

ROM 5.1. Calidad de las aguas litorales en áreas portuarias

Aplicación de la ROM 5.1-05 al Puerto de Gijón

Juan Luis Doménech¹, Bárbara Ondiviela², Aina García², María Luisa Sámano², José A. Revilla, José A. Juanes, Xabier Guinda, Itxaso Carranza, Juan Luis Carrascal³, José Manuel Álvarez³, Ramón Muñoz-Calero¹

⁽¹⁾ Autoridad Portuaria de Gijón. Claudio Alvargonzález 32, 33201 Gijón, Asturias.
jdomenech@puertogijon.es, rmunoz@puertogijon.es.

⁽²⁾ Grupo de Emisarios Submarinos e Hidráulica Ambiental, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria. Av. de los Castros s/n, 39005 Santander, Cantabria. ondiviela@unican.es, garciagoa@unican.es, marisa@emisarios.unican.es, revillaj@unican.es, juanesj@unican.es, xabi@emisarios.unican.es, itxascarranza@hotmail.com

⁽³⁾ Ingenieros Asesores. Parque Tecnológico de Asturias Parcela 39 Llanera (Asturias).
jcarrascal@utecabotorres.com, jalvarez@utecabotorres.com

RESUMEN

El puerto de Gijón además de un nodo básico del sistema de transportes, es un foco de actividad en el que convergen numerosos intereses y usos sociales, económicos e industriales. Ante la necesidad de seguir manteniendo estos usos de una forma ambientalmente sostenible surge en el puerto de Gijón el interés por gestionar de manera integral la calidad de sus aguas. En respuesta a esta necesidad, la Autoridad Portuaria de Gijón firmó a finales del 2005 un Convenio con Puertos del Estado con el objeto de llevar a cabo la validación del documento de la Recomendación de Obras Marítimas de “Calidad de las aguas litorales en áreas portuarias” (ROM 5.1) (Puertos del Estado, 2005). En el presente artículo se refieren los primeros resultados de la validación mencionada.

INTRODUCCIÓN

El puerto de Gijón representa uno de los principales nodos de transporte en el norte peninsular. Su estratégica ubicación geográfica ha hecho de él un foco de actividad en el que convergen numerosos intereses y usos comerciales, industriales y sociales. El constante e intenso crecimiento de la actividad portuaria y la necesidad de dar respuesta a los mercados abiertos por las nuevas políticas comunitarias en materia de transporte requerían del puerto una inmediata adaptación.

La respuesta vino de la mano de un proyecto de ampliación que, con un presupuesto de 579 millones de euros, va a modificar de una forma absoluta el perfil y la geometría de la actual línea de costa. Dicha ampliación se basa en la construcción de una nueva dársena adosada al Cabo de Torres por su parte Este y al Norte del actual Dique Príncipe de Asturias. Estas obras comprenden la construcción, entre otros, de un dique de abrigo de 3.834 metros de longitud, la utilización de 1.806.907 m³ de escollera y 33.560.125 m³ de rellenos.

Sin embargo, el posicionamiento del puerto en un futuro exige no sólo la ejecución de complejas y costosas obras marítimas, sino también la articulación del puerto en su entorno social, económico y ambiental. Esto implica que la gestión de su espacio acuático debe realizarse en el ámbito de la legislación vigente, cuyo desarrollo actual se establece en relación a los principios que emanan de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE). Esta directiva aporta grandes mejoras en materia de gestión integrada y sostenible de nuestros recursos hídricos, al encontrarse regulados todos los tipos y usos del agua, por lo que tiene un efecto directo sobre la gestión actual y futura de las aguas portuarias (Revilla, 2001).

En este mismo sentido, cabe indicar que la Declaración de Impacto Ambiental (DIA) del proyecto de ampliación incluye un plan de vigilancia de calidad de las aguas, cuyo desarrollo ha tratado de adaptarse a los requerimientos establecidos en dicha normativa, con el fin de evitar una duplicidad de esfuerzos y colaborar de forma proactiva y anticipada en un mejor conocimiento del estado de las masas de agua portuarias.

Con este espíritu, Puertos del Estado consideró necesaria la redacción de una Recomendación de Obras Marítimas sobre la calidad de aguas litorales en áreas portuarias (ROM 5.1), con el fin de obtener una primera herramienta para la gestión integral de sus masas de agua, donde se tuviera en cuenta la singularidad de estos espacios, tanto desde el punto de vista de la propia ordenación física y de usos de la Zona de Servicio Portuario, como de las características e importancia estratégica de las actividades que en ellos se desarrollan o de los requerimientos ambientales realistas que se pretende alcanzar en los mismos.

Por todo ello, en mayo de 2005, finalizada la redacción de la ROM 5.1, la Autoridad Portuaria de Gijón se postuló como puerto piloto para llevar a cabo la validación de la citada Recomendación. El proyecto de validación, en marcha desde el mes de noviembre de 2005, tiene por objeto aplicar la metodología de la ROM 5.1 para mejorar las deficiencias o debilidades que pudieran detectarse en el procedimiento metodológico descrito. Para ello, en el próximo año y medio se aplicarán cada uno de los programas en torno a los que se estructura la citada metodología: delimitación de usos y tipificación de masas de agua, evaluación y gestión de riesgos ambientales, vigilancia ambiental y gestión de episodios contaminantes.

Por último, al amparo del cumplimiento de lo establecido en la Declaración de Impacto Ambiental, el puerto de Gijón inició en el 2005 una exhaustiva vigilancia ambiental del medio pelágico y bentónico de las masas de agua portuarias, actividad que se está completando con las actividades previstas en el proyecto de validación de la Recomendación. Dicha actuación combinada pretende, por lo tanto, dar una respuesta de forma simultánea a una serie de requerimientos ambientales de carácter obligatorio (Declaración de Impacto Ambiental) y voluntario (Directiva Marco del Agua y la validación y calibración de la ROM 5.1) que pone en evidencia el interés y compromiso ambiental de la Autoridad Portuaria.

De ahí que la vigilancia que se está llevando a cabo en Gijón es más ambiciosa de la que requiere la propia ROM. Así, además de las campañas de toma de datos necesarias para valorar la calidad de las masas de agua se están efectuando campañas para el seguimiento de las comunidades bentónicas de fondo duro y blando (2 campañas anuales de toma de datos cada una), campañas de comunidades fitoplanctónicas (una campaña anual), y un plan de vigilancia pesquero,

aspectos que redundarán en el proceso de validación de los propios sistemas de valoración propuestos en la ROM 5.1.

OBJETIVOS

El objetivo del presente artículo es describir los primeros resultados de las actuaciones llevadas a cabo hasta el momento en la aplicación de cada uno de los cuatro programas que constituyen la ROM 5.1 (Fig. 1).



Figura 1. Procedimiento metodológico de la ROM 5.1.

PROGRAMA DE DELIMITACIÓN DE USOS Y TIPIFICACIÓN DE MASAS DE AGUA

METODOLOGÍA

De acuerdo a lo establecido por la Directiva Marco del Agua (DMA) la gestión de los sistemas acuáticos pasa por definir masas de agua, unidades de gestión de los sistemas acuáticos básicas e independientes. A tal efecto, el primer paso en la aplicación de la ROM 5.1. es la delimitación de usos y la tipificación de las masas de agua en la Zona de Servicio Portuario.

La **delimitación de usos** consiste en la localización de las zonas del espacio portuario en las que, con base en lo establecido por la Ley 48/2003, se llevan a cabo usos portuarios y no portuarios (zonas protegidas por la Directiva Marco del Agua). De acuerdo con la ROM, la gestión de estos últimos ha de ser responsabilidad de las autoridades competentes (Sanidad, Medio Ambiente, etc.).

Para realizar esta labor en el Puerto de Gijón se ha contado con la información recogida en el Plan de utilización de espacios portuarios del Puerto, aprobado por la Orden del 10 de diciembre de 1999, que permite identificar y localizar los usos portuarios (terrestres y acuáticos) y no portuarios en la Zona de Servicio, reconociendo, además, la extensión de las Zonas I y II.

Por otro lado, la **tipificación de las masas de agua** es el proceso mediante el cual los espacios portuarios previamente delimitados se clasifican dentro de categorías y tipos. En primer lugar, el *establecimiento de categorías* se fundamenta en el reconocimiento del carácter modificado o no modificado de las aguas superficiales con base en el grado de alteración física o hidromorfológica al que hayan sido sometidas.

Así, de forma general se definen como “*masas de agua modificadas*” todas aquellas aguas superficiales que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, han experimentado un cambio sustancial en su naturaleza. Por ello, en este caso se clasifican directamente como modificadas todas las masas de agua de la Zona de Servicio Portuario confinadas en dársenas. En aquellos casos en los que se tienen dudas razonables sobre la alteración se aplica el procedimiento específico establecido en la ROM 5.1.

De forma complementaria, se establece que las “*masas de agua no modificadas*” son las que no han experimentado alteraciones físicas producidas por la actividad humana. Según la influencia fluvial a la que estén sometidas estas últimas podrán tener una categoría de “no modificada de transición” o “no modificada costera”.

En segundo lugar, la *asignación de tipos a las masas de agua* es el proceso mediante el cual se reconocen, si fuera el caso, unidades homogéneas en las aguas superficiales pertenecientes a cada categoría y se asignan a un tipo específico.

En el caso de las *masas de agua modificadas* dicho reconocimiento se realiza mediante la combinación de dos características físicas: la clase de sustrato y el tiempo de renovación. La primera variable se cuantifica en términos del porcentaje de fondo rocoso o sedimentario a partir de la información geofísica de la que dispone la propia Autoridad Portuaria. Para el cálculo del tiempo de renovación se aplica la metodología propuesta por García y otros (2006), basada en la utilización de modelos numéricos desarrollados en la Universidad de Cantabria para estudiar el transporte de un trazador conservativo introducido de forma homogénea en cada masa de agua modificada. Si en el transcurso de siete días el 90% de la masa inicial del trazador introducido se ha disipado, la tasa de renovación se valora como aceptable. En caso contrario, la tasa de renovación se considera baja.

El proceso finaliza con la asignación de un tipo a cada masa de agua modificada, de acuerdo con las denominaciones establecidas en la Tabla 1.

TASA DE RENOVACIÓN	CLASE DE SUSTRATO	
	Duro (> 50% Fondo Rocos)	Blando (< 50% Fondo Rocos)
Baja (> 7 días)	M1	M2
Aceptable (≤ 7 días)	M3	M4

Tabla 1. Tipos de masas de agua modificadas

Las *masas de agua no modificadas* se tipifican, asimismo, a partir de dos descriptores: la clase de sustrato (duro o blando), estimado igual que en el caso anterior, y el carácter costero o de transición de la masa de agua, según la influencia fluvial a la que esté sometida. Del cruce de éstos se obtienen los cuatro tipos de masas de agua no modificadas definidas en la Tabla 2.

CÁRACTER	CLASE DE SUSTRATO	
	Duro (> 50% Fondo Rocos)	Blando (< 50% Fondo Rocos)
Transición	N1	N2
Costeras	N3	N4

Tabla 2. Tipos de masas de agua no modificadas.

El desarrollo de la información básica correspondiente a cada uno de los descriptores indicados, así como toda la información espacial relativa a los usos en

la Zona de Servicio Portuaria, se ha gestionado utilizando un Sistema de Información Geográfica (SIG) mediante el desarrollo de un proyecto en arquitectura Arc View 3.2.

RESULTADOS

En la **delimitación de usos del espacio portuario** del Puerto de Gijón se han reconocido usos portuarios (terrestres y acuáticos) y usos no portuarios. Los *usos portuarios terrestres* se concentran en cuatro grandes áreas: puerto deportivo (náutico-deportivo), zona de astilleros (complementario industrial), puerto de El Musel (pesquero, comercial portuario, mercancías peligrosas-productos inflamables, complementario de usos restringidos) y Aboño (complementario en general) (Fig. 2). Por otra parte, de acuerdo con el citado plan, los *usos portuarios acuáticos* (fondeo y navegación) se realizan tanto en la Zona I como en la Zona II del puerto (Fig. 2).

Se observa, por lo tanto, que con la excepción de la explanada de Aboño, situada al oeste del Cabo de Torres fuera de la Zona de Servicio Portuario, la Zona I engloba los tres centros principales de actividad portuaria en su ámbito terrestre (Musel, Puerto deportivo y Astilleros). Sin embargo, la propia configuración de estos tres espacios acuáticos les confiere una morfología eminentemente artificial al estar prácticamente confinadas en las dársenas portuarias.

Caso diferente es el de la zona acuática que completa la extensión de la Zona I, cuya conexión con el entorno costero próximo es evidente, aunque manteniendo una estrecha relación con las zonas de actividad estrictamente portuarias.

