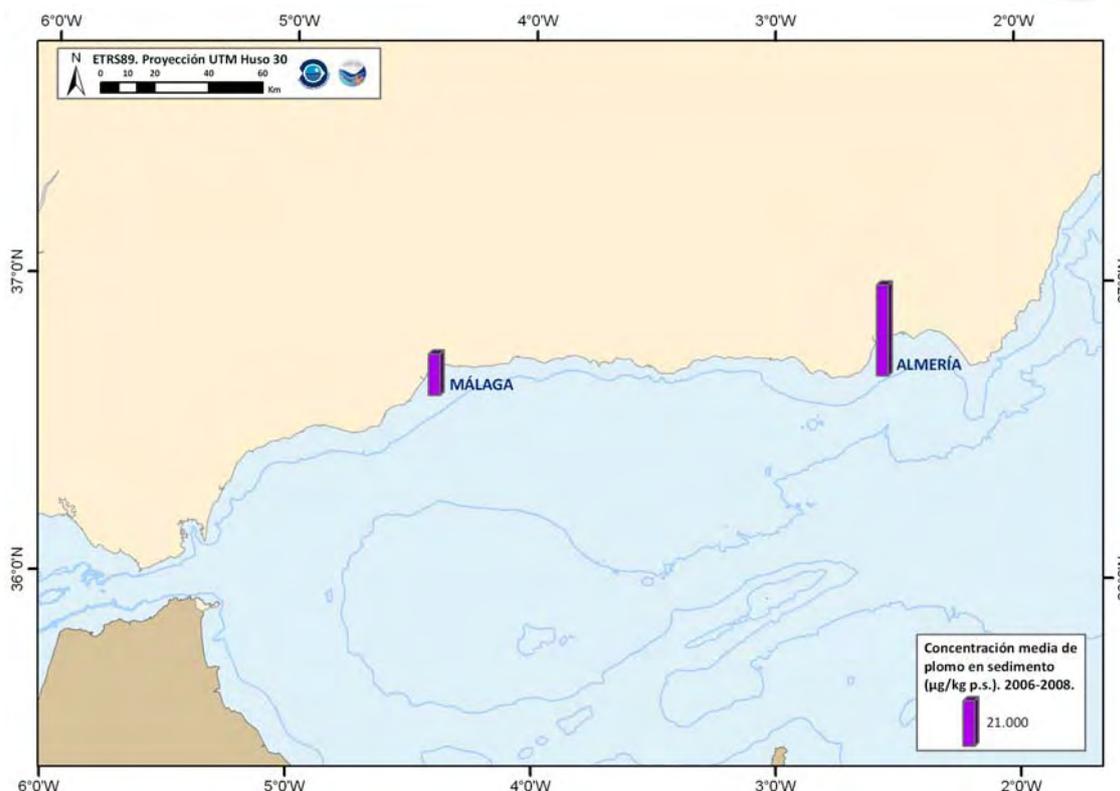


Figura 8.11 Distribución de la concentración de media de plomo ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) en sedimentos (% finos > 60%) de las bahías de Almería y Málaga. Año 2008.

Evaluación del estado de la contaminación por metales pesados en sedimentos superficiales

Al comparar los valores de Cd obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5), se observa que el 89,2 % de las muestras analizadas presentan una concentración inferior al BAC ($150 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.), que el 10,8 % presenta concentraciones comprendidas entre el BAC y el ERL ($1.200 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s) y que ninguna muestra sobrepasa este límite (Figura 8.12). Las dos áreas presentan proporciones variables de concentraciones con valores entre el BAC y el ERL, siendo mayor en Almería (13,3 %) que en Málaga (8,3 %).

Al comparar los valores de Hg obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5), se observa que ninguna de las muestras analizadas presentan una concentración inferior al BAC ($45 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.), el 76,7 % presenta concentraciones comprendidas entre el BAC y el ERL ($150 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s) y que el 23,4 % ha superado este límite (Figura 8.12). Destaca el área de Almería por presentar un 46,7 % de concentraciones con valores superiores al ERL, y el resto de porcentaje con valores entre el BAC y el ERL. En el área de Málaga todas las concentraciones tuvieron entre el BAC y el ERL.



Al comparar los valores de Pb obtenidos con los criterios de evaluación disponibles (Tabla 8.5), se observa que el 53,4 % presentan concentraciones inferiores al BAC, el 46,7 % presenta concentraciones comprendidas entre el BAC (30.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. p.s.) y el ERL, y que ninguna excede el ERL (Figura 8.12). Solo el área de Almería presenta un 93,3 % de concentraciones con valores entre el BAC y el ERL.

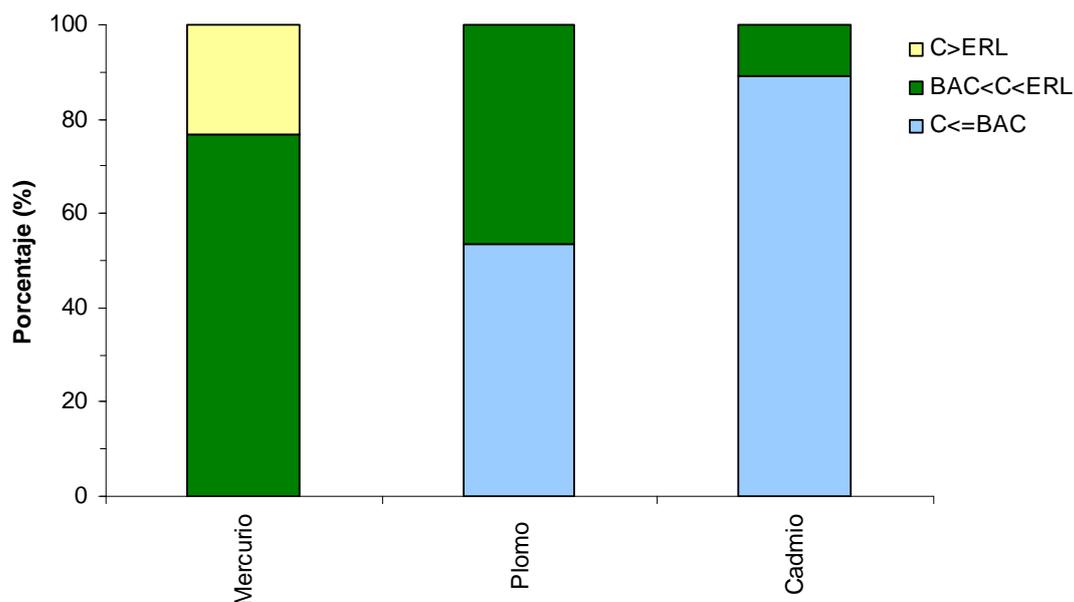


Figura 8.12. Porcentaje del total de muestras analizadas de sedimentos superficiales, año 2008, cuyos niveles de metales sobrepasan el límite ERL, están entre el BAC y el ERL, o son inferiores al BAC.

Según los resultados obtenidos, el estado actual de la contaminación por metales pesados en las dos áreas sedimentarias de esta demarcación es satisfactoria para los metales Cd y Pb. Existe una contaminación moderada de Cd, ya que el 89,2 % de las muestras está por debajo del BAC y el resto (10,8 %) entre el BAC y el ERL. La situación es parecida para el Pb, ya que no presenta porcentajes de muestras con valores superiores al ERL y el 53,25 % de las muestras está por debajo del BAC, pero un 46,7 % esta entre el BAC y el ERL. El Hg es el único metal que el 23,4 % de muestras presenta concentraciones superiores al ERL, lo que indica la existencia de riesgos ecotoxicológicos. El resto de porcentaje (76,7 %) se atribuye a concentraciones entre el BAC y el ERL.

Evaluación global de los datos de metales (Cd, Hg y Pb) en las tres matrices consideradas



En esta demarcación solo dos metales Pb y Hg, presentan concentraciones superiores a los límites establecidos: los niveles de Pb en mejillón de Málaga sobrepasan el límite de EC y los niveles de Hg en sedimentos de Almería que superan el ERL (Figura 8.13). Los niveles de los tres metales en salmonete de fango estuvieron siempre por debajo del EC.

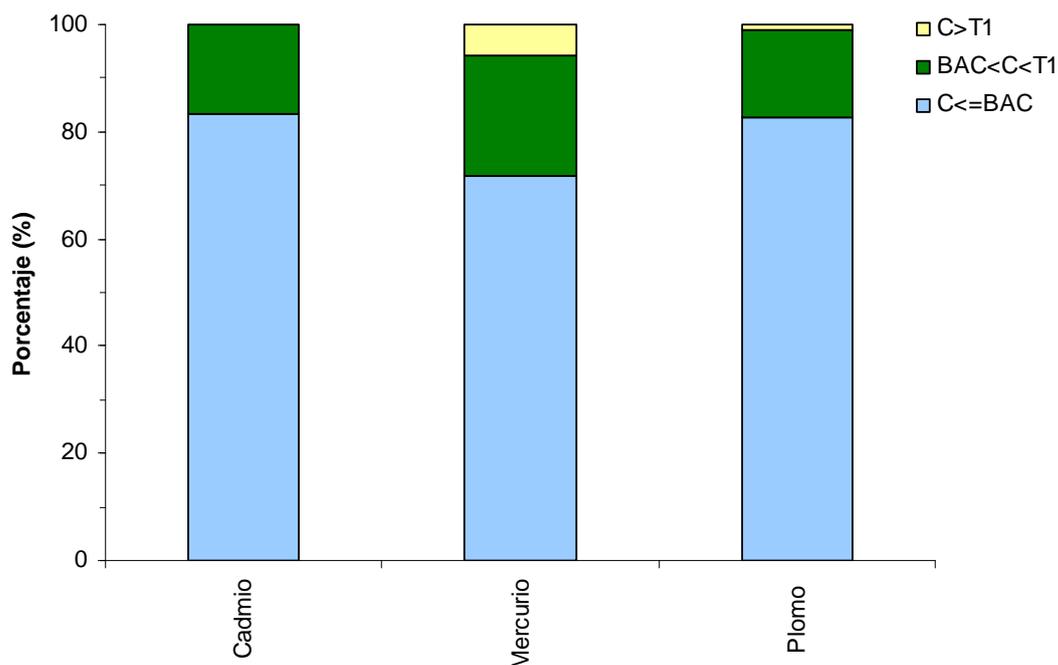


Figura 8.13. Porcentaje del total de muestras analizadas en las tres matrices (mejillón, salmonete y sedimentos superficiales) de la demarcación del Estrecho y Alborán, durante el periodo 2001-2008, cuyos niveles de metales sobrepasan los límites EC o ERL, están entre el BAC y el EC o ERL, o son inferiores al BAC.

Por lo tanto, se puede concluir que en esta demarcación la contaminación por Hg está presente en sedimentos de la Bahía de Almería, en donde aunque la industria es escasa, existe una central térmica y una cementera al norte de esta zona (Carboneras) que queman combustibles fósiles, cuyos subproductos pueden llegar al medio marino por deposición atmosférica. Otro factor a tener en cuenta es la naturaleza geológica del litoral, en donde los niveles de Hg en suelos son más elevados de lo normal, ya que puede contribuir a la carga final de este metal. Los niveles de Pb en Málaga pueden ser debidos a las actividades humanas que se desarrollan en la cuenca del río Guadalhorce.



8.2.4.1.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos

8.2.4.1.2.1. PAHs en agua

Una vez que acceden al medio marino, en su mayor parte a través de las deposiciones atmosféricas, los PAHs, tienen una acusada tendencia a adsorberse sobre el material particulado, como consecuencia de su hidrofobicidad. De hecho en la microcapa superficial de aguas costeras la concentración de PAHs es mayor en la fracción particulada (Guitart *et al.*, 2004), detectándose una distribución desigual entre ambas fases según la hidrofobicidad de cada uno de los congéneres. En este estudio se constató el predominio de los congéneres de menor peso molecular en la fase disuelta (constituyendo el fenantreno, fluoreno y pireno hasta 30-40% del total) y el enriquecimiento en los PAHs más hidrofóbicos en la fase particulada. Atendiendo a los datos aportados por las CCAA correspondientes al año 2009, se puede concluir que las concentraciones de los PAHs en las masas de agua costeras de esta demarcación no superan para ninguno de los congéneres los límites establecidos (niveles de calidad ambiental, NCA) por la Directiva Marco de Agua (Real Decreto 60/2011). Por su hidrofobicidad, éstos compuestos tienen una acusada tendencia a adsorberse sobre el material particulado, y por tanto a transferirse a la biota al sedimento. El agua no es una buena matriz para la evaluación de estos contaminantes hidrofóbicos y por ello en los programas de seguimiento se utiliza la concentración en mejillón como representativa de los niveles en la columna de agua, ya que los bivalvos bioacumulan estos contaminantes hidrofóbicos, al no ser capaces de metabolizarlos.

Las masas de agua costeras y de transición de esta demarcación, considerando los datos de las redes de control de 2006 a 2008 (Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, 2011), no superan los niveles de calidad ambiental para los distintos congéneres de hidrocarburos aromáticos policíclicos establecidos por la DMA.

8.2.4.1.2.2. PAHs en mejillón

Distribución espacial

La concentración total de PAHs en mejillón costero de esta demarcación es inferior a 45 µg/kg p.s., excepto cerca de los puertos y ciudades más importantes. La concentración media más alta (superior ligeramente a 110 µg/kg p.s.) se ha detectado en Algeciras para el periodo considerado (2004-2008), donde existe una gran variabilidad anual. Esta zona es la de mayor actividad mercante y naval de esta demarcación, además de un núcleo industrial de primer orden. En Málaga, principal núcleo urbano de este tramo de la costa española, la concentración media varía entre 16 y 60 µg/kg p.s. para el conjunto de años considerados (2004-2008). En zonas



litorales de la península más alejadas de los principales focos de hidrocarburos, que podemos considerar como áreas de referencia, la concentración es aproximadamente de 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. (La Herradura y Manilva), correspondiendo al fenantreno la fracción mayoritaria (León *et al.*, 2012). Estos valores son claramente inferiores al BAC propuesto para el ámbito OSPAR, por lo que se ha propuesto un valor de BAC para la Cuenca Oeste del Mediterráneo (Tabla 8.6) acorde con los valores detectados en las demarcaciones mediterráneas.

En la Figura 8.14 se muestra, como ejemplo, la distribución de la suma de 13 PAHs en mejillón a lo largo de la costa española durante el año 2006, ya que es el más reciente del que se dispone de una mayor cobertura espacial (realizada cada 5 años). Las mayores concentraciones se detectan en las zonas de influencia de los principales puertos y núcleos urbanos, especialmente en la bahía de Algeciras. Los PAHs están presentes en todas las muestras analizadas, confirmándose su amplia distribución en las masas de agua, tanto por vertidos como por su deposición atmosférica.

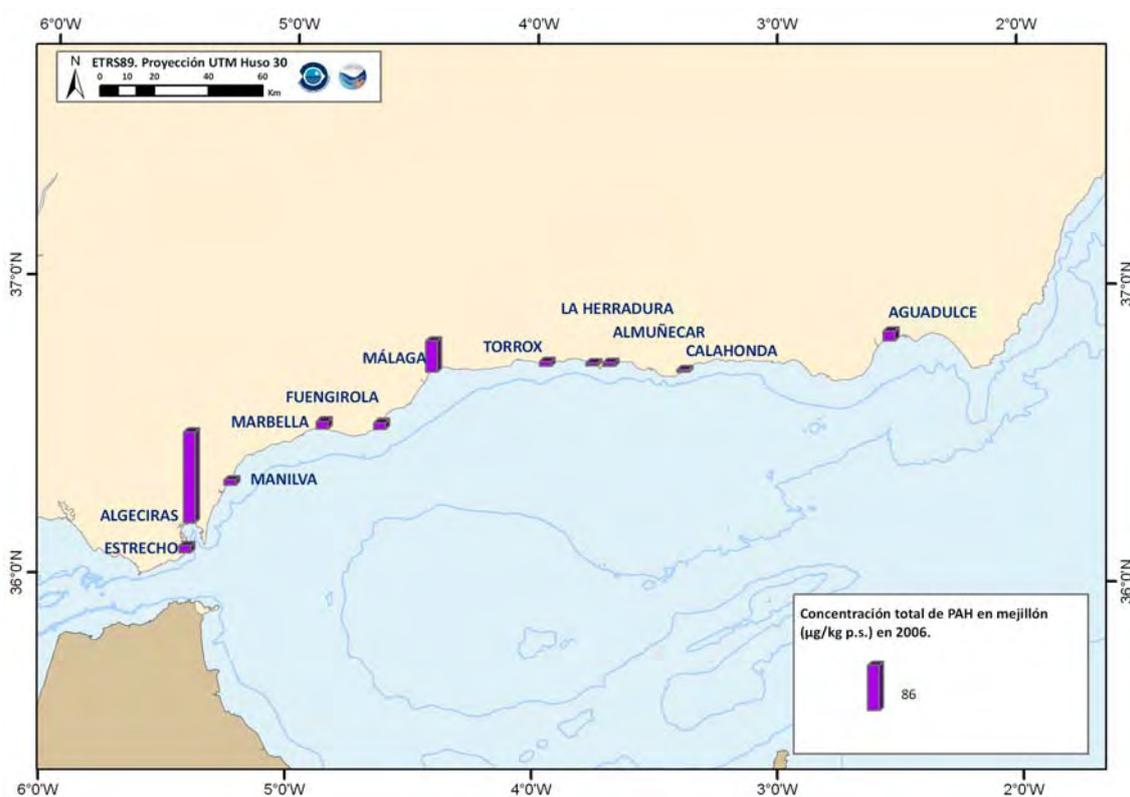


Figura 8.14 Distribución de la concentración total (suma de 13 congéneres) de hidrocarburos aromáticos policíclicos ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) en mejillón a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán del año 2006.

Los niveles de PAHs en mejillones salvajes también son del mismo orden que los obtenidos para mejillones fondeados entre 20 y 40 m de profundidad (valor medio de



la suma de 13 PAHs para toda la demarcación de $18,7 \pm 2,1 \mu\text{g}/\text{kg p.s.}$) durante 3 meses en jaulas a lo largo de toda la costa mediterránea española (Galvani *et al.*, 2011). Como se puede apreciar por la baja dispersión de los datos aplicando este procedimiento la concentración de PAHs en toda la demarcación es bastante homogénea. Sin embargo considerando también los PAHs más volátiles aumenta sensiblemente su variabilidad, especialmente para naftaleno en Málaga y Torrox que presenta concentraciones mayores que el resto de áreas ($20\text{-}35 \mu\text{g}/\text{kg p.s.}$).

Tendencias temporales de PAHs en mejillón

En el caso de los PAHs no se han detectado tendencias temporales estadísticamente significativas entre 2004 y 2008 para ninguna de las áreas muestreadas, probablemente porque se requieran periodos de seguimiento más largos. Sin embargo en zonas alejadas de las fuentes principales de contaminación se detecta una cierta tendencia decreciente (Manilva), especialmente entre 2004 y 2007, pero que se ve alterada ligeramente en el último año y por ello no es estadísticamente significativa.

