

INTERVENCIÓN EN SUELOS CONTAMINADOS POR RADIATIVIDAD. APLICACIÓN EN EL ESCENARIO REAL DE CHERNOBYL

Rocio Millán Gómez¹, José Gumuzzio Fernández² y José Gutiérrez López¹

¹CIEMAT-Programa de P.R. por Intervención. Avenida Complutense 22. 28040 Madrid

²UAM-Dpto. Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Cantoblanco s/n. 28049 Madrid

Abstract: After the Chernobyl NPP accident numerous research projects have been carried out on the consequences of the radioactive contamination and the intervention methods after a nuclear accident, being the subject of this publication. This paper presents the results obtained from the application of a decontamination technique applied in the 10-km zone around the Chernobyl NPP (Ukraine), the decontamination technique consists in the removal of the top layer of soil associated to the plant root. The decontamination factor has been estimated in the order of 90% for gamma-emitters and strontium. The removed material also contains hot particles deposited onto the soil surface. Finally, a discussion is included about the evaluation of the mentioned decontamination method.

Resumen: Tras el accidente de Chernobyl se han realizado numerosos trabajos de investigación, sobre las consecuencias de una contaminación radiactiva y las opciones de intervención tras accidente nuclear, siendo el tema de esta publicación. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos de la aplicación de una técnica de descontaminación en la zona cercana a la C.N. de Chernobyl (Ucrania), consistente en la retirada de la capa superficial de suelo asociado al entramado radicular. Se han estimado valores en el factor de descontaminación ambiental del orden del 90% tanto para emisores gamma como para estroncio; asimismo la técnica conlleva la retirada de "partículas calientes" depositadas en superficie. Finalmente se incluye una discusión referente a las condiciones de evaluación y viabilidad de la técnica de descontaminación.

Palabras clave: Protección ambiental, contaminación radiactiva, rehabilitación de suelos, Chernobyl.

INTRODUCCION

Como consecuencia del accidente ocurrido en la C.N. de Chernobyl (Ucrania, abril de 1986), un gran rango de radionucleidos fueron liberados y depositados, afectando amplias zonas e implicando varios países. Esto evidenció la necesidad de disponer de posibles opciones de intervención dirigidas a la recuperación

ambiental. A tal efecto resulta fundamental conocer el flujo de los contaminantes radiactivos en los diferentes compartimentos de los ecosistemas, así como evaluar la eficacia de medidas correctoras aplicables para la recuperación de las áreas afectadas. En este punto, el suelo se presenta como el principal receptor de los contaminantes, por lo que un mayor conocimiento de la interacción suelo-radionucleidos

es una base indispensable en la selección de las medidas necesarias para la rehabilitación de zonas contaminadas.

La comunidad científica internacional consciente de esta problemática ha potenciado el desarrollo de numerosos proyectos en el campo de la radiología y en definitiva de la Protección Radiológica, en muchos de los cuales el CIEMAT ha participado activamente en colaboración con organismos y centros de investigación tanto nacionales como internacionales.

Este trabajo se centra en la puesta en práctica de las medidas correctoras en zonas afectadas tras accidente nuclear, presentando los resultados obtenidos en la aplicación de una técnica de rehabilitación de suelos consistente en la retirada de la capa superficial de suelo asociado al entramado radicular. La parte experimental fue realizada en condiciones de escenario real en Chernobyl (Ucrania).

CONTAMINANTES LIBERADOS TRAS ACCIDENTE NUCLEAR

El combustible utilizado en la mayoría de las centrales nucleares es el óxido de uranio. La reacción en cadena se realiza de forma controlada, provocando la fisión del uranio y generando los denominados productos de fisión, generalmente elementos químicos cuya masa atómica se encuentra en el rango de $72 < A < 169$ (p.e: ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{85}Kr , ^{133}Xe , etc.). Por activación del material estructural y de refrigeración o del mismo núcleo se producen otros materiales radiactivos como el ^3H , ^{60}Co , ^{239}Pu , ^{241}Am , etc. Estos radionucleidos, generados de una u otra forma, son los que se liberarían en el caso de un accidente grave en un reactor nuclear, lo cual significa la salida al medio de diferentes emisores α , β y γ con un amplio rango en sus periodos de semidesintegración.

