

4. Estado y amenazas del medio ambiente

En esta sección se describen el mar Mediterráneo y su litoral, analizando la situación del medio ambiente y sus principales amenazas, como la eutrofización, el uso del suelo en los litorales, la contaminación química por petróleo, microbiana y radiactiva. Se analizan también series históricas de datos, problemas y aciertos en la aplicación de políticas y estrategias de gestión.

La evaluación de algunas de las cuestiones abordadas, como la eutrofización y sus efectos, está muy lejos de ser definitiva; se basa en datos existentes e información proporcionada por los países ribereños.

La disponibilidad de datos en la región mediterránea es heterogénea, como se ha mencionado en el capítulo 2 del informe. Éste ha resultado también ser un rasgo común de las bases de datos MED POL, y es el problema más grave en los países meridionales.

Esta sección dedica un capítulo específico a la presencia de metales pesados e hidrocarburos clorados en el medio marino, ya que que son contaminantes con riesgos potenciales para la vida marina y, mediante el consumo, para la salud humana. En la sección dedicada al litoral se describen las principales presiones en las costas y se examinan algunos posibles usos conflictivos. En este capítulo se trata también la erosión costera. No obstante, la ausencia de información y la dificultad de acceder a unos datos dispersos constituyen un serio obstáculo para la evaluación de este proceso. Esta dificultad se refleja también en todo el tema abordado en el capítulo.

La sección dedicada a la contaminación por petróleo se centra principalmente en los efectos de la industria petrolera y el transporte marítimo de este combustible, que ya se tratan en el capítulo 3 del informe (fuerzas motrices y presiones).

En la sección sobre contaminación microbiana se describen las fuentes, dispersión y destino de los contaminantes, las normas adoptadas y el estado de la contaminación microbiana en los países que delimitan el Mediterráneo.

Finalmente, la sección de contaminación radioactiva considera los niveles actuales y las series de datos históricas para los principales

radionucleidos presentes en sedimentos, columna de agua y organismos vivos.

4.1. Eutrofización

4.1.1. Generalidades

El Mediterráneo es uno de los mares más oligotróficos del mundo. La mayor parte de su producción biológica tiene lugar en la zona eufótica (PNUMA, 1989).

La eutrofización es el proceso por el que las aguas ricas en nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, estimulan la producción primaria en el medio acuático (Vollenweider, 1968; 1981) si se dan también otras condiciones fisicoquímicas favorables. Sus consecuencias más graves son la proliferación de algas ('mareas rojas'), la formación de 'verdina' de algas, el aumento del crecimiento de las algas bentónicas y, a veces, el crecimiento masivo de macrofitos sumergidos y flotantes. Ocasionalmente, estas manifestaciones van acompañadas de ciclos de proliferación bacteriana visible o se alternan con ellos (Aubert y Aubert, 1986), así como con crecimientos de hongos que agotan el oxígeno de las aguas profundas y provocan la muerte de los peces. En el reciente informe 'Efectos biológicos adversos en ríos, lagos, embalses, estuarios y aguas marinas y litorales, causados por un aporte excesivo de nutrientes', publicado por la Agencia Europea de Medio Ambiente, se describe la situación en la parte europea del mar Mediterráneo junto con la de otros mares regionales europeos.

Los científicos que han revisado la información disponible concluyen que la mayor parte de las aguas del Mediterráneo no se verá seriamente amenazada por la eutrofización en las próximas décadas (PNUMA/FAO/OMS, 1996), al tiempo que los escenarios del cambio climático predicen que en el futuro esta oligotrofia será todavía más pronunciada en el ecosistema litoral (Sestini, 1993).

La oligotrofia del mar Mediterráneo puede atribuirse al bajo aporte de nutrientes en comparación con la pérdida de éstos por el estrecho de Gibraltar (la proporción estimada de aporte/salida de nitrógeno es de 5,7/1,9 (= 3/1), de acuerdo con los datos facilitados por PNUMA/FAO/OMS (1996). Según los cálculos publicados, el aporte de aguas superficiales

del Atlántico compensaría aproximadamente en un 71% la evacuación de aguas profundas. Por su parte, los aportes terrestres representan en este balance aproximadamente el 29% (PNUMA/ FAO/OMS, 1996).

Algunos científicos (Bethoux *et al.*, 1992) opinan que los aportes terrestres y atmosféricos están claramente subestimados. Estos autores presentaron datos que demostraban un aumento del contenido en nitrógeno y fósforo de las aguas profundas de la cuenca occidental, revisando los cálculos hechos sobre aportes terrestres, intercambios de agua entre Atlántico y Mediterráneo y ciclos biogeoquímicos, obteniendo resultados diferentes de las estimaciones anteriores.

El contenido en nutrientes de las aguas marinas profundas (entre 1.000 y 2.000 m) no es significativo con respecto a la eutrofización, puesto que en estas aguas no tienen lugar los procesos fotosintéticos de la zona eufótica, y las corrientes ascendentes de estas aguas sólo existen en el Mediterráneo como fenómeno local.

Aun así, el aporte superficial de nutrientes debe controlarse muy de cerca para evitar el deterioro de la calidad del agua en toda la cuenca. Aunque las concentraciones de nitratos y fosfatos que se miden en aguas intermedias y profundas del mar de Creta son ahora mayores que las de los últimos diez años (Souvermezoglou *et al.*, en prensa), la hipótesis de Bethoux *et al.* (1992) no es aplicable a la totalidad de la cuenca oriental, puesto que se han encontrado concentraciones más bajas en la cuenca levantina (Souvermezoglou *et al.*, 1996).

Ambas hipótesis podrían ser ciertas y, si se quieren predecir tendencias y posibles escenarios, será necesario realizar nuevos trabajos mediante programas regionales de vigilancia, para confirmar alguna de ellas. La investigación debería centrarse en las zonas litorales, donde se supone que se adoptarán medidas de control.

La concentración limitante de nutrientes –aquella a la que se produce una limitación de la velocidad de crecimiento de las poblaciones de fitoplancton– añade incertidumbre a la evaluación. La importancia de ello se relaciona con los factores que provocan la eutrofización, para poder ofrecer soluciones para dos elementos químicos tan importantes en este fenómeno como el nitrógeno y el fósforo.

Krom *et al.* (1991) consideran que la producción primaria del Mediterráneo oriental se ve limitada por el fósforo (datos de la cuenca levantina). Datos recientes sobre la cuenca

oriental parecen indicar que el nitrógeno es el factor limitante en las aguas de alta mar. En el sudeste del mar Jónico, mar de Creta y noroeste del mar de Levante, las concentraciones de clorofila en 1993 rara vez sobrepasaron los 0,5 mg/m³, mientras que los niveles de nitrato y fosfato variaban entre 0,01-5 µM y 0,00-1,7 µM respectivamente (Souvermezoglou *et al.*, 1996). Esto contrasta con los valores de los diez años anteriores, cuando el nitrato no sobrepasaba una concentración de 3,0 µM y el fosfato de 0,12 µM en la cuenca occidental, según los recientes programas de vigilancia. En las aguas superficiales del mar de Liguria se han medido valores medios de 0,2-5,4 mg/m³ de clorofila *a*, concentraciones 0,02 µM de nitrato y 0,04 µM de fosfato (Bethoux *et al.*, 1992), lo que indica una ligera tendencia a que el nitrógeno actúe como factor limitante.

Chiaudani *et al.*, (1980) y Marchetti (1985) han demostrado que el fósforo es el factor limitante en el mar Adriático, una zona sometida a frecuentes episodios de eutrofización, mientras que Mingazzini *et al.*, (1992) sugieren que este elemento es el factor limitante en las aguas litorales de Emilia Romagna. Debe decirse, no obstante, que el elevado aporte de nutrientes de origen continental y la escasa profundidad del Adriático generan condiciones muy diferentes a las que se encuentran en mares más profundos y abiertos.

No se pueden extraer conclusiones sobre la limitación a que dan lugar los nutrientes cuando se dispone de un número restringido de mediciones locales, ya que los diferentes factores cambian de una estación del año a otra. La suspensión de sedimentos y la disponibilidad de nutrientes contenidos en éstos, junto con los aportes de nutrientes continentales, generan pautas estacionales variables. La circulación del agua y la geomorfología de la cuenca tienen también gran importancia, puesto que determinan en el Mediterráneo, a escala de subcuenca, el tiempo de residencia del agua enriquecida (p. ej., mar Adriático, mar de Creta, estrechos del Arco de Creta).

4.1.2. Eutrofización del litoral

Aunque el problema de la eutrofización en el Mediterráneo parece limitarse en gran medida a una serie de zonas litorales y marinas adyacentes, se producen algunos episodios de eutrofización, a veces graves, sobre todo en bahías cerradas en las que desembocan ríos con un alto contenido en nutrientes de origen antrópico o en las que vierten directamente aguas residuales domésticas e industriales sin tratamiento previo. Además, la expansión incontrolada de la acuicultura puede causar problemas medioambientales locales, especialmente en el Mediterráneo oriental.

La **Figura 4.1** indica los principales sitios que han sufrido episodios de eutrofización en litorales y lagunas del Mediterráneo (PNUMA/FAO/OMS, 1996). La situación a escala de cuenca la ilustra claramente la imagen de satélite de la **Figura 4.2**. En ella, la variación del contenido en clorofila de la superficie del mar revela concentraciones más altas cerca de los deltas y estuarios de los ríos o cerca de las grandes aglomeraciones urbanas. La imagen se ha obtenido con datos del período 1979-1985, que tendrán que ser actualizados cuando se ponga en órbita un nuevo satélite.

Las aguas de mar abierto parecen, por el contrario, oligotróficas o incluso ultraoligotróficas, salvo en zonas donde existen corrientes ascendentes de aguas profundas ricas en nutrientes (véase el capítulo 2). Casi todos los países litorales se ven afectados por la eutrofización, aunque en diferente grado.

Aunque las costas septentrionales son las más afectadas, también hay graves problemas de eutrofización en el sur. El fenómeno no debe subestimarse, puesto que el escaso número de episodios registrados podría fácilmente deberse a una peor vigilancia en los países del sur del Mediterráneo. Es probable que los proble-

mas de eutrofización aumenten en el futuro a consecuencia del rápido crecimiento de la población humana, la aplicación de tecnologías de producción y políticas medioambientales inadecuadas.

Estos problemas locales y regionales de eutrofización no sólo pueden afectar negativamente a la vida marina, como ya se verá más adelante, sino que también pueden tener repercusiones socioeconómicas y posibles consecuencias negativas para el turismo, la acuicultura, la pesca y otros usos del agua.

4.1.3. Proliferación de algas en los diferentes mares

El fenómeno de la eutrofización en el Mediterráneo no puede evaluarse sólo a través de las concentraciones de nutrientes.

Puesto que la eutrofización afecta a la vida marina, se ha intentado presentar, de forma sinóptica pero informativa, un resumen de los efectos de la eutrofización declarados por los diferentes países costeros del mar Mediterráneo. Debe decirse, no obstante, que la eutrofización no siempre se manifiesta de la misma forma y los efectos y fenómenos relacionados con ella dependen de una serie de carac-

Figura 4.1

Zonas mediterráneas en las que se ha descrito algún fenómeno de eutrofización

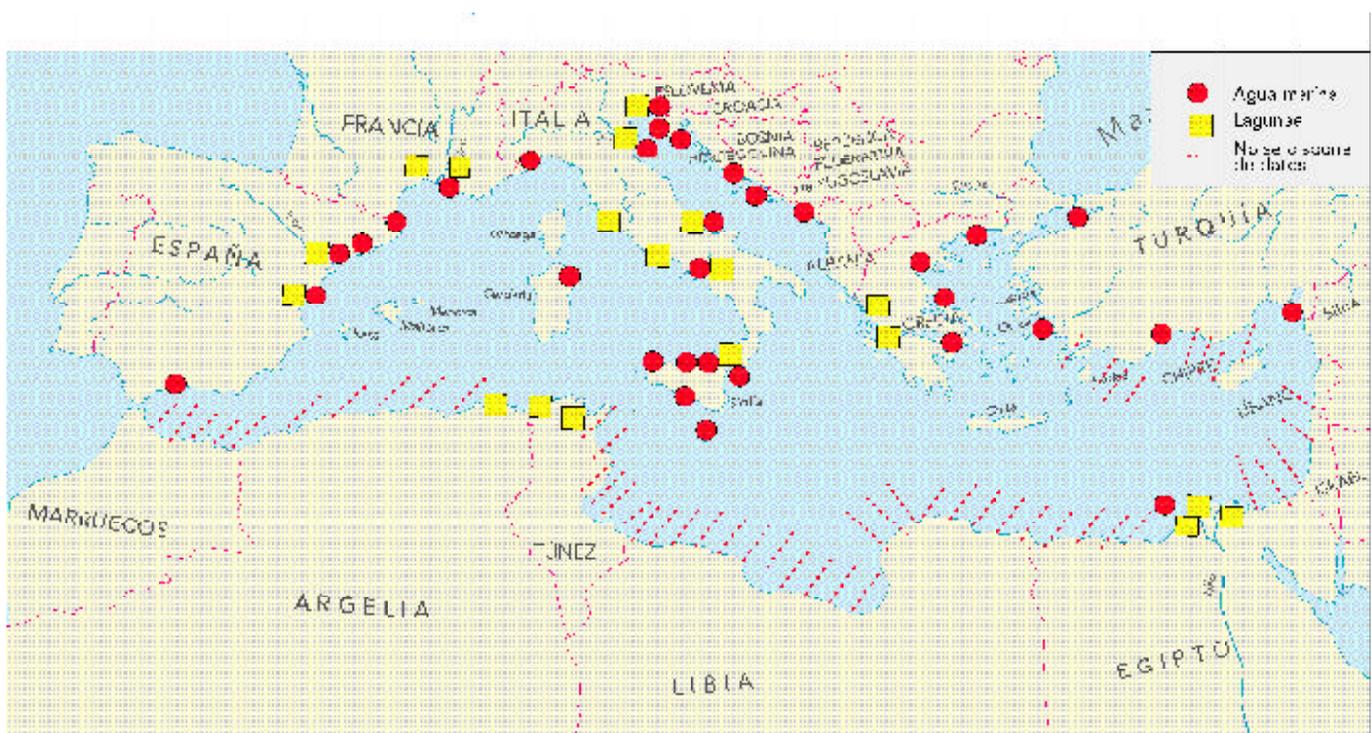
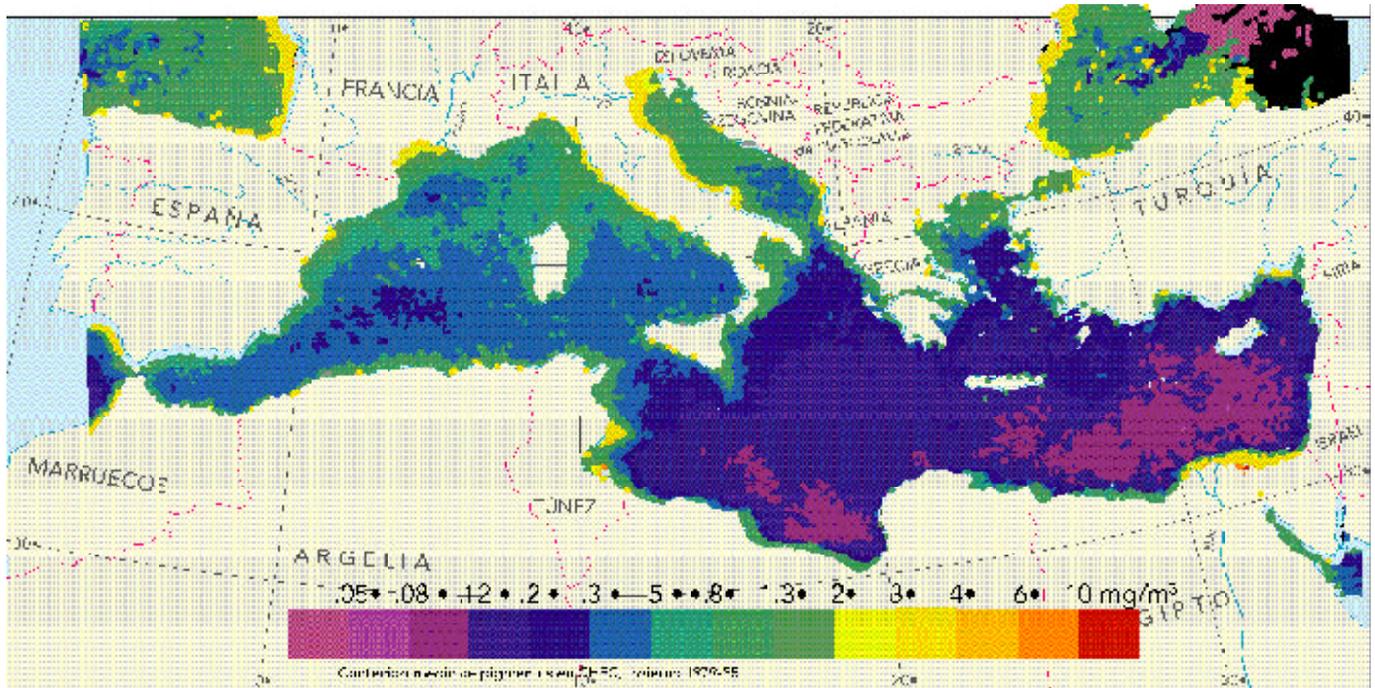


Imagen de satélite en la que se observan las variaciones de clorofila en las aguas superficiales del mar Mediterráneo. Invierno 1979-85

Figura 4.2



Fuente: CCI, Ispra

terísticas físicas, como el grado de dilución de los nutrientes, la hidrodinámica, la estacionalidad, el clima, etc.

Los casos más importantes de eutrofización se encuentran a lo largo de las costas del norte y oeste del mar Adriático que, debido a sus características de la circulación y la escasa profundidad, se ven especialmente afectadas por los aportes fluviales y la dinámica de los sedimentos. Vukadin (1992) ha estimado un aporte fluvial de 250.000 t/año de nitrógeno y 82.000 t/año de fósforo al mar Adriático. El programa de vigilancia de la ARPA (Agenzia Regionale Emilia Romagna per l'Ambiente) publicó en 1996, entre otros, los siguientes datos: 7 – 19,3 mg/m³ de clorofila; 11,5 – 27,9 mmol/l de nitratos y 0,14 – 0,4 mol/l de fósforo a lo largo del litoral de Emilia Romagna, en el noreste de Italia (ARPA, 1996). Los registros históricos indican una mayor frecuencia de los fenómenos de eutrofización en el norte del Adriático en los últimos veinte años (Margottini y Molin, 1989). En el litoral italiano, las zonas más afectadas son las costas de Emilia-Romagna, las lagunas que rodean Ravena, el Golfo de Venecia y el Golfo de Trieste. El litoral de Eslovenia sufre también el fenómeno de la eutrofización, mientras que las costas meridionales de la cuenca adriática oriental están protegidas por su geomorfología. La eutrofización suele ocurrir en puertos y bahías afectados por el vertido de aguas residuales y efluentes industriales (bahías de Pula, Rijeka, Kastela, Sibenik y Dubrovnik en Croacia y bahía de Kotor en Montenegro).

