

# Determinación de la velocidad de sedimentación en el embalse de Almansa por medio del Cesio-137 procedente de los ensayos nucleares. Estudio preliminar

A. PLATA BEDMAR (\*)  
J. HERVÁS CAMPILLO (\*)

**RESUMEN** Se describe la utilización del  $^{137}\text{Cs}$  procedente de la lluvia radiactiva derivada de las explosiones nucleares que tuvieron lugar, principalmente, durante el periodo 1953-1962 para el estudio de la sedimentación producida en el embalse de Almansa durante los últimos 40 años. El espesor de la capa de sedimentos depositada durante este periodo obtenida por este procedimiento varía entre 60 y 80 cm. El estudio realizado tiene, en realidad, un carácter preliminar, pero pone de manifiesto las amplias posibilidades ofrecidas por esta técnica para estudios de sedimentación de embalses y de erosión de cuencas.

## DETERMINATION OF THE SEDIMENTATION RATE IN THE ALMANSA RESERVOIR USING CAESIUM-137 FROM NUCLEAR TESTINGS. PRELIMINAR STUDY

**ABSTRACT** The paper describes the utilization of  $^{137}\text{Cs}$  from the radioactive fallout derived from the nuclear weapon testing occurred mainly during the period 1953-1962 for the study of the sedimentation produced during the last 40 years in the reservoir of Almansa. The thickness of the sediment layer deposited during this period of time obtained using this technique varies between 60 and 80 cm. The study carried out has, really, a preliminary character. However, it shows the wide possibilities offered by this technique for sedimentation studies in reservoirs as well as for erosion studies in drainage basins.

**Palabras clave:** Sedimentación; Embalse; Cesio-137; Erosión; Lluvia radiactiva.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los radionuclídeos  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239-240}\text{Pu}$  y  $^{238}\text{Pb}$  y, en menor grado,  $^{7}\text{Be}$  y  $^{36}\text{Si}$  han demostrado ser herramientas de gran utilidad para la investigación de procesos de sedimentación en lagos y embalses, así como para el estudio de la erosión de suelos. Los dos primeros radionuclídeos se encuentran en los sedimentos recientes como consecuencia de su liberación en la atmósfera durante los ensayos de armas nucleares realizados entre 1952 y el final de la década de los años 70. El  $^{238}\text{Pb}$  tiene un origen radiogénico. El radón liberado en la atmósfera de una forma continua como consecuencia de la desintegración del uranio existente en la corteza terrestre genera este radionuclídeo por desintegración espontánea. Debido a sus características químicas, estos radionuclídeos se fijan, preferentemente, sobre las partículas finas del suelo, produciendo su marcado de una forma natural.

El  $^{137}\text{Cs}$  y los isótopos  $^{239-240}\text{Pu}$  tienen un mismo origen y proporcionan el mismo tipo de información. Estos isótopos

de plutonio ofrecen las ventajas de tener un periodo de semi-desintegración mucho más elevado que el del  $^{137}\text{Cs}$  (varios miles de años frente a 30,17 años) y de presentar una movilidad menor una vez incorporados en los sedimentos. Sin embargo, la tecnología de medida de los isótopos de plutonio es bastante más compleja que la del  $^{137}\text{Cs}$ , siendo ésta la razón por la cual su uso es escaso (Plata, A., 1993).

El presente informe contiene algunos resultados preliminares sobre la distribución del  $^{137}\text{Cs}$  en la capa de sedimentos del embalse de Almansa (Albacete). El estudio se ha realizado con el objeto de evaluar las posibilidades ofrecidas por esta técnica para determinar la tasa de sedimentación de este embalse durante los últimos 40 años.

## 2. $^{137}\text{Cs}$ COMO TRAZADOR NATURAL DE SEDIMENTOS

### 2.1. ORIGEN Y DISTRIBUCIÓN

El  $^{137}\text{Cs}$  es un componente mayoritario de la lluvia radiactiva ("fallout") producida como consecuencia de los ensayos nucleares realizados en la atmósfera. Tiene una energía gamma de 0,662 MeV y se mide con gran facilidad de forma directa utilizando detectores de Ge-Li de alta pureza con un límite de detección que, en nuestro caso, asciende, aproxi-

(\*) Licenciados en Ciencias Químicas, Programa de Aplicaciones Nucleares, Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. CEDEX (MOPTMA).

madamente, a 0,1 Bq para la medida directa de 500 g de sedimento seco con una geometría de medida tipo Marinelli. Este isótopo empezó a detectarse en la atmósfera y en los materiales del suelo desde 1954. El  $^{137}\text{Cs}$  se fija fuertemente a todas las partículas del suelo que tienen una cierta capacidad de adsorción por intercambio catiónico y, por tanto, preferentemente, a las partículas de arcilla, limos y materiales húmedos (Lomenic T. F., Tamura T., 1965; Ritchie J. C., McHenry J. R., 1975; Ryman L. D., Kevern, M. R., 1975).

