#### ALMORAIMA 43, 2012

# RIESGO RADIOLÓGICO ASOCIADO A RADIONUCLEIDOS EMISORES GAMMA EN EL SEDIMENTO MARINO DE LA BAHÍA DE ALGECIRAS

Daniel González Fernández, Carmen Garrido Pérez, Melquíades Casas Ruiz y Enrique Nebot Sanz

Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz

Campus Universitario de Puerto Real, Av. República Saharaui s/n, CP 11510 Puerto Real, enrique.nebot@uca.es, Tlfno. 956 01 6198

#### RESUMEN

Durante el desarrollo del Plan de Calidad Ambiental del Campo de Gibraltar, la Universidad de Cádiz realizó un "diagnóstico" de la situación ambiental del medio acuático en la Comarca. Se analizaron los principales problemas de la zona, su magnitud y las causas que los originan, para poder así evaluar el estado de dicho medio, incluyendo las aguas y los sedimentos. A su vez, se realizaron diversos estudios complementarios en áreas de conocimiento donde no existía información previa, tales como la contaminación en sedimentos profundos. Los sedimentos son un compartimento muy importante desde el punto de vista medioambiental, ya que actúan como reservorio e incluso como fuente de contaminantes en el medio acuático.

En la presente comunicación se incluirán los resultados obtenidos en el estudio de elementos radiactivos emisores gamma presentes en sedimentos marinos de la bahía de Algeciras. En dicho estudió se determinó la concentración de actividad de emisores gamma y su distribución espacial en la zona. También se realizó una evaluación del riesgo radiológico asociado a los niveles de Materiales Radiactivos de Ocurrencia Natural. Los resultados obtenidos indicaron unas concentraciones de actividad dentro del rango habitual y similar a los existentes en otras zonas de estudio dentro del área geográfica del estrecho de Gibraltar, descartando a su vez la existencia de riesgos radiológicos.

### 1- INTRODUCCIÓN

La comarca del Campo de Gibraltar presenta una problemática ambiental muy compleja. Algunos de los factores que condicionan la relación entre el desarrollo económico y la preservación del medio ambiente en la zona incluyen: la existencia de un fuerte tejido industrial; la presencia del Puerto Bahía de Algeciras; la integración de importantes núcleos de población; y una estratégica situación geográfica en el estrecho de Gibraltar, siempre unida a un entorno natural de características y valores ambientales singulares.

En el contexto del "Plan de Calidad Ambiental del Campo de Gibraltar (PCACG)", la Universidad de Cádiz ha colaborado con la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en la ejecución de diferentes estudios a fin de identificar los principales problemas ambientales y proponer las respuestas más adecuadas para solucionarlos. Para realizar un correcto diagnóstico ambiental, se ha trabajado en diferentes temáticas tales como: medio acuático (medio marino y aguas subterráneas), calidad del aire, suelos, residuos y contaminación por ruido. También se han investigado áreas de conocimiento donde no existía información previa en la zona, proponiendo y realizando estudios necesarios para completar este diagnóstico. La documentación generada en las

diferentes temáticas tratadas puede ser consultada a través de los informes disponibles en la web del PCACG (<u>http://www.uca.es/grup-invest/plan-campodegibraltar</u>).

En el presente documento se exponen resultados no incluidos en informes previos del PCACG, pertenecientes a un estudio complementario realizado por el Departamento del Medio Ambiente de la Universidad de Cádiz en el ámbito de la calidad del medio acuático marino, y más concretamente, dedicado a determinar la presencia de elementos radiactivos emisores gamma en sedimentos marinos de la bahía de Algeciras.

Los seres vivos están expuestos a la radioactividad presente en el medio ambiente, ya sea de origen natural o artificial. Los radionucleidos son isótopos inestables que pueden emitir diferentes tipos de radiación: Alfa ( $\alpha$ ), Beta ( $\beta$ ) y Gamma ( $\gamma$ ). La radiación Gamma es de carácter ionizante, con una alta capacidad de penetración en los materiales, y por tanto una mayor peligrosidad al poder atravesar tejidos vivos, aumentando la posibilidad de causar daños a nivel molecular.

