

VI

CONTAMINACIÓN

Coordinación: Juan José González.

Centro Oceanográfico de Vigo del Instituto Español de Oceanografía (IEO)

Cristina Álvarez. INTECMAR-Vilaxoán / Ricardo Beiras. Universidade de Vigo /

Victoria Besada. IEO-Vigo / José Fumega. IEO-Vigo /

M^a Angeles Franco. IEO-Vigo / Mariano Gómez. LABAQUA, SA. - Santiago /

Amelia González-Quijano. IEO-Vigo / Juan José González. IEO-Vigo /

Teresa Nunes. IEO-Vigo / Ricardo Prego. CSIC-Vigo /

José Antonio Soriano. IEO-Vigo / Lucia Viñas. IEO-Vigo

1. JUSTIFICACIÓN
2. GENERALIDADES SOBRE CONTAMINACIÓN MARINA
3. ESTUDIO INTEGRADO DE LA CONTAMINACIÓN MARINA
4. METALES DISUELTOS EN AGUA
5. METALES PESADOS EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS
6. COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS
7. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (PAHs) EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS
8. COMPUESTOS ORGANOESTÁNNICOS
9. MICROBIOLOGÍA
10. DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
11. DRAGADOS, RELLENOS Y OTRAS ALTERACIONES FÍSICAS
12. LEY DE PROTECCION DE LAS RÍAS GALLEGAS
13. RESUMEN
14. BIBLIOGRAFÍA

JUSTIFICACIÓN

Juan José González. Centro Oceanográfico de Vigo (IEO).

En la redacción de este capítulo han participado un total de 12 investigadores-especialistas, expertos en los temas concretos de contaminación marina, pertenecientes a 5 instituciones.

A todos ellos se le pidió un esfuerzo para sintetizar en muy poco espacio el estado actual de la Ría en lo que se refiere a los principales contaminantes, y que sus exposiciones fueran lo más sencillas y claras posibles, huyendo de tecnicismos y discusiones científicas que deben reservarse para publicaciones especializadas.

Para valorar correctamente “el estado” de la Ría se les solicitó que hiciesen una descripción geográfica de la contaminación y su evolución temporal, así como efectuar comparaciones con las concentraciones existentes en otras rías o zonas y con los valores de referencia y/o ecotoxicológicos.

Con tantos participantes la homogeneización no es la que sería deseable, pero se ha respetado la redacción de los autores lo cual ha permitido ganar en “diversidad”.

Aunque inicialmente solo se iban a tratar los contaminantes persistentes, se ha incluido la contaminación microbiológica, ya que además de afectar, en algunas zonas, a uno de los principales recursos de la Ría: el marisqueo, existe una multa importante al estado español (en la actualidad en suspenso) por los altos niveles de este tipo de contaminación existentes en la ría de Vigo.

El capítulo comienza por la exposición de generalidades sobre la contaminación marina, en la que se aclaran o recuerdan conceptos sencillos que ayudan a comprender y enmarcar adecuadamente los datos que se exponen en los apartados siguientes.

Se ha incluido un apartado sobre dragados y rellenos ya que se pueden considerar entre los principales contaminantes de la Ría.

Sobre la vigente Ley de Protección de las rías Gallegas se exponen algunas de las incoherencias y errores conceptuales existentes en su contenido que aconsejan su urgente modificación o derogación.

Por último se presenta un resumen sobre los principales contaminantes de la Ría.

GENERALIDADES SOBRE CONTAMINACIÓN MARINA

Ricardo Beiras, Estación Ciencias Mariñas de Toralla. Universidade de Vigo.

Juan José González. Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

La vigente definición oficial de las Naciones Unidas de la contaminación marina es: “la introducción por el hombre en el medio marino (incluyendo los estuarios) directa o indirectamente, de sustancias o energías que produzcan, o puedan producir, efectos perjudiciales tales como daños a los recursos vivos, peligros para la salud humana, obstáculos para las actividades marinas incluida la pesca, deterioro cualitativo del agua de mar, o reduzcan las posibilidades de esparcimiento”.

La contaminación es un proceso antropogénico, es decir, para que exista contaminación es necesaria la intervención del hombre. Así el SO_2 que emite una industria a la atmósfera, aunque sea en cantidades mínimas, pasa a SO_3 y puede llegar al mar en forma de ácido sulfúrico: es contaminación marina. Por el contrario, un volcán submarino que también desprende SO_2 , aunque sea en grandes cantidades, no es contaminación ya que no ha intervenido el hombre.

Existe contaminación química (sustancias), biológica (virus, bacterias,...) y física (térmica, acústica, radioactiva,...). Existe también la llamada macrocontaminación, que en términos vulgares se conoce como “basura” (plástico, envases de vidrio y metálicos, papel, cuerdas, etc.), que aparte del daño que causa al ecosistema marino, tanto si está en suspensión como si se va al fondo del mar, reduce notoriamente el valor paisajístico y los posibles usos recreativos de las zonas afectadas. Podría denominarse contaminación visual o paisajística.

Si se atiende a su origen, la contaminación puede ser urbana (productos de limpieza, aguas fecales, desechos orgánicos, ...), agrícola (fertilizantes, pesticidas, residuos de granjas, ...) e industrial (industria química, automóvil, petroquímica, papelera, aluminio, alimentaria, ...).

Los residuos generados en las actividades humanas pueden ser líquidos (que normalmente se dirigen a las depuradoras) o sólidos,

cuyo destino suele ser el reciclado, la reutilización, la incineración o el compostaje.

Los contaminantes también pueden clasificarse por su persistencia en el medio marino, que de menor a mayor son: disipativos (energía calorífica, ácidos, bases...) degradables (determinados tipos de materia orgánica, algunos hidrocarburos, ...) y persistentes (metales pesados, hidrocarburos halogenados, ...). Simplificadamente se entiende por contaminantes persistentes aquellos elementos o compuestos que no se degradan en el medio marino o lo hacen muy lentamente: decenas o centenas de años, a diferencia de los que en el agua duran días, horas o semanas. Los persistentes que son tóxicos o peligrosos para el hombre o los seres vivos marinos y que además son acumulativos son a los que en este capítulo va a prestárseles mayor atención.

La llegada de contaminantes al mar se produce por tres vías principales: a) desde tierra (ríos, arroyos, escorrentías, filtraciones, vertidos directos de alcantarillas y emisarios submarinos, etc.); b) a través de la atmósfera (es una importante vía de entrada en el mar de determinados compuestos orgánicos tales como DDTs, PAHs, y de metales como es el caso del Hg o el Pb) y c) el propio mar es una vía de contaminación (transporte marítimo, limpieza de sentinas, accidentes de petroleros, etc.).

En la interfase entre el medio marino (salino) y el medio fluvial (incluyendo escorrentías, emisarios, vertidos directos, etc.) en las zonas estuáricas se retienen una buena parte de los contaminantes transportados desde tierra: precipitan sustancias disueltas, el material en suspensión puede sedimentar y las partículas de pequeño tamaño pueden agregarse por floculación. En estas zonas, llamadas de mezcla, la contaminación suele ser, comparativamente, más elevada que en otras.

Un tipo de contaminación física bastante frecuente, y al que suele prestársele poca atención, es la generada por el vertido al mar de materiales inertes, cuyos efectos se describen en el apartado correspondiente a dragados y rellenos.

Algunos contaminantes del medio marino, como son ciertos metales pesados, son esenciales o imprescindibles para la vida, pero

a dosis o concentraciones elevadas son perjudiciales para el ecosistema. Así, el Cu es un constituyente esencial de la hemocianina de la sangre de algunos moluscos; el Fe forma parte de la hemoglobina de otros, y el V interviene en el mecanismo respiratorio de muchos animales acuáticos. Estos tres metales en cantidades altas pueden ser mortales para algunos organismos. A otros muchos metales y sustancias que no son esenciales para los procesos vitales, se les denomina sustancias xenobióticas, y ya, desde concentraciones muy bajas, producen efectos indeseables en la fauna marina, como es el caso del Hg y el Cd.

Existen sustancias que son componentes naturales del medio marino; están en el mar desde antes de existir el hombre y por tanto desde antes de que existiese contaminación. Los metales y los hidrocarburos son algunas de estas sustancias y a la concentración "natural", es decir, a la que existiría sin actividad humana, se le llama concentración natural o valor "background" o "nivel de fondo". Hoy en día se cree que no existe ninguna región oceánica en el mundo a la que no hayan llegado los efectos de la actividad humana, por lo que es imposible conocer cuales son las concentraciones naturales o "background" y se prefiere hablar de concentraciones de "referencia", que son aquellas concentraciones que existen en regiones o en zonas prístinas (originales) o lo más "limpias" posible, alejadas de focos de contaminación conocidos.

Evidentemente, la concentración natural de los compuestos sintéticos es cero, ya que en su producción intervino el hombre, y este es el caso de los insecticidas, los bifenilos policlorados, etc. Si la concentración de los valores naturales aumenta, (indudablemente por la acción del hombre) aparece una región de incertidumbre. No se sabe lo que pasa: los conocimientos científicos actuales no permiten afirmar o negar la existencia de efectos nocivos. Si continúa aumentando la concentración comienzan a producirse daños a los seres vivos acuáticos, y estos daños pueden ser subletales (no producen muerte) o letales. Al aumentar aún más la concentración se producen daños al hombre que también pueden ser subletales, o si la concentración es ya muy elevada provocan la muerte a los humanos.

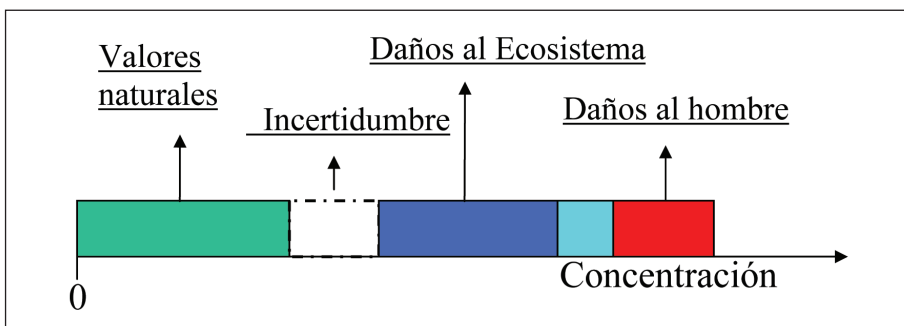


Figura 6.1. Concentraciones de contaminantes y daños al ecosistema y al hombre.

Se entiende por Factor de Enriquecimiento (FE), el cociente entre la concentración de una sustancia concreta y el nivel o concentración de referencia de esa misma sustancia. En nuestro caso nos indica cuantas veces se han sobrepasado los niveles de referencia. FE superiores a 1 no necesariamente indican que existe contaminación: para que ésta exista es imprescindible que se produzcan o puedan producirse efectos perjudiciales.... (definición de contaminación marina), es decir, que exista un riesgo potencial, el cual a veces es difícil de demostrar.

Como ejemplo de valores de referencia en la Tabla 6.1 se presentan algunos de los establecidos por el Convenio OSPAR, que previene la contaminación del Atlántico Noroeste y del que España es signataria. Se hace notar que en realidad más que una concentración o nivel de referencia es un rango o intervalo de concentraciones.

CONTAMINANTE	Rangos de concentraciones en Agua Atlántico ng/l	Rangos de concentración Mejillón peso húmedo
Hg	0,1 – 0,5	0,005-0,010 mg/kg
Pb	5-20	0,010-0,19 mg/kg
Cd	5-25	0,07-0,11 mg/kg
CB 153		0,1-0,5 µg/kg
SCB7		0,35-1,7 µg/kg

Tabla 6.1. Concentraciones de referencia de contaminantes en agua y mejillón SCB7= Suma de CBs 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

Se resalta que como norma general, exceptuando el caso de la radioactividad, cuanto menos evolucionado es un ser vivo más vulnerable es a la contaminación: así el hombre, que posee un elevado nivel de complejidad fisiológica, “resiste” concentraciones de contaminantes más elevadas que muchas otras especies. Además dentro de la misma especie, los primeros estadios del desarrollo: huevos, larvas y juveniles, son más sensibles a la contaminación que los adultos, por lo que concentraciones de determinados contaminantes que no tienen efectos nocivos para el hombre u otras especies si pueden tenerlo para otros organismos marinos u otras etapas de su ciclo vital.

Para un mismo contaminante y para una misma concentración, la sensibilidad o respuesta de los organismos es diferente. En la Tabla 6.2 se expone, de forma muy genérica, la sensibilidad de varios grupos de animales marinos a distintos metales. Incluso dentro de la misma especie las generalizaciones son difíciles, por lo que el siguiente cuadro es orientativo.

METAL	SENSIBILIDAD →
Cd	A → B → P → C
Cr	P ≈ B ≈ G → C → A
Cu	P → A → C → G → B
Pb	A → C ≈ B ≈ P
Hg	A → P ≈ C → B
Ni	B ≈ P ≈ G → A → C
Zn	G → P → A ≈ B → C
A= Anélido; B= Bivalvo; C= Crustáceo; G= Gasterópodo; P= Peces	

Tabla 6.2. Variaciones de la toxicidad de algunos metales en diversos grupos de animales marinos.

Entendemos por tóxico una sustancia química capaz de causar efectos nocivos a los seres vivos. La toxicidad en el medio marino depende de varios factores tanto extrínsecos como intrínsecos. Así los efectos de los metales sobre los seres vivos varían según se encuentren en forma orgánica o inorgánica, (por ejemplo las formas orgánicas del mercurio son más tóxicas que las inorgánicas, mientras que en el caso del arsénico sucede lo contrario); también es dis-

tinta la toxicidad si los contaminantes se encuentran en forma particulada o disuelta. En forma particulada pueden existir como coloide, como precipitado o en forma de molécula, siendo su toxicidad diferente.

Entre los factores extrínsecos, que varían los efectos de los contaminantes, se encuentran la temperatura, la salinidad, el oxígeno disuelto, etc. del agua en que habitan. La mayoría de los seres vivos marinos tienen unos rangos óptimos de desarrollo para numerosos parámetros físico-químicos del agua en que viven.

La presencia de varios contaminantes a la vez (es infrecuente que en una zona exista un solo tóxico) también altera o modifica la toxicidad. El efecto de dos o más sustancias tóxicas puede ser: ADITIVO (no existe interacción), siendo la toxicidad de la mezcla la suma de las toxicidades individuales, tal como sucede con los pesticidas tanto organoclorados como organofosforados; ANTAGÓNICO existe una interacción negativa en la que la toxicidad de la mezcla es menor que la suma de las toxicidades individuales: el selenio suele reducir la toxicidad del mercurio. SINÉRGICO en el que se produce una interacción positiva o potenciación de las toxicidades: la toxicidad es mayor que la suma de las toxicidades individuales. Efectos sinérgicos se producen en la combinación de surfactantes con hidrocarburos o metales pesados.

