



---

---

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

**EVIDENCIAS DE Cs-137 EN EL ÁREA DE  
CANALES Y CHINAMPAS DE XOCHIMILCO;  
IMPLICACIONES AMBIENTALES**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRA EN INGENIERIA  
(AMBIENTAL)

PRESENTA  
ING. QUÍMICO ALEJANDRA AGUAYO RÍOS

**Director de Tesis:  
Dr. Tomas González Moran**

Evidencias de Cs-137 en el área de canales y chinampas de Xochimilco  
Implicaciones Ambientales

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Rosario Iturbe Argüelles  
Secretario: M. en C. Rolando Salvador García Gómez  
Vocal: Dr. Tomás González Morán  
Primer Suplente: Dra. Georgina Fernández Villagomez  
Segundo Suplente: M. en I. Ana Elisa Silva Martínez

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Tomás González Morán

ALUMNA:

Ing. Químico Alejandra Aguayo Ríos



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AVENIDA DE  
MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

RECIBI COPIA DE: ( ) TRABAJO ESCRITO

(XXXX) TESIS

DESARROLLADO POR LA ALUMNA: ALEJANDRA AGUAYO RIOS

PARA PRESENTAR EXAMEN:

( ) DE ESPECIALIZACION

(XX) DE GRADO

EN INGENIERIA: AMBIENTAL 490

PRESIDENTE: DRA. ROSARIO ITURBE ARGÜELLES  
SECRETARIO: M. EN C. ROLANDO SALVADOR  
GARCIA GOMEZ  
VOCAL: DR. TOMAS GONZALEZ MORAN  
SUPLENTE: DRA. GEORGINA FERNANDEZ  
VILLAGOMEZ  
SUPLENTE: M. EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ

FIRMA FECHA

<i>Rosario Iturbe</i>	27/02/08
<i>Rolando Garcia</i>	27/02/08
<i>Tomas Moran</i>	27/02/08
<i>Georgina Fernandez</i>	27/02/08
<i>Ana Elisa Silva</i>	27-02-08



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

DR. JUAN GENESCÁ LLONGUERAS  
Coordinador del Programa de Posgrado en Ingeniería  
Presente.

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: "EVIDENCIAS DE CS-137 EN EL AREA DE CANALES Y CHINAMPAS DE XOCHIMILCO, IMPLICACIONES AMBIENTALES" para obtener el grado de Maestra en Ingeniería con opción en (AMBIENTAL) 490, que presenta la alumna: ALEJANDRA AGUAYO RIOS.

Considero que el mencionado trabajo es satisfactorio, por lo que lo apruebo sin otorgarle créditos académicos.

Quedo enterado de que formaré parte del jurado en la fecha y hora en que se me comunicará posteriormente.

Atentamente,

DRA. ROSARIO ITURBE ARGÜELLES

---



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AVENIDA DE  
MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

DR. JUAN GENESCÁ LLONGUERAS  
Coordinador del Programa de Posgrado en Ingeniería  
Presente.

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: "EVIDENCIAS DE CS-137 EN EL AREA DE CANALES Y CHINAMPAS DE XOCHIMILCO, IMPLICACIONES AMBIENTALES" para obtener el grado de Maestra en Ingeniería con opción en (AMBIENTAL) 490, que presenta la alumna: ALEJANDRA AGUAYO RIOS.

Considero que el mencionado trabajo es satisfactorio, por lo que lo apruebo sin otorgarle créditos académicos.

Quedo enterado de que formaré parte del jurado en la fecha y hora en que se me comunicará posteriormente.

Atentamente,

M. EN C. ROLANDO SALVADOR GARCIA GOMEZ

---



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA**

DR. JUAN GENESCÁ LLONGUERAS  
Coordinador del Programa de Posgrado en Ingeniería  
P r e s e n t e .

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: "EVIDENCIAS DE CS-137 EN EL AREA DE CANALES Y CHINAMPAS DE XOCHIMILCO, IMPLICACIONES AMBIENTALES" para obtener el grado de Maestra en Ingeniería con opción en (AMBIENTAL) 490, que presenta la alumna: ALEJANDRA AGUAYO RIOS.

Considero que el mencionado trabajo es satisfactorio, por lo que lo apruebo sin otorgarle créditos académicos.

Quedo enterado de que formaré parte del jurado en la fecha y hora en que se me comunicará posteriormente.