Los radionucleidos naturales geogénicos están presentes en los materiales geológicos (rocas y minerales) que forman la corteza terrestre. Los niveles de fondo de radioactividad natural en suelos y sedimentos son muy variables según su localización geográfica. Por otro lado, existen actividades antropogénicas que pueden alterar los niveles de los llamados Materiales Radioactivos de Ocurrencia Natural (siglas en ingles: NORM), que incluye <sup>232</sup>Th, <sup>226</sup>Ra y <sup>40</sup>K, introduciendo en el medio ambiente concentraciones elevadas de radionucleidos respecto a los niveles de fondo.

Los radionucleidos artificiales provienen de actividades antropogénicas y han llegado al medio ambiente a través de los ensayos nucleares, accidentes en centrales nucleares y submarinos atómicos, así como descargas y vertidos de residuos radioactivos de instalaciones nucleares. El principal problema a escala global está representado por el poso radioactivo (en inglés: Global Fallout) proveniente de las pruebas de armas nucleares en la atmósfera, las cuales condujeron a la presencia de diversos radionucleidos artificiales, entre ellos el Cesio (<sup>137</sup>Cs), en el medio marino a través de deposición directa atmosférica y transporte fluvial de material contaminado.

Los radionucleidos tienden a acumularse en los sedimentos, mostrando un aumento en la concentración al disminuir el tamaño de grano de los mismos. De este modo, los sedimentos contienen un registro histórico de los procesos que ocurren en una zona determinada, permitiendo el control de la radiactividad en el medio acuático.

La determinación de emisores gamma en los sedimentos de la bahía de Algeciras proporciona información relevante, ya que en el Campo de Gibraltar no existen estudios similares que aporten datos al respecto. Además, en los últimos años, la zona de estudio ha estado expuesta a posibles fuentes de contaminación por radionucleidos artificiales, debido a eventos que suscitaron un gran interés social, como el Accidente de Acerinox en 1998 o la reparación del submarino nuclear británico *Tireless* en la base de Gibraltar. En ambos casos, los programas de vigilancia radiológica ambiental establecidos por el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) determinaron la ausencia de riesgos para la población de la zona.

En el presente trabajo se utilizó la espectrometría gamma para determinar la concentración de actividad de los radionucleidos emisores gamma existentes en los sedimentos marinos superficiales de la Bahía de Algeciras, permitiendo el estudio de la distribución espacial de los radionucleidos y una evaluación el riesgo radiológico asociado a los Materiales Radioactivos de Ocurrencia Natural.

### 2- METODOLOGÍA

En la figura 1 se muestra la localización de las estaciones de muestreo, distribuidas en 10 transectos a lo largo del arco de la bahía a profundidades aproximadas de 10, 20, 50 y 100 metros. Se incluyeron dos estaciones adicionales localizadas en los puertos de la ciudad de Algeciras (H1 y H2). Se recogieron un total de 36 muestras de sedimento superficial, correspondiente a los primeros 20 centímetros de espesor, obtenidas con una draga Van Veen durante una campaña oceanográfica realizada en Diciembre de 2006.



Figura 1. Localización estaciones de muestreo.

El pretratamiento de la muestra consistió en el secado en estufa (80°C) de una torta de sedimento homogeneizado. El sedimento seco se tamizó (luz de malla de 2mm) y molturó, a fin de homogeneizar el tamaño de grano de cara al análisis gamma. Las muestras se guardaron en recipientes cilíndricos de plástico, los cuales permanecieron sellados durante un 1 mes para permitir alcanzar el equilibrio secular entre <sup>222</sup>Rn y <sup>226</sup>Ra, antes de realizar el análisis gamma.