No obstante, las concentraciones de nutrientes en el agua marina no siempre reflejan fielmente el estado del ecosistema adriático. Ni siquiera sirven para predecir acontecimientos excepcionales. Esto se debe a la escasa profundidad de la cuenca del Adriático, donde el clima y la liberación de nutrientes de los sedimentos a la columna de agua se suman para provocar los episodios más críticos, generalmente de forma imprevisible.

En los últimos años se han producido importantes cambios ambientales en las aguas litorales de Chipre, según ha observado el Ministerio de Recursos Agrarios y Medio Ambiente, entre ellos una marcada proliferación de macroalgas efímeras como especies de *Ulva*, *Enteromorpha* y *Cladophora*, probablemente a consecuencia de la excesiva cantidad de nutrientes que se han aportado al mar (por ejemplo, procedentes de las piscifactorías o por filtración al mar de aguas subterráneas costeras).

En la **Tabla 4.1** se resumen los incidentes de eutrofización registrados (proliferación de algas) y los efectos secundarios relacionados (hipoxia/anoxia de las aguas profundas, distrofia, presencia de toxinas, destrucción de la fauna del fondo, mucilagos, decoloración del agua, menor transparencia, etc.) en los países litorales del Mediterráneo que han notificado incidentes. Se presentan también los valores de algunos parámetros característicos registrados durante

Tabla 4.1

Países mediterráneos donde se ha notificado proliferación de algas y otros efectos de eutrofización con algunos de los valores ambientales característicos registrados en tales episodios

Países	Hipoxia/ Anoxia	Proliferación de algas (PA) y otros efectos	Especies dominantes ¹	Células/l	CHL-A (µg/l)	NO ₃ (µM)	PO ₄ (µM)
España							
1. Mar de Alborán	?	PA, toxinas IMP ²	33, 53	>3 x 10 ³		?	?
2. Costa oriental y Baleares	?	PA, toxinas IMP	4, 16, 17, 21, 33	7,2 x 10 ⁶ - 2,8 x 10 ⁷	8 1-15	?	?
3. Lagunas, bahías, estuarios	sí	PA, distrofia	52, Ulva	10 ⁴ -2 x 10 ⁶	10-340	5-390	0,1-113
Francia							
1. Zona occidental (frontera con España y delta del Ródano)	sí	PA, distrofia	24, 30, 34, 35, 42, 54	?	8(chl.)- 4kg ww/m ² (Ulva)	50-120	3-8
2. Zona oriental (delta del Ródano y frontera con Italia)	sí	PA, IMD ² , IMP, distrofia	24, 30, 34, 35, 42, 54	?	19	?	?
Italia							
1. Lagunas del mar Tirreno	sí	PA, IMP mortandad de peces, mucosidad	33	6 x 10 ⁶	22	0,6	0,5
2. Golfo de Nápoles	?	PA	2, 9, 15, 48	3,5-112 x 10 ⁶	46-176	0,60,7(TIN)	0,10,2
3. Cerdeña	sí	PA, peces y moluscos	13,34	?	?	0,3-138	0,1-13
4. Sicilia	sí	Mortandad PA, IMD, mortandad de peces	23, 24, 49	2-40 x 10 ³	30	20-158	1,6-360
5. Mar Jónico	no?	PA, ?	52				
6. Sur y centro del Adriático	sí	PA, putrefacción, mortandad de la fauna del fondo, distrofia	34, 37, 52	?	?	?	?
7. Litoral de Emilia-Romagna	sí	PA, distrofia, mortandad de peces y fauna del fondo, mucilago, decoloración del agua, poca transparencia, olor, IMD, IMP	4, 11, 15, 16, 18, 24, 25, 26, 27, 28, 34, 36, 41, 44, 45, 46, 52, 53	1-230 x 10 ⁶	600	?	?
8. Lagunas en el noroeste del Adriático	sí	PA, deterioro del ecosistema de las lagunas	52, Ulva	?	?	?	?
9. Golfo de Venecia	sí	PA, H ₂ S, hipertrofia	4, 9, 13, 14, 15, Ulva	36 x 10 ⁶	15kg/m ² (Ulva)	?	?
10. Golfo de Trieste	sí	PA, mortandad de la fauna del fondo	28, 38, 40, 46, 53	5-7 x 10 ⁶	?	?	?
Eslovenia							
	sí	PA, poca transparencia, mortandad en el bentos, mucilagos, hipertrofia	como en el norte del Adriático	?	?	?	?
Croacia							
	sí	PA, mareas rojas, mortandad de peces y fauna del fondo	7, 12, 15, 28, 31, 34, 41, 42, 53	3-18 x 10 ⁶	120	1,6-59	0,6-2,9
Malta							
	no	PA, poca transparencia	?			26,4	1,6
Grecia							
1. Golfo de Saronikos (mar Egeo)	sí	PA, decoloración del agua, mortandad de peces	7, 11, 16, 32, 34, 46, 55	3 x 10 ⁵ - 6 x 10 ⁷	50-90	0,2-29	0,1-0,7
2. Golfo de Thermaikos (mar Egeo)	sí	PA, decoloración del agua, mortandad de peces	1, 3, 8, 10, 12, 14, 15, 16, 39, 41, 42	1-7,5 x 10 ⁷	13-17	0,1-6,7	0,1-3,7
3. Otros golfos y bahías del Egeo	no	PA, decoloración del agua	5, 6, 11, 20, 28, 33	12 x 10 ⁶ -10 ⁷	86	1-17,9	0,5-1,0

Países	Hipoxia/ Anoxia	Proliferación de algas (PA) y otros efectos	Especies dominantes ¹	Células/l	CHL-A (µg/l)	NO ₃ (µM)	PO ₄ (µM)
4. Golfos y bahías del mar Jónico	sí	PA, mortandad de peces y fauna del fondo	14, 20, 51, 52	10 ⁶ -10 ⁸	22-137	0,1-3	0,2-10
Turquía							
1. Costas occidentales	sí	PA, mortandad de la fauna del fondo, IMP	17, 28, 29	10 ⁶ -10 ⁸	?	1,0	2,5
2. Costas meridionales	?	?	?	?	?	5-12	0,1-0,5
Egipto							
1. Aguas litorales y puertos	sí	PA, decoloración del agua, H ₂ S	17	?	23-27	1,6-14	0,32
2. Lagunas en el delta del Nilo	sí	PA, decoloración del agua, H ₂ S	?	?	21	?	?
Túnez							
1. Lago de Túnez	sí	PA, H ₂ S, mortandad de peces	34, 41, Ulva	?	1,5g/m ² (Ulva)	130-780 (TIN)	1,4-63
2. Lago de Ichkeul	?	PA, ?	?	?	60		
Argelia							
1. Lago de El-Mellah	sí	PA, distrofia	22, 30, 34				

¹: Códigos numéricos para las especies que más proliferan, como en la Tabla 4.2.

²: IMP, IMD: Intoxicación de Marisco con Parálisis o Diarrea producida por toxinas de algunos dinoflagelados y crisofitas.

⁰: Los espacios en blanco que aparecen en la tabla no indican necesariamente la ausencia de problemas de eutrofización; pueden significar también la ausencia de información apropiada.

? = cuestionable

Fuente: PNUMA/FAO/OMS, 1996

Especies de microalgas y macroalgas que parecen causar una proliferación anormal (excepcional) de algas en el mar Mediterráneo

Tabla 4.2

A. Microalgas

Diatomeas

1. <i>Cerataulina bergonii</i>	7. <i>Leptocylindrus spp</i>	13. <i>Rhizosolenia firma</i>
2. <i>Chaetoceros sp</i>	8. <i>L. minimus</i>	14. <i>Rh. fragillissima</i>
3. <i>Ch.s socialis</i>	9. <i>L. danicus</i>	15. <i>Skeletonema costaturri</i>
4. <i>Ch.s simplex</i>	10. <i>Nitzschia closterium</i>	16. <i>Thalassiostra sp.</i>
5. <i>Cyclotella sp</i>	11. <i>N. delicatissima</i>	
6. <i>Cyclotella subtilis</i>	12. <i>N. seriata</i>	

Dinoflagelados

17. <i>Alexandrium minutum</i>	27. <i>G. quadridens</i>	37. <i>Peridinium depressum</i>
18. <i>A. tamarensis</i>	28. <i>Gonyaulax sp</i>	38. <i>Povum</i>
19. <i>Amphidinium curvatum</i>	29. <i>G. spinifera</i>	39. <i>Prorocentrum dentatum</i>
20. <i>Cachonina niei</i>	30. <i>G. polyedra</i>	40. <i>P. lima</i>
21. <i>Chattonella subsalsa</i>	31. <i>Gymnodinium sp.</i>	41. <i>P. micans</i>
22. <i>Dinophysis acuminata</i>	32. <i>G. aureolum</i>	42. <i>P. minimum</i>
23. <i>Dinophysis spp.</i>	33. <i>G. adriaticum</i>	43. <i>Pscutellum</i>
24. <i>D. Sacculus</i>	34. <i>G. breve</i>	44. <i>P. triestinum</i>
25. <i>Glenodinium foliaceum</i>	35. <i>G. catenatum</i>	45. <i>Protogonyaulax tamarensis</i>
26. <i>G. lenticula</i>	36. <i>Katodinium rotundatum</i>	46. <i>Scrippsiella, trochoidea</i>

Coccolitóforos

47. <i>Coccolithus pelagicus</i>	48. <i>Emiliania huxleyi</i>
----------------------------------	------------------------------

Otros flagelados

49. <i>Chlamydomonadaceae</i>	52. <i>microflagellates</i>	55. <i>Pyramimonas sp.</i>
50. <i>Cryptomonas spp</i>	53. <i>Noctiluca miliaris</i>	56. <i>Spirulina jenniferi</i>
51. <i>Cyanobacteria</i>	54. <i>N. scintillans</i>	

B. Macroalgas

57. <i>Ulva sp.</i>

esos incidentes (siempre que esa información estuviera disponible), como el tipo de especies de algas (**Tabla 4.2**) que causaron el incidente en cuestión, la biomasa (como clorofila *a*), los órdenes de densidad de la población vegetal y las concentraciones de nitratos y fosfatos. Pero debe decirse que no siempre se dispone de información, en parte debido a una insuficiente vigilancia del medio ambiente en toda la cuenca.

4.1.4. Efectos en la vida marina, peces y mariscos

La eutrofización afecta a la vida marina en general. Sus efectos visibles, junto con otros fenómenos relacionados, se aprecian en la decoloración del agua, su menor transparencia y la aparición de densas aglomeraciones de macrofitos y macroalgas que llegan a obstruir canales, y proliferan en lagunas y estuarios.

Una consecuencia negativa es el exceso de materia orgánica en descomposición, derivada de la biomasa vegetal, que consume o llega a agotar el oxígeno, causando una serie de problemas secundarios, como mortandad de peces, formación de sustancias corrosivas u otras sustancias no deseadas, como CH_4 , H_2S , y NH_3 , sustancias de malos sabores y olores, ácidos orgánicos, mucílago y toxinas, entre otros. Los efectos ambientales de la eutrofización varían en intensidad y extensión. A veces pueden considerarse beneficiosos, dentro de ciertos límites. Los animales que se alimentan por filtración, como los crustáceos que utilizan directamente el fitoplancton, pueden beneficiarse de una modesta proliferación de las algas. El crecimiento del zooplancton y de la fauna del fondo puede afectar a niveles tróficos más altos, debido a la mayor abundancia de alimento, aumentando algunos recursos pesqueros de interés comercial. No obstante, la eutrofización casi siempre es nociva para el medio ambiente.

Dentro de los tipos de episodios de eutrofización, existen muchas fases intermedias que varían en el tiempo y el espacio, debido a una combinación de factores, como las características morfológicas e hidrodinámicas, la velocidad de renovación del agua, las fluctuaciones del ciclo de vida natural y las características climáticas.

Aunque el impacto de la eutrofización es mayor en el ecosistema béntico, la estructura del ecosistema pelágico también se ve alterada cuando la eutrofización aumenta hasta unos niveles en los que sus efectos inducen factores de estrés, causando cambios en la cadena de alimentación pelágica. Las especies más tolerantes predominan tanto entre los productores como entre los consumidores. El fitoplancton aumenta a una velocidad mayor que el zooplancton. De esta manera, al quedar la energía atrapada en el

fitoplancton, la diversidad biológica disminuye, las especies más raras desaparecen y en ocasiones proliferan las medusas. En hábitats poco profundos se producen cambios importantes ocasionados por la mayor turbidez del agua y la transformación de los sedimentos que afectan al fitobentos y ocasionan a menudo una disminución de las angiospermas marinas (p. ej., las praderas de *Posidonia oceanica*), que son sustituidas por clorofitas. Puesto que las praderas marinas son importantes lugares de cría para los peces que viven en el fondo, su biodiversidad disminuye y las actividades pesqueras se ven afectadas.

La anoxia de las aguas profundas afecta mucho a la cadena de alimentación béntica de las cuencas poco profundas, causando cambios importantes en toda la comunidad biológica.

El material pegajoso de las algas y el elevado pH pueden causar dermatitis y conjuntivitis, mientras que la ingestión de algas tóxicas produce diarrea en personas sensibles. La proliferación de algas productoras de toxinas, cuando se acumulan en los peces, y particularmente en los crustáceos, pueden constituir una amenaza para la salud humana.

4.2. Zonas litorales

4.2.1. Introducción

Las zonas litorales del Mediterráneo constituyen áreas importantes para usos humanos como lugar de residencia, agricultura, industria, emplazamiento de centrales eléctricas, instalaciones militares, reservas pesqueras, zonas protegidas y complejos turísticos. Ello suele crear un conflicto por el uso de los recursos. Algunas modificaciones físicas, como el desarrollo urbano, la creación de infraestructuras de transporte y complejos turísticos, pueden destruir ciertos hábitats. La construcción de diques en los ríos puede alterar el régimen hidrológico, lo que a su vez puede tener graves consecuencias para el litoral. De hecho, la disminución del caudal de agua dulce suele significar un menor contenido de sedimentos, lo que a su vez puede causar erosión y cambio de las costas. En algunos casos, esto último afecta a amplias áreas costeras y al uso del suelo en las zonas litorales.

No existe información sobre las zonas litorales y el uso del suelo a escala de toda la cuenca mediterránea. Con todo, pueden hacerse los siguientes comentarios generales con respecto a las grandes presiones que sufren los litorales del Mediterráneo, ya mencionadas en el capítulo 3.

Desarrollo urbano

El Plan Azul ha informado de que, en 1985, prácticamente el 90% de todo el suelo urbaniza-

do del Mediterráneo correspondía a los litorales de España, Francia, Grecia, Italia y los antiguos Estados de Yugoslavia. En el año 2025, el porcentaje de la población de esos países que habitará en ciudades del litoral será, según las estimaciones, superior al 85% como promedio, y hasta del 96% en España (Grenon y Batisse, 1989). La distribución de la población entre los países meridionales y septentrionales dentro de la cuenca del Mediterráneo ha variado también considerablemente. En 1950, “el norte” representaba las dos terceras partes de la población total, mientras que en la actualidad sólo representa el 50%, un porcentaje que posiblemente se reducirá a la tercera parte en el año 2025 y a la cuarta parte en el año 2050 (Grenon y Batisse, 1989).

Turismo

El Mediterráneo es el principal destino turístico del mundo, representando el 30% de todos los destinos de los turistas internacionales y el 25% de los ingresos generados por el turismo internacional. La industria está sufriendo una competencia cada vez mayor y un deterioro de la calidad debido al impacto del turismo masivo. Según los escenarios que se contemplan en el Plan Azul (véase el capítulo 3), el número de turistas que visitarán los litorales del Mediterráneo aumentará de 135 millones en 1990 a 235-355 millones en el año 2025 (Comisión de Desarrollo Sostenible del Mediterráneo, 1998). El equilibrio entre presiones y beneficios del turismo mediterráneo se caracteriza por tres rasgos básicos:

- a) cada vez se concentra más en la costa;
- b) es muy estacional; y
- c) la zona noroeste del Mediterráneo domina y seguirá dominando el mercado turístico.

Agricultura

En la cuenca mediterránea, las prácticas intensivas de agricultura y ganadería se ven limitadas por la topografía del terreno, concentrándose en algunas llanuras aluviales (Ebro, Ródano, Po y Nilo). Los países de las costas septentrionales y occidentales se han especializado en monocultivos y consiguen un alto nivel de productividad. En el sur y el este, la presión demográfica aumenta constantemente y las tierras de cultivo siguen aumentando a expensas de los bosques y los pastos.

Pesca y acuicultura

En el Mediterráneo, las actividades pesqueras están reguladas por el Consejo General de Pesca del Mediterráneo (CGPM), que se centra principalmente en medidas como el control de las licencias y la concesión de subsidios al sector, más que en el control de los cupos.

La producción regional de la acuicultura en el Mediterráneo ha registrado un gran aumento

de casi el 174% en diez años (de 89.707 t en 1986 a 248.460 t en 1996). Se espera que esta tendencia continúe en la región, lo que podría aumentar los conflictos por el uso del suelo en algunas zonas (p. ej., entre turismo y acuicultura).

Industria y energía

La cuenca mediterránea está mejor dotada para un desarrollo industrial basado en el petróleo y el gas natural que en el carbón y el hierro. Esto ha llevado al establecimiento de numerosas refinerías en su entorno. En general, el desfase del desarrollo industrial entre las costas del norte y las del sudeste de la cuenca mediterránea sigue siendo considerable.

Transporte

En la cuenca mediterránea, el principal medio de transporte comercial entre países es el marítimo, generalmente en transbordadores. El tráfico rodado en las zonas litorales, especialmente en la zona euromediterránea, está muy desarrollado y es muy denso, mientras que el transporte ferroviario parece estar en declive.