Se estima que la actividad total de  $^{137}\text{Cs}$  depositada sobre la superficie terrestre durante los últimos 40 años asciende a unas  $19 \times 10^9$  curios en el Hemisferio Norte y unos  $5,4 \times 10^9$  curios en el Hemisferio Sur. La diferencia entre ambos Hemisferios se debe a que la mayoría de los ensayos nucleares fueron llevados a cabo en el Hemisferio Norte. La actividad de  $^{137}\text{Cs}$  depositada por unidad de superficie durante

este período ha estado gobernada por la frecuencia e intensidad de los ensayos nucleares. En la Figura 1 se muestran la curva de distribución anual (A) y la curva acumulativa (B) para el  $^{137}\text{Cs}$  depositado en la estación de Milford Haven, Inglaterra (Walling D. E., Quine T. A., 1991). Para la Península Ibérica se estima que los valores oscilan entre un 65% (zonas del interior) y un 70% (zonas costeras) de los indicados en esta figura. Estos porcentajes corresponderían, respectivamente, de una forma aproximada, a unos valores del inventario de  $^{137}\text{Cs}$  de 2.100 y 1.700 Bq/m<sup>2</sup> referidos al año 1994. Debe indicarse que la actividad de  $^{137}\text{Cs}$  depositada puede calcularse, de forma bastante precisa, multiplicando la actividad depositada de  $^{89}\text{Sr}$ , sobre la cual se tiene amplia información en la mayor parte de los países del mundo, por el factor 1,5.

La actividad de  $^{137}\text{Cs}$  depositada sobre la superficie terrestre, así como la de los restantes radionuclídeos liberados

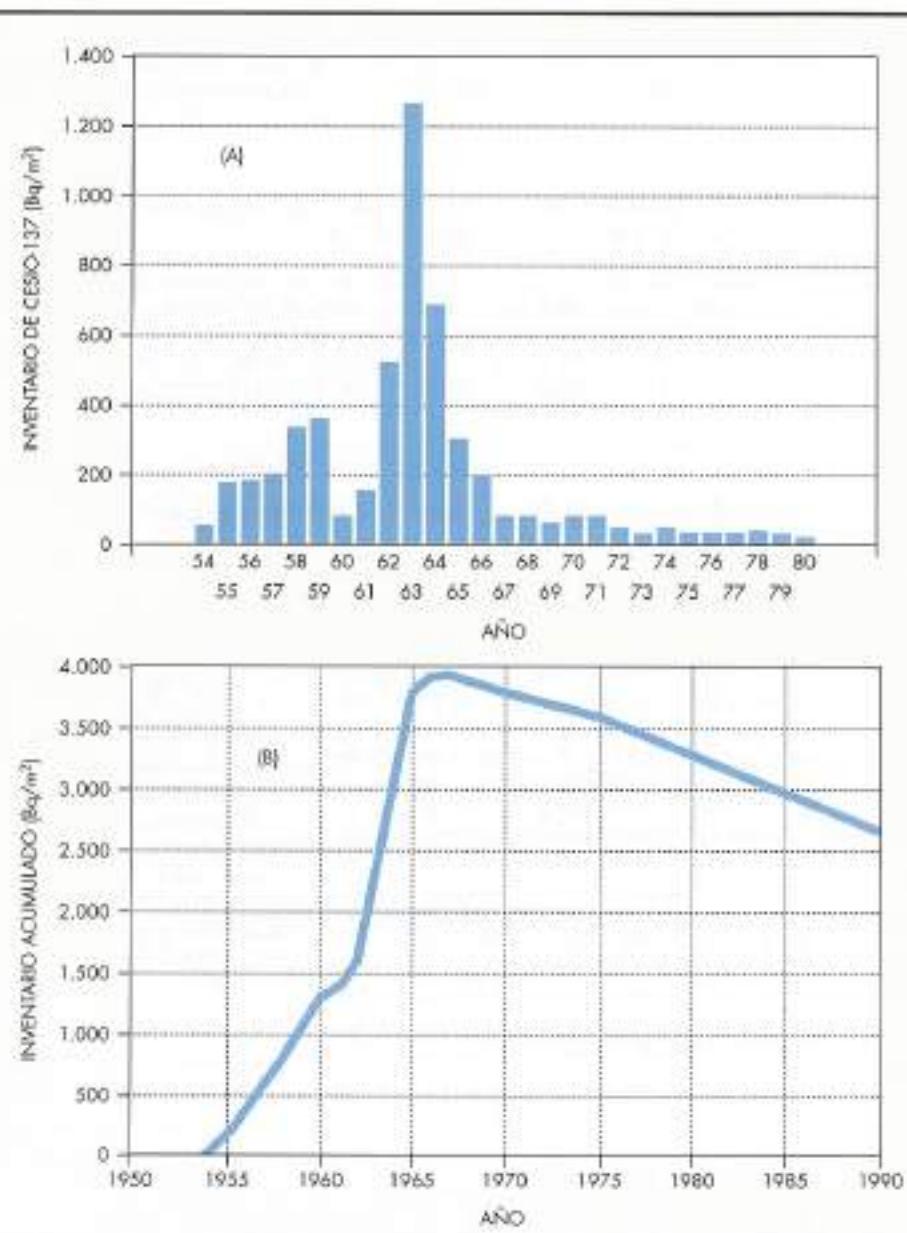


FIGURA 1. Curvas de distribución anual (A) y de la actividad acumulada (B) para el  $^{137}\text{Cs}$  de la "lluvia radiactiva" en la estación de Milford Haven, Inglaterra [según Walling y Quine, 1991].