La condición del organismo también influye decisivamente en la toxicidad de los contaminantes: etapa vital (huevo, larva,...); cambios en el ciclo vital (muda, reproducción, inanición,...); sexo; edad; adaptación a los contaminantes, protección adicional, por ejemplo concha, etc.

La acumulación o concentración de contaminantes en los seres vivos acuáticos tiene consecuencias y aplicaciones importantes, algunas de las cuales se van a describir.

Por bioacumulación puede entenderse la incorporación y retención de una sustancia (contaminante en este caso) en el interior de un organismo, siendo el resultado del balance positivo entre la entrada y la salida de dicha sustancia en el ser vivo. Si la fuente del contaminante es solamente el agua, es más correcto hablar de bioconcentración, aunque a veces se utiliza el término bioacumulación

independientemente de la fuente. El grado de acumulación en invertebrados y peces depende de la biodisponibilidad (capacidad de un compuesto para ser incorporado a un organismo) y de la fisiología del organismo.

Es conocido que algunos animales marinos acumulan o concentran en sus tejidos elementos o compuestos que existen en el agua de mar en la que viven, siendo la cantidad acumulada en los diferentes tejidos de su cuerpo proporcional a la concentración de esos elementos o compuestos en el mar. Así, pescados, mariscos o algas pueden contener cantidades elevadas de sustancias tóxicas por ingestión para el hombre, que estaban en el mar porque el propio hombre las había arrojado para desprenderse de ellas.

Para proteger la salud humana la UE publicó varios Reglamentos, siendo el que engloba a todos el (CE) N° 1881/2006 de la Comisión en el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes, entre los que están Pb, Cd y Hg en distintos alimentos que comprenden los de origen marino. Este reglamento es bastante más restrictivo que la normativa existente en España, y algunas especies explotadas pueden sobrepasar los límites máximos por lo que su comercialización puede quedar prohibida, con la consiguiente reper-

Contaminante	Producto	Contenido máximo (mg/kg peso húmedo)
Plomo	Carne de pescado	0.30
	Crustáceos	0.50
	Moluscos bivalvos	1.5
	Cefalópodos (sin vísceras)	1.0
Cadmio	Carne de pescado	0.050
	Especies de pescado excepcionadas	0.10
	Carne de pez espada	0.30
	Crustáceos	0.50
	Moluscos bivalvos	1.0
	Cefalópodos (sin vísceras)	1.0
Mercurio	Productos de la pesca	0.5
	Especies de pescado excepcionadas	1.0

Tabla 6.3. Contenidos máximos permitidos de Pb, Cd y Hg en productos de la pesca

cusión económica y social. En la Tabla 6.3 se indican los contenidos máximos permitidos para Pb, Cd y Hg.

Algunas de las especies de pescado excepcionadas para el Cd son: anchoa, anguila, jurel, sardina y atunes, y para el Hg: rape, gallo, anguila, besugo, pez espada y atunes.

En este Reglamento se señala que existen recomendaciones específicas a los consumidores para proteger a los grupos vulnerables de la población (niños, mujeres embarazadas o en periodo de lactancia, ancianos) respecto al metil-mercurio en productos de la pesca.

Lo mismo que sucede con el hombre, los contaminantes químicos pueden producir en la biota marina efectos letales o subletales, siendo estos últimos por regla general, y en términos de biomasa y biodiversidad más importantes que aquellos. Se entiende por efectos subletales los que no causan mortalidad, pero sí alteran el crecimiento, el engorde, la reproducción, etc. Estos efectos son bastante más perjudiciales para el ecosistema general que los efectos letales. Los compuestos organoestánicos, de los que se tratará más adelante, nos servirán de ejemplo de este tipo de efectos.

Como la mayoría de los contaminantes se encuentran en el agua de mar en cantidades muy pequeñas, 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, de los vertidos intermitentes, etc. Por otra parte, la información que proporciona el análisis de agua refleja solamente la contaminación existente en el momento de la recogida de la muestra, que pudo haber cambiado a las pocas horas o a los pocos días. Para evitar esto se hace uso de las llamadas "especies indicadoras" o "centinelas" entre las cuales está el mejillón silvestre. Se hace uso de un hecho muy sencillo: la cantidad de contaminantes que acumula el mejillón es proporcional a la cantidad de esos mismos contaminantes que existen en el agua en que viven. Si el mejillón silvestre de A Guía tiene tres veces más DDTs que el mejillón de Samil, puede afirmarse que, en valor medio, el agua de A Guía tiene tres veces más DDTs que la de Samil. A nivel mundial, y con mucha diferencia, la especie más utilizada como indicadora de la contaminación es el mejillón silvestre (no el cultiva-

do), ya que reúne una serie de requisitos que lo hacen idóneo para este fin. Además el mejillón tiene una amplia distribución geográfica por todos los mares del mundo, y así se pueden llevar a cabo evaluaciones de calidad ambiental, comparaciones espaciales y temporales, y controlar, vigilar y estudiar la contaminación marina.

El mejillón es un gran filtrador y al no metabolizar la mayoría de los contaminantes orgánicos persistentes hace que tenga un factor de concentración respecto al agua que varía entre 100 y 100.000 veces, lo que facilita mucho los análisis y proporciona unos resultados mucho más integrados que el análisis de agua. Por eso al tratar de contaminantes en la Ría se hablará de sus concentraciones en mejillón silvestre, pero hay que recordar que estos niveles son proporcionales a los del agua en que viven.

Por otra parte, los sedimentos reflejan bastante bien el estado de la contaminación de un área porque acumulan los contaminantes (tanto en suspensión como en disolución), pero éstos no permanecen ligados indefinidamente a los fondos, ya que por procesos físico-químicos y biológicos pueden ser liberados de nuevo a la columna de agua y estar disponibles para la biota marina. Se dice de los sedimentos que unas veces actúan como “sumidero” y otras como “fuente” de contaminantes. Son también el hábitat de infinidad de especies marinas, algunas de las cuales tienen un enorme interés científico y/o comercial.

Los contaminantes se acumulan preferentemente en sedimentos en los que predominen partículas finas, ya que éstas presentan una mayor área superficial por unidad de peso. También ciertos contaminantes tienen preferencia a acumularse en los sedimentos cuyo contenido en materia orgánica es elevado. Por estos motivos las concentraciones varían mucho según la naturaleza granulométrica y geoquímica de los mismos, y las concentraciones de metales pueden expresarse normalizadas; es decir dividiendo la concentración del metal en cuestión por la concentración de Al, Li o de su contenido en partículas finas.

Los valores de referencia deben de ser el ideal a alcanzar en todas las zonas marítimas, particularmente para aquellas sustancias que son más tóxicas y, aunque sea utópico en la actualidad, es propósito de la UE que en el año 2021 estemos muy próximos a estos

valores, lo que implicaría, prácticamente, el vertido cero para las sustancias más peligrosas.

A diferencia de los niveles de fondo o de referencia, los criterios ecotoxicológicos predicen que si las concentraciones de determinadas sustancias superan estos límites, es probable que la sustancia en cuestión cause efectos nocivos a la biota. Se obtienen a partir de bases de datos de toxicidad para diversos organismos representativos del medio marino.

Tanto los criterios como las normas de calidad ambiental no son universales, sino que dependen de los usos que se le vaya a dar al medio marino. Así los criterios o normas de calidad tienen distinto grado de exigencia según por ejemplo el agua se destine a baño, a acuicultura o a evitar daños al ecosistema en general.

OSPAR estableció unos criterios de valoración ecotoxicológica: - Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC)- para los compartimentos oceánicos, con el objetivo de efectuar una evaluación del estado de la calidad de las aguas. Estos criterios de valoración no tienen validez legal y algunos de ellos están en fase de revisión, pero sirven para identificar áreas marítimas a las que debe prestársele atención especial. Indican que si se sobrepasan es posible la existencia de efectos negativos para el ecosistema marino. Estos EACs son aquellas concentraciones que, de acuerdo con los conocimientos científicos actuales, reunidos por OSPAR, se aproximan a la concentración por debajo de la cual el potencial de efectos adversos es mínimo. En la tabla siguiente aparecen algunas de estas concentraciones para el agua, sedimentos y mejillón.

	AGUA µg/l	SEDIMENTOS mg/kg p.s.	MEJILLÓN mg/kg p.s.
Hg	0,005-0,05	0,05-0,5	
Pb	0,5-5	5-50	
Cd	0,01-0,1	0,1-1	
B(a)P	0,01-0,1	0,1-1	
S7CBs		0,001-0,01	0,005-0,05
TBTs	10^{-5} - 10^{-4}		0,001-0,01

Tabla 6.4. Criterios de valoración ecotoxicológica. p.s. = peso seco; B(a)P = Benzo(a)pireno; S7CBs = Suma de CBs 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180; TBTs=Tributilestánicos.

Otro criterio de valoración para sedimentos con suficiente rigor científico y que tiene en cuenta la relación entre concentraciones y efectos tóxicos, se encuentra en las Directrices de calidad de sedimentos de Canadá, que define unos rangos de concentraciones para cada uno de los principales contaminantes. Proponen dos valores de evaluación o valores guía: a) el más bajo el NEU (Nivel de Efecto Umbral) que representa la concentración por debajo de la cual raramente se esperan efectos adversos y b) NEP (Nivel de Efecto Probable), por encima del cual se espera que aparezcan efectos adversos negativos frecuentemente. Entre una y otra concentración los efectos adversos deben de aparecer ocasionalmente. En la Tabla 6.5 se indican las concentraciones para algunos contaminantes.

CONTAMINANTE	RARAMENTE	OCASIONALMENTE	FRECUEMENTEMENTE
Hg	<0,13	0,13-0,7	>0,70
Pb	<30,2	30,2-112	>112
Cd	<0,68	0,68-4,21	>4,21
B(a)P	<88,8	88,8-763	>763

Tabla 6.5. Concentraciones de sedimentos en las que se espera que se produzcan efectos adversos para el ecosistema marino. mg/kg p.s. referidas a la fracción total del sedimento (tamaño de partícula < 2mm). B(a)P = Benzo(a)pireno

En España se establecen tres categorías del material procedente del dragado de los puertos según sean los efectos, de naturaleza química y/o bioquímica, que pueden producir en la biota marina. Así la gestión de los fondos portuarios es diferente según estén encuadrados en una u otra categoría. Pertenecen a la Categoría I aquellos materiales cuyos efectos sobre la fauna y flora marina son prácticamente insignificantes, y para verterlos al mar solamente se consideran los efectos de naturaleza física. En la Categoría II se incluyen los materiales con concentraciones moderadas de contaminantes: se pueden verter al mar cumpliendo una serie de requisitos. Los materiales con concentraciones elevadas de contaminantes pertenecen a la Categoría III. Estos materiales deben de ser aislados de las aguas marinas o sometidos a técnicas de separación, “inertización” o tratamiento térmico. En función del grado de contaminación los materiales de

la Categoría III se distinguen dos Subcategorías: a) Subcategoría IIIa (para su vertido al mar podrán usarse técnicas de gestión de aislamiento blando, tales como vertido sobre lecho marino y posterior recubrimiento con material limpio, excavación de una fosa y relleno de la misma, etc, y b) Subcategoría IIIb, en los que hay que utilizar técnicas de aislamiento duro de las aguas marinas (vertido en recintos construidos específicamente con paredes impermeables, etc.).

Para clasificar los materiales en las categorías descritas se hace uso de los llamados Niveles de Acción (NA), que son unas concentraciones específicas para cada contaminante o grupo de contaminantes, algunos de los cuales se presentan en la Tabla 6.6.

	NA1	NA2
Hg	0,6	3,0
Cd	1,0	5,0
Pb	120	600
S7CBs	0,03	0,1

Tabla 6.6. Algunos Niveles de Acción (NA) para la clasificación de los materiales de dragado en los puertos españoles según su grado de contaminación. Estas concentraciones se entienden referidas a la fracción fina del sedimento (diámetro de partícula inferior a 63 μm) y están expresadas en mg/kg de materia seca.

Estos valores se establecieron en 1994 y requieren una actualización.

A la Categoría I pertenecen los materiales cuya concentración es inferior al NA1. De la Categoría II son los materiales cuya concentración está comprendida entre NA1 y NA2. Los materiales de los fondos marinos de concentración comprendida entre NA2 y ocho veces NA2 son de la Categoría IIIa. Aquellos materiales cuyas concentraciones sean superiores a ocho veces NA2 están incluidos en la Categoría IIIb.

ESTUDIO INTEGRADO DE LA CONTAMINACIÓN MARINA.

Ricardo Beiras. ECIMAT. Universidade de Vigo.

Desde los años sesenta del siglo veinte, disfrutar de un ambiente saludable es una de las principales preocupaciones de las sociedades avanzadas. Hoy en día todo el mundo habla de contaminación ambiental, lo que hace que se aporten opiniones subjetivas, poco fundadas en la observación y el experimento, únicas fuentes científicas de saber. Para conocer realmente el grado de contaminación que afecta a un ambiente natural determinado, debemos realizar una serie de estudios, tanto químicos como biológicos. Ambos son complementarios, pues los estudios químicos nos permiten identificar contaminantes concretos y saber las cantidades presentes, y los estudios biológicos informan de los efectos que estos contaminantes tienen sobre los seres vivos. De hecho, es útil emplear primero métodos biológicos para identificar zonas alteradas y, a continuación, centrar en esas zonas los análisis químicos para identificar a los agentes causantes de la alteración. De esta forma, hoy en día la evaluación de la contaminación se debe hacer integrando química analítica y toxicología ambiental. La primera aporta datos comparables con normas y recomendaciones legales y la segunda nos permite tener cierta seguridad de que estas normas tienen fundamentos ecológicos y son útiles para proteger el medio natural. Imaginemos un problema sencillo, los marineros creen percibir un descenso en la riqueza de la marisquería de una zona de la costa y se preguntan si puede ser efecto de la contaminación. La aproximación clásica a este problema sería recoger una serie de muestras de agua o sedimento de esta zona y hacer una serie de análisis químicos. Como la lista de sustancias químicas que pueden causar daños, al ecosistema marino o al hombre, es muy larga y no deja de crecer, determinar cuál, o cuáles, son los causantes del descenso de la producción marisquera puede requerir análisis químicos complejos y caros. ¿Existe alguna forma de atajar este problema?. Si queremos saber si los niveles de contaminantes químicos en esa zona están ejerciendo efectos negativos sobre los recursos, se lo podemos preguntar a los “interesados”, es decir, a los organismos marinos que habitan la zona donde los marineros piensan que puede haber conta-

minación. Para eso debemos olvidar rumores o campañas de prensa y tomar muestras de agua, fondo marino y organismos de la zona problema para realizar estudios químicos y ecotoxicológicos que nos permitan saber lo siguiente:

1. ¿Qué cantidades existen en las muestras cogidas de los contaminantes químicos prioritarios, es decir, aquellos identificados por los países y agencias internacionales como más peligrosos?
2. ¿Son tóxicas esas muestras cuando se incuban en ellas animales marinos sanos?
3. ¿Tienen los organismos cogidos en la zona alguna alteración que nos sirva de indicador potencial de contaminación?