4.2.2. Evolución del litoral

Los estudios del litoral confirman que su evolución suele estar causada o verse acelerada por la intervención del hombre. Las causas de la modificación de la morfología del litoral pueden dividirse en dos categorías no excluyentes (CORINE, 1995):

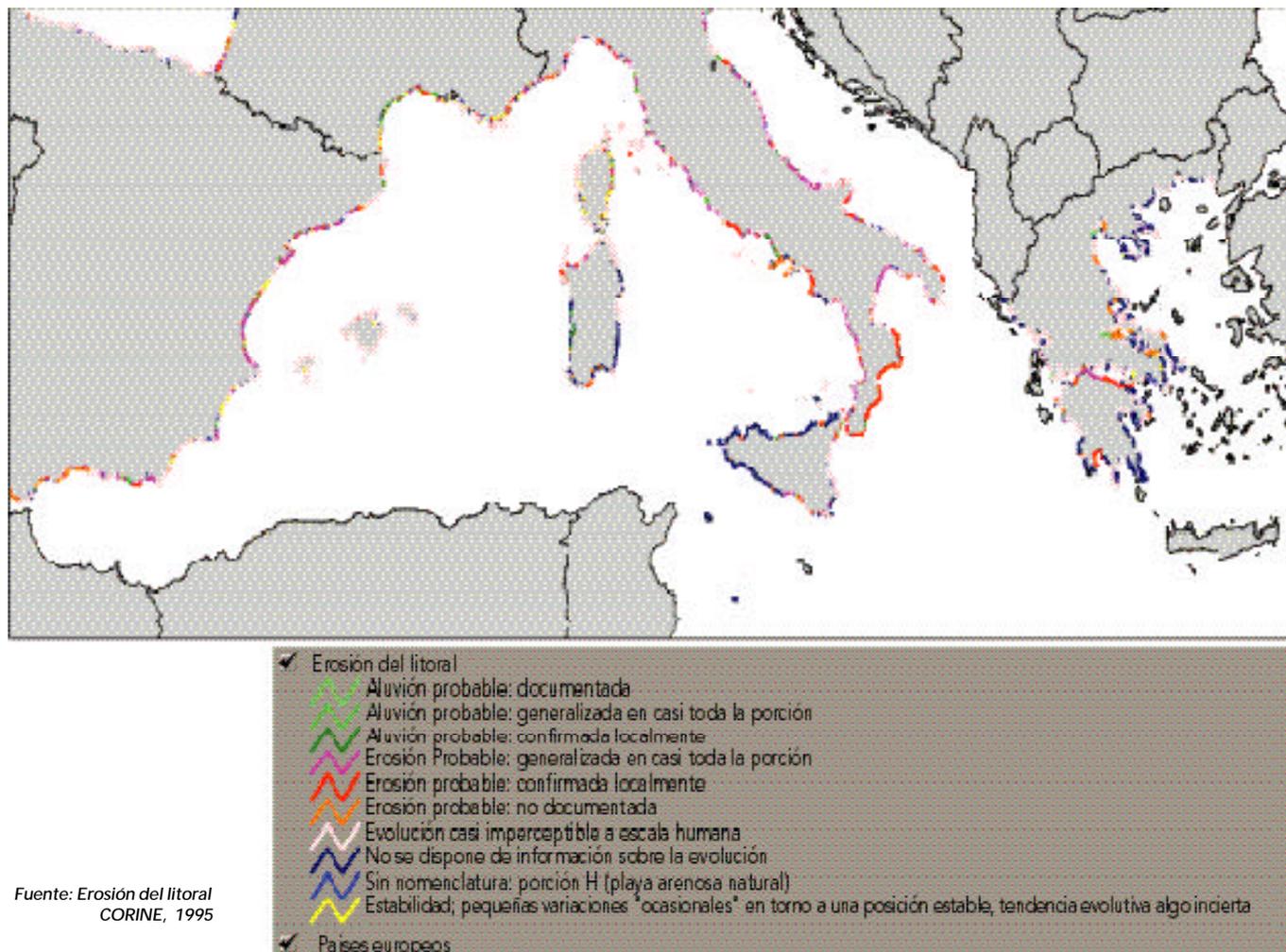
- i) Grandes fenómenos naturales:
 - fenómenos de variación lenta: sedimentación y elevación del nivel del mar;
 - fenómenos severos o parasísmicos y mareas inusualmente altas, terremotos y movimientos de tierras (véanse otros párrafos relevantes sobre el tema).
- ii) Actividades humanas que causan variaciones en el régimen de sedimentación:
 - reducción de los aportes fluviales;
 - desarrollo de estuarios, modificación artificial de la costa;
 - construcción en dunas costeras;
 - trabajos portuarios y construcción de defensas del litoral;
 - destrucción de la vegetación de las dunas, de las zonas de algas y de las praderas de hierbas marinas;
 - extracción de sedimentos, agua, gas o petróleo, etc.

Nivel de erosión en la cuenca

La información disponible sobre la evolución de las costas varía de un país a otro y de una región administrativa a otra; también son muy variables la evaluación del fenómeno, la conservación y el procesamiento de datos y la publicación de los resultados. La situación es tal que resulta difícil hacer comparaciones entre diferentes regiones.

Figura 4.3

Diferentes niveles de erosión en los países de la UE y posibles tendencias



Fuente: Erosión del litoral
CORINE, 1995

La ausencia de información y la dificultad de acceder a datos dispersos constituyen un serio obstáculo para evaluar el estado del proceso de erosión y la aplicación de políticas para la protección y gestión del medio ambiente litoral a escala local, nacional y regional (CORINE, 1995).

En los países de la CE se emprendieron dos proyectos sobre la erosión del litoral después de reconocer la gravedad del problema (CCE, 1995). Sin embargo, en los demás países mediterráneos no existen redes nacionales de vigilancia de la erosión del litoral. La parte de CORINE dedicada a la erosión del litoral (cuyos datos se presentan en la **Figura 4.3**) y LACOST son los dos grandes proyectos que están recabando información sobre la erosión en torno a la cuenca mediterránea (sólo para los países de la UE).

Los datos sobre la erosión indican que en la zona marina de la UE pueden encontrarse 1.500 km de costas artificiales (Islas Baleares, Golfo de León, Cerdeña, mar Adriático, mar

Jónico y mar Egeo) (CE, 1998). Las zonas portuarias contribuyen con un total de 1.237 km (CE, 1998).

Según los datos de CORINE, cerca del 25% de la costa adriática italiana y el 7,4% del mar Egeo muestran tendencias evolutivas de erosión, mientras que en torno al 50% de todo el litoral euromediterráneo se considera estable (**Tabla 4.3**). Además, se considera que 1.500 km de la zona marina euromediterránea es artificial, con una importante contribución de los muelles y puertos (1.250 km).

Entre las iniciativas relacionadas con el problema de la erosión del litoral en los Estados miembros de la UE, pueden citarse las siguientes:

En España, el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo publicó entre 1976 y 1981 documentos cartográficos y fotográficos del litoral a una escala de 1/50.000 que formaban parte del PIDU ('Plan indicativo de usos de dominio público del litoral'). Esos documentos cubren la casi totalidad del litoral español y contienen información

Tendencias evolutivas de algunas zonas del litoral europeo del mar Mediterráneo, tanto para costas rocosas como para playas (% del litoral)

Tabla 4.3

Regiones marítimas en el mar Mediterráneo	No hay información	Estabilidad	Erosión	Sedimentación	No aplicable	Total (km)	Fuente: CE, 1998
Islas Baleares	0,5	68,8	19,6	2,4	8,7	2.861	
Golfo de Lyon	4,1	46,0	14,4	7,8	27,8	1.366	
Cerdeña	16,0	57,0	18,4	3,6	5,0	5.521	
Mar Adriático	3,9	51,7	25,6	7,6	11,1	970	
Mar Jónico	19,7	52,3	22,5	1,2	4,3	3.890	
Mar Egeo	37,5	49,5	7,4	2,9	2,6	3.408	

resumida sobre las características físicas del litoral y la evolución de las playas. Una encuesta realizada en España por el MOPT ('Ministerio de Obras Públicas y Transporte, Dirección General de Costas') ha publicado algunos datos relativos al litoral español hasta 1993.

En Francia, el inventario continuo de las costas (IPLI), realizado por el Comité Interdepartamental de Planificación Regional (CIAT) permitió la publicación en 1982 de 147 mapas de usos del suelo a escala 1:25.000. No se incluyeron los datos sobre la naturaleza física y el desarrollo del litoral publicados en otros catálogos. No obstante, la serie de catálogos sobre la sedimentación en el litoral francés, publicados entre 1984 y 1988 por la Dirección de Puertos Marítimos y Vías Fluviales Terrestres, contienen numerosos datos sobre los procesos litorales y la naturaleza y desarrollo de las costas.

En Italia, una encuesta realizada por el Fondo Mundial para la Naturaleza (Italia) ha recabado algunas estadísticas alarmantes sobre la ocupación y destrucción del litoral italiano hasta septiembre de 1996. Según este informe, el 42,6% del litoral italiano está sometido a una intensa ocupación humana: existen zonas que están completamente ocupadas por aglomeraciones urbanas e infraestructuras; el 13% tiene una elevada ocupación (zonas libres ocupadas sólo por grandes construcciones e infraestructuras); y sólo un 29% del territorio costero está completamente libre de construcciones e infraestructura.

Grecia: En algunos casos, la escasa y muy dispersa información obligó a los expertos a realizar grandes recopilaciones de datos en las universidades, acompañadas de estudios de campo. Otras fuentes de información, como publicaciones científicas e informes de organismos administrativos y consultores, suelen referirse a zonas litorales donde se ha producido, o está previsto que se produzca, un desarrollo urba-

no importante. Aunque incompletos, sobre todo en cuanto a la superficie cubierta, estos informes facilitan casi toda la información disponible sobre el litoral griego.

Por lo tanto, la evaluación de las tendencias evolutivas del litoral se basaron casi siempre en los juicios de los expertos, por no existir estudios ni mediciones preliminares. Esto es cierto para Grecia, donde la ausencia de información impidió realizar un inventario de la erosión de las costas en las islas griegas (CORINE, 1995).

4.3. Metales pesados e hidrocarburos clorados

4.3.1. Introducción

La presencia de metales pesados e hidrocarburos clorados en el medio ambiente marino ha recibido una gran atención en todo el mundo, puesto que estos contaminantes pueden presentar riesgos potenciales para la vida marina y la salud humana.

Los metales pesados en el mar, como el mercurio, proceden de fuentes naturales y antrópicas. Los aportes naturales al mar son resultado de procesos climáticos y alcanzan el mar principalmente por medio de ríos y escorrentías. En el mar Mediterráneo, los metales pesados proceden principalmente de fenómenos naturales (Bryan, 1976; Bernhard, 1988) y la contribución de las actividades humanas tiene una influencia limitada en los problemas locales de contaminación. La importancia relativa de las diferentes fuentes sigue siendo difícil de estimar debido a los escasos datos disponibles.

Los hidrocarburos clorados, por su parte, son en su totalidad de origen antrópico. El aporte antropogénico total de estos contaminantes (metales pesados e hidrocarburos clorados) en el Mediterráneo resulta difícil de evaluar, pero su producción total en la zona puede ofrecer

alguna indicación de la cantidad de contaminantes que pueden llegar a alcanzar el mar

El presente capítulo se basa principalmente en los datos generados por el programa MED POL de PNUMA/PAM y RNO de IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer). Debe recordarse que la base de datos MED POL presenta algunas lagunas temporales y geográficas que son más acusadas en la región meridional. La calidad de los datos procedentes de los programas nacionales de vigilancia está garantizada gracias a los exhaustivos programas de control de calidad que existen en la región mediterránea y, especialmente, el programa de Control de Calidad de MED POL implantado por el Laboratorio del Medio Ambiente Marino del OIEA en Mónaco. No obstante, sólo recientemente se han examinado, depurado y clasificado los datos de MED POL en función de su fiabilidad. Esto significa que los datos publicados anteriormente pueden diferir de los presentados en este informe (Gabrielides, 1994). No pudiéndose vigilar todos los contaminantes en todas las aguas marinas, el programa MED POL se centra principalmente en el mercurio y el cadmio como metales pesados y en el DDT y los PCB como hidrocarburos clorados. Otros metales pesados, como cobre, plomo y arsénico, y otros hidrocarburos clorados, como lindano y 'drins', han sido también analizados por muchos laboratorios a la vista de sus riesgos potenciales (Bryan, 1976; Reilly, 1991).

Los sedimentos superficiales son los últimos destinatarios de la mayoría de los contaminantes. Por tanto, el contenido de contaminantes en los sedimentos es un importante indicador para los estudios de contaminación. No obstante, la interpretación de los resultados puede plantear dificultades debido a la ausencia de procedimientos analíticos y muestreos normalizados. Las especies biológicas marinas también se utilizan para estudiar los niveles de contaminación en el medio, puesto que bioacumulan muchos contaminantes. Por el contrario, el agua marina no se utiliza para estudios de larga duración y su análisis plantea una serie de dificultades. El programa MED POL se centró principalmente en el análisis de los contaminantes presentes en la biota, teniendo en cuenta que esos resultados podían utilizarse también para proteger la salud humana. Las especies recomendadas para el análisis representaban diferentes ecotipos. El mejillón *Mytilus galloprovincialis* fue seleccionado como representante de los bivalvos que se alimentan filtrando agua y que son buenos indicadores de la contaminación local. Puesto que esta especie no se encuentra en las zonas orientales del Mediterráneo, se utilizaron otros bivalvos como el molusco *Macra corallina*. El salmonete (*Mullus barbatus*) se eligió como representativo de los peces que viven en el fondo, la sardina (*Sardina pilchardus*) representó a los consumidores

de plancton pelágico, mientras que el atún de aleta azul (*Thunnus thynnus*) y el pez espada (*Xiphias gladius*) representaron a los peces pelágicos del nivel trófico más alto que –al emigrar extensamente– se ven menos afectados por las fuentes de contaminación local. Los crustáceos estuvieron representados por la gamba rosa de aguas profundas (*Parapenaeus longirostris*), aunque también se utilizaron el camarón (*Penaeus kerathurus*) y la gamba roja (*Aristeus antennatus*).

El banco de datos de MED POL se utiliza en este caso como indicación general de la distribución de las concentraciones de algunos metales pesados e hidrocarburos clorados en las especies utilizadas con más frecuencia en todo el mar Mediterráneo. Una buena forma de presentar los resultados es utilizar un gráfico con la tendencia de los datos en los diferentes materiales de las muestras, por ejemplo, con estimación de la mediana y los cuartiles, donde la casilla contiene el 50% de los valores, normalmente referidos a un rango intercuartil, y fuera de ella aparecen los valores extremos. Los valores de la media y la mediana aparecen representados en la casilla como una cruz y una línea horizontal, respectivamente. Sólo se utilizaron datos recogidos después de 1987. La información no siempre puede utilizarse para comparar concentraciones entre especies, puesto que los datos proceden de zonas con diferentes niveles de contaminación, pero también porque la bioacumulación depende de una serie de factores que no son iguales en todos los casos. Por ejemplo, los datos sobre el atún corresponden a pequeños especímenes que tenían concentraciones de mercurio muy inferiores a los niveles documentados en la región para los especímenes de mayor tamaño.

4.3.2. Metales pesados

4.3.2.1. Mercurio

Los valores contenidos en esta sección se refieren a concentraciones totales, pero debe recordarse que un gran porcentaje del mercurio de la biota marina está presente como metilmercurio, la forma más tóxica y que se absorbe con una eficiencia muy alta (cerca del 90% del contenido de la presa), mientras que el porcentaje de mercurio inorgánico es sólo del 7% (GEAMCCM, 1987). Los compuestos de mercurio se han utilizado ampliamente en aparatos de medición, conductores eléctricos y refrigerantes, pesticidas y productos farmacéuticos. No obstante, la producción mundial y el uso de mercurio han disminuido desde 1973.

Desde que se inició el programa MED POL, se hizo evidente que los valores totales de mercurio (orgánico e inorgánico) en las especies del Mediterráneo eran generalmente mayores que los medidos en el Atlántico. Un ejemplo característico

co fue la distinción de dos poblaciones de atunes de aleta azul en el Mediterráneo occidental en función de sus niveles de mercurio. La población con contenido de mercurio más alto procedía del Mediterráneo, y la de más bajo contenido procedía del Atlántico, ambas significativamente diferentes entre sí (Bernhard, 1988) (Figura 4.4). André *et al.* (1991) observaron un fenómeno similar en las poblaciones de delfines. Los altos niveles de mercurio en el mar Mediterráneo son de origen natural y pueden explicarse por el hecho de que la región forma parte del cinturón mercurífero que rodea el Pacífico, el Mediterráneo y el Himalaya (Moore y Ramamoorthy, 1984).

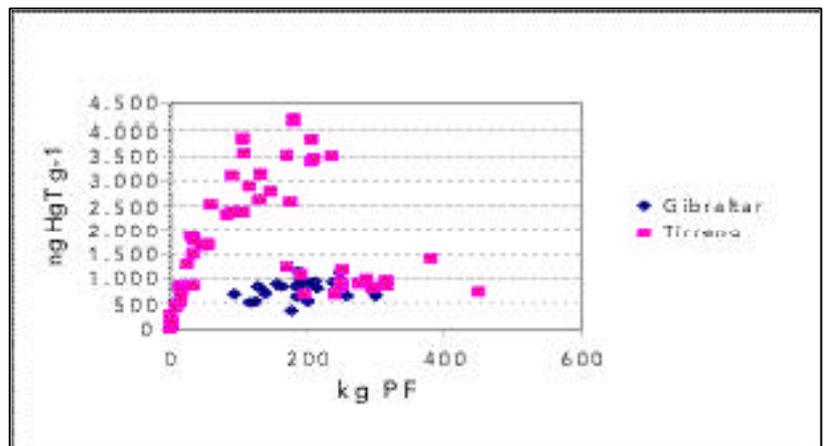
En las zonas litorales, este cinturón de mercurio puede causar un enriquecimiento adicional de mercurio en el ambiente marino. En la Toscana, las concentraciones de mercurio total en el salmonete fueron mucho más altas cerca de la anomalía geoquímica de mercurio del monte Amiata que en el salmonete de otras zonas (Bernhard, 1988).