en las explosiones nucleares, presenta cambios importantes en función de la latitud y está influenciada por las características meteorológicas locales, principalmente, por la cantidad y origen de la precipitación. De una forma general, la actividad depositada aumenta con la latitud y con el grado de continentalidad de la zona considerada. En zonas costeras, se tienen valores algo menores que en las zonas del interior del continente debido a las precipitaciones producidas con vapor generado localmente con bajo contenido en elementos contaminantes de la alta atmósfera. Para una región como la Península Ibérica, la actividad depositada es muy parecida en todas las regiones del interior. En las zonas costeras, esta actividad es entre un 15 y un 30% inferior. En cualquier caso, la distribución del  $^{137}\text{Cs}$  es absolutamente consistente y afecta de una forma general a todas las zonas del globo.

El  $^{137}\text{Cs}$  está siendo utilizado, tanto para estudios de la erosión de suelos, como para estudios de la sedimentación de lagos y embalses. Obviamente, ambos tipos de procesos guardan una estrecha relación entre sí, de forma que la información obtenida sobre la erosión sirve siempre de gran ayuda para comprender e interpretar mejor los datos de sedimentación y a la inversa.

## 2.2. ESTUDIOS DE EROSIÓN

El uso del  $^{137}\text{Cs}$  para estudios de erosión se basa en la medida de la actividad de este radionuclido depositada en la capa superficial del suelo a partir de 1954. Se acepta que la actividad total depositada por unidad de superficie ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ), parámetro que suele denominarse inventario de  $^{137}\text{Cs}$ , es constante para la zona donde se realiza el estudio y que cualquier pérdida de actividad se debe al proceso erosivo y cualquier aumento a la acumulación reciente de sedimentos. Esta hipótesis de trabajo es válida, pero el principal problema que se presenta se deriva de la redistribución del  $^{137}\text{Cs}$  en la capa superficial del suelo después de su deposición, como se verá más adelante.

Como consecuencia de la elevada capacidad de retención del  $^{137}\text{Cs}$  de los materiales del suelo, la mayor parte de este isótopo se encuentra retenido en una capa superficial de un espesor comprendido entre 5 y 15 cm dependiendo del tipo de suelo. Debido, en parte, al proceso de lavado ("leaching") del  $^{137}\text{Cs}$  por las precipitaciones y, en parte, a la deposición de materiales reciente, por ejemplo, por la erosión eólica, los perfiles de este radionuclido en suelos poco erosionados muestran, generalmente, un pico de concentración situado a unos pocos centímetros de la superficie.

Obviamente lo anterior no es válido para terrenos cultivados sometidos periódicamente a operaciones de arado. En este tipo de suelos, el  $^{137}\text{Cs}$  se encuentra distribuido homogéneamente en toda la capa de suelo que se remueve durante el arado.

Como se ha mencionado anteriormente, el  $^{137}\text{Cs}$  se fija, preferentemente, a las partículas más finas del suelo, las cuales son responsables, en gran medida, de la fertilidad de los suelos. Por esta razón, este radioisótopo constituye una herramienta importante para el estudio de la degradación de suelos. Su concentración en los sedimentos transportados por los cursos superficiales de agua es indicativa, en cierto modo, de la concentración de partículas de materiales húmedos arrastrados por el proceso erosivo. Las relaciones entre la concentración de  $^{137}\text{Cs}$  en los sedimentos transportados por el río y las características de la precipitación (duración e intensidad y zona de la cuenca donde se produce), así como el caudal del río, son de gran ayuda para comprender mejor el efecto erosivo de las precipitaciones.

Diversos autores (Ritchie et al., 1974; Campbell, 1983) han demostrado que existe una relación entre la erosión superficial del suelo calculada por la ecuación universal de pérdida de suelo desarrollada por Wischmeier y Smith (1962 y 1963) y la pérdida de  $^{137}\text{Cs}$  para una amplia variedad de tipos de suelos. Relaciones del tipo  $P_c = A P_e^B$  han sido establecidas, donde  $P_c$  representa la pérdida de  $^{137}\text{Cs}$  expresadas en tanto por ciento y  $P_e$  las pérdidas de suelo debidas a la erosión expresadas en toneladas por hectárea. Valores  $A = 1,6$  y  $B = 0,68$  han sido obtenidos por Campbell (1983) en Australia.