Únicamente conjugando estos tres tipos de información podremos contestar con conocimiento de causa a los marineros, y poder decirles si el lugar donde marisquean está, o no, contaminado y si los problemas que detectan son por culpa, o no, de esa contaminación.

Bioensayo de la embriogénesis del erizo de mar. El concepto de calidad biológica del agua se desarrolla a partir de la observación de Wilson en 1951 de que las larvas del erizo de mar comestible, *Echinus esculentus*, eran capaces de desarrollarse en agua cogida del mar Céltico, pero no en agua de las proximidades de la ciudad de Plymouth, en el suroeste de Inglaterra. Desde entonces, las larvas de erizo fueron empleadas en bioensayos marinos por científicos británicos, franceses, rusos, japoneses, italianos y estadounidenses, entre otros, siendo el bioensayo marino de uso marino también más extendido en nuestras costas. En Estados Unidos el bioensayo de la embriogénesis del erizo se utiliza a gran escala, en conjunción con los análisis químicos como herramienta biológica de evaluación de la contaminación marina. El erizo de mar de la especie *Paracentrotus lividus* es abundante por toda Europa en zonas rocosas, fácil de capturar y de mantener en acuario. Para realizar el bioensayo necesitamos individuos maduros sexualmente. En nuestras aguas podemos mantener en acuario poblaciones de individuos fértiles con un control de la temperatura y alimentación abundante. El bioensayo consiste en incubar en el agua problema huevos recién

fecundados que obtenemos de la disección de adultos. Tras la incubación se observa microscópicamente el porcentaje de larvas desarrolladas morfológicamente normales.

El resultado de una incubación en agua limpia, o poco contaminada es que, las larvas pluteus son morfológicamente normales mientras que si el agua está contaminada, las larvas son morfológicamente aberrantes.



Fotografía de larvas pluteus de erizo de mar. a) Larvas con morfología normal indicadoras de buena calidad de agua. b) Larvas aberrantes, que indican la presencia de contaminantes en el agua.

METALES DISUELTOS EN AGUA

Ricardo Prego. Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC). Vigo.

A finales del siglo XIX Dittmar publicó los resultados de los análisis de 77 muestras de agua recogida en todos los océanos durante el cruce del navío *Challenger*. Dicho científico descubrió que 1 litro de agua marina contenía unos 35 g de sales y también que los constituyentes que se denominaron como mayoritarios (Cl, Na, Mg, S, Ca, K, Br, C, Sr, B, F) representaban el 99,9% de dichas sales. El porcentaje restante del 0.1% son los llamados elementos minoritarios, entre los cuales se hallan los elementos traza, cuya concentración no excede a 50 nM, esto es, 10^{-9} moles por litro de agua. Los elementos traza son principal-

mente metales que por sus bajos niveles en agua de mar resultan difíciles de medir. Por ello su correcta cuantificación necesita de laboratorios ultra-limpios, es decir libres de partes metálicas y un aire prácticamente sin partículas, y también de técnicas analíticas muy sensibles como la absorción atómica con cámara de grafito, tras una preconcentración de la muestra, y la voltametría de redisolución anódica o catódica. Esos avances se desarrollaron durante los años 90 y, en consecuencia, la biogeoquímica de los metales traza en aguas marinas es poco conocida en comparación con la de otros elementos químicos.

Las zonas costeras suelen tener una mayor presencia en metales traza que los océanos, bien por un flujo natural desde los ríos, bien debido a vertidos antropogénicos. En Galicia habría que esperar un aumento de los metales disueltos en las cuencas fluviales y en las rías, que resultan ser las áreas principales de destino para los contaminantes, fruto de un continuo incremento en la población costera y la actividad industrial. No obstante, en el medio acuático algunos metales son oligoelementos, como zinc y cobre, cuya presencia en pequeñas cantidades es esencial para los organismos. Por el contrario, otros elementos traza no son necesarios, como plomo o cadmio, además de peligrosos para una buena salud ambiental. Sin embargo, cualquier metal disuelto en una elevada concentración siempre llega a ser tóxico para los seres vivos.

La ría de Vigo recibe aportes terrestres de metales a través del agua dulce fluvial, vertidos industriales y aguas residuales urbanas. El destino final de los metales traza es su exportación al océano, incorporación al plancton y cadena trófica o sedimentación dentro de la ría. Por lo difícil que es medir la concentración de los metales disueltos y por el efecto memoria del sedimento suele éste utilizarse para determinar el estado de la contaminación por metales, sucediendo lo mismo con determinada biota. Por esta razón, junto con los motivos anteriormente señalados, existen pocos datos de metales en disolución para aguas de las rías gallegas; no obstante, es necesario su conocimiento científico a fin de saber si rías como la de Vigo acumulan metales o los exportan. Curiosamente, en la ría de Vigo fueron pioneros los análisis de plomo en las aguas costeras gallegas durante los años 50 (López-Costa y Molins) y los de hierro (López-Benito) en la década siguiente. Posteriormente, la ma-

yor parte de los datos medidos de metales en agua corresponden a la ensenada de San Simón y sugieren que el principal curso de agua dulce hacia ella, el río Oitavén-Verdugo, no es causa de contaminación por metales pues los niveles encontrados son propios de ríos prístinos. Por el contrario se observaron en esa ensenada altos valores de Cu, Pb y Zn en algunos pequeños vertidos litorales. En fechas más recientes se ha determinado que el intercambio invernal de metales ría-océano en la ría de Vigo presenta cuatro tipos diferentes de comportamiento según el metal: (1) Cd con balance nulo, esto es, sus flujos saliente y entrante son semejantes; (2) Cu, Fe y Zn con una exportación neta al océano del metal disuelto; (3) Pb donde la exportación neta es de metal disuelto y también de particulado; y (4) Ni, para el que se produce una importación neta a la ría de metal disuelto y particulado desde el océano. Un completo estudio del ciclo biogeoquímico de los metales en un sistema costero, sea la ría de Vigo por ejemplo, ha de abordar la cuantificación de flujos anuales de metales a través de las fronteras ambientales que posee la ría, a saber, *frontera continental* (ríos y depuradoras), *atmosférica* (lluvia), *oceánica* (agua que penetra desde el océano), *estuárica* (a través del estrecho de Rande) y *bentónica* (flujos sedimento-agua y tasas de sedimentación). En base a lo trabajado hasta la actualidad, los rangos de metales disueltos en aguas de la ría de Vigo son los siguientes:

zona de la ría	Cd (nM)	Cu (nM)	Fe (nM)	Hg (nM)	Ni (nM)	Pb (nM)	Zn (nM)
Ríos Oitavén y Alvedosa	0,1-0,9	1 - 11	100 - 450		0,7 - 2,2	0,7 - 2,5	3 - 60
Río Lagares		75	1700				
San Simón	0,03 - 0,1	2,0 - 4,0	40 - 160	0,04 - 0,06	1,5 - 3,2		
Media y externa	0,07 ± 0,01	4,6 ± 1,9	24 ± 20		2,5 ± 1,3	0,7 ± 0,3	4,8 ± 2,2

En resumen, los niveles de metales disueltos en la ría de Vigo están, en general, dentro de los conocidos para estuarios no contaminados; en buena parte se debe a la salud del Oitavén y a los cortos tiempos de residencia del agua dentro de la ría (hasta cuatro días). Sin embargo, la circulación residual estuárica tiene una eficacia limitada; por tanto, es prudente tomar medidas sobre las zonas donde se pueden verter metales (vg. río Lagares, aguas residuales, zonas por-

tuarias y astilleros). El conocimiento de su distribución espacial y temporal en la ría de Vigo es uno de los principales factores para precisar su estado de contaminación debido al potencial efecto tóxico sobre los seres vivos. Además, es necesaria una investigación de la especiación de los metales para predecir su reactividad, ya que su biodisponibilidad y toxicidad depende en gran medida de las formas químico-físicas en las que el metal se encuentra presente.

METALES PESADOS EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS

M^a Victoria Besada Montenegro.- Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO)

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, Mn, etc. son esenciales para el organismo, pero cuando su nivel supera determinada concentración resultan tóxicos. 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, 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 su 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, por este orden, Hg, Cd y Pb.

Organismos marinos. Es importante señalar que el mejillón cultivado y silvestre siguen un patrón de acumulación de contaminantes diferente (Figura 6.2). Normalmente para una misma talla, el silvestre (cuyo crecimiento es mucho más lento) contiene más contaminantes persistentes que el cultivado. Por otra parte el mejillón

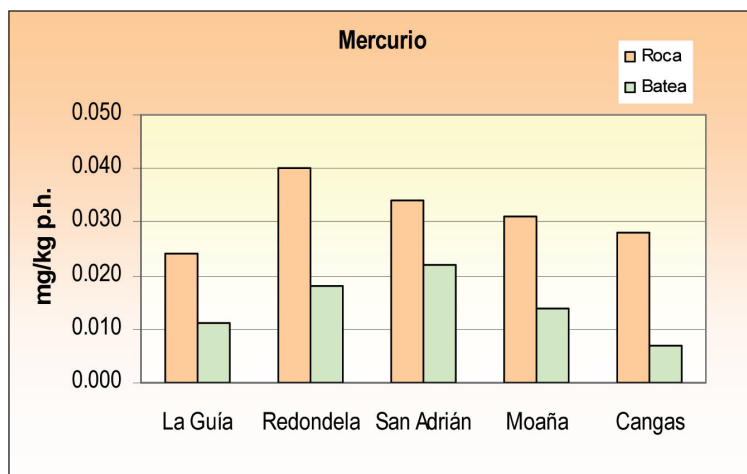


Figura 6.2. Comparación entre los niveles de Hg en mejillón de roca y mejillón de batea.

silvestre al crecer en zonas intermareales, filtra aguas más superficiales, que generalmente son las más contaminadas.

El IEO ha estudiado sistemáticamente, durante años, la ría de Vigo utilizando el mejillón silvestre (*Mytilus galloprovincialis*) como especie indicadora de la contaminación. El objetivo de esta serie histórica es conocer como evoluciona la contaminación marina a lo largo del tiempo, y comprobar cual es el grado de efectividad de las medidas que se han ido adoptando para reducirla.

En la ría de Vigo se estableció un punto de muestreo anual (Samil) elegido como representativo de la Ría, por ser el que más se acercaba al valor medio de los principales contaminantes persistentes presentes en la Ría en su conjunto. Se ha observado que existe una tendencia decreciente estadísticamente significativa en el contenido de Pb en los mejillones analizados (Figura 6.3). Este descenso puede deberse fundamentalmente a que ha dejado de utilizarse este elemento en los carburantes de automoción.

El Hg no muestra tendencias temporales significativas, siendo el rango de concentraciones a lo largo de los años bastante homogéneo, oscilando entre 0.101 y 0.173 mg/kg p.s. Para el Cd, Cu y Zn se aprecian pequeñas variaciones, pero no tendencias significativas.

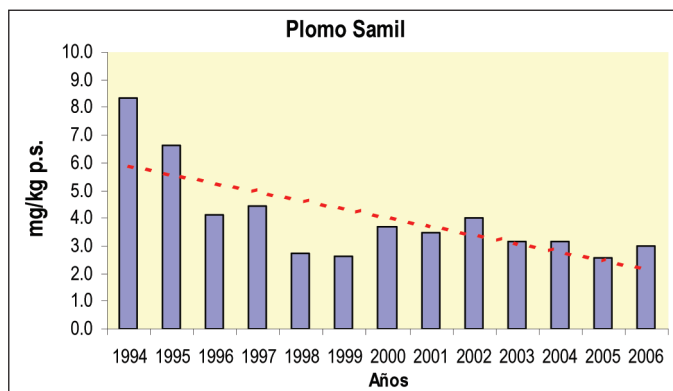


Figura 6.3. Evolución de las concentraciones de Pb en mejillón silvestre.

Comparando las concentraciones de Pb con las obtenidas en otros puntos del Atlántico español, se observa que los niveles existentes en la costa Cantábrica son superiores a los de la Gallega. Los mejillones de la ría de Pontevedra presentan, junto con los de la costa Asturiana, los mayores valores de Hg. (Figura 6.4).

Para observar las variaciones espaciales, se han estudiado durante años ocho puntos situados en ambos márgenes de la Ría.

Los niveles de Pb se van incrementando, en ambos márgenes, desde las zonas más externas de la Ría hacia las más internas, observándose que los puntos del margen sur presentan valores más elevados que los del norte. A Guía presenta niveles del mismo orden que las dos estaciones interiores. Este patrón de distribución se ha mantenido a lo largo de los años estudiados.

El Hg, Figura 6.5, sigue una distribución igual que el Pb, sin embargo, en cada uno de los puntos, los rangos obtenidos en los diferentes años son muy semejantes. El Cd tiene un comportamiento diferente a los otros metales: los niveles máximos se presentan en las zonas más externas de la Ría (Figura 6.5), lo que confirma que estos valores pueden deberse a factores naturales más que a aportes antropogénicos, ya que el afloramiento existente en la plataforma continental transporta elevadas cantidades de este metal.