Los altos valores de mercurio detectados en pescados y mariscos crearon un temor justificado por la salud humana, ya que son alimentos que constituyen una fuente importante de mercurio para el ser humano. Por ese motivo, MED POL inició un estudio para investigar si la población mediterránea en general corría algún peligro. Los países elegidos para el estudio fueron Italia, Croacia y Grecia, y las poblaciones fueron grupos de alto riesgo, como los pescadores y sus familias. Después de una selección preliminar de más de 4.000 personas por medio de encuestas dietéticas, se analizaron un total de 1.098 muestras de pelo (659 de Grecia, 241 de Italia y 198 de Croacia) para determinar el contenido de mercurio total y, en su caso, de metilmercurio. Los resultados confirmaron la existencia de una correlación positiva entre el consumo de pescados y marisco y los niveles de mercurio total y metilmercurio en el pelo. En función de los criterios adoptados (25 ppm de mercurio en pelo de adulto y 6 ppm en pelo materno para los recién nacidos), no se identificaron personas en situación de riesgo en Croacia y sólo un pequeño número de personas en otros países sobrepasaron estas concentraciones. Pero tampoco se detectaron efectos clínicos, puesto que el Consumo Semanal Tolerable Provisional (PTWI) establecido por la FAO/OMS en 1972 incorpora un supuesto 'factor de seguridad' de 10 para un consumo responsable de una prevalencia del 5% de intoxicación sintomática por metilmercurio (OMS/FAO/PNUMA, 1989).

Como puede observarse en la Figura 4.5, la gran mayoría de los valores de mercurio en la biota según el banco de datos de MED POL a partir de

Concentración de mercurio total (HgT) en el atún de aleta azul de origen mediterráneo y atlántico (el tamaño del pez se indica como kg de peso fresco (PF))

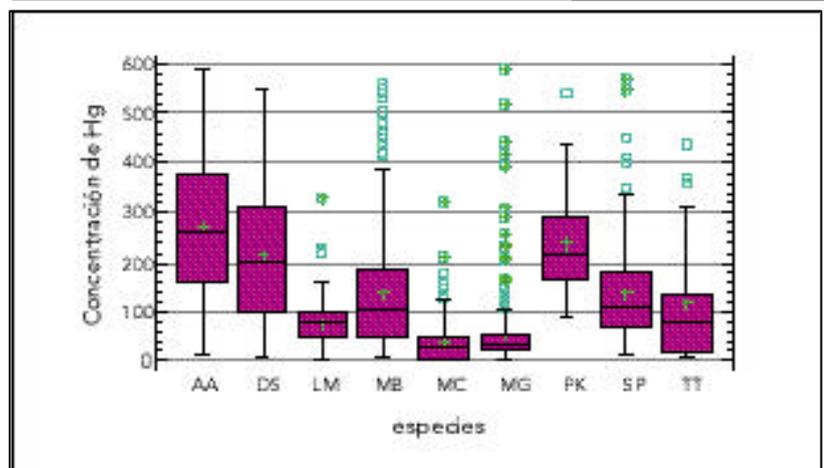
Figura 4.4



Fuente: Bernhard, 1988

Tendencias de los datos expresada a través de mediana y cuartiles de las concentraciones de mercurio (en ng/g de peso fresco PF) en algunas especies procedentes del mar Mediterráneo

Figura 4.5



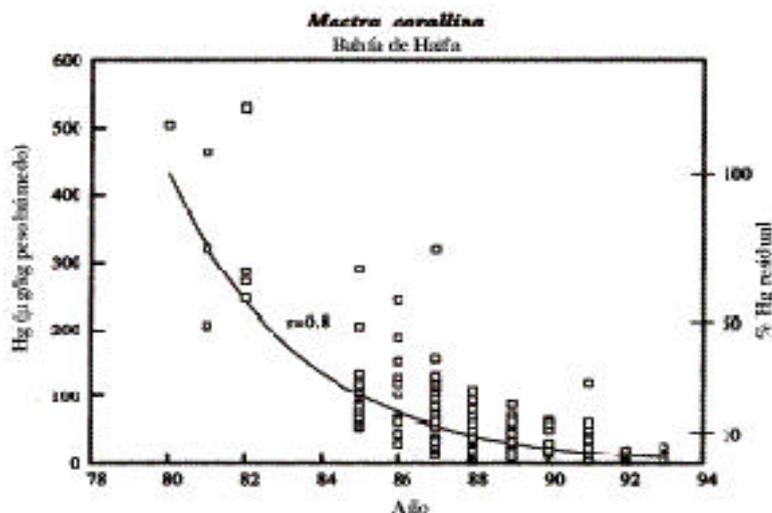
(AA=*Aristeus antennatus*, DS=*Diplodus sargus*, LM=*Lithognathus mormyrus*, MB=*Mullus barbatus*, MC=*Macra corallina*, MG=*Mytilus galloprovincialis*, PK=*Penaeus kerathurus*, SP=*Sardina pilchardus*, TT=*Thunnus thynnus*)

Fuente: Base de datos MED POL

1987 son inferiores a 500 ng/g PF (medianas y medias por debajo de 300 ng/g), que es el límite inferior legal adoptado por los países para pescados y mariscos destinados a consumo humano. Los especímenes de muestra procedieron de todas las zonas del Mediterráneo, salvo la gamba roja, *Aristeus antennatus*, que procedía exclusivamente de España, el molusco *Macra corallina* y el pez *Diplodus sargus*, que procedían sólo de Israel. Los bivalvos mostraron las concentraciones más bajas. Debe decirse que no se facilitaron datos sobre el mar Tirreno durante ese período. Los datos indicaron una concentración media de mercurio de 36 ng/g, también muy por debajo de los límites legales. Las concentraciones de mercurio total

Figura 4.6

Disminución de la concentración de mercurio (en mg/kg de peso húmedo) en el molusco bivalvo *Macra corallina* procedente de la bahía de Haifa entre 1980 y 1993



Fuente: Herut et al., 1996

sobrepasaron los 1.000 ng/g sólo en el caso del pez espada procedente del centro del Mediterráneo y del gasterópodo *Gibbousnassa* procedente de Israel (no se indica en la Figura 4.5).

A principios del decenio de 1970 se identificaron algunas zonas litorales industrializadas con elevadas concentraciones de mercurio: el mar Tirreno (Toscana), el Adriático (bahía de Kastella cerca de Split), el canal de Cerdeña (laguna de S. Gilla), y la parte más oriental del Mediterráneo (Haifa y Alejandría). La contaminación suele disminuir a medida que aumenta la distancia a la fuente (un hecho demostrado, por ejemplo, en la planta de Solvay en la costa de la Toscana). A una distancia de unos 20 km de la fuente, se alcanzan las concentraciones basales.

En varios casos, los niveles de contaminación han disminuido con el tiempo, como ya se observó hace algunos años cuando las plantas de álcalis clorados en la Toscana y la bahía de Haifa redujeron considerablemente sus vertidos de mercurio. Las concentraciones de este elemento en los especímenes del bivalvo *Macra corallina* recogidos en la bahía de Haifa entre 1980 y 1993 registraron una disminución exponencial con el tiempo (Figura 4.6, Herut et al., 1996). La curva de descenso se expresa también como porcentaje de la concentración de mercurio en el primer año del estudio. Según ese cálculo, la semivida del mercurio en *Macra corallina* es de dos años. Ese mismo estudio demostró una semivida de cinco años en los peces y de 6-33 años en los sedimentos.

La influencia del cinturón de mercurio es también evidente en los sedimentos. Aunque existe

un problema de comparabilidad de las concentraciones en los sedimentos, en general puede considerarse como concentración basal 0,05-0,10 mg kg⁻¹, con valores que alcanzan los 5 mg/kg en las zonas contaminadas (Gabrielides, 1994). En algunas zonas litorales se han detectado valores todavía más altos (p. ej., la laguna S. Gilla en Cerdeña), mientras que los valores más bajos se han medido en los sedimentos de mares profundos (Scoullou, 1983).

4.3.2.2. Cadmio

El cadmio y sus compuestos han encontrado un número cada vez mayor de aplicaciones en diferentes productos y procesos industriales (galvanoplastia, pigmentos, estabilizadores plásticos, baterías, aplicaciones eléctricas y electrónicas, aleaciones, etc.). Por tanto, su producción ha aumentado en los últimos tiempos. La toxicidad del cadmio en sí mismo, evaluada mediante pruebas de toxicidad, suele ser menor que la del cobre y el metilmercurio, pero mayor que la del plomo, el níquel y el cromo (Bryan, 1976).

En la Figura 4.7, se indican las concentraciones de cadmio en las especies utilizadas con más frecuencia en el programa MED POL. Como en el caso del mercurio, los especímenes proceden de todo el Mediterráneo, salvo la gamba roja *Aristeus antennatus* que procede sólo de España, y la *Macra corallina* y la brema de mar *Diplodus sargus*, que proceden sólo de Israel. Los valores medios y medianos no sobrepasan los 200 ng/g PF. No obstante, se han medido valores mucho más altos en algunas otras especies. Por ejemplo, el gasterópodo *Nassarius gibbosulus* de Israel, el bivalvo *Scapharca inequalis* de Italia y la lapa *Patella caerulea* de Grecia presentaron, en muchos casos, concentraciones superiores a 1.000 ng/g (no se indican en la Figura 4.7).

Las concentraciones de cadmio total en el atún de aleta azul procedente del Mediterráneo parecen ser comparativamente más bajas y, al contrario de lo que ocurre con el mercurio, no parecen existir diferencias significativas entre el Mediterráneo oriental y occidental. Por otra parte, las concentraciones de cadmio tampoco parecen aumentar con el tamaño y la edad de las especies.

Las concentraciones de cadmio en los sedimentos de superficie de todo el Mediterráneo varían aproximadamente entre 0,05 y 1 mg/kg de peso seco. Estos valores son inferiores a los límites establecidos por varios países para los criterios de calidad de los sedimentos (Baudo et al., 1990). En el noroeste del Mediterráneo se han obtenido valores de entre 0,07 y 0,62 mg/kg de peso seco (Hoogstraten y Nolting, 1991). No obstante, en las lagunas contaminadas y otras zonas afectadas se han medido valores mucho más altos (hasta 50 mg/kg) (PNUMA, 1989).

4.3.2.3. **Arsénico**

El arsénico es un elemento que abunda en la corteza terrestre, pero no se conoce ningún mineral explotable de interés comercial. Se obtiene, pues, como subproducto de las fundiciones de cobre y plomo. Este metaloide se utiliza principalmente en productos farmacéuticos, conservantes y productos químicos empleados en la agricultura. El uso de productos que contienen arsénico se ha restringido recientemente en todo el mundo debido a su toxicidad y persistencia.

En las algas, la mayor parte del arsénico está presente de forma inorgánica –entre el 60 y el 80% como As (III)–. En crustáceos, moluscos y peces, más del 80% es arsenobetaina. Esta distinción es importante, porque la toxicidad del arsénico y sus compuestos depende de la forma química del elemento. Los compuestos inorgánicos son los más tóxicos, seguidos de los arsenicales orgánicos y, finalmente, del gas arsina (Reilly, 1991; GEAMCCM, 1986).

Pese a sus bajos niveles en el agua marina, el arsénico se acumula en grandes cantidades en los organismos marinos. Todos los datos que aparecen en la **Figura 4.8** sobre algunas especies proceden de España.

Las medias y medianas no sobrepasan los 10 mg/g PF. Stegnar (1991) obtuvo resultados similares (medias de 3-13 mg/g) en peces procedentes de los mares de Liguria y Adriático. Las especies pelágicas presentan las concentraciones más bajas; las más altas se han encontrado en el cangrejo de patas azules, *Liocarcinus depuratos*, y en el múrice púrpura, *Bolinus brandaris* (no se indican en la **Figura 4.8**).

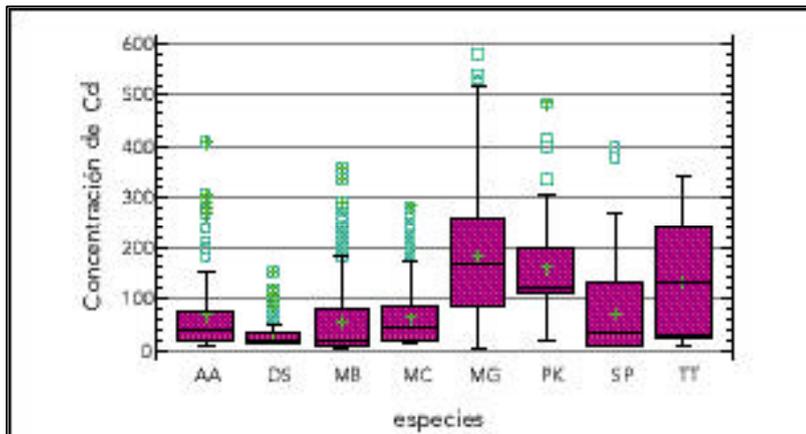
Stegnar (1991) encontró concentraciones de arsénico de 4-30 ng/g peso seco en sedimentos procedentes del Adriático y el delta del Ebro.

4.3.2.4. **Cobre**

El cobre está ampliamente distribuido en la naturaleza. Las dos terceras partes de las reservas mundiales de cobre se encuentran en torno al anillo del Pacífico y las cadenas montañosas del sudeste de Europa y Asia central. Este metal se utiliza principalmente en las industrias eléctricas, de construcción y canalización, y también tiene importantes usos farmacéuticos y agrícolas. Su producción ha disminuido en los últimos años, debido a que los usuarios han optado por materiales más baratos. El cobre es muy tóxico para la mayoría de los organismos acuáticos en concentraciones relativamente pequeñas, y el único elemento que es siempre más tóxico que él es el mercurio (Moore y Ramamoorthy, 1984; Riley, 1991). En la región mediterránea, una fuente importante de cobre en el ambiente marino y litoral son los fungicidas usados en los viñedos. Además, tras las restricciones impuestas

Mediana y cuartiles de las concentraciones (en ng/g de peso fresco, PF) de cadmio en algunas especies biológicas del mar Mediterráneo

Figura 4.7

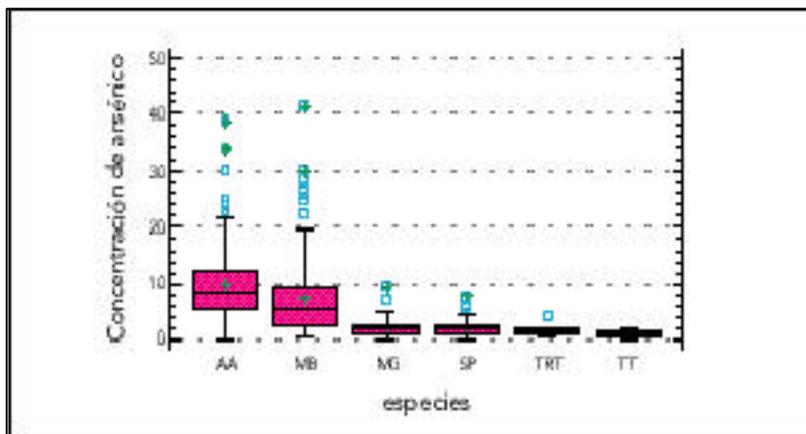


(AA=*Aristeus antennatus*, DS=*Diplodus sargus*, LM=*Lithognathus mormyrus*, MB=*Mullus barbatus*, MC=*Mactra corallina*, MG=*Mytilus galloprovincialis*, PK=*Penaeus kerathurus*, SP=*Sardina pilchardus*, TT=*Thunnus thynnus*)

Fuente: Base de datos de MED POL

Mediana y cuartiles de las concentraciones (en mg/g de peso fresco, PF) de arsénico en algunas especies biológicas del mar Mediterráneo

Figura 4.8



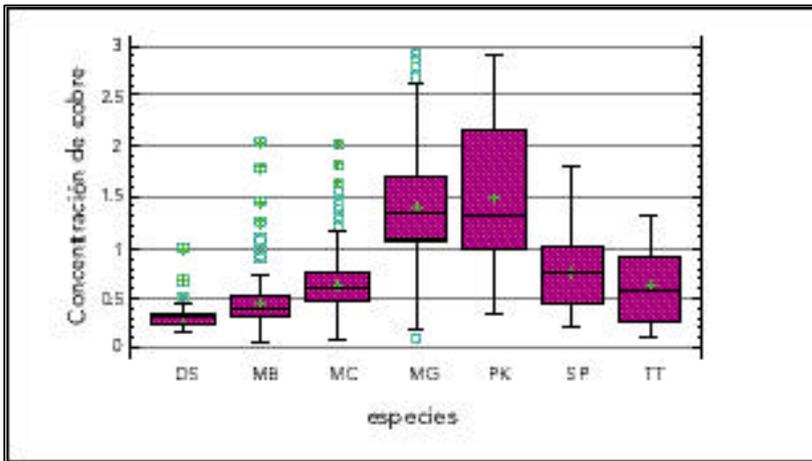
(AA=*Aristeus antennatus*, MB=*Mullus barbatus*, MG=*Mytilus galloprovincialis*, SP=*Sardina pilchardus*, TRT=*Trachurus trachurus*, TT=*Thunnus thynnus*)

Fuente: Base de datos de MED POL

sobre el uso de pinturas antiincrustaciones que contienen TBT, ha aumentado el uso de pinturas que contienen cobre.

En la **Figura 4.9** se muestran las concentraciones totales de cobre en los organismos marinos (como antes, los datos correspondientes a *Mactra corallina* y *Diplodus sargus* proceden exclusivamente de Israel). Las concentraciones en peces son mucho menores que en moluscos y crustáceos, y, en general, no sobrepasan 1 µg/g PF. El valor medio encontrado en mejillones es de 1,4 µg/g

Figura 4.9 Mediana y cuartiles de las concentraciones (en $\mu\text{g/g}$ de peso fresco, PF) de cobre en algunas especies biológicas del mar Mediterráneo

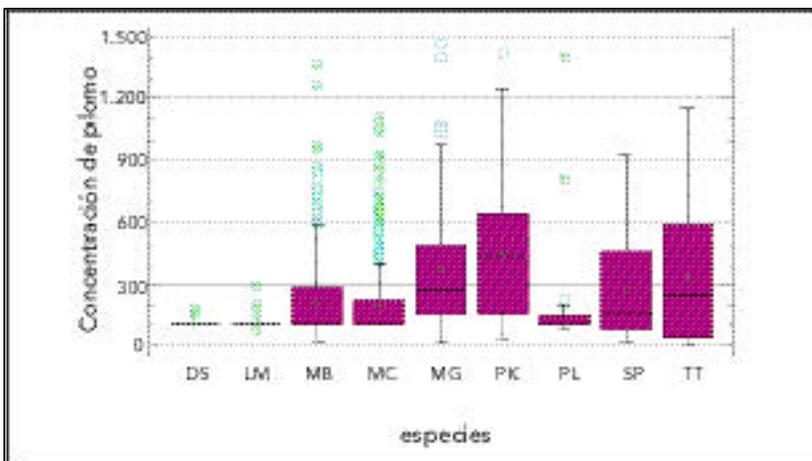


(DS=*Diplodus sargus*, MB=*Mullus barbatus*, MC=*Mactra corallina*, MG=*Mytilus galloprovincialis*, PK=*Penaeus kerathurus*, SP=*Sardina pilchardus*, TT=*Thunnus thynnus*)

Fuente: Base de datos de MED POL

PF mientras que en el salmonete y la brema de mar blanca fueron de 0,46 y 0,31 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. En el atún (procedente del Mediterráneo oriental), el valor medio fue de 0,60 $\mu\text{g/g}$. Esos mismos niveles se han medido en otros mares (GEAMCCM, 1987). Las concentraciones observadas son muy inferiores al límite máximo permitido (20 $\mu\text{g/g}$) en algunos países para el consumo de pescados y mariscos (Montelogo *et al.*,

Figura 4.10 Mediana y cuartiles de las concentraciones (en ng/g de peso fresco, PF) de plomo en algunas especies biológicas del mar Mediterráneo



(DS=*Diplodus sargus*, LM=*Lithognathus mormyrus*, MB=*Mullus barbatus*, MC=*Mactra corallina*, MG=*Mytilus galloprovincialis*, PK=*Penaeus kerathurus*, PL=*Parapenaeus longirostris*, SP=*Sardina pilchardus*, TT=*Thunnus thynnus*)

Fuente: Base de datos de MED POL

1994). Las concentraciones más altas se midieron en el gasterópodo *Nassarius gibbosulus* procedente de Israel, con un valor medio de 10 $\mu\text{g/g}$.