El problema principal de la técnica radica en la dificultad de muestreo. Debido, principalmente, a la redistribución del  $^{137}\text{Cs}$  producida después de su deposición, suelen encontrarse grandes diferencias en el inventario de este radionuclido ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ), incluso dentro de pequeñas parcelas de muestreo (varias hectáreas de superficie) cuando la pendiente del terreno es algo elevada y el efecto erosivo reciente es significativo. Este hecho, junto con la multiplicidad de usos a que se destina, generalmente, el suelo de la cuenca, hace que sea difícil la obtención de valores del inventario de  $^{137}\text{Cs}$  que sean representativos de grandes extensiones de dicha cuenca. Lógicamente, la cartografía obtenida a través de la fotografía aérea o por otros procedimientos, incluyendo mapas de erosión, mapas geomorfológicos y edafológicos y mapas que muestren la distribución del uso del suelo, será de gran ayuda para una mejor planificación del muestreo.

Por otro lado, cuando los sedimentos erosionados en la cuenca se almacenan en un embalse, el estudio de la sedimentación producida durante los últimos 40 años a partir de la medida de perfiles de  $^{137}\text{Cs}$  aportará una información valiosa sobre la erosión total referida a dicho período, tal como se describe en el apartado siguiente.

## 2.3. SEDIMENTACIÓN EN EMBALSES

La interpretación de los perfiles de concentración de  $^{137}\text{Cs}$  obtenidos en la capa de sedimentos de lagos y embalses es mucho más fácil que en el caso de la erosión de suelos. El  $^{137}\text{Cs}$  que se encuentra en la capa de sedimentos puede tener dos procedencias diferentes:

- 1)  $^{137}\text{Cs}$  aportado por las precipitaciones directas producidas sobre el embalse durante los últimos 40 años. Debido a la elevada afinidad del  $^{137}\text{Cs}$  por las partículas finas de arcilla, se acepta que el proceso de transferencia de este radionuclido a la capa de sedimentos tiene muy corta duración (Lieser y Steinkopff, 1989). El inventario de  $^{137}\text{Cs}$  producido de esta forma suele ser similar al que se encuentra en los suelos no alterados de la cuenca.
- 2)  $^{137}\text{Cs}$  procedente de los sedimentos erosionados de la capa superficial del suelo, que son transportados al embalse por la escorrentía superficial. Esta fracción de  $^{137}\text{Cs}$  se adiciona a la anterior y produce en el embalse un inventario total mayor que el correspondiente al suelo de la cuenca de drenaje. Por ejemplo, Ritchie y McHenry (1978) han encontrado en diversos embalses de Texas, Estados Unidos, valores de la relación entre ambos inventarios comprendidos entre 3 y 19.

Los perfiles de  $^{137}\text{Cs}$  medidas en la capa de sedimentos de los embalses suelen mostrar dos marcas de datación, suponiendo que sean lo suficientemente antiguas. Una de ellas corresponde al año 1954 y se caracteriza por la profundidad a partir de la cual no se detecta actividad de  $^{137}\text{Cs}$ . La segunda marca de datación corresponde al pico de concentración observado en la lluvia radiactiva del año 1963, que en los embalses suele reflejarse un año más tarde. Este pico no se observa, al menos de una forma clara, en zonas del embalse

donde se ha producido una fuerte removilización de los sedimentos o en zonas donde la mayor parte de los sedimentos proceden de los aportes de los flujos superficiales de agua.

Numerosas estudios realizados por diferentes autores (Ritchie et al., 1973; Robbins y Edgington, 1975) han demostrado que el  $^{137}\text{Cs}$  fijado en los sedimentos de los lagos tiene una movilidad difusional muy baja, si bien algo de redistribución puede producirse por mezclado de tipo físico derivado de los flujos de agua del embalse, así como por procesos de tipo biológico. Sin embargo, en embalses sometidos a vacíos frecuentes, esta redistribución del  $^{137}\text{Cs}$  puede jugar un papel importante en los perfiles obtenidos, sobre todo, en zonas de escasa profundidad.

Obviamente, la forma de los perfiles de concentración del  $^{137}\text{Cs}$  en los sedimentos del embalse depende de las características del proceso erosivo de la cuenca: erosión lenta con transporte preferencial de partículas finas, erosión violenta con arrastre de partículas gruesas, prácticamente, exentas de  $^{137}\text{Cs}$ , erosión de materiales subsuperficiales de las quebradas con escasa concentración de  $^{137}\text{Cs}$ , etc. Por otra parte, dichos perfiles dependen también de los procesos de sedimentación que tienen lugar en el embalse. Como es bien sabido, en la mayor parte de los embalses, suelen diferenciarse tres zonas de sedimentación:

- 1) Zona de la cola del embalse, en la cual se forman deltas complejos de materiales gruesos, que crecen en el sentido de aguas arriba, al mismo tiempo que se ensanchan. Un bajo contenido de  $^{137}\text{Cs}$  puede esperarse en esta zona.
- 2) Zona intermedia, en la cual se depositan la mayor parte de los materiales finos transportados en suspensión por los flujos de agua de los flujos superficiales procedentes de la erosión del suelo. La mayor parte del  $^{137}\text{Cs}$  se encontrará en esta zona.
- 3) Zona del fondo del embalse próxima a la presa, donde se depositan, preferentemente, sedimentos erosionados en las laderas del embalse, que son transportados por las corrientes producidas por la acción del viento. El contenido de  $^{137}\text{Cs}$  en esta zona vuelve a ser muy bajo puesto que se trata, en su mayor parte, de sedimentos subsuperficiales.

