



ESTRATEGIA MARINA
DEMARCACIÓN MARINA CANARIA
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:

- Lucía Viñas
- Juan Bellas
- M^a Victoria Besada
- M^a Ángeles Franco
- José Fumega
- Amelia González-Quijano

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	2
8.1.1.3. Escala espacial y temporal.....	2
8.1.2. Fuentes de información.....	2
8.2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL	3
8.2.1. Conceptos clave.....	3
8.2.2. Elementos de evaluación.....	4
8.2.3. Determinación de los niveles de referencia.....	10
8.2.3.1. Concentraciones de contaminantes.....	10
8.2.3.2. Efectos de los contaminantes.....	13
8.2.4. Evaluación del estado actual	15
8.2.4.1. Concentraciones de contaminantes.....	15
8.2.5. Efectos biológicos de los contaminantes	21
8.2.6. Efectos biológicos causados por vertidos de petróleo.....	22
8.2.7. Lagunas de información y conocimiento.....	22
8.2.8. Evaluación integrada a nivel de criterio y descriptor. Conclusiones.....	23
8.3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL	23
8.3.1. Interpretación del BEA en relación con los criterios del Descriptor 8	23
8.3.2. Ámbito y limitaciones	24
8.3.3. Definición del BEA. Metodología y fundamento	24
8.4. ANEXOS	25
Anexo I. Glosario de términos y acrónimos	25
Anexo II. Referencias	27



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,...) o indirecta (ríos, escorrentías superficiales, deposición atmosférica,...), 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 pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs/HAPs) y compuestos organoclorados (OCs), cuya distribución y tendencias temporales están siendo objeto de estudio a través de programas internacionales de seguimiento y vigilancia ambiental en el ámbito atlántico (OSPAR). Por ello se dispone de series de datos adecuadas para realizar un estudio de la evolución de la contaminación por estos compuestos a lo largo de la costa atlántica peninsular española. Sin embargo, la información no está todavía integrada y sistematizada para otros grupos de contaminantes, que están siendo incluidos en redes de seguimiento a través de nuevas directivas europeas, como la Directiva Marco de Agua (DMA). No obstante, la información disponible a través de la DMA, está referida a la concentración de contaminantes en agua que, como se comentará más adelante, no se considera la matriz más adecuada para el seguimiento de la contaminación marina. De hecho, en los programas de vigilancia ambiental marina se utiliza el mejillón como organismo bioindicador de la contaminación presente en la columna de agua, al tratarse de un organismo sésil, filtrador y con gran capacidad de bioacumulación de los contaminantes presentes en el medio marino. El uso del mejillón en estos programas de seguimiento permite revelar los patrones geográficos e identificar las tendencias temporales en la fracción biodisponible de los contaminantes.

De forma complementaria se utilizan los sedimentos, ya que muchos contaminantes tienden a asociarse al material en suspensión y se depositan finalmente en el fondo marino. De esta forma, una fracción significativa de los contaminantes es transferida a



los sedimentos, que no sólo actúan como reservorio para los contaminantes, sino que sirven como fuente de tóxicos para la fauna marina.

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.

Debido a su situación geográfica, la Demarcación Canaria queda fuera del ámbito de aplicación del Convenio OSPAR y, por tanto, no hay establecidas en sus costas un programa de vigilancia de la contaminación en el que ahora se pueda basar esta evaluación inicial.

La única información disponible proviene de un escaso número de publicaciones científicas en las que se da a conocer el contenido en contaminantes en algunas matrices marinas que no siempre son coincidentes con las estudiadas en otras demarcaciones. Además este tipo de estudios presentan una escasa cobertura espacial y no siempre se puede determinar la calidad analítica de los resultados publicados, haciendo que la evaluación se vea muy limitada.

En estos momentos se están comenzando los trabajos para establecer un programa de vigilancia de la contaminación marina en las islas que permitirá una mejor evaluación en ocasiones futuras.

8.1.1.3. Escala espacial y temporal

Como se ha comentado anteriormente los datos de los que se dispone para esta evaluación proceden de un pequeño grupo de publicaciones científicas y, por tanto, la escala espacial y temporal está limitada por la información disponible.

8.1.2. Fuentes de información

Convenios internacionales

La situación geográfica de la Demarcación Canaria hace que se sitúe fuera del ámbito de aplicación de los Convenios Internacionales para la protección del medio marino



aplicables en las otras demarcaciones marinas españolas: Convenio OSPAR y Convenio de Barcelona.

Fuentes de información y programas de seguimiento

En este informe se hace uso de la información disponible que se limita a un escaso número de publicaciones científicas y tesis doctorales en las que se ha estudiado el contenido en contaminantes orgánicos e inorgánicos en muestras de matrices marinas procedente de las islas Canarias. En la mayoría de los casos se trata de datos no sistematizados pero se tendrán en cuenta ya que no se dispone de otras fuentes más sólidas.

Además, existen datos y evaluaciones de aguas costeras, enviadas por España como respuesta a los requerimientos establecidos por la DMA, que también se han incluido en casos relevantes.

8.2. EVALUACIÓN DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL

8.2.1. Conceptos clave

El descriptor 8 está formulado en la DMEM como: “Las concentraciones de contaminantes se encuentran en niveles que no dan lugar a efectos de contaminación”.

Contaminación se define en la Directiva 2008/56/CE como la introducción directa o indirecta en el medio marino, como consecuencia de la actividad humana, de sustancias o energías, incluidas las fuentes sonoras submarinas de origen humano, que provoquen o puedan provocar efectos nocivos, como perjuicios a los recursos vivos y a los ecosistemas marinos —incluida la pérdida de biodiversidad—, riesgos para la salud humana, obstáculos a las actividades marítimas, especialmente a la pesca, al turismo, a las actividades de ocio y demás usos legítimos del mar, una alteración de la calidad de las aguas marinas que limite su utilización y una reducción de su valor recreativo, o, en términos generales, un menoscabo del uso sostenible de los bienes y servicios marinos.

Contaminante se define en la DMA (Directiva 2000/60/CE) como cualquier sustancia que pueda causar contaminación, en particular las sustancias enumeradas en el anexo VIII de la citada Directiva.



8.2.2. Elementos de evaluación

Como se ha mencionado anteriormente, el descriptor 8 incluye dos criterios de buen estado ambiental: la concentración de contaminantes (8.1.) y los efectos de los contaminantes (8.2.).

Concentración de contaminantes

La Demarcación Canaria está afectada por diversas actividades humanas, que constituyen fuentes de contaminación química, y que pueden dar lugar a la disminución de la calidad ambiental de las aguas costeras. Debido a la escasez de información disponible de concentración de contaminantes en muestras de matrices marinas procedentes de esta demarcación, se presentarán los contaminantes y matrices para los que se hayan publicado resultados.

Efectos de los contaminantes

Se evaluarán los 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 vigilada (8.2.1). Se determinará la frecuencia, el origen (siempre y cuando sea posible), la extensión de los eventos que originan contaminación aguda significativa (p.ej. vertidos de petróleo), y el impacto sobre la biota físicamente afectada por este tipo de contaminación (8.2.2).

8.2.2.1. Matrices

Cuando se trata de evaluar la contaminación marina hay tres matrices que pueden ser objeto de estudio: agua, sedimento y biota.