Las concentraciones de cobre en los sedimentos de superficie del Mediterráneo para toda la cuenca varían aproximadamente entre 5 y 30 mg/kg , siendo tales valores inferiores a los límites establecidos para los criterios de calidad de los sedimentos adoptados por diferentes organismos nacionales (40-100 mg/kg ; Van Gemert, 1988; Baudo *et al.*, 1990). Los valores en diferentes regiones del Mediterráneo varían entre 1,7 y 31 mg/kg en el noroeste del Mediterráneo (Hoogstraten y Nolting, 1991) y entre 4 y 29 mg/kg en los mares Egeo y Jónico (Voutsinou-Taliadouri, 1984).

4.3.2.5. Plomo

La producción mundial de plomo a través de fundición y minería se ha mantenido relativamente alta durante todo este siglo. Desde la época medieval, el plomo se ha utilizado en tuberías, materiales de construcción, soldaduras, pinturas, estructuras de metal y, más recientemente, en baterías, productos de metal, productos químicos y pigmentos. La combustión de petróleo y gasolina representa más del 50% de todas las emisiones antropogénicas. La lluvia radiactiva es normalmente la fuente más importante del plomo presente en los ecosistemas marinos (Moore y Ramamoorthy, 1984; Riley, 1991). El plomo inorgánico es menos tóxico para la vida acuática que los productos mercuriales y el cobre. No obstante, puede causar efectos agudos y crónicos en pequeñas concentraciones (0,002-670 mg/l).

En la **Figura 4.10** se indican las concentraciones de plomo en los organismos marinos de la cuenca del Mediterráneo (como antes, los datos de *Mactra corallina* y *Diplodus sargus* proceden únicamente de Israel). Las concentraciones en las especies de peces que viven en el fondo son muy pequeñas y, en general, no sobrepasan los 600 ng/g PF. Las concentraciones medias para salmonete, mejillón y atún son 220, 380 y 350 ng/g , respectivamente. Algunas bremas de mar (p. ej., *Diplodus vulgaris* y *Lithognathus mormyrus*) presentan valores todavía más bajos.

Las concentraciones de plomo que se encuentran en los sedimentos de superficie parecen distribuirse homogéneamente en el Mediterráneo. En la cuenca noroeste varían entre 5,2 y 23,2 mg/kg y son similares a las que se encuentran en el mar Jónico (13 mg/kg) y el este del Egeo (11-22 mg/kg). Cerca de las zonas litorales altamente industrializadas se han medido niveles más altos, y las concentraciones de plomo en los sedimentos de los estuarios disminuyen rápidamente al alejarse tan sólo unos kilómetros de las fuentes puntuales antrópicas co-

nocidas (Voutsinou-Taliadouri, 1984). Los valores indicados antes son más bajos que los límites legales adoptados por diferentes organismos nacionales (55-500 mg/kg) para los criterios sobre calidad de los sedimentos (Giesy y Hooke, 1990; Baudo *et al.*, 1990).

4.3.3. Hidrocarburos clorados

Los organoclorados constituyen un grupo de compuestos orgánicos que contienen cloro. Son, con diferencia, el grupo más importante de contaminantes orgánicos persistentes (COP), puesto que se caracterizan por una elevada resistencia a la degradación fotolítica, biológica y química. Este hecho, combinado con su escasa hidrosolubilidad y su elevada liposolubilidad, los hace propensos a acumularse en los tejidos grasos de los organismos marinos. Abundan en el medio ambiente y contaminan prácticamente todas las zonas de la biosfera. Las dos principales categorías de organoclorados medidos en el programa de MED POL son los pesticidas clorados y los bifenilos policlorados (PCB).

a) Pesticidas clorados

El grupo más abundante de pesticidas clorados es la familia del DDT. Aparte de éste, sus principales metabolitos (DDE y DDD) se encuentran también ampliamente distribuidos en el medio marino y, en algunos casos, pueden tener un impacto ambiental mayor que el DDT. Hexaclorociclohexanos (HCH), aldrín, dieldrín, endrín, toxafeno y heptacloro son todos ellos compuestos pertenecientes a la misma categoría. En el decenio de 1940, estos compuestos empezaron a ser producidos y utilizados en todo el mundo en grandes cantidades como insecticidas. En los decenios de 1950 y 1960, se produjo un descenso alarmante de las poblaciones de algunas aves marinas y mamíferos marinos. Este hecho, junto con las evidencias obtenidas en laboratorio que indicaban los efectos tóxicos en organismos expuestos a compuestos organoclorados, llevaron a muchos países del hemisferio norte a prohibir o regular estrictamente el uso de esos compuestos en los años setenta. La mayoría de los países mediterráneos declararon a la FAO que en 1985 no utilizaban pesticidas clorados para fines agrarios, con la excepción del gamma-HCH (lindano), que se considera el compuesto organoclorado menos persistente y que todavía se sigue utilizando. Según GEAMCCM (1989), la principal vía de entrada de organoclorados al ambiente marino es la atmósfera.

b) Bifenilos policlorados (PCB)

Los PCB se empezaron a producir industrialmente en 1929 en muchos países industrializados, algunos de ellos mediterráneos. Existen mezclas complejas de compuestos bifenílicos con diferentes grados de cloración. Existen 209 homólogos e isómeros

(congéneres). En el pasado se utilizaban como líquidos dieléctricos en transformadores y condensadores, así como en líquidos hidráulicos y termotransferentes, pero ahora se ha restringido su uso. El desecho de los viejos aparatos eléctricos sigue siendo una importante fuente de contaminación ambiental de estos compuestos. La combustión de PCB puede causar la formación de furanos clorados y dioxinas.

4.3.3.1. Concentración de compuestos clorados en el Mediterráneo

Los compuestos organoclorados en el Mediterráneo muestran una amplia diversidad de concentraciones que hacen muy difícil cualquier tipo de comparación con otros mares. No obstante, debe decirse que las diferentes concentraciones medidas pueden deberse también a incertidumbres metodológicas y a diferentes eficiencias analíticas de los distintos laboratorios. Además, diferentes laboratorios han estimado el contenido de PCB utilizando diferentes isómeros. MED POL no dispone todavía de datos sobre los congéneres del PCB. Los ejercicios de intercalibración han demostrado una gran dispersión de los resultados y, por tanto, resulta difícil evaluar y comparar datos (Gabrielides, 1994).

a) Agua marina

En general, las concentraciones de compuestos organoclorados en el agua marina procedente de la región mediterránea son muy pequeñas y, en casi todos los casos, no llegan a los límites de detección (PNUMA/FAO/OMS/OIEA, 1990). En un estudio realizado a lo largo del litoral mediterráneo de España en los años 1989-1990, sólo se identificaron hexaclorociclohexanos en concentraciones de entre 1,3 y 2,3 ng/l, sin detectarse DDT ni PCB (<0,02 ng/l) (Prats *et al.*, 1992).

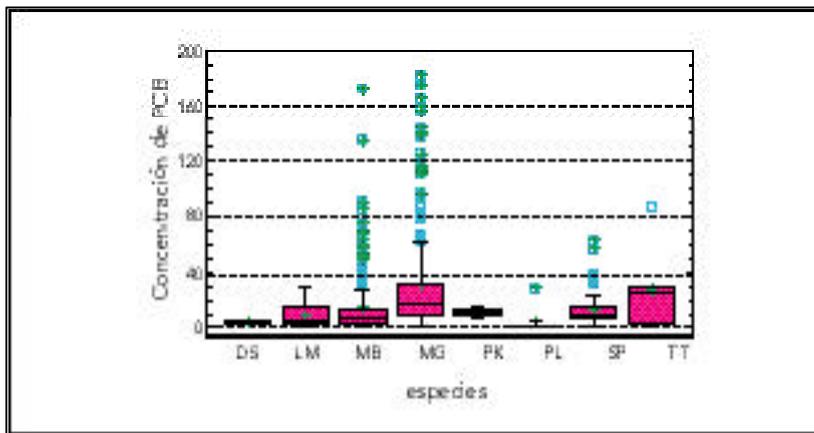
b) Sedimentos marinos

Se han medido las concentraciones de compuestos organoclorados en sedimentos del noroeste del Mediterráneo (Tolosa *et al.*, 1995). Las concentraciones de DDT variaron entre 1,4 ng/g de peso seco en los sedimentos recogidos mar adentro y 675 ng/g de peso seco en los sedimentos procedentes del delta del Ródano. Estas concentraciones se consideran extremadamente altas y comparables a los valores medidos en zonas altamente contaminadas. Las concentraciones de PCB fueron más bajas, variando entre 2 y 228 ng/g de peso seco.

c) Organismos marinos

Los organismos marinos se han utilizado ampliamente como bioindicadores para vigilar la contaminación de compuestos organoclorados, puesto que pueden acumular esas sustancias lipofílicas en sus tejidos. Las Figuras 4.11 y 4.12 indican la distribución de los valores de PCB y

Figura 4.11 Mediana y cuartiles de las concentraciones (en ng/g de peso fresco, PF) de PCB en algunas especies biológicas del mar Mediterráneo



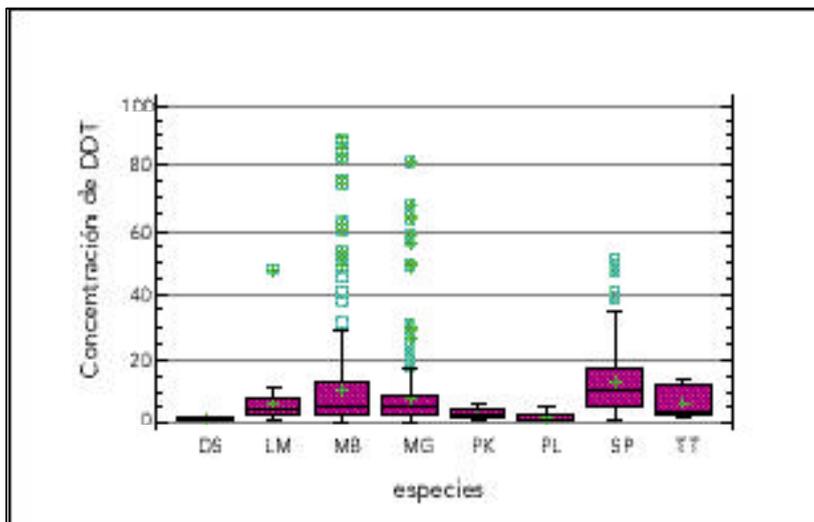
(DS=Diplodus sargus, LM=Lithognathus mormyrus, MB=Mullus barbatus, MG=Mytilus galloprovincialis, PK=Penaeus kerathurus, PL=Parapenaeus longirostris, SP=Sardina pilchardus, TT=Thunnus thynnus)

Fuente: Base de datos de MED POL

DDT en algunas especies biológicas del Mediterráneo. Los datos correspondientes a la sardina y el atún proceden únicamente de España. En todos los casos, las concentraciones son menores que en años anteriores; los valores medios de PCB no sobrepasan los 30 ng/g PF y los de DDT son también inferiores a 20 ng/g. No obstante, las sardinas del noroeste del Mediterráneo y el pez espada del Mediterráneo central sí sobrepasan esos valores.

Muchos de los datos sobre DDT, lindano y PCB en mejillones proceden fundamentalmente del mar Egeo, el este del mar Jónico y del Adriático y el noroeste del Mediterráneo. Sólo unos pocos datos proceden del sudeste del mar Adriático y de las costas meridionales del Mediterráneo. Las concentraciones varían ampliamente y no han podido detectarse tendencias. Con todo, se han descrito algunas tendencias locales a la baja en el este del Adriático para los PCB y los DDT (en la proximidad de las zonas de escorrentía agrícola cerca de la ciudad de Dubrovnik). Los valores máximos declarados para DDT y PCB están muy por debajo de los límites permisibles (1-5 µg/g) en pescados y mariscos destinados al consumo humano que se han adoptado en algunos países (OMS/PNUMA, 1995).

Figura 4.12 Mediana y cuartiles de las concentraciones (en ng/g de peso fresco, PF) de DDT en algunas especies biológicas del mar Mediterráneo



(DS=Diplodus sargus, LM=Lithognathus mormyrus, MB=Mullus barbatus, MG=Mytilus galloprovincialis, PK=Penaeus kerathurus, PL=Parapenaeus longirostris, SP=Sardina pilchardus, TT=Thunnus thynnus)

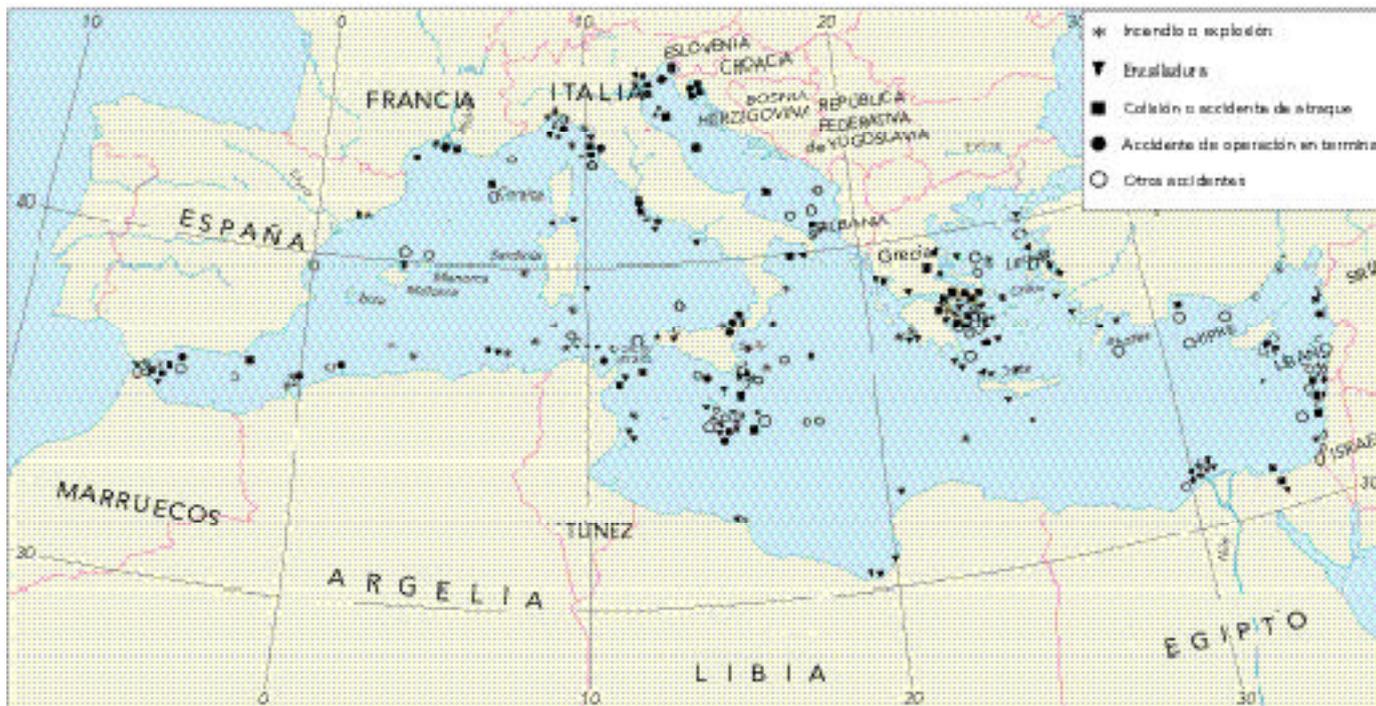
Fuente: Base de datos de MED POL

Según las estimaciones, desde 1930 se han producido en el mundo 1,5 millones de toneladas de PCB, de las cuales un 20-30% está presente en el medio ambiente (Tanabe, 1988) y, en consecuencia, ha quedado fuera del control humano. En torno al 1% ha llegado a mar abierto. En algunos puntos de alarma (p.ej., el Báltico), la toma de conciencia en la opinión pública y las restricciones han conseguido una tendencia a la baja en las concentraciones de PCB. A escala mundial, las emisiones al medio ambiente se mantendrán al menos a los niveles actuales, salvo que se generalice más su control (Tanabe, 1988).

Los mamíferos marinos, como el resto de los depredadores superiores, son los más susceptibles al aumento de las concentraciones de PCB y otros compuestos organoclorados que se bioacumulan en la cadena alimenticia. También porque el mar es el destino último de la mayor parte de los PCB liberados al medio ambiente, los mamíferos marinos presentan concentraciones en su grasa mucho mayores que las que se encuentran en los grandes depredadores terrestres. La capa de grasa que poseen estos mamíferos aumenta su capacidad de acumulación de PCB, convirtiéndolos en verdaderos depósitos de tales sustancias. Existen cada vez más pruebas de la relación entre unos niveles altos de PCB y ciertas anomalías, especialmente de tipo reproductor, en los mamíferos marinos.