La liberación al medio ambiente de estos contaminantes puede hacerse en forma de gases inertes como los gases nobles, o gases reactivos y volátiles como el yodo; también hay elemen-

tos semivolátiles como el cesio y refractarios como el plutonio y el estroncio. Asimismo pueden liberarse elementos particulados correspondientes a combustible nuclear o por condensación posterior de partículas sólidas. De entre los radionucleidos liberados destacan el ^{137}Cs y el ^{90}Sr por su importancia en Protección Radiológica dado su periodo de semidesintegración relativamente largo respecto al hombre (unos treinta años) y las cantidades que se emitirían en caso de accidente.

Tras la emisión de los radionucleidos a la atmósfera y su dispersión en ella, tiene lugar el depósito de estos en el suelo, siendo este componente del ecosistema el que controlará a medio y largo plazo el comportamiento de los radionucleidos.

Konoplev et al. (1993) distingue tres formas principales de encontrarse los contaminantes radioactivos en el suelo: solubles, intercambiables y no cambiables o fijas. Los radionucleidos asociados a partículas de suelo se encuentran fundamentalmente en estas dos últimas formas. La forma cambiante incluye los radionucleidos adsorbidos por mecanismos de cambio iónico, los cuales pueden ser transferidos a la solución del suelo y por tanto potencialmente disponibles para la vegetación (Cremers et al., 1988). Las formas no cambiables incluyen radionucleidos incorporados en partículas de combustible (Sandalls et al., 1993; Tcherkezian et al., 1994) y aquellos fuertemente adsorbidos por mecanismos irreversibles como los fijados en algunos minerales de la arcilla (Sawhney, 1966; Schuller et al., 1988) o los que forman complejos orgánicos insolubles (Cremers et al., 1989; Bergeijk et al., 1992). Las formas no cambiables pasan difícilmente a la solución del suelo y se consideran no disponibles de un modo inmediato a través de las raíces de las plantas.

La extensa bibliografía existente sobre el comportamiento de los radionucleidos en el suelo ha evidenciado que diversas propiedades edáficas pueden ejercer gran influencia, destacando: cantidad y tipo de mineral de arcilla, materia orgánica, pH, humedad así como la

existencia y biodisponibilidad de los cationes calcio, potasio y amonio. Otros factores externos importantes que influyen son los climáticos como pluviometría, temperatura, humedad; tipo y densidad de vegetación y uso del suelo.

Como consecuencia de la interacción entre los constituyentes del suelo y los radionucleidos, estos quedan retenidos prácticamente en su totalidad en los primeros centímetros superficiales, donde permanecen largos periodos (Rauret y Firsakova 1995).

MEDIDAS CORRECTORAS PARA LA RECUPERACION DE AREAS TRAS ACCIDENTE

Las medidas correctoras tendentes a la recuperación de las zonas afectadas, tienen que conjugar la protección radiológica de la población con otros factores tales como los de tipo socio-económico y posibles efectos secundarios derivados de las mismas.

Las medidas correctoras requieren de una cuidadosa planificación para su selección y puesta en práctica. Parte de las acciones requieren mucho tiempo y su coste no está justificado, otras pueden causar un gran impacto negativo en la productividad de los suelos, tanto en el sentido físico como económico.

Frissel (1996) propuso una clasificación cronológica de las acciones que podrían realizarse en situaciones de postaccidente nuclear. A corto plazo lo más eficaz consistiría en actuar sobre la vegetación existente que hubiera interceptado a los contaminantes, con ello se evitaría el paso al suelo tras el lavado de los mismos por la lluvia, etc; asimismo, podría ser útil en caso de alarma cubrir el suelo con materiales o con sustancias de fácil retirada. A medio plazo las propuestas más aplicables son el arado, la fertilización y la fijación de los radionucleidos al suelo y posterior retirada. En este caso se han experimentado pinturas especiales, espumas de poliuretano, resinas, polímeros e incluso vegetación preseleccionada. Bajo ciertas condicio-

nes podría plantearse el análisis de acciones más drásticas como el cambio de usos del suelo, la retirada de suelo contaminado e incluso el abandono de la zona.