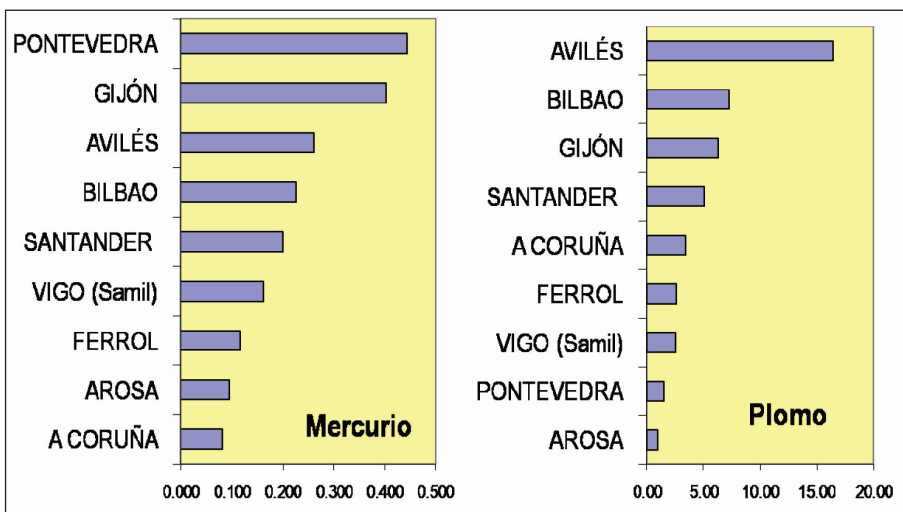


Figura 6.4. Comparación entre las concentraciones de Hg y Pb (mg / kg p.s.) en mejillón silvestre en zonas Atlánticas españolas

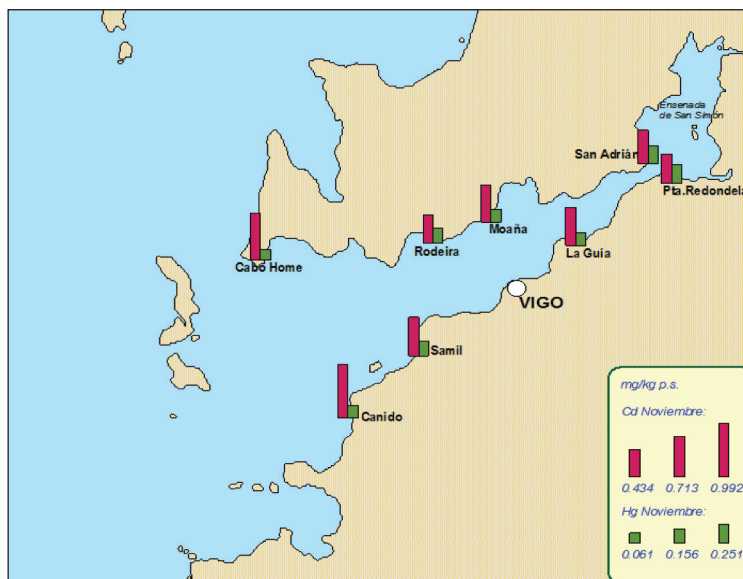


Figura 6.5. Concentraciones de Cd y Hg en mejillón silvestre.

Los valores de Cu y Zn son muy homogéneos entre todos los puntos estudiados. Para el primero el valor máximo se observa en A Guía (7.45 mg/kg p.s.) y el mínimo en Cabo Home (5.19 mg/kg p.s.). Para el Zn se obtienen valores entre 433 y 220 mg/kg p.s.

En la Ría existen importantes bancos naturales de moluscos bivalvos además de un número importante de bateas para el cultivo del mejillón. Los niveles de metales en estas especies (mejillón de batea, almeja babosa, almeja fina, almeja japónica, berberecho, navaja, longueirón o volandeira) son muy inferiores a los límites legislados en el Reglamento CE Nº 1881/2006, excepto los valores de Pb en volandeira, que lo sobrepasa, como también ocurre con las muestras de esta especie de la ría de Arosa.

Sedimentos marinos. Los sedimentos superficiales alrededor del eje central y en la Ensenada de San Simón son principalmente fangos ricos en materia orgánica, siendo más arenosos cerca de los márgenes. Diversos grupos de investigación han estudiado los niveles de estos elementos en los sedimentos de la Ría, sin embargo el amplio rango de diferentes fracciones seleccionadas en los diversos estudios hace que sea difícil comparar los resultados.

Los niveles de Hg presentan un aumento casi constante desde el mar abierto hasta la parte media de la Ría, alcanzándose los valores más elevados en los perfiles comprendidos entre A Guía-Moaña, (Figura 6.6) a partir de esa zona se produce una ligera disminución hacia el interior de la ensenada. La influencia de la mayor actividad industrial y portuaria del margen sur se refleja en las concentraciones de este elemento.

El Cd y el Pb presentan una distribución similar, en la que se van incrementando sus concentraciones desde el exterior hasta el interior de la Ensenada de San Simón (Figura 6.7). Los valores máximos corresponden a puntos próximos a la ciudad de Vigo y a la zona más interna, probablemente en esa zona existe o existió un foco de contaminación relativamente importante de esos metales.

En la Tabla 6.7 se presentan, en mg/kg peso seco, los rangos de metales en sedimentos superficiales de la ría de Vigo (distribución espacial e interior de las dársenas portuarias), así como de varias zonas costeras españolas. En general, los niveles en Vigo son superiores a la

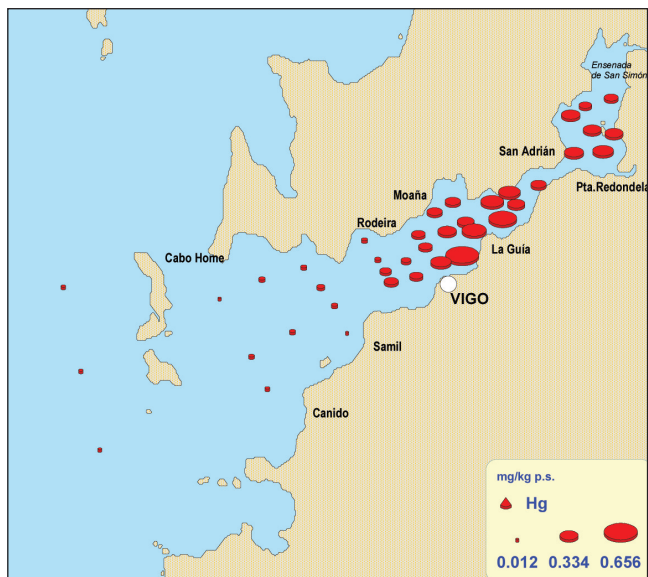


Figura 6.6. Distribución espacial de Hg en sedimentos superficiales de la ría de Vigo.

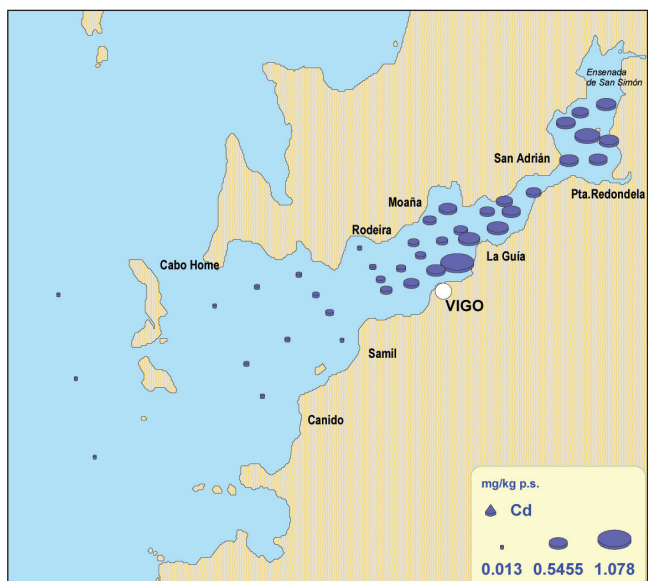


Figura 6.7. Distribución espacial de Cd en sedimentos superficiales de la ría de Vigo.

mayoría de los valores de Galicia y del Cantábrico, e inferiores a los máximos del golfo de Cádiz que corresponden a la ría de Huelva.

Se puede concluir que la mayor parte de los fondos presenta una contaminación que puede calificarse entre baja y moderada, pero en zonas de la parte media o interna puede ser mediana o alta. Esta distribución espacial se justifica por la naturaleza de los sedimentos, la densidad de población, la industrialización y la elevada actividad portuaria.

Área		Cadmio	Mercurio	Plomo	Cobre	Zinc	Níquel	Cromo
Vigo	Ría	0.013-1.08	0.010-0.656	8.72-268	0.883-165	11.7-348	<1.00-47.6	5.35-77.3
	Puertos	0.013-1.52	0.010-1.61	23.4-295	1.05-250	25.7-731	1.00-42.8	12.5-104
Galicia		0.031-0.127	0.002-0.045	3.86-21.3	2.23-14.0	22.1-96.5	2.90-22.6	6.58-57.0
Cantábrico		0.068-0.410	0.013-0.879	10.0-100	1.13-47.6	42.5-237	2.73-49.8	8.69-639
Golfo de Cádiz		0.029-2.77	0.047-3.46	11.1-842	6.3-1692	67.8-1901	4.53-61.4	20.4-122

Tabla 6.7. Rangos de concentraciones de metales pesados en sedimentos de la ría de Vigo y otras zonas del Atlántico.

Como ocurre con la distribución espacial, las dársenas portuarias del margen sur presentan unos niveles de metales superiores a las del norte. Con bastante diferencia, la zona más contaminada se encuentra en Bouzas, en las cercanías de unos astilleros. En las proximidades del muelle de Rande (antiguo cargadero de mineral), también se detectan valores elevados. Los puertos y dársenas están por término medio entre 2 y 15 veces más contaminadas que el resto de la Ría.

COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS

Amelia González-Quijano y Teresa Nunes. Centro Oceanográfico de Vigo.(IEO)

Los compuestos organoclorados, tal como indica su nombre, son hidrocarburos que incluyen átomos de cloro en su molécula. Se trata de un grupo de compuestos que han sido ampliamente utilizados desde la década de los cincuenta en distintas actividades indus-

triales y agrícolas. Se caracterizan por su toxicidad y persistencia tendiendo a acumularse a lo largo de la cadena trófica, por lo que se han convertido en uno de los grupos de contaminantes prioritarios en todos los estudios medioambientales. A pesar de las restricciones de uso existentes (Convenio de Estocolmo) se siguen encontrando en los distintos compartimentos ambientales.

Pueden entrar en el mar a través de la atmósfera, o directamente desde tierra por aportes urbanos, industriales, ríos, agua de lluvia, etc. Se transportan en el agua asociados a las partículas, principalmente orgánicas, y pueden depositarse en los fondos por sedimentación, permaneciendo en ellos durante muchos años. Están disponibles para los seres vivos directa o indirectamente a través de varios procesos: ingestión de partículas, cadena alimenticia, procesos de resuspensión del sedimento, etc.

En el medio marino, las dos familias de organoclorados más abundantes son la de los Bifenilos Policlorados (PCBs) y la de los DDTs. Ambas sustancias tienen un marcado carácter lipofílico y se acumulan preferentemente en los tejidos grasos de los seres vivos. Los PCBs constituyen un conjunto de compuestos organoclorados formado por 209 congéneres, los cuales difieren significativamente tanto en sus propiedades físicas como ecotoxicológicas en función del grado de cloración y de la posición de cloros en la molécula. Generalmente, en todos los programas de control y estudio de la contaminación marina solo se incluyen 7 de estos congéneres, que son los más representativos: CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 y CB180, cuya suma de concentraciones se indica por SCB7.

El DDT es un insecticida que fue muy empleado para el control de plagas en la agricultura, combatir la malaria y como pesticida doméstico. Su uso está prohibido o restringido en los países desarrollados, sin embargo, se sigue utilizando en amplias zonas. Se degrada dando lugar al pp'DDE y pp'DDD, que presentan unas toxicidades muy similares al producto original. Se suele representar la suma de estos tres compuestos como SDDTs.

Además de los DDTs se determinaron los pesticidas clorados: HCB (Hexaclorobenceno), aldrín, aHCH, gHCH (lindano), cis-clordano y trans-clordano, pero todos ellos presentan valores muy bajos

en la Ría, tanto en los seres vivos como en el sedimento, por lo que no son relevantes.

Organismos marinos. En la Figura 6.8 se presentan las concentraciones de SCB7 en mejillón de roca *Mytilus galloprovincialis* de ocho zonas de la Ría, correspondientes a los años 1998 y al 2004. Se observa una ligera disminución en todas las áreas excepto en Samil, que presentó un notable incremento (vertido puntual importante), por lo que se llevó a cabo un seguimiento particularizado para conocer su evolución temporal, comprobándose que los niveles disminuyen significativamente a los pocos meses, y se mantienen en el tiempo, aunque con algunas oscilaciones debidas a otros vertidos irregulares de menor cuantía.

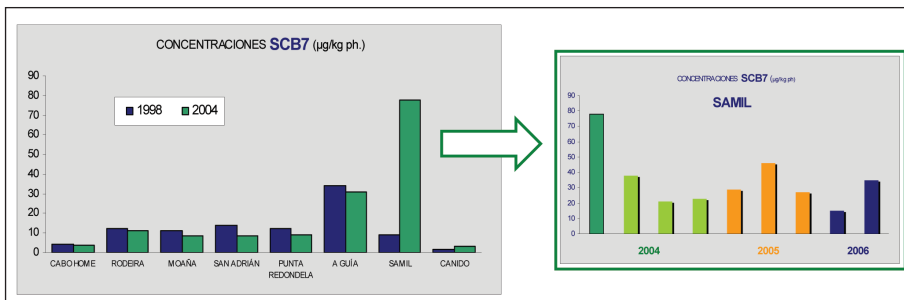


Figura 6.8. Concentraciones de SCB7 en mejillón de roca de la ría de Vigo. Control y seguimiento en Samil

En la Figura 6.9 se comparan las concentraciones medias del período 1998-2005 en distintas zonas de la Ría con el Criterio Ecotoxicológico máximo (EAC) propuesto por el Convenio OSPAR para identificar áreas de atención prioritaria, que en el mejillón de roca y para SCB7 está establecido en 10 µg/kg peso húmedo (p.h.). Como se observa, solamente Samil, si se incluye el 2004, y A Guía superan ampliamente este criterio o límite ecotoxicológico. Este último punto presenta muchas variaciones temporales, oscilando sus concentraciones en el período estudiado entre 17 y 55 µg/kg p.h. para los citados SCB7.

En la misma figura, también se efectúan comparaciones con los niveles existentes en Arosa (zona con escasa influencia urbana e industrial), Santander (pantalán), en el interior de la bahía y cerca de

diversas industrias y A Coruña, que presenta unas características intermedias entre ambas zonas.

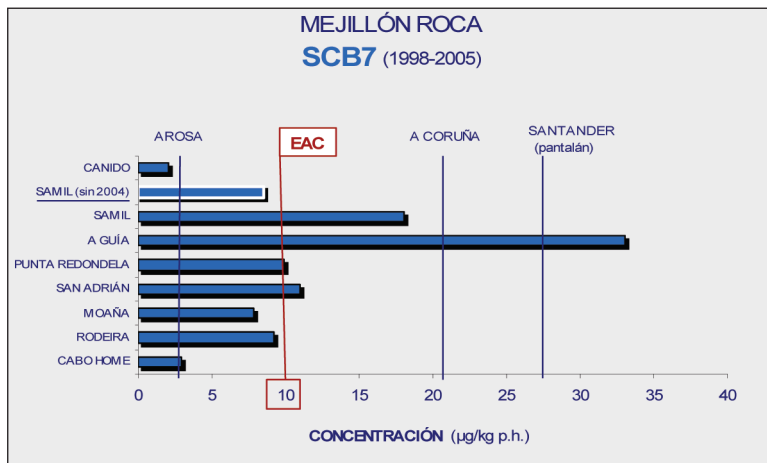


Figura 6.9. Comparación de las concentraciones de SCB7 con las de otras zonas y con el valor EAC

En los organismos marinos normalmente el DDE es el mayoritario, por lo que se suele utilizar como representativo de la familia de los DDTs. Las concentraciones del DDE en el mejillón de roca de todas las zonas estudiadas están muy por debajo, hasta diez veces menos, del EAC para este compuesto. En la Figura 6.10 se hace una comparación con los niveles de DDE de otras zonas. Los valores más elevados se obtienen también en A Guía, aunque se observa una disminución desde el año 1998 hasta la actualidad en que la concentración es de 0.69 µg/kg p.h.