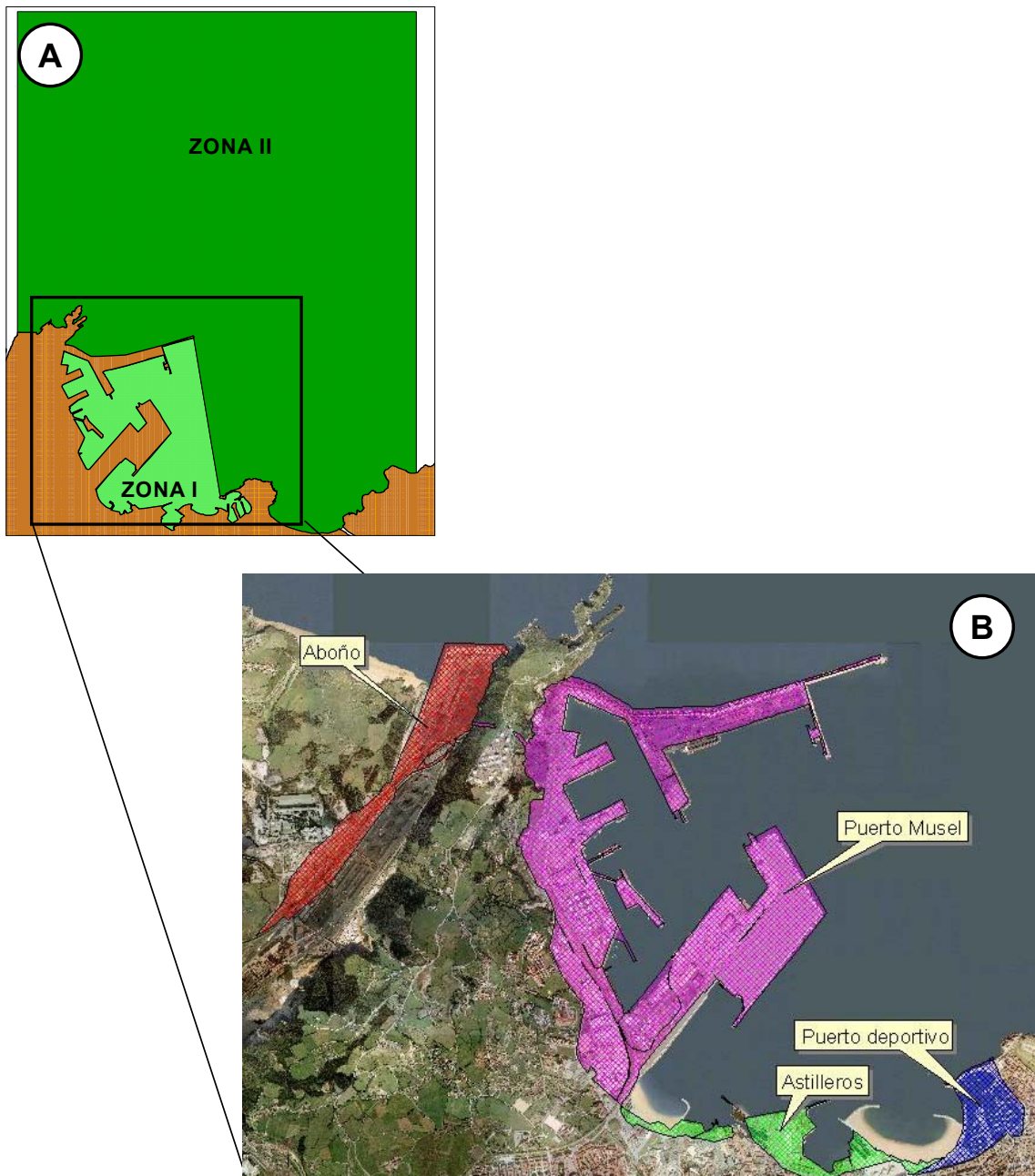


Figura 2. (A) Extensión de las zonas I y II del Puerto de Gijón y (B) detalle de las zonas terrestres portuarias.

De acuerdo con lo anterior, se han planteado tres posibles alternativas para la delimitación preliminar del espacio portuario, que será objeto de análisis en las siguientes tareas de este programa, que finalizará en la delimitación y tipificación de las masas de agua. Éstas son las definidas a continuación (Fig. 3):

1. Considerar únicamente dos espacios acuáticos, definidos por las Zonas I y II establecidas en el Plan de utilización de espacios portuarios (Fig. 3A).

2. Considerar de forma independiente cada uno de los tres espacios acuáticos afectados por los usos portuarios terrestres (Musel, Puerto deportivo y Astilleros), así como los espacios acuáticos restantes de la Zona I y el correspondiente a la Zona II (Fig. 3B).
3. Considerar los mismos espacios que en el caso anterior, pero integrando los dos últimos espacios definidos (resto de Zona I y Zona II) en un mismo espacio (Fig. 3C).

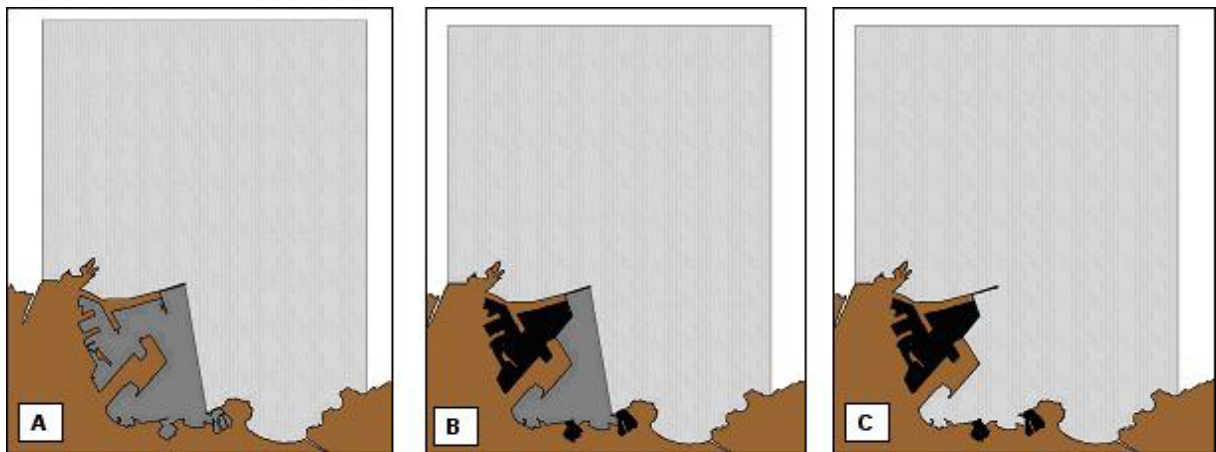


Figura 3. Alternativas de delimitación preliminar del espacio portuario.

Por último, en la Zona de Servicio se reconoce como único *uso no portuario* el recreativo en las zonas de baño (Arbeyal, Poniente, San Lorenzo, Cervigón, Peñarrubia, Cagonera y Estaño), zonas protegidas según la DMA (Fig. 4).

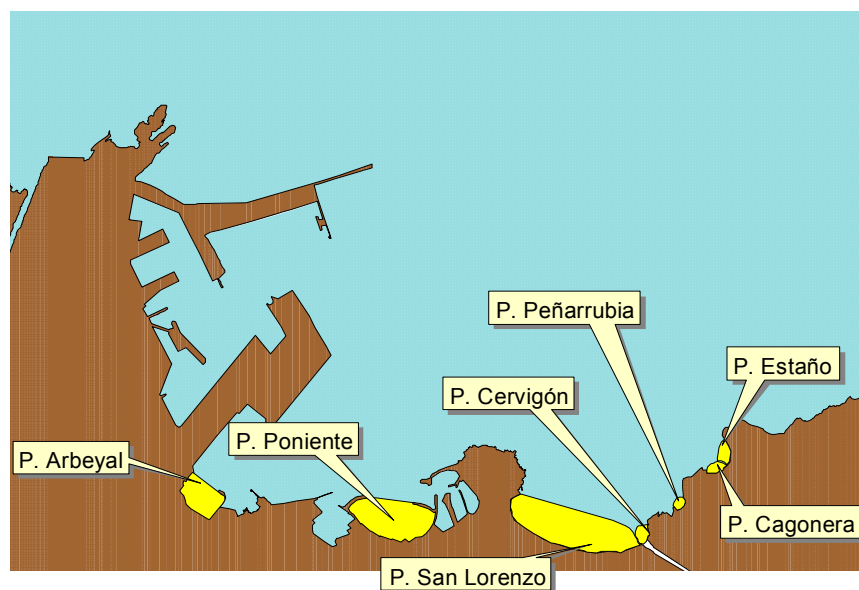


Figura 4. Usos no portuarios próximos a la Zona de Servicio del Puerto de Gijón.

En la **tipificación de las masas de agua** y, más concretamente, en el *establecimiento de categorías* se han reconocido tres masas de agua modificadas: el Puerto de El Musel, el Puerto deportivo y los Astilleros (Fig. 3). Las dos primeras masas, además de presentar alteraciones hidromorfológicas y estar confinadas, se encuentran sometidas a una importante presión antrópica. En el caso de los Astilleros, si bien también presentan alteraciones hidromorfológicas, su reducido tamaño y, sobre todo, la modificación actual de usos y actividades en dicha zona justifican su exclusión como masa de agua independiente.

Un caso distinto es el del espacio acuático de la Zona I no confinado en dársenas. Tras la aplicación del procedimiento de asignación de masas de agua modificadas, se ha constatado que por sus características hidrodinámicas este espacio debe considerarse como una masa de agua no modificada. Del mismo modo, dada la ausencia de aportes continentales significativos en el ámbito espacial de esta masa de agua, ésta se ha englobado dentro de la categoría de aguas costeras.

El resto de la superficie que comprende la Zona de Servicio Portuaria (Zona II) se ha reconocido asimismo como una única masa de agua no modificada. Además, partiendo de la asunción de que las aportaciones de las rías de Aboño y del Piles

representan un porcentaje poco significativo respecto al volumen total de la masa de agua, se considera que tiene un carácter eminentemente costero.

Con el objeto de realizar la *asignación de tipos* a cada masa de agua se procedió a la caracterización del tipo de sustrato, descriptor común en las masas de agua modificadas y no modificadas. En todas las masas de agua definidas (Musel, Puerto deportivo y masas de agua no modificadas costeras) predomina un sustrato de fondo blando (>50% zonas sedimentarias). En el caso de las masas de agua no modificadas esta uniformidad en las características sedimentarias junto a su pertenencia a la misma categoría (aguas costeras) pone de manifiesto la homogeneidad que, a priori, se observa en todo ese espacio acuático. Esta segregación espacial de la Zona de Servicio Portuaria se aproxima a la tercera alternativa planteada (Fig. 3C).

Por otra parte, se han estimado los tiempos de renovación de las masas de agua modificadas. En las figuras 5 y 6 se representa gráficamente el transporte del trazador conservativo en las masas de agua de El Musel y del Puerto deportivo, en seis instantes concretos de los siete días (0, 36, 66, 99, 132 y 168 horas). Como se puede observar, transcurridos siete días, una parte importante del trazador permanece en el interior de la dársena de El Musel (Fig. 5). Por el contrario, la cantidad de trazador que permanece en el interior del Puerto deportivo es despreciable (Fig. 6).

Dado que anteriormente se ha propuesto la no inclusión como masa de agua modificada independiente la zona de los Astilleros, no se ha realizado el análisis de este descriptor en dicho espacio acuático.

Concentración trazador conservativo (mg/l)

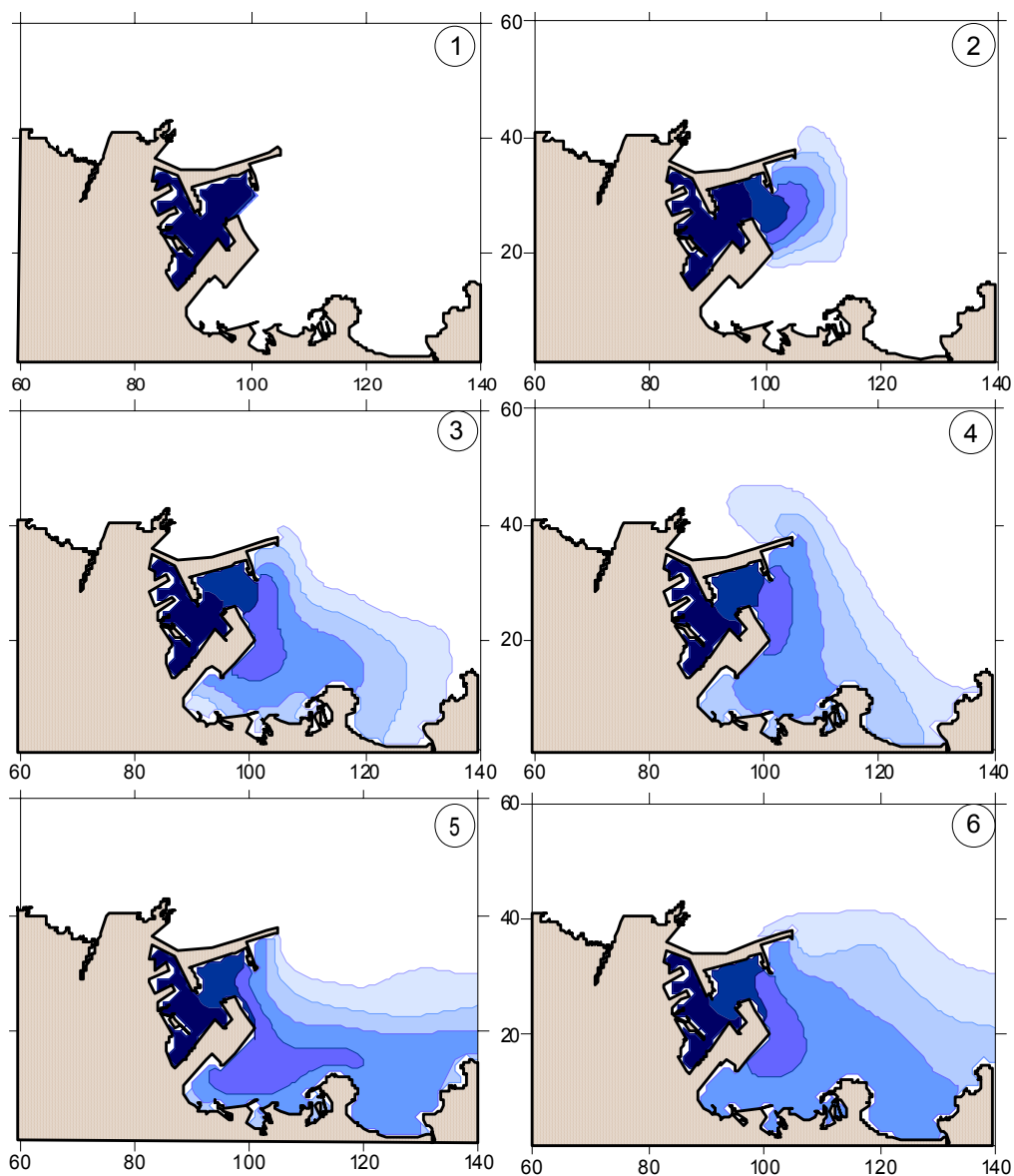
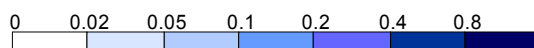


Figura 5. Evolución del trazador conservativo en la Masa de agua del Musel.