Para el análisis de las muestras se utilizó un espectrómetro gamma Canberra, con un detector coaxial de germanio hiperpuro (HPGe). El análisis incluyó los radionucleidos naturales <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th y <sup>40</sup>K, encontrados frecuentemente en los minerales y rocas que forman los sedimentos, mientras que el radionucleido artificial estudiado fue el <sup>137</sup>Cs. Los resultados se expresaron como Concentración de Actividad, que es la actividad radioactiva referida al peso seco de muestra

utilizada en el análisis, presentada como Bequerelios por kilogramo (Bq/kg). Los resultados obtenidos deben ir acompañados del cálculo de la Mínima Actividad Detectable (MAD), la cual expresa la capacidad de detección del sistema, minimizando la posibilidad de cometer errores. Por otra parte, se han empleado una serie de parámetros de uso frecuente en estudios radiológicos de los sedimentos marinos que permiten realizar una evaluación del riesgo radiológico asociado a los sedimentos de la bahía. La metodología detallada empleada en el análisis gamma puede ser consultada en González (2009).

#### **3- RESULTADOS**

#### 3.1 Estadística descriptiva

En la siguiente tabla 1 se incluye una relación de parámetros estadísticos básicos para describir el conjunto de datos obtenidos:

Estación	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>40</sup> K	$^{137}Cs^{b}$	Ra <sub>eq</sub>	D	Н
de Muestreo	$(Bq kg^{-1})$	(Bq kg <sup>-1</sup> )	(Bq kg <sup>-1</sup> )	(Bq kg <sup>-</sup> <sup>1</sup> )	(Bq kg <sup>-</sup> <sup>1</sup> )	(nGy h- <sup>1</sup> )	(mSv yr <sup>-</sup> <sup>1</sup> )
Media	12.1	15.0	188	2,92	47.9	22.5	0.028
<b>DS</b> <sup>a</sup>	4.9	6.6	122	1.81	23.4	11.2	0.014
Mínimo	4.2	6.2	24	1.03	15.0	6.7	0.008
Máximo	22.9	31.2	535	5.87	108.8	51.8	0.063

#### Tabla 1. Estadística descriptiva.

<sup>a</sup> Desviación Estandar. <sup>b</sup> Parámetros calculados en base a datos por encima de la MAD correspondiente.

#### 3-2 Niveles de radionucleidos

#### Radio-226

El rango de concentración de actividad de <sup>226</sup>Ra encontrado en sedimentos marinos de diferentes países va desde 2,9 a 261,5 Bq/kg (Seddeek et al., 2005), dependiendo en gran medida de la mineralogía de los materiales. La concentración de actividad media registrada en la bahía de Algeciras para <sup>226</sup>Ra era 12,10 Bq/kg, valor comparable al promedio de 15,8 Bq/kg obtenido en la bahía de Argel (Benamar et al., 1997). El máximo correspondía con la estación H1 (22,93 Bq/kg), pero también destacaban una serie de estaciones con valores por encima de 18 Bq/kg, localizadas mayormente en la zona noroeste (S4.1, S5.2, S6.1, S6.3 y S6.4) y la estación portuaria H2. Los mínimos se registraron en S10.1 (4,23 Bq/kg), S2.1 (5,23 Bq/kg) y S8.1 (5.99 Bq/kg). El rango de valores observado es muy similar al detectado en la bahía de Cádiz (4-22 Bq/kg) por Ligero *et al.* (2001) (M. Casas-Ruiz, comunicación personal, 2009).



Figura 2. Distribución de la concentración de actividad <sup>226</sup>Ra (Bq/kg).