Asimismo, se estudiaron los niveles de estos contaminantes en otros seres vivos de la Ría, como son el mejillón de batea, cuyos niveles de SCB7 varían entre los 3.6 µg/kg p.h. de Limens y los 19 y 20 µg/kg p.h. de Punta Redondela y Chapela; la almeja fina (*Ruditapes decussatus*) que presenta un rango de concentración entre 1.0 y 7.5 µg/kg p.h.; la almeja babosa (*Venerupis pullastra*) entre 0.9 y los 5.5 µg/kg p.h., y el berberecho (*Cerastoderma edulis*) entre 1.0 y 6.8 µg/kg p.h.. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Carro y col., 2006. En todos los casos, las concentraciones más elevadas se encuentran en A Guía.

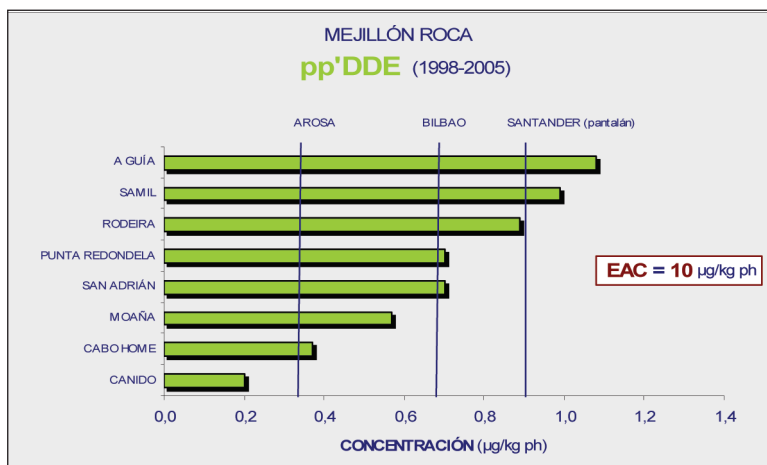


Figura 6.10. Comparación de las concentraciones de DDE con las de otras zonas y con el valor EAC

Para el DDE los valores en el mejillón de batea oscilan entre los 0.35 µg/kg p.h. de Limens y 1.39 -1.43 µg/kg p.h. de Redondela y Chapele. En la almeja fina los niveles varían entre 0.10 y 0.58 µg/kg p.h.; en la almeja babosa entre 0.12 y 0.66 µg/kg p.h. y en el berberecho el rango es 0.07- 0.24 µg/kg p.h.. También en estas tres últimas especies los máximos aparecen en A Guía aunque no son valores preocupantes.

Sedimentos marinos. Para averiguar si existía contaminación por estos compuestos en los sedimentos superficiales de la ría de Vigo y determinar qué zonas están más y menos contaminadas se hizo un estudio denominado “de distribución espacial”, analizando muestras en 28 puntos repartidos por toda la Ría, fuera de zonas portuarias. Las Figuras 6.11 y 6.12 muestran las distribuciones de contaminación encontradas para SCB7 y SDDT. Como se puede ver, los valores más elevados se han encontrado en el área que rodea a la ciudad y al puerto de Vigo; los valores intermedios se observan en las demás zonas centrales e interiores de la Ría, y en dirección a la “boca” de la misma decrecen hasta valores casi indetectables. La distribución de niveles sugiere que la zona costera de Vigo es la fuente principal de PCBs y DDTs a la Ría. Para tener una idea de la posible toxicidad de estos sedimentos, se comparan estos datos con los Criterios EACs. En 20 de los 28

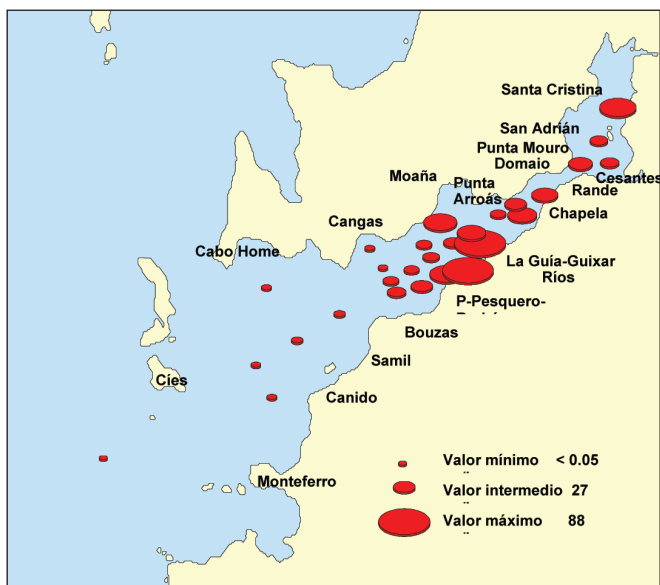


Figura 6.11. Distribución de CBs en sedimentos. SCB7 ($\mu\text{g}/\text{kg p. s.}$).

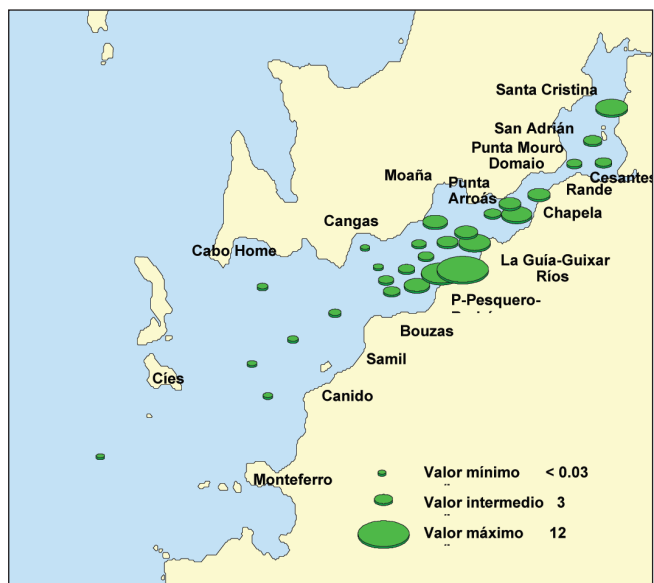


Figura 6.12. Distribución de DDTs en sedimentos. SDDT ($\mu\text{g}/\text{kg p. s.}$).

puntos los sedimentos superan el Valor Ecotoxicológico Máximo (EACMax) de SCB7 para sedimentos ($SCB7 = 10 \mu\text{g}/\text{kg p.s.}$).

En el caso de los pesticidas organoclorados, solo existe EAC para el DDE: el EAC máximo (EACMax DDE = $5 \mu\text{g}/\text{kg p.s.}$) es superado solamente en un caso, pero 26 de los 28 puntos superan el EAC mínimo (EACMin DDE = $0.5 \mu\text{g}/\text{kg p.s.}$).

En un estudio posterior se analizaron sedimentos superficiales en 33 puntos de diferentes zonas portuarias en la ría de Vigo. Los resultados de SCB7 y de SDDT se muestran en la Figura 6.13, y puede verse que los valores más elevados de SCB7 y SDDT (color rojo en la Figura 6.13) ocurren en las zonas portuarias de Vigo como Berbés, Bouzas, A Guía-Guixar, Rande; en las demás zonas portuarias de la Ría los niveles de SCB7 y SDDT observados han sido mucho más bajos que en la zona de Vigo. Las concentraciones mínimas encontradas (en color verde en la Figura 6.13) no difieren significativamente de las observadas en los sedimentos exteriores a las zonas portuarias.

En 27 de los 33 puntos de zonas portuarias estudiados se supera el EACMax para SCB7 (Figura 6.13). En cuanto a los DDTs, 5 puntos superan el EACMax para el DDE, pero 29 de 33 superan el EACMin, y 11 superan EACMax/2.

Si comparamos con otras rías y estuarios, las concentraciones más elevadas de CBs de la Ría son el doble de las observadas en sedimentos de la ría de Pontevedra, y similares a las encontradas en la ría de Bilbao. Asimismo son del orden de las descritas para estuarios europeos de elevada población e industrialización moderada. Los sedimentos de zonas estuáricas y portuarias altamente industrializadas y urbanizadas pueden alcanzar valores de cientos y hasta de 1000-1500 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

La contaminación por DDTs es semejante a la observada en las rías de Pontevedra y Bilbao, aunque mucho más baja que la de zonas costeras pobladas, industrializadas y de agricultura intensiva del Mediterráneo: los valores de SDDT descritos para sedimentos del delta del Ebro son el doble de los máximos observados en la ría de Vigo, siendo 10 veces más altos los del delta del Ródano.

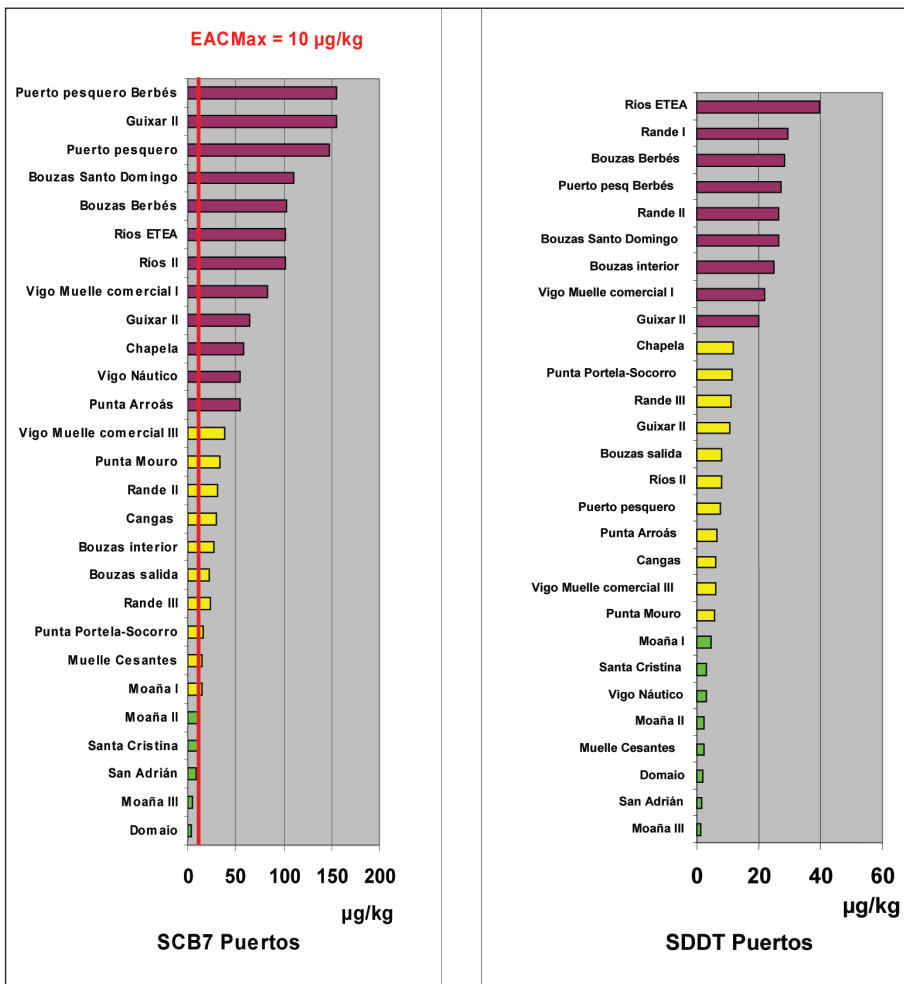


Figura 6 13. SCB7 y SDDT en puntos de zonas portuarias de la ría de Vigo (µg/kg p. s.)

HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (PAHs) EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS

Lucía Viñas, Ángeles Franco y José Antonio Soriano. Centro Oceanográfico de Vigo (IEO).

Los PAHs son compuestos orgánicos formados por varios anillos bencénicos fusionados. Estos compuestos pueden tener un origen natural (actividad volcánica y biosíntesis), aunque en la mayor parte de los casos se generan durante la realización de diversas actividades humanas tales como la quema de combustibles fósiles (calefacción, transporte, etc.), incendios forestales, derrames de productos petrolíferos y cualquier otro proceso en el que se lleve a cabo combustión incompleta de materia orgánica.

Son una familia de cientos de compuestos que, en general, son tóxicos. Algunos de ellos son además cancerígenos, mutagénicos y/o teratogénicos (causan daños al feto). Entre estos últimos cabe destacar el benzo[a]pireno que se considera el PAH cancerígeno de referencia y al que normalmente se refieren los valores de toxicidad.

Los compuestos orgánicos no polares, tales como los PAHs, debido a su baja solubilidad en agua, en el medio marino tienden a adsorberse a las fases orgánicas disponibles tales como los tejidos de los seres vivos o la porción orgánica de los sedimentos y partículas en suspensión. Aunque los organismos marinos pueden bioacumular PAHs a partir del agua, la ingesta o los sedimentos, en peces y/o organismos superiores no se encuentran en cantidades apreciables debido a que existen mecanismos de metabolización de estos compuestos. Estos sistemas de detoxificación no aparecen o son más ineficaces en moluscos o crustáceos, lo que los convierte en buenos bioindicadores de contaminación por PAHs.