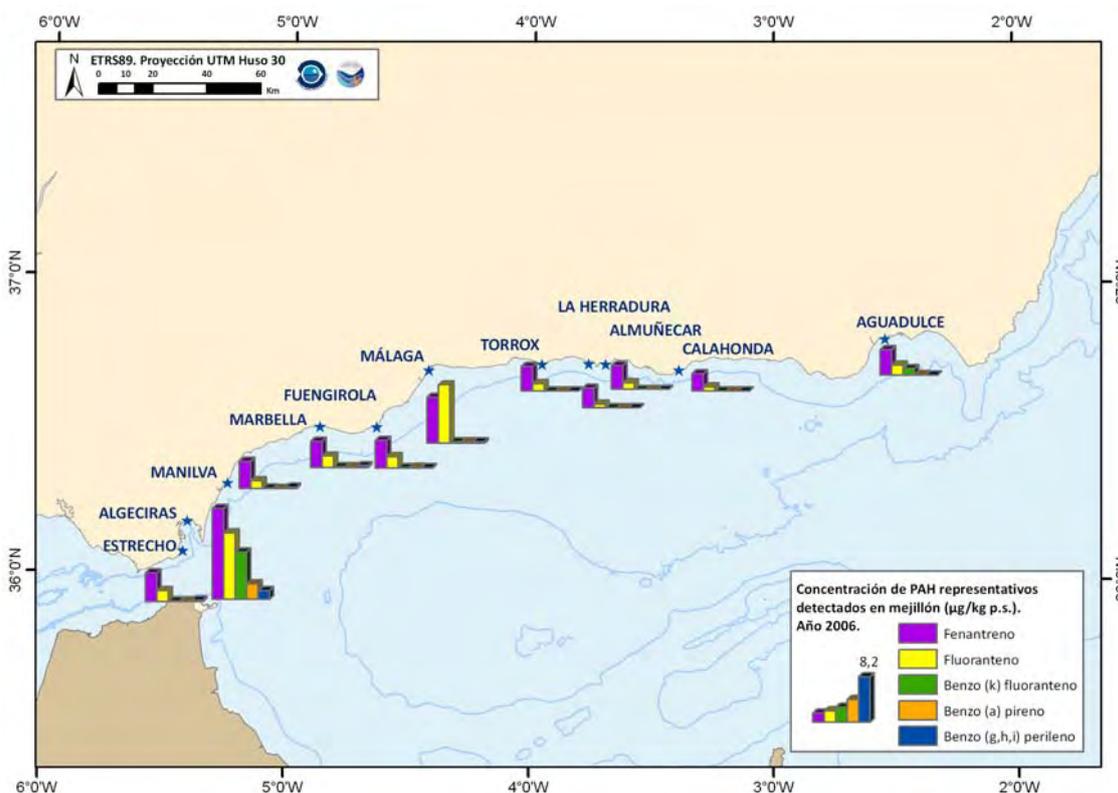


Figura 8.15. Distribución de la concentración de fenantreno, fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno y benzo(g,h,i)perileno ($\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$) en mejillón a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán.



Los PAHs predominantes en mejillón son los congéneres de 3 y 4 anillos, siendo especialmente abundante el fenantreno en zonas alejadas de los principales focos de contaminación (Figura 8.15). Al aumentar la distancia a los focos de contaminación se reduce la presencia de los hidrocarburos más pesados y acceden por vía atmosférica (fuentes difusas) los congéneres más volátiles y estables. A mayor distancia al foco de contaminación predominan los PAHs más volátiles, ya que pueden ser transportados a mayores distancias y depositados en zonas muy alejadas, y constituyen más del 75% del total de PAHs en la mayor parte de los casos. El origen de los PAHs presentes en mejillón de esta demarcación, según los índices fenantreno/antraceno y fluoranteno/pireno, es pirogénico. Únicamente en el año 2009 en el área de Málaga predomina el origen petrogénico. En las muestras de mejillones fondeados en el proyecto *Mytilus* dentro de esta demarcación (Galgani *et al.*, 2011), también se constató un origen de los PAHs principalmente pirogénico. Por tanto se confirma que los principales aportes de PAHs al medio marino provienen de la combustión de derivados del petróleo o materia orgánica, más que de vertidos directos de hidrocarburos.

Las concentraciones individuales de PAHs en mejillón se han clasificado atendiendo a los niveles basales y a las concentraciones con efecto potencial (Tabla 8.6). En la Figura 8.16 se recopila la proporción de muestras, cuyas concentraciones son inferiores a los BAC propuestos para el ámbito mediterráneo, las que lo superan pero sin llegar al EAC, y las que superan los EAC (con probabilidad de causar efectos). Solo se muestran aquellos analitos para los que hay criterios propuestos de evaluación. En el caso de los PAHs, al tratarse de compuestos presentes en el medio de forma natural hay una gran tolerancia a su presencia por parte de los organismos, por ello las concentraciones con efectos asociados propuestas son muy altas. En la demarcación del Estrecho y Alborán no se superan las concentraciones establecidas por OSPAR (EAC), que indican probabilidad de presencia de efectos biológicos, para ninguno de los congéneres considerados. En más del 80% de las muestras de esta demarcación las concentraciones detectadas de los congéneres de PAHs son inferiores a los BAC propuestos. De estos valores, propuestos para la costa mediterránea española, únicamente el fenantreno y el antraceno superan a los establecidos por OSPAR, para el resto de casos se proponen valores significativamente inferiores. La amplia presencia del fenantreno en mejillón, hace que su concentración basal sea superior a la del ámbito atlántico, y esto favorece que para este analito predominen especialmente los casos con concentraciones inferiores al BAC. En el estudio realizado con mejillón transplantado (Galgani *et al.*, 2011), las concentraciones detectadas para cualquiera de los congéneres de PAHs tampoco supera los EACs en ninguno de los casos.

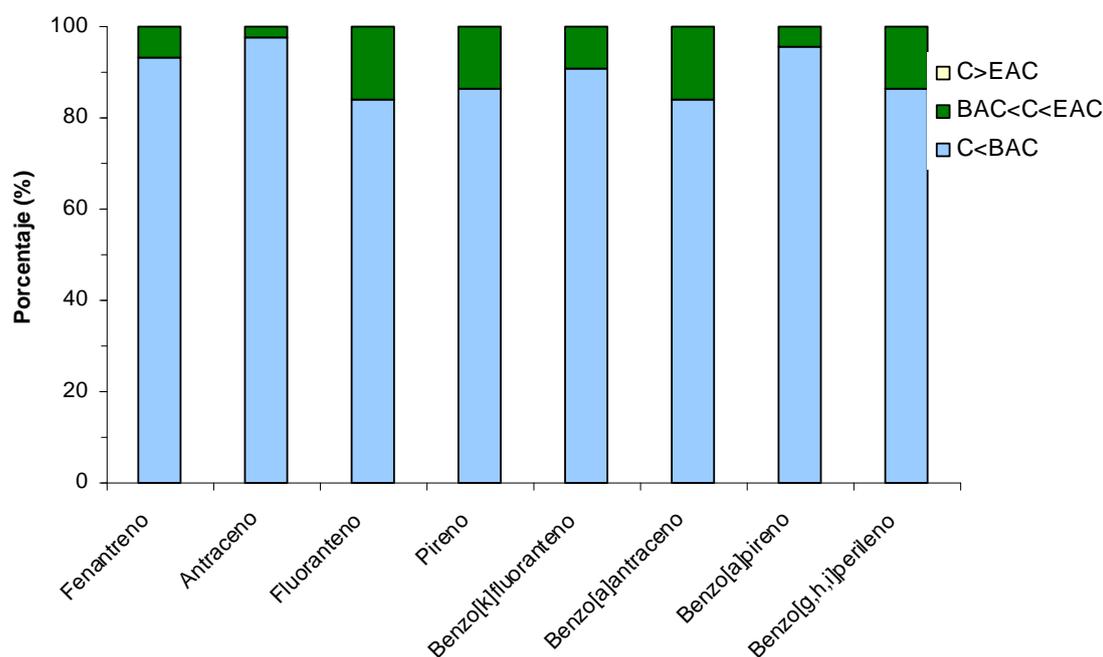


Figura 8.16. Distribución de concentración (C) de PAHs en mejillón (expresada en porcentaje respecto al total de muestras analizadas: 2004-2008) según los criterios de clasificación propuestos (BAC del Mediterráneo Español y EAC de OSPAR).

8.2.4.1.2.3. PAHs en peces (salmonete de fango)

Distribución espacial

En el caso del salmonete de fango de esta demarcación, hasta el momento sólo se dispone de los datos adquiridos en 2008 para la bahía de Almería y Málaga, por lo que la cobertura espacial dentro de esta demarcación es muy limitada y centrada en el área de influencia de los dos principales núcleos urbanos de la misma. La concentración media de PAHs (suma de 13 congéneres) en músculo de salmonete de fango es inferior a 15 µg/kg p.s. en las dos zonas evaluadas (bahías de Almería y de Málaga) de esta demarcación (Figura 8.17). En ambas zonas las concentraciones son similares y presentan resultados bastante homogéneos para todos los ejemplares analizados. En todas las áreas analizadas el fenantreno es el congénere mayoritario como se puede apreciar en la Figura 8.18.

Por tanto, el intervalo de variabilidad de las concentraciones detectadas de PAHs es muy pequeño, sin que haya una relación directa con la proximidad al foco de contaminación, ya que estos compuestos no se bioacumulan en peces, pero pueden dar idea de la existencia de periodos recientes de exposición al contaminante. Como



consecuencia de la capacidad de los peces de metabolizar los PAHs, su nivel en músculo no es el indicador más idóneo para el seguimiento de estos compuestos en organismos demersales o bentónicos. De hecho, no se dispone de niveles de referencia para su evaluación, y en algunos casos se sugiere como indicador el análisis de metabolitos de PAHs en bilis. En cualquier caso estos resultados sirven para evaluar el riesgo de salud alimentaria y por ello se utilizarán para la evaluación del Descriptor 9.

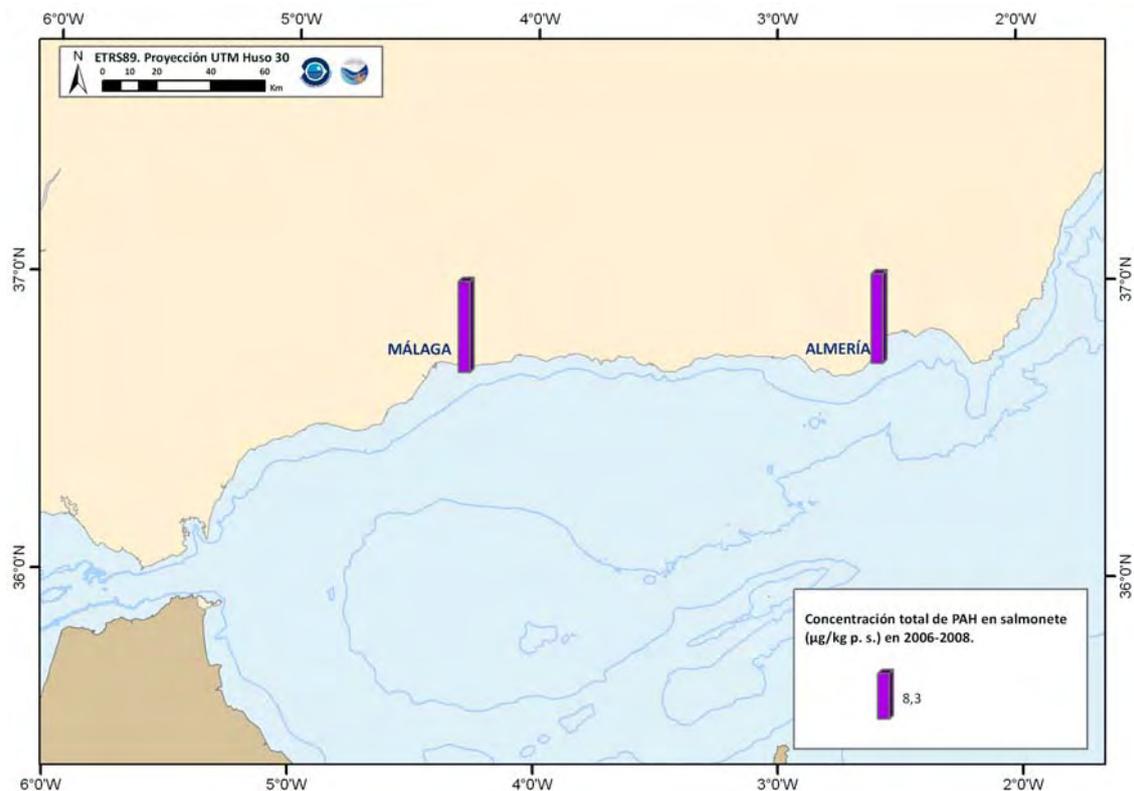


Figura 8.17 Distribución de la concentración total (suma de 13 congéneres) de hidrocarburos aromáticos policíclicos ($\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$) en músculo de salmonete a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán (2006-2008).

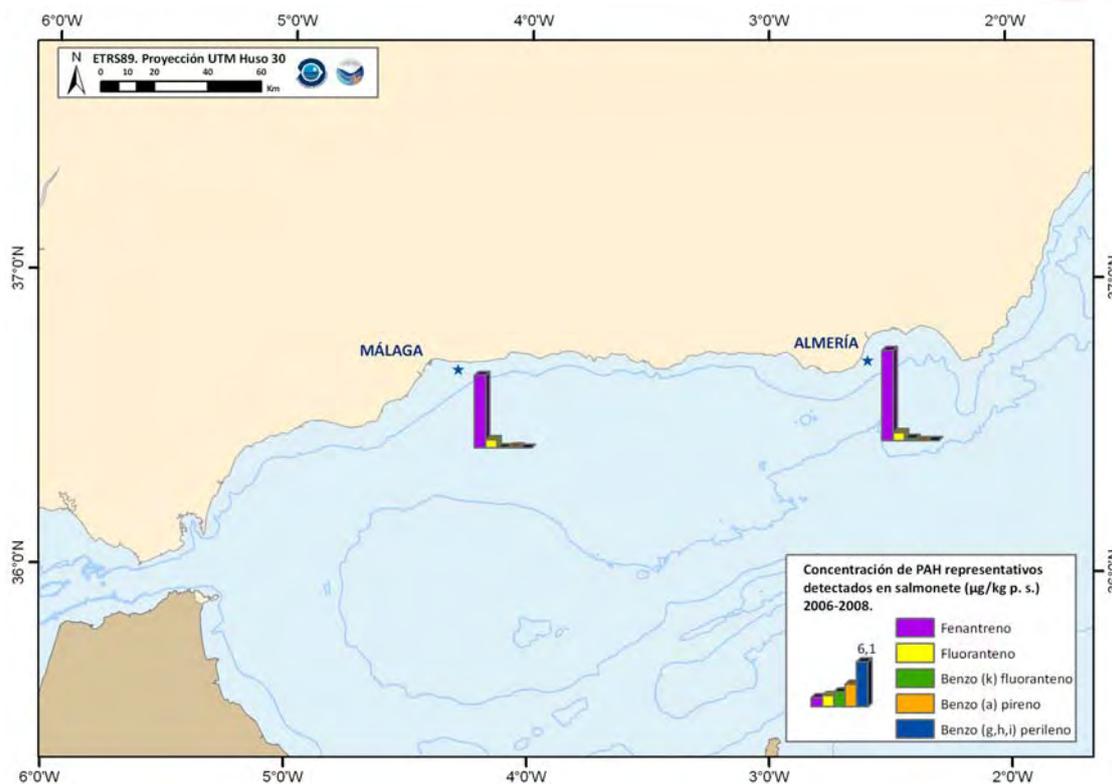


Figura 8.18 Distribución de la concentración de fenantreno, fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno y benzo(g,h,i)perileno ($\mu\text{g}/\text{kg p. s.}$) en músculo de salmonete de fango en la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán (2006-2008).

8.2.4.1.2.4. PAHs en sedimentos superficiales

Distribución espacial

La distribución espacial de PAHs en sedimentos costeros superficiales se ha caracterizado siguiendo el procedimiento de muestreo descrito en el apartado de metales traza y seleccionando las muestras con un contenido en finos (fracción inferior a $63\mu\text{m}$) superior al 60%. La distribución de PAHs en sedimento es heterogénea según su naturaleza (granulometría, contenido en materia orgánica, hidrodinámica de la zona,...), su proximidad a los focos de contaminación o a la existencia de episodios contaminantes puntuales (accidentes o vertidos incontrolados). Por ello, la caracterización de los niveles observados se ha realizado seleccionando preferentemente las zonas de deposición (con un mayor contenido en material fino), que son también las que se utilizarán en un futuro para los estudios de tendencias temporales. La concentración media de PAHs en sedimentos superficiales (suma de 13 congéneres) de zonas de deposición (alto porcentaje fracción inferior a $63\mu\text{m}$) es de unos 33 y 45 $\mu\text{g}/\text{kg p. s.}$ en las bahías de Almería y Málaga respectivamente (Figura 8.19).

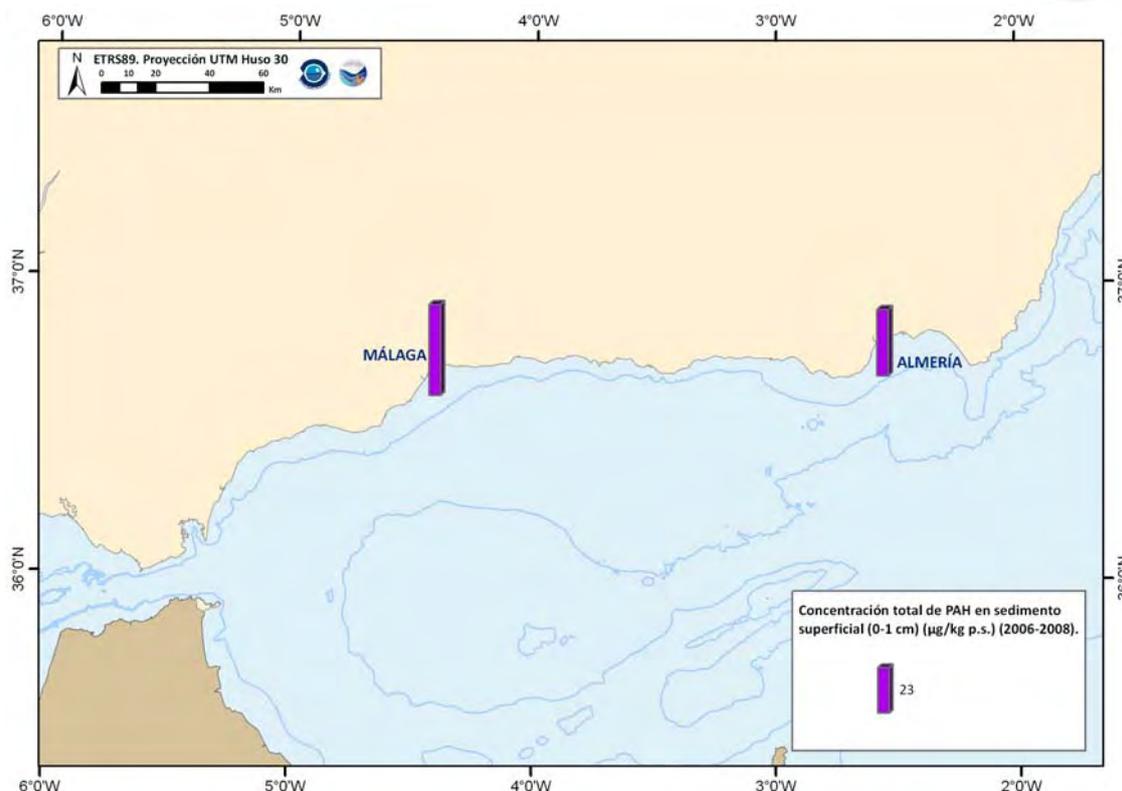


Figura 8.19 Distribución de la concentración total (suma de 13 congéneres) de hidrocarburos aromáticos policíclicos ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) en sedimento superficial (0-1 cm) a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán (2006-2008).

La concentración es más alta en Málaga como consecuencia de su mayor tamaño y actividad portuaria. Estas concentraciones son significativamente inferiores a las detectadas en la bahía de Algeciras en otros estudios (Morales-Caselles *et al.*, 2007; Rojo-Nieto *et al.*, 2011). Rojo-Nieto *et al.* (2011) realizaron dos muestreos con una amplia cobertura espacial (36 puntos) en 2006 y 2007, pero existen grandes diferencias entre ellos tanto con respecto a niveles ($41\text{-}4.696$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. en 2006 y $311\text{-}1.732$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) como a los compuestos detectados (buena parte de los congéneres no se detectaron en 2006 para la mayor parte de los puntos). Por ello no se van a utilizar estos datos en la evaluación, pero se comentan como muestra de que la zona de la bahía de Algeciras presenta concentraciones de PAHs en sedimento muy superiores al resto de zonas de esta demarcación, como consecuencia de la intensa actividad portuaria e industrial asociada al área de Algeciras. Por tanto hasta el momento sólo se cuenta con 2 áreas caracterizadas adecuadamente para la evaluación en esta demarcación, pero es necesario indicar que ya se han incluido en los programas de seguimiento nuevas zonas, como la propia bahía de Algeciras, en los trabajos que se están realizando en la actualidad (datos todavía no disponibles).