8.2.2.1.1. Agua

La mayoría de los contaminantes se encuentran en el agua de mar en cantidades muy pequeñas por lo que su cuantificación analítica es compleja y costosa. Además, las concentraciones en el agua, especialmente en zonas costeras, son variables con el tiempo ya que dependen de las mareas, las corrientes, los vientos o los vertidos



intermitentes. Por otra parte, la información que proporciona el análisis en el agua refleja solamente la contaminación existente en el momento de recogida de la muestra que puede haber variado a las pocas horas o a los pocos días. Por lo tanto, esta no es la matriz utilizada en los programas de vigilancia de la contaminación marina. De todos modos, como la DMA requiere el análisis de contaminantes en agua para la evaluación de las aguas costeras, se incluirá, de forma puntual, en esta evaluación.

8.2.2.1.2. Sedimento

Los sedimentos son preferibles a las muestras de agua como matriz para el seguimiento de la calidad ambiental, ya que las concentraciones de contaminantes en los mismos 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 la matriz sedimentaria, pero éstos no sólo actúan como reservorio para los contaminantes, sino que sirven como fuente de tóxicos para la fauna marina. Por estos motivos, esta matriz es objeto de estudio en los programas de vigilancia y control de la contaminación marina.

Normalmente se recomienda analizar la fracción inferior a 2 mm en estudios de distribución espacial. La razón es que esta fracción, también llamada fracción total, incluye prácticamente el sedimento 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 son un dato significativo y útil desde el punto de vista ecológico y ecotoxicológico, mientras que los datos de concentraciones en fracciones específicas tienen una interpretación mucho menos directa, y bastante más compleja.

8.2.2.1.3. Biota

Cuando una sustancia no puede ser metabolizada, o se metaboliza de forma lenta, tenderá a acumularse en los tejidos de los seres vivos alcanzando concentraciones superiores a las que encontramos en el ambiente. En el caso particular de los organismos acuáticos, la fuente de tóxico suele ser el agua. En este caso, se define



como factor de *bioconcentración*¹ ($FBC = C_{organismo}/C_{agua}$) a la concentración de tóxico (en equilibrio) alcanzada en el organismo, dividido por la concentración presente en el agua. Muchos organismos marinos acumulan contaminantes en sus tejidos a niveles muy superiores a los presentes en el agua que los rodea, 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 (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. Se define *biodisponibilidad* como la fracción de un compuesto presente en el ambiente que puede ser incorporada por el organismo. Uno de los organismos más empleados en todo el mundo como herramienta biológica en los programas de seguimiento de la contaminación, para revelar patrones geográficos y para identificar tendencias temporales en la contaminación costera, es el mejillón. Se trata de organismos ubicuos, abundantes y sedentarios que poseen un ciclo de vida relativamente largo. Resisten condiciones de hipoxia, estrés ambiental y contaminación. Son grandes filtradores que, aparentemente, carecen de un buen sistema de mono-oxigenasas, por lo que acumulan altas concentraciones de contaminantes. Además son consumidos por organismos de niveles tróficos superiores.

8.2.2.2. Concentración de contaminantes

La información de contaminantes en matrices marinas se limita, en muchos casos a especies y parámetros concretos, no siempre comparables con los estudiados en otras demarcaciones marinas españolas. Siempre que se encuentren disponibles se evaluará la concentración de contaminantes en sedimentos y biota (fundamentalmente lapas y peces). Estas son las matrices utilizadas mayoritariamente en los programas de vigilancia ambiental establecidos nacional e internacionalmente.

¹ *Bioconcentración* es, según esta terminología, un caso particular de bioacumulación en el cual, el origen del tóxico es el agua. Se utiliza el término *bioacumulación* cuando el origen del contaminante no está identificado.



En el caso de los niveles de contaminantes en agua costera se utilizará la información disponible remitida por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente para el cumplimiento de la DMA.

Generalmente la información disponible se limita a unas cuantas familias de contaminantes que son objeto de estudio en la mayoría de los programas de vigilancia y que se describen a continuación.

8.2.2.2.1. Metales pesados

Los metales forman parte de la corteza terrestre de forma natural y se encuentran presentes en los océanos, ríos y suelos. Sin embargo, el continuo incremento del contenido de metales pesados en los estuarios y en las zonas costeras, y por consiguiente en los organismos que en ellas habitan, puede atribuirse al uso por el hombre de grandes cantidades de estos elementos y a la descarga de los residuos generados por la manipulación de los mismos al mar.

Algunos metales como Fe, Cu, Zn o Mn son esenciales e imprescindibles para el organismo, pero cuando su nivel supera determinada concentración resultan tóxicos. Así, el cobre es un constituyente esencial de la hemocianina de la sangre de algunos moluscos; el hierro forma parte de la hemoglobina de otros, y el vanadio interviene en el mecanismo respiratorio de muchos animales acuáticos.

Existen otros elementos de los que no se tiene conocimiento de su necesidad para ninguna función metabólica y son tóxicos incluso a concentraciones muy bajas (Hg, Pb, Cd o As). Al ser elementos no biodegradables tienden a acumularse en el medio ambiente asociados a la materia orgánica e inorgánica. Una de las consecuencias más graves de esta persistencia es su acumulación a través de la cadena trófica. Los más preocupantes, tanto para el ecosistema marino como para la salud humana, por su toxicidad son (de mayor a menor): Hg, Cd y Pb, y es en los que, en la medida de lo posible se centrará esta evaluación inicial.

8.2.2.2.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) son compuestos formados por dos o más anillos aromáticos fusionados. Al igual que los metales pueden tener un origen natural, pero su presencia en el medio marino se debe, fundamentalmente, a las actividades antropogénicas; sobre todo a las relacionadas con la combustión de cualquier tipo de materia orgánica y/o el transporte y utilización de combustibles fósiles.



La mayoría de los PAHs son tóxicos y algunos están reconocidos como agentes mutagénicos, carcinogénicos y/o teratogénicos. Debido a sus características hidrofóbicas se asocian generalmente a partículas de sedimento o a los tejidos orgánicos de los organismos. Éstos, sobre todo en el caso de los organismos más complejos presentan una alta capacidad de metabolizar estos compuestos, por lo que no está recomendada la determinación del contenido de PAHs en peces.

La evaluación se centrará en aquellos PAHs para los que se disponga de datos.

8.2.2.3. Compuestos organoclorados

Entre los contaminantes orgánicos persistentes se encuentran los bifenilos policlorados (PCBs) y los pesticidas organoclorados, que son compuestos sintéticos muy utilizados en la industria y en la agricultura. Se caracterizan por su persistencia y toxicidad, y debido a su baja solubilidad en el agua, alto carácter lipofílico y considerable resistencia a la degradación se bioacumulan a lo largo de la cadena trófica, causando efectos adversos o tóxicos en organismos marinos expuestos a estas sustancias, tales como alteraciones en el sistema inmunológico o procesos cancerígenos. Su principal vía de transporte es la atmosférica y a pesar de las restricciones de uso existentes (Convenio Estocolmo) se siguen encontrando en los distintos compartimentos ambientales.