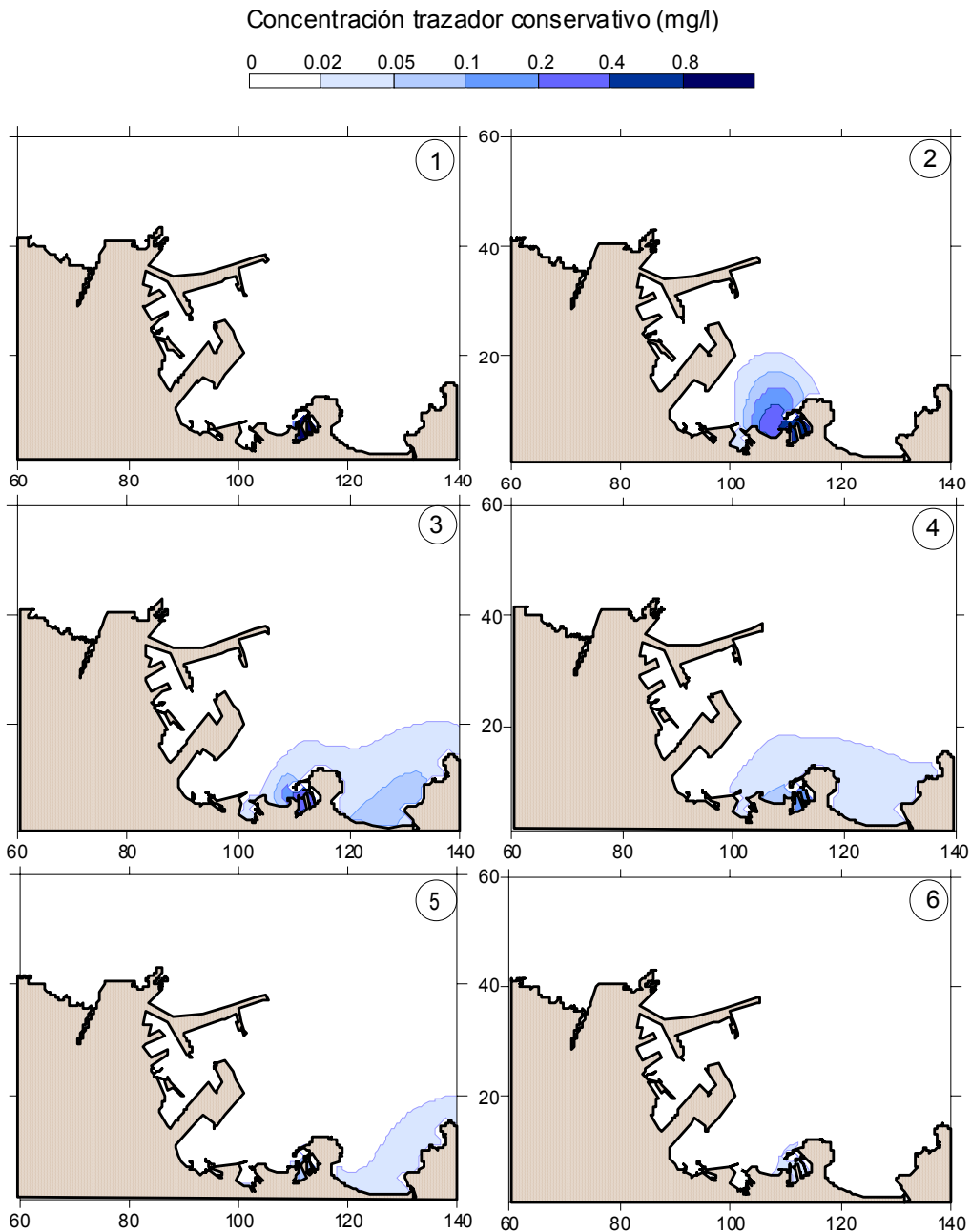


Figura 6. Evolución del trazador conservativo en la Masa de agua del Puerto deportivo.

Las diferencias en las dimensiones, geometría, volumen y, en definitiva, el efecto de las corrientes hidrodinámicas sobre el trazador conservativo, determinan que cada una de las dos masas de agua tenga una tasa de renovación distinta. La masa de agua de El Musel, con un porcentaje de masa residual al cabo de siete días superior al 10% (73.7%), tiene una renovación baja, mientras que la masa de agua del Puerto deportivo, con un porcentaje de masa residual del 4.1%, tiene una renovación aceptable (Tabla 3).

	Porcentaje de masa residual	Tasa de renovación
Masa de agua de El Musel	73.7 ± 0.9 ($\alpha=0.05$)	Baja
Masa de agua del Puerto deportivo	4.1 ± 0.7 ($\alpha=0.05$)	Aceptable

Tabla 3. Valoración de la tasa de renovación de las masas de agua modificadas.

Por todo ello, de acuerdo con los criterios de tipificación establecidos en las tablas 1 y 2 se asignan los siguientes tipos a las masas de agua:

- El Musel: **M2** (fondo blando y renovación baja).
- Puerto deportivo: **M4** (fondo blando y renovación aceptable).
- Costeras (interior y exterior): **N4** (fondo blando y carácter costero).

En principio, se opta por la alternativa que unifica las dos masas de agua costeras en una sola, ya que, fruto de los resultados de la tipificación se observa que ambas masas de agua (interior y exterior) son del mismo tipo, N4.

DISCUSIÓN

La aplicación práctica de la ROM 5.1 en el Puerto de Gijón tiene por objeto calibrar y validar los diferentes procedimientos metodológicos que en ella se describen. La delimitación de usos del espacio portuario permite, por un lado, conocer dónde se concentran las presiones antrópicas y, por otro, localizar tanto las masas de agua modificadas como las zonas protegidas en el ámbito de aplicación. Asimismo, esta información es útil en tanto que las masas de agua modificadas albergan, en muchos casos, la mayor parte de los usos portuarios.

Quizás el aspecto más importante de esta ordenación del medio acuático es que debe responder a la necesidad que tiene la Autoridad Portuaria para gestionar los riesgos ambientales y valorar la calidad de cada una de las masas de agua. Cabe resaltar que el proceso de identificación de masas de agua a través de los diferentes descriptores establecidos en la Recomendación (grado de alteración hidrodinámica, carácter costero o de transición, sustrato y tasa de renovación) proporciona distintas propuestas de delimitación de masas de agua todas ellas factibles para la gestión de un mismo medio acuático. En el caso concreto del Puerto de Gijón se han barajado hasta tres propuestas distintas para la delimitación de las masas de agua.

La primera propuesta delimita dos únicos espacios portuarios, uno modificado y otro no modificado, la Zona I y la Zona II respectivamente. Esta primera alternativa se basa fundamentalmente en la delimitación del espacio portuario acuático definida por el puerto, con lo cual se aproxima considerablemente a su política de gestión. No obstante, esta propuesta se descarta debido a que el espacio acuático de la Zona I que no se encuentra confinado en dársenas y, por lo tanto, no está sometido a alteraciones hidromorfológicas significativas como para considerarse masa de agua modificada.

Por otro lado, en las dos alternativas restantes se diferencian tres masas de agua modificadas confinadas en dársenas: El Musel, el Puerto deportivo y la zona de Astilleros. De todas formas, en ambas alternativas se consideran finalmente dos masas de agua modificadas, descartando la delimitación de la zona de Astilleros como masa de agua modificada independiente debido a su escasa superficie y a la disminución de la actividad industrial que en ésta se realiza.

Respecto a estas dos alternativas, cabe señalar que, a efectos de gestión, ambas son válidas siendo la única diferencia existente entre ellas la consideración de dos masas de agua no modificadas costeras, o la integración de éstas en una única masa de agua. La alternativa de fragmentar la masa de agua costera en dos se basa en la diferenciación existente entre la zona interior y la exterior, separadas por el límite establecido entre las Zonas I y II. La zona interior está expuesta a un mayor número de emisiones contaminantes procedentes de las diferentes presiones antropogénicas realizadas en el medio, además, se encuentra ligeramente resguardada de la acción de las corrientes hidrodinámicas, debido a la presencia del dique de la Osa y de la península de Cimadevilla, lo que provoca que este espacio acuático presente una renovación inferior con respecto a la zona exterior. Por el contrario, la zona externa está prácticamente inalterada hidromorfológicamente y las presiones a las que se encuentra sometida son mínimas.

De todas formas, en principio se considera la posibilidad de integrarlas en una única masa de agua, ya que ambas son del mismo tipo, N4, masas de agua no modificadas costeras con fondo blando. No obstante, fruto de los resultados obtenidos en el Programa de Evaluación y Gestión de Riesgos Ambientales y el Programa de Vigilancia Ambiental se podrán corroborar las hipótesis expuestas

sobre las diferencias existentes entre las dos zonas, lo que permitirá fragmentarla en el caso de que se considere necesario para una mejor gestión integral del medio.

PROGRAMA DE EVALUACIÓN Y GESTIÓN DE RIESGOS AMBIENTALES

METODOLOGÍA

El procedimiento metodológico descrito en la ROM 5.1 para llevar a cabo el programa de evaluación y gestión de riesgos ambientales se basa en las siguientes etapas: a) identificación de las emisiones contaminantes, b) estimación del riesgo ambiental de cada emisión contaminante, c) valoración del riesgo ambiental, y d) propuesta de medidas preventivas o correctoras.

La aplicación de este programa al Puerto de Gijón se encuentra en estos momentos centrada en la primera etapa, es decir, en la identificación de las emisiones contaminantes y, concretamente, en la recopilación de la información relativa de las emisiones que van a incorporarse en la nueva red de saneamiento del Puerto de El Musel.

La identificación de las emisiones contaminantes se basa en la localización y caracterización de las emisiones contaminantes (puntuales y difusas) presentes en la Zona de Servicio Portuario, con el fin de conocer las presiones a las que pueda estar sometido el medio acuático portuario.

Las tareas que se han llevado a cabo hasta la fecha en el Puerto de Gijón se han centrado, en primer lugar, en la recopilación de información sobre las características de los vertidos de aquellas empresas afectadas por el diseño de la nueva red de saneamiento a través de una solicitud formal de información. En segundo lugar, con la colaboración de la Consejería de Medio Ambiente, del Ayuntamiento de Gijón y con base en experiencias realizadas en otros puertos, se ha elaborado un inventario detallado de las empresas con vertidos al medio, una normativa interna para regular el uso de la red portuaria de saneamiento y alcantarillado y un impreso de solicitud

de permiso de vertido a la red portuaria de saneamiento. Toda esta documentación fue enviada en diciembre de 2005 a todas las empresas a las que da servicio la nueva red de saneamiento, con el objeto de recabar la información correspondiente a cada una de ellas.

RESULTADOS

Fruto de la primera convocatoria de solicitud de información no se obtuvieron los resultados esperados debido a las carencias existentes en los informes remitidos por las empresas. Respecto a la segunda petición de documentación, en estos momentos la Autoridad Portuaria se encuentra en pleno proceso de análisis de solicitudes. Como consecuencia de ello, se espera obtener información suficiente para localizar y caracterizar las emisiones contaminantes, lo que permitirá estimar su riesgo y proponer medidas preventivas y correctoras según la valoración que se obtenga del mismo.

DISCUSIÓN

Este programa es quizás el más complicado de aplicar en los puertos debido a la falta de información que tradicionalmente se ha tenido sobre las emisiones contaminantes que afectan al medio acuático. Por ello, la localización y caracterización de todas las emisiones conlleva una serie de limitaciones, principalmente burocráticas, que requieren un mayor tiempo de ejecución.

Cabe mencionar que el Puerto de Gijón se ha centrado en la recopilación de información sobre aquellas empresas que van a incorporarse a la nueva red de saneamiento, no obstante, es necesario identificar el resto de emisiones contaminantes que puedan afectar al medio acuático de la Zona de Servio Portuaria.

PROGRAMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL

METODOLOGÍA

De acuerdo con la ROM 5.1, la vigilancia ambiental de las masas de agua portuarias se lleva a cabo mediante la combinación de tres planes específicos. El *Plan de Vigilancia Sistemática* valora la calidad química y el estado o potencial ecológico de las masas de agua no modificadas y modificadas, respectivamente; el *Plan de Seguimiento en Continuo* mide variables en tiempo real; y el *Plan de Inspección Visual*, vigila visualmente la calidad de las aguas.

A continuación se procede a detallar los resultados obtenidos en la aplicación de la vigilancia sistemática al Puerto de Gijón, único de los tres planes que se ha aplicado hasta el momento.

Diseño de muestreo

Las campañas de toma de datos de la vigilancia sistemática, dirigidas a valorar la calidad química y el estado o potencial ecológico de las masas de agua portuarias de Gijón, se están llevando a cabo desde mayo de 2005. En este trabajo se sintetizan los resultados obtenidos hasta diciembre de 2005.

En el entorno portuario se han establecido un total de 20 estaciones de muestreo, de las cuales 13 se han localizado en la masa de agua costera y 2 en cada una de las dos masas de agua modificadas (Musel y Puerto deportivo) (Fig. 7). De forma adicional se ha incluido una estación en la ría de Aboño, espacio que, aunque no constituye una masa de agua, por estar situada fuera de la zona de servicio, alberga una intensa actividad portuaria e industrial en su margen terrestre que si forma parte de la zona portuaria (estación A20). Asimismo, con el objeto de disponer de datos que permitan conocer la influencia del puerto, en el entorno costero próximo se han incluido dos estaciones de referencia, una localizada en las proximidades de la playa de Xivares (estación A7) y otra en el entorno de Cabo Peñas (estación A6). No obstante, estas estaciones serán utilizadas únicamente como valores de comparación.