La elección de una estrategia de intervención lleva implícita un proceso complejo detallado que debe incluir y considerar el impacto social, consecuencias económicas, tratamiento y coste de residuos generados y efectos secundarios en el medio, producidos por las medidas correctoras. Las metodologías más comunes en esta clase de análisis son de tipo coste-beneficio, coste-eficacia o multiatributo.

TRABAJO EXPERIMENTAL REALIZADO EN EL ESCENARIO REAL DE CHERNOBYL

El trabajo experimental realizado consistió en la descontaminación del suelo mediante la retirada de los primeros centímetros del mismo. Esta técnica es considerada a la vez la más drástica y eficaz, pues tras accidente nuclear la mayor parte de los radionucleidos de interés se encuentran retenidos en los primeros centímetros del suelo, penetrando muy lentamente en él (Romanov et al., 1991).

La retirada de suelo ha sido utilizada anteriormente en otros escenarios donde se produjo una contaminación radiactiva como es el caso de Palomares (España) y los atolones Bikini y Enewetak (antes islas Marshall). En ellos se utilizó maquinaria pesada utilizada en obras públicas así como tractores y palas manuales. Estos trabajos tuvieron inconvenientes tales como por ejemplo la imposibilidad de retirar sólo los primeros centímetros, la generación de grandes cantidades de residuos, producción de gran cantidad de polvo y resuspensión de contaminantes, pérdida de fertilidad de suelos y necesidad de grandes cantidades de abono y fertilizantes tras su ejecución.

La técnica desarrollada, presentada en este trabajo, ha resultado novedosa pues consistió

en la retirada los primeros centímetros de suelo (2-5 cm), ayudada por un tipo de vegetación con un entramado radicular denso donde quedaba adherida dicha capa de suelo, haciendo de soporte cohesivo (Fig. 1). Es preciso señalar en este punto que en el caso de una zona donde no haya este tipo de vegetación, ésta puede ser sembrada e incluso utilizar los tapices vegetales o tepes usados en jardinería. El trabajo experimental fue desarrollado en zonas donde la vegetación cumplía con la propiedad de tener las raíces formando una densa red en superficie. Para ello se seleccionaron dos campos experimentales, Chistogalovka y Bourakovka, ambos bajo la denominada traza oeste, es decir, en el área más contaminada de Chernobyl y dentro del radio de 10 Km. En esta zona el depósito de ^{137}Cs y ^{90}Sr estimado fue del orden de $3.7 \text{ MBq}\cdot\text{m}^{-2}$ (Fig. 2). Ambas zonas poseen poco desnivel, estando parte de las parcelas experimentales situadas sobre unas terrazas cuaternarias del río Dnieper. Antes del accidente eran zonas dedicadas a la agricultura, quedando abandonadas tras el mismo y estando ocupadas actualmente por vegetación tipo pastizal y ruderales entre las que se encuentran especies como *Agropyrum*, *Setaria*, *Festuca*,

Agrostys, *Phleum*, *Poa*, entre otras (Millán, 1995).

Estudio de migración de los contaminantes

En una primera fase del trabajo experimental, se levantaron perfiles y se hicieron sondeos para estudiar el tipo de suelo predominante en ambos campos experimentales y estudiar la migración de los contaminantes. El suelo principal en ambas parcelas es clasificado como *Podsol háptico* (FAO 1988), con textura de arenosa a areno-limosa; pH(KCl) moderadamente ácido de 5.5 a 6.0; bajo contenido en materia orgánica (0.5-2.5%); escasa CIC del orden de $6-8 \text{ cmol}\cdot\text{Kg}^{-1}$ y una saturación en bases del 60%. En esta zona, la media anual de la temperatura del aire es de 6.5°C y la precipitación del orden de 560 mm anuales.