Organismos marinos. Debido a que la concentración de los PAHs, así como la de otros contaminantes en el medio marino, puede experimentar variaciones a lo largo de las diferentes estaciones del año, es importante tomar las muestras en la misma época todos los años para poder llevar a cabo comparaciones temporales y espaciales. Por este motivo, durante varios años se ha realizado un mues-

treo semestral (junio y noviembre) de mejillón silvestre en ocho puntos de la ría de Vigo. En la Figura 6.14 se representan los valores de la suma de los 13 PAHs (S13 PAHs) individuales analizados (fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[e]pireno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, benzo[g,h,i]perileno, dibenzo[a,h]antraceno e indeno[1,2,3-c,d]pireno) en los puntos seleccionados en los muestreos de noviembre de 1998 y noviembre de 2004. Exceptuando el valor de A Guía de Noviembre de 1998, que presenta una concentración excepcionalmente elevada, debida quizá a un vertido puntual, los valores más altos generalmente se observan en las estaciones de San Adrián y A Guía, seguidos de Moaña y Rodeira, todos ellos cercanos a puntos donde se desarrollan actividades industriales, urbanas y/o portuarias de cierta importancia. En todos los casos las concentraciones

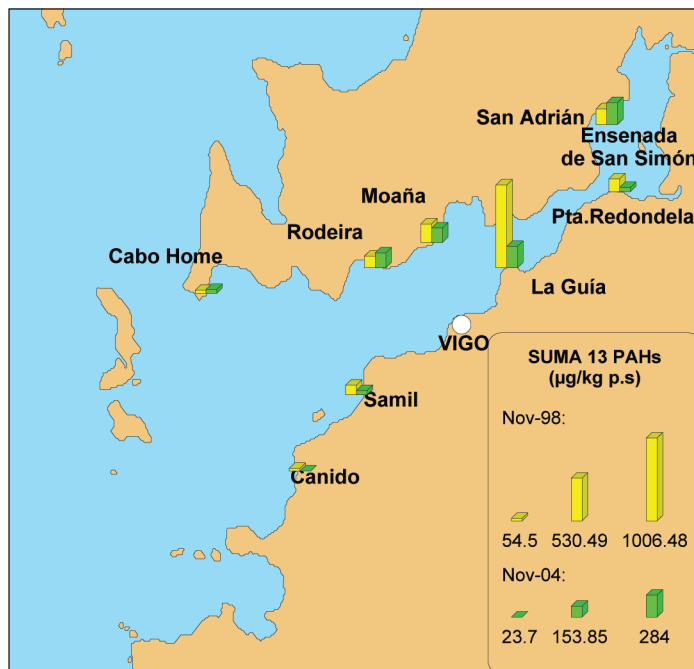


Figura 6.14. Distribución espacial de las concentraciones de PAHs en mejillón. Noviembre 1998 - noviembre 2004

son del orden de los 200-300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso seco (p.s.) para la S13 PAHs. En las zonas más externas de la Ría: Canido y Cabo Home, estos valores descienden hasta un orden de magnitud.

Si se comparan estos resultados con los de otras zonas costeras españolas, se puede observar que son ligeramente superiores a los de otras rías gallegas como Pontevedra o Arosa (del orden de los 150-170 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.), pero inferiores a los de otras áreas como Avilés, Santander (pantalán) o Bilbao, donde se alcanzan valores en el rango de 600-1.500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s, llegando en casos puntuales hasta cerca de los 3.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s.

En cuanto a la evolución temporal que presenta la contaminación por este tipo de compuestos, cabe destacar el descenso observado en los valores de A Guía (Figura 6.15) desde el inicio de los estudios. Sin embargo, en San Adrián (Figura 6.16) se aprecia un ligero ascenso en los últimos años, alcanzando los niveles más altos en el muestreo de 2004. Con valores muy similares para la S13 PAHs se encuentran los puntos de Moaña y Rodeira, pero en estos dos casos no se observa tendencia temporal significativa.

Además del mejillón de roca o silvestre, se dispone de datos de especies comerciales cultivadas en la ría de Vigo. Entre las especies estudiadas se encuentran el berberecho (*Cerastoderma edule*), la al-

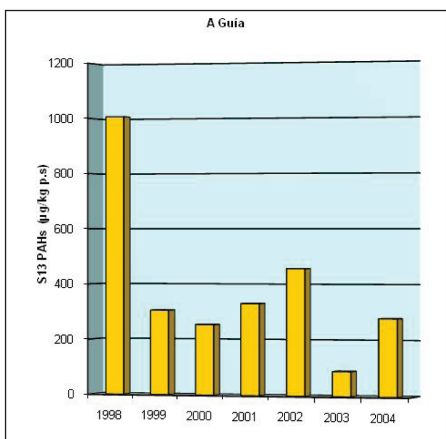


Figura 6.15. Evolución temporal de la S13 PAHs en $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. en A Guía

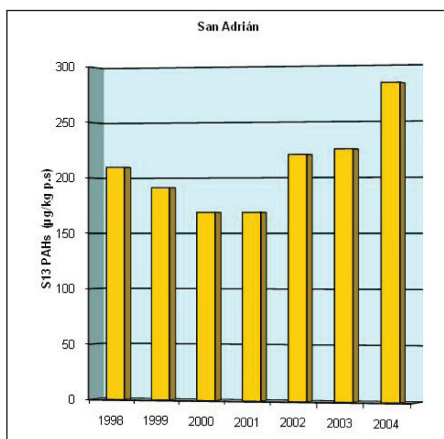


Figura 6.16. Evolución temporal de la S13 PAHs en $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.s. en San Adrián

meja fina (*Ruditapes decussatus*) y babosa (*Venerupis pullastra*) y el mejillón de batea.

Para las especies comerciales suele usarse como criterio de comparación la suma de 6 PAHs (S6PAHs: benzo[a]antraceno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, dibenzo[a,h]antraceno e indeno[1,2,3-c,d]pireno) que es el utilizado por Sanidad, estableciéndose un máximo permitido de 200 µg/kg p.s. para la extracción, comercialización y consumo de estas especies. En todos los casos estudiados la S6PAHs fue inferior a este máximo. Además, los valores en la ría de Vigo son, en general, inferiores a los de la ría de Pontevedra.

De berberecho se han analizado muestras procedentes de A Guía, del interior de la ensenada de San Simón y de Moaña. Las concentraciones más elevadas se encontraron en la zona de A Guía, seguidas de las de la ensenada de San Simón. La almeja babosa se estudió en Cesantes, Toralla y Alcobre, encontrándose en todos ellos valores muy similares (del orden 60-90 µg/kg p.s. para la S13 PAHs, entre 6-15 µg/kg p.s. para la S6 PAHs). Para la almeja fina también A Guía presentó valores superiores a los de Cesantes. Las bateas de mejillón utilizadas para el análisis de especies comerciales están situadas en Moaña, San Adrián, Redondela y Chapelá, encontrándose en estas últimas las concentraciones más elevadas.

Todas las especies comerciales presentan por tanto, un patrón de distribución de PAHs muy similar al de los mejillones silvestres: concentraciones más altas en las zonas internas y cercanas a los núcleos de población, y más bajas hacia la parte exterior de la ría.

Sedimentos marinos. Se ha realizado un estudio de sedimentos superficiales de la ría con el fin de conocer los niveles de contaminación de PAHs en esta zona. Para ello se diseñaron tres muestreos con distintos objetivos.

En primer lugar, para obtener una visión general de las concentraciones de los citados contaminantes en la Ría, se hizo un “chequeo” que permitió conocer la distribución geográfica en toda el área. En la Figura 6.17 se aprecia claramente que las concentraciones de hidrocarburos son más elevadas en la zona interior y media de la Ría (Rande-A Guía-Vigo-Moaña), disminuyendo al aproximarse a la zona exte-

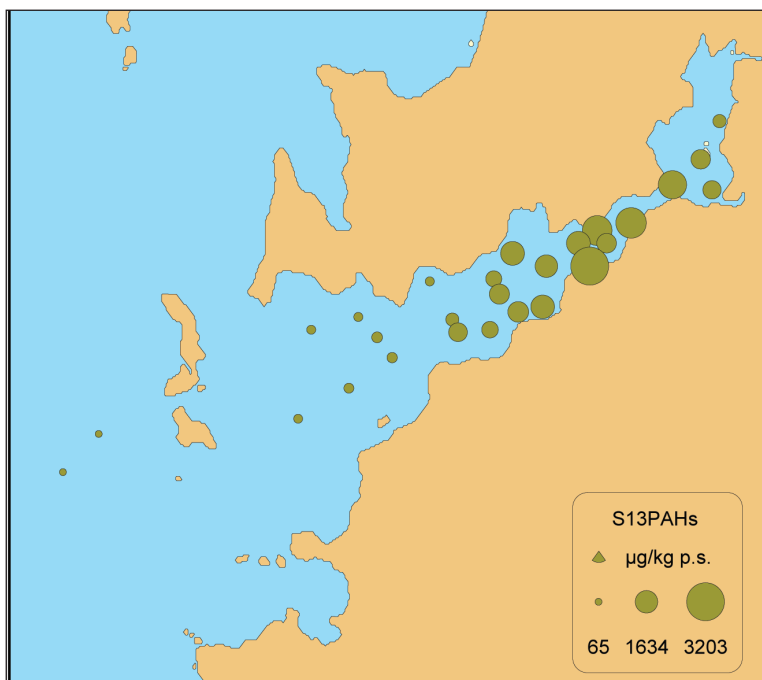


Figura 6.17. Distribución espacial de S13PAHs en sedimentos superficiales

rior, alcanzando los valores mínimos en las proximidades de las islas Cíes, donde la tasa de renovación de agua es más elevada, favoreciendo así la dilución y el transporte de los contaminantes.

Para interpretar los resultados hay que tener en cuenta que el tipo de sedimento es un factor muy importante: los sedimentos muy finos (lodos) tienen, además, valores elevados de materia orgánica, éstas dos características favorecen la retención de los contaminantes, mientras que los sedimentos más arenosos presentan valores muy bajos de materia orgánica y como consecuencia una menor tendencia a fijar la contaminación de su entorno.

En las zonas con mayor concentración de hidrocarburos (Rande-A Guía-Vigo-Moaña) el porcentaje de materia orgánica es siempre superior al 6 % mientras que en la zona más limpia no supera el 3%.

Utilizando como base la información obtenida en el primer estudio, se diseñó un segundo muestreo, para hacer un seguimiento en el tiem-

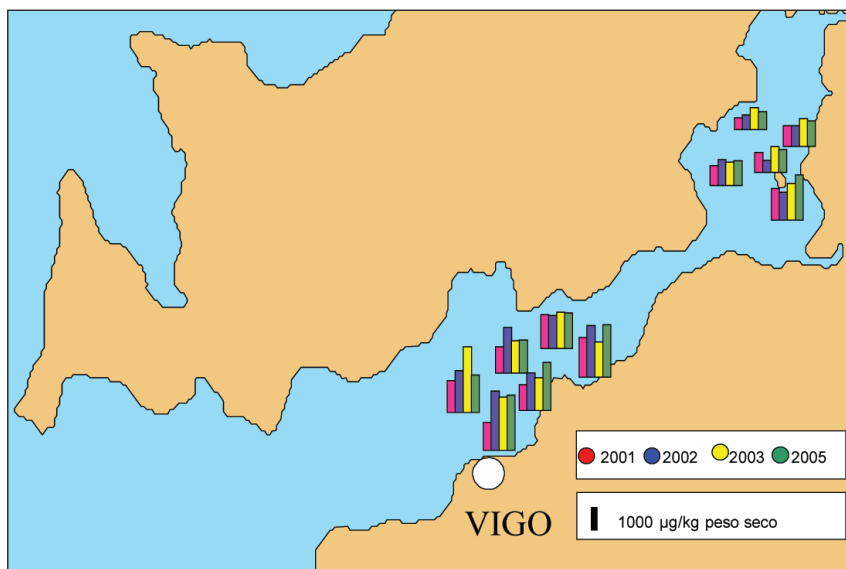


Figura 6.18. Suma de 13 PAHs en sedimentos superficiales: variación en los últimos años.

po de las concentraciones de hidrocarburos en las zonas que aparecían como más problemáticas: la Ensenada de San Simón, A Guía y Vigo.

En la Figura 6.18 se muestran los resultados obtenidos en los años 2001, 2002, 2003 y 2005, en los que se puede observar que en el interior de la Ría los niveles de hidrocarburos se mantienen relativamente homogéneos, mientras que la zona de A Guía y Vigo experimenta variaciones mayores. Estos resultados responden, probablemente, a la elevada actividad de tráfico portuario.

El objetivo del tercer estudio fue obtener información acerca de los niveles de hidrocarburos en las zonas portuarias, para ello se tomaron muestras en puntos situados en el interior de las dársenas más importantes de la ría. Los resultados obtenidos están dentro de un rango comprendido entre los 500 µg/kg p.s. de Bouzas y 10.000 de Guixar (I) (Figura 6.19).

Comparando con otros puertos de la costa española, se puede ver (Tabla 6.8) que los niveles de PAHs en Vigo son superiores a los de Cádiz pero similares a los de otros puertos como Barcelona o Bilbao.

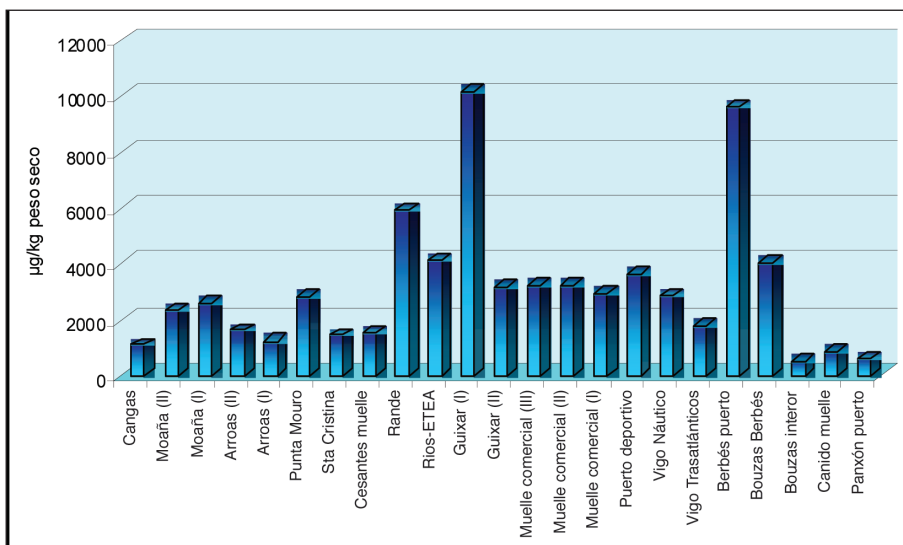


Figura 6.19. S13 PAHs en zonas portuarias.

Conviene destacar que los valores mínimos pueden no ser comparables debido a que los criterios de delimitación de la zona portuaria pueden ser diferentes.

Puerto	Mínimo	Máximo
VIGO	500	10.000
CÁDIZ	10	800
BARCELONA	1.500	6.600
BILBAO	5.500	9.000

Tabla 6.8. S 13 PAHs en zonas portuarias

COMPUESTOS ORGANOESTÁNNICOS

Juan José González y José Fumega. Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

Como ejemplo de los efectos subletales se puede emplear lo que le sucede a los gasterópodos cuando en su hábitat existen los llamados TBTs (tributil estánnicos), que son una familia de compuestos de estaño y diversos radicales orgánicos, principalmente butilo. Estos compuestos se emplean en pinturas de barcos y estructuras marinas fijas, ya que al ser muy tóxicos tienen un gran poder “antiincrustante”, por lo que son usados como “antifouling” para evitar que gran número de pequeños seres vivos (se han identificado unas 200 especies) se adhieran a las superficies de los barcos, lo que hace que se reduzca notablemente la velocidad de desplazamiento. Los TBTs en algunos gasterópodos, como es el caso del caracolillo *Nucella lapilus* o en *Nassarius reticulatus*, producen lo que se llama Imposex, que puede definirse como el desarrollo en las hembras de características sexuales de los machos. Cuando los niveles de TBTs en el agua alcanzan determinados valores, las hembras desarrollan un órgano análogo al pene de los machos cuya longitud puede ser superior al de éste. El sistema hormonal está distorsionado, la reproducción se altera y, en algunas zonas, las poblaciones de gasterópodos están disminuyendo o ya han desaparecido debido a la presencia de estos compuestos.