En el sedimento están presentes los 13 PAHs analizados. El fluoranteno constituye en Almería y Málaga el 14 % del total de PAHs, siendo el más abundante en Málaga, pero no en Almería donde el pireno constituye el 17,8% del total de PAHs (Figura 8.20). El benzo-e-pireno y el benzo-b-fluoranteno son los siguientes congéneres más abundantes, que constituyen más del 9% en ambas zonas. Mientras que el resto de los PAHs constituyen entre el 4 y el 10% del total de los PAHs (excepto fluoreno, antraceno y dibenzo(a,h)antraceno que siempre constituyen menos del 2%). Al igual que se ha constatado en mejillón, el origen de los PAHs presentes en sedimento de esta demarcación, según los índices fenantreno/antraceno y fluoranteno/pireno, es principalmente pirolítico.

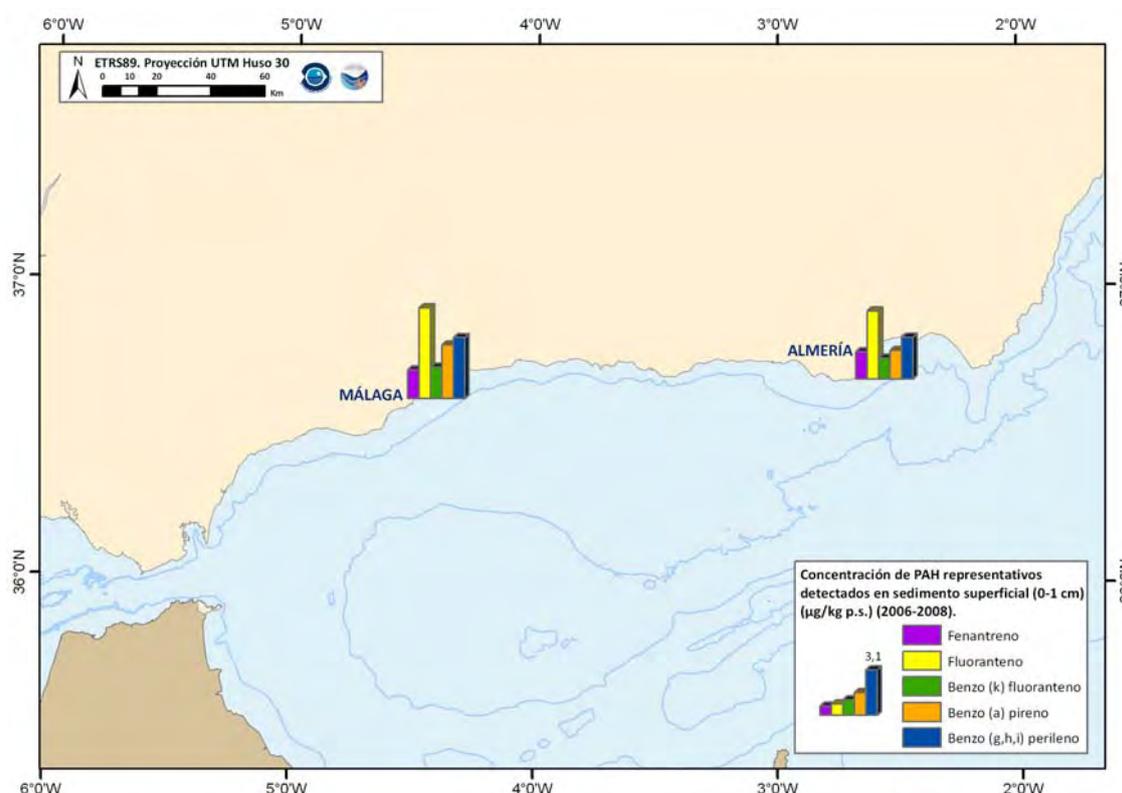


Figura 8.20. Distribución de la concentración de fenantreno, fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno y benzo(g,h,i)perileno ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) en sedimento superficial (0-1cm) a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán (2006-2008).

En la Figura 8.21 se incluye la proporción de muestras que están dentro de cada uno de los intervalos de concentración establecidos para la evaluación. Al igual que para el caso del mejillón más del 90% de los sedimentos muestreados no están afectados por actividades antropogénicas y presentan concentraciones inferiores a las de los BAC. Aunque las dos zonas evaluadas están bajo el área de influencia de los núcleos de



Málaga y Almería no se aprecia su efecto y puede deberse a los altos niveles basales aplicados (ámbito OSPAR), que deberían ser revisados para la Cuenca del Mediterráneo Occidental. Obviamente tampoco se alcanza para ninguno de los congéneres el ERL, y por tanto el contenido en PAHs del sedimento no supone un riesgo para el ecosistema en estas zonas. Sin embargo es necesario incidir de nuevo que está pendiente la inclusión de la bahía de Algeciras en la evaluación, y se incluirá en evaluaciones futuras. Hasta el momento no se dispone de datos adecuados para ello, pero previsiblemente sus sedimentos constituirán la zona más afectada por hidrocarburos de esta demarcación.

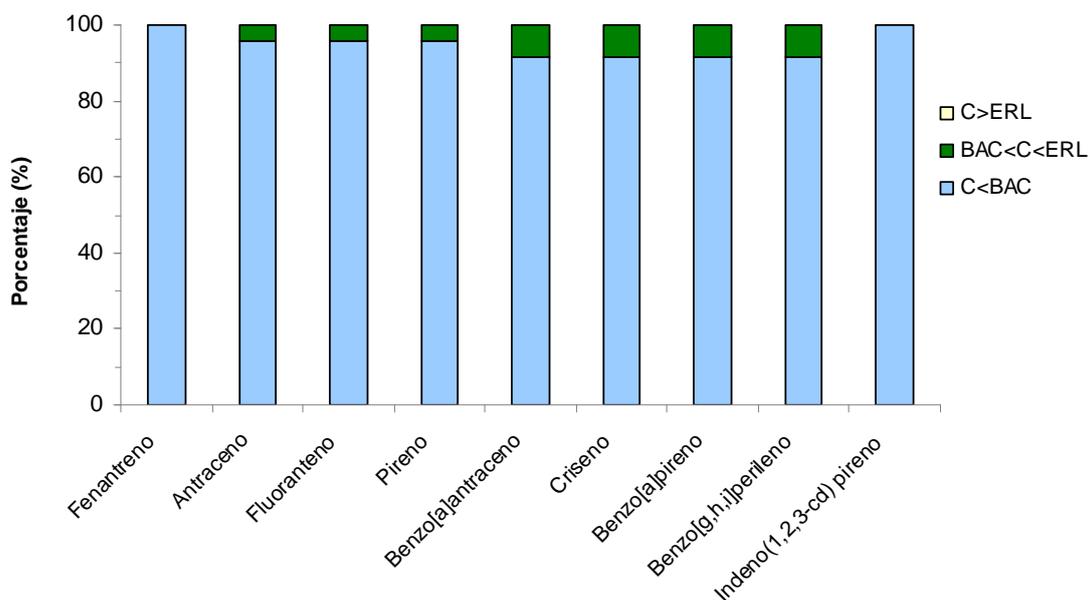


Figura 8.21. Distribución de concentración (C) de PAHs en sedimento (expresada en porcentaje respecto al total de muestras analizadas: 2006-2008) según los criterios de clasificación propuestos (BAC OSPAR España y EAC de OSPAR).

8.2.4.1.3. Compuestos organoclorados

8.2.4.1.3.1. Organoclorados en agua

Las masas de agua costeras y de transición de esta demarcación han sido evaluadas considerando los datos de las redes de control de 2006 a 2008 (Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, 2011) y se ha confirmado que no superan los niveles de calidad ambiental para compuestos organoclorados establecidos por la DMA.

8.2.4.1.3.2. Organoclorados en mejillón



Los datos obtenidos en el programa de vigilancia del IEO muestran que las concentraciones medias de PCBs (suma 7 CBs recomendados por ICES) en mejillón silvestre de la demarcación variaron, durante el periodo 2000-2008, entre las concentraciones de 0,59 y 6,77 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.h., medidas en Calahonda y Algeciras, respectivamente. En el mapa de la Figura 8.22 se muestra una representación de las concentraciones de diferentes compuestos organoclorados en muestras de mejillón de 2006, año en el que el muestreo de mejillón tuvo la máxima cobertura espacial. Las concentraciones más altas se cuantificaron en Málaga y Algeciras, lo que refleja la presión urbanística e industrial de estas zonas. En el resto de estaciones las concentraciones ($\Sigma 7\text{PCBs}$) fueron inferiores a 2,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.h.

Las concentraciones de DDTs en todas las estaciones de esta demarcación son muy bajas, incluso en la proximidad de dos grandes núcleos urbanos e industriales como son la bahía de Algeciras y Málaga. De hecho, usando como indicador la suma de pp' DDTs, sus concentraciones medias variaron dentro del rango de concentraciones 0,55-1,79 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.h. medidas en las estaciones de Aguadulce y Algeciras, respectivamente.

En el caso del HCB sus concentraciones han sido inferiores a los límites de detección en todas las estaciones. Lo mismo sucede con lindano y su isómero $\alpha\text{-HCH}$, aldrín, endrín e isodrín. Sin embargo, el dieldrín se detectó en todas las estaciones con valores medios que oscilaron entre 0,05-0,14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.h. Las mayores concentraciones de estos compuestos se cuantificaron en las estaciones de Málaga y Algeciras.

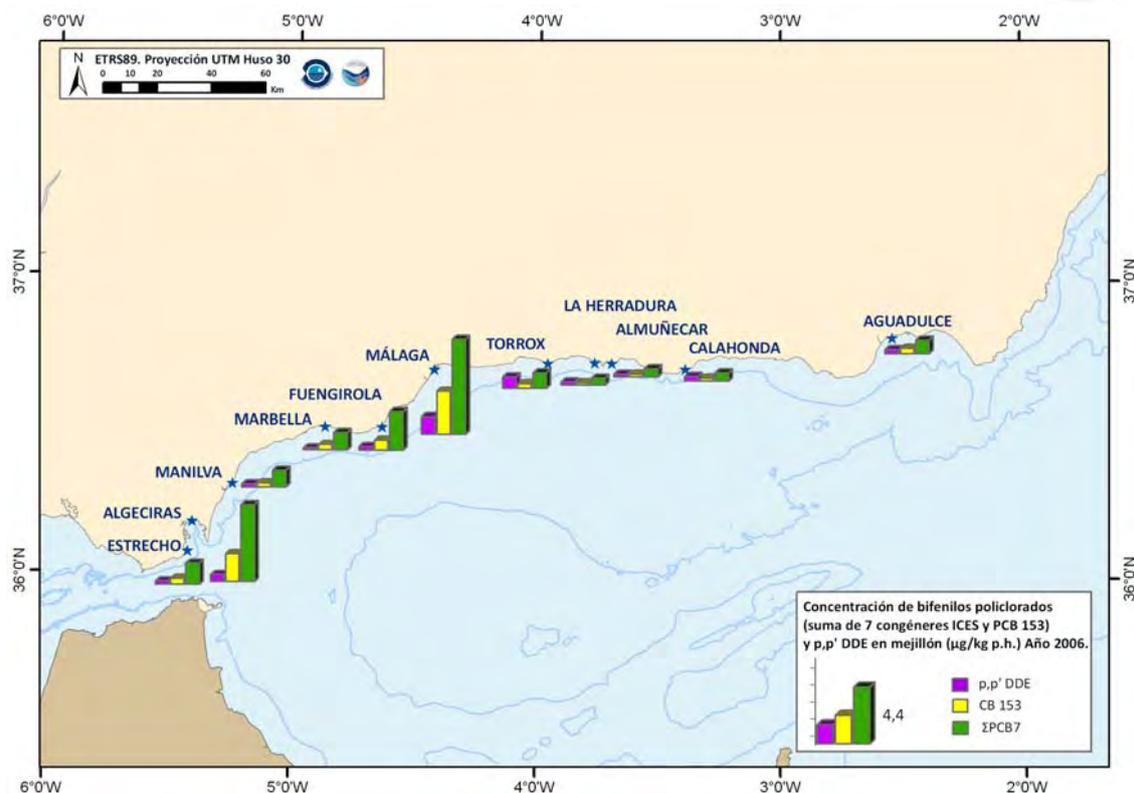


Figura 8.22. Distribución de la concentración de p,p' DDE, CB 153 y suma de 7 bifenilos policlorados (ΣPCB7) ($\mu\text{g}/\text{kg p.h.}$) en mejillón a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán.

El proyecto Mytilos evaluó los niveles de contaminación por PCBs y plaguicidas en el Mediterráneo Occidental usando como bioindicador mejillones trasplantados desde una zona limpia hasta las zonas de estudio (Scarpato *et al.*, 2010). Esta metodología se aplicó entre los años 2004-2006 en la costa española fondeando los organismos durante 12 semanas entre las líneas batimétricas de 20 y 40 m. Este estudio permitió establecer unos intervalos de concentración para clasificar e interpretar el grado de contaminación y exposición que sufren los organismos del Mediterráneo Occidental a PCBs y DDTs.

Aplicando estos intervalos, las concentraciones de PCBs en las estaciones fondeadas en la costa de Andalucía pueden ser definidas como bajas; la concentración más alta del CB153 se alcanzó en Fuengirola y su valor fue $0,7 \mu\text{g}/\text{kg p.h.}$ Sin embargo, en Ceuta y Melilla las concentraciones pueden clasificarse como altas; las concentraciones del PCB 153 fueron en estos puntos $0,8$ y $1,3 \mu\text{g}/\text{kg p.h.}$, respectivamente. Las concentraciones de DDT y sus metabolitos en la demarcación fueron bajas, detectándose niveles altos únicamente en las muestras de mejillón fondeadas en Marbella y Ceuta.

El proyecto Mytilos también aportó una visión global de la distribución de los DL-PCBs (PCBs tipo dioxínico) cuya presencia es minoritaria en muestras ambientales y en las composiciones industriales con las que se han comercializado los PCBs, pero que aún



así presentan una gran importancia por su estructura que les confiere un grado de toxicidad similar al que tienen dioxinas y furanos. También se estudió en este proyecto la presencia ambiental de dioxinas, furanos y polibromodifeniléteres (PBDE) (Caixach et al., 2007). Se estudiaron concretamente las concentraciones de estos compuestos en mejillones fondeados en 4 estaciones de la demarcación Estrecho-Alborán, localizándose una de ellas en la bahía de Algeciras. En general, los niveles de DL-PCBs en esta demarcación fueron bajos, en torno a 1,6 pg OMS-EQT/g. La suma de la toxicidad aportada por DL-PCBs, dioxinas y furanos no superó en ninguna muestra los 2 pg OMS-EQT/g. No existen criterios ambientales aplicables a estos compuestos que permitan valorar sus posibles efectos sobre los ecosistemas marinos. Sin embargo, en ninguna de las estaciones estudiadas se superaron las concentraciones máximas reguladas para peces y productos pesqueros, que para la suma de la toxicidad de dioxinas y DL-PCBs es 6,5 pg OMS-EQT/g p.h.

Tendencias temporales de contaminantes organoclorados en mejillón

La base de datos del MEDPOL contiene información referente a la concentración de estos compuestos en el Mediterráneo Occidental, aunque muy limitada para el estudio general de las tendencias de estos compuestos en el litoral español. Los estudios realizados en el Delta del Ebro con mejillón entre los años 1980 y 1992 muestran que durante este periodo de tiempo la concentración de PCBs se mantiene, mientras que los DDT y HCB muestran una clara tendencia decreciente (Solé *et al.* 1994); la concentración de DDTs disminuyó en un factor de 3, y el HCB lo hizo en un factor de 5, pasando de 1-2 hasta 0,2-0,3 ng.g⁻¹. Por otro lado, la comparación de las concentraciones de PCBs y de DDTs obtenidas los años 1993 y 2001 en poblaciones de mejillón de las costas mediterráneas españolas muestran también una tendencia decreciente (Campillo *et al.*, 2004). En 1993 la concentración media correspondiente a la suma de los 7 PCBs ICES fue de un 13 % superior. En el caso de la familia de los DDTs, el valor medio de la suma de pp' DDE, pp' DDD y pp' DDT en 1993 fue un 23 % superior a la de 2001. Estos resultados demuestran que su persistencia en el medio marino hace que, a pesar de las regulaciones y prohibiciones adoptadas desde los años 70 sobre el uso y producción de este tipo de compuestos, se necesiten décadas para observar una clara de disminución.

El seguimiento realizado por el IEO de las concentraciones en mejillones ha permitido conocer la tendencia que sufren dos de las principales familias de organoclorados entre los años 2000 y 2008 en muchos de los puntos de la costa mediterránea española. La información sobre estas tendencias en la demarcación del Estrecho y Alborán aparece resumida en la Tabla 8.9.



Las concentraciones de los PCBs en la demarcación del Estrecho y Alborán no presentaron tendencias estadísticamente significativas en la mayor parte de estaciones. Sólo en Fuengirola, Manilva y Estrecho se observó una tendencia creciente. En el caso de los DDTs la concentración fue decreciente en Calahonda, Almuñécar y la Herradura. En el resto de puntos estos compuestos no mostraron una tendencia significativa.

Otros compuestos como HCB, lindano y su isómero α -HCH, y el resto de plaguicidas ciclodiénicos (aldrín, dieldrín, endrín, isodrín) presentan valores muy próximos a los límites de detección, siendo en la mayor parte de las estaciones inferiores a este valor, por lo que no se ha evaluado su tendencia temporal.

Tabla 8.9. Tendencias temporales de organoclorados en mejillón silvestres de la demarcación del Estrecho y Alborán. NT: tendencia significativa no detectada.  tendencia decreciente.  tendencia creciente.

	pp' DDE	Suma pp'DDTs	Periodo	CB 153	Σ 7CBs	Periodo
	Tendenci a	Tendencia		Tendenci a	Tendenci a	
AGUADU	NA	NA	2005- 2006	NA	NA	2005- 2006
CALAHONDA	NT		2001- 2006	NT	NT	2001- 2006
ALMUNECAR			2001- 2007	NT	NT	2001- 2007
LA HERRADURA			2000- 2008	NT	NT	2000- 2008
TORROX	NT	NT	2003- 2007	NT	NT	2003- 2007
MALAGA	NT	NT	2004- 2008	NT	NT	2004- 2008
FUENGIROLA	NT	NT	2001- 2007			2001- 2007
MARBELLA	NA	NA	2003- 2006	NA	NA	2003- 2006
MANILVA	NT	NT	2000- 2008		NT	2000- 2008
ESTRECHO	NT	NT	2000- 2007	NT		2000- 2007
ALGECIRAS	NT	NT	2000- 2008	NT	NT	2000- 2008



Los niveles de PCBs en esta demarcación son muy bajos, superando las concentraciones de los 7 PCBs ICES en menos de un 5% de los casos los valores EAC (Figura 8.23). Las concentraciones que superan los EAC son fundamentalmente las del PCB 118, congénere de mayor toxicidad que los PCBs más abundantes de las mezclas comerciales de estos compuestos, debido a su estructura plana con un solo átomo de cloro en posición orto. Su mayor toxicidad se traduce en un valor de EAC sensiblemente inferior al del resto de los 7 congéneres ICES analizados. Además es remarcable que los niveles de los PCBs se encuentran casi en un 50 % por debajo de los valores BAC.