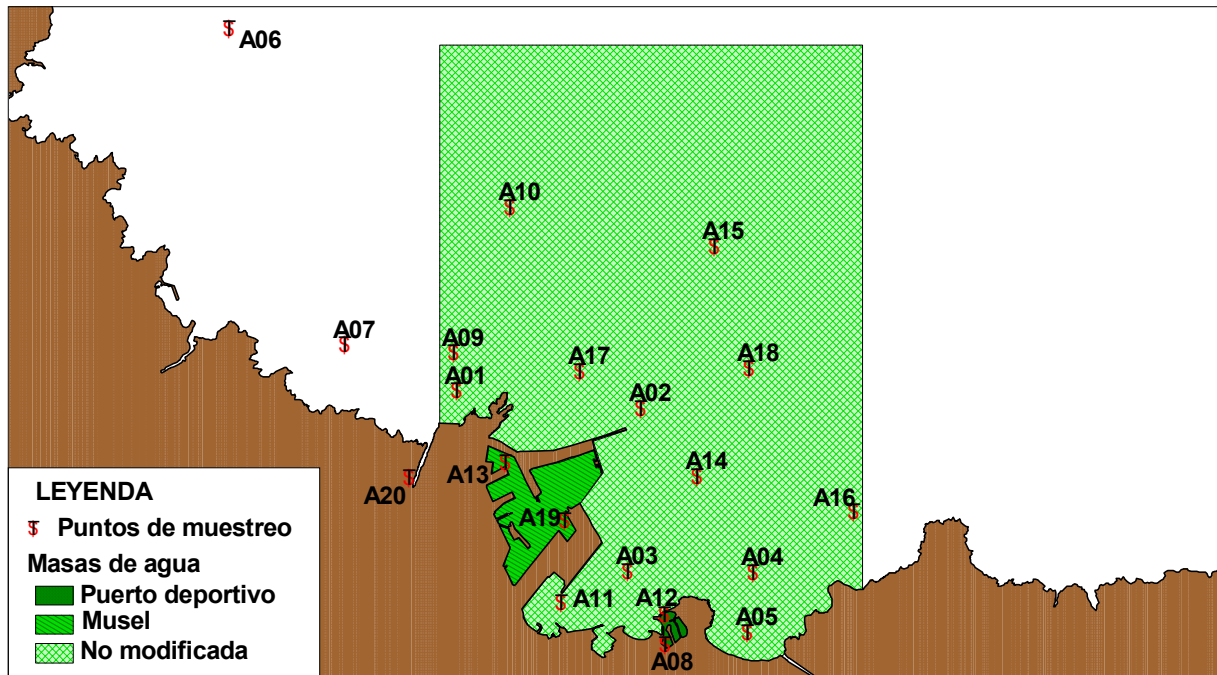


Figura 7. Localización de las estaciones de muestreo en la zona portuaria de Gijón.

La recogida de muestras de agua se ha realizado mediante botellas Niskin y las de sedimento mediante dragas Van Veen (Fig. 8), ambas desde una embarcación equipada para el desarrollo de estudios oceanográficos.

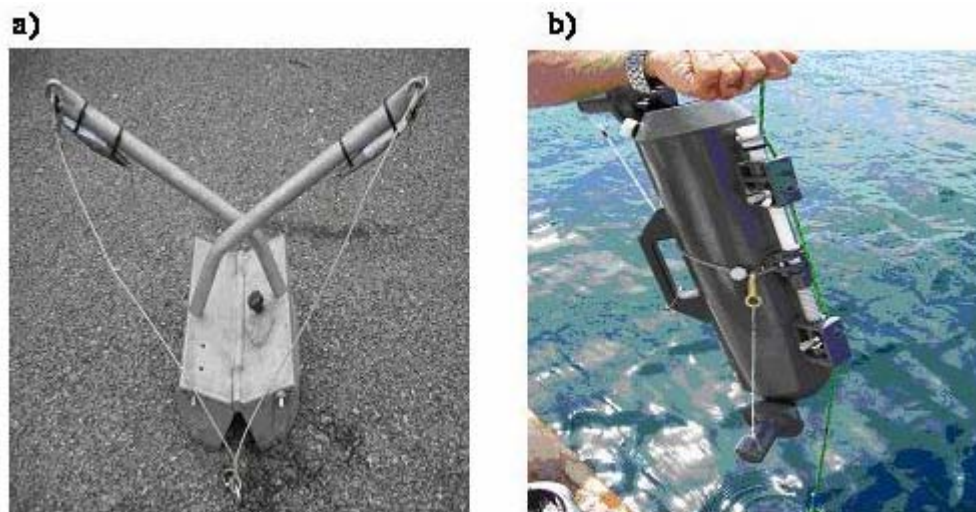


Figura 8. Instrumentos de muestreo: (a) draga Van Veen (sedimento) y (b) botella Niskin (agua).

Calidad química

De acuerdo con la ROM 5.1 la calidad química debe valorarse con base en la determinación de las sustancias prioritarias (Anejo X de la Directiva Marco del Agua) cuya presencia haya sido detectada en alguna emisión de la zona portuaria. Sin embargo, con el objeto de que este primer año de toma de datos permitiera obtener una visión completa de las características químicas de las masas de agua se ha analizado la concentración de las 33 sustancias prioritarias que establece la Directiva en las 20 estaciones de muestreo de la zona portuaria (agua y sedimento). Las muestras se recogieron en una única campaña de toma de datos llevada a cabo en mayo de 2005. Las técnicas analíticas utilizadas han sido las especificadas para cada sustancia en la Recomendación.

La calidad química del agua se ha valorado con base en los objetivos de calidad establecidos por la ROM para cada una de las 33 sustancias. En los sedimentos, ante la ausencia de un valor de referencia equivalente, se aplicará el principio de “mantenimiento del estado actual”, según el cual la concentración de las sustancias prioritarias no debe aumentar de forma significativa en el tiempo (concentración 50% superior al valor de la primera campaña de toma de datos). Por ello, el registro inicial de este año servirá de punto de partida para las valoraciones posteriores.

Estado y potencial ecológico

Para la valoración del estado ecológico (masas de agua no modificadas) y del potencial ecológico (masas de agua modificadas) se han llevado a cabo campañas mensuales de toma de datos en tres profundidades de la columna de agua (superficie, media profundidad y fondo) y una única campaña anual del medio bentónico (fondo blando).

Las variables físico-químicas medidas en el agua han sido las establecidas por la ROM 5.1 para definir la calidad del agua. De acuerdo con el tipo de medida efectuada éstas pueden clasificarse en dos grupos. 1) variables medidas *in situ*: temperatura (°C), salinidad (UPS), oxígeno disuelto (mg l^{-1}), turbidez (NTU) y clorofila a ($\mu\text{g l}^{-1}$); 2) variables medidas en laboratorio: hidrocarburos totales (mg kg^{-1})

y detergentes (mg kg^{-1}). En la Tabla 4 se indican las profundidades en las que se han medido cada uno de los indicadores.

Profundidad	Superficie	Media profundidad	Fondo
Temperatura, Salinidad, Oxígeno Disuelto, Turbidez	x	x	x
Clorofila a	x	x	-----
Hidrocarburos y detergentes	x	-----	-----

Tabla 4. Variables físico-químicas medidas en la columna de agua.

De igual forma, las variables medidas en el sedimento pueden clasificarse en dos tipos. 1) variables de contaminación orgánica: nitrógeno total Kjeldahl (NTK) (mg/kg), carbono orgánico total (COT) (%) y fósforo total (PT) (mg/kg); 2) variables de contaminación química, dentro de éstas pueden distinguirse, a su vez tres grupos de compuestos: 2a) metales pesados (mg/kg): arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, zinc y plomo; 2b) Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) (mg/kg): naftaleno, antraceno, fenantreno, fluoranteno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno, benzo(k)fluoranteno, indeno(1,2,3-cd)pireno y 2c) Bifenilos Policlorados (PCBs) (mg/kg): 2,4,4'-triclorobifenilo (PCB28), 2,2',5,5'-tetraclorobifenilo (PCB52), 2,2',4,5,5'-pentaclorobifenilo (PCB101), 2,3',4,4',5-pentaclorobifenilo (PCB118), 2,2',3,4,4',5'-hexaclorobifenilo (PCB138), 2,2',4,4',5,5'-hexaclorobifenilo (PCB158), 2,2',3,4,4',5,5'-heptaclorobifenilo (PCB180).

Los métodos analíticos empleados en la determinación de estos compuestos, así como la manipulación, conservación, y transporte de las muestras, se establecieron de acuerdo con los procedimientos definidos en la Recomendación para cada una de las variables.

La valoración del estado ecológico y potencial ecológico de las masas de agua se ha llevado a cabo aplicando el procedimiento metodológico definido por la ROM 5.1, por el cual la calidad de las masas de agua es el resultado de la combinación de la calidad de la columna del agua (medio pelágico) y de los fondos (medio bentónico) (Fig. 9).

Tanto el cálculo del índice de calidad del agua, como el cálculo del índice de calidad de los fondos blandos, se efectuaron a partir del valor medio de los indicadores de cada masa de agua entre mayo y diciembre de 2005.

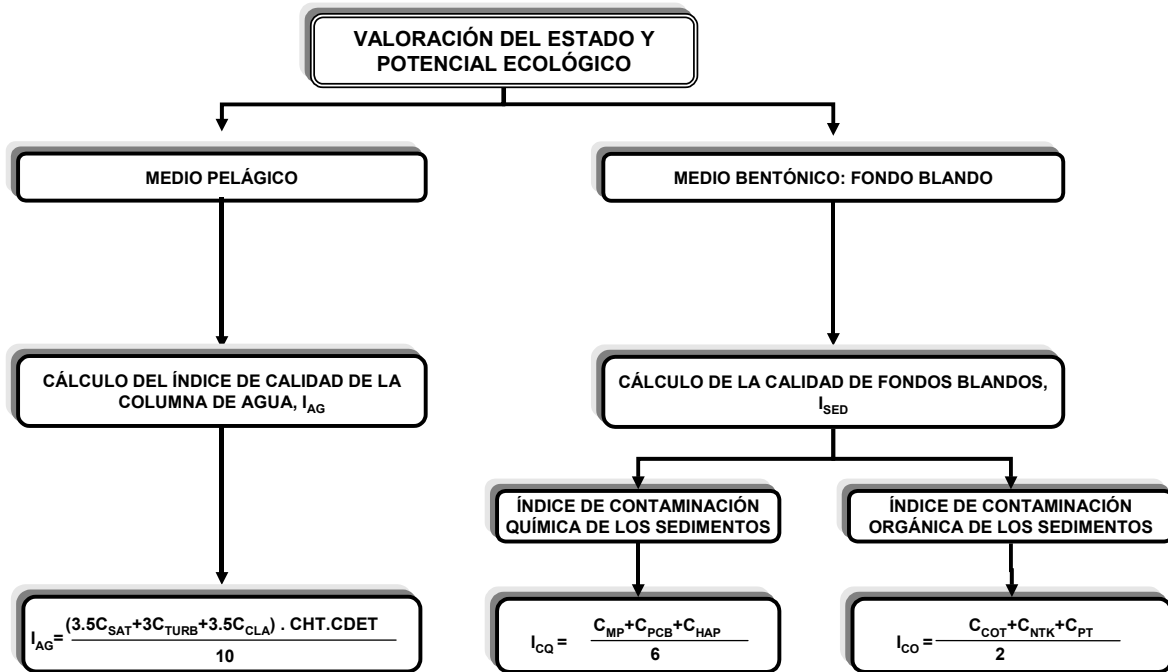


Figura 9. Valoración del estado y potencial ecológico de las masas de agua.

La siguiente tabla de doble entrada es el instrumento mediante el cual se obtiene el valor que define el estado o potencial ecológico de las masas de agua portuarias.

		Calidad del medio pelágico (I_{AG})									
		10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Calidad del medio bentónico (I_{SED}/I_{FR})	10	100	90	80	70	60	50	40	30	20	10
	9	90	81	72	63	54	45	36	27	18	9
	8	80	72	64	56	48	40	32	24	16	8
	7	70	63	56	49	42	35	28	21	14	7
	6	60	54	48	42	36	30	24	18	12	6
	5	50	45	40	35	30	25	20	15	10	5
	4	40	36	32	28	24	20	16	12	8	4
	3	30	27	24	21	18	15	12	9	6	3
	2	20	18	16	14	12	10	8	6	4	2
	1	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Tabla 5. Sistema de valoración del estado y potencial ecológico.

RESULTADOS

Valoración de la calidad química

De las 33 sustancias prioritarias utilizadas para valorar la calidad química de las masas de agua, sólo las 10 indicadas en la Tabla 6 han registrado cantidades cuantificables (por encima del límite de detección). Excepto en el Puerto deportivo, donde se ha detectado la presencia de TBT, en las otras tres zonas de estudio (masa costera, Musel y estación de Aboño) la mayor parte de las sustancias cuantificadas (8 de las 10 sustancias) son hidrocarburos aromáticos policíclicos (en adelante HAPs). En estas tres zonas de estudio se aprecia una gran uniformidad en términos de presencia de contaminantes que se manifiesta, no sólo en el tipo de sustancias presentes, sino también en el número de sustancias que se han cuantificado en cada masa de agua. No obstante esta uniformidad, los 4 incumplimientos detectados se localizan exclusivamente en el Musel y en el Puerto Deportivo.

En la masa de agua costera los cloropirifos superan el objetivo de calidad 0.002 µg/l, en la masa de agua del Puerto deportivo el tributiltín (TBT) está por encima del objetivo de calidad de 0.02 µg/l y en el Musel el benzo(a)pireno y el benzo(b)fluoranteno, superan el límite de 0.015 µg/l.