Para la evaluación del estado actual de la Demarcación Canaria se tendrán en cuenta los datos disponibles

8.2.2.3. Efectos de los contaminantes

La entrada de sustancias contaminantes en el mar y su distribución por los compartimentos ambientales dentro del sistema (agua, sedimento y biota) puede dar lugar a un cambio en el ambiente. Si este cambio es detectado y considerado como dañino, decimos que se trata de contaminación. Por lo tanto, para determinar si el nivel de sustancias medido causa contaminación se requiere el estudio de sus efectos biológicos. Los efectos biológicos derivados de la exposición a estas sustancias tóxicas pueden manifestarse como efectos agudos o crónicos y abarcan desde alteraciones bioquímicas del metabolismo, daños celulares y/o lesiones histológicas, hasta la mortalidad de los individuos. Actualmente, las evidencias de relaciones directas entre la exposición a contaminantes y sus efectos en los organismos en condiciones de campo son bastante limitadas. La influencia en la toxicidad de diversos factores ambientales, o las interacciones entre tóxicos presentes en las matrices marinas,



limitan el entendimiento de los efectos biológicos observados (Law *et al.*, 2010). Estos efectos pueden ser detectados a diferentes niveles de organización biológica: a nivel celular o molecular, a nivel de individuo, o mediante cambios en la población o la comunidad. Existe una variedad de respuestas biológicas y técnicas disponibles que pueden ser utilizadas para establecer el vínculo entre la exposición a sustancias tóxicas y los efectos en los organismos. Las respuestas biológicas en los niveles de organización más bajos (molecular y celular) pueden ser sensibles y específicas para tóxicos particulares. Son medidas de exposición, pero el significado biológico de estas respuestas en cuanto a la estructura y función de la población o del ecosistema no está claro. En el otro extremo tenemos respuestas en los niveles de organización más altos, como los cambios en la abundancia poblacional o en la biodiversidad, que son relevantes directamente en términos de los efectos ecológicos, pero no siempre pueden probar que las diferencias entre sitios se deban a contaminantes o a factores ecológicos naturales. Es decir, conforme ascendemos en el nivel de organización ganamos relevancia ecológica pero perdemos especificidad, rapidez y facilidad de estandarización como técnica rutinaria de vigilancia ambiental y viceversa. En cualquier caso, es deseable que los efectos biológicos a medir cumplan tres condiciones fundamentales: que sean lo bastante sensibles para proporcionar una alarma temprana, que tengan relevancia ecológica (que indiquen efectos en el crecimiento, la reproducción o la supervivencia de las poblaciones), y que sean de estandarización sencilla, rápidos y de coste limitado (Calow, 1993).

8.2.2.3.1. Imposex

Una respuesta biológica ampliamente utilizada como indicador de la calidad ambiental del medio marino es el Imposex, o la superimposición de caracteres sexuales masculinos, principalmente pene y vaso deferente, en hembras de gasterópodos. Smith (1971) descubre este fenómeno en hembras del gasterópodo *Nassarius obsoletus*, que en un principio relaciona con la edad y el parasitismo, y posteriormente vincula con la contaminación por tributilestaño (TBT) (Smith, 1981), un potente biocida utilizado en las pinturas anti-incrustantes que se aplican en los cascos de los barcos y en otras estructuras sumergidas desde los años 1960. Desde entonces, el Imposex causado por TBT en gasterópodos prosobranchios ha sido muy estudiado, sobre todo en poblaciones cercanas a puertos y zonas de tráfico marítimo intenso. Se ha concluido que puede ser irreversible para algunas especies y, en casos severos, puede dar lugar a la esterilidad y a la muerte de las hembras afectadas, originando un declive de las poblaciones de gasterópodos. Se ha correlacionado con la concentración de TBT



acumulado en los tejidos de los gasterópodos, comenzando a aparecer, aproximadamente, a partir de 0,5 ng/L de TBT en agua y a partir de 20 ng/g p.s. en el tejido del organismo. Cabe resaltar que, frente al carácter genérico de la toxicidad ocasionada por la mayoría de los contaminantes, el Imposex es causado específicamente por el TBT.

Los problemas ambientales relacionados con su persistencia ambiental y sus efectos nocivos en los ecosistemas marinos dieron lugar a diferentes regulaciones y prohibiciones del TBT en muchos países, que desembocaron en la resolución adoptada por la Organización Marítima Internacional (Resolución A. 895 21, 25/11/1999), seguida de la implementación del Reglamento 782/2003 por el Parlamento Europeo, según la cual se prohíbe el uso del TBT en pinturas anti-incrustantes desde el 1 de enero de 2003. Aunque es de esperar que los efectos del TBT disminuyan después de la prohibición de este compuesto en pinturas anti-incrustantes, la larga vida media del TBT y las altas concentraciones ambientales registradas, sugieren que estos compuestos pueden continuar representando una amenaza para los ecosistemas costeros aún después de la prohibición de su utilización. La necesidad de evaluar la eficacia de la nueva legislación mundial ha llevado a la Comisión OSPAR a incluir, de forma obligatoria, el uso del Imposex en los programas de vigilancia ambiental, para lo cual se han desarrollado directrices detalladas. Se recomienda su seguimiento en los gasterópodos *Nucella lapillus* y *Nassarius reticulatus*.

8.2.3. Determinación de los niveles de referencia

8.2.3.1. Concentraciones de contaminantes

La evaluación de los datos de concentración de contaminantes requiere el uso de niveles de referencia, tanto para identificar las zonas con baja influencia antropogénica con concentraciones cercanas a los niveles basales como para aquellas en las que las concentraciones pueden causar efectos adversos en el ecosistema. Se establecen así dos valores de transición T_0 y T_1 , donde:

- Valores $<T_0$ indican que la concentración de la sustancia peligrosa es próxima a cero o inferior a los niveles basales.
- Valores entre T_0 y T_1 indican que la concentración de la sustancia evaluada presenta pocos o ningún riesgo para el medio ambiente y las especies que lo habitan, a nivel de población o comunidad. Por tanto su estado es todavía



aceptable aunque presenta una desviación significativa respecto a los niveles basales.

- Valores $> T_1$ significan que la concentración de la sustancia peligrosa puede suponer un riesgo para el medio ambiente y las especies que allí habitan.

Es necesario pues establecer estos dos valores umbrales. Por un lado es importante conocer las concentraciones naturales de los contaminantes presentes de forma natural en el medio marino (metales y PAHs) para poder realizar una buena estimación del nivel de contaminación por un elemento determinado. Los niveles naturales están relacionados con la naturaleza química o geoquímica de las áreas estudiadas. Sin embargo es muy difícil determinar el nivel de fondo, concentración natural o concentración base, ya que hoy en día es prácticamente imposible encontrar lugares que no hayan sido afectados por actividades humanas. Actualmente no existen valores que se hayan aceptado universalmente, e incluso no hay consenso a la hora de aplicar las mejores metodologías para determinarlos.

En este sentido, como umbral T_0 , en los casos en los que sea posible se utilizarán los *BAC (Background Assessment Criteria)* definidos dentro de los grupos de trabajo de ICES/OSPAR (Tabla 8.1.). Se trata de herramientas estadísticas de evaluación que permiten identificar aquellos valores que se encuentren cerca de concentraciones basales (las que existirían en zonas prístinas, alejadas de los focos de contaminación) (OSPAR, 2008).

Por otra parte, para el caso del valor umbral T_1 existen diversas aproximaciones. Por un lado, la Directiva 2000/60/EC establece criterios de calidad para evaluar las concentraciones de contaminantes en aguas continentales y costeras, las *normas de calidad ambiental (NCA, o Environmental Quality Standards, EQS)* (Directiva 2008/105/CE). En el caso de concentraciones de contaminantes en sedimentos y biota, las normas de calidad utilizadas, cuando fue posible, se corresponden a los *criterios de evaluación ambiental (Environmental Assessment Criteria, EAC)*, consensuados por expertos en el ámbito de los grupos de trabajo ICES y OSPAR (Tabla 8.1.). Estos EACs se definen como herramientas de evaluación que representan la concentración de contaminante en sedimento o biota por debajo de la cual no son esperables efectos crónicos a las especies marinas, incluidas las más sensibles. En este sentido están relacionadas con las NCAs, aplicadas a concentración en agua de la Directiva 2008/105/CE. Aunque se espera que las concentraciones de contaminantes inferiores a los EACs no den lugar a efectos biológicos inaceptables, es necesario recordar que su uso en casos puntuales requiere un juicio de experto. Además, estos EACs no tienen en cuenta efectos específicos a largo plazo, tales como carcinogenicidad, genotoxicidad



y/o disrupción reproductiva debido a desajustes hormonales, y tampoco tienen en cuenta la toxicidad combinada de los contaminantes (Webster et al. 2009).