En relación al DDT y sus metabolitos, las concentraciones de pp' DDE superan en todos los puntos los niveles BACs, lo que muestra la gran dispersión y movilidad de estos contaminantes en el medio marino (Figura 8.24). Considerando el valor de EAC marcado por OSPAR para pp' DDE (OSPAR Commission, 2000), no existen concentraciones por encima de este valor.

Los niveles de los pesticidas aldrín, endrín, isodrín, dieldrín y α -hexaclorociclohexano no se han detectado en la mayoría de las muestras de esta demarcación, siendo las concentraciones de lindano y HCB inferiores a los valores BACs.

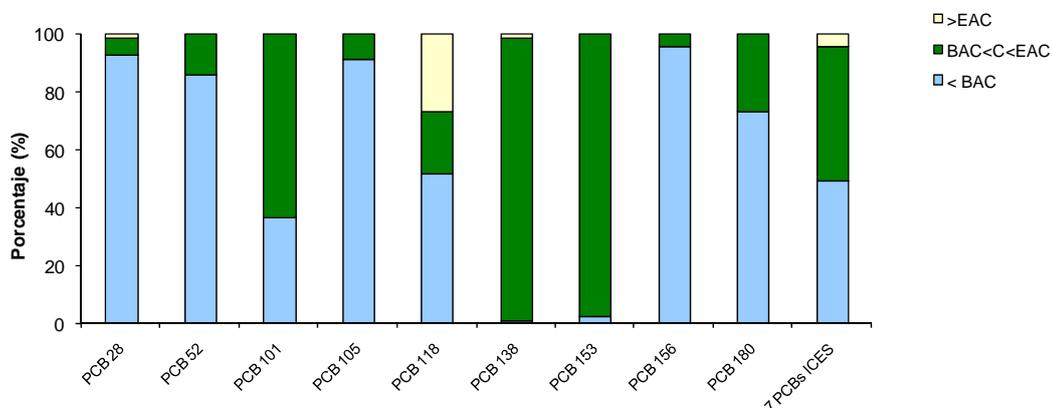


Figura 8.23. Distribución de concentración de PCBs en mejillón (expresada en porcentaje respecto al total de muestras analizadas: 2000-2008) según los criterios de evaluación propuestos de BAC y EAC de OSPAR.

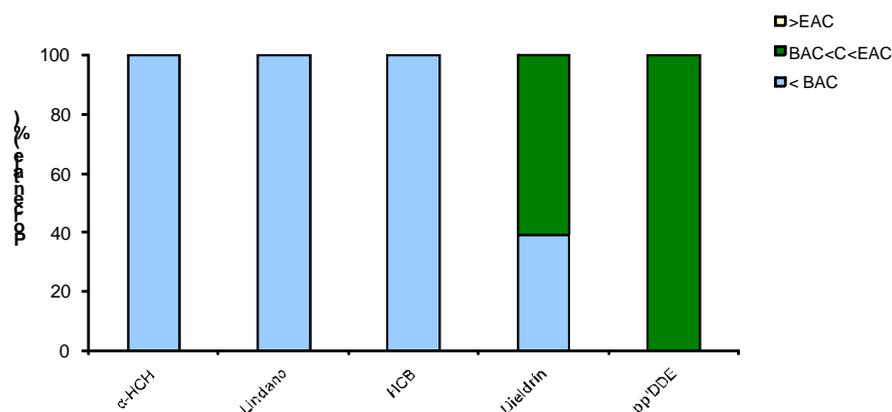


Figura 8.24. Distribución de concentración de pesticidas clorados en mejillón (expresada en porcentaje respecto al total de muestras analizadas: 2000-2008) según los criterios de evaluación propuestos de BAC y EAC de OSPAR. Sólo pp' DDE y lindano tienen definidos valores de EAC.

8.2.4.1.3.3. Organoclorados en peces

El contenido de lípidos en peces está ligado a su capacidad de acumulación contaminantes lipofílicos, existiendo una relación directa entre la acumulación de contaminantes en distintas especies y su promedio de concentración de lípidos. Con el objetivo de poder comparar los niveles de contaminantes de organismos de diferentes zonas hace necesario eliminar la influencia de los lípidos sobre la concentración de contaminantes, expresándose la concentración de estos contaminantes en función de su contenido lipídico.

En esta demarcación la concentración de organoclorados se estudió en músculo de salmonetes capturados en las bahías de Málaga y de Almería. El intervalo de variación de la concentración de PCBs en todos los peces de esta demarcación (Σ 7PCBs) fue 96,6-9.288,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lípido (Figura 8.25). La mayor concentración se detectó en la bahía de Málaga, con niveles muy superiores a las de Almería. La concentración media del congénere más abundante de todos los PCBs analizados, el PCB 153, fue 831 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lípido en Málaga, muy superior al valor medio determinado en los peces de Almería, 186 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lípido.

En el caso de los pesticidas, las concentraciones de Σ DDTs fueron muy bajas en las dos bahías, oscilando entre los valores de 36 y 384 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lípido. El HCB se detectó en las muestras de Almería y Málaga. Las mayores concentraciones aparecen en peces de la bahía de Málaga con valores medios de 0,57 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.h. Por el contrario, lindano y α -HCH no se detectaron. En el caso de los pesticidas tipo ciclodieno como el aldrín y el



isodrín no se detectaron en ninguna estación, mientras que endrín y dieldrín se detectaron con concentraciones medias que variaron entre 0,17 y 0,71 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.h.

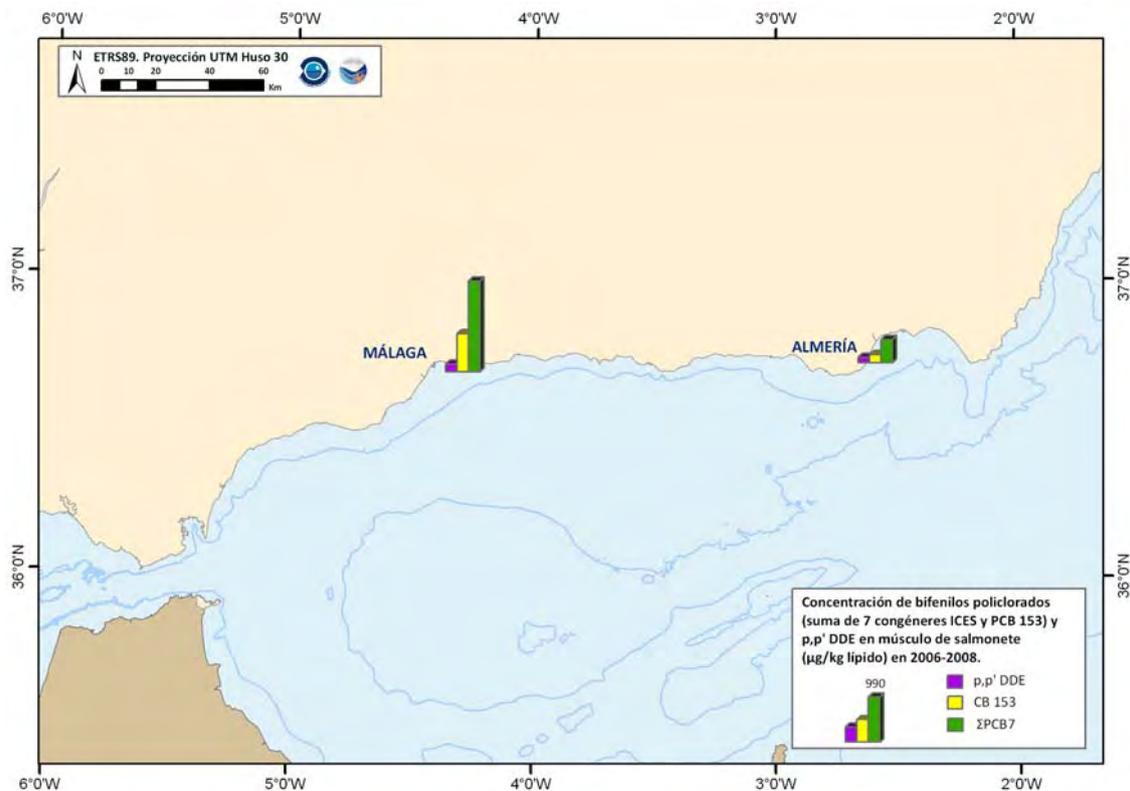


Figura 8.25. Distribución de la concentración de p,p' DDE, CB 153 y suma de 7 bifenilos policlorados (Σ PCB7) ($\mu\text{g}/\text{kg}$ lípido) en músculo de salmonete a lo largo de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán.

Las concentraciones de PCBs superaron en un 10 % los valores de EACs, el mayor porcentaje de concentraciones pertenecen a la bahía de Málaga, siendo muy bajo el porcentaje que lo supera en Almería (Figura 8.26).

Las concentraciones de pp' DDE superan en todas las áreas los valores de BACs debido a la amplia dispersión de este contaminante en el medio marino. Lo mismo sucedió con el HCB en las dos áreas estudiadas en esta demarcación. Para estos contaminantes no existen valores de EAC con los que poder evaluar su toxicidad. El único de los pesticidas clorados para el que existe un valor de EAC es el lindano y su valor no se superó en ninguna muestras de la demarcación.

Para el resto de contaminantes analizados (aldrín, isodrín, endrín, dieldrín) no existen valores de EAC definidos que permitan una valoración, aunque en la mayoría de casos las concentraciones son muy bajas y próximas a los límites de detección de las metodologías de análisis empleadas.

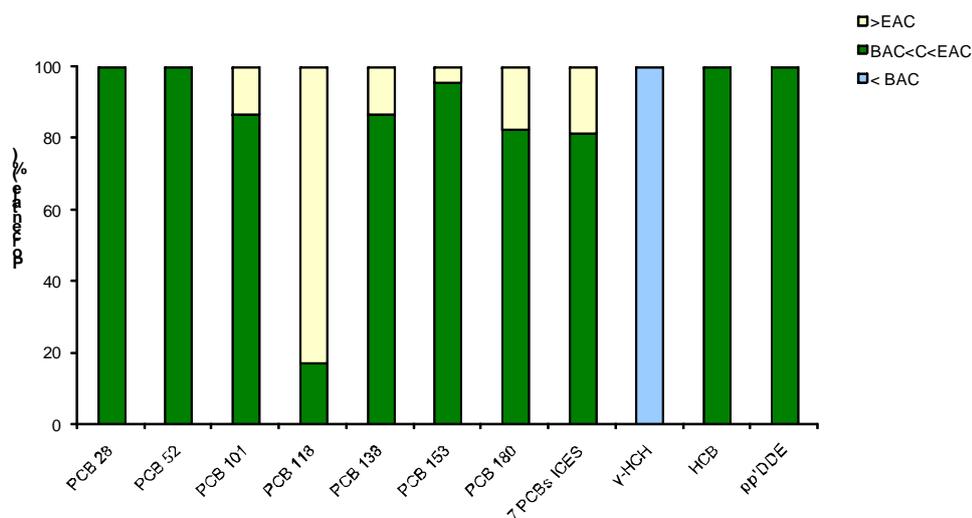


Figura 8.26. Distribución de concentración de pesticidas clorados y PCBs en salmonete de fango (expresada en porcentaje respecto al total de muestras analizadas: 2006-2008) según los criterios de evaluación propuestos de BAC y EAC de OSPAR. En peces no existen valores de BAC para γ -HCH, ni valores de EAC para pp' DDE y HCB.

8.2.4.1.3.4. Organoclorados en sedimentos superficiales

Los compartimentos abióticos del ecosistema (agua, sedimento y aire) aportan información complementaria a la obtenida en biota para el seguimiento de la contaminación por organoclorados. Los sedimentos permiten conocer e identificar los principales aportes, evaluar su magnitud y área de influencia, ya que los compuestos organoclorados, debido a su hidrofobicidad, tienden a unirse a las partículas acuáticas y transportarse/depositarse en el sedimento marino. Las características del sedimento, especialmente del tamaño de partícula y contenido de materia orgánica, definen su capacidad para acumular y retener estas sustancias, por lo que deben de ser tenidas en cuenta cuando se estudia la contaminación en esa matriz.

La concentración de organoclorados en la demarcación del Estrecho y Alborán ha sido estudiada por el IEO en sedimentos costeros de dos áreas próximas a los principales núcleos urbanos de la demarcación. Para conocer y evaluar la presencia de contaminantes organoclorados en estas zonas se han seleccionado las muestras de sedimento con un porcentaje de finos superior al 60 % (fracción inferior a 63 μ m), por su mayor capacidad para retener los contaminantes.

En esta demarcación se disponen de concentraciones en sedimentos de la bahía de Almería (desembocadura río Andarax) y de Málaga (desembocadura río Guadalhorce), dos de las zonas con mayor presión costa por la presencia de los dos núcleos urbanos

costeros más importantes de esta demarcación. En estos puntos las concentraciones de los compuestos organoclorados analizados son muy bajas; las concentraciones medias de $\Sigma 7\text{PCBs}$ son inferiores a $2,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.; las de ΣDDTs son inferiores a $0,50 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.; y el resto de compuestos analizados no están en concentraciones detectables (Figura 8.27). Uno de los puntos mas problemáticos de esta demarcación es la bahía de Algeciras, donde se encuentra el estuario del río Guadalquivir que recoge todas las descargas industriales del complejo industrial petroquímico de Algeciras. La concentración de PCBs en sedimento de la desembocadura del río Guadalquivir expresado como Aroclor 1260 es de $1,75 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. (Morales-Caselles *et al.*, 2008). Este valor es muy inferior al ERL definido por la NOAA para estos compuestos.

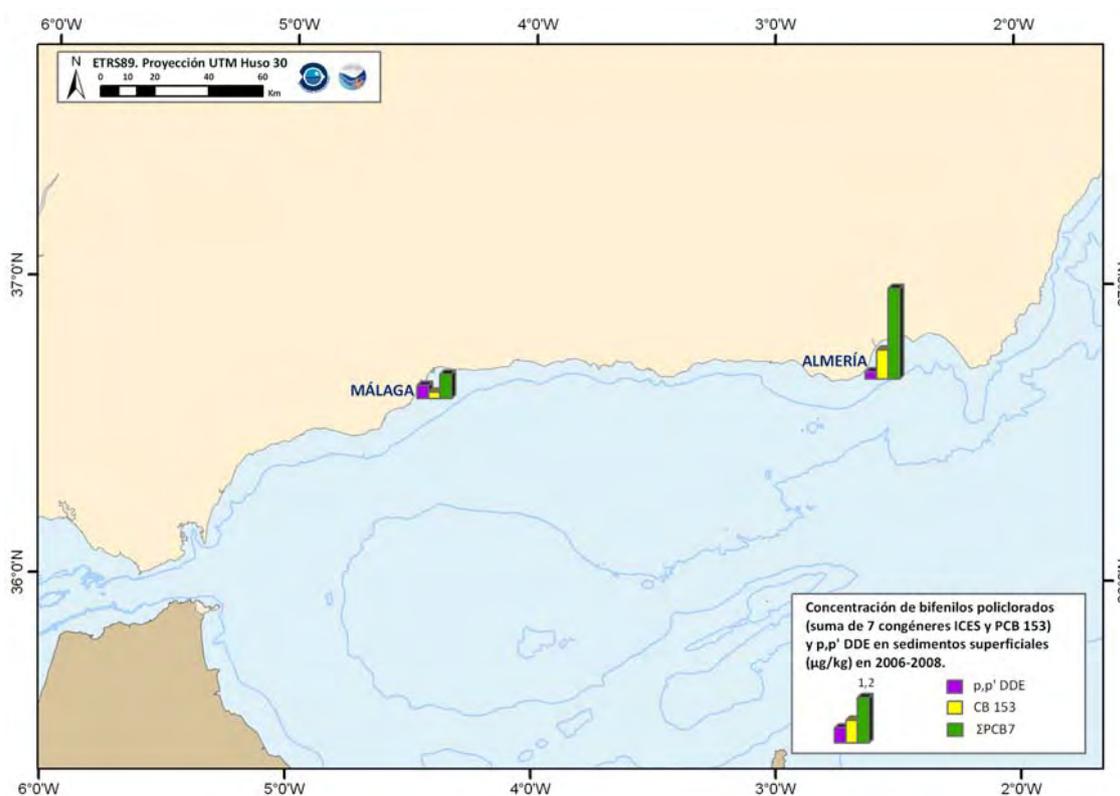


Figura 8.27. Distribución de la concentración de p,p' DDE, CB 153 y suma de 7 bifenilos policlorados (ΣPCB7) ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.) en sedimento superficial (0-1cm) de la costa de la demarcación del Estrecho y Alborán.

La recopilación de información realizada por Gomez-Gutiérrez *et al.* (2007) sobre los niveles de POPs en sedimentos de todas las cuencas Mediterráneas les permitió establecer unos intervalos de concentración para definir los niveles basales para PCBs, DDTs y HCB en esta matriz. Estos valores corresponden a las concentraciones en sedimentos recogidos a más de 1.000 m de profundidad. De acuerdo con estos valores los niveles de línea base para la suma de $\Sigma 7\text{PCBs}$ debería de estar entre $1-5 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.,



entre 0,08-5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. para ΣDDTs , y entre 0,04-0,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. para HCB. Estos intervalos son muy superiores a los obtenidos en la mayoría de puntos costeros estudiados en el programa de vigilancia del IEO, a pesar de la proximidad que existe en muchos de casos estudiados a puntos industriales y urbanos.

Los niveles de PCBs son muy bajos en esta demarcación, de hecho son superiores a los niveles BAC en un 70 % y no se supera los niveles de EAC en ninguna de las muestras (Figura 8.28). La presencia de DDTs se valoró a través de las concentraciones de pp' DDE, metabolito mayoritario en la mayor parte de las muestras ambientales analizadas. Su concentración nunca estuvo por debajo del nivel BAC, debido a la gran dispersión y ubicuidad de este compuesto, pero tampoco fue superior al valor de EAC. Las concentraciones de lindano, dieldrín y HCB fueron siempre inferiores a los niveles que marca el BAC, ya que no se detectaron las muestras estudiadas en esta demarcación.

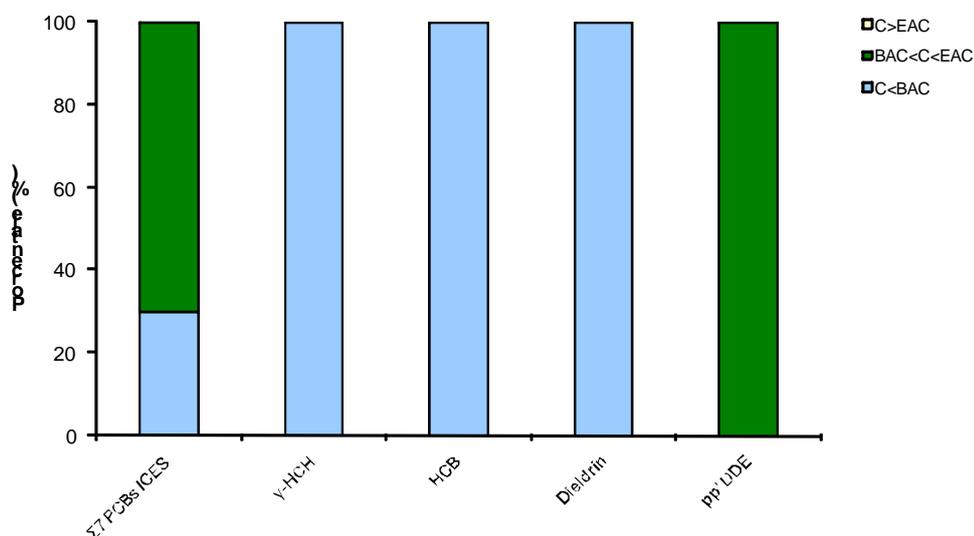


Figura 8.28. Distribución de concentración (C) de PCBs y pesticidas clorados en sedimento (expresada en porcentaje respecto al total de muestras analizadas: 2006-2008) según los criterios de evaluación propuestos (BAC OSPAR y ERL NOAA).