Localización de las 268 alertas y accidentes notificados de contaminación por petróleo ocurridos en la región mediterránea entre 1977 y 1995

Figura 4.13



Fuente: RAC/REMPEC, 1996

4.4. Contaminación por petróleo

En la actualidad existen más de 40 plantas relacionadas con el petróleo (terminales de oleoductos, refinerías, plataformas marinas, etc.) a lo largo del litoral mediterráneo, desde y hasta donde se cargan, descargan y transportan en buques petroleros 550.000 y 150.000 millones de toneladas métricas de petróleo crudo y productos derivados del petróleo, respectivamente, según las estimaciones (Clark, 1994; EIA, 1996-97) –véase el capítulo 3.7 sobre Tráfico Marítimo (Figura 3.19)–.

Si bien el Mediterráneo ha sido declarado ‘zona especial’ por el Convenio de MARPOL 73/78 por el que se prohíben los vertidos intencionados de petróleo desde los buques, siguen existiendo innegables evidencias de numerosas y repetidas infracciones.

La intensa contaminación que producen los petroleros suele ser el resultado de grandes accidentes, como hundimiento, encalladura, incendio, explosión, colisión en alta mar con otros buques, o impacto en puerto contra un muelle, malecón o puente. El riesgo de accidentes marítimos en el mar Mediterráneo es muy alto. En el período 1981-1990, el 14,8% de todos los accidentes mundiales se produjeron en una zona geográfica que abarca el Mediterráneo, el mar Negro y el Canal de Suez.

Accidentes de contaminación por petróleo según el tipo de accidente durante 1981-1990 y 1991-1995

Figura 4.14



Fuente: RAC/REMPEC, 1996

Este porcentaje se sobrepasa únicamente en la región europea (21%) y en la región del Lejano Oriente y Australia (18,4%) (ITOPF, 1997)

La **Figura 4.13** indica el lugar aproximado donde ocurrieron accidentes marítimos que causaron o podrían haber causado contaminación del mar Mediterráneo por vertidos de petróleo, según los informes recibidos entre 1977 y 1995 por el Centro Regional de Respuesta ante Emergencias de Contaminación Marina (REMPEC), con sede en Malta. Según la edición de marzo de 1996 de la 'Lista de alertas y accidentes' de REMPEC, en el período 1977-1995 el Centro recibió informes de 268 alertas y accidentes. Las zonas más propensas a accidentes son el estrecho de Gibraltar y el de Messina, el canal de Sicilia y los alrededores de los estrechos de Qanakkale, así como varios puertos y sus alrededores, particularmente los de Génova, Livorno, Civitavecchia, Venecia/Trieste, Pireo, Limassol/Larnaka, Beirut y Alejandría. La distribución geográfica de estos puntos tan contaminados tiene que ver con la densidad del tráfico marítimo en las diferentes rutas del Mediterráneo. De los 268 accidentes citados por REMPEC en el período 1977-1995, más de tres cuartas partes estuvieron relacionados con el petróleo. En la **Figura 4.14**, reproducida del informe de PAM/REMPEC (1996), se analizan los accidentes según su tipo en dos períodos sucesivos: un período de diez años (1981-1990) en el que se produjeron 99 accidentes; y otro de cinco años (1991-1995) en el que se produjeron 81 accidentes.

Los accidentes más habituales en esos dos períodos fueron las encalladuras y los incendios/explosiones. En el período 1991-1995 se produjo un aumento significativo del número de colisiones (81 accidentes) respecto a la década anterior (99 accidentes). Conviene recordar que la colisión parece ser el tipo de accidente que más probabilidad tiene de producir vertidos de petróleo, según los registros del REMPEC para el mar Mediterráneo. De los accidentes ocurridos en 1994 y 1995, el 53% tuvo lugar en mar abierto y el 47%, en, o cerca de, algún puerto. El hecho de que un porcentaje desproporcionadamente alto de los accidentes se produzca en un porcentaje muy pequeño del área ocupada por los puertos y sus accesos, se debe a la elevada densidad de tráfico que existe a consecuencia del gran número de movimientos diarios de buques en esas zonas. Un factor que también podría contribuir es la ausencia o mala calidad de los sistemas locales para regular el tráfico de buques en algunos puertos mediterráneos.

Debe decirse que no todos los accidentes notificados produjeron vertidos de petróleo.

Además de los accidentes del Haven y el Sea Spirit que se describen en el capítulo 3.7, el único otro accidente con vertido de petróleo en

el que se derramaron más de 10.000 t de hidrocarburos al mar Mediterráneo en el período 1981-1995 fue el incidente del Cavo Cambanos en 1981. El MT 'Cavo Cambanos', cargado con 18.000 t de nafta (producto refinado no persistente) sufrió una explosión a las afueras del puerto de Tarragona (España) el 31 de marzo de 1981 y se hundió parcialmente. Después de tres meses de ser arrastrado por la corriente entre España y Francia, el petrolero fue barrenado por la Marina Francesa frente a la costa de Córcega el 5 de julio de 1981. Todo su cargamento se vertió en condiciones controladas al mar abierto, donde se evaporó rápidamente sin que se observaran cambios nocivos en el medio ambiente. En ese mismo período se produjeron cuatro incidentes que causaron vertidos de entre 1.000 y 1.500 t de petróleo al Mediterráneo.

Según los registros de REMPEC, las autoridades nacionales de los países afectados o los contratistas privados de limpieza y depuración respondieron a la mayoría de los accidentes de contaminación por petróleo que exigieron alguna operación de limpieza. Como excepciones pueden citarse algunos vertidos de petróleo que ocurrieron muy lejos de la costa y los que ocurrieron en unas condiciones climáticas adversas que imposibilitaron las operaciones de limpieza. En la mayoría de los casos se utilizaron procedimientos mecánicos para recoger el petróleo derramado, y en el 13% de las operaciones de respuesta a los vertidos se notificó el uso de dispersores.

4.4.1. Efectos de la contaminación por petróleo

La información disponible a escala mundial indica que los efectos de la contaminación por petróleo (p.ej., hidrocarburos derivados del petróleo y petróleo crudo) pueden tener graves repercusiones y suponer una amenaza para la economía, la salud y los ecosistemas naturales de la zona afectada. Las actividades recreativas, las industrias locales, la vida marina del litoral y mar abierto, particularmente los mamíferos y reptiles marinos, las aves que se alimentan buceando o que forman bandadas sobre el mar, y los peces en las piscifactorías marinas, son algunos de los recursos que pueden verse negativamente afectados por la contaminación petrolífera. No obstante, hay poca información sobre los efectos de la contaminación por petróleo en el Mediterráneo. La información se basa en planes regionales de contingencia y algunas investigaciones limitadas, y no sirve para conocer los efectos generales de este tipo de contaminación (EIA, 1996-1997). No obstante, la heterogénea geomorfología de esta cuenca marina, la ausencia de datos registrados y las escasas investigaciones realizadas al respecto, han contribuido también a esa ausencia de información. Aunque las pocas investigaciones realizadas sugieren la existencia de amenaza

zas desde un punto de vista ecológico, se carece de la información necesaria para poder estimar las amenazas que la contaminación por petróleo supone para los sectores económico y público. La información sobre la cantidad de petróleo presente en el agua y en las playas (alquitrán) ha aumentado en los últimos años (PNUMA/COI, 1988), faltando todavía información sobre los niveles presentes en sedimentos y organismos vivos (Danavaro *et al.*, 1995).

4.5. Contaminación microbiana

4.5.1. Fuentes de contaminación

Los microorganismos patógenos y no patógenos se encuentran en el medio ambiente marino procedentes principalmente del vertido de aguas residuales urbanas. Como ocurre en otras regiones, la contaminación microbiana del Mediterráneo es, en su mayor parte, el resultado directo del vertido de esas aguas que no han recibido tratamiento previo, o lo han recibido sólo parcialmente, en la zona litoral inmediata. Los ríos también pueden añadir una cantidad considerable de contaminación microbiana, principalmente por vertidos de aguas residuales río arriba. Pese a que no se ha evaluado su contribución relativa real a la contaminación del mar Mediterráneo, se supone que las altas concentraciones de microorganismos en las aguas residuales vertidas directamente a las aguas costeras hacen de esos vertidos la principal fuente de contaminación microbiana del mar Mediterráneo (OMS/PNUMA, 1985).

La atmósfera puede servir también como vía de entrada de microorganismos patógenos y no patógenos al ambiente marino y litoral. Los vientos que soplan desde los continentes transportan, entre otras cosas, bacterias, virus, diversos parásitos, etc., mientras que la lluvia facilita su deposición en ríos y océanos. Otra posible fuente, que afecta principalmente a las zonas recreativas del litoral, son los bañistas. Las aguas de las zonas recreativas no afectadas por el vertido de aguas residuales pueden estar contaminadas por enterovirus (Shuval, 1986) y posiblemente también por bacterias y hongos (Papadakis *et al.*, 1992). En la actualidad existen cada vez más pruebas de los efectos nocivos para la salud de los baños en playas con alta densidad de población, y de la contribución de los bañistas como fuente de contaminación de las aguas de estos sitios por microorganismos patógenos (OMS/PNUMA, 1995).

Aparte de los microorganismos patógenos (principalmente bacterias, virus y hongos) vertidos al medio ambiente marino en los efluentes municipales de aguas residuales o procedentes de otras fuentes terrestres, existe otro grupo de microorganismos marinos presentes en la naturaleza que pueden suponer también una amenaza para la salud humana cuando alcanzan nú-

Bacterias patógenas detectadas en las aguas costeras del Mediterráneo

Tabla 4.4

Patógenos	Lugar
<i>Salmonella spp.</i>	Abundante en toda la región
<i>Shigella spp.</i>	Este y sur
<i>Vibrio cholerae</i>	Argelia, Egipto, España, Francia, Italia, Marruecos
<i>V. alginolyticus</i>	Abundante en toda la región
<i>V. parahaemolyticus</i>	Abundante en toda la región
<i>Staphylococcus aureus</i>	Abundante en toda la región
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Abundante en toda la región
<i>Clostridium perfringens</i>	Abundante en toda la región
<i>Campylobacter spp.</i>	Abundante en toda la región
<i>Aeromonas hydrophila</i>	Abundante en toda la región

Fuente: OMS/PNUMA 1996

Virus aislados en el ambiente marino mediterráneo

Tabla 4.5

Virus	Lugar
Enterovirus	
Poliovirus	Grecia, Italia
Ecovirus	Francia, Grecia, Italia
Virus de Coxsackie A	Francia, Italia
Virus de Coxsackie B	Francia, Grecia
Virus de la Hepatitis A	España, Francia, Grecia
Sin especificar, no polio	Francia
Otros virus	
Adenovirus	Francia, Grecia, Italia
Rotavirus	España

Fuente: OMS, 1991

meros grandes. Se trata principalmente de algas dinoflageladas, que pueden ser consideradas patógenas por su capacidad de producir toxinas, a las que puede verse expuesto el ser humano principalmente por el consumo de marisco contaminado. Estos microorganismos unicelulares pueden producir fenómenos de proliferación de algas conocidos como 'mareas rojas', cuando su concentración en el agua alcanza niveles de entre 10^4 y 10^6 células por litro.

Un informe sobre este problema (Shurnway, 1990) citaba una serie de factores que parecen promover la proliferación de estas algas, entre ellos el enriquecimiento de nutrientes (eutrofización), la disminución de la presión de consumo sobre el plancton, los cambios hidrometeorológicos a gran escala, las corrientes ascendentes de aguas profundas, ricas en nutrientes, la intensa precipitación y escorrentía, e incluso la existencia de proliferaciones anteriores de otras especies de fitoplancton.

En una reciente evaluación del estado de la contaminación del mar Mediterráneo por microorganismos patógenos (OMS/PNUMA, 1996) se enumeran los registros disponibles hasta la fecha. En la **Tabla 4.4** se indican las bacterias patógenas detectadas. Debe decirse que,

por el momento, la mayoría de los registros proceden de la costa norte del Mediterráneo, y que recientemente se ha tomado mayor interés en obtener más información sobre la situación de otras regiones.

Otro motivo de preocupación son los virus. En la **Tabla 4.5** se indican los virus aislados hasta la fecha de los distintos ambientes marinos del Mediterráneo. En este caso, el desequilibrio geográfico de los datos es más acusado, como resultado de la relativa dificultad que entraña (y, por tanto, los recursos que requiere) el aislamiento y la cuantificación de los virus, en comparación con las bacterias. Incluso en la parte norte del Mediterráneo, la virología sigue estando fuera del alcance de la mayoría de los laboratorios que realizan análisis microbiológicos rutinarios del agua del mar.

4.5.2. Dispersión y destino de los microorganismos en el ambiente marino del Mediterráneo

Los microorganismos presentes en las aguas residuales se dispersan cuando éstas se vierten al mar y se mezcla el efluente con el agua salada. Cuando llegan al mar, esos microorganismos se adsorben rápidamente en distintos tipos de partículas que flotan en el agua (plancton, partículas minerales, diversos residuos orgánicos) y, cuando se efectúan recuentos rutinarios, esa adsorción hace que se subestime el número de microorganismos por unidad de volumen de agua (Brisson, 1976). Estas partículas se diluyen, dispersan, flocculan, sedimentan o regresan de nuevo a la costa. Las partículas gruesas presentes en las aguas residuales tienen tendencia a depositarse rápidamente en el fondo del mar,

fijando los microorganismos que han sido adsorbidos.

Los procesos físicoquímicos de floculación de células microbianas y su posterior sedimentación en el fondo del mar, se han considerado también como un mecanismo responsable del enriquecimiento microbiano de los sedimentos en las zonas próximas a los puntos de vertido de aguas residuales (Mitchell y Chamberlin, 1975). La turbulencia natural y las corrientes marinas pueden convertirse en un mecanismo de resuspensión de estos sedimentos contaminados, con el consiguiente deterioro de la calidad del agua marina a profundidades menores (Volterra y Alicino, 1981; Velescu, 1983).

Los coliformes totales y los coliformes fecales sufren en el agua marina una rápida y progresiva inactivación en condiciones naturales, mientras que los estreptococos fecales experimentan una inactivación más lenta, así como una reducción más pequeña de su abundancia a largo plazo (**Figura 4.15**).

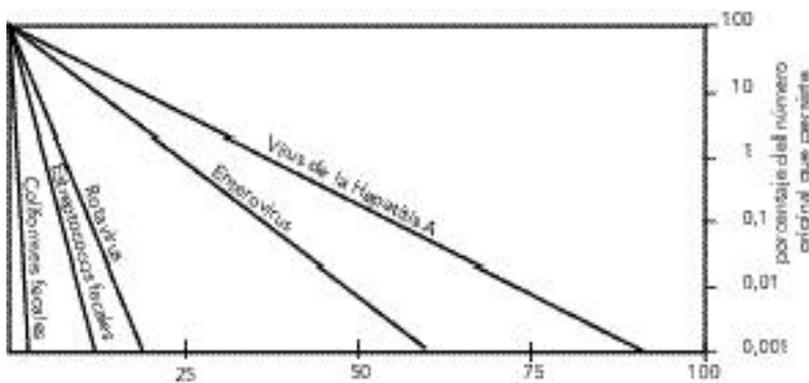
La presencia de virus en los crustáceos ha sido claramente demostrada (Metcalf y Stiles, 1965) y numerosos estudios han indicado que los crustáceos pueden concentrar virus en sus tejidos en densidades mucho mayores que las propias aguas circundantes (Geldreich, 1985). Como ocurre con las bacterias, la mayoría de los virus se concentran en el sistema digestivo del hospedante y, una vez en el interior del organismo, parece ser que sobreviven mucho tiempo (Metcalf y Stiles, 1965).

4.5.3. Criterios y normas microbiológicas para las zonas litorales del Mediterráneo

Los programas de vigilancia del Mediterráneo, cuya finalidad es estimar el estado de contaminación de las aguas marinas en zonas de uso recreativo o pesquero, siguen basándose en gran medida en las concentraciones de uno o más organismos bacterianos como índice de la aceptabilidad sanitaria, mientras que los principales riesgos para la salud humana, ya sea por medio del baño o el consumo de mariscos, dependen de la presencia y densidad de microorganismos patógenos que son los verdaderos transmisores de enfermedades. Las normas sobre la calidad del agua para uso recreativo o pesquero en el Mediterráneo, en línea con la práctica mundial, se basan en concentraciones aceptables de organismos bacterianos indicadores (principalmente coliformes fecales, complementados en menor medida por estreptococos fecales) y, en algunos casos, patógenos como especies de *Salmonella* enterovirus.

Prácticamente en todos los países de la región existen normas y criterios relativos a las aguas

Figura 4.15 Características típicas de supervivencia de las bacterias fecales y virus entéricos humanos



Fuente: OMS/PNUMA, 1995 (adaptado de Wheeler)

para uso recreativo o pesquero pero, especialmente en el caso de las aguas de las zonas de uso recreativo, estas normas difieren considerablemente tanto en relación con el tipo de microorganismos vigilados, como en los niveles considerados aceptables (OMS, 1989). Por ejemplo, los países mediterráneos han adoptado criterios provisionales de calidad ambiental para las aguas de las zonas de uso recreativo en función de una serie de parámetros microbiológicos, mientras que la Directiva de la UE 76/160/CEE (CE, 1976) sobre la calidad de las aguas de baño, que afecta a cuatro países mediterráneos, considera parámetros tanto microbiológicos como fisico-químicos.

4.5.4. Situación de la contaminación microbiana en zonas litorales sensibles del Mediterráneo

En el marco del programa de vigilancia de la contaminación del Mediterráneo, se realizó una evaluación del período 1983-1992 basada en los datos disponibles (OMS/PNUMA, 1996). Debido a los diferentes valores de referencia de los países mediterráneos pertenecientes y no pertenecientes a la UE, no es demasiado fiable la evaluación comparativa de la calidad microbiológica de las aguas en las estaciones vigiladas en zonas de uso recreativo, aunque puede ofrecer un cuadro general de la situación. En las Figuras 4.16 y 4.17 se indican las estaciones que cumplen y no cumplen los respectivos parámetros de calidad microbiológica, en países pertenecientes y no pertenecientes a la UE, respectivamente (OMS/PNUMA, 1996).

