

Niveles de radionúclidos naturales y metales pesados en suelos urbanos de la ciudad de Cienfuegos, Cuba

Oscar Díaz Rizo¹, Eduardo Quintana Miranda¹, Carlos M. Alonso Hernández², Héctor Cartas Águila²,
Katia D'Alessandro Rodríguez¹, Neivy López Pino¹, Juana O. Arado López¹

¹Instituto Superior de Tecnologías y Ciencias Aplicadas (InSTEC)

Ave. Salvador Allende y Luaces, La Habana, Cuba

²Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos, AP 5. Ciudad Nuclear, Cienfuegos, Cuba

odrizo@instec.cu

Resumen

Se determinan las concentraciones de metales pesados y radionúclidos naturales en suelos superficiales (0-10 cm) de la ciudad de Cienfuegos, Cuba, mediante las técnicas de fluorescencia de rayos X y espectrometría gamma respectivamente. Los resultados de la medición de metales pesados mostraron que las concentraciones promedio de Ni, Cu, Zn y Pb en los suelos estudiados son superiores a los valores correspondientes de fondo. El cálculo del Índice de Polución Integral permitió determinar que estos suelos presentan una contaminación severa por metales pesados. Las concentraciones de ²²⁶Ra, ²³²Th y ⁴⁰K en los suelos urbanos de Cienfuegos se encuentran en los intervalos de 8.3-32.7, 3.7-10.7 y 129-356 Bq.kg⁻¹, con promedios de 22.6, 6.3 y 272 Bq.kg⁻¹ respectivamente, valores que son similares a los reportados para la zona Centro-Sur de Cuba. La tasa de dosis absorbida en aire y la dosis equivalente efectiva anual que recibe la población local producto de la radiación natural es inferior a los límites establecidos internacionalmente. Se determinaron correlaciones positivas significativas de ²³²Th-Cu y ²³²Th-Zn, indicando la posible presencia de una fuente de contaminación por estos elementos en la zona.

Palabras clave: metales pesados, Cuba, áreas urbanas, suelos, radiactividad natural, control de la contaminación

Heavy metal and natural radionuclide levels in urban soils from Cienfuegos city, Cuba

Abstract

Concentrations of heavy metals and natural radionuclides in topsoil (0-10cm) from Cienfuegos city, Cuba, were determined by using X-ray fluorescence analysis and gamma ray spectrometry, respectively. The measured results of heavy metals show that the mean concentrations of Ni, Cu, Zn and Pb in the studied soil samples are higher than their corresponding background values. The calculated results of integrated pollution index of heavy metals indicate that the studied soils present severely heavy metal contamination. The concentrations of ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K in the studied soil samples range from 8.3 to 32.7, 3.7 to 10.7 and 129 to 356 Bq.kg⁻¹ with an average of 22.6, 6.3 and 272 Bq.kg⁻¹, respectively, which are similar than the average concentrations reported for South-central Cuban soils. The air absorbed dose rate and the annual effective dose equivalent received by the local residents due to the natural radionuclides in soil are lesser than the worldwide established limits. A significantly positive ²³²Th-Cu and ²³²Th-Zn correlations were determined, indicating the possible existence of a source of pollution due to the presence of these elements in the area

Key words: heavy metals, Cuba, urban areas, soils, natural radioactivity, pollution control

Introducción

El estudio del contenido de metales pesados y el riesgo que estos inducen es un aspecto importante dentro del manejo ambiental de un ecosistema, así

como en la protección de la salud de la población [1-3]. El origen de la composición inorgánica de los suelos puede ser tanto natural como antropogénico. Es conocido que elementos trazas como el zinc, cromo, cobalto y hierro son beneficiosos para las plantas y los

seres vivos, pero, a partir de determinados valores de concentración, pueden inducir efectos tóxicos. Otros elementos como el plomo, cadmio, mercurio, etc., son bien conocidos por sus efectos negativos en la salud humana, en particular en la salud de los niños, producto de su elevado poder de absorción de metales pesados, pues son capaces de inducir serias afectaciones a los sistemas nervioso central y urinario, así como favorecer el desarrollo de muchas enfermedades [4-7].