Durante la preparación de la evaluación para el QSR 2010 se constató que no se habían definido EACs para todas las matrices/contaminantes y/o que en algunos casos no eran utilizables. En estos casos, en la evaluación se recurrió a otros criterios ambientales que también se han utilizado en la presente evaluación.

En el caso de la Demarcación Canaria los datos disponibles son muy escasos y no proceden de programas de vigilancia establecidos y con la calidad contrastada. Además las especies objeto de estudio en estas publicaciones no siempre coinciden con aquellas para las que hay criterios de calidad establecidos. Por tanto, en la mayoría de los casos no se podrán realizar comparaciones con los criterios de evaluación.

Tabla 8.1. Criterios seleccionados como niveles basales y valores de referencia para la evaluación de las muestras de sedimento y mejillón. Unidades: mg/kg p.s. para metales, µg/kg p.s. para PAHs y µg/kg p.h. para PCBs.

	Contaminante	MEJILLÓN		SEDIMENTO		
		OSPAR BAC	OSPAR EAC	QSR 2010 BAC Spain	US ERL	EPA
Metales	Mercurio	0,09	2,5*	0,091	0,15	
	Cadmio	0,96	5,0*	0,129	1,2	
	Plomo	1,3	7,5*	22,4	46,7	
PAHs	Fenantreno	12,6	1700	7,3	240	
	Antraceno	2,7	290	1,8	85	
	Fluoranteno	11,2	110	14,4	600	
	Pireno	10,1	100	11,3	665	
	Benzo[a]antraceno	3,6	80	7,1	261	
	Criseno	21,8	-	8,0	384	
	Benzo[e]pireno	-	-	-	-	
	Benzo[b]fluoranteno	-	-	-	-	
	Benzo[k]fluoranteno	-	260	-	-	
	Benzo[a]pireno	2,1	600	8,2	430	
	Benzo[ghi]perileno	7,2	110	6,9	85	
	Dibenzo[a,h]antraceno	-	-	-	-	
	Indeno[123-c,d]pireno	5,5	-	8,3	240	
PCBs	CB28	0,15	0,64	-	-	
	CB52	0,15	1,08	-	-	
	CB101	0,14	1,20	-	-	
	CB105	0,15	-	-	-	



	CB118	0,12	0,24	-	-
	CB138	0,12	3,16	-	-
	CB153	0,12	16,0	-	-
	CB156	0,12	-	-	-
	CB180	0,12	4,80	-	-
	Σ 7PCB			0.46	11,50**
OCPs	γ -HCH			0.13	3.0
	p,p'-DDE			0,09	2,2

* Límite para consumo humano Reglamento CE 1881/2006

** Valor normalizado al 2.5% de TOC (Carbono Orgánico Total)

Otro grupo de criterios ambientales disponibles son los *ERL (Effects Range Low)* (Tabla 8.1). Se trata de criterios de calidad de sedimentos desarrollados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA) con el objetivo de proteger a los organismos de los efectos adversos de los contaminantes. El ERL se define como el percentil 10 de los datos de concentración en sedimentos asociados con efectos biológicos. Las concentraciones inferiores a los ERL raramente causan efectos biológicos y, aunque no son equivalentes a los EACs, suponen una solución provisional mientras no se dispone de EACs para los contaminantes utilizados en este informe.

Para realizar la evaluación de las concentraciones de metales en biota no existen EACs definidos en OSPAR, ni alternativas definidas en base a criterios toxicológicos que puedan ser utilizadas. En este caso, y sabiendo que se trata de una solución de compromiso, se podría optar, al igual que se hizo en el QSR 2010, por comparar las concentraciones de contaminantes con los valores máximos permitidos en productos de la pesca para proteger la salud humana, definidos en el Reglamento (CE) n°1881/2006 (y posteriores enmiendas y modificaciones).

8.2.3.2. Efectos de los contaminantes

OSPAR (OSPAR, 2007a), en cooperación con el ICES (ICES, 2011), ha establecido criterios de evaluación para una serie de técnicas de efectos biológicos. Dentro de estos criterios, el *rango de respuesta basal (RRB)* corresponde a valores iguales o inferiores al percentil 90, derivado a partir de la respuestas en organismos que habitan sitios limpios o mínimamente impactados por contaminantes químicos. El *rango de respuesta elevado (RRE)* es la respuesta esperada en organismos que habitan sitios donde el impacto de contaminantes químicos es posible [$>RRB$ y $<RRB \times 10$]. El *rango de respuesta alto (RRA)* se define como la respuesta esperada en organismos que



habitan sitios donde el impacto de contaminantes es probable [$>RRB \times 10$]. Estos criterios deben considerarse provisionales y necesitarán ser revisados cuando existan más datos disponibles.

Una de las técnicas en mayor estado de desarrollo es la medida del imposex, causado por tributilestaño (TBT) en gasterópodos marinos. OSPAR ha establecido un *objetivo de calidad ecológico* (*Ecological Quality Objective, EcoQO*) para varias especies de gasterópodos (*Nucella sp.*, *Littorina sp.*, *Nassarius sp.*, *Buccinum sp.* y *Neptunea sp.*), según el cual, el nivel promedio de imposex en una muestra de al menos 10 hembras de gasterópodo, debe ser consistente con la exposición a concentraciones de TBT inferiores al valor EAC para este compuesto (OSPAR, 2007b).



8.2.4. Evaluación del estado actual

8.2.4.1. Concentraciones de contaminantes

A pesar de no disponer de series históricas de muestreos de contaminantes en las aguas canarias, en la última década se han empezado a desarrollar iniciativas con el objetivo de investigar la contaminación presente en dicho medio. Cabe destacar el control que realiza el Gobierno de Canarias en las islas de los vertidos de sustancias al mar a través del “Censo de vertidos desde tierra al mar”, disponible en la web:

www.gobcan.es/cmayerot/medioambiente/calidadambiental/vertidos/index.html.

A partir de dicho censo, se ha puesto de relevancia que los vertidos más abundantes en las islas (con la excepción de El Hierro y Lanzarote) son los de carácter residual urbano. Mientras que con el paso de los años se ha ido evidenciando una leve reducción de los vertidos de carácter industrial. Por lo tanto, una vez que se conocen las fuentes terrestres de contaminantes, es momento para analizar los efectos de las sustancias que llegan a las aguas marinas.

Los informes de “Caracterización y análisis de la calidad de las aguas costeras de Canarias” realizados para las islas de Gran Canaria y Tenerife en 2007 (Riera et al. 2007a; Riera et al. 2007b) indican que, en general, la calidad de las masas de aguas costeras en ambas islas es muy buena, debido a la ausencia de concentraciones significativas de contaminantes. A nivel puntual se aprecian ligeras desviaciones del buen estado de las masas de agua, en áreas con fuentes de contaminación localizada, como son los emisarios submarinos con una escasa importancia espacial.

Por otro lado, aunque la región canaria no está incluida en ningún convenio regional, el Instituto Español de Oceanografía (IEO) ha realizado un estudio preliminar, a finales del año 2011, con varias especies de lapas: *Patella ulyssiponensis aspera*, *Patella tenuis crenata*, *Patella piperata*.