Los organoestánnicos afectan también a otras especies aún en concentraciones muy bajas: fito y zooplancton, mejillón, etc. En la ostra, además de afectar a la reproducción, causa anomalías en los mecanismos de calcificación, haciendo crecer el espesor de la concha y retardando su crecimiento longitudinal dándole una apariencia de bola. Estos productos químicos fueron los responsables de las enormes mortalidades de la ostra en Inglaterra y Francia (especialmente en Arcachón), que llegaron a la casi desaparición en esas zonas de dicha especie.

El fenómeno del Imposex está muy relacionado con el tráfico marítimo: los barcos van perdiendo parte de sus pinturas, que contienen TBTs, que pasan al agua y de esta a los seres vivos y a los sedimentos.

La utilización de estos compuestos está prohibida, pero el control no es muy efectivo y se continúan empleando, aunque, en general, parece que sus concentraciones, tanto en los sedimentos como en los seres vivos y el agua, así como sus efectos, están disminuyendo muy lentamente.

Ría	Zona	Imposex IRLP*	Σ BTs**
Vigo	Rande	80	448
Vigo	Bouzas	83	729
Vigo	Samil	34	163
Vigo	San Simón	62	273
Ferrol	Maniños	96	1332
Betanzos	Veigue	23	166
A Coruña	Santa Cristina	92	1168
Muros	Fogareiro	15	132
Muros	Creo	83	1132

* IRLP = Índice de Longitud Relativa del Pene
** Σ BTs = Suma de mono, di y tributilestaño en gasterópodo (ng Sn/g peso seco)

Tabla 6.9. Imposex y suma de organoestánicos en diferentes zonas de la ría de Vigo y otras rías gallegas.

En la Ría los valores más altos de Imposex, expresado como índice de la longitud relativa del pene, en %, corresponden a Bouzas y Rande y los más bajos a Samil y San Simón (Tabla 6.9), y para la suma de mono, di y tributil estaño, las menores concentraciones también se encuentran en Samil y San Simón y las más elevadas en Bouzas y Cangas. En la citada Tabla, confeccionada con datos tomados del trabajo que aparece en la bibliografía, se observa que en zonas concretas de las rías de Ferrol y A Coruña aparecen los niveles más elevados de Galicia tanto de Imposex como de suma de organoestánicos, mientras que en las rías de Betanzos y Muros aparecen los más bajos. En esta última, la elevada concentración que aparece en Creo es debida posiblemente a las existencia de un astillero que utilizó durante varios años estos compuestos en las pinturas de los barcos.

MICROBIOLOGÍA

Cristina Álvarez.- INTECMAR. Vilaxoán – Pontevedra.

Las rías bajas y, en particular, la de Vigo, constituyen un hábitat con peculiaridades geográficas y climáticas, en el que, debido a su riqueza en nutrientes, proliferan gran cantidad de microorganismos. La mayoría de estos microorganismos, entre las bacterias principalmente, las de los géneros *Pseudomonas*, *Aeromonas* y *Vibrio*, forman parte del ecosistema marino. Algunos de estos microorganismos pueden ser patógenos humanos, como el *Vibrio parahaemolyticus*.

Existen otros microorganismos que invaden el medio marino, procedentes de otros ecosistemas, y actúan produciendo daños más o menos graves, considerándose los más importantes en este sentido aquellos que pueden llegar, mediante la cadena alimentaria o a través de las zonas de recreo (playas, puertos deportivos, cámpings), al ser humano y producir determinadas enfermedades, entre las más importantes se encuentran, las gastroenteritis de origen vírico (enterovirus) o bacteriana (*Salmonella*) y la hepatitis A.

Estos contaminantes llegan al medio marino a través de distintas fuentes, siendo las principales: los **colectores de aguas fecales**, bien como vertido directo, bien como vertido de aguas procedentes de la depuración; los **colectores de aguas de lluvia**, que pueden arrastrar materias procedentes de la ganadería y otros; y las **aportaciones fluviales** de la cuenca que arrastran todo tipo de contaminantes.

Los moluscos bivalvos, de gran importancia económica en la ría de Vigo, son filtradores que, durante su alimentación, pueden incorporar a sus tejidos microorganismos patógenos procedentes del medio marino contaminado, y pueden presentar un riesgo para la salud cuando se consumen crudos o poco cocinados. Esta es la razón por la que la producción de moluscos está sometida a un riguroso control microbiológico por parte de las administraciones públicas en todo el mundo.

Este control se realiza a partir de microorganismos indicadores, como en el caso de *Escherichia coli* (*E. coli*), bacteria no patógena salvo casos excepcionales, que sin embargo, pueden estar acompa-

ñadas de gérmenes mucho menos inocuos, por lo que su presencia en los moluscos no es grave en sí misma, pero sí puede ser indicativa de la presencia de otras bacterias especialmente patógenas. Utilizamos por lo tanto la bacteria *E. coli* como medidor de la calidad de las aguas para el consumo de moluscos, gasterópodos, equinodermos y otros invertebrados marinos, pues su resistencia en el mar es limitada y por lo tanto su presencia señala una contaminación relativamente próxima en el espacio y en el tiempo.

Como establece la normativa, en Europa las zonas de producción se clasifican en A, B y C dependiendo del nivel de *E. coli*. Así, en una zona clasificada como A, de muy bajo contenido fecal, el producto se puede comercializar directamente, mientras que, a medida que el nivel de contaminación fecal aumenta (siempre dentro de un margen de calidad), pasa a clasificación B en la que, como paso previo a la venta del producto en el mercado, éste tiene que someterse a un proceso de depuración, y a clasificación C, en la que el producto sólo vale para consumo tras su reinstalación durante un período prolongado, de modo que cumpla las normas sanitarias de clase A. Las zonas en las que los niveles de *E. coli* son superiores a C no pueden producir para consumo humano.

Condiciones aplicables a las zonas de producción (Reglamento (CE) 854/2004).

Zona A: < 230 *E.coli* por 100 g de carne y líquido intravalvar.

Zona B: < 4.600 *E.coli* por 100 g de carne y líquido intravalvar.

Zona C: < 46.000 *E.coli* por 100 g de carne y líquido intravalvar.

Una de las características de un ecosistema de estuario como la ría de Vigo es la constante contaminación procedente de fuentes humanas y no humanas. Un crecimiento rápido de población así como una industrialización continuada puede llevar a incrementos de este tipo de contaminación. En la ría de Vigo hay una serie de colectores y emisarios de aguas fecales que, según su localización, su flujo de vertido, y en función de las corrientes y la climatología, pueden provocar la contaminación microbiológica en la ría. La distribución del contaminante, en este caso *E. coli*, es variable por lo tanto en el tiempo y en el espacio y depende de múltiples factores.

La ría de Vigo está subdividida en 7 zonas de producción según la Orden de 8 de septiembre de 2006, todas ellas de clasificación B (excepto la ensenada de Baiona clasificada como C), pero con diferentes niveles de contaminación según la distribución y las aportaciones de cada una. Las zonas más contaminadas son la ensenada de Baiona y las partes más pobladas del interior de la ría, las inmediaciones del puerto de Vigo y el estuario del río Lagares. Las de menor contaminación fecal son la boca de la ría, la zona de Vilaboa en la parte interna y los polígonos de bateas.

Los gráficos representan los porcentajes de valores de *E. coli*/100 g que pertenecen a una zona A, B o C, obtenidos en dos de los puntos de control microbiológico de moluscos bivalvos más representativos en la ría de Vigo, desde 1998 a 2006. Estos puntos son: Redondela, que presenta una evolución más o menos constante, y Moaña, que presenta una clara mejoría.

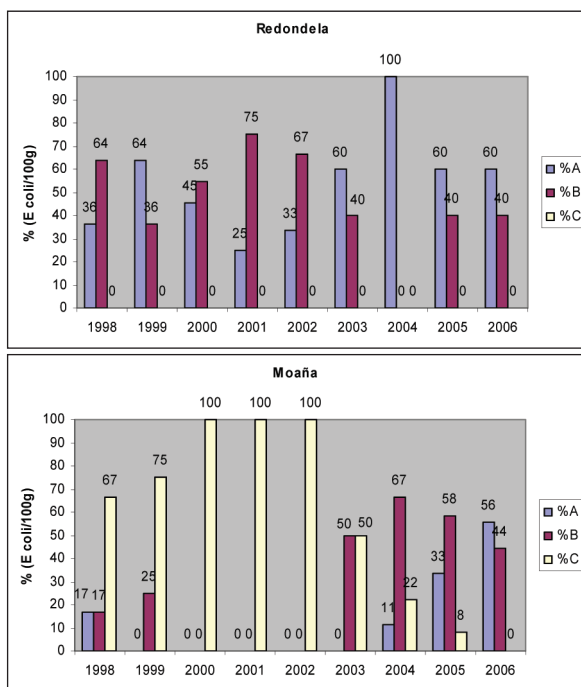


Figura 6.20. Evolución temporal de los valores de *E.coli*/100 g en dos zonas de la Ría.

DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Mariano Gómez . LABAQUA S.A.- Santiago de Compostela.

El agua residual urbana en la mayor parte de España está formada por la reunión de las aguas residuales procedentes del alcantarillado municipal, de las industrias asentadas en el casco urbano y en muchos de los casos de las aguas de lluvia que son recogidas por el alcantarillado.

La mezcla de las aguas fecales con las aguas de lluvia suele producir problemas en una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), sobre todo en caso de tormentas, por lo que en las actuaciones urbanas recientes se están separando las redes de aguas fecales de las redes de aguas de lluvia.

Cuando un vertido de agua residual sin tratar llega a un río o al mar produce varios efectos entre los que se pueden destacar: a) Provoca un deterioro de la vegetación de las riberas con residuos sólidos gruesos que lleva el agua residual, tales como plásticos, utensilios, restos de alimentos, etc.; b) Llena de sólidos los fondos y las orillas; c) Formación de malos olores por agotamiento del oxígeno disuelto del cauce que no es capaz de recuperarse; d) Entrada en el cauce de grandes cantidades de microorganismos entre los que puede haber elevado número de patógenos; e) Contaminación por compuestos químicos tóxicos o inhibidores de otros seres vivos (dependiendo de los vertidos industriales); f) Aumenta la eutrofización – favorece la presencia excesiva de algas - al aportar grandes cantidades de fósforo y nitrógeno.

Las instalaciones destinadas a la depuración de las aguas residuales procedentes de pequeños núcleos de población, alejados de los sistemas generales de saneamiento, deben ser sencillas de instalar y de mantener. A ello responden los llamados sistemas de depuración blandos. Entre los más significativos y utilizados se encuentran los siguientes: a) El lagunaje: Este sistema consiste en la depuración en estanques de estabilización. Una laguna de estabilización es un estanque excavado en la tierra que depura el agua residual que recoge. Las lagunas se pueden clasificar en varios tipos: 1) lagunas aerobias; 2) lagunas anaerobias; 3) lagunas facultativas; 4) fil-

tros verdes; 5) lechos de turba; b) contactores cilíndricos rotativos (biocilindros o biodiscos). El agua residual se hace pasar a través de unos tambores cilíndricos provistos de laminillas que contienen microorganismos que depuran.

En las poblaciones que ya poseen un número de habitantes considerable se utilizan las llamadas EDAR, para la depuración del agua. En estas instalaciones se hacen circular las aguas residuales por una serie de compartimentos, en cada uno de los cuales tiene lugar un proceso diferente: eliminación de los residuos sólidos, reducción de los materiales en suspensión, disminución gradual del contenido en materia orgánica, etc. A estos procesos se les denomina tratamientos.

Se distinguen dos tipos principales de EDAR, las urbanas y las industriales. Las EDAR urbanas reciben aguas residuales mayoritariamente de una aglomeración humana, mientras que las industriales reciben las aguas residuales de una o varias industrias.

En una EDAR existen varios procesos. El *Pretratamiento* se efectúa en dos etapas claramente diferenciadas: en una primera etapa de desbaste se eliminan primero los sólidos de mayor tamaño; después otras rejillas sucesivas eliminan los sólidos en función de su tamaño. Las rejillas se pueden poner en funcionamiento manual o automático. La segunda etapa del pretratamiento se realiza en los desarenadores-desengrasadores, donde se eliminan las grasas y aceites y, al mismo tiempo, la arena, desprovista casi en su totalidad de materia orgánica, sedimentará y será evacuada a un contenedor.

En el *Tratamiento Primario* se pretende eliminar la materia en suspensión sedimentable, para lo cual se emplean decantadores donde el agua se sedimenta, por acción de la gravedad. Si este proceso se potencia con reactivos se habla de tratamiento físico-químico. Habitualmente éste tratamiento físico-químico se divide en dos etapas: en la primera se produce la coagulación del agua en los tanques de mezcla rápida, y en la segunda se produce la floculación en los tanques del mismo nombre. Una vez conseguida la floculación mejora la sedimentación, ya que parte de los sólidos coloidales y disueltos pasan a ser sólidos en suspensión sedimentables.

El *Tratamiento biológico o secundario* consigue la eliminación de la materia orgánica disuelta convirtiéndola en sólidos sedimenta-

bles, que se retiran fácilmente del proceso. Adicionalmente se consigue el atrapamiento de sólidos coloidales y en suspensión. Si bien todos los tratamientos biológicos consiguen disminuir la Demanda Biológica de Oxígeno (D.B.O₅), sólo se consigue eliminar nitrógeno y fósforo si se diseña el proceso para ello.

El tratamiento biológico se realiza en reactores biológicos. Éstos pueden presentar apariencias muy diversas (circulares, rectangulares, canales...).

La decantación secundaria o clarificación final se realiza en varios decantadores, generalmente circulares, dotados de rasquetas que van suspendidas de un puente radial, arrastrando el fango hacia la zona central del decantador, desde donde dicho fango es recirculado a la entrada del tratamiento biológico.

El *objeto de la digestión* es disminuir el contenido de materia orgánica de los fangos y eliminar los microorganismos patógenos que contiene. Existen dos métodos: a) Aerobia, con presencia de oxígeno y b) Anaerobia, sin presencia de oxígeno.

Deshidratación de fangos.- Finalmente, y antes de ser evacuados al exterior, los fangos se deshidratan – se les quita la mayor cantidad de agua posible - en varias máquinas de filtrado acondicionándolo en línea con un polielectrolito que se dosifica automáticamente.