Por otra parte, investigaciones previas han demostrado la necesidad de profundizar en el estudio de los denominados “materiales radiactivos de origen natural” (NORM) [8]. Es bien conocido que la radiactividad natural y la exposición externa asociada a la misma, dependen fundamentalmente de las condiciones geológicas del área de estudio, y aparecen a diferentes niveles, en dependencia de la composición litológica del área de interés y de la composición de la roca que originó ese suelo. Por otra parte, se ha comprobado que los niveles de radiactividad natural en los suelos urbanos se han visto afectados por las emisiones de diferentes actividades humanas. Por ejemplo, la industria nuclear y los ensayos de armamento nuclear [8-9], la producción y refinación de petróleo [10-12], la producción de cemento [13], etc.

Tras el triunfo de la Revolución, la ciudad de Cienfuegos ha experimentando un proceso de crecimiento y urbanización, acompañado por el fomento de una gran actividad industrial (termoeléctricas, refinerías de crudo, plantas de cemento y fertilizantes, etc.), convirtiéndola en una de las ciudades más industrializadas del país. Hoy día, con nuevas inversiones que se vienen realizando, Cienfuegos está avocado a convertirse en el polo petroquímico más importante del país. Por esta razón, se han realizado diversos estudios para evaluar el impacto de la urbanización y la industria a los ecosistemas próximos a la ciudad [14-16]. Por otra parte, la designación de Cienfuegos como posible emplazamiento de la CEN de Juraguá en los años 80 del siglo xx, favoreció la realización de estudios radiológicos del medio ambiente aledaño, fundamentalmente de sus suelos [17-18] y sedimentos de la bahía [19]. Ya más reciente, se realizó un estudio radiológico amplio de los suelos agrícolas de la zona Centro-Sur de Cuba, que incluyó a la provincia de Cienfuegos [20]. A pesar de ello, no existen antecedentes de estudio radiológico y de concentración de metales pesados en los suelos urbanos de la ciudad de Cienfuegos. En tal sentido, el objetivo fundamental de la presente investigación fue determinar los niveles de metales pesados y radionúclidos naturales presentes en los suelos urbanos de la ciudad, atendiendo a su posible impacto a la salud de la población.

Materiales y métodos

Se colectaron suelos superficiales (0-10 cm) en 7 estaciones del área metropolitana de la ciudad de

Cienfuegos (ver Figura), tomadas todas en una misma jornada. Con el fin de evaluar las concentraciones del fondo del área, adicionalmente se tomaron muestras a 10-20 cm de profundidad en las estaciones 1, 2 y 3, ubicadas en la periferia del área de estudio. En todos los casos se tomaron muestras compuestas, consistentes en cuatro submuestras (aproximadamente 1×1 m²), empleando para ello una espátula plástica y bolsas de nylon para su resguardo. Ya en el laboratorio, todas las muestras fueron secadas a 50 °C y sometidas a un proceso de remoción manual de piezas de metal y de plástico, así como de residuos orgánicos. Posteriormente fueron maceradas en un mortero de agate, tamizadas a 125 μm y nuevamente secadas a 60 °C hasta peso constante.



Localización de las estaciones estudiadas en la ciudad de Cienfuegos

Las concentraciones de los metales pesados se estimaron mediante la técnica de fluorescencia de rayos X (FRX), utilizando como patrones los Materiales de Referencia Certificada (MRC) IAEA-SL-1 “Lake Sediment”, IAEA-Soil-5, IAEA-356 “Polluted Marine Sediment”, BCR-2 “Basalt Columbia River”, SGR-1 “Green River Shale” y BCSS-1. Tanto las muestras de suelos como los MRC fueron mezclados con celulosa de calidad analítica (en proporción 4:1) y prensadas a 15 T en forma de tabletas de 25 mm de diámetro y 4-5 mm de espesor. Todas las tabletas fueron medidas en un detector de Si (Li) Canberra (150 eV de resolución energética a 5.9 keV, con ventana de Be de 12.0 μm de espesor) acoplado a un analizador multicanal. Como fuente de excitación se empleó una fuente de ²³⁸Pu (1.1 GBq) de geometría de anillo. Todos los espectros de rayos X se procesaron mediante el código WinAxil [21]. Los límites de detección se determinaron de acuerdo con Padilla et al. [22] (en unidades de concentración) como $L_D = 3 \sigma / mt$, donde m es la sensibilidad del espectrómetro en conteos.seg-1 por unidad de concentración, σ es la desviación estándar del área de fondo en la zona de la línea espectral correspondiente a 1.17 veces el ancho a la semialtura y t es el tiempo de medición (6 horas).