Atentamente,

DR. TOMAS GONZALEZ MORAN

---

---



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AVENIDA DE  
MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

DR. JUAN GENESCÁ LLONGUERAS  
Coordinador del Programa de Posgrado en Ingeniería  
Presente.

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: "EVIDENCIAS DE CS-137 EN EL AREA DE CANALES Y CHINAMPAS DE XOCHIMILCO, IMPLICACIONES AMBIENTALES" para obtener el grado de Maestra en Ingeniería con opción en (AMBIENTAL) 490, que presenta la alumna: ALEJANDRA AGUAYO RIOS.

Considero que el mencionado trabajo es satisfactorio, por lo que lo apruebo sin otorgarle créditos académicos.

Quedo enterado de que formaré parte del jurado en la fecha y hora en que se me comunicará posteriormente.

Atentamente,

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Georgina V.' with a stylized flourish.

DRA. GEORGINA FERNANDEZ VILLAGOMEZ

---



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

DR. JUAN GENESCÁ LLONGUERAS  
Coordinador del Programa de Posgrado en Ingeniería  
Presente.

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: "EVIDENCIAS DE CS-137 EN EL AREA DE CANALES Y CHINAMPAS DE XOCHIMILCO, IMPLICACIONES AMBIENTALES" para obtener el grado de Maestra en Ingeniería con opción en (AMBIENTAL) 490, que presenta la alumna: ALEJANDRA AGUAYO RIOS.

Considero que el mencionado trabajo es satisfactorio, por lo que lo apruebo sin otorgarle créditos académicos.

Quedo enterado de que formaré parte del jurado en la fecha y hora en que se me comunicará posteriormente.

Atentamente,

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Ana Elisa Silva Martínez'.

M. EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ

---



## Dedicatoria

A mi hijo ALEJANDRO la luz de mi vida

A mis padres BERTHA Y FEDERICO por su gran apoyo y enseñanza de hoy y siempre

A mis hermanos: FEDERICO, GERARDO, CLAUDIA y A mi tía TERESA por su confianza, estímulo y ayuda incondicional

A: ELIZABETH, RENÉ Y YOLANDA por nosotros

A mis amigos JAVIER y OLIVIA por todas esas historias juntos

A los ALTAMIRANO-RIVERA por permitirme caminar con ustedes

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Dr. Tomás González Morán, por su amistad de todos estos años, sus comentarios y observaciones, a este trabajo de tesis.

Al M. en C. Faustino Juárez Sánchez por su asesoría, apoyo y todas las facilidades brindadas de uso de equipos.

A las Dras. Rosario Iturbe Argüelles y Georgina Fernández Villagómez, así como a la M. en I. Ana Elisa Silva y al M. en C. Rolando Salvador García Gómez por sus valiosas críticas y sugerencias hechas para la elaboración de este trabajo.

A la Dra, Flor Arcega Cabrera por su asesoría en el análisis estadístico.

Al Dr. Jesús Hernán Ruiz Flores por su valiosa colaboración durante el trabajo de campo.

A la UNAM, por permitir mi desarrollo académico y al Instituto de Geofísica por brindarme un espacio y la enorme oportunidad de aprender.

# *Índice*

<b>INDICE DE TABLAS</b>	iii
<b>INDICE DE FIGURAS</b>	iv
<b>RESUMEN</b>	1
<b>CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN</b>	2
<b>CAPÍTULO 2 ANTECEDENTES</b>	6
<b>CAPÍTULO 3 OBJETIVOS</b>	
3.1 Objetivo General	11
3.2 Objetivos Particulares	11
<b>CAPÍTULO 4 ACTIVIDADES QUE INVOLUCRAN EL USO DE ENERGÍA NUCLEAR Y ACCIDENTES RELEVANTES REPORTADOS</b>	
4.1 Generalidades	12
4.2 Casos de Estudio	15
4.2.1 Kyshtym, antes URSS (Medvedev, 1976)	15
4.2.2 Windscale, Inglaterra (Nuclear Engineering, 1957)	16
4.2.3 Three Mile Island, Pensilvania, EEUU (Kemeny, 1979)	16
4.2.4 Chernobil, Ucrania antes URSS	17
<b>CAPÍTULO 5 EL CESIO Y SUS ISÓTOPOS. PROPIEDADES, APLICACIONES, CARACTERÍSTICAS Y EFECTOS</b>	
5.1 Cesio	21
5.1.1 Propiedades	21
5.1.2 Usos	21
5.1.3 Cs en materiales parentales	22
5.1.4 Isótopos del Cs	23
5.2 Cs-137	24
5.3 Cs en suelos	25
5.3.1 Presencia de Cs en suelos	25
5.3.2 Química del Cs en suelos	26
5.3.3 Distribución y transporte del Cs en suelos	27
5.4 Metabolismo del Cs	28