Figura 8.1. Situación de las estaciones de muestreo de lapa en el archipiélago canario. Fuente: elaborada por el IEO.

8.2.4.1.1. Metales pesados

Los datos disponibles de concentración de metales pesados en matrices marinas de esta demarcación se limitan a unas cuantas publicaciones científicas, no todas recientes, en las que se presentan resultados de concentraciones de metales en diferentes especies de organismos invertebrados (moluscos, crustáceos y equinodermos) y vertebrados (peces).

Debido a la ausencia en estas islas de poblaciones de mejillón y ostra, los estudios en bivalvos se centran casi exclusivamente en diferentes especies de lapas. Así, Collado y colaboradores (2006) evaluaron las concentraciones de cadmio, cobre, plomo y zinc en dos especies de lapa (*Patella rustica* y *Patella crenata candei*) procedente de 24 puntos repartidos a lo largo de las islas. En la Tabla 8.2. se resumen los resultados de las concentraciones medidas.

Tabla 8.2. Rango de concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn en *P. rustica* y *P. crenata candei* en el archipiélago canario (Collado et al., 2006). S.E. : error estándar

	<i>P. rustica</i> ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) media \pm SE	<i>P. crenata candei</i> ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) media \pm SE
Cadmio (Cd)	0,01-2,48	0,08-5,39
Cobre (Cu)	0,54-5,01	0,71-6,59



Plomo (Pb)	0,33-3,40	0,01-0,54
Zinc (Zn)	0,14-33,23	11,31-72,54

En este estudio se encontraron diferencias significativas en las concentraciones entre las islas orientales y occidentales de ambas especies. Así, se encontraron valores más elevados de cadmio, probablemente asociados a fenómenos de afloramiento en las islas más cercanas a la costa africana. Sin embargo, no se observaron evidencias de que las islas más pobladas (Tenerife y Gran Canaria) presentaran los valores más altos.

Otros autores (Bergasa et al 2007) estudiaron la concentración de los mismos metales en otra especie de lapa, *Patella piperata*. En este caso los valores se encontraron en el rango 0,023-0,94 µg/g para Cd, 0,6-5,01 µg/g para Cu, 0,332-10,213 µg/g para Pb y 1,61-24,06 µg/g para Zn. De nuevo en este artículo no se encuentra un patrón claro en la distribución del contenido en metales. Cabe resaltar en caso del Cd cuyos valores más altos se encuentran en zonas protegidas tales como la Reserva Marina de la isla de la Graciosa y los islotes del norte de Lanzarote probablemente asociadas a la influencia de las plumas de afloramiento sahariano.

En el caso de los equinodermos cabe destacar el trabajo de Hernández y colaboradores (2010) en el que se estudiaron las concentraciones de metales en el erizo de mar *Diadema antillarum* en la isla de Tenerife. Las concentraciones medias de plomo y cadmio en los tejidos internos fueron 0,304 y 0,261 µg/g p.s respectivamente. Según los autores las concentraciones más altas se encontraron en el Este-Sureste de la isla, coincidiendo con la zona costera más industrializada.

El mismo tipo de resultados se obtuvieron en el estudio del contenido en metales en tres especies de crustáceos (*Palaemon elegans*, *Palaemon adspersus* y *Palaemon serratus*) en puntos contaminados y no contaminados de la isla de Tenerife (Lozano et al. 2010). Estos autores confirmaron, como se esperaba, que los niveles más altos de metales traza coincidían con el puerto comercial y el muelle pesquero de Santa Cruz de Tenerife.

En Canarias también se han realizado estudios de determinados metales utilizando como matriz diferentes especies pertenecientes a la ictiofauna. Algunas de las especies utilizadas han sido las bogas (*Boops boops*), los salmonetes de roca (*Mullus surmuletus*), roncadores (*Pomadasys incisus*), pez perro o vieja (*Bodianus scrofa*) y abade (*Mycteroperca fusca*). Las tres primeras especies fueron estudiadas por García-Montelongo y colaboradores (1994) concluyendo que aunque los valores no son



preocupantes, las concentraciones medias de Hg, Pb, Ni y Zn son significativamente más altas en las bogas que en salmonetes y roncadores. Además se observa que, en general, los valores para bogas y salmonetes de roca son más elevados que los habituales en estudios llevados a cabo en el Mediterráneo.

El contenido de Pb y Cd en otras especies de peces (vieja y abade) fue abordado por Lozano y colaboradores (2009). En este caso y dado que se analizaron diferentes tejidos de los peces es posible comparar el contenido en el hígado con el valor T_1 propuesto por OSPAR (valor EC) que se fijó en $1,5 \mu\text{g/g p.h.}$ para el Pb y $1,0 \mu\text{g/g p.h.}$ para el Cd. Los resultados presentados por estos autores indican que, aunque presentan una elevada variabilidad, en general solamente algunos individuos de pez perro o vieja superan los valores T_1 y solamente en el caso del Cd.

8.2.4.1.2. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs)

Canarias es un punto geoestratégico en las rutas de transporte, el pasillo comprendido entre el archipiélago y la costa africana constituye una de las tres vías más transitadas del mundo por embarcaciones petroleras (www.wwf.es, Proyecto ERGOS – Grupo de Respuesta Ambiental para Mareas Negras). El archipiélago canario es ruta de paso obligado para más de 1.500 buques de transporte de hidrocarburos al año (Martín, 2005). A raíz de dicho tráfico, en el Libro Blanco de Medio Ambiente en Canarias se alude a “los datos obtenidos durante una campaña de investigación sobre la contaminación por partículas de alquitrán en las aguas del Archipiélago”. En dicho estudio (Proyecto ERGOS de WWF), “se encontraron valores localmente muy altos (el máximo fue de $71,83 \text{ mg m}^2$ al norte de Tenerife), aunque la mayor parte de los puntos de muestreo estuvieron en el intervalo $0,01\text{-}0,10 \text{ mg m}^2$, lo cual parece indicar la presencia de manchas de petróleo dispersas, extremo que se confirma en las imágenes captadas desde satélite”.

Además del intenso tráfico marítimo, hay que tener en cuenta la refinería de Santa Cruz de Tenerife, petroquímica que produce más de 4,3 millones de toneladas de hidrocarburos al año (Greenpeace, 2008). En el año 2004, dicha refinería se encontraba entre las 200 plantas más contaminantes de la Unión Europea. La actividad petroquímica provoca importantes vertidos contaminantes al mar, como consecuencia de fugas y accidentes. En esta línea, en el año 2009 se notificaron dos episodios contaminantes de hidrocarburos: el vertido a la playa de Valleseco (Santa Cruz de Tenerife) en abril de ese año; y otro, en octubre 2008, durante una operación de repostaje entre dos barcos que obligó a cerrar el Dique del Este (Greenpeace 2010).



El estudio de las concentraciones de PAHs en las aguas de la Demarcación Canaria es bastante escaso. Una tesis doctoral presentada en 1998 y enfocada al estudio del contenido en contaminantes orgánicos en tres especies de lapas (*Patella piperata*, *Patella candei crenata* y *Patella ulyssiponensis aspera*) en la costa de la isla de Fuerteventura (Corbella, 1998) indica que los niveles presentes en estas especies parecen tener un origen fundamentalmente petrogénico.

Peña-Méndez *et al.* (2001) estudiaron la concentración de hidrocarburos en dos especies de lapas (*Patella crenata* y *Patella ulyssiponensis asperade*) de las costas de Tenerife. Las concentraciones observadas se movieron en un rango muy amplio de concentraciones.