8.2.4.1.4. Otros contaminantes

Una gran variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos no regulados están accediendo al medio ambiente, a través de deposición atmosférica o como consecuencia de vertidos, incluso tratados, ya que algunos no son completamente eliminados en las plantas de tratamiento de las aguas residuales (EDAR). De hecho, un estudio reciente ha comprobado que la eficiencia en la eliminación de fármacos, pesticidas y otros compuestos en las EDAR de la costa mediterránea supera el 80%



para la mayor parte de los casos (Gómez *et al.*, 2007), y que en efluente se detectan concentraciones del orden de pocos $\mu\text{g/L}$ en el efluente para algunos compuestos como 1,7-dimetilxantina, cafeína, ibuprofeno, metamizol, codeína, diclofenaco, clorfenvinfós o triclosan. La entrada continua de estos compuestos, aunque sea a baja concentración, puede suponer una exposición crónica para los organismos que todavía no ha sido evaluada y es necesario identificar aquellas sustancias que pueden ocasionar daños en el ecosistema.

8.2.4.1.4.1. Otros contaminantes en agua

La Directiva Marco de Agua establece una relación de sustancias prioritarias y preferentes que están siendo evaluadas en las aguas costeras (Reglamento 60/2011) y, hasta el momento, algunas de ellas no se han incluido en los programas internacionales de seguimiento del medio marino. Estos análisis los están realizando las Comunidades Autónomas para dar cumplimiento a la citada directiva y constituyen la primera información sistematizada disponible para contaminantes como las triazinas, algunos pesticidas organofosforados, alquilfenoles, etc. Aunque se trata de datos puntuales en agua, que por tanto ven limitada su representatividad, sirven de referencia para identificar las sustancias que están presentes en el medio y que potencialmente pueden ocasionar algún efecto nocivo al mismo. Por tanto, aunque no se va a repetir la evaluación de los datos generados para el cumplimiento de la DMA, se comentarán los casos más relevantes, sobre todo por el interés que podrán tener en los futuros programas de seguimiento, utilizando biota o sedimento como indicadores de su presencia y distribución.

En el Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (2011) se han considerado los datos de las redes de control de 2006 a 2008. Las masas de agua costeras y de transición de las cuencas mediterráneas andaluzas de las que se dispone de datos presentan un estado químico bueno según la clasificación establecida según la DMA, quedando las masas de transición Charcones de Punta Entinas, Salina de Cerrillos y Albufera de Cabo de Gata sin evaluar.

Los tensioactivos y los productos de cuidado e higiene personal también están siendo objeto de estudio durante las últimas décadas, con el fin de evaluar su presencia e incidencia en el medio ambiente. La presencia de tensioactivos como los sulfonatos de alquilbenceno lineales (LAS), los alcohol etoxilados, las dietanol amidas de coco y de los nonilfenol etoxilados en agua de mar se constató en el área de influencia del puerto de Almería (Petrovic *et al.*, 2002). El LAS se detectó a niveles inferiores a 20 $\mu\text{g/L}$ y para el resto de tensioactivos los niveles fueron menores que los límites de



cuantificación. Este estudio corresponde a áreas con un alto nivel de exposición por su proximidad a los puntos de vertido, por lo que es previsible que al tratarse de compuestos biodegradables en agua de mar (Pérez-Carrera *et al.*, 2010) sus concentraciones disminuyan significativamente al aumentar la distancia al punto de vertido.

8.2.4.1.4.2. Otros contaminantes en biota

Aunque los compuestos organoestánicos no están incluidos en la red de seguimiento del ámbito mediterráneo hasta el momento, sí han sido propuestos en otras redes internacionales como HELCOM y OSPAR al tratarse de disruptores endocrinos muy activos. El tributilestaño ha sido utilizado como ingrediente activo en las formulaciones de pinturas como antiincrustante, y se restringió su uso en 1990, y definitivamente la Organización Marítima Internacional prohibió su aplicación en 2003 debido a su severo impacto en los organismos acuáticos. Sin embargo todavía pueden estar presentes y ocasionar daños al medio marino, aunque no se dispone de datos actualizados sobre estos compuestos en biota en esta demarcación. Según los datos obtenidos en otras zonas del mediterráneo español se ha constatado que el mejillón podría ser un buen indicador de la presencia de TBT en el medio. Sin embargo, ya que su uso está prohibido desde hace más de una década y su vida media en sedimentos varía entre 1 y 5 años (Adelman *et al.*, 1990), su presencia en el medio no debería ser un problema en la actualidad. Por ello sería necesario realizar un estudio piloto actualizado para confirmar esta hipótesis y así definir su inclusión o no en los programas de seguimiento.

8.2.4.1.4.3. Otros contaminantes en sedimento

El tributilestaño es la especie predominante en sedimento en un estudio realizado entre 1995 y 2000 (Díez *et al.*, 2002). Las concentraciones más altas se detectaron en el puerto comercial de Almería (2 μg TBT/g) y en los puertos recreativos con embarcaciones de mayor tamaño, especialmente Sotogrande y Duquesa (1,7-3 μg TBT/g). Sus intermedios de degradación, dibutilestaño y monobutilestaño fueron los siguientes analitos en abundancia, detectándose menores concentraciones para el trifenilestaño y sus intermedios de degradación. Se requerirían datos más recientes para estimar el impacto real que puede estar ocasionando este grupo de compuestos en esta demarcación. Con respecto a los compuestos organoestánicos se dispone de datos puntuales obtenidos por distintos organismos y grupos de investigación en el área mediterránea pero fundamentalmente en las zonas próximas a puertos relevantes, por lo que no son representativos del conjunto de la demarcación.



La presencia de LAS, los alcohol etoxilados, las dietanol amidas de coco y de los nonilfenol etoxilados en sedimento de la costa andaluza se constató hace 10 años, con concentraciones que superaban ampliamente los 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ e incluso 1 mg/kg para el caso del LAS (Petrovic *et al.*, 2002). Con respecto al NP, que es único compuesto regulado de este grupo, la concentración varió entre 18 y 40 $\mu\text{g}/\text{kg}$, estando presente en todos los puntos analizados, aunque con concentraciones significativamente inferiores a las de un gran núcleo urbano como Barcelona.

La presencia de difeniléteres polibromados (PBDEs) en sedimento de las áreas de influencia del puerto de Almería y Roquetas variaron entre 2,7 y 7,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. (Eljarrat *et al.*, 2005). La mayor contribución corresponde al difeniléter decabromado (BDE-209), que constituye entre el 50 y el 99% del total de PBDEs detectados. En este mismo estudio se han determinado también dioxinas y furanos (suponen entre 0,1 a 11 pg tóxicos equivalentes/g p.s.). Se dispone de pocos datos en esta demarcación, y por ello sería necesario disponer de datos actuales y de zonas más alejadas, para evaluar el impacto potencial de dioxinas y furanos en el medio marino, ya que se trata de compuestos con alta persistencia y toxicidad.

8.2.5. Efectos biológicos de los contaminantes

Existe una amplia variedad de sustancias químicas de origen antropogénico presentes en la columna de agua, sedimentos marinos y bioacumuladas en biota que pueden producir efectos tóxicos en los diferentes grupos de organismos marinos. Los efectos biológicos derivados de la exposición a estas sustancias tóxicas pueden manifestarse como efectos agudos o crónicos y abarcan desde la mortalidad de los individuos hasta lesiones histológicas, daños celulares y/o alteraciones bioquímicas del metabolismo. A día de hoy y en condiciones de campo, las evidencias de relaciones directas entre exposición a contaminantes y efectos biológicos en organismos son bastante limitadas, y la interacción de otros factores ambientales, así como los procesos sinérgicos y antagónicos de las mezclas de tóxicos existentes en las matrices marinas, limitan el entendimiento de los efectos biológicos observados (Law *et al.*, 2010). Por ello en esta evaluación se van a valorar las respuestas de biomarcadores recomendados por los grupos de expertos (WGBEC, ICES) y reconocidos internacionalmente.

8.2.5.1. Biomarcadores

Como se indicó previamente, para la evaluación del estado actual en la demarcación marina del Estrecho y Alborán se han seleccionado una serie de respuestas biológicas



en mejillón y salmonete de fango, obtenidos dentro del programa de seguimiento de la contaminación realizadas por el IEO durante los años 2003-2008 (Tabla 8.10).

Tabla 8.10. Biomarcadores de contaminación química utilizados para la evaluación de la demarcación del Estrecho y Alborán, indicando la especie objetivo, el número de áreas estudiadas y el periodo de datos disponibles para cada caso.

Biomarcadores de contaminación química	Especie objetivo	Número de áreas estudiadas	Años de estudio
Actividad EROD	Salmonete de fango (<i>Mullus barbatus</i>)	2	2006, 2008
Estabilidad de la membrana lisosomal	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)	5	2004-2008
Supervivencia en aire (<i>Stress on Stress</i>)	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)	4	2004-2008
Actividad enzimática acetilcolinesterasa	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)	5	2006
Contenido en Metalotioneínas	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)	5	2006-2008
Frecuencia de Micronúcleos	Mejillón (<i>M. galloprovincialis</i>)	7	2003

Estas respuestas biológicas son ampliamente utilizadas en los programas nacionales de vigilancia ambiental existentes en Europa, estando recomendadas en los programas regionales de MED POL (Convención de Barcelona) y CEMP (Convención OSPAR). Tanto las especies indicadoras como las variables seleccionadas varían de unas demarcaciones a otras en función de las singularidades biogeográficas y de las recomendaciones de los convenios regionales.

A continuación se exponen los efectos biológicos que están siendo asociados a la contaminación química marina en la demarcación del Estrecho y Alborán.

8.2.5.2. Respuestas biológicas por exposición a contaminantes en mejillones y peces

8.2.5.2.1. Exposición a contaminantes orgánicos persistentes en peces (actividad EROD en peces)

En peces, los resultados obtenidos hasta la fecha se limitan a dos áreas (Málaga y Almería) y en un 90% de los casos los resultados muestran rangos de respuestas basales de la actividad enzimática EROD en hígado (Figura 8.29). El valor medio de actividad EROD en ambas áreas se encuentra por debajo del BAC establecido (Figura 8.30), indicando que los peces capturados no presentan un probable efecto debido a la exposición a contaminantes orgánicos planares tipo dioxinas.

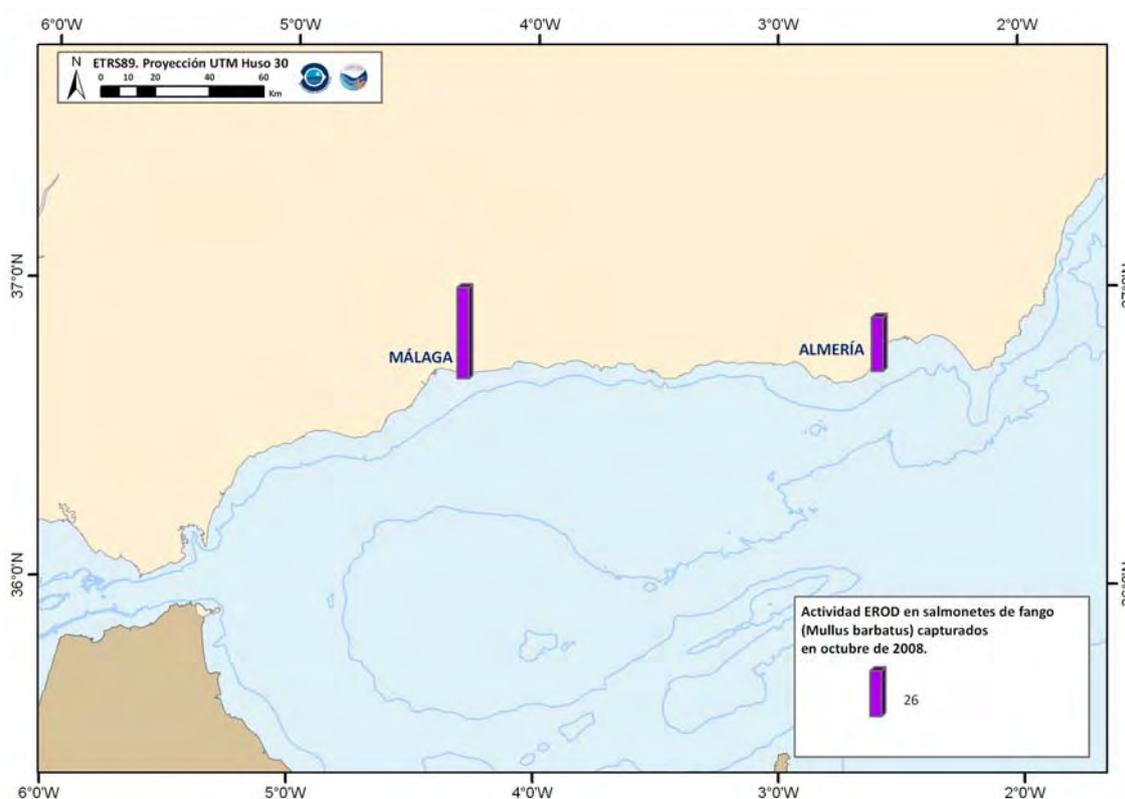


Figura 8.29. Distribución de valores medios de actividad EROD en salmonetes de fango capturados en otoño del 2008 en 2 áreas de la demarcación del Estrecho y Alborán.

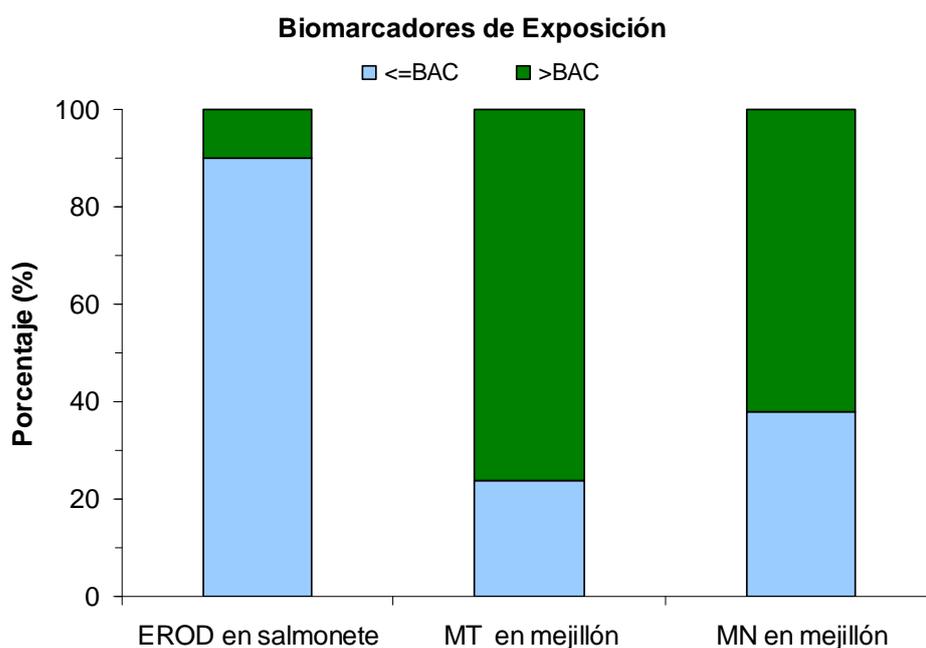


Figura 8.30. Evaluación de la respuesta de actividad EROD en salmonete de fango, y de los niveles de MT y frecuencia de micronúcleos en mejillón (expresados en porcentaje respecto al total de muestras analizadas) según los criterios de valoración propuestos de la demarcación del Estrecho y Alborán.

8.2.5.2.2. Exposición a metales en mejillones (contenido de metalotioneínas)

Los valores medios de este biomarcador se muestran en la Figura 8.31. Las concentraciones de MT en glándula digestiva de mejillones muestreados en 2006 superaron los niveles BAC en Manilva y Algeciras (río Guadarranque). Considerando las concentraciones medias de este biomarcador durante los años 2006-2008, la distribución espacial obtenida para este biomarcador es similar, superándose los niveles marcados como BAC en La Herradura y Algeciras. Los valores mas bajos se analizaron en las muestras de Fuengirola y Almuñecar.

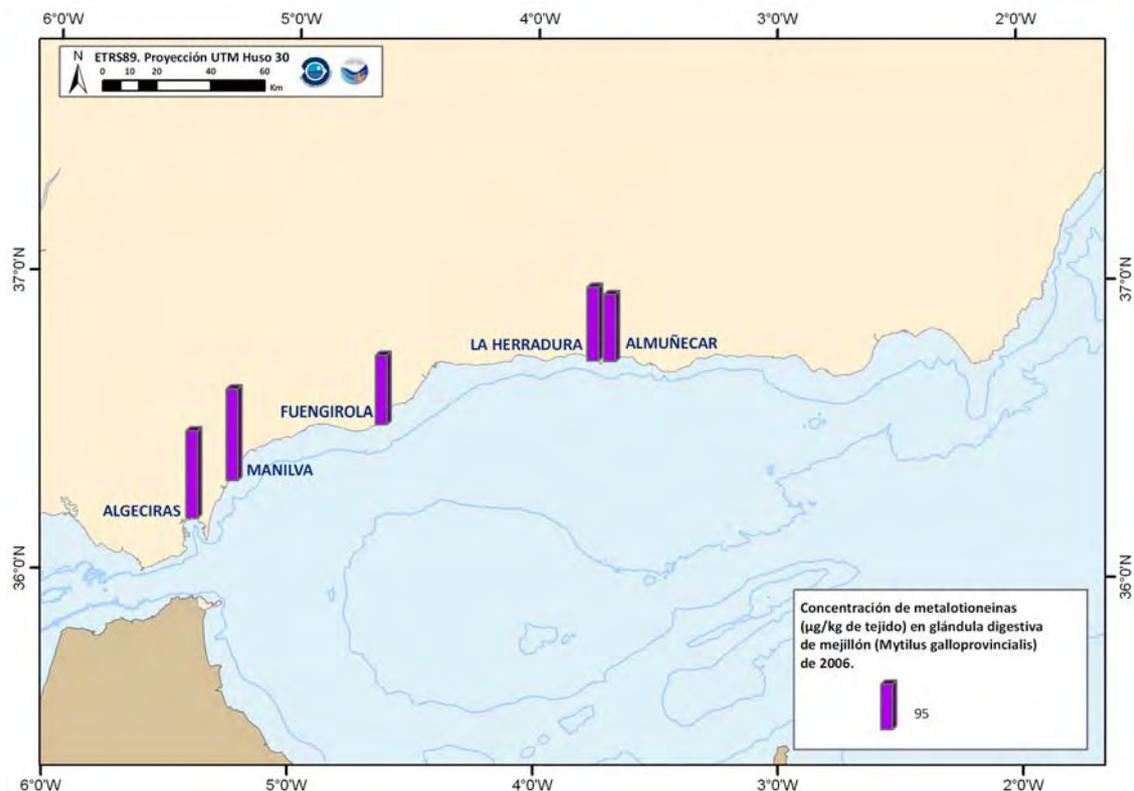


Figura 8.31. Niveles de MT en glándula digestiva de mejillones muestreados en 2006.

Aproximadamente un 74 % de los mejillones mostraron concentraciones inferiores a los niveles BAC (Figura 8.30). Sin embargo, en La Herradura, Manilva y Algeciras los niveles de MT fueron superiores al BAC en más de un 30 %, lo que parece indicar que existe una mayor biodisponibilidad de metales para los organismos de estas poblaciones de mejillón.

8.2.5.2.3. Exposición a compuestos genotóxicos en mejillones (frecuencia de micronúcleos)

Los valores medios de la frecuencia de MN observada en células branquiales de diferentes poblaciones de mejillón de la costa mediterránea española oscilaron entre 1,9 y 11,6 %. Los valores obtenidos para este biomarcador en la demarcación del Estrecho y Alborán aparecen representados en el mapa de la Figura 8.32. Los mayores niveles se contaron en las preparaciones de Algeciras, Estrecho y Manilva, donde los valores medios oscilaron entre 7,2 y 8,7 %. En general los estudios realizados sobre estrés oxidativo en estas poblaciones muestran que existe una relación entre la producción de radicales libres en la célula y la aparición de daños genotóxicos en las poblaciones de mejillón. El estrés oxidativo en los organismos marinos está



relacionado con la exposición a contaminantes como PCBs, PAHs y metales pesados, que incrementan la cantidad de radicales libres directamente o a través de intermedios originados en su proceso de detoxificación.