<b>CAPÍTULO 6</b>	
<b>LA RADIATIVIDAD COMO HERRAMIENTA ANALÍTICA</b>	
6.1 Fundamentos teóricos	30
6.2 Ley de la radiactividad	31
6.3 Equilibrio radioactivo	33
6.4 Series de decaimiento radioactivo	36
<b>CAPÍTULO 7</b>	
<b>MÉTODOS DE DETECCION Y MEDIDA</b>	
7.1 Detectores gaseosos por ionización	39
7.1.1 Cámara de ionización	41
7.1.2 Contador Proporcional	42
7.1.3 Contador Geiger-Müller	43
7.2 Detectores por excitación	44
7.2.1 Detectores por centelleo	44
7.2.2 Detectores termoluminiscentes	46
7.3 Detectores por ionización en estado sólido. Detector sólido de trazas	47
<b>CAPÍTULO 8</b>	
<b>METODOLOGÍA Y TÉCNICAS ANALÍTICAS</b>	
8.1 Zona de Estudio	49
8.1.1 Orígenes	50
8.1.2 Xochimilco en la actualidad	51
8.1.3 Características urbanas	51
8.1.4 Características edafológicas de Xochimilco	52
8.2 Toma de muestras	52
8.3 Localización de los puntos de muestreo	55
8.4 Tratamiento de la muestra	56
8.5 Equipo utilizado	58
8.6 Determinación de contenido de agua	60
8.7 Determinación de materia orgánica	60
<b>CAPÍTULO 9</b>	
<b>RESULTADOS Y SU EVALUACIÓN</b>	
9.1 Resultados	61
9.2 Contenido de agua	63
9.3 Contenido de materia orgánica	63
9.4 Contenido de Cs-137	66
<b>CAPÍTULO 10</b>	
<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	
10.1 Conclusiones	71
10.2 Recomendaciones	72
<b>CAPÍTULO 11</b>	
<b>REFERENCIAS</b>	73

<i>Índice de Tablas</i>	<i>Pág.</i>
<b>Tabla 1.1.-</b> Radionúclidos importantes en muestras ambientales. Modificado de (UNSCEAR, 1988)	4
<b>Tabla 2.1.-</b> Radionúclidos naturales con largas vidas medias (Jammet and Dousset, 1982)	6
<b>Tabla 2.2.-</b> Masas de varios núcleos, hijos, en equilibrio secular con 1 g de <sup>238</sup> U (Valkovic, 1993)	7
<b>Tabla 2.3.-</b> Promedio de exposición de radiación individual desde varias fuentes (Valkovic, 1993)	8
<b>Tabla 2.4.-</b> Vidas medias y características de decaimiento de radionúclidos producidos por rayos cósmicos atmosféricos (UNSCEAR, 1993; Jammet and Dousset, 1982)	8
<b>Tabla 2.5.-</b> Productos de fisión y activación dañinos al ser humano (Valkovic, 1993)	9
<b>Tabla 2.6.-</b> Inventario y estimación de liberación total de radionúclidos en el accidente ocurrido en 1986, en la planta nuclear de Chernobil (IAEA, 1986b)	10
<b>Tabla 4.1.-</b> Pruebas Nucleares. Modificado de (Salbu, 2001)	13
<b>Tabla 4.2.-</b> Algunos accidentes de naves espaciales reportados	14
<b>Tabla 4.3.-</b> Accidentes relevantes de aeronaves con misiles nucleares (AMAP 1997; Espinoza, 1998)	14
<b>Tabla 4.4.-</b> Accidentes de submarinos equipados con dispositivos nucleares (Greenpeace, 1996)	14
<b>Tabla 4.5.-</b> Sitios de disposición y manejo de residuos nucleares	14
<b>Tabla 4.6.-</b> Accidentes ocurridos en instalaciones nucleares	15
<b>Tabla 5.1.-</b> Características del Cs (Lenntech, 2008)	22
<b>Tabla 5.2.-</b> Concentraciones registradas de Cs en materiales parentales	23
<b>Tabla 5.3.-</b> Isótopos principales del Cs (PUCmm, 2001)	23
<b>Tabla 5.4.-</b> Concentraciones registradas de Cs en suelos	26
<b>Tabla 5.5.-</b> Disponibilidad de Cs-137 (Evans <i>et al.</i> , 1966)	27
<b>Tabla 6.1.-</b> Partículas producidas por desintegración radiactiva espontánea (Ewing, 1978)	30
<b>Tabla 9.1.-</b> Resultados de los análisis de contenido de agua, materia orgánica original y con remoción parcial y los respectivos resultados obtenidos de Cs-137 realizados a las muestras de suelo del área de Xochimilco	62