De lo expuesto anteriormente se deduce que, aparte de la forma de los perfiles de  $^{137}\text{Cs}$ , los valores absolutos de concentración de este isótopo en los sedimentos puede proporcionar una información muy valiosa sobre el origen de los mismos, especialmente, si el estudio se acompaña de un estudio paralelo sobre la distribución del  $^{137}\text{Cs}$  en los diferentes tipos de suelos de la cuenca.

Diversos autores (Walling y Qingping, 1992; Callender y Robbins, 1992; Smith y Ellis, 1982; Fukumori et al., 1992) han elaborado modelos de interpretación de los perfiles de  $^{137}\text{Cs}$  que tratan de obtener información cuantitativa más precisa sobre la cantidad de sedimentos aportados por la cuenca de drenaje.

### 3. TRABAJO EXPERIMENTAL

#### 3.1. RESULTADOS OBTENIDOS

Como se ha indicado en el apartado 1, el estudio realizado en el embalse de Almansa ha tenido un carácter preliminar, siendo su principal objetivo evaluar las posibilidades ofrecidas por el  $^{137}\text{Cs}$  para determinar la tasa de sedimentación durante los últimos 40 años.

Se han medido 4 perfiles de  $^{137}\text{Cs}$  en los sedimentos del embalse. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 1 y en la Figura 2, donde se indica la situación de los puntos de muestreo dentro del embalse. Debido al carácter prelimi-

PROFUNDIDAD (cm)	PERFIL 3		PERFIL 4	
	Bq/kg	Bq/m <sup>2</sup>	Bq/kg	Bq/m <sup>2</sup>
0-20	11,5 ± 1,3	3.220	8,5 ± 0,5	2.408
20-40	0,6*		1,6 ± 0,5	5.040
40-60	0,7*		1,1 ± 0,6	3.080
60-80	0,1*		0,6 ± 0,2	168
80-100	0,7 ± 0,1	196	0,2*	
SUMA		3.416		10.696

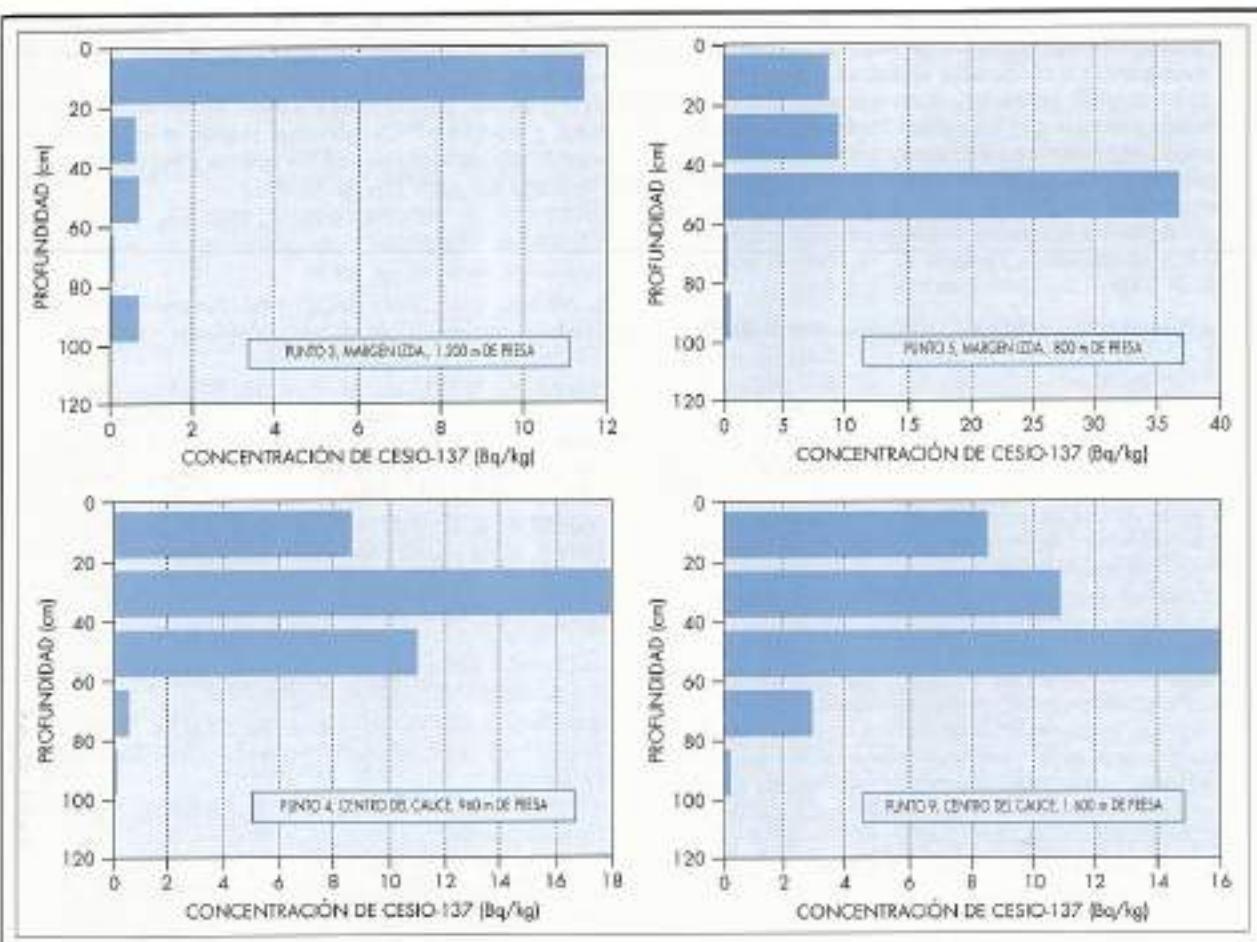
PROFUNDIDAD (cm)	PERFIL 5		PERFIL 9	
	Bq/kg	Bq/m <sup>2</sup>	Bq/kg	Bq/m <sup>2</sup>
0-20	8,5 ± 1,6	2.408	8,5 ± 1,8	2.380
20-40	9,37 ± 0,8	2.624	10,8 ± 0,5	3.024
40-60	36,8 ± 1,6	10.304	16 ± 0,5	4.480
60-80	0,5 ± 0,4	140	2,8 ± 0,3	784
80-100	0,7 ± 0,1		0,2*	
100-120	0,2*			
> 150	0,1*			
SUMA		15.476		10.668