#### Torio-232

La concentración de actividad promedio de <sup>232</sup>Th para suelos pertenecientes a zonas con "radioactividad normal" se estima en 25 Bq/kg, dentro del rango 7-50 Bq/kg (UNSCEAR). El valor medio de concentración de actividad obtenido para <sup>232</sup>Th fue de 14,95 Bq/kg. El máximo estaba localizado en la estación H1 (31,19 Bq/kg), mientras que el mínimo se correspondía con la estación S10.1 (6,2 Bq/kg). Vuelven a aparecer una serie de estaciones con valores altos respecto al conjunto de datos que coincidían con las mencionadas para <sup>226</sup>Ra (S4.1, S5.2, S6.3, S6.4 y H2). Otras estaciones con valores mínimos (7-8 Bq/kg) eran S2.1, S2.2, S8.1 y S9.1. Se observa por tanto, que los valores pertenecientes a la Bahía de Algeciras estaban dentro del rango habitual. Además, dicho rango está en concordancia con el observado para la bahía de Cádiz por Ligero *et al.* (2001), donde la concentración de actividad variaba de 4,1 a 33 Bq/kg (M. Casas-Ruiz, comunicación personal, 2009).



Figura 3. Distribución de la concentración de actividad <sup>232</sup>Th (Bq/kg).

#### Potasio-40

Según la UNSCEAR, el rango habitual de <sup>40</sup>K en suelos va de 100-700 Bq/kg. En un estudio más reciente, Seddeek et al. (2005) recopilaron información sobre la concentración de actividad de diferentes radionucleidos naturales en diferentes países, de modo que para sedimentos marinos observaron valores de <sup>40</sup>K en un rango de 47 a 1011 Bq/kg. La bahía de Algeciras presentaba un valor medio de concentración de actividad de 187,79 Bq/kg para el <sup>40</sup>K. Dicho valor está muy por debajo del promedio de 374 Bq/kg obtenido en la bahía de Argel (Benamar *et al.*, 1997). La distribución de <sup>40</sup>K en los sedimentos de Algeciras alcanzaba un valor máximo de 535,42 Bq/kg en la estación H1. De nuevo aparecían valores altos (300-450 Bq/kg) en las estaciones S4.1, S5.2, S6.3, S6.4 y H2. Se observaron valores mínimos (20-50 Bq/kg) en las estaciones S1.1, S2.1, S10.1 y S10.2. El rango de valores era ligeramente inferior al obtenido por Ligero et al. (2001) en la bahía de Cádiz, el cual oscilaba entre 105 y 680 Bq/kg (M. Casas-Ruiz, comunicación personal, 2009).



Figura 4. Distribución de la concentración de actividad <sup>40</sup>K (Bq/kg).

#### Cesio-137

Los datos de <sup>137</sup>Cs presentan una serie de estaciones en las que no se detectó concentración de actividad, mientras que las barras de color rojo hacen referencia a valores por debajo del MAD, y por tanto no son datos fiables. El valor medio de concentración de actividad obtenido para un total de 23 estaciones (incluyendo valores <MAD) fue de 1,49 Bq/kg. En el caso de tener en cuenta tan solo las 10 estaciones con resultados por encima del MAD, el promedio sería 2,92 Bq/kg. Hay cuatro estaciones que sobresalían con valores superiores a 3,5 Bq/kg (S4.1, S5.2, S6.3 y H1). El máximo de 5,87 Bq/kg se correspondía con S5.2. Es importante comentar que en la estación H2, situada dentro del muelle pesquero, no se detectó <sup>137</sup>Cs, mientras que los niveles de otros radionucleidos en dicha localización se situaban entre los más altos del conjunto de estaciones estudiadas. El rango de concentraciones de actividad de <sup>137</sup>Cs observado en la bahía de Argel por Benamar et al. (1997) oscilaba entre 0,9 y 9,5 Bq/kg, mientras que los valores observados en la bahía de Cádiz por Ligero et al. (2001) no superaban los 7 Bq/kg (M. Casas-Ruiz, comunicación personal, 2009). Los valores de <sup>137</sup>Cs estudiados en sedimentos en la ría de Huelva no alcanzaban los 8 Bq/kg (Bolívar et al., 2002). Se comprueba por tanto, que los valores de 137Cs detectados en sedimentos de la bahía de Algeciras se encuentran dentro del rango habitual asociado en otros estudios a ambos lados del estrecho de Gibraltar.