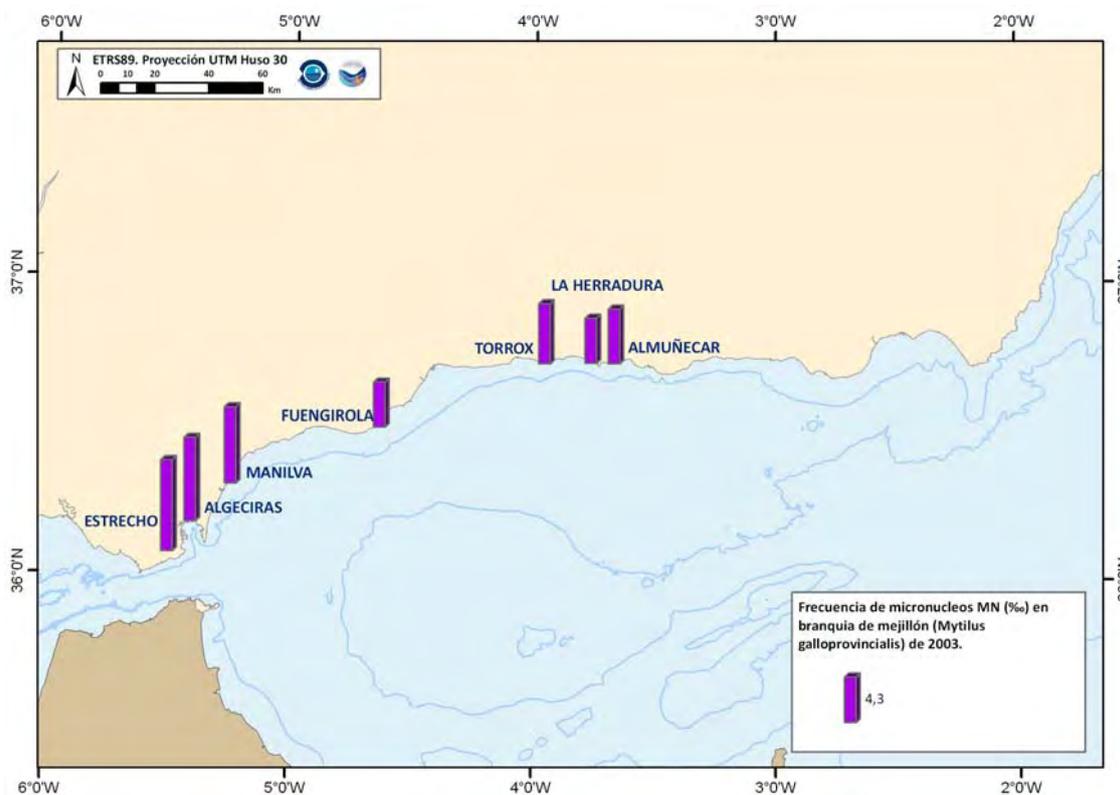


Figura 8.32. Frecuencia de micronúcleos (%) en células branquiales de mejillones muestreados en 2006.

Aproximadamente un 62 % de los mejillones de esta demarcación presentan una frecuencia de micronúcleos superior a los valores de BAC (5 ‰). Estos valores se deben fundamentalmente a los niveles de Algeciras, Estrecho y Manilva, donde el porcentaje superior al BAC supera el 80 % de los individuos (Figura 8.30).

8.2.5.3. Efectos biológicos debidos al estrés causado por contaminantes químicos

8.2.5.3.1. Efectos causados por la exposición a compuestos neurotóxicos (actividad AChE en mejillones)

Los valores medios de la actividad AChE en las branquias de mejillones de la demarcación del Estrecho y Alborán oscilaron entre 13,7 y 24,0 nmol min⁻¹ mg⁻¹. En la Figura 8.33 se muestran los niveles medios en la estaciones estudiadas en 2006:



Almuñecar, La Herradura, Fuengirola, Manilva y Algeciras. Sólo los niveles medios de la estación de La Herradura fueron inferiores a los BAC, y en ningún punto se obtuvieron valores medios de actividad AchE que mostrasen una inhibición superior a la que determinan los valores de EAC.

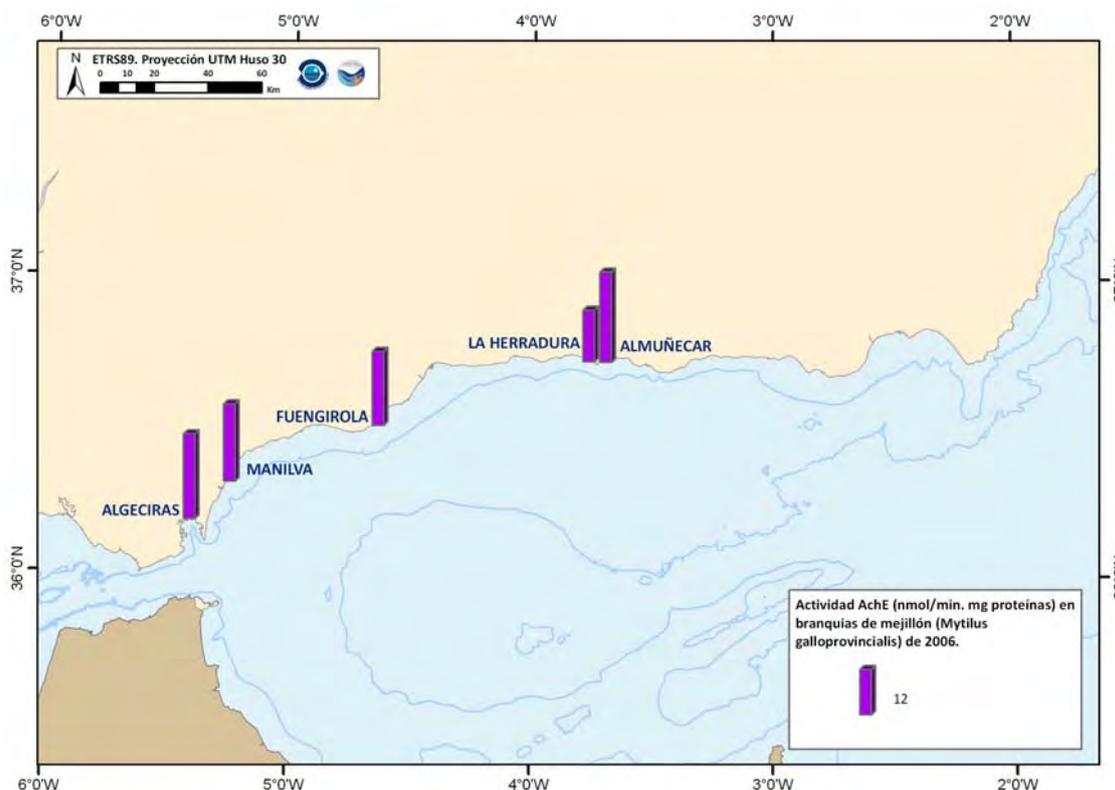


Figura 8.33. Niveles de la actividad acetilcolinesterasa en branquia de mejillones muestreados en 2006.

Los organismos de esta demarcación muestran unos niveles de AChE muy altos, en un 82 % superiores a los BAC, lo que es indicativo de una buena calidad del agua (Figura 8.34). Sólo en La Herradura un 10 % de los individuos superó los niveles de EAC.

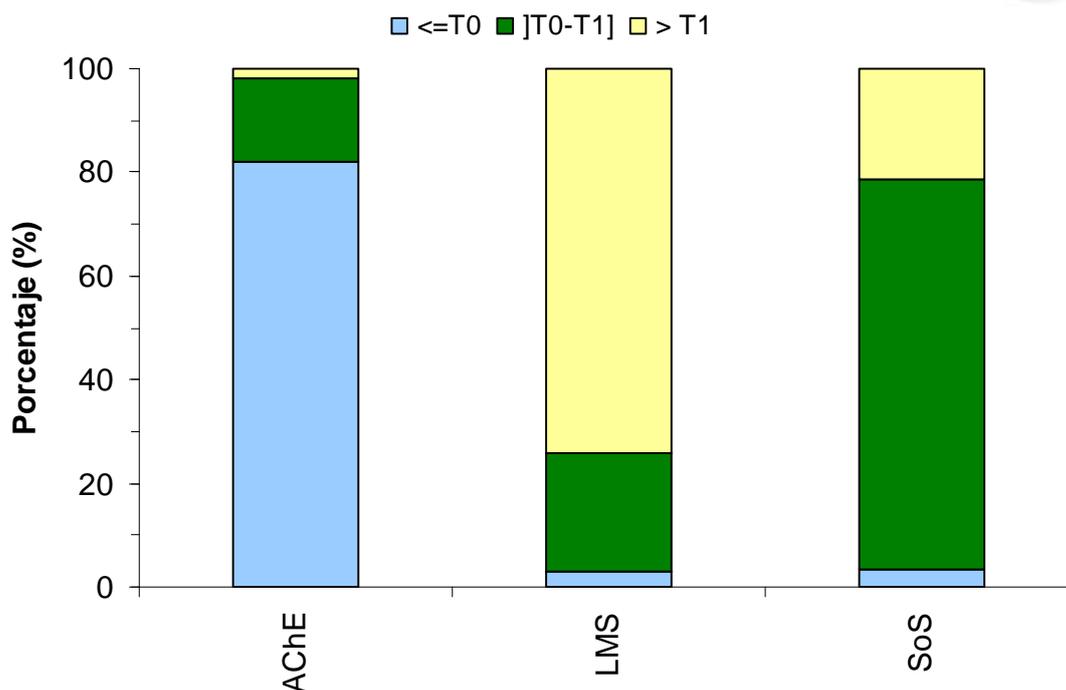


Figura 8.34. Niveles de la estabilidad de la membrana lisosomal (LMS), Stress on Stress (SoS) y actividad AChE en mejillón de la demarcación del Estrecho y Alborán (expresados en porcentaje respecto al total de muestras analizadas) según los criterios de valoración propuestos.

8.2.5.3.2. Efectos de estrés general relacionados con la calidad ambiental de las aguas (LMS y SoS en mejillones)

La información valorada está referida a 4-5 estaciones localizadas en la demarcación del Estrecho y Alborán. Se ha valorado la evolución temporal anual de los resultados obtenidos en aquellas estaciones donde hay suficientes datos ($n > 5$). Las muestras superaron el nivel T1 para la respuesta lisosomal en un 75% mientras que para la supervivencia en aire lo hace en el 20% de los casos (Figura 8.34). Teniendo en cuenta ambos biomarcadores de estrés (LMS y SoS), los resultados indican un estrés alto en la mayoría de las estaciones de estudio asociado a un estado fisiológico deteriorado en los mejillones como consecuencia de la calidad ambiental de las aguas (Figuras 8.35 y 8.36). En la estación de Manilva se ha detectado una disminución temporal significativa del buen estado fisiológico de los mejillones desde el 2002 hasta el 2008.

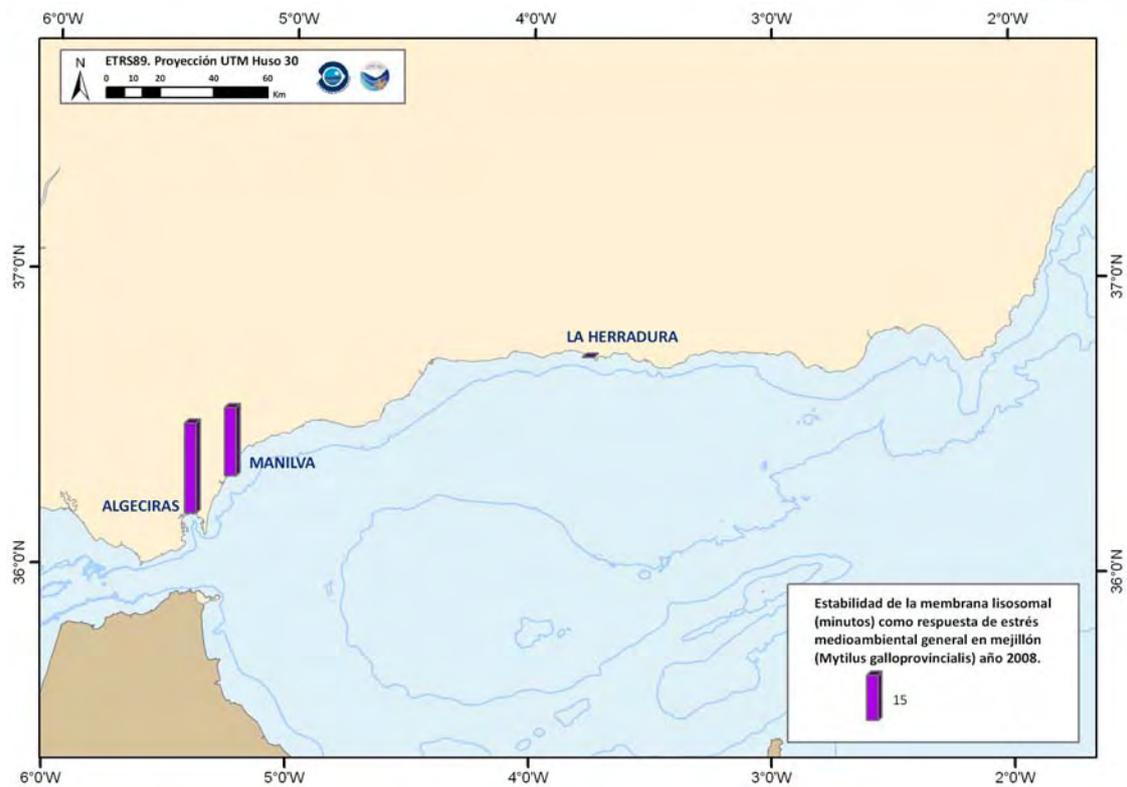


Figura 8.35. Resultados de la estabilidad de la membrana lisosomal en mejillones muestreados en 2008. Mayores tiempos de retención (minutos) indican mayor estabilidad de la membrana lisosomal, y mejores condiciones fisiológicas de los organismos.

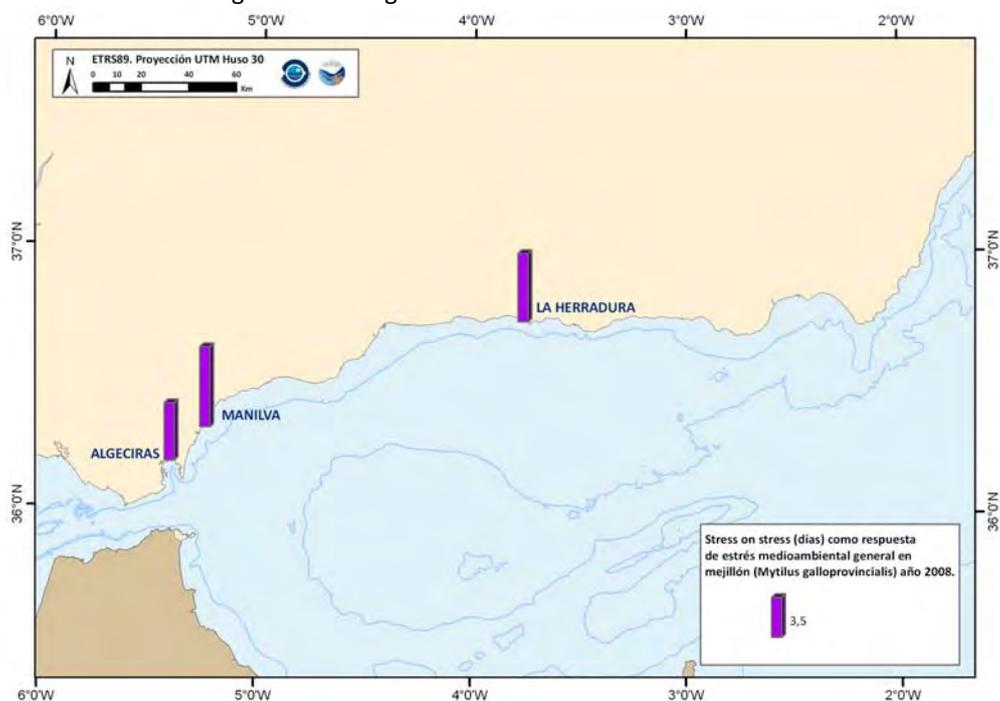


Figura 8.36. Resultados de la supervivencia en aire o respuesta Stress on Stress (SoS) en mejillones muestreados en 2008. El número de días indica la tasa de supervivencia de los mejillones en condiciones aéreas como resultados de sus condiciones fisiológicas.



8.2.5.4. Efectos endocrinos en organismos marinos

Se denominan disruptores endocrinos aquellas sustancias químicas que interfieren con el sistema endocrino de los organismos (sistema hormonal).

8.2.5.4.1. Efectos biológicos específicos por TBT: Imposex

A finales de los 90 se puso de manifiesto la alta prevalencia del efecto imposex (aparición de pene y vaso deferentes en hembras) en poblaciones de la especie de gasterópodo *Bolinus brandaris* a lo largo de la costa catalana, evidenciando la existencia de concentraciones suficientemente altas de compuestos organoestánicos (tributilestaño y trifenilestaño) en sedimentos capaces de causar la aparición de estos efectos biológicos asociados (Solé *et al.*, 1998; Morcillo y Porte, 1998). Hasta la fecha, no existen datos relativos a la prevalencia de imposex en poblaciones de gasterópodos en la demarcación del Estrecho y Alborán.

8.2.5.4.2. Efectos generales de depresión de la respuesta inmune

Los animales que se encuentran en mayor riesgo son los que ocupan niveles más altos en la red trófica, como los mamíferos marinos, pues pueden llegar a bioacumular grandes cantidades de POPs debido a los procesos de biomagnificación así como otros contaminantes con capacidad de disrupción endocrina (sistema reproductivo, inmunitario, etc).

Está bien documentado que las concentraciones totales de compuestos orgánicos persistentes en el delfín común (*Delphinus delphis*) son en general más altas en los ejemplares de las demarcación del Estrecho y Alborán que en la demarcación Noratlántica (Borrell *et al.*, 2001). Aunque se ha hipotetizado un aumento de la susceptibilidad a infecciones por morbilivirus en mamíferos marinos a causa de una depresión de sus respuestas inmunes (Aguilar y Borrell, 1994; Raga *et al.*, 2008) debida a una disrupción endocrina causada por la biomagnificación de compuestos orgánicos persistentes (POPs) en sus tejidos, el impacto causado por la alta bioacumulación de POPs en tejido adiposo sobre la salud de los delfines comunes en la demarcación marina del Estrecho y Alborán no ha sido evaluado.

8.2.6. Efectos biológicos por vertidos de petróleo

Frecuencia, **origen** (en su caso) y **extensión** de los sucesos significativos de contaminación aguda (por ejemplo, manchas de petróleo y de productos petrolíferos) y su **impacto** en la biota **físicamente** afectada por ellos (8.2.2).



Independientemente de los efectos físicos, los efectos biológicos que experimenta el medio marino por la contaminación de derivados de hidrocarburos repercuten negativamente sobre la supervivencia del fitoplancton y de la flora bentónica. Respecto a la fauna, las mareas negras pueden provocar verdaderas catástrofes a especies sedentarias y/o migradoras de un entorno afectado. Aparte de las aves marinas, el crudo afecta a tortugas, cetáceos, focas, crustáceos, gasterópodos, cefalópodos, y especies piscícolas.