Asimismo, se observa la presencia de distintos hidrocarburos aromáticos policíclicos en varias masas de agua, para los que aún no se cuenta con valores de referencia (benzo(g,h,i)perileno, benzo(k)fluoranteno, indeno (1,2,3-cd) pireno).

VARIABLES (µg l ⁻¹)	Masa costera	Musel	Puerto deportivo	Aboño
Cloropirifos	0,003 (0.002)	nd	nd	nd
Fluoranteno	0,010	0,01	nd	0,01
Naftaleno	0,020	0,01	0,014	0,02
Benzo(a)pireno	nd	0,03 (0.015)	nd	0,01
Benzo(b)fluoranteno	0,010	0,03 (0.015)	nd	0,01
Benzo(g,h,i)perileno	0,0020	0,02	nd	0,01
Benzo(k)fluoranteno	nd	0,02	nd	nd
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,020	0,02	nd	0,01
Pentaclorofenol	0,100	nd	nd	nd
TBT (Tributiltín)	nd	nd	0,03 (0.02)	nd

nd: no detectado

Tabla 6. Resultados de la calidad química del agua. En cada masa de agua se indica la concentración media de las sustancias prioritarias cuantificadas. En negrita se resaltan las concentraciones que han superado el objetivo de calidad definido entre paréntesis.

En los fondos sedimentarios del Puerto de Gijón, las 15 sustancias cuantificadas (por encima del límite de detección) coinciden, a grandes rasgos, con las del agua. No obstante, a los PCBs y organo estánicos (TBT, MBT, DBT), también presentes en las muestras de agua, se añaden los cuatro metales pesados (cadmio, mercurio, níquel y plomo) que forman parte de la lista de 33 sustancias prioritarias (Tabla 7).

De acuerdo con el ya mencionado principio de “mantenimiento del estado actual” estas concentraciones serán las que en el futuro se utilicen como referencia en la valoración de la calidad de las masas de agua. No obstante, si comparamos los valores obtenidos con otras normativas internacionales, se observa que las concentraciones medias de algunos contaminantes, como por ejemplo el mercurio o el TBT, se encuentran en niveles elevados. De todos modos, algunos de estos compuestos se integran en los índices de valoración del potencial y estado ecológico, aspecto que permitirá su consideración.

VARIABLES (mg kg ⁻¹)	Masa costera	Musel	Deportivo	Aboño
Cadmio	0,22	0,28	0,22	0,44
Mercurio	2,09	3,23	1,35	10,60
Níquel	5,14	6,73	10,85	13,40
Plomo	47,85	130,90	115,15	55,80
Antraceno	0,16	0,19	0,32	0,28
Fluoranteno	0,58	0,88	1,63	1,60
Naftaleno	0,29	0,46	0,49	0,20
Benzo(a)pireno	0,36	0,74	1,21	0,63
Benzo(b)fluoranteno	0,41	0,82	1,50	0,42
Benzo(g,h,i)perileno	0,29	0,69	0,97	0,28
Benzo(k)fluoranteno	0,28	0,55	0,95	0,39
Indeno(1,23-cd)pireno	0,30	0,72	0,99	0,36
MBT(monobutilestaño)	0,03	0,77	0,89	nd
DBT(Dibutiltín)	nd	0,21	0,13	nd
TBT (Tributiltín)	0,04	1,18	0,64	nd

nd: no detectado

Tabla 7. Resultados de la calidad química de los sedimentos. En cada masa de agua se indica la concentración media de las sustancias prioritarias cuantificadas.

Valoración del estado y potencial ecológico

□ Medio pelágico

De las cinco variables utilizadas para valorar la calidad de la columna de agua tan sólo ha sido posible cuantificar tres (turbidez, clorofila *a*, saturación de oxígeno) dado que las concentraciones de detergentes y de hidrocarburos totales se encontraban por debajo del límite de detección. Los resultados obtenidos en las primeras campañas se indican a continuación (Fig. 10).

Turbidez

Los valores de turbidez en el entorno portuario de Gijón se caracterizan por la uniformidad de los datos. La mayor parte de las 20 estaciones de muestreo oscilan entre un máximo de turbidez de 4 NTU y un mínimo por debajo de 1 NTU. Asimismo, en el período de mayo a diciembre de 2005 el valor medio de estas estaciones se encuentra por debajo de los 2 NTU de turbidez, valor muy bajo tratándose de masas de agua costeras próximas a una zona urbana, sometidas al vertido de diferentes cauces fluviales de pequeña entidad y donde se desarrolla una importante actividad portuaria e industrial.

Sólo 5 estaciones de muestreo se escapan a este patrón general, la estación de Aboño (A20), las estaciones del Musel (A13, A19) la estación de referencia de Xivares (A7) y, en menor medida, la estación A2. Estas localizaciones oscilan entre una turbidez máxima de 11,3 NTU y 9.9 NTU registradas por las estaciones A19 y A20, respectivamente y un valor mínimo que, al igual que el resto de estaciones, está por debajo de 1 NTU (Fig. 10).

Clorofila 'a'

De la misma forma, los datos de clorofila *a* se caracterizan por una gran uniformidad espacial. De acuerdo con la concentración media de cada estación en el período de estudio, el valor de 0.5 $\mu\text{g l}^{-1}$ parece definir tres zonas bien diferenciadas. Por encima de este valor se enmarca el grupo de estaciones más marinas, es decir, las estaciones de referencia (A6 y A7) y las estaciones de la masa de agua costera más alejadas de la zona portuaria y urbana (A10, A15, A9, A17) y el grupo de estaciones

sometidas a una mayor actividad portuaria e industrial, es decir, las estaciones del Musel, Puerto deportivo y Aboño (A8, A13, A19, A20). El tercer grupo de estaciones integra las estaciones con una concentración media de clorofila inferior a $0.5 \mu\text{g l}^{-1}$, es decir, las estaciones de la masa costera más próximas a la zona portuaria y urbana (A14, A16, A3, A4, A11, A5, A2) (Fig. 10).

Saturación de oxígeno

Al igual que lo descrito para los otros dos indicadores, los datos de saturación de oxígeno se caracterizan por presentar una gran uniformidad en el período de estudio. No en vano, la estación con una mayor oscilación es la de Xivares (A7) con un valor máximo de 117% de saturación y un mínimo de 84%.

El perfil dibujado por el valor medio de la saturación de oxígeno en cada estación de muestreo responde a un claro patrón espacial, cuyos valores disminuyen desde las estaciones más marinas (estaciones de referencia y masa costera), hasta las estaciones localizadas en zonas confinadas (Musel, Puerto deportivo) o limitadas en alguna forma (Aboño). No obstante, con excepción de la estación más interior del Musel (A13), los valores medios de todas las estaciones se encuentran por encima de la saturación (Fig.10).

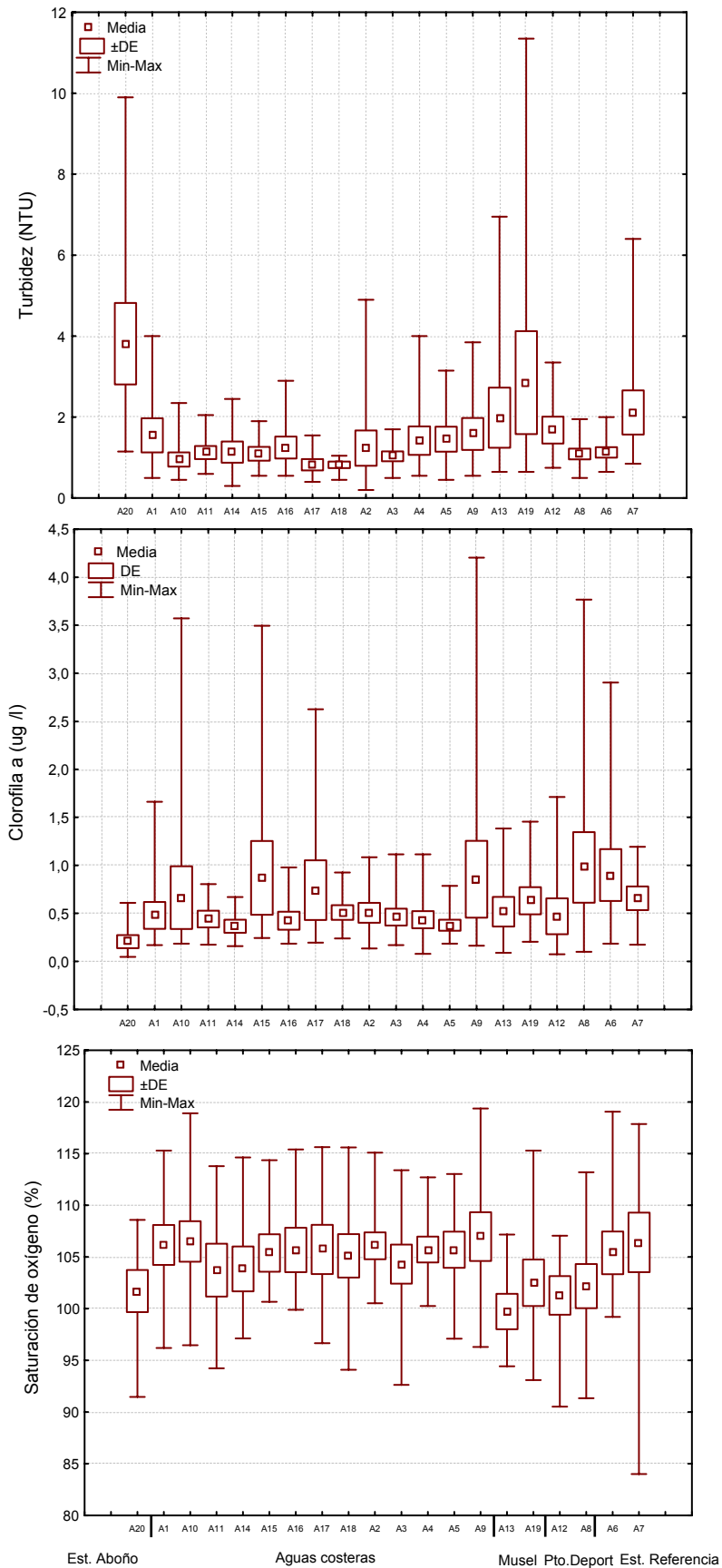


Figura 10. Variaciones espaciales del valor medio de turbidez (NTU), clorofila a ($\mu\text{g l}^{-1}$) y saturación de oxígeno (%).

En la Tabla 8 se sintetizan los resultados obtenidos en el cálculo del índice de calidad de la columna de agua (I_{AG}) de las tres masas de agua que constituyen la zona portuaria de Gijón y de la estación de Aboño. Independientemente de su grado de confinamiento, la calidad del agua en las tres masas de agua, así como en la estación de Aboño, es en todos los casos la máxima.

MASA DE AGUA	Saturación oxígeno	C_{sat}	Turbidez	C_{Tur}	Clorofila	C_{cla}	Hidroc.	C_{HT}	Deterg.	C_{DET}	IAG
Masa Costera	104,58	10	1,44	10	0,52	10	nd	1	nd	1	10
Musel	101,12	10	2,42	10	0,57	10	0,01	1	nd	1	10
Pto deportivo	101,20	10	1,40	10	0,70	10	nd	1	nd	1	10
Aboño	101,71	10	3,80	10	0,20	10	0,02	1	nd	1	10

Tabla 8. Valoración de la calidad de la columna de agua (I_{AG}) en las masas de agua de la zona portuaria de Gijón a partir de los valores medios de saturación de oxígeno (%), turbidez (NTU), Clorofila a ($\mu\text{g l}^{-1}$), hidrocarburos totales (mg kg^{-1}) y detergentes (mg kg^{-1}) en cada masa de agua. (C_{sat} , C_{Tur} , C_{cla} , C_{HT} , C_{DET} : valores normalizados de saturación de oxígeno, turbidez, clorofila, hidrocarburos totales y detergentes).

□ Medio bentónico

Tal y como se indicó en la metodología, la calidad de los fondos blandos sedimentarios se ha calculado mediante la combinación de un índice de contaminación orgánica y un índice de contaminación química.

La variación espacial de los tres indicadores incluidos en el índice de contaminación orgánica se muestra en la Figura 11. Los tres indicadores registran una importante dispersión de los datos tanto dentro de cada masa de agua como entre éstas. Esta observación es especialmente significativa si se tiene en cuenta que, con excepción de la masa de agua costera, en el resto de masas el valor medio se ha calculado a partir de los datos de dos estaciones.

En términos de concentración de nitrógeno Kjeldahl (NTK), las masas de agua del Musel y del Puerto deportivo registran los máximos absolutos de la zona portuaria, con valores de nitrógeno por encima de los 2000 mg kg^{-1} . En el lado opuesto se sitúa el valor mínimo, diez veces más bajo, registrado en la masa de agua costera. Con excepción de Aboño, la concentración media de cada zona de estudio permite

establecer diferencias entre las masas de agua modificadas (Musel y Puerto deportivo) y las no modificadas (masa costera y estaciones de referencia). La concentración media de nitrógeno de las masas modificadas se encuentra por encima de los 1000 mg kg^{-1} , con un valor medio máximo de 1624 mg kg^{-1} en el Puerto deportivo. El valor medio de las dos masas no modificadas se encuentra por debajo de esa concentración, aunque el mínimo absoluto de la zona de estudio se registra en la estación de Aboño con 246 mg kg^{-1} (Fig. 11).

Los datos de concentración de fósforo total (PT) en las masas de agua portuarias de Gijón no presentan, en términos generales, una gran dispersión. La masa de agua costera es la única en la que se observa una variación importante en sus datos, que oscilan entre un máximo de 548 mg kg^{-1} y un mínimo de 58 mg kg^{-1} . Sin embargo, cabe recordar que esta masa de agua tiene 13 estaciones, frente a las dos estaciones del resto de las zonas de estudio. Exceptuando la estación de Aboño, que con 54 mg kg^{-1} registra la menor concentración de la zona de estudio, el valor medio del resto de las zonas se encuentra en un rango entre 240 y 350 mg kg^{-1} (Fig. 11).