Figura 5. Distribución de la concentración de actividad <sup>137</sup>Cs (Bq/kg). Las barras color rojo se corresponden con resultados por debajo de la MAD

#### 3-3 Correlación entre variables

A continuación se incluye la matriz de correlación de Spearman. Los coeficientes están calculados en relación al número de estaciones en las que los isótopos presentaban concentración de actividad por encima del MAD. Por tanto, para el <sup>137</sup>Cs se contemplan tan solo 10 casos. El resto de coeficientes se computan en base a los 36 casos disponibles.

	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	$^{40}$ K	<sup>137</sup> Cs	
<sup>226</sup> Ra	1,00				
<sup>232</sup> Th	0,96	1,00			
<sup>40</sup> K	0,95	0,94	1,00		
<sup>137</sup> Cs	0,77	0,77	0,83	1,00	

#### Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman. Nivel de significancia p<0,01.

En general se obtienen altos coeficientes de correlación positiva, significativa a nivel de confianza de p<0,01. Los coeficientes más altos se corresponden entre <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th y <sup>40</sup>K, todos ellos radionucleidos de origen natural. Mientras que <sup>137</sup>Cs, de origen antropogénico, presenta coeficientes ligeramente más bajos. La alta correlación entre los isótopos estudiados en la bahía de Algeciras, tanto naturales como el artificial, indica la existencia de unas fuentes principales y comunes que aportan radionúclidos a los fondos de la bahía, asociados al aporte de materiales a través de las cuencas de los ríos y escorrentías de terreno.

#### 3-4 Evaluación de Riesgo Radiológico

En la tabla 1 se incluyen los resultados obtenidos al calcular los índices de riesgo y las tasas de dosis de radiación gamma considerados en este estudio. Dichos parámetros, desarrollados principalmente para su aplicación al estudio de materiales de construcción (áridos) y suelos,

también se incluyen frecuentemente en estudios radiológicos de sedimentos marinos (Seddeek et al, 2005; Akram et al, 2006; Veiga et al, 2006; Sulekha et al, 2009).

El índice de Radio equivalente (Ra<sub>eq</sub>), propuesto por Beretka y Mathew (1985), se utiliza comúnmente para evaluar el riesgo radiológico de materiales de construcción que contienen isótopos radioactivos naturales del U, Th y K mediante la siguiente fórmula:

 $Ra_{eq} (Bq/kg) = A_{Ra} + 1,43A_{Th} + 0,077A_{K}$ 

donde  $A_{Ra}$ ,  $A_{Th}$  y  $A_K$  se refieren a la concentración de actividad de <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th y <sup>40</sup>K, respectivamente.

Los datos pertenecientes a la bahía de Algeciras presentan un valor medio de 47,94 Bq/kg, alcanzando un máximo de 108,76 Bq/kg, el cual queda muy por debajo del nivel máximo de 370 Bq/kg recomendado por Beretka y Mathew (1985).

La Tasa de Dosis Absorbida (D), calculada conforme a las indicaciones de la UNSCEAR, se refiere a la cantidad de energía ionizante absorbida por unidad de tiempo y masa de tejido biológico, expresada como nanoGray por hora (nGy/h), debido a la exposición por radiación gamma externa a 1 metro sobre el nivel de un suelo. Se considera equilibrio secular entre los descendientes de cada serie de los radionucleidos incluidos y una distribución uniforme de concentración de actividad en profundidad. Para el cálculo de D se ha utilizado la siguiente expresión:

 $D (nGy/h) = 0.0417A_{K} + 0.462A_{Ra} + 0.604A_{Th}$ 

A partir de D se puede calcular la Tasa Efectiva Anual (H), que es una medida de la radiación que recibe un humano que habita sobre ese suelo expresado en miliSievert por año (mSv/año) (UNSCEAR):

 $H (mSv/año) = D (nGy/h) \times 8760 (h) \times 0.2 \times 0.7 (Sv/Gy) \times 10-6$ 

donde se utiliza el coeficiente de conversión 0,7 Sv/Gy y el factor de ocupación al aire libre de 0,2 (UNSCEAR).