## Índice de Figuras

**Pág.**

<b>Figura 4.1.</b> -Explosiones nucleares, a nivel mundial, registradas por el Servicio Sismológico Suizo durante 1945-1998	13
<b>Figura 4.2.</b> -Distribución espacial de radiactividad en el hemisferio norte 10 días después del accidente de Chernobil como fue ilustrado por el Laboratorio Nacional Lawrence Livermore y el Departamento de energía de USA	19
<b>Figura 5.1.</b> -Proceso de producción de Cs-137 (Kudo <i>et al.</i> , 2001)	24
<b>Figura 6.1.</b> -Diagrama de decaimiento del $^{137}\text{Cs}$ (Modificado de Kudo <i>et al.</i> , 1991)	35
<b>Figura 6.2.</b> -Curva de desintegración del $^{238}\text{U}$ (Arnikar, 1987)	35
<b>Figura 6.3.</b> -Serie de decaimiento del $^{232}\text{Th}$ , serie 4n (Modificado de Geyh, 1990)	36
<b>Figura 6.4.</b> -Serie de decaimiento del Actinio $^{235}\text{U}$ , serie 4n+3 (Modificado de Geyh, 1990)	37
<b>Figura 6.5.</b> -Serie de decaimiento del $^{238}\text{U}$ , serie 4n+2 (Modificado de Geyh, 1990)	37
<b>Figura 6.6.</b> -Decaimiento del $^{40}\text{K}$ (Krane, 1988)	38
<b>Figura 7.1.</b> -Circuito elemental para una cámara de ionización (Ewing, 1978)	39
<b>Figura 7.2.</b> -Número de iones colectados en función del voltaje aplicado. La curva a representa a las partículas alfa; la b a las partículas Beta (Ewing, 1978)	40
<b>Figura 7.3.</b> -Cámara de ionización (CCEN, 2005)	42
<b>Figura 7.4.</b> -Detector Geiger (CCEN, 2005)	43
<b>Figura 7.5.</b> -Detector de centelleo (CCEN, 2005)	44
<b>Figura 8.1.</b> -Localización de la zona de estudio	49
<b>Figura 8.2.</b> -Canal del Bordo	53
<b>Figura 8.3.</b> -Zona de estudio y ubicación de puntos de muestreo	54
<b>Figura 8.4.</b> -Toma de muestras	55
<b>Figura 8.5.</b> -Determinación con materia orgánica	57
<b>Figura 8.6.</b> -Determinación con eliminación de materia orgánica	57

<b>Figura 8.7.</b> -Esquema del equipo	58
<b>Figura 8.8.</b> -Espectro estándar multinúclido	59
<b>Figura 9.1.</b> -Contenido de agua de las muestras colectadas en el área de Xochimilco (los valores en cada barra indican el número de Muestra)	63
<b>Figura 9.2.</b> -Porcentaje de materia orgánica determinado por pérdida de Peso (los valores en cada barra corresponden al número de Muestra)	64
<b>Figura 9.3.</b> -Representación espacial de contenido de materia orgánica en la zona de estudio	66
<b>Figura 9.4.</b> -Porcentaje de materia orgánica posterior al tratamiento con H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	67
<b>Figura 9.5.</b> -Gráfica comparativa de porcentaje de materia orgánica antes y después del tratamiento con agua oxigenada	68
<b>Figura 9.6.</b> -Representación espacial de actividad de Cs-137 con remoción parcial de materia orgánica en la zona de estudio	69