El porcentaje de carbono orgánico total (COT) es, de las tres variables, la que diferencia de una forma más clara las estaciones de influencia más marina (masa costera y estaciones de referencia), con valores medios en torno al 3%, de las más confinadas (Musel, Puerto deportivo y Aboño), con valores medios próximos al 6%. No obstante, en la masa de agua costera se registra una gran variabilidad, registrando los valores máximos (6%) y mínimos absolutos (0.7%) de la zona de estudio. (Fig. 11).

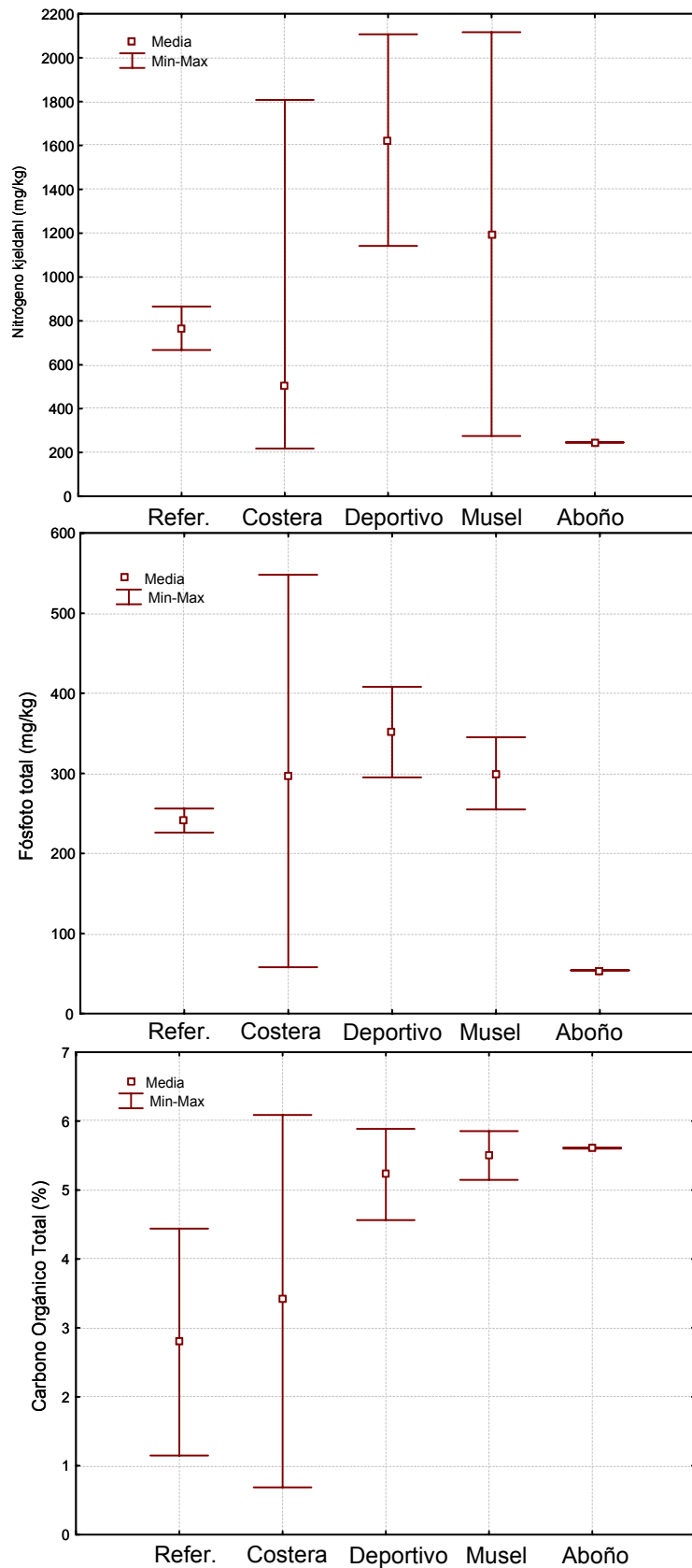


Figura 11. Variación espacial del valor medio de nitrógeno Kjeldahl (mg kg^{-1}), fósforo total (mg Kkg^{-1}) y carbono orgánico total (%) en las masas de agua portuarias, y en las estaciones de referencia y de Aboño.

De acuerdo con el índice de valoración de la contaminación orgánica, las 5 zonas de estudio se encuentran en un rango de valores de entre 3 y 4 (sobre un máximo de calidad de 5). La masa mejor valorada es la costera (4) y las peor valoradas el Musel y el Puerto deportivo (3) (Tabla 9).

MASA DE AGUA	Nitrógeno Kjeldahl (mg kg ⁻¹)	C _{NTK}	Fósforo Total (mg kg ⁻¹)	C _{PT}	Carbono Orgánico Total (%)	C _{COT}	I _{CO}
Masa Costera	378,50	3	269,86	3	3,55	2	4
Musel	1962,5	2	369	3	5,62	1	3
Pto deportivo	1624,5	2	351,50	3	5,23	1	3
Aboño	246,00	3	54,00	3	5,62	1	3,5

Tabla 9. Valoración del índice de contaminación orgánica (I_{CO}) en las masas de agua de la zona portuaria de Gijón a partir de los valores medios (mg kg⁻¹), (mg kg⁻¹), y (%) en cada masa de agua. (C_{NTK}, C_{PT}, C_{COT}: valores normalizados de de nitrógeno Kjeldahl, fósforo total y carbono orgánico total).

El índice de valoración de la contaminación química se calcula a partir de la integración de tres grupos de indicadores: metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y bifenilos policlorados (PCBs).

En la Figura 12 se muestra la variación espacial de la concentración de metales pesados en el entorno portuario de Gijón. Los resultados obtenidos ponen en evidencia una marcada dispersión de los datos de concentración de los 8 metales pesados, dentro y fuera de las zonas de estudio. Sin embargo, los valores medios de concentración permiten establecer un patrón relacionado con la ubicación en el espacio portuario de las distintas zonas de estudio, excepción hecha para la concentración de algunos metales en el Puerto deportivo. De este modo, las mayores concentraciones se alcanzan en las zonas más próximas a la actividad portuaria y, viceversa. La estación de Aboño, situada en una zona donde a la actividad portuaria se añade una intensa actividad industrial, así como las estaciones de referencia, presentan un comportamiento altamente variable que no coincide con el patrón de comportamiento definido por el resto de zonas de estudio.

Los valores medios máximos de concentración de arsénico, cadmio, mercurio, y níquel se registran en Aboño, los de zinc y plomo en el Musel y los de cromo y cobre en el Puerto deportivo. Asimismo, las concentraciones medias más bajas en la mayor parte de los metales se registran en la masa de agua costera. Las únicas

excepciones son el arsénico y el mercurio, cuyo mínimo de concentración se produce en el Puerto deportivo.

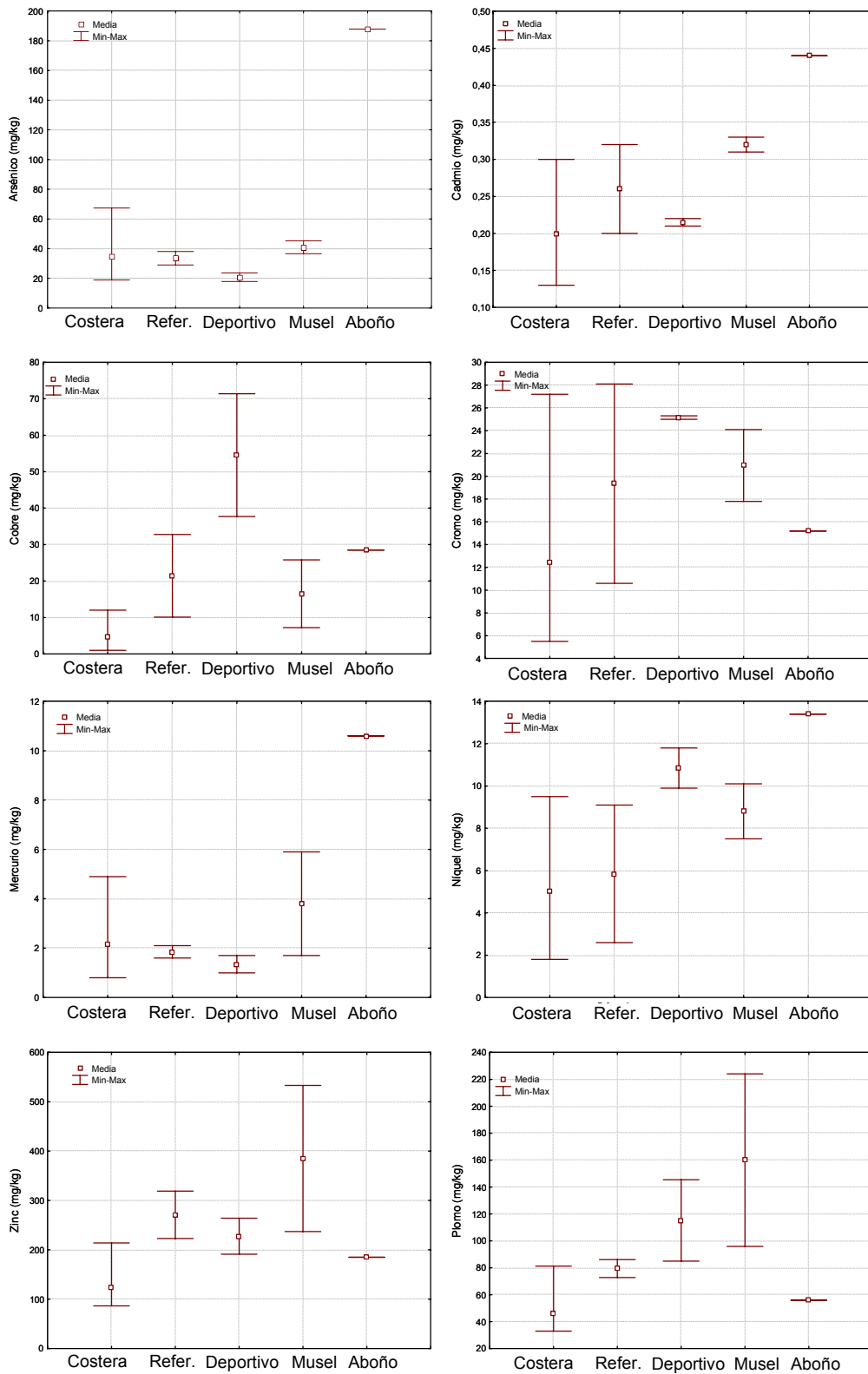


Figura 12. Variación espacial del valor medio de los metales pesados en las masas de agua portuarias, y en las estaciones de referencia y de Aboño.

Tomando como referencia la concentración de cada metal que la ROM 5.1 establece como límite entre lo que puede considerarse tolerable e intolerable (calidad 5 de las tablas de normalización), el mercurio es de todos ellos el que tiene una peor valoración. Tal y como puede observarse en la Figura 13, cuatro estaciones superan la concentración de 3 mg kg^{-1} que la Recomendación establece como límite de la categoría de calidad 5 (A9, A17, A13 y A20). Entre éstas, una pertenece a la zona de la masa de agua costera más próxima de la desembocadura de la ría de Aboño (A9), otra (A17) próxima al actual punto de emisión de los vertidos urbanos de Gijón al este de Cabo Torres, una tercera a la zona más interna del Musel (A13) y la última es la estación de Aboño (A20).

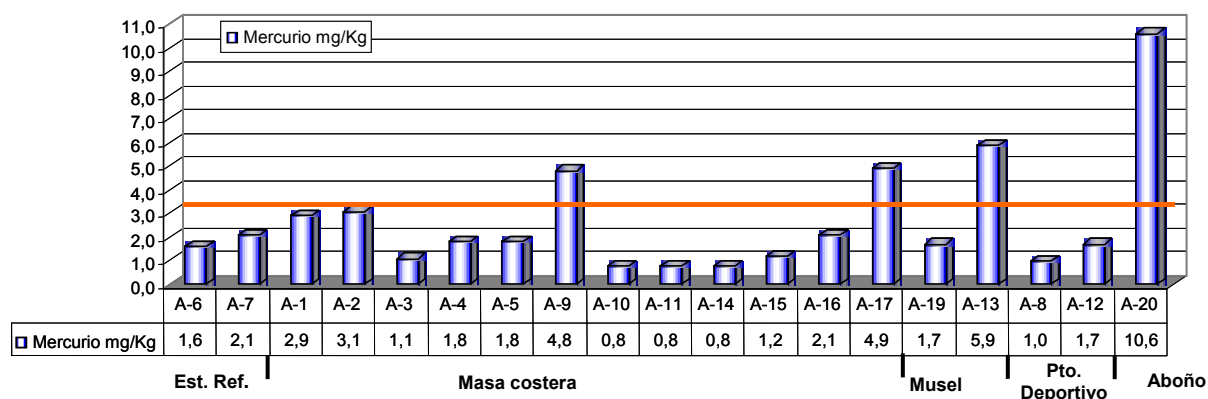


Figura 13. Concentración de mercurio en las estaciones de muestreo del entrono portuario de Gijón. La línea define el límite del valor de calidad 5 (3 mg kg^{-1}).

Como ya se ha observado en otras variables, los datos de HAPs y PCBs medidos en la zona portuaria se caracterizan por una alta dispersión, que se manifiesta tanto dentro de cada masa de agua, como entre ellas (Fig. 14). En la concentración de HAPs la mayor oscilación se produce en las masas de agua costera y del Puerto deportivo, zonas que registran el valor mínimo absoluto de la zona de estudio (masa costera, 0.61 mg kg^{-1}), y el valor máximo (masa del Puerto deportivo, 10.96 mg kg^{-1}). Al igual que en los metales pesados, la concentración media de HAPs en las zonas más portuarias e industriales (Musel, Puerto deportivo y Aboño) es superior a la de las zonas más marinas (masa costera y estaciones de referencia). Así, la concentración media de HAPs varía entre 6.55 mg kg^{-1} de concentración en la masa de agua del Puerto deportivo y 2.23 mg kg^{-1} en la masa de agua costera.