La precisión fue evaluada siguiendo el criterio SR propuesto por McFarrell [23] en las normas ISO-9000:

$$SR = \frac{|C_x - C_w| + 2\sigma}{C_w} \cdot 100\%$$

donde C_x es el valor experimental, C_w el valor certificado y σ la desviación estándar de C_x . Sobre la base de este criterio, la similitud entre el valor certificado y el resultado analítico determinado se divide en tres categorías: $SR \leq 25\%$ = excelente; $25 < SR \leq 50\%$ = aceptable, $SR > 50\%$ = inaceptable. El estudio de cinco réplicas del MRC IAEA Soil-7 se presenta en la Tabla 1. Como se aprecia, todos los metales (Co, Ni, Cu, Zn y Pb) determinados por FRX son "excelentes" ($SR \leq 25\%$) y los resultados analíticos obtenidos muestran una muy buena correlación ($R = 0.999$) entre los valores medidos y los certificados.

Tabla 1. Análisis por FRX del MRC Soil-7*, valores SR y límites de detección

Metal	Valor certificado	Valor medido	SR (%)	L_D (mg.kg ⁻¹)
Ni	26	22 ± 4	16	7
Cu	11.0	10.3 ± 0.6	15	6
Zn	104	99 ± 5	12	5
Pb	60	60 ± 3	12	4

*Promedio ± DE, n = 5, en mg.kg⁻¹.

La concentración de los radionúclidos naturales ²²⁶Ra, ²³²Th y ⁴⁰K se determinaron en submuestras de los suelos de interés, empleando para ello un sistema de espectrometría gamma de bajo fondo, compuesto por un detector coaxial intrínseco de germanio hiperpuro, blindado en un castillete de plomo y acoplado a un analizador multicanal. Antes de las mediciones, cada muestra fue sellada durante 28 días con vista a asegurar el establecimiento del equilibrio secular entre los núcleos de ²²²Rn y ²²⁶Ra. La actividad del ²²⁶Ra se determinó mediante la medición de los cuantos gamma de energías 295, 352 y 609 keV de sus hijos ²¹⁴Pb y ²¹⁴Bi. El contenido de ²³²Th se determinó mediante las líneas 238, 583 y 911 keV correspondientes a sus hijos ²¹²Pb, ²⁰⁸Tl y ²²⁸Ac respectivamente. La calibración en eficiencia se realizó mediante el empleo del patrón Standard U-Ore (CANMET) y de la solución certificada QCY44 de la Amershand. La calidad de las mediciones se verificó mediante el estudio de diferentes MRC del OIEA y del *National Bureau of Standards* de los EE.UU. Las incertidumbres de las actividades determinadas se calcularon a partir del error de las mediciones a nivel de una desviación estándar.

Resultados y Discusión

Los resultados estadísticos descriptivos de las concentraciones de Ni, Cu, Zn y Pb en los suelos superficiales (0-10 cm) de la ciudad de Cienfuegos, así como los valores promedios de concentración de fondo (10-20 cm) se presentan en la Tabla 2. Como