TABLA 1. Resultados de los perfiles de  $^{137}\text{Cs}$  medidas. El asterisco indica que no se detectó el  $^{137}\text{Cs}$  y el valor indicado corresponde al límite de detección.

nar del estudio, no se ha considerado necesario obtener una gran resolución en estos perfiles y por ello las muestras han sido colectadas en intervalos de profundidad de 20 cm, aproximadamente.

Las diferentes muestras que componen cada perfil han sido desecadas en la estufa a 115°C y trituradas. El peso de las muestras medidas ha variado entre 576 y 825,4 gramos. Estas muestras han sido medidas con un detector de Ge-Li de alta pureza utilizando un recipiente de medida tipo Marinelli, el cual permite que el detector quede rodeado de la muestra por todas las direcciones aumentándose así la eficacia de la medida. El tiempo de medida de cada muestra ha variado entre 3 y 18 horas. Previamente, el detector había sido calibrado utilizando una muestra patrón. La medida se ha realizado sobre el pico correspondiente a los rayos gamma emitidos por el  $^{137}\text{Cs}$  de 662 keV de energía. Debido a la alta resolución del detector, el pico de 665,4 keV de energía del  $^{214}\text{Bi}$ , que pudiera estar presente debido a que este radionuclido forma parte de la familia del  $^{238}\text{U}$ , no afecta a la medida del  $^{137}\text{Cs}$ .

Los márgenes de error que se indican para cada medida corresponden al error estadístico  $2\sigma$ , que corresponde a su vez a un margen de confiancia del 96,5%. La magnitud de este error depende del valor absoluto de la concentración de  $^{137}\text{Cs}$  y del tiempo total invertido en la medida. Por esta razón se tienen valores diferentes para cada medida. Debe indicarse que los valores de concentración marcados con asterisco corresponden a medidas en las cuales no se ha detectado la presencia del  $^{137}\text{Cs}$ . Dichos valores corresponden, por tanto, al límite de detección ( $2\sigma$ ) para las condiciones de medida que se tuvieron en cada caso.

FIGURA 2. Perfiles de  $^{137}\text{Cs}$  obtenidos en el embalse de Almansa (Albacete).

La primera columna de cada perfil de la Tabla 1 muestra la concentración de  $^{137}\text{Cs}$  encontrada en las muestras expresada en Bq/kg. A partir de los datos contenidos en esta columna, se ha calculado el inventario de  $^{137}\text{Cs}$  en la capa de sedimentos del embalse expresado en  $\text{Bq}/\text{m}^2$ . Para ello, se ha supuesto una densidad seca de la capa de sedimentos igual a  $1,4 \text{ g/cm}^3$ , es decir, una masa de sedimentos igual a  $280 \text{ kg/m}^2$  para el espesor de 20 cm al cual se refiere cada muestra. Por tanto, el inventario de  $^{137}\text{Cs}$  se ha calculado a través de la siguiente expresión:

$$I = \sum 280C_i (\text{Bq}/\text{m}^2) \quad [1]$$

siendo  $C_i$  la concentración en Bq/kg.