Por el contrario, esa diferenciación entre las zonas sometidas a la actividad portuaria e industrial y las zonas con una mayor influencia marina no es tan clara en el caso

de los PCBs. No obstante, con base en la concentración de estas sustancias es posible diferenciar dos zonas. La primera formada por la masa de agua del Musel y Aboño con concentraciones medias en torno a 0.05 mg kg^{-1} y la segunda integrada por el resto de las zonas de estudio (masa costera, estaciones de referencia y masa de agua del Puerto deportivo) y cuyas concentraciones medias están por debajo de 0.02 mg kg^{-1} .

El Musel además de tener la mayor variabilidad de la zona de estudio, registra el valor máximo de concentración medido (0.075 mg kg^{-1}) y es la masa de agua con la concentración media más alta (0.053 mg kg^{-1}). Asimismo, la concentración más baja de PCBs se ha cuantificado en la masa de agua costera (0.001 mg kg^{-1}), masa en la que también se registra el valor medio de concentración más bajo de la zona de estudio (0.002 mg kg^{-1}).

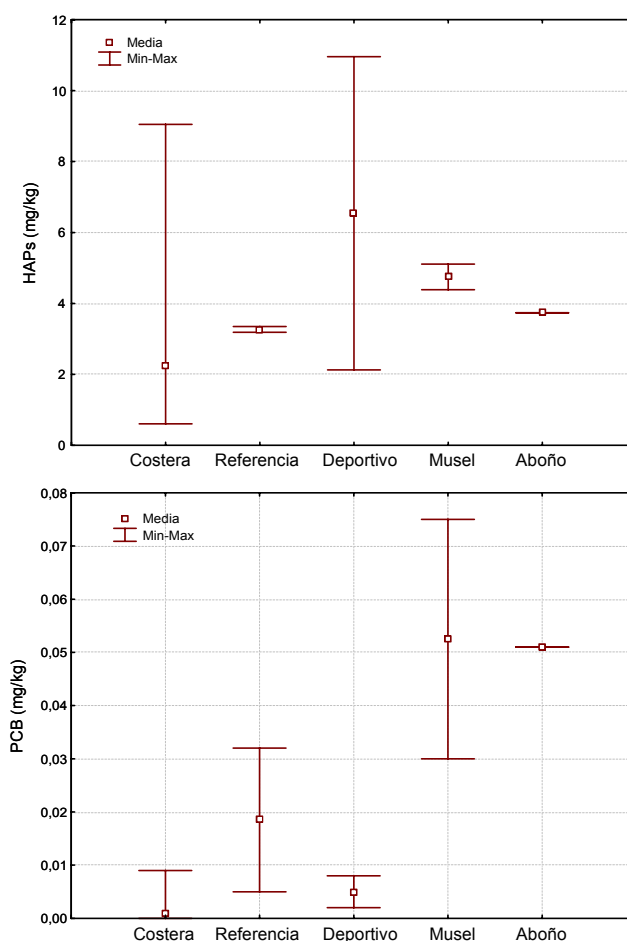


Figura 14. Variación espacial del valor medio de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y bifenilos policlorados (PCBs) en las masas de agua portuarias, y en las estaciones de referencia y de Aboño.

El índice de contaminación química, calculado a partir de las concentraciones de metales pesados, PCBs y HAPs es, de los tres aplicados, el que ha otorgado a las masas de agua una peor valoración. Sobre una puntuación potencial máxima de 5, ninguna masa de agua ha superado el valor de 3.5 (Tabla 10).

MASA DE AGUA	Metales Pesados (mg kg ⁻¹)								C _{MP}	Hidrocarburos Aromáticos (mg kg ⁻¹)	C _{HAP}	Bifenilos policlorados (mg kg ⁻¹)	C _{PCB}	I _{CQ}
	C _{As}	C _{Cd}	C _{Co}	C _{Cr}	C _{Hg}	C _{Ni}	C _{Zn}	C _{Pb}						
Masa Costera	8	10	10	10	2	10	10	8	5	2,49	5	0,001	10	3,3
Musel	8	10	8	10	2	10	8	5	5	4,75	5	0,053	5	2,5
Pto deportivo	8	10	8	10	2	10	10	8	5	6,55	5	0,005	10	3,3
Aboño	2	8	10	10	2	10	8	8	5	3,74	5	0,051	5	2,5

Tabla 10. Cálculo del índice de contaminación química en las masas de agua de la zona portuaria de Gijón.

En la Tabla 11 se sintetizan los resultados de la valoración del estado y potencial ecológico de las masas de agua del entorno portuario de Gijón. De acuerdo con el sistema de valoración de la ROM 5.1, las tres masas de agua de la zona portuaria, y la estación de Aboño tienen un estado o potencial ecológico bueno.

	I _{AG}	I _{CO}	I _{CQ}	Cálculo	Valoración
Masa Costera	10	4	3,3	70	Estado Ecológico Bueno
Musel	10	3	2,5	60	Potencial Ecológico Bueno
Pto deportivo	10	3	3,3	60	Potencial Ecológico Bueno
Aboño	10	3,5	2,5	60	Estado Ecológico Bueno

Tabla 11. Síntesis de valoración del estado y potencial ecológico de las masas de agua del entorno portuario de Gijón, y de la estación de Aboño.

DISCUSIÓN

Como consecuencia del análisis de los resultados obtenidos surgen diferentes líneas de debate que acaban convergiendo en el propio origen del trabajo de validación de la ROM que se está realizando actualmente. Esto es, la necesidad de verificar y calibrar las métricas planteadas en la Recomendación y, en su caso, proponer las modificaciones que permitan una valoración precisa del “estado de salud” de las masas de agua portuarias.

La primera de las líneas referidas tiene relación con los dos tipos de valoración aplicados a las masas de agua, la calidad química y el estado o potencial ecológico. La primera valoración trata de reconocer los problemas de contaminación relacionados con las que se denominan sustancias peligrosas, 33 sustancias para las que se aportan objetivos específicos de calidad, solamente en el agua. De forma complementaria, con el estado ecológico se pretende tener una estimación del estado actual de conservación del medio, empleando una aproximación multimétrica (calidad del agua y de los fondos). La aplicación de ambas valoraciones a las masas de agua del Puerto de Gijón nos plantea un primer argumento de debate, dado que en las dos masas de agua modificadas se registran incumplimientos de alguno de los objetivos planteados (benzo-a-pireno y benzo-b-fluoranteno en el puerto del Musel, TBT en el Puerto deportivo), mientras que la evaluación de su potencial ecológico indica que es “bueno”. La pregunta en este punto es clara: ¿cómo podemos compaginar ambas valoraciones?

El debate sobre el significado de cada valoración y, sobre todo, de las implicaciones que éstas tienen sobre la gestión de los espacios acuáticos es sin duda alguna el punto central de esta cuestión. Los sistemas integrados de evaluación de la calidad tratan de sintetizar la información correspondiente a diferentes indicadores ambientales registrados en diferentes masas de agua, e incluso zonas geográficas, en puntuaciones comparables que nos permitan enfocar la toma de decisiones. Por ello, siempre se debe tener presente el objetivo y alcance de cada valoración.

En este sentido, cabe resaltar que los valores de contaminantes químicos correspondientes al medio pelágico obtenidos corresponden a una única campaña, información que, si bien alerta de una posible emisión contaminante, requiere una constatación de su persistencia temporal y espacial, dentro de la masa de agua. De forma complementaria, si asumimos que el registro histórico de las emisiones contaminantes producidas en las masas de agua portuarias se puede obtener en los sedimentos, se observa que, en los fondos de esas mismas masas de agua, las concentraciones de las sustancias peligrosas que superan los límites establecidos presentan valores invertidos con relación al agua. Esto es, las concentraciones de TBT en el Musel doblan las registradas en el Puerto deportivo y al contrario en el caso de los HAPs (cf. Tablas 6 y 7). Este hecho permite relativizar temporalmente la

información obtenida en las muestras de agua, dando pie a la activación del programa de episodios contaminantes. No obstante, se pone en evidencia la necesidad de establecer objetivos de calidad en los sedimentos o, como se hace en la Recomendación, incorporar dicha valoración en la del estado o del potencial ecológico.

Con respecto a la última alternativa, hay que indicar que la valoración de una masa de agua es el resultado combinado de diferentes métricas, a partir del valor medio anual de cada indicador; esto es, un valor numérico que puede tener el riesgo de suavizar o, en algún caso, ocultar las verdaderas variaciones que se producen en la masa de agua. Por ello, toda valoración global, cuyo objetivo es informar de la calidad general del sistema, debe acompañarse de un análisis fragmentado de los diferentes índices parciales.

Comenzando con las valoraciones del propio medio pelágico (columna de agua), la falta de variación ha sido el elemento más destacable. Por un lado, el índice aplicado señala que las aguas de la zona de servicio del Puerto de Gijón no están sometidas a problemas de anoxia, contaminación estética o eutrofización, por lo que alcanzan los valores más altos en las respectivas puntuaciones de cada indicador. Pero, al mismo tiempo, parece que no se aprecia la influencia de otras emisiones contaminantes detectadas mediante el incumplimiento de la calidad química de los dos hidrocarburos en el Puerto del Musel. En este caso, al igual que se ha observado en otros estudios de contaminación en sistemas costeros (Juanes y otros, 2004), la mayor parte de los valores de este indicador se encuentra por debajo del nivel de detección. Por ello, se plantea la necesidad de estandarizar e intercalibrar los protocolos de muestreo y las técnicas analíticas aplicadas.

Del mismo modo, si el objetivo de este índice es el reconocimiento indirecto de posibles fuentes de contaminación, se debería contrastar el sistema de evaluación propuesto, basado en valores medios anuales, frente a otros que contemplan la frecuencia y la intensidad de las superaciones de determinados niveles de calidad óptima, a diferentes escalas temporales (año, estación). Esto permitiría concretar el posible origen de los fenómenos contaminantes y la adopción de medidas de prevención específicas.

Por otra parte, los resultados del índice de contaminación química muestran que las concentraciones medias de HAPs registradas en las masas de agua modificadas, sobre todo en las del Puerto deportivo, superan ampliamente las del resto de zonas portuarias (cf. Tabla 10), aunque la evaluación final del valor normalizado parcial (CHAP) le otorga un mismo valor a todas las masas de agua. Si bien estos resultados podrían apuntar la necesidad de revisar dichos niveles, no es menos cierto que dicha tarea requiere un registro de datos mucho más amplio y representativo de diferentes condiciones ambientales (zonas contaminadas-zonas control) y de uso de las zonas (emisiones puntuales y difusas). Además, en la definición última de los diferentes valores de calidad normalizada asignados en el índice habría que tener en cuenta la relación entre dichos registros y la composición y estructura de las comunidades bentónicas, aspecto que está siendo objeto de estudio en la actualidad en el Puerto de Gijón y en otros puertos de interés general (López-Samaniego y otros, 2006; Ondiviela, en desarrollo; Romo, 2006).

Siguiendo con el análisis de los sedimentos, lo planteado para los HAPs es asimismo aplicable para los metales pesados, aunque con ciertos matices. En este caso, la homogeneidad en el valor normalizado asignado a este conjunto variado de contaminantes (8 metales pesados) para todas las masas de agua (CMP: 5) viene determinado por la concentración media de mercurio registrada en todas ellas que, en el caso de la masa de agua costera (zona dominada por la fracción arenosa) representa el promedio de 13 estaciones repartidas en un ámbito espacial muy extenso y lejos de posibles fuentes de contaminación. Partiendo de los resultados obtenidos en éste y otros estudios referidos a este contaminante (Medina y Juanes, 2005; Revilla y otros, 2005), se pone en evidencia la necesidad de redefinir los valores basales correspondientes, ponderar los valores del indicador específico en función del porcentaje de fracción fina o de estandarizar e intercalibrar los métodos analíticos empleados para su cuantificación, con el fin de contrastar la realidad de las concentraciones tan elevadas de este elemento en los sedimentos costeros y estuarinos.

Por último, en el caso del índice de contaminación orgánica las valoraciones realizadas sí muestran la tendencia esperada entre las diferentes zonas portuarias, aunque las puntuaciones finales se encuentran en un rango estrecho debido,

principalmente, a la homogeneidad en las valoraciones del fósforo. Lógicamente, el índice debe ser capaz de detectar posibles situaciones de contaminación con relación a distintos tipos de emisiones orgánicas, aspecto que en este caso se refleja únicamente en las variaciones de los indicadores de COT y NTK.

Como consecuencia de todo lo expuesto hasta este punto, se observa que cuando se realiza una interpretación detallada, la valoración puntual de la calidad química del agua se refleja en algunos de los valores de los índices de contaminación química de los sedimentos, integrados en la valoración del estado o potencial ecológico de dichas masas de agua. Por lo tanto, ambos sistemas representan fuentes de información complementarias para abordar la gestión de dicho episodio contaminante. Con el primero, detectamos que hay emisiones de sustancias peligrosas que deben de ser corregidas, mientras que con el segundo observamos que dicho tipo de episodios pueden haber sido persistentes en el tiempo pero, teóricamente, se encuentran dentro de niveles de aceptabilidad moderada (I_{CQ} del Musel: 2.5 sobre 5).

Seguramente, el proceso de validación de la Recomendación que se está llevando a cabo, así como la aplicación simultánea de algunos de los programas de la ROM 5.1 en algunos puertos (Álvarez-Vázquez y otros, 2006, Romo, 2006), aportará información más precisa sobre los rangos de variación de los diferentes indicadores en distintas condiciones ambientales, permitiendo el ajuste progresivo de las tablas de normalización y su validación frente a la información del medio biótico de las aguas portuarias. Sin embargo, la aplicación óptima de los índices planteados requiere una mayor estandarización de sus requerimientos de aplicación. Esto es, resulta necesario establecer procedimientos precisos para reflejar y valorar la variabilidad espacial y temporal de las características fisico-químicas de las masas de agua delimitadas. En este sentido, la determinación del número de estaciones de muestreo o la situación de éstas representan aspectos importantes en la interpretación de los resultados obtenidos.