4.6. Contaminación radiactiva

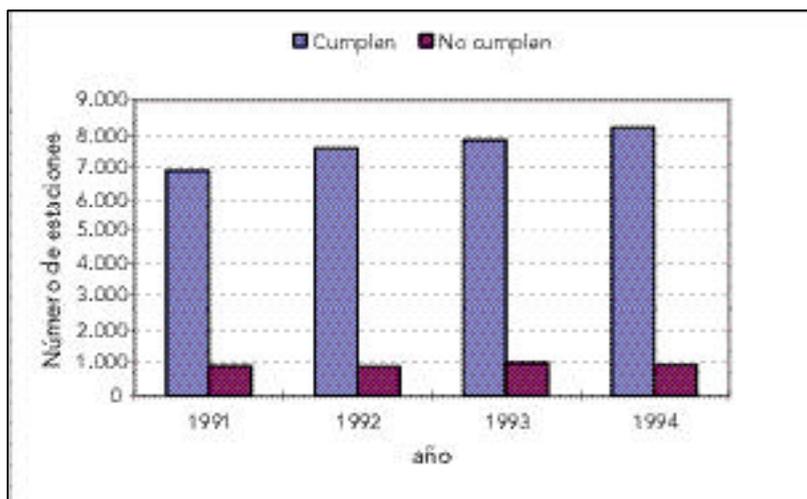
El siguiente análisis se centra en dos radionucleidos antropogénicos: cesio-137, y plutonio-239, 240. El primero de ellos tiene un período de semidesintegración relativamente largo (30 años), persiste en el medio ambiente, está presente en el agua marina en forma disuelta, es el radionucleido creado por el hombre más abundante en el mar Mediterráneo y puede medirse fácilmente en la mayoría de los ambientes marinos. El segundo tiene un período de semidesintegración muy largo (24.000 años), es el más abundante de todos los transuránicos, no persiste en el agua marina y muestra una elevada afinidad por las partículas.

4.6.1. Fuentes

Los aportes globales de ^{137}Cs y $^{239,240}\text{Pu}$ al mar Mediterráneo desde 1966 se han estimado en 15 y 0,19 PBq, respectivamente (Holm *et al.*, 1988; MED POL, 1992; Papucci *et al.*, 1996). La principal fuente de estos dos radionucleidos es la lluvia radiactiva procedente de las pruebas nucleares realizadas a principios del decenio de 1960. El accidente de Chernobyl produjo un aporte adicional de ^{137}Cs de unos 2,8 PBq (+20%

Estaciones en los países mediterráneos no pertenecientes a la UE que cumplen y no cumplen normas microbiológicas

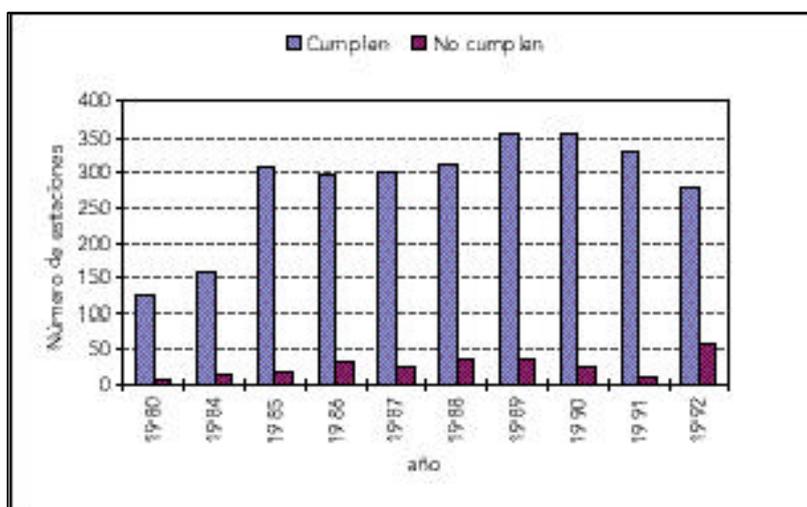
Figura 4.16



Fuente: OMS/PNUMA, 1996

Estaciones en países mediterráneos pertenecientes a la UE que cumplen y no cumplen normas microbiológicas

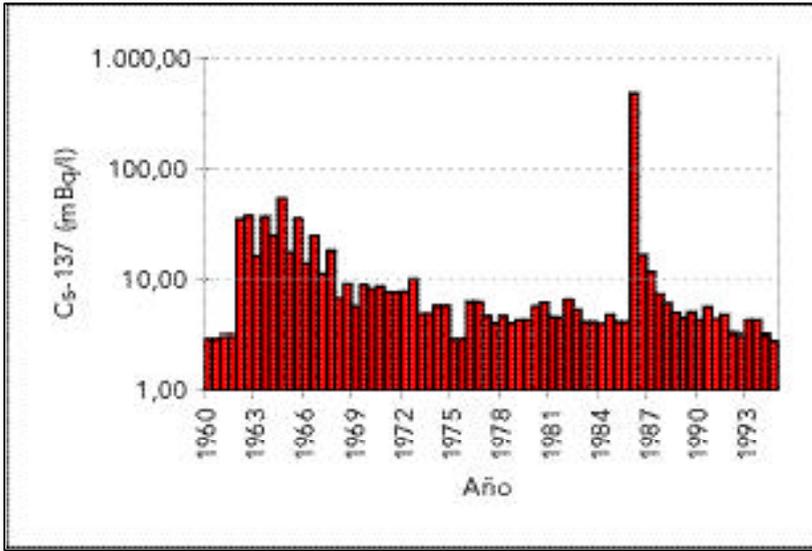
Figura 4.17



Fuente: OMS/PNUMA, 1996

del aporte mundial en 1986), que afectó principalmente a las cuencas del norte y el este, con una distribución irregular. De esta cantidad, 0,3 PBq derivan de intercambios con el mar Negro, que se vio intensamente contaminado por el accidente. Todas las otras fuentes (aportes de ríos, centrales nucleares, intercambios a través de los estrechos) no representan más del 10% del aporte total por lluvia radiactiva. Los aportes derivados de las centrales nucleares y otros accidentes diferentes al de Chernobyl son insignificantes, en términos de su contribución al aporte total, pero pueden ocasionar un aumento local de los niveles de radioactividad. Por ejemplo, los ver-

Figura 4.18 Concentración de ¹³⁷Cs en las aguas superficiales del mar Tirreno (1960-1995)



Fuentes: Giorelli y Cigna, 1975; ENEA, 1975-1992; ANPA, 1992-1995; ENEA, 1978-95

tidos procedentes de la planta de reprocesamiento de Marcoule en el sur de Francia han sido de 0,03 PBq de ¹³⁷Cs y 0,3 TBq de ^{239,241}Pu hasta 1995; es decir, menos del 0,2% del aporte total al Mediterráneo. La cantidad de radionucleidos liberados por el accidente de un bombardero atómico en Palomares, al sur de España, en enero de 1966, no se ha cuantificado, pero las mediciones realizadas en la zona marina adyacente indican que los sedimentos marinos cercanos presentan un máximo de 1,22 TBq de plutonio derivado del accidente (Anton *et al.*, 1995).

4.6.2. Radionucleidos en el agua marina

La variación en el tiempo de la concentración de ¹³⁷Cs en el agua marina en un punto de la costa del mar Tirreno en el período 1960-1995 se muestra en la **Figura 4.18**. El nivel de este radionucleido aumentó desde principios hasta

mediados del decenio de 1960 y se mantiene constante a partir del decenio de 1970. Estos cambios se deben a una disminución de la lluvia radiactiva, la desintegración física y el movimiento desde la superficie hacia las aguas profundas por difusión y convección.

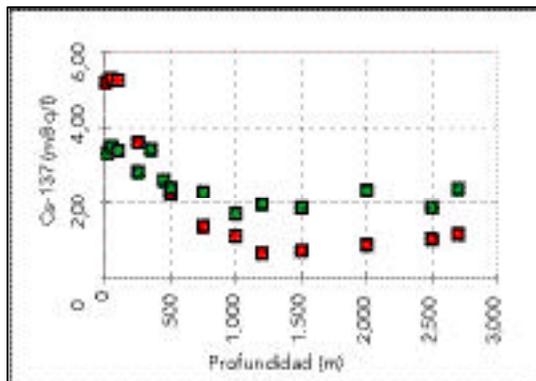
La lluvia radiactiva causada por el accidente de Chernobyl en los primeros días de mayo de 1986 produjo un brusco aumento (de dos órdenes de magnitud) de la concentración de ¹³⁷Cs en las aguas marinas superficiales al norte y oeste del Mediterráneo (Delfanti y Papucci, 1988; Whitehead *et al.*, 1988). En esos sitios, los niveles de ¹³⁷Cs disminuyeron con bastante rapidez después del accidente, al mezclarse las aguas contaminadas con las no contaminadas de las cuencas meridionales del Mediterráneo y del Océano Atlántico. En el mar Adriático, los niveles de ¹³⁷Cs se mantuvieron sistemáticamente elevados en la cuenca occidental, debido al aumento de la lluvia radiactiva en la zona como consecuencia del accidente, la escorrentía de los grandes ríos italianos y, probablemente también, las corrientes normales que llevaron a esa cuenca aguas contaminadas desde el este del Mediterráneo. En 1990, las concentraciones de ¹³⁷Cs habían recuperado los valores anteriores al accidente de Chernobyl (~ 5 mBq.l⁻¹) en todo el mar Mediterráneo, salvo en algunas zonas del mar Egeo que, en 1993, seguían mostrando niveles más altos, especialmente cerca del estrecho de Qanakkale, como consecuencia del aporte directo de agua contaminada procedente del mar Negro (MARINAMED, 1995, Florou *et al.*, 1995).

Los perfiles verticales de ¹³⁷Cs en la columna de agua se caracterizan por una disminución de las concentraciones desde la superficie al fondo (**Figura 4.19**). En el período 1970-1982 (Kautsky, 1977; Fukai *et al.*, 1980; Ballestra *et al.*, 1984), las concentraciones medias de ¹³⁷Cs en la columna de agua fueron del orden de 5,4 ± 2,1 mBq.l⁻¹ en las capas superficiales, 2,2 ± 0,6 mBq.l⁻¹ en las capas intermedias del mar de Levante (300-600 m) y 1,0 ± 0,5 mBq.l⁻¹ en aguas profundas (a más de 600 m de profundidad). Los procesos de difusión y convección transportaron progresivamente el ¹³⁷Cs de las capas superficiales a las profundas como han demostrado estudios realizados entre 1991 y 1994 (Delfanti *et al.*, 1995). Aunque las concentraciones en las capas intermedias no han variado significativamente, ha disminuido la concentración de cesio en las aguas superficiales y se ha producido un claro aumento de la misma en las aguas profundas, donde el nivel medio es actualmente de 1,7 ± 0,5 mBq.l⁻¹.

Considerando los perfiles verticales de ¹³⁷Cs con datos de 1991 a 1994, el contenido actual de ¹³⁷Cs en la columna de agua del Mediterráneo se estima en 13,6 PBq. Ello supone un aumento, después del accidente de Chernobyl,

Figura 4.19 Variación en el tiempo del perfil vertical de ¹³⁷Cs en la columna de agua del Mediterráneo occidental

Fuentes: Kautsky, 1977; Fukai *et al.*, 1980; Ballestra *et al.*, 1984; OIEA, 1991; Delfanti *et al.*, 1995



próximo al 25%, lo que concuerda con el aporte global estimado de 15 PBq para la totalidad del Mediterráneo.

Un análisis de los datos publicados sobre ^{239,240}Pu en las aguas superficiales durante el período 1970-1994 (Figura 4.20) indica, como ocurre con el ¹³⁷Cs, una tendencia a la baja (Papucci *et al.*, 1996 y referencias contenidas en esta publicación). Las concentraciones actuales (8-15 mBq.l⁻¹) no llegan a la tercera parte de las declaradas en 1970. La eliminación de nucleidos de transurano de las aguas superficiales está controlada por los mismos procesos físicos que actúan para el ¹³⁷Cs, pero también por su asociación a partículas en suspensión y los consiguientes procesos de sedimentación. De hecho, la sedimentación de partículas en la columna de agua es uno de los principales mecanismos que influyen en los perfiles verticales transuránicos, que se caracterizan por un máximo subsuperficial a profundidades intermedias (250-400 m) (Fukai *et al.*, 1982). A esas profundidades, la descomposición de la materia orgánica libera los nucleidos asociados a fases solubles. La variación con el tiempo de los perfiles verticales en el período 1970-1990, muestra (Figura 4.21) una marcada disminución de la concentración de plutonio en la superficie y en las capas intermedias, y valores que aparecen duplicados en las aguas profundas (OIEA, 1991).

4.6.3. Sedimentos

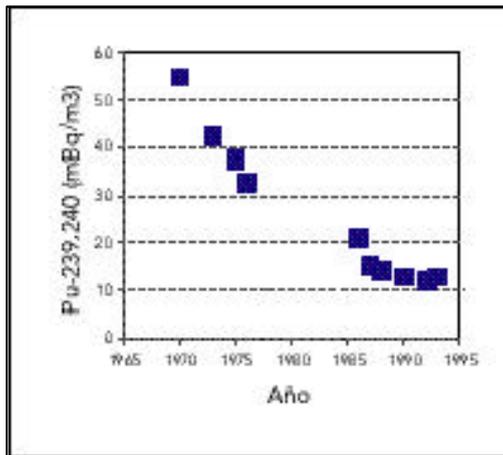
Las concentraciones de radionucleidos y la cantidad total por unidad de área en los sedimentos son muy variables, siendo normalmente mayores en la plataforma continental y cerca de las desembocaduras de los ríos, y menores mar adentro.

Datos recientes indican que la concentración de ¹³⁷Cs en los sedimentos del Mediterráneo occidental, a profundidades de unos 1.000 m, es del orden de 230 Bq.m⁻², lo que corresponde a un 5-10% de la lluvia radiactiva acumulada. Más compleja es la situación de la plataforma continental y las zonas influenciadas por las desembocaduras de los ríos, que pueden transportar cantidades importantes de radionucleidos a las plataformas continentales adyacentes, aumentando así el contenido de los sedimentos (Arnaud *et al.*, 1995). En estas zonas, especialmente si se produjo en el interior una lluvia radiactiva importante como consecuencia del accidente de Chernobyl (norte del Adriático y zonas liguoprovenzales), el contenido de ¹³⁷Cs varía entre 2.000 y 30.000 Bq.m⁻².

Las concentraciones de ^{239,240}Pu en los sedimentos se sitúan entre 100 y 200 Bq.m⁻², dos o tres veces más que la lluvia radiactiva acumulada (82 Bq.m⁻²). Esos valores se encuentran en los sedimentos de grano fino de la plataforma continental, caracterizada por una mayor cantidad de partículas que atrapan de una manera eficiente el plutonio. Por

Concentración de ^{239,240}Pu en las aguas marinas superficiales del Mediterráneo occidental (1970-1994)

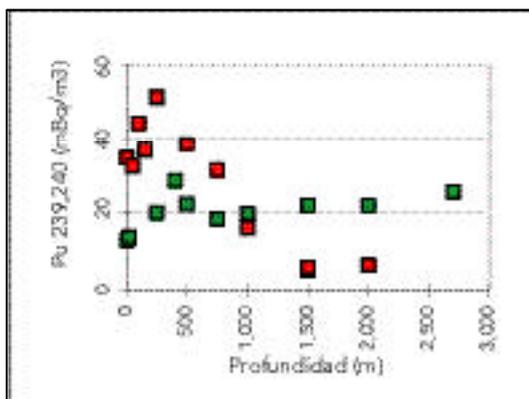
Figura 4.20



Fuente: Holm *et al.*, 1980; Murray & Fukai 1978; Fukai *et al.*, 1976; Fukai *et al.*, 1979; Fowler *et al.*, 1990; Savall, 1992; Mitchell *et al.*, 1995; Pareja, 1997

Variación en el tiempo del perfil vertical de ^{239,240}Pu en la columna de agua del Mediterráneo occidental

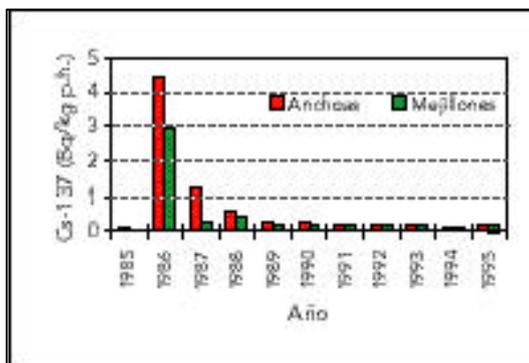
Figura 4.21



Fuente de datos: Fukai *et al.*, 1982; IAEA, 1991; MARINA MED, 1995

Concentración de ¹³⁷Cs en anchoas y mejillones del norte del mar Adriático (1985-1995)

Figura 4.22



Fuente: ENEA/CRAM, 1995

el contrario, en las regiones mar adentro que no reciben un aporte significativo de partículas, los niveles de Pu apenas llegan a unos cuantos Bq.m², salvo en la zona marina afectada por el accidente de Palomares, donde los niveles de ^{239,240}Pu se sitúan en el rango 200-1.500 Bq.m². Se ha estimado que, como máximo, se depositaron 1,22 TBq de plutonio en los sedimentos a consecuencia del accidente de Palomares (Anton *et al.*, 1995).

4.6.4. Organismos

El análisis de la variación temporal de los niveles de radiactividad en los organismos marinos del Mediterráneo se limita prácticamente al ¹³⁷Cs, el único radionucleido originado por el hombre sistemáticamente analizado en diferentes países por medio de sus respectivas redes nacionales de vigilancia de radiactividad ambiental. Los organismos marinos sobre los que existen datos a gran escala son: i) peces, que principalmente se miden para la evaluación sanitaria del agua, y ii) moluscos filtradores, que se miden para la evaluación sanitaria del agua y como bioindicadores.

En la **Figura 4.22** se muestra, como ejemplo, la variación temporal de la concentración de ¹³⁷Cs en anchoas y mejillones del mar Adriático en el período 1985-1995. La lluvia radiactiva provocada por el accidente de Chernobyl causó un brusco aumento de la concentración de ¹³⁷Cs en la biota marina de las zonas más contaminadas. En junio de 1986, la concentración de ¹³⁷Cs en anchoas y mejillones del Adriático era dos órdenes de magnitud mayor que antes del accidente. En ese mismo período, en Grecia, la concentración de ¹³⁷Cs en anchoas y mejillones era de 33 y 66 Bq.kg⁻¹ p.h., respectivamente (Florou *et al.*, 1990). El brusco efecto de Chernobyl indica una rápida depuración tanto en mejillones como en peces. En 1989 se alcanzaron las concentraciones que existían antes del accidente de Chernobyl. El factor de concentración para el ¹³⁷Cs en ambos tipos de organismos suele ser bajo (100 para peces y 30 para mejillones) debido a la abundancia en el ambiente marino del correspondiente isótopo estable y de potasio, que compite con su análogo radiactivo en su incorporación biológica.

Bibliografía

André J., Boudou A., Ribeyre F., Bernhard M. 1991. 'Comparative study of mercury accumulation in dolphins *Stenella coeruleoalba* from French Atlantic and Mediterranean coasts'. *Science of the Total Environment*, 104:191-210.