En la demarcación del Estrecho y Alborán se han registrado 15 accidentes de buques con incidentes contaminantes entre el año 2000 y el 2008, de los que 4 correspondieron a buques mercantes. La intensa actividad del puerto de Algeciras, uno de los más importantes de Europa hace que se concentren en su entorno la mayor parte de los accidentes de buques de esta demarcación. El mayor vertido derivado de accidentes de buques en los últimos años en esta demarcación se debe al granelero *New Flame*, con 27.000 toneladas vertidas en la bahía de Algeciras en diciembre de 2007. Este buque varó en aguas de Gibraltar y fue liberando combustible hasta su hundimiento, afectando a las costas del interior de la bahía de Algeciras (La Concha, El Rinconcillo y Getares), de las que se retiraron varias toneladas de hidrocarburos. Además el intenso tráfico marítimo en esta zona, la actividad asociada a la refinería de Algeciras produce también de forma eventual pequeñas fugas o accidentes, que liberan petróleo o sus derivados y afectan al entorno, llegando incluso a las playas próximas (p.ej.: 24 de agosto 2008 o el 24 de mayo de 2010). De hecho, se ha observado durante los pasados años un rango de respuestas alto en distintos biomarcadores de estrés oxidativo y general (LMS, SoS, AChE) en mejillones de la bahía de Algeciras, donde vertidos accidentales de pequeña y moderada escala son frecuentes. Sin embargo en la mayor parte de los casos no se dispone de una evaluación pormenorizada de sus efectos en el medio marino, aunque fuentes no oficiales (organizaciones ecologistas) han citado mortalidades significativas de crustáceos tras uno de estos accidentes (mayo 2008).

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

Una de las cuestiones prioritarias en el ámbito mediterráneo es la necesidad de evaluar los datos disponibles y establecer unos niveles basales y los criterios de calidad específicos. Básicamente se han aplicado los valores propuestos para el ámbito de



aplicación del Convenio OSPAR y aceptados por MEDPOL, pero es necesario reevaluar especialmente los niveles basales a nivel regional para identificar las áreas con impacto antropogénico. Esto es especialmente relevante para los metales traza, ya que la composición de la matriz sedimentaria es diferente en cada área de estudio y probablemente habría que establecer unos niveles para cada una de las subregiones en que se divide el mar Mediterráneo. Por ello, cuando se ha dispuesto de datos suficientes de una determinada matriz y contaminante, se han propuesto niveles basales específicos para la costa mediterránea española, a falta de que se establezcan valores regionales.

Es importante enfatizar que en esta demarcación se dispone de una información limitada, centrada fundamentalmente en la franja costera, y por tanto, para tener una visión global de la totalidad del ámbito de aplicación de la Directiva de Estrategia Marina, sería necesario incluir en la evaluación las zonas de mar abierto y de aguas más profundas. De hecho, estas zonas suponen la mayor parte de la superficie de la demarcación a evaluar, por lo que no sería adecuado extrapolar las conclusiones obtenidas en la franja costera a toda la demarcación.

Debido a que el mar es el receptor último de buena parte de los contaminantes y que sólo se está evaluando una parte de ellos, es necesario ampliar los programas regionales de vigilancia ambiental con aquellos grupos de contaminantes que, por su persistencia o efectos, pudieran tener un mayor impacto en el medio. En concreto, inicialmente, se podrían incluir alguno de los grupos de contaminantes considerados en la Directiva Marco de Agua, u otros que pudieran ser relevantes en el ámbito marino. En este sentido en el área mediterránea española, está pendiente de evaluarse la presencia y efectos de los difenil ésteres policromados (PBDE) en las tres matrices ambientales (seguimiento que ya se ha iniciado en el ámbito atlántico), así como de otros compuestos cuyo nivel de impacto en el medio marino se desconoce, como ocurre con algunas triazinas o el clorpirifós (biota y sedimento). En cualquier caso, para que puedan ser contemplados en la evaluación no basta con disponer de datos representativos sino que además es necesario contar con criterios de referencia adecuados. Por ello, sería necesario establecer a nivel regional estos criterios para un mayor número de contaminantes y efectos, que permitan tener una visión más completa de la situación en la demarcación con relación a la contaminación.

El seguimiento realizado por el IEO con mejillones cubre la mayor parte de los contaminantes y de las respuestas biológicas recomendadas por los grupos de expertos (ICES/MED POL). Sin embargo, además de desincorporar al programa de seguimiento nuevos grupos de contaminantes, tales como los PBDE, sería interesante incluir biomarcadores de nivel tisular (histopatología y gametogénesis). En este mismo



sentido, en el seguimiento realizado con sedimentos, sería recomendable incluir índices de biodiversidad bentónica asociados a los fondos de fango en donde se estudia la contaminación marina, así como la realización rutinaria de bioensayos con elutriados de sedimentos.

Aunque el seguimiento realizado por el IEO con salmonete de fango cubre una parte de los contaminantes y de las respuestas biológicas recomendadas por los grupos de expertos (ICES/MED POL), será necesario incluir dentro del programa de seguimiento los PBDE, y evaluar la inclusión de otras variables relevantes, como los metabolitos de PAHs en bilis (biomarcador de exposición a hidrocarburos) y los biomarcadores de disrupción endocrina (p.e. vitelogenina o ER-luc). En este mismo sentido habría que evaluar la idoneidad de otros indicadores de efectos a nivel tisular (histopatología hepática, presencia o ausencia de macroneoplasmas en hígado, presencia o ausencia de intersex) y a nivel de organismo (p.e. presencia o ausencia de enfermedades visibles), para su uso en los programas de seguimiento. El análisis de los metabolitos de PAHs en bilis podría sustituir al análisis de PAHs que, actualmente se realiza en músculo, ya que se ha comprobado que no es un indicador adecuado para medir la contaminación de PAHs, dada la capacidad que tienen los peces para metabolizar estos compuestos.

De forma complementaria, sería recomendable fomentar la investigación sobre otros grupos de contaminantes emergentes, como nuevos pesticidas no regulados, los fármacos o los productos de higiene y cuidado personal, etc., con el objetivo de identificar aquéllos que por ser potencialmente nocivos para el medio marino, requieran programas específicos de seguimiento. El rediseño del programa de seguimiento se deberá realizar de forma coordinada, a nivel nacional y regional, para armonizar, en lo posible, la estrategia aplicada en las diferentes demarcaciones de los mares de España. Lo más conveniente sería establecer un programa nacional de seguimiento de la contaminación y de sus efectos biológicos, que permitiera una evaluación homogénea de las diferentes demarcaciones utilizando los mismos indicadores.

Actualmente, en el Programa de seguimiento MED POL que realiza el IEO y que está basado en el uso de salmonete de fango y sedimentos, se han estudiado más zonas impactadas que de referencia, por lo que existe un desbalance en la información utilizada en la evaluación de este descriptor, al tener más peso los resultados obtenidos en las zonas de estudio impactadas. Por ello, es necesario contar con más zonas de referencia que puedan utilizarse en la evaluación del buen estado ambiental.

Atendiendo a las recomendaciones del grupo de expertos del estudio de los efectos biológicos de la contaminación marina (WGBEC) y el grupo de expertos del estudio



integrado de la contaminación marina (SGIMC), los programas de seguimiento integrado debieran incluir como mínimo diferentes compartimentos del ecosistema para el estudio de las concentraciones de contaminantes y de las respuestas biológicas asociadas (SGIMC, 2011). Los actuales programas de seguimiento desarrollados por la Comunidad Autónoma de Andalucía y el IEO en la Demarcación del Estrecho y Alborán cubren los compartimentos de agua, sedimento, peces y bivalvos, así como ciertos componentes dentro de cada compartimento (concentraciones de contaminantes en agua, sedimento y biota, características del sedimento, respuestas biológicas en peces y bivalvos). En relación a ciertos componentes, tales como los bioensayos con agua y sedimentos o el estudio de las concentraciones de contaminantes y prevalencia de efectos biológicos (p.e. TBT/imposex) en gasterópodos, existen estudios puntuales y no se disponen de datos de seguimiento estandarizados.

En el caso del seguimiento químico de las aguas costeras realizados por las CCAA sería conveniente la inclusión de bioensayos de embriotoxicidad. Por último, es necesario resaltar la escasa información relacionada con los efectos derivados de los eventos de contaminación aguda (vertidos accidentales de petróleo, etc.), siendo difícil evaluar su incidencia en el medio.

Estas propuestas y otras mejoras deben realizarse dentro de un marco de colaboración, coordinación y consenso entre los distintos organismos que los desarrollan tanto a nivel regional (Comunidades Autónomas), nacional como internacional, especialmente con los países del entorno a través de convenios y programas de seguimiento internacionales.

8.2.8. Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.

Este descriptor usa dos metodologías o enfoques complementarios para evaluar la capacidad de los contaminantes químicos de afectar a la calidad ambiental definida por sus efectos tóxicos sobre los organismos marinos; a través de los niveles de contaminantes en diferentes matrices, o bien a través de medidas de carácter biológico o biomarcadores. Éstos últimos se obtienen directamente en organismos recogidos del medio e indican la existencia de concentraciones de contaminantes químicos que son capaces de causar daños a los organismos y los ecosistemas. En el primer enfoque se ha evaluado la significación ecotoxicológica de los principales contaminantes del medio marino, de gran persistencia, como son los PCBs, los metales o los PAHs. La segunda, sin embargo, incluye los efectos de un mayor número de



contaminantes y tiene como valor añadido la integración de la respuesta en los organismos ante la presencia medioambiental de contaminantes y sus mezclas, algunos de ellos emergentes, para los que aún no existen criterios de valoración ambiental. Ambas vías o criterios definidos en la Directiva de la Estrategia Marina deben de ser integradas con el objeto de definir el estado de la demarcación del Estrecho y Alborán.

En el caso de las concentraciones de contaminantes químicos se han integrado los datos de concentración obtenidos en todas las matrices por familias de contaminantes, definidas atendiendo a su naturaleza y sus fuentes. De esta forma se puede obtener una visión global de los problemas, origen y causas, que pueden estar afectando a la calidad del medio marino. En general, cada una de las matrices aporta información complementaria. La acumulación de contaminantes en mejillón ofrece información sobre la calidad química de las aguas costeras, próximas a las fuentes de contaminación terrestre, sean puntuales o difusas. Por el contrario, la matriz sedimentaria aporta información de la presencia y acumulación de los contaminantes en la plataforma media, actuando también como fuente de contaminantes para el medio, y, por último, el salmonete de fango proporciona evidencias de la biodisponibilidad de los contaminantes en peces demersales a través del alimento o del medio con el vive en contacto. La integración de los datos obtenidos para cada familia de contaminantes resulta, por tanto, indicadora de la situación global para cada familia de contaminantes.

Los biomarcadores utilizados para realizar esta valoración inicial corresponden a diferentes niveles de organización biológica (bioquímicos, celular o fisiológico). Algunos de ellos ofrecen respuestas específicas para determinados grupos de contaminantes, mientras que otros abarcan un gran espectro. Las respuestas biológicas medidas en mejillón reflejan los efectos biológicos asociados a la biodisponibilidad de contaminantes presentes en aguas costeras. Las respuestas biológicas determinadas en salmonete de fango proporcionan asimismo información de la exposición a contaminantes y sus efectos deletéreos. De esta forma se ha resumido la información de la demarcación del Estrecho y Alborán en la Figura 8.37 que muestra los resultados de la valoración de todas las variables de contaminación y efectos biológicos considerados, integrando en un solo valor las distintas matrices en las que se ha medido un determinado contaminante (metal, organoclorado o PAHs). En esta integración se ha tenido en cuenta la menor representatividad de los datos disponibles en sedimento y salmonete, y se les ha atribuido un peso menor que al mejillón. Como se puede observar, en la totalidad de la franja costera de esta demarcación los niveles de cadmio, pesticidas organoclorados y PAHs no constituyen



un riesgo para el entorno, y no se espera que las actuales concentraciones existentes ocasionen, por sí solas, efectos sobre los organismos que allí habitan. Para el resto de contaminantes evaluados, en mayor o menor medida, sus concentraciones pueden producir efectos adversos en los organismos del ecosistema. Así, los niveles superan los valores de calidad ambiental en el 0,8 % para el plomo, 7,8 % para el mercurio y 7,6 % para los PCBs.

Con respecto a los indicadores de efecto, la actividad EROD indica que en el 10 % de los salmonetes presentan niveles biológicamente activos de compuestos de estructura plana que la inducen por encima de los niveles basales. En el caso de las metalotioneínas, existe un alto porcentaje (76,3 %) de organismos con niveles de este biomarcador por encima de los niveles basales (BAC), debido probablemente a una mayor biodisponibilidad de metales, lo que puede estar relacionado con los niveles de mercurio y cadmio que superan los valores BAC en esta demarcación. Los niveles de micronúcleos también son indicativos de la exposición a sustancias con actividad genotóxica en algunos de las zonas estudiadas. En el resto de biomarcadores sí se han identificado casos con efectos potenciales en el ecosistema, como ocurre para el 21,2 % de los de supervivencia en aire (SoS), el 2 % de las muestras de acetilcolinesterasa y el 74,1 % de las de estabilidad de la membrana lisosomal. Por tanto, una parte significativa del ecosistema no presenta un estado aceptable, y la presencia de efectos adversos puede estar teniendo lugar. Al detectarse para algunos biomarcadores niveles de respuesta muy superiores a los basales, se constata que debe haber otras sustancias o elementos que están ocasionando estas alteraciones de las respuestas biológicas, y por tanto confirma la necesidad de ampliar el conjunto de contaminantes a evaluar y de las respuestas biológicas que permitan integrar los diferentes modos de acción de los contaminantes.

Por otro lado, se puede decir que, en general, ninguna respuesta biológica observada en organismos muestreados en el campo puede ser inequívocamente asociada a la contaminación química, dado que las respuestas biológicas siempre se ven influenciadas por otros factores ambientales estresantes (salinidad, temperatura, infecciones, etc.). Por esta razón, se han elaborado protocolos de muestreo (ICES, 2011) donde se intenta minimizar el efecto de estos factores "no químicos" en las respuestas observadas. Ejemplos de estandarización son la selección de la época de muestreo, el sexo de los organismos, la talla, etc. Sin embargo, otros factores no están al alcance de ser controlados o determinados *a priori*, como la temperatura del agua o el estado nutricional de los organismos en el momento del muestreo, la presencia o ausencia de parásitos en los organismos. Los biomarcadores de la estabilidad de la membrana lisosomal (WKLYS, ICES 2010b) o el biomarcador de *Stress on Stress*,



aunque ofrecen información precisa del estado de estrés general del organismo, no pueden ser asociados directamente con la contaminación química, al verse influenciados por factores como los mencionados anteriormente. Según las conclusiones obtenidas por el WKLYS (ICES, 2010b), existen todavía aspectos fundamentales que deben ser discutidos/revisados acerca del procedimiento operacional así como de los actuales criterios de valoración establecidos para el biomarcador de la LMS. Los resultados disponibles de las respuestas biológicas de LMS y SoS en mejillones muestreados en la demarcación del Estrecho y Alborán, ofrecen una información valiosa como señal de alarma temprana en relación al alto estrés observado en la mayoría de las poblaciones naturales de mejillones de la demarcación, y motivan un estudio más en profundidad de las causas subyacentes en las respuestas observadas. La ausencia de datos biológicos de efecto en otros organismos distintos al mejillón, junto con el carácter “general” de las respuestas de estrés asociado a las condiciones medioambientales obtenidas en mejillón (LMS y SoS), justifican que en esta primera evaluación inicial no se haya adoptado el último paso de la integración para la valoración general del estado del descriptor.

Alcanzar un nivel máximo de integración en esta evaluación inicial, tal y como propone el SGIMC (2011), mediante la integración de variables de distinta naturaleza (contaminación, respuestas de exposición o respuestas de efecto), independientemente del volumen de información disponible, podría desvirtuar el origen o causa responsable de que no se alcance el buen estado ambiental. Por ello, únicamente se ha realizado una integración de los resultados a niveles inferiores de agrupación, realizando un diagnóstico de la demarcación sin que los indicadores usados pierdan su identidad.

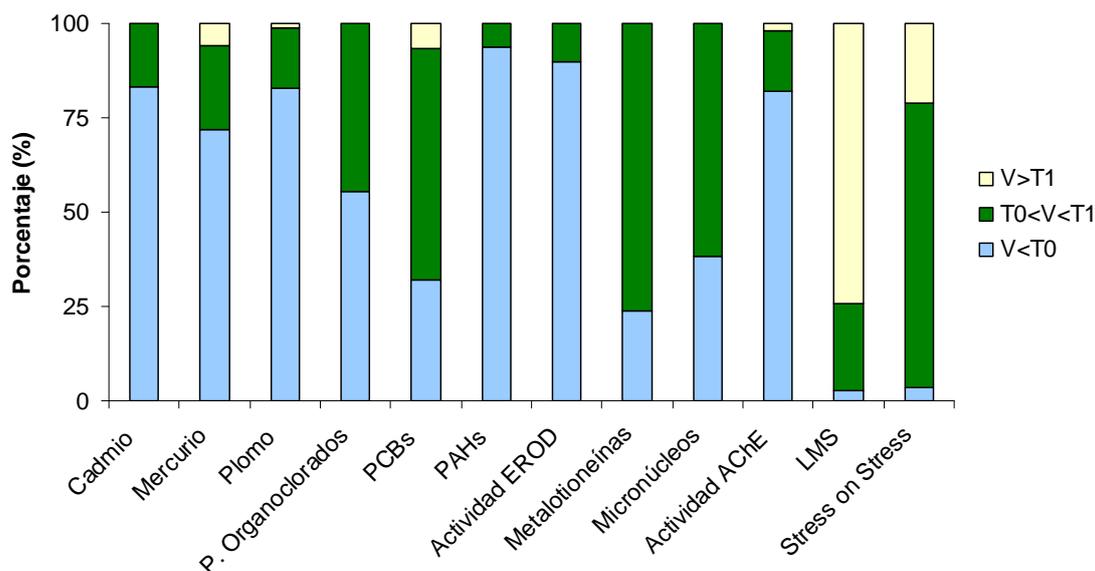


Figura 8.37. Valoración de los datos de contaminantes (valores integrados de las matrices evaluadas) y efectos biológicos disponibles de la franja costera de la demarcación del Estrecho y Alborán según los criterios de evaluación propuestos.

Por último, se han integrado todos los indicadores en tres bloques para la demarcación, el primero incluye a todos los contaminantes, el segundo los biomarcadores de exposición y el tercero los biomarcadores de efecto (Figura 8.37). En todos los casos entre un 32 y un 72 % de las muestras el estado del ecosistema es muy bueno, ya que han presentado valores inferiores a los niveles basales de referencia. Los niveles de contaminantes y los biomarcadores de efecto indican que para un 25,8 y 34,3 % de los casos, respectivamente, hay poco riesgo para el medio marino y las especies que allí habitan, y por tanto, el estado es aceptable, aunque indican cierto grado de alteración. En el caso de los biomarcadores de exposición en un 20,9 % se superan los niveles BAC, por lo que existe una exposición a niveles de contaminantes biológicamente activos, capaces de inducir una respuesta en los organismos expuestos y donde el estado del ecosistema podría dejar de ser aceptable de persistir los niveles de contaminantes.

Sin embargo, se constata también que el 1,9 % de las muestras consideradas de la demarcación del Estrecho y Alborán no cumplen para alguno de los indicadores de contaminación seleccionados, según los criterios aplicados. La proporción que supera los niveles de riesgo aumenta hasta el 33,5% para los indicadores de efecto, como consecuencia fundamentalmente de la contribución estabilidad de la membrana lisosomal, mostrando que la presión e impacto antropogénico que está recibiendo esta demarcación está afectando significativamente a los organismos costeros.