se observa las concentraciones de Ni, Cu, Zn y Pb se encuentran en un intervalo de 24-115, 5-213, 33-726 y 4-893 mg.kg⁻¹, con valores promedios de 47, 82, 277 y 225 mg.kg⁻¹ respectivamente. En todos los casos, los promedios geométricos son inferiores a los aritméticos. Los promedios aritméticos, promedios geométricos y medianas de las concentraciones determinadas en los suelos superficiales son cercanos (caso del Ni) o superiores (Cu, Zn y Pb) que sus correspondientes concentraciones de fondo. La razón entre los promedios aritméticos de las concentraciones y sus respectivas concentraciones de fondo, descienden como Pb > Zn > Cu > Ni. Las máximas concentraciones de Ni, Cu, Zn y Pb superan a las concentraciones promedio de fondo en 3.3, 8.2, 15.6 y 99.8 veces respectivamente. Las desviaciones estándares y coeficientes de variación pueden reflejar el grado de dispersión de la distribución de metales pesados y el efecto que induce la actividad humana en las concentraciones de los metales pesados en un área determinada [24]. Como se observa en la Tabla 2, los coeficientes de variación de los metales determinados son bastante elevados, fundamentalmente para Pb, Zn y Cu, los cuales son de 139, 87 y 87 respectivamente. Los valores máximos de concentración, los coeficientes de variación y las desviaciones estándares, respecto a las concentraciones de fondo determinadas, muestran que los contenidos de Cu, Zn y Pb de los suelos superficiales de la ciudad de Cienfuegos, han sido intensamente afectados producto de la actividad antropogénica, como podrían ser las emisiones industriales.

Tabla 2. Concentraciones de metales pesados en los suelos de Cienfuegos

Elemento	Ni	Cu	Zn	Pb
Concentración mínima*	24	5	33	4
Concentración máxima*	115	213	723	893
Promedio aritmético*	47	82	277	225
Desviación estándar*	31	72	242	313
Mediana*	38	75	271	89
Promedio geométrico*	41	49	178	77
Valores de sesgo	2.1	1.5	1.6	1.9
Valores de curtosis	5.7	1.0	1.0	4.5
Coefficiente de variación (%)	66	87	87	139
Concentración de fondo*	35	26	46	9

* en mg.kg⁻¹, peso seco

Los valores de curtosis para todos los metales pesados estudiados son superiores a cero, lo que indica que las distribuciones de estos metales pesados son más empinadas que la normal. Los valores de sesgo son superiores a la unidad, lo que muestra que estos metales se inclinan hacia las menores concentraciones [25].

Con el fin de estudiar el grado de contaminación de los suelos y estimar el posible impacto a la salud humana, se calculó el índice de polución integral (IPI) [26] para cada una de las estaciones en estudio. El IPI se define como el valor medio de todos los índices de

polución (IP) de los metales pesados determinados:

$$IPI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n IPI_i$$

donde n –es el número de metales considerados en el ensayo e IP se define como la razón entre la concentración del metal (Ci) en el suelo en estudio, respecto al promedio geométrico de la concentración de fondo del metal correspondiente (CFi):

$$IP = C_i / CF_i$$

Como concentraciones de fondo (en mg.kg⁻¹) se utilizaron los resultados de la medición de los suelos a 10-20 cm de profundidad en las estaciones 1, 2 y 3. Atendiendo a su valor de IPI, los suelos superficiales se clasificaron como de bajo grado de contaminación (IPI ≤ 1.0), de mediano grado de contaminación (1.0 < IPI ≤ 2.0) o de alto grado de contaminación (IPI > 2.0).

Como se aprecia (Tabla 3) los suelos superficiales de la zona metropolitana de la ciudad de Cienfuegos tienen un elevado grado de contaminación, con baja contaminación en las áreas periféricas de la misma. La mayor incidencia en el grado de contaminación lo aportan los contenidos de Pb, Zn y Cu, pues el contenido de Ni solo aporta en las áreas aledañas a la estación 5 (IP_{Ni} = 2.6), área, que como evidencia su IPI (IPI_{EST.5} = 25.7) es la zona de mayor contaminación de la ciudad. En esa área se encontraba la antigua Estación de Carga Comercial por Ferrocarril de la ciudad, así como dos plantas termoeléctricas (de fabricación checa y japonesa) y se localiza la Fábrica de Cemento. Las estaciones 6 y 7 (IPI_{EST.6} = 8.1, IPI_{EST.7} = 9.4) se encuentran en el centro de la ciudad, donde el tráfico vehicular es mucho más intenso.