Por ejemplo, del análisis de los indicadores de calidad de la columna de agua se desprende que existe una gran uniformidad espacial de las características físicas y químicas dentro de la masa de agua costera, aunque se observan algunas diferencias en las estaciones más próximas a la costa y con mayor influencia

continental. Estas variaciones, junto a las observadas en los sedimentos de esas mismas estaciones, podrían avalar la segmentación de esta gran masa de agua en dos, de acuerdo a lo establecido en la segunda alternativa considerada en la aplicación del programa de delimitación de usos y tipificación de masas de agua (Figura 3B). Con ello se ganaría precisión en el análisis de resultados y, lógicamente, en la aplicación de medidas de prevención y corrección ajustadas a la realidad de dichas masas de agua.

Por último, uno de los objetivos del Programa de Vigilancia es servir como detonador para la puesta en marcha del Programa de Gestión de Episodios Contaminantes. Por ello, los resultados obtenidos deberían facilitar en este caso un estudio para analizar los procedimientos aplicados para la identificación y localización de las posibles emisiones contaminantes generadoras de los episodios referidos al inicio de esta discusión.

PROGRAMA DE GESTIÓN DE EPISODIOS CONTAMINANTES

METODOLOGÍA

La gestión de los episodios contaminantes es el programa que regula las líneas de actuación que deben desarrollarse frente a un vertido crónico o accidental. En la Recomendación se desarrolla un procedimiento metodológico de actuación basado en los siguientes pasos: a) detección del episodio contaminante, b) comunicación del episodio contaminante, c) activación de los planes interiores de contingencia, d) identificación del origen, d) aplicación de medidas preventivas o correctoras, y e) comprobación de resultados.

Con base en la información contenida en los partes de incidencias recogidos por el Puerto de Gijón en los últimos cuatro años, se ha llevado a cabo un análisis de detalle del procedimiento aplicado, del tipo de incidentes y de las zonas más expuestas a éstos.

RESULTADOS

De los análisis realizados se desprenden varios resultados. En primer lugar, destaca que el sistema más frecuente de detección de episodios contaminantes son la denuncia o la inspección visual. Contrariamente a lo que cabría esperar las alertas por parte de los responsables de las emisiones es de todos el sistema de detección menos utilizado. Precisamente, estos últimos son los más interesantes puesto que permitirían una actuación más rápida y un conocimiento preciso del origen de la emisión y, por lo tanto, de las medidas de adopción más adecuadas para su control (Fig.15).

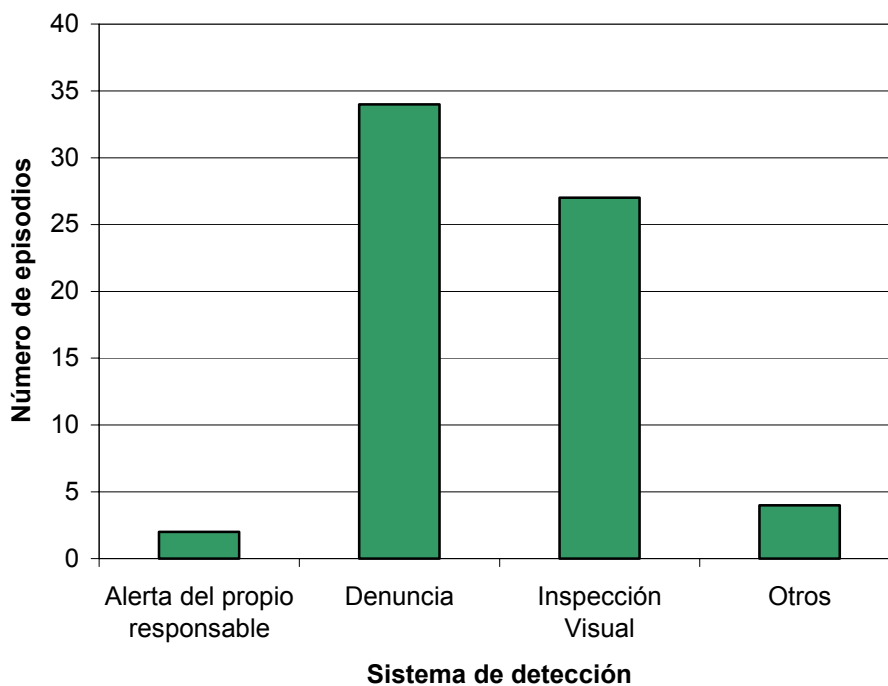


Figura 15. Frecuencia de episodios contaminantes en función del sistema de detección

Por otra parte, en la mayoría de episodios contaminantes no se detalla el origen del mismo. No obstante, los más frecuentes son los producidos por buques, arrastre de contaminantes por vía atmosférica y por actividades de carga y descarga.

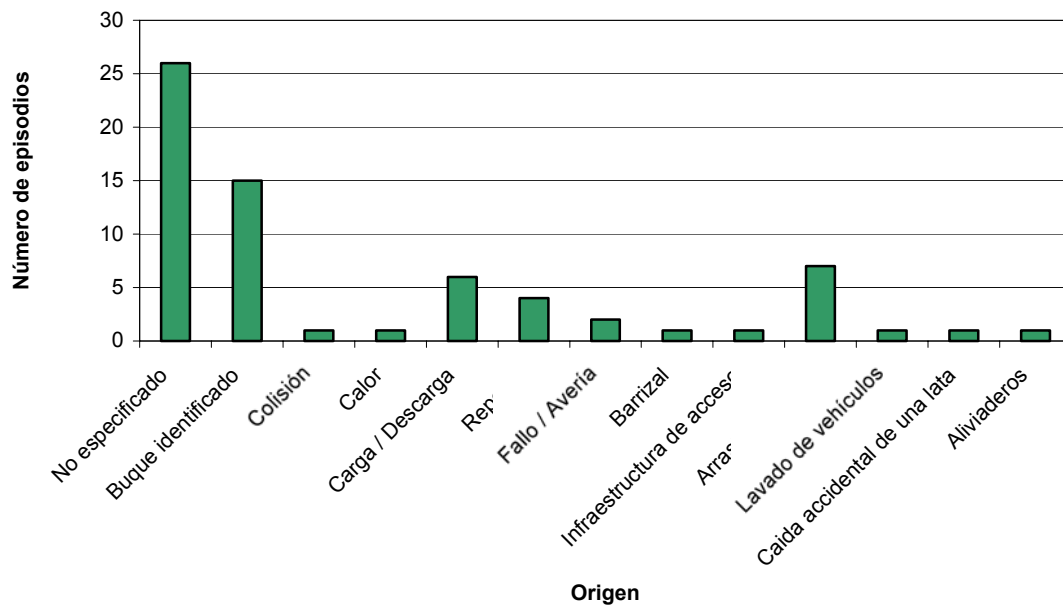


Figura 16. Frecuencia de episodios contaminantes en función de su origen.

En cuanto a la tipología de los episodios, la mayor parte (>50%) se registran en forma de manchas y vertidos. A efectos de este análisis son manchas la huella localizada cuando ya ha pasado el evento, y vertidos los que se detectan en el mismo momento de producirse en evento contaminante.

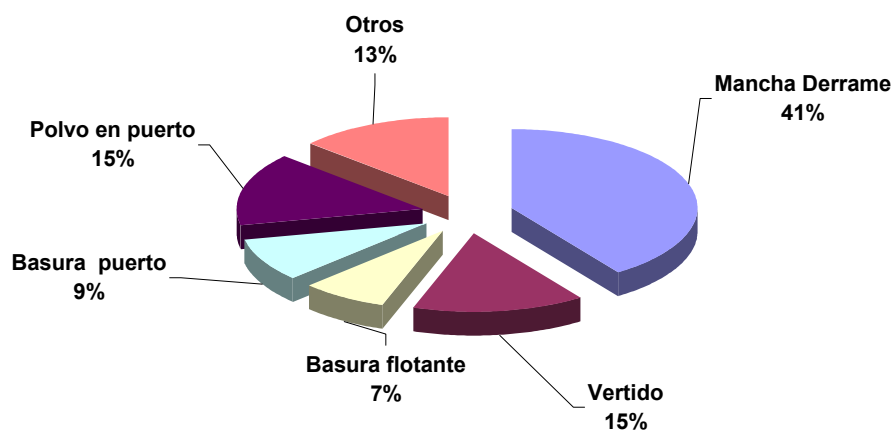


Figura 17. Frecuencia de episodios contaminantes en función del tipo de evento

Asimismo, la mayor parte de los incidentes se ubican en el interior del Puerto de el Musel, en la 6ª alineación, espacio donde se concentra la mayor confluencia de usos y actividades portuarias.

Además, cabe destacar que normalmente no se lleva a cabo un seguimiento detallado sobre la eficacia de las medidas aplicadas.

En respuesta a esta situación, en el proceso de validación de la Recomendación se ha diseñado un formulario de registro de los episodios contaminantes, con el fin de obtener una información más precisa y detallada.

DISCUSIÓN

A la luz de los resultados obtenidos se observan varias áreas de oportunidad en el marco de la gestión de los episodios contaminantes. Sin duda alguna, la primera y más básica es la optimización del registro de la información necesaria para cada episodio contaminante. Además, se debe enfatizar en las medidas de vigilancia y protección ambiental tal y como se desprende de los resultados.

Es necesario realizar una recopilación sistemática de la información y mantener un incidente “abierto” hasta que se hayan comprobado los resultados de las medidas aplicadas. Un episodio contaminante debe cerrarse tras la comprobación de los resultados, no tras la aplicación de medidas correctoras.

Otro aspecto muy importante es el conocimiento por parte del personal de los planes de contingencia, así como de su acertada aplicación, aspectos valorados en la evaluación de riesgos y que, por lo tanto, permitirían minimizar las consecuencias de cualquier emisión contaminante.

El abastecimiento y recarga de combustibles para los barcos representa un punto de alto riesgo que merece la consideración de medidas preventivas concretas y rigurosas.

CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados obtenidos hasta la fecha en la aplicación de la ROM 5.1 al Puerto de Gijón se desprenden las siguientes conclusiones:

- La delimitación de usos y tipificación de las masas debe responder a las necesidades de gestión de las autoridades portuarias.
- Dado que el objetivo último de la delimitación de las masas de agua portuarias es facilitar la aplicación de los distintos programas que constituyen la ROM 5.1 (Evaluación de Riesgos, Vigilancia Ambiental y Gestión de Episodios Contaminantes), la configuración final de las masas de agua debe ser, ante todo, sencilla y adecuada a la realidad portuaria.
- Los sistemas de valoración del estado y potencial ecológico de las masas de agua requieren ser calibrados tomando en consideración las peculiaridades propias de las zonas de aplicación.
- Los elevados valores de mercurio detectados en todas las masas de agua de la zona portuaria podrían estar relacionados con la concentración basal de este metal en los sedimentos cantábricos.
- Dado que la mayor parte de los episodios contaminantes se concentran en las zonas donde confluyen un mayor número de usos y actividades portuarias, es ahí precisamente donde debe actuarse con mayor intensidad, incrementando las inspecciones visuales, informando a los trabajadores, etc.
- Se ha constatado que en términos generales los episodios contaminantes no tienen registro de cierre lo cual significa que el seguimiento del episodio se interrumpe antes de que éste haya sido completamente controlado.

REFERENCIAS

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

García, A., García, A., Revilla, J.A., Ondiviela, B., Carranza, I., Guinda, X., Juanes, J.A. (2006). "Aproximación metodológica para el cálculo del tiempo de renovación en áreas portuarias". EROM 5.1. ". EROM 01, *Universidad Politécnica de Valencia*

Juanes, J. A., Puente, A., Álvarez, C., Revilla, J. A., García, A., García-Castrillo, G., Echávarri, B., y Morante, L. (2004). "Environmental monitoring of the sanitation system of Santander (North Spain)". *3rd International Conference on Marine Waste Water Disposal and Marine Environment*. Catania. Sept.27-Oct.2, 2004.

López-Samaniego, E., Malonda, I., Herráez, I., Miranda, F. J., Rol, F., Cano, R., Sierra, M. J., y Millán, R. (2006). "Aplicabilidad de la ROM 5.1 al puerto de Cartagena". EROM 01, *Universidad Politécnica de Valencia*

Medina, R., y Juanes, J. A. (2005). "Diseño e implementación de la red de control de calidad del litoral de Cantabria". *Gobierno de Cantabria*.

Ondiviela, B. (en desarrollo). "Desarrollo de un Sistema Integral de Gestión de la Calidad de los Sistemas Acuáticos Portuarios". Tesis Doctoral. *Universidad de Cantabria*.

Puertos del Estado (2005). "ROM 5.1-05: Calidad de las aguas litorales en áreas portuarias". *Ministerio de Fomento*. 136pp.

Revilla, J. A. (coord.). (2005) "Plan Integral para la Caracterización y Diagnóstico Ambiental de los Sistemas Acuáticos de la Comunidad de Cantabria". Informe Técnico. *Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno de Cantabria-Universidad de Cantabria*. Docs. I-VIII.

Revilla, J. A., Juanes, J. A., Puente, A., y Medina, R. (2001). "La protección de las aguas litorales en el contexto de la Directiva Marco del Agua". *Libro de Ponencias de las Jornadas sobre la Directiva Marco del Agua y sus Implicaciones para la Gestión del Agua en España*.

Romo, J. (2006). "Aproximación a la vigilancia ambiental de la ROM 5.1-05 y el control de la calidad de las aguas en el puerto de Barcelona". *EROM 01, Universidad Politécnica de Valencia*.