La recogida de las muestras para el estudio de migración se hizo mediante una sonda en la que se introducían los cilindros de 50 cm de profundidad y 10 cm de diámetro. Las columnas de suelo una vez extraídas fueron selladas e inmovilizadas para su traslado al laboratorio donde, tras desestimar el perímetro externo, fueron cortadas en secciones de unos 2 cm. Al

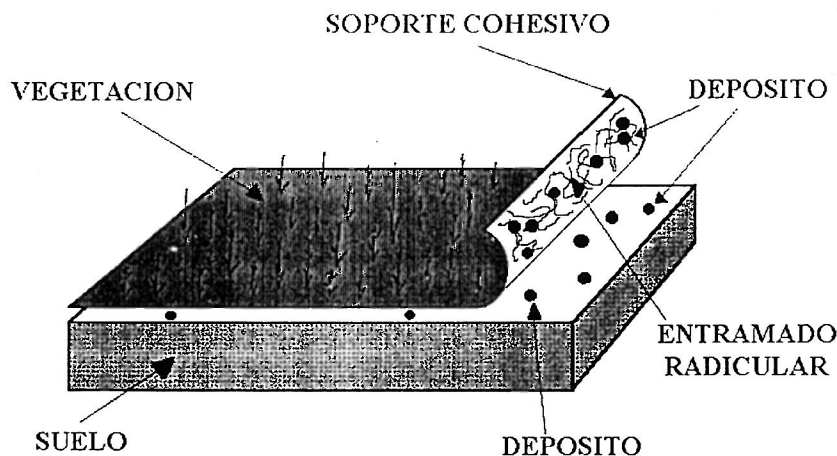


Figura 1: Esquema de la base de la técnica utilizada.

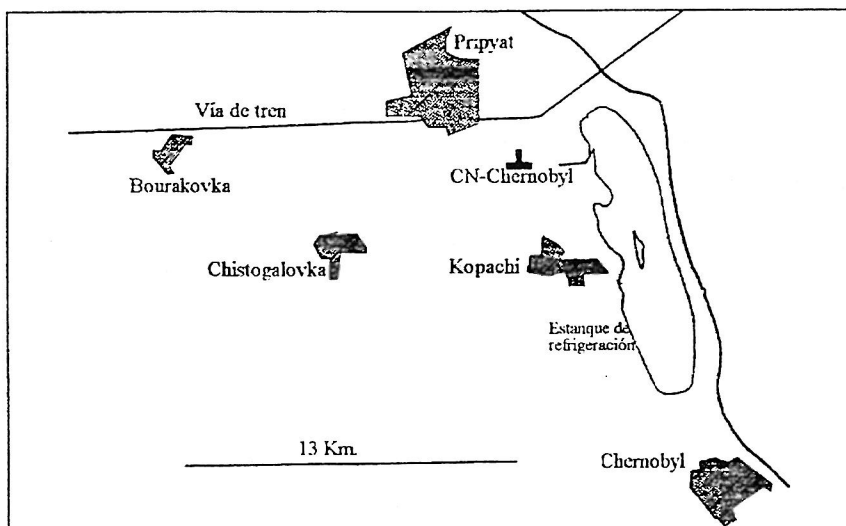


Figura 2. Localización de los campos experimentales de Chernobyl.

ser el suelo de textura arenosa, la subdivisión fue complicada por lo que la altura de las secciones se recalculó atendiendo al peso, densidad y volumen ocupado, dando todas las submuestras valores entre 1 y 3 cm, cercanos a los deseados. Los resultados obtenidos muestran que la mayor parte de los contaminantes, del orden del $83 \pm 8\%$, se encuentran en los primeros 10 cm del suelo, aun cuando habían transcurrido seis años desde el accidente hasta el momento de la realización de este trabajo experimental (Millán, et al).

Los resultados obtenidos concuerdan con los encontrados en la bibliografía, en donde se muestra un rango de migración muy bajo en toda la zona afectada. Los valores de estudios realizados a los 3, 5 y 9 años tras ocurrir el accidente muestran que entre el 60 y el 80% de todos los radionucleidos se encuentran todavía en los primeros 5 cm en suelos no alterados y donde la bioturbación o inundaciones no son relevantes (Rauret y Firsakova, 1995; KliashTORIN et al., 1995; Millán, 1995). Esto permite justificar *a priori* la aplicación de la técnica propuesta tiempo después de la contaminación.