Tabla 3. Índice de polución (IP) e índice de polución integral (IPI) de los metales pesados en suelos urbanos de Cienfuegos

Estaciones	IP				IPI	Grado de contaminación
	Ni	Cu	Zn	Pb		
1	1.0	0.6	1.1	1.0	0.9	Bajo
2	0.8	0.2	0.7	0.4	0.5	Bajo
3	0.6	2.9	2.8	5.1	2.9	Alto
4	0.5	2.3	5.8	7.6	4.1	Alto
5	2.6	8.2	15.6	76.6	25.7	Alto
6	1.0	2.9	7.1	21.3	8.1	Alto
7	0.8	5.1	8.7	23.1	9.4	Alto
Promedio	1.0	3.2	6.0	19.3	7.4	
Desv. Est.	0.7	2.7	5.2	26.9	8.8	
Mínimo	0.5	0.2	0.7	0.4	0.5	
Máximo	2.6	8.2	15.6	76.6	25.7	

Los resultados estadísticos descriptivos de las concentraciones de radionúclidos naturales en los suelos superficiales de la ciudad de Cienfuegos se presentan en la Tabla 4. Como se observa las concentraciones de actividad para ²²⁶Ra, ²³²Th y ⁴⁰K tienen un intervalo

de 8.3-60 Bq.kg⁻¹ con un promedio de 21.6 Bq.kg⁻¹ para el ²²⁶Ra, 3.7-11 Bq.kg⁻¹ con un promedio de 6.8 Bq.kg⁻¹ para el ²³²Th y de 129-356 Bq.kg⁻¹ con un promedio de 285 Bq.kg⁻¹ para el ⁴⁰K respectivamente. Estas concentraciones promedios son muy similares a las obtenidas para los suelos agrícolas de la región Centro-Sur de Cuba (27 ± 18, 5.7 ± 3.8 y 317 ± 143 Bq.kg⁻¹ respectivamente [20]). La concentración de ⁴⁰K aporta entre el 90 y 92% de la actividad gamma total, lo que indica que la actividad específica del ⁴⁰K es el mayor contribuyente a la actividad total de todas las muestras de suelo.

Tabla 4. Concentraciones de radionúclidos naturales en los suelos de Cienfuegos

Radionúclido	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	Total
Concentración mínima*	8.3	3.7	129	141
Concentración máxima*	30	11	3536	395
Promedio aritmético*	21.6	6.8	285	313.4
Desviación estándar*	7.2	2.2	74	83.4
Mediana*	21.0	6.6	301	328.5
Promedio geométrico*	20.2	6.5	273	299.7
Valores de sesgo	-0.2	0.3	-0.8	-0.7
Valores de curtosis	1.3	0.9	4.6	4.8
Coefficiente de variación (%)	33	33	26	26
Concentración de fondo*	24.4	5.2	225	254.6

* en Bq.kg⁻¹, peso seco

Los resultados se evaluaron en términos de radiotoxicidad mediante el indicador conocido como Actividad Radioequivalente (Raeq), el cual se determina mediante la expresión [27]:

$$Ra_{eq} = C_{Ra} + 1.43C_{Th} + 0.077C_K$$

donde C_{Ra}, C_{Th} y C_K son las concentraciones de actividad de ²²⁶Ra, ²³²Th y ⁴⁰K en Bq.kg⁻¹ respectivamente. Los valores de la Tabla 4 indican que Ra_{eq} en los suelos superficiales de Cienfuegos se encuentra en el intervalo comprendido entre 23.5 y 72.7 Bq.kg⁻¹ con un promedio de 53.3 Bq.kg⁻¹, valores muy inferiores al límite recomendado de 370 Bq.kg⁻¹ [8]. Para la evaluación de la exposición externa inducida por la radiación natural, se calculó la tasa de dosis absorbida a 1m sobre el terreno según la expresión [28]:

$$D(nGy.h^{-1}) = 0.462C_{Ra} + 0.604C_{Th} + 0.0417C_K$$

Los valores calculados muestran que la tasa de dosis absorbida en aire se encuentra en el intervalo de 11.4 -35.2 con un valor medio de 26.0 nGy.h⁻¹, los cuales son inferiores al valor límite recomendado de 51 nGy.h⁻¹ [8].