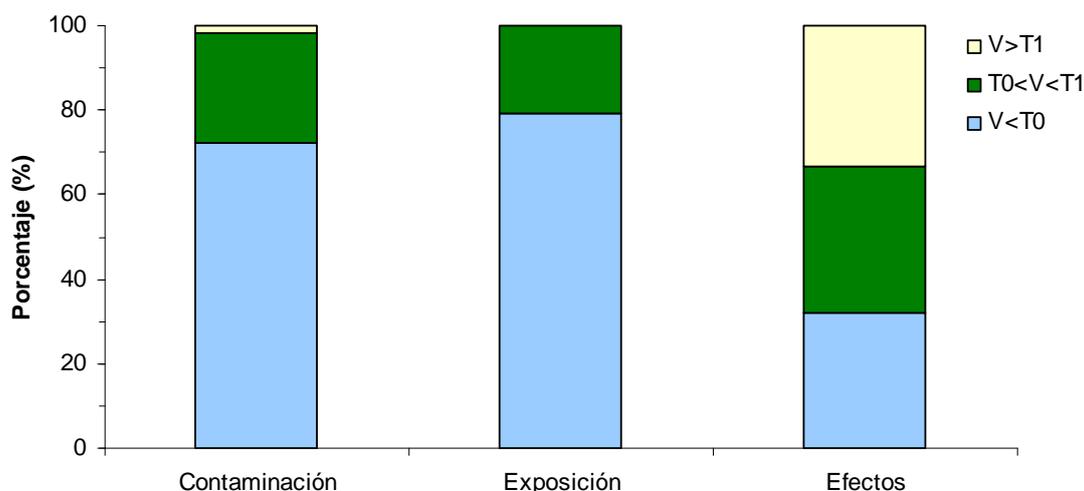


Figura 8.38. Valoración integrada de los indicadores de contaminación, exposición y efectos de la demarcación del Estrecho y Alborán según los criterios de evaluación propuestos.

Sin embargo es necesario incidir de nuevo en que esta evaluación se ha realizado con los datos adecuados disponibles, que caracterizan fundamentalmente áreas costeras y preferentemente próximas a áreas impactadas. Esto es importante tenerlo en cuenta, ya que aunque se trata de las zonas de mayor interés ecológico, son también las sometidas a mayores presiones y no representan, por tanto, al conjunto de esta demarcación. Por ello en futuras evaluaciones sería necesario completar la información disponible, especialmente zonas de océano abierto y de aguas más profundas, tal y como se apuntó ya en el apartado 8.2.7. Además en esta demarcación la evaluación se ha realizado con una información especialmente limitada, basada fundamentalmente en el mejillón (red amplia y representativa) y en dos áreas de estudio para salmonete y sedimento (Almería y Málaga). Aunque estas dos zonas corresponden a las áreas de influencia de los dos principales núcleos urbanos, falta completarla con datos tanto de zonas de referencia como de la bahía de Algeciras, que es el principal puerto de esta demarcación y cuenta con un área industrial de primer orden. Este punto ha sido ya tenido en cuenta en el actual programa de seguimiento nacional.



8.3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

El buen estado ambiental que se propone para este descriptor corresponde con los criterios internacionales de calidad ambiental, bien derivados de la legislación vigente o de los propuestos a nivel regional por los convenios internacionales. Por tanto, el buen estado ambiental de un ecosistema marino para el descriptor 8 se alcanzará si no supera estos valores de referencia en una amplia mayoría de los casos. Por tanto, un área presenta un BEA si no supera los niveles establecidos hasta un determinado valor umbral, y si las tendencias temporales son decrecientes o permanecen estables con concentraciones próximas a los niveles basales de la demarcación.

Se sugiere el establecimiento de un valor umbral para la proporción de casos que deberían estar por debajo del T_1 , que permita establecer si se alcanza o no el BEA para una demarcación. Teniendo en cuenta que es la primera vez que se realiza este tipo de integración con valores de distinta naturaleza, químicos y biológicos, se propone utilizar un valor umbral inicial del 95% casos sin riesgo ($< T_1$). Este valor deberá ser revisado, discutido y consensuado con posterioridad, para establecer un mismo criterio a nivel europeo o regional.

Considerando el límite o umbral propuesto para el bloque integrado de contaminación (Figura 8.38) se constata que la demarcación del Estrecho y Alborán alcanzaría el buen estado ambiental, ya que sólo un 1,9% de los valores se encuentran por encima del nivel de referencia (T_1). En cuanto al bloque de los indicadores de efecto debidos al estrés, un 33,5% de los valores por encima del nivel de referencia, muestra que en esta demarcación no se alcanza el BEA propuesto (Figura 8.38). Por último, los indicadores de exposición indican un estado ambiental aceptable para todos los casos, dado que hasta el momento no se han definido valores de riesgo para ellos.

Los resultados presentados en este documento no corresponden a la demarcación del Estrecho y Alborán en su conjunto, sino a su franja costera, que alberga las áreas más vulnerables, expuestas a los principales focos de contaminación. Por tanto, como se ha indicado en el apartado anterior, es necesario ampliar la cobertura espacial de los datos de sedimento y salmonete disponibles. Además la disponibilidad de indicadores de efecto y exposición es limitada, por lo que sería deseable complementarlos en un futuro con otros indicadores que estén aceptados también internacionalmente.



Con respecto a las tendencias temporales observadas en mejillón, en la mayoría de los casos son no significativas o decrecientes, como ocurre para varios metales, y por tanto, indican en estos casos un mantenimiento o mejora gradual de la calidad del agua en esta demarcación. Sin embargo en varios puntos se han detectado tendencias crecientes significativas para contaminantes organoclorados y metales, concretamente para el CB153 en Fuengirola y Manilva, el Σ 7CBs en Fuengirola y Estrecho, Cd en Fuengirola y Pb en Estrecho. En la mayoría de estos casos, aunque no se han alcanzado niveles de riesgo, será necesario observar su evolución en los próximos años. La información de tendencias temporales se irá completando en los próximos años, ya que se contará con series de datos para otras matrices y variables, que permitirán conocer mejor la evolución del estado del ecosistema en esta demarcación.

Como solo se dispone de criterios de calidad ambiental para un número reducido de analitos, es necesario consensuar y ampliar a nivel regional e internacional valores de referencia para aquellos analitos que pueden suponer un mayor riesgo para el medio, bien sea por su toxicidad aguda o crónica en los organismos más sensibles del ecosistema. Por tanto, además de establecer niveles basales específicos a nivel regional, habrá que incluir en los programas regionales de seguimiento nuevos contaminantes por su potencial impacto en el medio marino como consecuencia de su toxicidad aguda o crónica y/o parámetros biológicos para su evaluación. En un futuro se podrían ampliar los márgenes de seguridad a nivel regional, o bien establecer unos niveles de referencia más ambiciosos, con el objetivo de minimizar los riesgos para el medio marino.



8.4. ANEXOS

Anexo I. Glosario de términos y acrónimos

Lista de nombres de especies por orden alfabético

Español	Nombre científico
Mejillón	<i>Mytilus galloprovincialis</i>
Salmonete de fango	<i>Mullus barbatus</i>

Lista de abreviaturas

Bap	Benzo[a]pireno
BbF	Benzo[b]fluoranteno
BghiPe	Benzo[g,h,i]perileno
BkF	Benzo[k]fluoranteno
Cd	Cadmio
Cu	Cobre
CVRB	Criterios de Valoración de las Respuestas Biológicas
EACs	Criterios de Valoración Ambientales propuestos por OSPAR (<i>Environmental Assessment Criteria</i>)
ICES	Consejo Internacional para la Exploración del Mar
IEO	Instituto Español de Oceanografía
InP	Indeno[1,2,3-cd]pireno
JRC	Joint Research centre
LMS	Estabilidad de la membrana lisosomal
MED POL	Programa de Vigilancia de la Contaminación Marina en el Mar Mediterráneo
Hg	Mercurio
PAHs	Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos
PBDEs	Difenil éteres polibromados
PCDDs	Policlorados dibenzo-p-dioxinas
PCDFs	Policlorados dibenzo-p-furanos
PHAHs	Hidrocarburos aromáticos polihalogenados
PCBs	Bifenilos policlorados
SGIMC	Grupo de Trabajo ICES/OSPAR de los Efectos Biológicos de la Contaminación Marina
SoS	Stress on Stress
WGBEC	Grupo de Expertos de ICES de los Efectos Biológicos de la Contaminación Marina
TBT	Tributilestaño
Zn	Zinc



Anexo II. Referencias

- Adelman, D.; Hinga, K.R.; Pilson, M.E.Q.; 1990. Biogeochemistry of butyltins in an enclosed marine ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, 24: 1027-1032.
- Aguilar, A.; Borrell, A.; 1994. Abnormally high polychlorinated biphenyl levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic.
- Amiard, C.; Amiard-Triquet, C.; Barka, S.; Pellerin, J.; Rainbow, P.S.; 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 76 (2):160-202.
- Angelidis, M.O.; Radakovitch, O.; Veron, A.; Aloupi, M.; Heussner, S.; Price B.; 2011. Anthropogenic metal contamination and sapropel imprints in deep Mediterranean sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1041–1052.
- Benedicto, J.; Andral, B.; Martínez-Gómez, C.; Guitart, C.; Deudero, S.; Cento, A.; Scarpato, A.; Caixach, J.; Benbrahim, S.; Chouba, L.; Boulahdidi, M.; Galgani, F.; 2011. A large scale survey of trace metal levels in coastal waters of the Western Mediterranean basin using caged mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Journal of Environmental Monitoring*, 13: 1495-1505.
- Borrel, A.; Cantos, G.; Postor, T.; Aguilar, A.; 2001. Organochlorine compounds in common dolphins (*Delphinus delphis*) from the Atlantic and Mediterranean waters of Spain. *Environmental Pollution*, 114 (2): 265-274.
- Caixach, J.; Calvo, M.; Bartolomé, A.; Palacios, O.; Guerra, M.; Abad, E.; Rivera, J.; 2007. Analysis of PBDEs, DL-PCBs and PCCD/Fs in caged mussels in the Western Mediterranean sea. Mytilos Project. 2007. *Organohalogen Compounds*, 69, 243-46.
- Campillo, J.A.; Franco, M.; Martínez, F.; Benedicto, J.; 2004. Comparison of organic contaminant levels in mussels *Mytilus galloprovincialis* from the mediterranean coast of Spain collected in 1993 and 2001. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 37.
- Campillo, J.A.; Martínez-Gómez, C.; Fernández, B.; Benedicto, J.; Valdés, N. J.; 2007. Biological effects of contaminants in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Iberian Mediterranean coast. 101-115. En UNEP/MAP/MED POL: MED POL Biological Effects Monitoring Programme: Achievements and Future Orientations: Proceedings of the Workshop, Alessandria, Italy, 20 - 21 December 2006. MAP Technical Report Series No. 166. UNEP/MAP:Athens, 2007.



- Díez, S.; Ábalos, M.; Bayona, J.M.; 2002. Organotin contamination in sediments from the Western Mediterranean enclosures following 10 years of TBT regulation. *Water Research*, 36, 905-918.
- Elbaz-Poulichet, F.; Braungardt, Ch.; Achterberg, E.; Morley, N-H.; Cossa, D.; Beckers, J.M.; Nomérange, P.h.; Cruzado, A.; Le Blanc, M.; 2001. Metal Biogemistry in the Tinto-Odiel rivers (Southern Spain) and in the Gulf of Cadiz: a synthesis of the results of TOROS project. *Continental Shelf Research*, 21(18-19): 1961-1973.
- Eljarrat, E.; De la Cal, A.; Larrazabal, D.; Fabrellas, B.; Rodríguez Fernández-Alba, A.; Borull, F.; Marce, R.M.; Barcelo, D.; 2005. Occurrence of polybrominated diphenylethers, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in coastal sediments from Spain. *Environmental Pollution*, 136: 493-501.
- Fernández, B.; Campillo, J.A.; Martínez-Gómez, C.; Benedicto, J.; 2011. Micronuclei and other nuclear abnormalities in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) as biomarkers of cyto-genotoxic pollution in Mediterranean waters. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 52: 479-491.
- Galgani, F.; Martínez-Gómez, C.; Giovanardi, F.; Romanelli, G.; Caixap, J.; Cento, A.; Scarpato, A.; BenBrahim, S.; Messaoudi, S.; Deudero, S.; Boulahdid, M.; Benedicto, J.; Andral, B.; 2010. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Western basin of the Mediterranean Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172(1-4): 301-017.
- Galgani, F.; Martínez-Gómez, C.; Giovanardi, F.; Romanelli, G.; Caixach, J.; Cento, A.; Scarpato, A.; BenBrahim, S.; Messaoudi, S.; Deudero, S.; Boulahdid, M.; Benedicto, J.; Andral, B.; 2011. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Western basin of the Mediterranean Sea. *Environ. Monitor. Assess.*, 172, 301-317.
- Gómez, M.J.; Martínez-Bueno, M.J.; Lacorte, S.; Fernández-Alba, A.R.; Agüera, A.; 2007. Pilot survey monitoring pharmaceuticals and related compounds in a sewage treatment plant located on the Mediterranean coast. *Chemosphere*, 66, 993-1002.
- Gomez-Gutiérrez, A.; Garnacho, E.; Bayona, J.M.; Albaigés, J.; 2007. Screening ecological risk assessment of persistent organic pollutants in Mediterranean sea sediments. *Environment International*, 33, 867-876.
- Guitart, C.; García-Flor, N.; Dachs, J.; Bayona, J.M.; Albaigés, J.; 2004. Evaluation of sampling devices for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface microlayer coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 961-968.



- Heddle, J.A.; Cimino, M.J.; Hayashi, M.; Romagna, F.; Shelby, M.D.; Tucker, J.D.; Vanparys, Ph.; MacGregor, J.T.; 1991. Micronuclei as an index of cytogenetic damage: past, present and future. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 18:277-91.
- Hollander, M.; Wolf, D.; 1999. *Non-parametric Statistical Methods*. John Wiley and Sons, Inc. New York.
- ICES. 1996. Report of the Working Group on Statistical Aspects of Environmental Monitoring.
- ICES. 2010. Report of the Joint ICES/OSPAR Study Group on Integrated Monitoring of Contaminants and Biological Effects (SGIMC), 25–29 January, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2010/ACOM:30. 211 pp.
- ICES. 2010b. Report of the ICES\OSPAR Workshop on Lysosomal Stability Data Quality and Interpretation (WKLYS), 13–17 September 2010, Alessandria, Italy. ICES CM 2010/ACOM:61. 57 pp.
- ICES. 2011. Report of the Study Group on Integrated Monitoring of Contaminants and Biological Effects (SGIMC), 14–18 March 2011, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2011/ACOM: 30. 265 pp.
- Law, R.; Hanke, G.; Angelidis, M.; Batty, J.; Bignert, A.; Dachs, J.; Davies, I.; Denga, A.; Duffek, B.; Herut, H.; Hylland, K.; Lepom, P.; Leonards, P.; Mehtonen, J.; Piha, M.; Roose, P.; Tronczynski, J.; Velikova, V.; Vethaak, D.; 2010. Marine Strategy Framework Directive - Task Group 8 Report Contaminants and pollution effects. EUR 24335 EN - Joint Research Centre Scientific and Technical Reports. Luxembourg: Office for official Publications of the European Communities, 2010. 161 pp. *Scientific and Technical Research series*, ISSN 978-92-79-15648-9. DOI 10.2788/85887.
- León, V.M.; Martínez-Gómez, C.; García, I.; Campillo, J.A.; Benedicto, J.; 2012. Spatial distribution and temporal trends of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Mytilus galloprovincialis* from the Iberian Mediterranean coast. *Environmental Monitoring and Assessment* (aceptado para su publicación, DOI: 10.1007/s10661-012-2614-0).
- Morales, C.; Martín, M.L.; Riba, I.; Sarasquete, C.; 2008. Sublethal responses in caged organisms exposed to sediments affected by oil spills. *Chemosphere*, 72, pp. 819-825.
- Morales-Caselles, C.; Kalman, J.; Riba, I.; DelValls, T.A.; 2007. Comparing sediment quality in Spanish littoral areas affected by acute (Prestige, 2002) and chronic (Bay of Algeciras) oil spills. *Environmental Pollution* 146, 233-240.
- Morcillo, Y.; Porte, C.; 1998. Monitoring of organotin compounds and their effects in marine molluscs. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 17(2): 109-116.
- OSPAR Commission 2000. Quality Status Report 2000. OSPAR Commission, London.



OSPAR. 2007. Hazardous Substances Series OSPAR Background Document on Dioxins, 56 pp.

Pérez-Carrera, E.; León, V.M.; Lara-Martín, P.A.; González-Mazo, E.; 2010. Influence of the hydrophilic moiety of anionic and nonionic surfactants on their aerobic biodegradation in seawater. *The Science of the Total Environment*, 408, 922-930.

Petrovic, M.; Rodríguez Fernández-Alba, A.; Borrull, F.; Marce, R.M.; González-Mazo, E.; Barcelò, D.; 2002. Occurrence and distribution of nonionic surfactants, their degradation products, and linear alkylbenzene sulfonates in coastal waters and sediments in Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(1), 37-46.

Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. 2011. Agencia Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente.

Raga, J.A.; Banyard, A.; Domingo, M.; Corteyn, M.; Van Bresseem, M.F.; Fernández, M.; Aznar, F.J.; Barrett, T.; 2008. Dolphin Morbillivirus Epizootic Resurgence, Mediterranean Sea. *Emerging Infectious Diseases*, 14 (3): 471-473.

Rojo-Nieto, E.; Garrido-Pérez, C.; Anfuso-Melfi, G.; López-Aguayo, R.; Sales-Márquez, D.; Perales-Vargas-Machuca, J.A.; 2011. The zoning of semi-enclosed bodies of water according to sediment pollution: the Bay of Algeciras as a case example. *Estuaries and Coasts*. DOI 10.1007/s12237-011-9389-3.

Scarpato, A.; Romanelli, G.; Galgani, F.; Andral, B.; Amici, M.; Giordano, P.; Caixach, J.; Calvo, M.; Campillo, J.A.; Benedicto, J.; Cento, A.; BenBrahim, S.; Sammari, C.; Deudero, S.; Boulahdid, M.; Giovanardi, F.; 2010. Western Mediterranean coastal waters-Monitoring PCBs and pesticides accumulation in *Mytilus galloprovincialis* by active mussel watching: the Mytilos project. *Journal of Environmental Monitoring*, 12, 924-935.

SGIMC. 2011. Report of the Study Group on Integrated Monitoring of Contaminants and Biological Effects (SGIMC), 14–18 March 2011, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2011/ACOM: 30. 265 pp.

Solé, M., Porte, C., Pastor, D., Albaiges J. 1994. Long-Term Trends of Polychlorinated-Biphenyls and Organochlorinated Pesticides in Mussels from the Western Mediterranean Coast. *Chemosphere* 28(5):897-903

Solé, M.; Morcillo, Y.; Porte, C.; 1998. Impossex in the commercial snail *Bolinus brandaris* in the northwestern Mediterranean. *Environmental Pollution*, 99(2): 241-246.



Solé, M.; Porte, C.; Barceló, D.; Albaigés, J.; 2000. Bivalves residue analysis for the assessment of coastal pollution in the Ebro Delta (NW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 40, 9, 746-753.

UNEP (2007) b. UNEP(DEPI)/MED WG.321/Inf.4. Manual on sediment sampling and analysis.

UNEP 2004. United Nations Environmental Programme. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Geneva:www.pops.int.

UNEP 2005. Biomarker of exposure: Metallothionein in molluscs cells. In: WFact sheets on marine pollution indicators". Meeting of the MED POL National Coordinators. Barcelona, Spain, 24 - 27 May 2005. UNEP. UNEP(DEC)/MED/WG.264.

UNEP/MAP. 2011. Development of assessment Criteria for hazardous substances in the Mediterranean. UNEP/MAPConsultation Meeting to Review MED POL Monitoring Activities. Athens, 22-23 November 2011. UNEP(DEPI)/MED WG. 365/Inf.8.

UNEP/RAMOGÉ 1999. Manual on the Biomarkers Recommended for the MED POL Biomonitoring Programme. Edited by UNEP. Athens, pp. 1-88.