El rango de valores de D calculados en la bahía de Algeciras va desde 6,70 hasta 51,76 nGy/h, permaneciendo en todo momento por debajo del valor promedio ponderado mundial al aire libre de 60 nGy/h (UNSCEAR). A su vez, el valor medio de H para el conjunto de datos es de 0,028 mSv/año, con un máximo de 0,063, que resulta menor que el valor promedio ponderado mundial al aire libre de aire libre de 0,07 mSv/año estimado por la UNSCEAR.

En general, la composición geoquímica de los sedimentos de la bahía de Algeciras caracteriza al conjunto de estaciones de muestreo con niveles bajos de radioactividad natural. Los sedimentos no

muestran indicios de alteraciones en los niveles de Materiales Radioactivos de Ocurrencia Natural. Se puede descartar una posible influencia derivada de actividades industriales con potencial para producir incrementos en los niveles de dichos materiales. Entre tales actividades se pueden incluir el procesado de petróleo y gas, la combustión de carbón en centrales térmicas y el reciclado de chatarra en la industria metalúrgica (IAEA, 2003; Landa, 2007; Rodríguez-Martínez, 2008).

#### 3-5 Distribución espacial

Dada la alta correlación entre los diferentes elementos estudiados, se han seleccionado los resultados de Ra<sub>eq</sub> para su representación espacial mediante el método de interpolación Kriging (figura 6). La morfología de la bahía y las especiales condiciones hidrodinámicas imperantes en su dominio hacen que la distribución de radionucleidos, tanto naturales como artificiales, esté fuertemente influenciada por los ríos Palmones y Guadarranque, que desembocan en la zona noroeste, representando el principal aporte de materiales al sedimento de la bahía. Por otro lado, también se observa la influencia de los aportes de escorrentías del terreno y de la red de saneamiento que reciben las estructuras portuarias de Algeciras, provocando la acumulación de estos radionucleidos dentro de las mismas, que se caracterizan por ser áreas menos energéticas.



Figura 6. Distribución espacial del índice de Radio equivalente (Bq/kg).

#### 3-6 Accidente de Acerinox, 1998

A finales de mayo de 1998, una fuente radioactiva de <sup>137</sup>Cs, que pasó inadvertida a los sistemas de detección de la factoría de Acerinox, se introdujo en un horno de fundición de la planta de procesamiento de chatarra. Consecuentemente, la cápsula de <sup>137</sup>Cs se fundió, produciendo un escape radioactivo a la atmósfera que fue detectado a gran distancia en varios países europeos (Francia, Suiza, Italia...). El accidente contaminó la planta de procesado, así como un volumen considerable de cenizas (polvo de humos), de las cuales una parte se depositó en terrenos alrededor de la factoría, contaminando suelos y materiales.

En un estudio previo al accidente, Rubio *et al.* (2003) analizaron perfiles de <sup>137</sup>Cs en cores de sedimento del estuario del río Palmones recogidos en febrero de 1998. Dichos perfiles (profundidad máxima 21cm) presentaban valores de concentración de actividad entre 10 y 18 Bq/Kg, salvo en superficie (0-2cm), donde no se detectaba actividad (MAD= 6Bq/Kg). Estos resultados, considerados altos respecto a estudios en la costa mediterránea española (Gascó *et al*, 1999), son consecuencia del arrastre de materiales de la cuenca del río, expuestos al poso radiactivo global, que se depositan en los sedimentos del estuario.