Para estimar la dosis equivalente efectiva anual (E) que reciben los residentes de la localidad producto de la radiación natural presente en el suelo, se utilizó la expresión:

$$E(\text{mSv}\cdot\text{y}^{-1}) = D \times T \times Q \times F_{\text{ocup}} \times 10^{-6}$$

donde D es la tasa de dosis absorbida, T es el tiempo en horas de un año (8760 horas) y $Q(0.7 \text{ Sv}\cdot\text{Gy}^{-1})$, y $F_{\text{ocup}}(0.2)$ son el factor de conversión para dosis absorbida en aire a dosis efectiva en aire y el factor ocupacional propuestos por la UNSCEAR [8] respectivamente. La dosis equivalente efectiva anual resultó de $0.032 \pm 0.010 \text{ mSv}\cdot\text{y}^{-1}$, la cual es inferior a la dosis externa promedio anual mundial de $0.07 \text{ mSv}\cdot\text{y}^{-1}$ [8].

Con vistas a buscar alguna interrelación entre los parámetros obtenidos para los metales pesados y los radionúclidos naturales se realizó la correlación de Pearson (Tabla 5), utilizando como variables las concentraciones de actividad de ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K , la dosis absorbida en aire, las concentraciones de los metales pesados y el índice de polución integral determinados para todas las muestras. Como se aprecia, la tasa de dosis absorbida en aire (D) es significativamente positiva con las concentraciones de ^{40}K , ^{232}Th y ^{226}Ra y sus correspondientes coeficientes de correlación decrecen como $^{40}\text{K} > ^{226}\text{Ra} > ^{232}\text{Th}$, indicando que la dosis absorbida en aire está controlada fundamentalmente por las concentraciones de ^{40}K y ^{226}Ra . Llama la atención la buena correlación obtenida entre la concentración de ^{232}Th y el índice de polución integral de los metales pesados (0.70), lo que debe estar dado por las significativas correlaciones obtenidas entre el contenido de ^{232}Th con las concentraciones de Cu y Zn (0.78 y 0.79 respectivamente). Atendiendo a que la concentración máxima de ^{232}Th excede en 2 veces la concentración promedio obtenida para el fondo (10-20 cm, ver Tabla 4), esto podría indicar que, en algunas de las estaciones estudiadas, no todo el contenido de ^{232}Th sería natural, sino que cierta fracción del mismo debe provenir de fuentes que inducen contaminación por Cu y Zn.

Tabla 5. Matriz de correlación de Pearson entre las variables determinadas

	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra	D	Ni	Cu	Zn	Pb	IPI
^{40}K	1								
^{232}Th	0.64**	1							
^{226}Ra	0.49**	0.13	1						
D	0.90*	0.54**	0.79*	1					
Ni	-0.11	0.27	-0.11	-0.06	1				
Cu	0.29	0.78*	-0.07	0.20	0.46	1			
Zn	0.34	0.79*	-0.10	0.20	0.50**	0.91*	1		
Pb	0.17	0.14	-0.06	0.15	-0.23	0.66**	0.86*	1	
IPI	0.20	0.70**	-0.06	0.17	0.76*	0.88*	0.92*	0.99*	1

Niveles de significación: * - $P < 0.01$ y ** - $P < 0.05$.

Como se aprecia, se obtienen correlaciones significativas ($P < 0.01$) para los pares de metales Cu-Zn (0.91) y Zn-Pb (0.86), así como buenas correlaciones ($P < 0.05$) para los pares Cu-Pb (0.66) y Ni-Zn (0.50), provocando correlaciones significativas de los contenidos de metales con el IPI, las cuales decrecen como $\text{Pb-IPI} > \text{Zn-IPI} > \text{Cu-IPI} > \text{Ni-IPI}$. Esto

indica que los contenidos de Pb, Zn y Cu son, de los metales estudiados, los mayores contribuyentes de la contaminación determinada en los suelos superficiales de la zona metropolitana de la ciudad de Cienfuegos. Por otra parte, elevados coeficientes de correlación entre metales pesados indican que estos provienen de las mismas fuentes y que se comportan de manera similar durante su transportación [24, 29].