El fango así deshidratado, se transporta a través de cintas transportadoras a un silo para su posterior evacuación mediante camiones. Este fango deshidratado suele tener unas buenas características para ser reutilizado en agricultura, después de su compostaje. A este fango se le denomina también biosólido.

Problemas de las EDAR: Una EDAR que no funcione adecuadamente o que esté mal gestionada puede llevar asociados algunos problemas tales como malos olores, insectos, alergias y riesgo de contraer enfermedades.

Como resumen de la importancia de la depuración de las aguas residuales se pueden mencionar los siguientes puntos: a) No existe un procedimiento universal y único de depuración o tratamiento de las aguas residuales; b) Las instalaciones por sí solas no depuran, deben tener personal y medios adecuados; c) En la depuración de aguas no debe ahorrarse en la gestión ni en la explotación de las ins-

talaciones; d) Hay que analizar muy bien las aguas residuales para saber cual es el mejor tratamiento de depuración que se puede aplicar y la mejor tecnología que se debe utilizar; e) Fundamentalmente, y lo más importante, recordar que los cauces que reciben el agua residual tienen derecho a la vida, y que de dichos cauces es de los que después nos abastecemos las personas.

DRAGADOS, RELLENOS Y OTRAS ALTERACIONES FÍSICAS

Juan José González.- Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

Fundamentalmente en los puertos, es frecuente que para mantener su calado, aumentarlo o bien para cimentar distintas obras civiles, que se efectúen dragados.

Los fondos portuarios suelen contener concentraciones elevadas de contaminantes que durante las operaciones de dragado pueden pasar a la columna de agua tanto disueltos como particulados, con consecuencias indeseables para la biota presente en un área más o menos extensa. Entre estos efectos, además de mortalidades, pueden citarse: reducción de la fotosíntesis debido a la turbidez; disminución de la concentración de oxígeno necesaria para la respiración de la fauna; destrucción de las comunidades bentónicas existentes en los fondos retirados; removilización y/o solubilización de los contaminantes que entran en la cadena alimenticia, aumentando sus concentraciones en los seres vivos de la zona. Este incremento, en determinadas circunstancias, puede hacer no aptas para el consumo humano especies de interés comercial.

Como se ha puesto de manifiesto en apartados anteriores de este capítulo, en determinadas áreas de la Ría, por ejemplo ciertos puertos y proximidades de A Guía, la cuantía de contaminantes es elevada, como es el caso del plomo o los PCBs. El dragado de estas zonas puede poner en peligro la explotación de recursos marisqueros que se encuentren relativamente cercanos a las obras, ya que es posible que lleguen a superar los límites máximos de contaminantes permitidos por las autoridades sanitarias para proteger la salud humana.

El material extraído de los dragados de puertos, al no tener utilidad en tierra, en la mayoría de los casos se vierte al mar, no siempre en condiciones adecuadas, alterando los fondos y además, al atravesar la columna de agua, a veces durante cientos de metros, se repiten los efectos adversos que se acaban de señalar. Es decir, se produce un doble impacto negativo en el medio marino: en la zona de dragado y en la zona de vertido.

Con el objetivo de aumentar su espacio terrestre, los puertos también impulsan habitualmente rellenos de zonas marítimas. Los puertos de la Ría, esencialmente el de Vigo, en los últimos años han acudido con frecuencia a ganar superficie al mar por medio de rellenos, restándosela a la Ría y modificando su entorno. Además del efecto estético y paisajístico negativo que se produce, los rellenos provocan pérdidas de habitats marinos y mortalidades en las zonas próximas a la obra, especialmente de biota con movilidad reducida o nula o que tenga poco desarrollada la “reacción de escape”.

Los rellenos aumentan sin cesar y para comprobarlo no hay más que comparar las cartas náuticas actuales con las de hace unas decenas de años, u observar la parte externa de la Ría desde ciertas perspectivas, como puede ser el mirador del Paseo de Alfonso XII.

En ciertos casos, el espacio relleno se está utilizando en actividades tan poco dependientes del mar como es un campo de fútbol.

Asimilable a los rellenos, aunque con menor impacto ambiental, es la ganancia de espacios portuarios por medio de pilotes.

La demanda de superficie portuaria es continua y parece no tener fin. Por otra parte, nadie garantiza que transcurridos unos años, industrias y empresas que están “presionando” para llevar a cabo rellenos, continúen ubicadas en la Ría o sus proximidades (deslocalización); pero una parte de ésta, si se accede a sus peticiones, habrá desaparecido o sufrido un menoscabo irrecuperable.

Otras obras civiles como diques, nuevos puertos, escolleras, junto con los dragados y rellenos producen modificaciones de las corrientes, alteran las playas y degradan los bancos marisqueros. También provocan turbidez debido a los sólidos en suspensión procedentes de los materiales utilizados en las obras, lo que reduce el paso de la luz indispensable para la fotosíntesis fitoplanctónica (y de

macro-algas), es decir para la producción primaria, de forma que la biomasa que se produce en la Ría, incluidos los recursos explotados por el hombre, disminuye con la consiguiente repercusión social y económica.

Los materiales inertes en suspensión no contaminados que puedan introducirse en la Ría, además de los efectos físicos directos negativos sobre el sistema respiratorio de algunas especies, afecta al metabolismo de los organismos filtradores, que tienen que excretar las partículas no asimilables con el consiguiente gasto energético lo que disminuye el crecimiento y el engorde, o lo que es lo mismo, produciendo mermas de la biomasa y perjudicando al acuicultor cuyo beneficio depende de los kilogramos de producto obtenidos.

Como ya se indicó en este libro, las rías bajas deben su elevada productividad a sus características hidrodinámicas y geomorfológicas y a un alto grado de acoplamiento temporal entre los ciclos físicos, químicos, geológicos y biológicos que tienen lugar en su interior. Así, estos espacios semicerrados y de gran valor ecológico son muy vulnerables a las perturbaciones antrópicas. La ría de Vigo es una unidad funcional físico-biológica, relacionada con la plataforma continental próxima y el entorno terrestre, por lo que las perturbaciones que se produzcan en cualquier punto de ella o sus cercanías repercuten en todo su conjunto. Por lo dicho, cualquier intervención de dragado, relleno, escollera, diques, etc. debe de evaluarse con el conjunto de las obras/actuaciones anteriores, tales como las muy agresivas de Bouzas y del Berbés, y las que están previstas para el futuro.

Estas características hacen que actuaciones humanas, que en mar abierto son admisibles, en las rías sean peligrosas o inaceptables, de forma que las actuaciones que se lleven a cabo en ellas, tienen que ser suficientemente meditadas y ponderar adecuadamente las consecuencias que puedan tener a largo plazo, para lo que la responsabilidad institucional es indispensable y en la ría de Vigo en los últimos tiempos no siempre existió.

LEY DE PROTECCION DE LAS RÍAS GALLEGAS

*Juan José González Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).
y Ricardo Beiras ECIMAT Universidade de Vigo.*

La ley 8/2001 de 2 de agosto, de Protección de la Calidad de las Aguas de las Rías de Galicia y Ordenación del Servicio Público de Aguas Residuales Urbanas, (DOGA número 161 de 21 de agosto de 2001), después de reconocer la singularidad de las rías gallegas por su riqueza ecológica, paisajística, y económica, y alertar sobre la presión urbana e industrial a la que están sometidas, se marca como objetivo: compatibilizar los usos urbanos e industriales de las rías con el marisqueo, el turismo y el baño.

Como objetivos más específicos propone: a) regular la depuración de las aguas residuales; b) gestionar el canon de saneamiento a través de "Aguas de Galicia" y c) establecer unos objetivos de calidad de las aguas y unos límites de vertidos que se indican en los correspondientes Anexos.

Desafortunadamente, los objetivos de calidad propuestos carecen del mínimo rigor científico o técnico y en algunos casos son totalmente incompatibles con la información ecotoxicológica disponible en la actualidad. De este modo, en casos concretos, las concentraciones propuestas como objetivos de calidad, que como ya se ha señalado, deben de ser lo más próximas posible a los valores de referencia y un objetivo a alcanzar a largo plazo, son más de mil veces superiores a los valores de referencia que se indicaron en la Tabla 6.1. Se recuerda que España es signataria del convenio OSPAR que fué quien estableció los citados valores. Además, los objetivos de calidad propuestos en la Ley de las Rías de Galicia superan, con mucho, los objetivos de calidad existentes en el Reino Unido y los establecidos por la norteamericana EPA, o los ya citados EACs de OSPAR como puede observarse en la Tabla 6.10. En ciertos casos las concentraciones propuestas como objetivo de calidad superan las existentes en la actualidad en las aguas de la Ría, con lo cual se llega al absurdo de que para alcanzar el objetivo de calidad propuesto en la Ley habría que contaminar la ría de Vigo. El caso del Cu es especialmente relevante, ya que la concentración objetivo es superior a

las concentraciones que son tóxicas para los bivalvos. En la Tabla 6.10 que aparece a continuación se indican otros ejemplos.

	μg/l	
	Ley rías	Otros criterios
Cd	5	0.01-0.1*/25**
Hg	0,5	0.005-0,05*
Ni	50-200 (según dureza!!)	30**
Zn	30-500 (según dureza!!)	0,5-5*/140**
DDTtotal	25	0,13***

* = Criterio de valoración ecotoxicológica. OSPAR 1997

** = Objetivo de calidad del Reino Unido para protección del agua de mar para peces y moluscos

*** = Agencia de Protección Ambiental (EPA). USA

Tabla 6.10. Comparación entre los objetivos de calidad de las rías gallegas con otros criterios

De otra parte, en los metales Cu, Ni y Zn el objetivo de calidad es variable según sea la “dureza del agua”. Este es un parámetro que carece de sentido aplicarlo al agua de mar y esto es conocido desde hace más de un siglo. El Ca y el Mg (responsables de la dureza) son elementos mayoritarios del agua marina por lo que se relacionan exacta y precisamente con la salinidad.

Asimismo, en unos elementos no se indica si la concentración se refiere a la forma disuelta, a la particulada o a la total (Hg, Cd); en otros (As, Ni, Pb y Se) se especifica que la concentración es solo la fracción disuelta y en el caso del Zn se señala que se trata de la concentración total (disuelta más particulada). En la literatura científica, y por lo que se refiere a agua de mar, no se ha encontrado justificación a estas diferencias.

Por lo anterior, se recomienda la derogación o modificación de la Ley que se comenta.

RESUMEN

Juan José González. Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

Los tres tipos más importantes de contaminación que existen en la Ría en 2007 son: a) microbiológica; b) contaminantes persistentes y c) rellenos y otras alteraciones físicas causadas por obras civiles en el litoral, según la definición oficial de contaminación marina.

La primera está en vías, más o menos avanzadas, de solución debido a la amenaza de una elevada multa impuesta por la U.E. y por la presión del sector marisquero.

Las cantidades de contaminantes persistentes que llegan a la Ría, salvo alguna excepción, están disminuyendo y dentro de algunos años serán un problema menor que en la actualidad.

Por el contrario, los rellenos y las modificaciones de los márgenes marítimos aumentan sin cesar y a corto-medio plazo no se vislumbra una limitación espacial o temporal a estas actividades. A este tipo de contaminación, que es la más preocupante hay que dedicarle atención preferente.

Es necesario pues, la instalación de sistemas de depuración eficaces y sostenibles de las aguas industriales y urbanas que tienen como destino la Ría, pero también es prioritaria una definición clara y concreta de los usos de la misma. En el establecimiento de esta delimitación deben de intervenir todos los usuarios, y no solo los portuarios. Así se podrá lograr, con asesoramientos técnicos y científicos adecuados, la protección de la conveniente calidad ambiental de la Ría, que tiene que incluir indudablemente los recursos ecológicos y los lúdico-paisajísticos, así como los renovables, tanto explotados como no explotados.

BIBLIOGRAFIA

- Alvarez-Iglesias P. 2006. El registro sedimentario reciente de la Ensenada de San Simón (Ría de Vigo, Noroeste de España): interacción entre procesos naturales y actividades antropogénicas, Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, Vigo, 356 pp.
- Beiras, R. 2006-Bioensaios de toxicidade- En F. Rodríguez Solerías (ed). Galicia. Tomo XLVIII, pp 430-449.
- Besada V., Fumega J. and Vaamonde A. 2002. Temporal trends of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) from the Spanish North-Atlantic coast 1991-1999. *The Science of the Total Environment*, 288(3), 239-253.
- Besada V., Schultze F., Viñas, L. 1997. Distribución de metales pesados en sedimentos superficiales de la Ría de Vigo. In: R. Prego and J.M. Fernández (Editors), Procesos biogeoquímicos en sistemas costeros Hispano-Lusos, 79-85.
- Carr R.S., Long E.R., Windom H.L., Chapman D.C., Thursby G. 1996. Sediment quality assessment of Tampa Bay, Florida. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 15 (7), 1218-1231.
- Carro N., García A., Ignacio M. y Mouteira A. 2006. Distribution of PCBs compounds in bivalve molluscs coming from Galicia coast (N.W. Spain). ICES CM 2006/G:06.
- Depuradoras. Bases científicas. José Catalán Lafuente. Bellisco librería editorial. Madrid 1997.
- González-Quijano A., García A., Fumega J. y González J.J. 2006. Temporal variation of PCBs concentrations in mussel tissue in two areas of the Bay of Santander (Spain). *Ciencias Marinas* 32 (2B), 465-469.
- Nunes T., J. Fumega, J.J. González, I. Alves, B. Cambeiro. 2004. Clorobifenilos en sedimentos de puertos de la Ría de Vigo. Jornadas "Coñezamos a nosa Ría". Semana de la Ciencia y Tecnología. Vigo, 15 – 18 Noviembre 2004 (comunicación).
- Prego R. 2000. Ciclos biogeoquímicos en el mar. En "*Temas de Química Oceanográfica*" (J. López Ruíz, Coordinador), Tema 5, pp. 99-112. Publicado por UCA y UNED, Cádiz. ISBN 84-7786-577-9.
- Prego R., Cotté M-H., Cobelo-García A., Martín J-M. 2006. Trace metals in the water column of the Vigo Ria: offshore exchange in mid-winter conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 289-296.
- Ruiz J. M., Barreiro R. y González J. J. 2005. Biomonitoring organotin pollution with gastropods and mussel. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 287,169-176.
- Viñas L., Franco M. A. and González J. J. 2002. Distribution of PAHs in surficial sediments of the Vigo estuary, Spain. Central axis and adjacent shelf. *Polycyclic Aromatic Compounds* 22(2), 161-173.

- Viñas L., Franco A., Soriano J. A., González, J. J. 2005. PAHs en bivalvos comerciales: comparación entre las rías de Vigo y Pontevedra (NW de España). 6º Congreso Ibérico y 3º Iberoamericano de Contaminación y Toxicología Ambiental, Cádiz.
- Wilson D.P. 1952. A biological difference between natural waters. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.* 30, 1-21.