Los valores obtenidos se muestran en la segunda columna de cada perfil e incluyen las contribuciones individuales de cada capa al inventario total. El valor de este último reflejado como suma de los anteriores en la última fila de la tabla.

### 3.2. INTERPRETACIÓN

Los perfiles de la Figura 2 indican el espesor de la capa donde se ha detectado la presencia del  $^{137}\text{Cs}$  en cada punto de muestreo y, por tanto, el espesor aproximado de la capa de sedimentos depositados desde el año 1954. La pequeña concentración de  $^{137}\text{Cs}$  encontrada en la muestra del perfil 3 correspondiente al intervalo de profundidad comprendido entre

80 y 100 cm es muy probable que sea debida a un muestreo defectuoso, es decir, a contaminación con una pequeña cantidad de sedimentos de la capa superficial. Lo mismo puede haber ocurrido en alguna otra muestra de los intervalos más profundos de algunos perfiles. Los picos de concentración que se observan en los perfiles de los puntos 4, 5 y 9 corresponden, lógicamente, al pico de concentración del  $^{137}\text{Cs}$  en la lluvia radiactiva ("fallout") de 1963, es decir, correspondería, por tanto, a los sedimentos depositados alrededor del año 1964. Puede esperarse que estos picos presenten una definición mucho mayor cuando se realicen perfiles de mayor poder de resolución, es decir, midiendo separadamente capas de un espesor más pequeño, por ejemplo de 2 a 5 cm.

Los valores absolutos de la concentración de  $^{137}\text{Cs}$  proporcionan información sobre el origen de los sedimentos. El valor del inventario de  $^{137}\text{Cs}$  para las zonas del interior de la Península Ibérica se ha estimado en  $2.100 \text{ Bq}/\text{m}^2$ . Si se supone una densidad seca de los materiales del suelo igual a  $1,4 \text{ g/cm}^3$  y un espesor de la capa que contiene el  $^{137}\text{Cs}$  igual a 10 cm, el inventario anterior correspondería a una concentración de este radionuclido igual a  $2.100(10^4 \times 10 \times 1.4 \times 10^{-3}) = 15 \text{ Bq/kg}$ . En un estudio realizado por Navas y Walling (1992) en una zona próxima a Zaragoza, se obtuvo una concentración de 10 Bq/kg para un suelo cultivado. Las concentraciones medidas obtenidas en los perfiles medidos no difieren mucho de estos valores. Sin embargo, llama la atención el elevado valor de la

concentración obtenida para una profundidad 40-60 cm del perfil número 5 (36,8 Bq/kg). Este valor se explica porque debe corresponder a sedimentos depositados durante la década de los años 60, cuando las concentraciones de  $^{137}\text{Cs}$  eran mucho más elevadas que los valores medios actuales. También puede explicarse esta alta concentración a través de la granulometría de los sedimentos: las partículas más finas tienen una concentración más elevada que las gruesas. Por ejemplo, en suelos cultivados de Inglaterra, Walling y Quine (1991) han encontrado la siguiente distribución de la concentración de  $^{137}\text{Cs}$  en función del tamaño de grano:

Fracción granulométrica	Concentración de $^{137}\text{Cs}$
< 8 $\mu\text{m}$	23 Bq/kg
8 - 16 $\mu\text{m}$	12 Bq/kg
16 - 32 $\mu\text{m}$	10 Bq/kg
32 - 63 $\mu\text{m}$	5 Bq/kg
> 63 $\mu\text{m}$	4 Bq/kg

El hecho de que las concentraciones medias de los perfiles sean similares a las que son de esperar para la capa superficial del suelo de la cuenca indica que la mayor parte de los sedimentos depositados en el embalse proceden de erosión de la capa superficial del suelo, que contiene el  $^{137}\text{Cs}$ , es decir que la contribución de la erosión de materiales subsuperficiales es poco importante.

Por otro lado, si se comparan los valores del inventario total de  $^{137}\text{Cs}$ , indicados en la última fila de la tabla 1, con el valor estimado para los suelos inalterados de la cuenca igual a 2.100 Bq/kg, se observa, como era de esperar, que el inventario es mucho mayor en el embalse debido a la acumulación de los sedimentos procedentes de la erosión de la cuenca. Las relaciones entre el inventario de cada perfil y el valor 2.100 Bq/kg, ascienden a 1,63, 5,09, 7,37 y 5,08, respectivamente, para los perfiles 3, 4, 5 y 9.

#### 4. CONCLUSIONES

La conclusión más importante que se desprende del estudio realizado es que la técnica para la medida de la tasa de sedimentación basada en la medida del  $^{137}\text{Cs}$  procedente de la "lluvia radiactiva" de los últimos 40 años es, perfectamente, factible en el caso del embalse de Almansa. Las dos marcas de datación correspondientes a los años 1954 y 1964 serán fácilmente identificables en perfiles que se midan en el futuro con una resolución apropiada (muestras referidas a un espesor de sedimentos de 5 cm o menor).