Metodología seguida para la retirada de suelo

En las áreas experimentales se seleccionaron aquellas parcelas donde la vegetación que colonizó los campos abandonados formaba un entramado radicular denso en superficie, en el que quedaban adheridos los primeros centímetros de suelo más contaminados. Para la retirada de conjunto se utilizó un prototipo basado en un cortacésped modificado de 8 Kw de potencia y con una cuchilla de 45 cm de longitud con movimiento frontal y lateral. La profundidad de corte se reguló entre 4 y 5 cm. Las placas de vegetación y suelo cortadas son de fácil manejo (Fig. 3).

Para evaluar la eficacia de la técnica se tomaron muestras antes y después de su realización. Cada muestra tenía 10cmx10cm de superficie y 5 cm de altura. En el campo experimental de Bourakovka se recogieron 25 muestras antes de la retirada del suelo y 10 después, y en el correspondiente a Chistogalovka el número de muestras fue de 10 antes de la retirada de suelo y 10 tras realizar la misma. Todas las muestras fueron trasladadas al laboratorio para su secado



Figura 3. Aspecto del campo tras la retirada de suelo. Placas de vegetación y suelo adherido. (Foto: R. Millán, 1992)

y análisis mediante espectrometría gamma utilizando un detector de Gehp.

Para evitar problemas que podrían derivarse al quedar el suelo desnudo, tales como erosión eólica o resuspensión de contaminantes, se aplicó un gel de poliacrilamida sobre el suelo. Este polímero de síntesis es usado en agricultura y jardinería para fijar el suelo y aumentar el éxito de germinación (Millán 1995, Millán et al., 1993). Este producto se presenta en forma de polvo micronizado formando un gel en contacto con agua (0.7%), pudiendo ser pulverizado sobre el campo con los mismos equipos que se utilizan para fertilizar o aplicar tratamientos fitosanitarios en agricultura. En contacto con el suelo forma una capa que permanece inalterable durante meses, mientras ocurre la revegetación de la zona bien de forma natural o añadiendo las semillas en dicho producto, aumentando la protección del suelo. Dos meses

después de realizar el trabajo experimental las parcelas experimentales estaban cubiertas de nuevo por la vegetación.

Resultados obtenidos

El cálculo de la eficacia de la técnica se ha realizado mediante la relación entre la parte retirada (5 cm superficiales) respecto a la actividad total en los primeros 10 cm, es decir, la suma de los 5 cm retirados y los 5 cm subyacentes que se recogieron posteriormente. Los estudios de migración realizados previamente, confirman el hecho que al menos el 80% de los radionucleidos permanecen en los primeros 10 cm tras años de ocurrido el accidente, por lo que la relación se ha efectuado con respecto a dichos 10 cm superficiales, si bien la técnica en sí sólo corresponde a la retirada de los 5 cm superficiales como máximo. La eficacia se ha expresado en porcentaje.

En el campo experimental de Bourakovka, la eficacia para todos los emisores gamma estudiados ha sido del orden del 95% (Tabla 1). En las parcelas utilizadas en Chistogalovka, la actividad de la fracción retirada corresponde a casi el 99% de la actividad presente en los primeros 10 cm de suelo (Tabla 2).

Aunque los valores de eficacia son muy elevados, hay que tener en cuenta la contaminación residual, es decir la correspondiente a los 5 cm subyacentes que pasan a constituir la nueva capa superficial del suelo, y analizar la posibilidad de repetición de esta técnica o la aplicación de otra.