Si bien no es posible extrapolar los resultados, los niveles de <sup>137</sup>Cs obtenidos en el presente estudio, referidos a una capa superficial de sedimento de 20cm, presentan valores muy inferiores a los observados en el estuario del río Palmones. En comparación con los niveles máximos observados en sedimentos marinos de la bahía de Cádiz (Ligero *et al.*, 2001) y otras zonas de

estudio, las estaciones de muestreo próximas a la factoría de Acerinox no presentan una concentración de actividad anómala de <sup>137</sup>Cs. Por tanto, a pesar de una posible incorporación de <sup>137</sup>Cs tras el accidente de Acerinox (por deposición atmosférica en la zona y arrastre de materiales contaminados del terreno), en la actualidad no se aprecian niveles significativos de <sup>137</sup>Cs en la capa de sedimentos superficiales. También existe la posibilidad de que la capa de sedimento estudiada se corresponda con una sedimentación posterior al accidente, quedando cualquier posible huella del incidente por debajo de este nivel de profundidad. Otro aspecto a tener en cuenta es que la propia dinámica sedimentaria, afectada por las condiciones hidrodinámicas de la zona, provocara tanto una mezcla vertical como una dispersión de la contaminación hasta no permitir diferenciar un posible aporte debido al incidente con respecto a los valores de fondo de la zona.

#### 4- BIBLIOGRAFÍA

Akram, M., Qureshi, R.M., Ahmad, N., Solaija, T.J. 2006. *Gamma-emitting radionuclides in* the shallow marine sediments off the Sindh coast, Arabian Sea. Radiat Prot Dosimetry 118, 440-447.

Benamar, M.A., Zerrouki, A., Idiri, Z., Tobbeche, S. 1997. Natural and artificial radioactivity levels in sediments in Algiers bay. Applied Radiation and Isotopes 48, 1161-1164.

Beretka, J., Mathew, P.J. 1985. Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products. *Health Physics* 48, 87-95.

Bolívar, J.P., García-Tenorio, R., Mas, J.L., Vaca, F. 2002. Radioactive impact in sediments from an estuarine system affected by industrial wastes releases. *Environment International* 27, 639-645.

Gascó, C., Antón, M. P., Meral, J. & González, A. M., 1999. Participación técnica del CIEMAT en estudios de radioecología en ecosistemas marinos europeos. ENRESA. *Tecnic report* 07/99.

González, D. 2009. Estudio de la calidad ambiental de los sedimentos de la Bahía de Algeciras. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.

International Atomic Energy Agency (IAEA), 2003. Extent of environmental contamination by naturally occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation. Vienna.

Landa, E.R., George, S. 2007. *Naturally occurring radionuclides from industrial sources: characteristics and fate in the environment, Radioactivity in the Environment, vol.* Volume 10. Elsevier. 211-237.

Ligero, R.A., Ramos-Lerate, I., Barrera, M., Casas-Ruiz, M. 2001. Relationships between sea-bed radionuclide activities and some sedimentological variables. *Journal of Environmental Radioactivity* 57, 7-19.

Rodríguez-Martínez, A. 2008. *Radiological control of metal SCRAP: the "spanish protocol"*. *In: Naturally occurring radioactive material (NORM V):* proceedings of the Fifth International Symposium on Naturally Occurring Radioactive Material. IAEA, Austria.

Rubio, L., Linares-Rueda, A., Dueñas, C., Fernández, M.C., Clavero, V., Niell, F.X., Fernández, J.A. 2003. Sediment accumulation rate and radiological characterisation of the sediment of Palmones River estuary (southern of Spain). *Journal of Environmental Radioactivity* 65, 267-280.

Seddeek, M.K., Badran, H.M., Sharshar, T., Elnimr, T. 2005. Characteristics, spatial distribution and vertical profile of gamma-ray emitting radionuclides in the coastal environment of North Sinai. *Journal of Environmental Radioactivity* 84, 21-50.

Sulekha Rao, N., Sengupta, D., Guin, R., Saha, S. 2009. Natural radioactivity measurements in beach sand along southern coast of Orissa, eastern India. *Environmental Earth Sciences* 59, 593-601.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). http://www.unscear.org/unscear/en/publications.html

Veiga, R., Sanches, N., Anjos, R.M., Macario, K., Bastos, J., Iguatemy, M., Aguiar, J.G., Santos, A.M.A., Mosquera, B., Carvalho, C., Baptista Filho, M., Umisedo, N.K. 2006. *Measurement of natural radioactivity in Brazilian beach sands. Radiation Measurements* 41, 189-196.