Diferencias significativas del inventario de  $^{137}\text{Cs}$  han sido obtenidas en los cuatro perfiles medidas de este radionúclido, indicando que, para evaluar la masa total de sedimentos acumulada en el embalse durante los últimos 40 años, se precisa llevar a cabo un muestreo más extenso que sea representativo de la totalidad del embalse. Posiblemente, unos 20 perfiles distribuidos de una forma apropiada serán suficientes para conseguir este objetivo. El estudio proporcionaría, además, la identificación de las zonas de deposición preferencial de los sedimentos.

Obviamente, un estudio paralelo sobre la distribución del  $^{137}\text{Cs}$  en los suelos representativos de la cuenca, sería de gran ayuda para la interpretación de los resultados y proporcionaría, al mismo tiempo, datos preliminares sobre la erosión de dichos suelos durante los últimos 40 años.

#### BIBLIOGRAFÍA

- CALLENDER, E.; ROBBINS, J. A., 1992. Transport and Accumulation of Radionuclides and Stable Elements in a Missouri River Reservoir, *Water Res.*, 1992,
- EYMAN, L. D.; KEVERN, M. R., 1975. Cesium-137 and stable cesium in a hypereutrophic lake, *Health Physics* 28, pp. 549-555.
- FUKUMORI, E.; CHRISTENSEN, E. R.; KLEIN, R. J., 1992. A model for  $^{137}\text{Cs}$  and other tracers in lake sediments considering particle size and the inverse solution, *Earth and Planetary Sci. Lett.* 114, pp. 85-99.
- LIESER, K. H.; STEINKOPFF, T., 1989. Chemistry and radioactive cesium in the hydrosphere and in the geosphere, *Radiochim. Acta*, 46, pp. 39-47.
- LOMENIC, T. F.; TAMURA, T., 1965. Naturally occurring fixation of cesium-137 on sediments of lacustrine origin, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29, pp. 382-386.
- NAVAS, A.; WALLING, D. E., 1992. Using caesium-137 to assess sediment movement on slopes in a semiarid upland environment in Spain, *Erosion, Debris Flows And Environment in Mountain Regions (Proc. of Chengdu Symp., July, 1992)* IAHS Publ. No. 209.
- OLSEN, C. R. H.; SIMPSON, H. J.; PENG, H.; BOPP, R. F.; TRIER, R. M., 1981. Sediment mixing and accumulation rate effects on radionuclide depth profiles in Hudson Estuary sediments, *J. Geophys. Res.* 86, pp. 11020-28.
- PLATA, A., 1993. Use of Nuclear Techniques in Studying Soil Erosion and Siltation, Report of an Adv. Group Meeting, Vienna, April, 1993, IAEA, Vienna, 39 p.
- RITCHIE, J. C.; MCHENRY, J. R.; GILL, A. C., 1973. Dating recent reservoir sediments, *Limnol. Oceanogr.* 18, pp. 254-263.
- RITCHIE, J. C.; SPRABERRY, J. A.; MCHENRY, J. R., 1974. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout  $^{137}\text{Cs}$ , *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38, pp. 137-139.
- RITCHIE, J. C.; MCHENRY, J. R., 1975. Fall-out Cs-137: A tool in conservation research, *J. Soil Water Cons.* 30, pp. 283-286.
- RITCHIE, J. C.; MCHENRY, J. R., 1978. Fall-out cesium 137 in cultivated and non-cultivated north central United States watersheds, *J. Environ. Anal.* 7, pp. 40-44.
- ROBBINS, J. A.; EDGINGTON, D. N., 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137, *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, pp. 285-304.
- ROBBINS, J. A.; KREZOSKI, J. R.; MOZLEY, S. D. C., 1977. Radioactivity in sediments of the Great Lakes: Postdepositional redistribution by deposit feeding organisms, *Earth Planet. Sci. Lett.* 36, pp. 325-333.
- SMITH, J. N.; ELLIS, K. M., 1982. Transport mechanism for Pb-210, Cs-137 and Pu fallout radionuclides through fluvial-marine systems, *Geochim. et Cosmochim. Acta*, Vol. 46, pp. 941-54.
- WALLING, D. E.; QUINE, T. A., 1991. Use of  $^{137}\text{Cs}$  measurements to investigate soil erosion on arable fields in the U.K.: potential applications and limitations, *J. of Soil Sci.*, 42, pp. 147-165.
- WALLING, D. E.; QUINGPING H. E., 1992. Interpretation of caesium-137 profiles in lacustrine and other sediments: the role of catchment derived input, *Hydrobiologia* 235/236, pp. 219-30.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D., 1962. Soil loss estimation as a tool in soil and water management planning, *Int. Assoc. Sci. Hydrology Comm. on Land Erosion*, Publ. 59, pp. 148-59.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D., 1965. Rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains, USDA Handbook 282.