Los metales Pb, Zn y Cu se consideran “metales urbanos” dado el uso indiscriminado de combustible plomado por muchos años, y que el Cu y el Zn se utilizan ampliamente en diferentes partes y componentes de automóviles, lubricantes, sistemas de frenado, etc. [1]. Por otra parte, es bien conocido que el Cu está presente en diferentes pigmentos que se utilizan en la industria del plástico, el Zn puede estar asociado a la presencia de metales galvanizados, medicamentos y cosméticos, emanaciones de industrias de la construcción, residuos de demoliciones, etc. y el Pb con pinturas basadas en plomo, partes de baterías y de galvanizados. Teniendo en cuenta que en el país no se utiliza gasolina plomada desde finales de los años 90 del siglo pasado, es muy posible que una parte considerable del contenido determinado de Pb esté dado por la acumulación de este metal producto de la contaminación originada en décadas pasadas [30]. Por otra parte, la correlación significativa determinada entre las concentraciones de ^{232}Th y Cu y Zn, sin que se observara correlación entre el ^{232}Th y el Pb, indica la posible presencia de otras fuentes de contaminación por Cu y Zn que no están asociadas al empleo de plomo. Por tanto, las emisiones vehiculares pueden ser parte de la contaminación presente en los suelos de la ciudad de Cienfuegos, sumándose a las que se originan en otras actividades industriales que se realizan en esa ciudad (termoeléctricas, refinación de petróleo, fabricación de cemento y fertilizantes, etc.).

Conclusiones

Los estudios realizados por fluorescencia de rayos X y espectrometría gamma de los suelos urbanos de Cienfuegos permitieron determinar que: 1) presentan una elevada contaminación por Pb, Zn y Cu; 2) tienen concentraciones de radionúclidos naturales similares a las reportadas para la zona Centro-Sur de Cuba; 3) la tasa de dosis absorbida en aire y la dosis equivalente efectiva anual que recibe la población local, producto de la radiación natural de los suelos, son inferiores a los límites establecidos internacionalmente y 4) existen correlaciones significativas entre ^{232}Th -Cu y ^{232}Th -Zn, indicando la posible existencia de alguna fuente contaminante de estos elementos en la zona. En tal sentido, se recomienda ampliar el presente estudio, en aras de identificar las posibles fuentes de contaminación por metales pesados que existen en la ciudad, así como identificar la existencia de alguna fuente que sea emisora de ^{232}Th .