Estos mismos autores analizaron la concentración de PAHs en burgados (*Osilinus attratus*), gasterópodo típico de las islas canarias (Peña *et al*, 1996) y erizo de mar (Peña-Mendez *et al* 1999). Los valores son en general bajos en ambas especies pero no pueden ser comparados con criterios de evaluación debido a que no existen para estas especies.

8.2.4.1.3. Compuestos organoclorados

En la Demarcación Canaria, la mayor parte de la bibliografía encontrada sobre niveles de PCBs y DDTs en organismos marinos se refiere a tortugas, cetáceos y lapas.

La especie de tortuga más común en esta demarcación es la *Caretta caretta* que presenta altos niveles de PCBs y DDTs con respecto a otras zonas, según los autores Orós 2009 y D'Illo 2011, que reportan tablas comparativas con distintas especies, zonas y matrices. Asimismo, constatan una gran variación entre las concentraciones detectadas en cada una de las tortugas, que puede ser atribuida a las diferentes exposiciones a los contaminantes debido a sus propias características físicas y a la migración.

La Demarcación Canaria es un área de gran abundancia y diversidad de cetáceos, debido a que se encuentra en la ruta migratoria atlántica y a que sus características oceanográficas permiten que se establezcan poblaciones residentes. En sus aguas habitan el delfín mular (*Tursiops truncatus*), el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*) y el cachalote (*Physeter macrocephalus*). En Gran Canaria existe, desde el año 1993, un banco de tejidos que recoge muestras de animales varados en las diferentes islas de archipiélago. El estudio realizado por Carballo, 2004 se ha centrado en determinar las concentraciones de PCBs y diferentes pesticidas, incluidos los DDTs, en la grasa subcutánea de estas especies y observa que el delfín mular



presenta las concentraciones más elevadas para casi todos los compuestos estudiados, superando en un orden de magnitud a las detectadas en las otras dos especies. En general, los valores medios obtenidos en la grasa de los cetáceos residentes en el Archipiélago Canario, los considera bajos o medios respecto a los obtenidos en otras áreas geográficas.

A pesar de que cualquiera de las especies de lapas es considerada como un buen “organismo centinela” de la contaminación en las costas de las Islas Canarias existe escasa bibliografía sobre niveles de PCBs y DDTs. En el estudio realizado por Peña-Mendez, 1996 en *Patella ullisiponensis aspera*, al no tener referencias anteriores, compara los datos obtenidos en su estudio con los niveles de otras especies/matrices/áreas, y concluye que la costa de Tenerife está más contaminada que la de Mauritania y las de otros países europeos, pero menos que el Océano Índico y Mar Báltico. Posteriormente, la tesis doctoral realizada por Corbella (1998) sobre PCBs en lapas, entre las conclusiones destaca los niveles muy bajos encontrados en las tres especies estudiadas en la isla de Fuerteventura; y en esta misma zona hace una evaluación de los datos de PCBs en *Patella piperata* correspondientes al período 1991-1995 (Corbella, 1999), siendo uno de los objetivos estudiar su idoneidad como bioindicador de la contaminación por PCBs.

8.2.4.1.4. Tributilestaño en biota

Los datos disponibles de contenido de tributilestaño (TBT) y una de sus formas degradadas, dibutilestaño (DBT) se limitan a los aparecidos en una tesis presentada recientemente (Ramírez Cañada, 2009). En este trabajo se evaluó el contenido de TBT y DBT en 13 poblaciones de *Stramonita haemastoma* repartidas en las islas de Tenerife, Gran Canaria y Lanzarote.

En este estudio se destaca que las concentraciones de TBT y DBT presentaron un claro gradiente descendente al alejarse de zonas portuarias en Tenerife y Lanzarote, pero este patrón no se presentó en Gran Canaria. Además, los niveles detectados fueron generalmente inferiores a los detectados en el Mediterráneo y se mantuvieron en rangos de concentración cuyos máximos se situaron en algo más de 150 ng Sn/g p.s. para TBT y 40 ng Sn/g p.s. para DBT.



8.2.5. Efectos biológicos de los contaminantes

8.2.5.1. Imposex

La evaluación de imposex se ha realizado a partir de los datos de la tesis doctoral de Ramírez Cañada (2009). En ella se ha calculado el VDSI (índice de la secuencia del vaso deferente) en varias poblaciones del gasterópodo *Stramonita haemastoma* de las islas de Tenerife, Gran Canaria y Lanzarote. Las zonas de muestreo seleccionadas se clasificaron en zonas portuarias (localizadas en el interior de puertos), zonas próximas a puertos y zonas alejadas de puertos.

Los valores más altos de imposex fueron registrados en las zonas portuarias, donde se alcanzó el 100 % de hembras con imposex en 4 de las 5 poblaciones analizadas. La frecuencia de imposex aumenta a medida que disminuye la distancia a los puertos, mientras que no se detecta imposex en las zonas más alejadas.

A pesar de las diferencias encontradas entre las zonas estudiadas, es evidente la presencia de imposex en la población de *Stramonita haemastoma* del archipiélago Canario. Sin embargo, esta especie no se encuentra entre las propuestas por OSPAR para la determinación del imposex, por lo que no se dispone de valores de EcoQO para comparar.

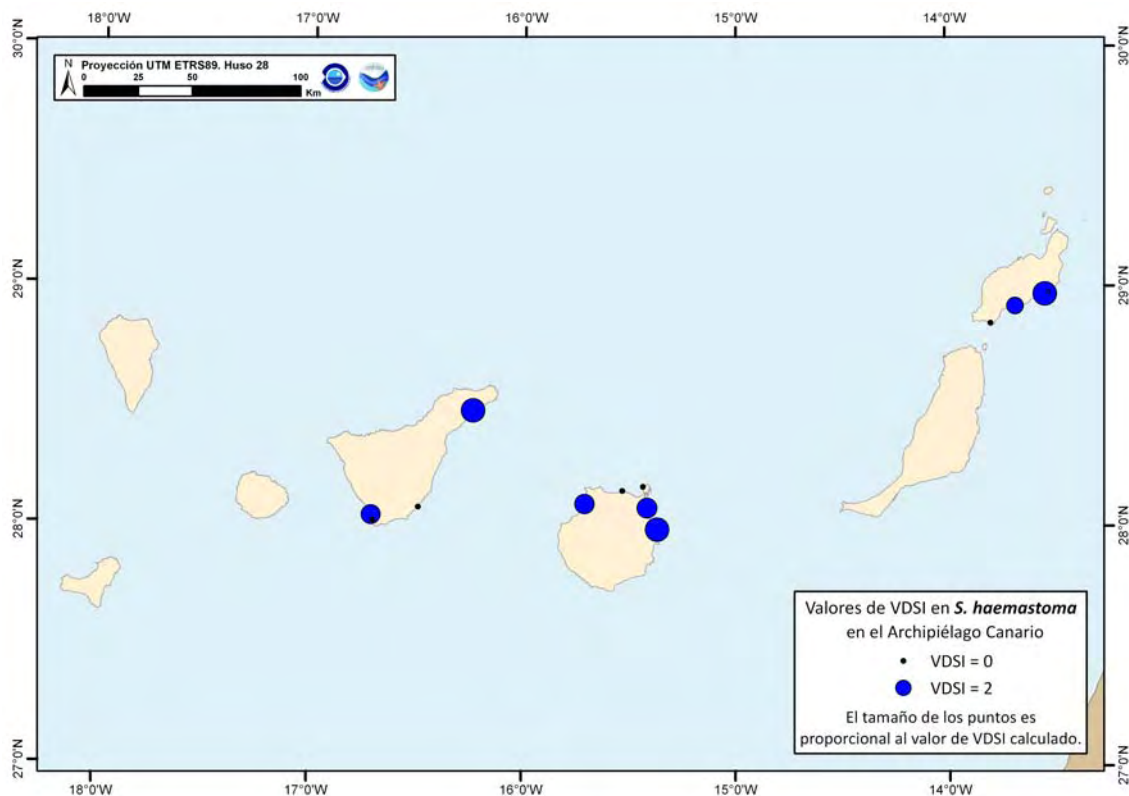




Figura 8.2. Imposex (VDSI) en *Stramonita haemastoma* de la Demarcación Canaria. El tamaño de los puntos es proporcional al valor de VDSI calculado. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Ramírez Cañadas (2009).