ANPA. *Reti nazionali per la sorveglianza della radioattività ambientale* 1992-1995, ANPA Roma, Italia.

Anton M.P., Gasco C., Romero L. 1995. 'Global inventory of radionuclides along the

Mediterranean Continental shelf of Spain'. En: *The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea*. Proyecto MARINA-MED (Cigna *et al.*, dirs.) Informe EUR 15564 EN, Comisión Europea, Luxemburgo, 469-485.

Arnaud M., Charmasson S., Delfanti R., Papucci C. 1995. 'Caesium inventories in sediment cores in areas under the influence of the Po river (Italy) and the Rhone river (France)'. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, 34:223.

ARPA, 1996. 'Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna'. *Rapporto Annuale*, 234 págs.

Aubert, M., Aubert J. 1986. 'Eutrophie et dystrophie en milieu marin. Phénomènes planctoniques et bactériens'. *Rev. Int. Oceanogr. Med.*, 83-84:3-302

Ballestra S., Bojanovski R., Fukai R., Vas D. 1984. 'Behaviour of selected radionuclides in the Northwestern Mediterranean basin influenced by river discharge'. En: *International Symposium on the behaviour of long-lived radionuclides in the marine environment* (Cigna y Myttenaere dirs.). Informe EUR 9214 EN, CCE Luxemburgo, 215-232.

Baudo R., Muntau H. 1990. 'Lesser Known In-Place Pollutants and Diffuse Source Problems'. En: *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*, R. Baudo, J. Giesey y H. Muntau, Dirs., págs. 1-14.

Bernhard, M. 1988. *Mercury in the Mediterranean*. Regional Seas Reports and Studies Núm. 98, PNUMA, 1988.

Bethoux J.P., Morin P., Madec C., Gentili B. 1992. 'Phosphorus and nitrogen behaviour in the Mediterranean Sea'. *Deep-Sea Res.*, 39: 1641-1654.

Brison, J. 1976. *An environmental sanitation plan for the Mediterranean seaboard: Pollution and Human Health*. Public Health Papers, Núm.62. Organización Mundial de la Salud, Ginebra.

Bryan G.W. 1976. 'Heavy metals contamination in the sea'. En: *Marine Pollution*. Dir. R. Johnson. Academic Press. Londres. Pp729.

CCE, 1995. 'Sull'assetto integrato delle coste' (COM95-511 def.) Comisión de la Comunidad Europea, Luxemburgo.

CE, 1976. Directiva del Consejo de 8 de diciembre de 1975 relativa a la calidad de las aguas de baño (76/160/CE). Boletín Oficial de las Comunidades Europeas L31:14.

- CE, 1998. CORINE Coastal Erosion, Environment and quality of life series, Oficina de las Publicaciones Oficiales de la Comunidad Europea EUR 13298, Luxemburgo, 1998.
- Chiaudani, G., Marchetti R., Vighi M. 1980. *Eutrophication in Emilia Romagna coastal waters (North Adriatic Sea, Italy): A case history*. Prog. Wat. Techn. 12 páginas.
- Clark R.B. 1994. *Marine Pollution*. 3ª edición, Oxford University Press Inc., N.Y. ISBN-0-19-854686-6, 172 páginas.
- Comisión del Mediterráneo para el Desarrollo Sostenible, 1998. *Tourism and Sustainable Development in the Mediterranean Region*. Informe Resumen del Grupo de Trabajo, Mónaco 20-22 de octubre de 1998.
- CORINE, 1995. "Coastal erosion draft report": En: *Natural resources CD-ROM*, 1996, Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague (versión I. I).
- Danavaro R., Fabiano M, Vincx M. 1995. "Meiofauna response to the Agip Abruzzo oil spill in subtidal sediments of the Ligurian Sea". *Mar Pollut. Bull.* 30, 2, 133-145.
- Delfanti R., Papucci C. 1988. "Characteristics of the Chernobyl fallout in the Italian coastal marine environment". En: *International Conference on environmental radioactivity in the Mediterranean Area*. SNE. Barcelona. 601-617.
- Delfanti R. *et al.* "¹³⁷Cs inventories in the water column and in sediments of the western Mediterranean Sea". *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 34, 226.
- EIA, 1996-1997. Administración de Información sobre Energía, Departamento de Energía de Estados Unidos, <http://www.eia.doe.gov/emeu/cabs/>
- ENEA, *Reti nazionali per la sorveglianza della radioattività ambientale 1975-1992*, ENEA Roma, Italia.
- ENEA, Centro de Investigación del Medio Ambiente Marino, 1978-95, La Spezia, Italia.
- Florou H. *et al.* 1995. "The ¹³⁷Cs inventory in the Aegean Sea". En: *The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea*. Proyecto MARINA-MED. Dirs.: Cigna *et al.* Informe EUR 15564 EN, Comisión Europea, Luxemburgo, 393-401.
- Florou H., Kritidis P., Probonas M. 1990. "¹³⁷Cs in marine organisms - Ten year studies in the Greek marine environment". *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 32 (1), 293.
- Fowler S.W., Ballestra S., Villeneuve J.P. 1990. "Flux of transuranium nuclides and chlorinated hydrocarbons in the Northwestern Mediterranean". *Cont. Shelf Res.* 10 (9-11), 1005-1023.
- Fukai R., Ballestra S., Holm E. 1976. "²⁴¹Am in Mediterranean surface waters". *Nature* 264:739-740
- Fukai R., Ballestra S., Vas D. 1980. "Distribution of caesium-137 in the Mediterranean Sea". En: *Management of Environment*, Wiley Eastern Ltd., Nueva Delhi, Bangalore, Bombay, Calcuta, págs. 353-360.
- Fukai R., Ballestra S., Vas D. 1982. "Characteristics of the vertical transport of transuranic elements through the Mediterranean water column". *VI Workshop on Marine Pollution of the Mediterranean*, CIESM-PNUMA, Cannes, 2-4 de diciembre de 1982, 12 págs.
- Fukai R., Holm E., Ballestra S. 1979. "A note on vertical distribution of plutonium and americium in the Mediterranean Sea". *Oceanol Acta* 2 (2), 129-132.
- Gabrielides, G.P. 1994. "Pollution of the Mediterranean Sea" in *Proceedings of the International Symposium on Pollution of the Mediterranean sea*. Nicosia, Chipre, 2-4 de noviembre de 1994, págs. 7-16.
- GEAMCCM, 1986 (IOM/FAO/UNESCO/OMM/OMS/OIEA/ONU/PNUMA) Grupo mixto de expertos sobre los aspectos científicos de la contaminación del mar, *Review of potentially harmful substances - Arsenic, Mercury and Selenium*. Reports and Studies GEAMCCM (28).
- GEAMCCM, 1987. *Arsenic, mercury and selenium in the marine environment*. GEAMCCM Rep.Stud., Núm. 28
- GEAMCCM, 1989. *The atmospheric input of trace species to the world ocean*. GEAMCCM Rep. Stud., Núm. 38, 111 págs.
- Geldreich, E.E. 1985. "A review of epidemiological evidence criteria and standards correlating health effects with shellfish quality and marine bathing waters". Documento de trabajo presentado en el Seminario del PNUMA, 21-25 de octubre de 1985, Follonica, Italia.
- Giesy J., Hooke R. 1990. "Freshwater Sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment" en

- Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*. Dirs.: R. Baudo, J. Giesey y H. Muntau, págs. 256-348102
- Giorcelli C., Cigna M. 1975. "Radiocontaminazione da ricadute nei mari italiani dal 1960 a 1974" *Ecologia, acqua, aria e suolo*, 607-611.
- Grenon M., Batisse M. 1989. *Futures for the Mediterranean Basin, The Blue Plan*, Oxford University Press, 1989.
- Herut. B., Hornung H., Kress N., Cohen Y. 1996. "Environmental Relaxation in Response to Reduced Contaminant Input: The Case of Mercury Pollution in Haifa Bay, Israel". *Mar Poll Bull* 32 (4): 366-373.
- Holm E., Ballestra S., Fukai R., Beasley T.M. 1980. "Particulate Plutonium and americium in Mediterranean surface waters". *Oceanol. Acta* 3 (2), 157-160
- Holm E., Fukai R., Whitehead N.E. 1988. "Radiocesium and transuranium elements in the Mediterranean Sea: sources, inventories and environmental levels" en *International Conference on environmental radioactivity in the Mediterranean Area*. SNE. Barcelona. 601-617.
- Hoogstraten R.J., Nolting R. F. 1991. "Trace and major elements in sediments and in particulates from the North Western basin of the Mediterranean sea". *NIOZ Report* 1991-10.
- ITOPF, 1997. Federación Internacional de Contaminación de Petroleros, Londres, Reino Unido. <http://www.itopf.com>
- Kautsky H. 1977. "Die Vertikalverteilung radioaktiver Falloutprodukte im westlichen Mittelmeer in den Jahren 1970 und 1974". *Deutsch. Hydrol. Zeitsch.*, 30, 175-184.
- Krom M.D., Kress N., Brenner S., Gordon L.I. 1991. "Phosphorous limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea". *Limnol Oceanogr* 36: 424-432.
- Marchetti, R. 1985. "Indagini sul problema dell'eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna". Ed. Regione Emilia-Romagna. Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo. Bologna, pp. 1-308.
- Margottini C., Molin D. 1989. "Fenomeni algali nel Mar Adriatico in epoca storica". R.T Amb. ENEA (Informe Técnico).
- MEDPOL, 1992. "Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by radioactive substances". MAP Technical Reports Series Núm. 62, Atenas, 60 págs.
- Metcalf T. G., Stiles W. C. 1965. "Survival of enteric virus in estuary waters and shellfish". En: *Transmission of viruses by the water route*. Dir: G. Berg. Interscience Publishers, Nueva York, págs. 439-447
- Mingazzini M., Rinaldi A., Montanari G. 1992. "Multi-level nutrient enrichment bioassays on North Adriatic coastal waters". En: *Marine and coastal eutrofication*. Dirs.: R. A. Vollenweider, R. Marchetti y R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24.
- Mitchell P.I. et al. 1995. "Recent observations on the physico-chemical speciation of plutonium in the Irish Sea and the Western Mediterranean". *J Appl. Rad. Isot.* 46 (11) 1175-1190.
- Mitchell, R., Chamberlin, C. 1975. "Factors influencing the survival of enteric microorganisms in the sea: An overview" en *Discharge of sewage from long sea outfalls*. Dir: A.L.H. Gameson. Pergamon Press, Londres, págs. 237-251.
- Montelogo F. G. et al. 1994. "Heavy metals in three fish species from the coastal waters of Santa Cruz de Tenerife (Canary Islands)". *Scientia Marina*, 58 (3): 179-183.
- Moore J. W., Ramamoorthy S. 1984. "Heavy Metals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment". *Springer-Verlag*. Berlín. 268 págs.
- Murray C. N., Fukai R. 1978. "Measurement of ^{239,240}Pu in the Northwestern Mediterranean" *Est. Coast Mar Sci* 6,145-151.
- OIEA, 1991. *Biennial Report 1989-91*, Agencia Internacional de la Energía Atómica, Mónaco, 79 págs.
- OMS, 1989. *Microbiological quality control in coastal recreational and shellfish areas in the Mediterranean*. Documento ICP/CEH 083/6. Oficina Regional para Europa de la Organización Mundial de la Salud, Copenhague.
- OMS, 1991. *Health impact of human exposure to fresh and saline recreational waters*. Informe sobre un Grupo de Trabajo de la OMS, Rimini, 27 de febrero-2 de marzo de 1990. Documento UCP/RUD 153, Oficina Regional para Europa de la Organización Mundial de la Salud, Copenhague.
- OMS/FAO/PNUMA, 1989. *Mediterranean health-related environmental quality criteria*. Informe de

- una reunión conjunta OMS/FAO/PNUMA (Bled, 12-16 de septiembre de 1988). Documento EUR/ICP/CEH 059, 37 págs. Oficina Regional para Europa de la Organización Mundial de la Salud, Copenhague.
- OMS/PNUMA, 1985. *Assessment of the present state of microbial pollution in the Mediterranean Sea and proposed control measures*. Documento PNUMA (OCA) /MED WG. 118/6, PNUMA, Atenas.
- OMS/PNUMA, 1995. *Health risks from marine pollution in the Mediterranean, Part II, Review of hazards and health risks*. Documento EUR/ICP/EHAZ94 01 /MT01 (2), Oficina Regional para Europa de la Organización Mundial de la Salud, Copenhague.
- OMS/PNUMA, 1996. *Assessment of the state of microbiological pollution of the Mediterranean Sea*. PAM Serie de Informes Técnicos Núm. 108, PAM, Atenas.
- PAM/REMPEC, 1996. "List of alerts and accidents in the Mediterranean".
- Papadakis, J.A., Mavridou A., Lambiri M. 1992. "Investigation for microorganisms of human origin in seawater and sand in relation to the number of bathers". Premio de la Academia de Atenas, diciembre 1992.
- Papucci C. *et al.* 1996. "Time evolution and levels of man-made radioactivity in the Mediterranean Sea". En: *Radionuclides in the Oceans*. Dirs.: Guegueniat *et al.* Les Edition de Physique, Les Ulis, Francia, págs. 177-197.
- Pareja Merino J. 1997. "Estudios sobre el ciclo del plutonio en ecosistemas acuáticos". (Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Barcelona. 282 págs.).
- PNUMA, 1989. *State of the Mediterranean marine environment*. PAM Serie de Informes Técnicos Núm 28, PNUMA, Atenas.
- PNUMA/FAO/OMS, 1996. *Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean Sea*. PAM Serie de Informes Técnicos Núm 106, PNUMA, Atenas.
- PNUMA/FAO/OMS/OIEA, 1990. *Assessment of the State of the Mediterranean Sea by Organohalogen Compounds*. PAM Serie de Informes Técnicos Núm. 39, PNUMA, Atenas 224 págs.
- PNUMA/COI, 1998. *Assessment of the State of pollution of the Mediterranean Sea by Petroleum Hydrocarbons*. PAM Serie de Informes Técnicos Núm. 19, PNUMA, Atenas, Grecia. 130 págs.
- Prats, D., Ruiz, F., Zarzo, D. 1992. "Polychlorinated Biphenyls and Organochlorine Pesticides in Marine Sediments and Seawater Along the Coast of Alicante, Spain". *Mar Pollut. Bull.*, 24, 441-446.
- Proyecto MARINA MED, 1995. *The radiological exposure of population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea*. Dirs., Cigna *et al.* Informe EUR-15564-EN, 662 págs.
- Reilly C., 1991. *Metal contamination of food*. Elsevier Science Publ. Reino Unido. 284 págs.
- Ribera. M.A., Boudouresque, G. 1995. "Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact". *Progress in Phycological Research*. Dirs.: F.E.Round y D.J. Chapman, 11: 187-266.
- Savall Molero J. 1992. "Comportamiento y distribución de los radionucleidos de vida larga en ecosistemas marinos. Estudio relativo a radiocesio y a los transuránidos plutonio y americio en el entorno ambiental de la costa mediterránea española". (Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Barcelona. 341 págs.).
- Scoullou Mj. 1983. *An account of the pollution of the Mediterranean Sea*. European Environmental Bureau Publication.
- Sestini G. 1993. "Global warming, climatic changes and the Mediterranean". En: *Symposium: Mediterranean Sea 2000*. Della Croce N.F.R. (ed.). *Inst. Scienze*.
- Shumway, S.E. 1990. "A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture". *Journal of the World Aquaculture Society*, 21 (2):65-104.
- Shuval, H.I. 1986. *Thalassogenic diseases*. PNUMA Regional Seas Reports and Studies Núm.79. PNUMA, Ginebra.
- Souvermezoglou E., Krasakopoulou E., Pavlidou A. 1996. "Modifications of the nutrients and oxygen exchange regime between the Cretan Sea and the eastern Mediterranean (1986-1995)". *Proceedings of Intemational POEM-BC/MTP Symposium*, Molitg les Bains, 1-2 de julio de 1996, Francia, págs. 133-136.
- Souvermezoglou E., Pavlidou A., Krasakopoulou E. (en prensa). "Temporal variability in oxygen and nutrients concentrations at the South Aegean Sea and the straits of the Cretan Arc (Marzo 1994-enero 1995)". *Progress in Oceanography*.
- P Stegnar. 1991. "Arsenic concentrations in fish, mussels and sediments". Informes no publicados remitidos a la OMS.

Tanabe S. 1988. "PCB Problems in the Future: Foresight from Current Knowledge". *Environ. Pollut. Elsevier*, págs. 5-28.

Tolosa, I., Bayona, J., Albaiges, J. 1995. "Spatial and Temporal Distribution, Fluxes and Budget of Organochlorinated Compounds in Northwest Mediterranean Sediments". *Environ. Sci. Technol.*, 29:2519-2527.

Van Gemert W.J., Quakernaat J., Van Veen H.J. 1988. "Methods for the Treatment of Contaminated Dredged Sediments". En: *Environmental Management of Solid Wastes*. Dirs: W. Salomons y U. Frostner. *Springer Verlag*, págs. 44-79.

Velescu, S. 1983. "Indicateurs de pollution fécale dans les sédiments marins soumis aux influences anthropogènes?". *Proceedings of the Vth ICSEM/UNEP Workshop on Pollution of the Mediterranean*, Cannes, Francia, 2-4 de diciembre de 1982, págs.631-634, Consejo Internacional para la Exploración Científica del Mediterráneo (ICSEM), Mónaco.

R. A. Vollenweider. 1981. *Eutrophication - a global problem*. OMS Water Qual. Bull., 6.

R.A. Vollenweider. 1968. *Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Tech. Rep. DAS / CSI/ 68.27., Ed. O.C.D.E., Paris.

Volterra, L., Aulicino, F.A. 1981. "Indicators of faecal pollution in sediments". *Proceedings of the Vth ICSEM/UNEP Workshop on Pollution of the Mediterranean*, Cagliari, Italia, 9-13 de octubre de 1980, págs.307-312. Consejo Internacional para la Exploración Científica del Mediterráneo (ICSEM), Mónaco.

Voutsinou-Taliadouri F. 1984. "Survey of metal pollution in Greek sediment". VII^{es} Journées Etud. Pollutions. Lucerne, CIESM, páginas 251-259.

Vukadin, I., 1992. "Impact of nutrient enrichment and its relationship to the algal bloom in the Adriatic Sea". En: *Marine Coastal Eutrophication*. Dirs.: R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani, págs. 365-369.

Whitehead N.E., Ballestra, S., Holm E., Huynh-Ngoc L. 1988. "Chernobyl radionuclides in shellfish". *J. Environ. Radioactivity*, 7:107-121.