Referencias bibliográficas

- [1] BIASIOLI M, GR MAN H, KRALJ T, et. al. Potentially toxic elements contamination in urban soils: A comparison of three European cities. *J Environ Qual*. 2007; 36(1): 70-79.
- [2] CHARLESWORTH S, DE MIGUEL E, ORDÓÑEZ A. A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environ Geochem Health*. 2011; 33(2):103-123.
- [3] LUO X, YU S, ZHU Y, LI X. Trace metal contamination in urban soils of China. *Sci Total Environ*. 2012; (421-422): 17-30.
- [4] BREWSTER UC, PERAZELLA MA. A review of chronic lead intoxication: an unrecognized cause of chronic kidney disease. *Am J Med Sci*. 2004; 327(6): 341-347.
- [5] NAVAS-ACIEN A, GUALLAR E, SILBERGELD EK, ROTHENBERG SJ. Lead exposure and cardiovascular disease - A systematic review. *Environ Health Perspect*. 2007; 115(3): 472-482.
- [6] LAIDLAW MAS, FILIPPELLI GM. Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: A review and new directions. *Appl Geochem*. 2008; 23(8): 2021-2039.
- [7] MIELKE HW, LAIDLAW MAS, GONZALES C. Lead (Pb) legacy from vehicle traffic in eight California urbanized areas: Continuing influence of lead dust on children's health. *Sci Total Environ*. 2010; 408(19): 3965-3975.
- [8] United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. New York: United Nations, 2000.
- [9] WALLING DE, HE Q. The global distribution of bomb-derived ¹³⁷Cs reference inventories. Final report on IAEA technical contract 10361/RO-R1. University of Exeter, 2000.
- [10] AL-SALEH FS, AL-HARSHAN GA. Measurements of radiation level in petroleum products and wastes in Riyadh City Refinery. *J Environ Radioact*. 2008; 99(7): 1026-1031.
- [11] GAZINEU MHP, HAZIN CA. Radium and potassium-40 in solid wastes from the oil industry. *Appl. Rad. Isot*. 2008; 66(1): 90-94.
- [12] HAMLAT MS, DJEFFAL S, KADI H. Assessment of radiation exposures from naturally occurring radioactive materials in the oil and gas industry. *Appl Rad Isot*. 2001; 55(1): 141-146.
- [13] ADUKPO OK, AHIAMADJIE H, TANDOH JB, et. al. Assessment of NORM at diamond cement factory and its effects in the environment. *J Radioanal Nucl Chem*. 2011; 287(7): 87-92.
- [14] ALONSO HERNÁNDEZ CM, PEREZ SANTANA S, MUÑOZ CARAVACA A, et. al. Historical trends in heavy metal pollution in the sediments of Cienfuegos Bay (Cuba), defined by ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs geochronology. *Nucleus*. 2005; (37): 20-26.
- [15] TOLOSA I, MESA ALBERNAS M, ALONSO HERNÁNDEZ CM. Inputs and source of hydrocarbons in sediments from Cienfuegos bay, Cuba. *Mar Pollut Bull*. 2009; 58(11): 1624-1634.
- [16] TOLOSA I, MESA ALBERNAS M, ALONSO HERNÁNDEZ CM. Organochlorine contamination (PCBs, DDTs, HCB, HCHs) in sediments from Cienfuegos bay, Cuba. *Mar Pollut Bull*. 2010; 60(9): 1619-1624.
- [17] JOVA L, DE LA CRUZ O, TOMÁS J, ÁVILA R. Estudios del fondo radioactivo ambiental en los alrededores de las futuras instalaciones nucleares cubanas. *Nucleus*. 1992; (13): 25-31.
- [18] JOVA L, PRENDES M, ÁVILA R, et. al. Estudio comparativo de las tasas de dosis gamma ambiental en la República de Cuba. *Nucleus*. 1993; (14): 4-17.
- [19] ALONSO HERNÁNDEZ CM, CARTAS ÁGUILA H, DÍAZ ASENCIO M, et. al. Atmospheric deposition of ¹³⁷Cs between 1994 and 2002 at Cienfuegos, Cuba. *J Environ Radioact*. 2006; 88(2): 199-204.
- [20] SIBELLO RY, ALONSO CM, DÍAZ M, CARTAS H. Caracterización radiactiva de los suelos y productos agrícolas de la región Centro-Sur de Cuba. *Nucleus*. 2002; (31): 27-33.
- [21] WinAxil code. Version 4.5.2. WinAxil. [software]. CANBERRA MITAC, 2005.
- [22] PADILLA R, MARKOWICZ A, WEGRZYNEK D, et. al. Quality management and method validation in EDXRF analysis. *X-Ray Spectrom*. 2007; 36(1): 27-34.
- [23] QUEVAUVILLER PH, MARRIER E. Quality assurance and quality control for environmental monitoring. Weinheim: VCH, 1995.
- [24] SURESH G, RAMASAMY V, MEENAKSHISUNDARAM V, et. al. Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments. *Appl Radiat Isot*. 2011; 69(10): 1466-1474.
- [25] LU X, WANG L, LI LY, et. al. Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China. *J Hazard Mater*. 2010; 173(1-3): 744-749.
- [26] CHEN TB, ZHENG YM, LEI M, et. al. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*. 2005; 60(4): 542-551.
- [27] BERETKA J, MATHEW PJ. Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by products. *Health Physics*. 1985; 48(1): 87-95.
- [28] MEHRA R, SINGH S, SINGH K, SONKAWADW R. ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K analysis in soil samples from some areas of Malwa region, Punjab, India using gamma ray spectrometry. *Env Monit Assess*. 2007; 134(1-3): 333-342.
- [29] Lu X, Liu W, Zhao C, Chen C. Environmental assessment of heavy metal and natural radioactivity in soil around a coal-fired power plant in China. *J Radioanal Nucl Chem*. 2013; 295(3): 1845-1854.
- [30] GUO G, WU F, XIE F, ZHANG R. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. *J Environ Sci*. 2012; 24(3): 410-418.

Recibido: 9 de abril de 2013

Aceptado: 24 de octubre de 2013