Aislamiento y estudio de una partícula caliente

Como es sabido, el accidente nuclear de

Chernobyl supuso la liberación y dispersión de parte del combustible nuclear. Tras la explosión inicial y posterior combustión del grafito se formaron gran número de partículas de entre 0.5-150 μm caracterizadas por su alta actividad específica, denominadas 'hot particles' o partículas calientes, siendo detectadas en un total de 11 países (Sandalls et al., 1993). Una vez depositadas en el suelo, incrementan a lo largo del tiempo el nivel de contaminación del mismo al ser meteorizadas e irse liberando los radionucleidos. El trabajo de aislamiento e identificación de la partícula caliente fue realizado en laboratorio, detectándose al pasar un contador Geiger- β γ sobre las muestras de suelo extendidas, dándose en un punto concreto una actividad anormalmente alta en una muestra procedente de Bourakovka. Se recogió el suelo donde se de-

Tabla 1. Resultados obtenidos en el campo experimental de Bourakovka, relación entre la actividad retirada y a los 10 cm superiores de suelo (% \pm sd)

	Radionucleidos [Actividad en Bq/kg $\pm 2\sigma$]					
	^{134}Cs	^{137}Cs	^{241}Am	^{60}Co	^{106}Ru	^{144}Ce
5 cm Sup.	4630 \pm 41	65589 \pm 644	301 \pm 14	178 \pm 6	3411 \pm 82	3301 \pm 69
5 cm Inf.	135 \pm 5	1973 \pm 41	14 \pm 4	5 \pm 2	108 \pm 9	122 \pm 8
Eficacia	97 \pm 2	97 \pm 3	96 \pm 13	97 \pm 7	97 \pm 7	96 \pm 6

Tabla 2. Resultados obtenidos en el campo experimental de Chistogalovka, relación entre la actividad retirada y a los 10 cm superiores de suelo (% \pm sd)

	Radionucleidos [Actividad en Bq/kg $\pm 2\sigma$]					
	^{134}Cs	^{137}Cs	^{241}Am	^{60}Co	^{106}Ru	^{144}Ce
5 cm Sup.	30840 \pm 440	443740 \pm 6400	3100 \pm 120	1120 \pm 40	23980 \pm 580	32080 \pm 480
5 cm Inf.	352 \pm 14	5155 \pm 85	25 \pm 3	8 \pm 1	225 \pm 14	324 \pm 14
Eficacia	99 \pm 4	99 \pm 4	99 \pm 11	99 \pm 10	99 \pm 7	99 \pm 4

fectó la anomalía y se hicieron subdivisiones hasta el aislamiento de la partícula caliente (Fig. 4). Posteriormente fue medida su actividad por espectrometría- γ obteniéndose una contaminación de 13030 ± 460 Bq para ^{137}Cs , 120 ± 30 Bq de ^{241}Am , 970 ± 240 Bq de ^{106}Ru , 1380 ± 150 Bq de ^{144}Ce , 200 ± 20 Bq de ^{154}Eu y 140 ± 20 Bq de ^{155}Eu . Tras ello, el examen mediante microscopia electrónica de barrido (MEB) y rayos-X confirmaron que se trataba de una partícula de combustible procedente del núcleo del reactor, con una longitud máxima de $170 \mu\text{m}$, de aspecto alargado, compacto e irregular. El elemento mayoritario era el U(76%), detectándose también Si(13%), Al(5.5%), Cu(4%) y Fe(1.5%). Este tipo de partícula es fundamentalmente material refractario, poco soluble, por lo que permanece en superficie debido a su baja disgregación y migración, aumentando el riesgo de contaminación para la población, debido a que algunas de ellas pueden ser de tamaño inhalable.



Figura 4. Partícula aislada de las muestras de Chernobyl.

Atendiendo a las clasificaciones de partículas calientes realizadas por Kerekes et al. (1991) y Sandalls et al. (1993), la partícula aislada se incluye dentro del grupo de las de gran tamaño ($>50 \mu\text{m}$), con matriz de óxido de uranio y elementos de fisión asociados. El contenido en Ce y Zr concuerda con el inventario del núcleo del reactor; la forma esférica y las relaciones isotópicas para el Ce y el Ru muestran que fue formada al principio de la explosión y con elevadas temperaturas.