8.2.6. Efectos biológicos causados 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.

La presencia de una refinería en Tenerife y las labores de repostaje o bunkering en el puerto de Santa Cruz han provocado algún episodio de vertidos de petróleo al mar, pero no se dispone de información sobre el impacto de los sucesos de contaminación aguda en la biota de esta demarcación.

8.2.7. Lagunas de información y conocimiento

Es necesario reseñar que no se dispone de información sistemática procedente de programas de vigilancia de la contaminación marina llevados a cabo de acuerdo con las recomendaciones de los Convenios Internacionales de los que el Estado Español es signatario. Las únicas medidas regulares corresponden a los estudios que se realizan en agua y ocasionalmente en sedimento en la zona más cercana a la costa para dar cumplimiento a la Directiva Marco del Agua.

El establecimiento de un programa de vigilancia en esta zona tiene el problema añadido derivado de la necesidad de buscar una buena especie indicadora que pueda sustituir al mejillón, ya que no es fácil encontrar esta especie en el Archipiélago Canario. El uso de especies alternativas, como la lapa, obligaría a realizar estudios que permitan estimar los criterios de evaluación en este tipo de organismos.



En el caso de los sedimentos y debido a la orografía y origen volcánico de las islas sería necesario también hacer un estudio previo con el que identificar aquellas zonas en las que sea posible realizar los muestreos.

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

La metodología que se usaría para realizar una evaluación integrada a nivel de indicador, si se dispusiese de la información necesaria para tal fin, sería aquella recomendada en el ámbito ICES/OSPAR y que consta de múltiples etapas (ICES, 2011)

Básicamente, el proceso se inicia con la valoración individual de cada indicador químico y biológico en matrices específicas y en sitios/áreas individuales, comparando el valor obtenido con los valores límites de los criterios de Valoración (T_0 y T_1 en cada caso particular). Las comparaciones iniciales determinan si la combinación del indicador en un sitio determinado está por debajo del T_0 , entre el T_0 y T_1 o por encima del T_1 . Esta integración del estado del indicador particular puede ser después integrado de nuevo sobre un número de niveles superiores: matriz (sedimento, agua, peces, bivalvos, etc), sitio y región, expresándose en diferentes niveles de agregación para representar gráficamente la proporción de los diferentes tipos de indicadores que exceden los niveles de los criterios de valoración. La inclusión de los datos de efectos biológicos en esta metodología de integración añade un valor considerable al sistema para la interpretación de la valoración. En aquellos casos en los que existen datos de seguimiento suficientes, se gana confianza en la interpretación de que la concentración de contaminantes existentes causan o no efectos biológicos, incluyendo aquellos casos en los que las concentraciones de contaminantes superan los EACs o en aquellos casos en los que los datos de ciertos contaminantes están ausentes.

8.3. DEFINICIÓN DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL

8.3.1. Interpretación del BEA en relación con los criterios del Descriptor 8



El enunciado de este descriptor lleva asociada intrínsecamente la definición de buen estado ambiental. Sería aquella situación en que las concentraciones de contaminantes no diesen lugar a efectos de la contaminación.

Conceptos muy similares a este se manejan en la DMA en los que se definen NCA para agua y en el ámbito de otros organismos internacionales tales como OSPAR en el que se han definido EACs.

8.3.2. Ámbito y limitaciones

En el caso de la Demarcación Canaria la información disponible sobre concentración de contaminantes en matrices marinas y los efectos biológicos asociados no proceden de programas de vigilancia establecidos con el objetivo de medir la calidad del área. Son en general estudios puntuales llevados a cabo en especies que, en general, no coinciden con las seleccionadas para derivar criterios de evaluación y, por tanto no han permitido la comparación.

Es necesario pues, que para poder realizar este trabajo correctamente, se establezcan programas de medida en las matrices adecuadas y diseñar una estrategia de muestreo temporal y espacial que permitan la comparación con los criterios de evaluación disponibles. Si esto no fuese posible por algún motivo, por ejemplo escasez o inexistencia de las especies que se usan en otras zonas, es necesario que se deriven criterios de evaluación específicos para esta zona.

8.3.3. Definición del BEA. Metodología y fundamento

En este caso no es posible definir un BEA para esta demarcación por la falta de información que se tiene actualmente del área. En caso de disponer de la misma, el buen estado ambiental (BEA) que se propondría para este descriptor debería ajustarse a los criterios internacionales de calidad ambiental derivados bien de la legislación vigente o de los propuestos a nivel regional por los convenios internacionales. Por tanto, el BEA se cumpliría si no se superasen estos valores de referencia (derivados para las especies oportunas) en una amplia mayoría de los casos. Por tanto un área presentaría un Buen Estado Ambiental si no superase los niveles establecidos por las autoridades competentes y los organismos regionales en una amplia mayoría de sus muestras y cuando las tendencias temporales fuesen decrecientes o permaneciesen estables (en aquellos casos en que los niveles detectados estén muy cercanos al valor basal).



8.4. ANEXOS

Anexo I. Glosario de términos y acrónimos

Lista de nombres de especies por orden alfabético

Nombre común	Nombre científico
Abade	<i>Mycteroperca fusca</i>
Boga	<i>Boops boops</i>
Pez perro o vieja	<i>Bodianus scrofa</i>
Roncador	<i>Pomadasys incisus</i>
Salmonete de roca	<i>Mullus surmuletus</i>
	<i>Nassarius reticulatus</i>
	<i>Nucella lapillus</i>
	<i>Stramonita haemastoma</i>
	<i>Patella ulyssiponensis aspera</i>
	<i>Patella tenuis crenata</i>
	<i>Patella piperata</i>
	<i>Patella rustica</i>
	<i>Patella crenata candei</i>
	<i>Diadema antillarum</i>
	<i>Palaemon elegans</i>
	<i>Palaemon adspersus</i>
	<i>Palaemon serratus</i>

Lista de abreviaturas

Cd	Cadmio
Cu	Cobre
DBT	Dibutilestaño
EACs	Criterios de Valoración Ambientales definidos por OSPAR
EcoQO	Objetivo de calidad ecológico (Ecological Quality Objective), definido en OSPAR y de aplicación en el Mar del Norte.
ERL	Effects Range-Low. Criterio de evaluación de concentración de contaminantes en sedimento definido por la USEPA.
HAPs	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
Hg	Mercurio
ICES	Consejo Internacional para la Exploración del Mar
JRC	Joint Research centre



MBT	Monobutilestaño
NCA	Normas de Calidad Ambiental de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) y Directiva 2008/105/CE.
OSPAR	Convenio relativo a la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste.
PAHs	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
p.s.	Peso seco
PCB	Bifenilos policlorados
p.h.	Peso húmedo
SGIMC	Grupo de Trabajo ICES/OSPAR de los Efectos Biológicos de la Contaminación Marina
WGBEC	Grupo de Expertos de ICES de los Efectos Biológicos de la Contaminación Marina
TBT	Tributilestaño
Zn	Zinc