DISCUSION DE LA EFICACIA DE LA TECNICA

Para la evaluación de la eficacia de esta técnica de descontaminación radioactiva de suelos tras accidente nuclear, hay que tener en cuenta dos hechos importantes; el primero el área limitada de experimentación, y en segundo lugar el equipo utilizado para su realización. En algunos casos específicos esto puede suponer un problema para la extrapolación para la consideración de grandes extensiones y la utilización de equipos comerciales de gran tamaño.

El trabajo desarrollado permite concluir que esta técnica sería aplicable en zonas de suelos donde la vegetación forme un soporte cohesivo que permita retirar la superficie de suelo adherida. Si el suelo es muy arenoso y sin apenas vegetación esta técnica no podría ser recomendada aunque como solución a este inconveniente sería la siembra de una vegetación seleccionada o la utilización de tepes o tapices vegetales. Además para obtener mejores resultados debería ser utilizada en terrenos escasamente alterados tras accidentes o campos abandonados y colonizados por planta ruderales o tipo pastizal, pues como se ha mencionado previamente los radionucleidos permanecen en la capa superficial del suelo durante años. En campos arados tras el accidente su eficacia respecto a la descontaminación disminuiría significativamente, pues se ha provocado una dilución y homogeneización de los contaminantes en un mayor espesor del

suelo. Una importante ventaja de la técnica empleada es la posibilidad de retirar las partículas calientes que se encuentran depositadas en superficie.

Maubert et al. (1992) haciendo un cálculo aproximado y tomando como ejemplo un área contaminada inicialmente con $1480 \text{ GBq}\cdot\text{Km}^{-2}$ ($40\text{Ci}\cdot\text{Km}^{-2}$), tomado como referencia en Ucrania para la evacuación y reubicación de la población, estiman que una eficacia de descontaminación del 97% significaría una disminución de la contaminación hasta $44400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ($1,2\text{Ci}\cdot\text{Km}^{-2}$), estando este valor por debajo de los niveles de intervención propuestos en Ucrania en estas zonas en 1991 (Alexakhin, 1991). Si a esto añadimos que un posterior arado profundo del área tratada, puede llegar a diluir la radiactividad en dos a tres órdenes de magnitud según la profundidad, la contaminación del suelo sería de aproximadamente 44 Bq/Kg (Romanov et al., 1991). Si además consideramos en esta hipótesis que sobre este suelo tipo podsol arenoso se cultivase cebada, asumiéndose un factor de transferencia de 0.2 (Alexakhin, 1991), y con una adecuada fertilización, podría obtenerse una actividad específica en el grano de 9 Bq/Kg , lo que corresponde aun valor de 100 veces inferior a los niveles de comercialización permitidos. Actualmente existen en Ucrania, Rusia y Bielorrusia unas 6000 Ha con las características iniciales necesarias para la aplicación de esta técnica.

El corte realizado de 45 cm de ancho y 4-5 cm de profundidad, por cada parcela de 0.22 Ha ($75\text{m}\times 30\text{m}$), supone la generación de unos 90 m^3 de residuo. Esto supone una reducción apreciable frente al que se produciría por los métodos convencionales de retirada de suelo (bulldozers, excavadoras, etc.) cuya profundidad mínima de corte es muy superior, teniendo en cuenta que por cada cm añadido se generan de $100\text{-}150 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ de residuo adicional.

Además en muchos suelos se reduciría la pérdida de productividad de los suelos causada por la retirada total de la capa superficial más fértil y problemas de deterioro de la estructura

del suelo. La pérdida de productividad del terreno añade un coste en la evaluación de la medida que, por ejemplo, puede estimarse como el correspondiente a la imposibilidad de utilizar el terreno para pasto al menos durante el primer año, y al coste del forraje no contaminado para la alimentación del ganado, pudiendo llegar por ejemplo al 10% del valor de la producción anual de leche. También puede considerarse la pérdida de cosechas, que por su nivel de contaminación no podrían ser comercializadas ni consumidas.

Otro aspecto es la reducción de la exposición a 1 m del suelo, es decir en la reducción de la dosis debida a la irradiación externa, que ha sido calculada por Jouve et al. (1993) en 3.5 veces inferior a antes de la retirada del suelo.

En resumen, los resultados obtenidos nos permite afirmar que la técnica empleada presenta una eficacia óptima desde el punto de vista de la descontaminación. La decisión sobre su inclusión y puesta en práctica como parte de una intervención forma parte de un análisis más detallado que depende de numerosos factores, indicados algunos de ellos brevemente en este trabajo si bien no es el objetivo principal del mismo.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la participación del personal del Centro de Estudios Nucleares de Cadarache (Francia) en cuya colaboración se realizó el trabajo experimental.

REFERENCIAS

- Alexakhin R.M. (1991): Countermeasures in agricultural production as a powerful factor in liquidation of the Chernobyl Accident consequences. *Workshop on Relative effectiveness of agricultural countermeasures techniques*. Brussels.
- Bergeijk K.E., Noordijk H., Lembrechts J., Frissel

- M.J. (1992): Influence of pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocaesium and strontium as analyzed by nonparametric method. *J. Environ. Radioactivity*, **15**, 265-276
- Cremers A., Elsen A., De Petrer P., Maes A. (1988): Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*, **335**, 247-249
- Cremers A., Elsen A., Valcke E., Wauters J., Sandalls F.J., Gaudern S.L. (1989): The sensitivity of upland soils to caesium contamination, in "Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments". Elsevier Publishers, 238-247
- FAO (1988)
- Frissel M.J. (1996): Soils role in the restoration of terrestrial sites contaminated with radioactivity, in "Radioecology and the restoration of radioactive-contaminated sites". Kluwer Academic Publishers, 85-102
- Jouve A., Maubert H., Millán R., Kutlamedov Y. (1993): Rehabilitation of soils and surfaces after a nuclear accident, in "High level radioactive waste and spent fuel management", 2, 273-276
- Kerekes A., Falk R., Suomela J. (1991): Analysis of hot particles collected in Sweden after the Chernobyl accident. *SSI-Report-91-02 of the Swedish Radiation Protection Institute*. 25 pp.
- Kliashtorin A.L., Shecheglov A.I., Tikhomirov F.A. (1995): Chemical forms of g-emitting radionuclides in soils adjacent to the Chernobyl NPP. *Science of the Total Environment*, **164**, 177-184
- Konoplev A.V., Viktorova N.V., Virchenko E.P., Popov V.E., Bulgakov A.A., Desmet G. (1993): Influence of agricultural countermeasures on the ratio of different chemical forms of radionuclides in soil and soil solution. *Science of the Total Environment*, **137**, 147-162
- Maubert H., Jouve A., Mary N., Millán R. (1992): Agricultural soils decontamination techniques; methods and results of test realised near Chernobyl, en *Impact des installations nucléaires sur l'environnement*. Séminaire SFRP-FS. Suisse
- Millán R., Romero L., Gutiérrez J. (1993): Rehabilitación de suelos tras accidente: utilización de polímeros orgánicos y vegetación natural. *Revista de la Sociedad Nuclear Española*, **123**, 21
- Millán R. (1995): Metodologías aplicables para la recuperación de áreas en situación postaccidente nuclear. *Tesis doctoral*. Universidad Autónoma de Madrid ed. 247 pp.
- Rauret G. & Firsakova S. (1995): The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices. Informe EUR-16528-EN. 182 pp.
- Romanov G.N., Stukin D.A., Alexakhin R.M. (1991): Peculiarities of Sr-90 migration in the environment, en *Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major accidents*, Volumen 1.
- Sandalls F.J., Segal M.G., Victorova N. (1993): Hot particles from Chernobyl: A review. *J. Environ. Radioactivity*, **18**, 5-22
- Sawhney B.L. (1966): Kinetics of caesium sorption by clay minerals. *Soil Science Society of America*, **30**, 565-569
- Schuller P., Handl J., Trumper R.E. (1988): Dependence of the Cs-137 soil-to-plant transfer factor on soil parameters. *Health Physics*, **55**, 575-577
- Tcherkezian V., Shkinev V., Khitrov L., Koleskov G. (1994): Experimental approach to Chernobyl hot particles. *J. Environ. Radioactivity*, **22**, 127-139
-