Anexo II. Referencias

- Bergasa O, Ramírez R, Collado C, Hernández-Brito J, Gelado-Caballero M, Rodríguez-Somozas M, Haroun R (2007) Study of metals concentration levels in *Patella piperata* throughout the Canary Islands, Spain. *Environmental Monitoring and Assessment* 127 (1):127-133
- Calow, P. (1993). General Principles and Overview. En: Handbook of ecotoxicology I. Blackwell Scientific Publications Ltd. Calow, P. Ed., Cambridge. pp. 1-5.
- Carballo, M., S. Aguayo, F. Esperón, A. Fernández, A. De la Torre, E. De la Peña, M. J. Muñoz. 2004. Exposición de cetáceos a contaminantes ambientales con actividad hormonal en el Atlántico. *Ecosistemas* 13 (3): 39-44.
- Collado C, Ramírez R, Bergasa O, Hernández-Brito JJ, Gelado-Caballero MD, Haroun RJ (2006) Heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in two species of limpets (*Patella rustica* and *Patella candei crenata*) in the Canary Islands, Spain. In: Brebbia CA, Antunes do Carmo JS (eds) Water Pollution VIII. *Modelling, monitoring and management*. WIT Press, Southampton, UK, pp 45-53
- Corbella Tena, R.J. 1998. Contaminantes orgánicos en tres especies de patella de la costa de la isla de Fuerteventura. Tesis Doctoral Universidad de La Laguna. Facultad de Químicas. Febrero 1998
- Corbella Tena, R.J. 1999. Levels of polychlorinated biphenyls in *Patella piperata* from the coast of Fuerteventura (Canary islands Spain). *Chemosphere* Vol. 38, Nº. 10 : 2303-2313.
- D'Ilio, S., D. Mattei , M.F. Blasi , A. Alimonti , S. Bogialli . The occurrence of chemical elements and POPs in loggerhead turtles (*Caretta caretta*): An overview. *Marine Pollution Bulletin* 62 : 1606–1615, 2011.
- García Montelongo FJ, Díaz C, Larrechi García MS, Rius García X, Galindo L (1994) Heavy metals in three fish species from the coastal waters of Santa Cruz de Tenerife (Canary Islands). *Scientia Marina* 58 (3):179-183
- Greenpeace, 2008. Informe “Contaminación en España”. Febrero, 2008.
- Greenpeace 2010. Destrucción a toda costa 2010, Canarias.
- Hernández OD, Gutiérrez ÁJ, González-Weller D, Lozano G, Melón EG, Rubio C, Hardisson A Accumulation of toxic metals (Pb and Cd) in the sea urchin *Diadema aff. antillarum* Philippi, 1845, in an oceanic island (Tenerife, Canary Islands). *Environmental Toxicology* 25 (3):227-233



ICES. 2008. Report of the Fourth ICES/OSPAR Workshop on Integrated Monitoring of Contaminants and their Effects in Coastal and Open Sea Areas (WKIMON IV), 5–7 February 2008, ICES, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2008/ACOM:49. 82 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. and 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.

Lozano G, Brito A, Hardisson A, Gutiérrez Á, González-Weller D, Lozano I (2009) Content of Lead and Cadmium in Barred Hogfish, *Bodianus scrofa*, Island Grouper, *Mycteroperca fusca*, and Portuguese Dogfish, *Centroscymnus coelolepis*, from Canary Islands, Spain. *Bull Environ Contam Toxicol* 83 (4):591-594

Lozano G, Herraiz E, Hardisson A, Gutiérrez A, González-Weller D, Rubio C (2010) Heavy and trace metal concentrations in three rockpool shrimp species (*Palaemon elegans*, *Palaemon adspersus* and *Palaemon serratus*) from Tenerife (Canary Islands). *Environmental Monitoring and Assessment* 168 (1):451-460

Martín, J. F.; 2005. Los espacios marítimos y el problema de su delimitación en la posición geopolítica del Archipiélago canario. *Geo Crítica / Scripta Nova*. Revista electrónica de geografía y ciencias sociales. Barcelona: Universidad de Barcelona, 15 de marzo de 2005, vol. IX, núm. 185. <<http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-185.htm>> [ISSN: 1138-9788]

Orós, J., O.M. González-Díaz, P. Monagas. 2009. High levels of polychlorinated biphenyls in tissues of Atlantic turtles stranded in the Canary Islands, Spain. *Chemosphere* 74 : 473–478,.

OSPAR. 2007a. Background Document on Biological Effects Monitoring Techniques, OSPAR Commission, London. 122 pp.

OSPAR. 2007b. EcoQO Handbook, Handbook for the application of Ecological Quality Objectives in the North Sea, OSPAR Commission, London. 66 pp.

OSPAR. 2008. CEMP Assessment Manual. Co-ordinated Environmental Monitoring Programme Assessment Manual for contaminants in sediment and biota. Monitoring and Assessment Series. OSPAR, London, 2008..

Peña E, Conde JE, Montelongo FG (1996) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and n-Alkanes in *Osilius attratus* from the Coast of Tenerife (Canary Islands). *Bull Environ Contam Toxicol* 57 (5):803-810



Peña-Mendez EM, Astorga-España MS, Garcia-Montelongo FJ (1999) Interpretation of analytical data on n-alkanes and polynuclear aromatic hydrocarbons in *Arbacia lixula* from the coasts of Tenerife (Canary Islands, Spain) by multivariate data analysis. *Chemosphere* 39 (13):2259-2270

Peña-Méndez EM, Astorga-España MS, Garcia-Montelongo FJ (2001) Chemical fingerprinting applied to the evaluation of marine oil pollution in the coasts of Canary Islands (Spain). *Environ Pollut* 111 (2):177-187

Peña Méndez EM, Astorga España MS, García Montelongo F (1996) Polychlorinated biphenyls in two mollusc species from the coast of Tenerife (Canary Islands, Spain). *Chemosphere* 32 (12):2371-2380

Ramírez Cañada R (2009) Moluscos gasterópodos como bioindicadores en el Archipiélago Canario: de procesos naturales a causas antropogénicas. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, España

Riera R, Perez O, Monterroso O, Rodríguez M, Ramos E, Díaz A, Sánchez J, Durán C, Gonzalez M, Reguera P (2007a) Caracterización y análisis de la calidad de las aguas costeras de Canarias. Isla de Gran Canaria. Diciembre de 2007. C.I.M.A – CIS, Informe Técnico (2), 480 pp.

Riera R, Pérez O, O. Monterroso, Rodríguez M, Ramos E, Díaz A, Sánchez J, Durán C, González M, Reguera P (2007b) Caracterización y análisis de la calidad de las aguas costeras de Canarias. Isla de Tenerife. Diciembre de 2007. C.I.M.A – CIS, Informe Técnico (1), 541 pp.

Smith B.S. 1971. Sexuality of the American mud snail, *Nassarius obsoletus* (Say). *Proceedings of the Malacological Society of London*, 39, 377-378.

Smith B.S. 1981. Tributyltin compounds induce male characteristics on female mud snails *Nassarius obsoletus* = *Ilyanassa obsoleta*. *Journal of Applied Toxicology* 1, 141-144.

Webster L, Fryer R, Davies I, Roose P, Moffat C . 2009. Background Document on CEMP Assessment Criteria for QSR 2010. *Monitoring and Assessment Series*. OSPAR, London.