## ***R e s u m e n***

La contaminación ambiental es un problema que a todos preocupa. En particular, el uso y manejo de materiales radiactivos producto de la fisión nuclear del uranio, es utilizado en muchos campos, que incluyen: tratamientos médicos, investigación, satélites artificiales, centrales energéticas, etc. Sin embargo la mala disposición de estos materiales, accidentes tecnológicos o usos bélicos ocasionan la liberación de estas sustancias al ambiente con las consabidas consecuencias para la población y su entorno. El propósito de esta investigación es presentar evidencias de emisiones radiactivas, a la atmósfera, midiendo Cs-137 en suelos de la zona chinampera de Xochimilco. Dadas las características de vida media de este isótopo, los resultados permiten correlacionar la presencia del radioisótopo con la catástrofe nuclear ocurrida, en 1986, en la central nuclear de Chernobil, Ucrania. Otros estudios realizados por el Instituto de Investigaciones Nucleares corroboran la presencia de Cs-137 y otros productos de fisión en filtros de aire que indican la llegada de la pluma radiactiva a México. El área de estudio pertenece del antiguo sistema de lagos someros existentes en la Cuenca de México y se encuentra al sur de la Ciudad de México. Se caracteriza por ser una antigua zona de gran productividad agrícola desde épocas prehispánicas así como de suelos de gran contenido de arcilla y material orgánico. No existen reportes de trabajos similares en zonas de suelos de estas características que propiciaron la acumulación de material radiactivo. En este trabajo se recolectaron 30 muestras en un área de 2 km<sup>2</sup> determinando contenido de agua [12.1- 49.5%], y materia orgánica [6.8-40.4%]. La cuantificación de <sup>137</sup>Cs en las muestras de suelo se realizó con un detector NaI.Tl de 2X2 encontrándose valores bajos de [0.1-2.69 Bq/kg s.s.] comparados con los límites de referencia establecidos para suelos de otras características, muy diferentes a los de Xochimilco.



# CAPÍTULO 1

## *Introducción*

La búsqueda de recursos energéticos baratos, no contaminantes y casi inagotables ha sido la meta del hombre. Los combustibles tradicionalmente usados como: carbón, petróleo, gas, etc., resultan caros, contaminan y son escasos. El gran salto cuantitativo en este camino, lo dio el descubrimiento, hacia 1938-1939, de la fisión nuclear. La separación del núcleo atómico en otros elementos, liberando gran cantidad de energía. El descubrimiento de la radiactividad ha sido uno de los grandes acontecimientos en la historia de la humanidad. Ha impulsado multitud de progresos, de los cuales el ser humano se ha visto beneficiado. Sin embargo, también ha sido utilizada para fines bélicos, lo que ha provocado el rechazo de la población hacia su uso, en la vida cotidiana (Modificado de Tikva *et al.*, 2004).

La radiactividad es un fenómeno natural, originado dentro del núcleo del átomo. Surge como consecuencia de la inestabilidad de ciertos elementos, los cuales, para lograr su estabilidad, se transforman en otro elemento diferente, emitiendo rayos gamma y partículas alfa o beta. Cada elemento radiactivo, está caracterizado por una vida promedio, que puede variar desde unos cuantos segundos hasta millones de años. Gracias a las características de los elementos radiactivos, éstos han sido utilizados en un gran número de aplicaciones. Por ejemplo: en la naturaleza existen elementos radiactivos, como el torio o el uranio, que permiten conocer la edad de la Tierra, del Universo, de los procesos geológicos y aun de la historia de la humanidad; por lo que estos elementos se pueden considerar como cronómetros de la naturaleza (Geyh and Schleicher, 1990).

Los elementos radiactivos pueden generarse con ayuda de reactores nucleares y aceleradores de partículas. Estos radioelementos sintéticos han sido utilizados como trazadores o rastreadores en numerosos procesos biológicos, químicos, físicos, geológicos, industriales, médicos, etc., que permiten ver el interior de un organismo o material sin perturbar su ciclo natural. La radiactividad es también utilizada para modificar las propiedades mecánicas y químicas de los materiales, para esterilizar alimentos, materiales y equipos quirúrgicos, para controlar plagas, diagnosticar y tratar ciertas enfermedades o para autenticar obras de arte. Adicionalmente, las transformaciones

nucleares liberan una gran cantidad de energía, que es aprovechada en las centrales nucleares para generar electricidad. Sin embargo, este mismo principio es también explotado en usos militares (Fabrikant, 1983).

La determinación de radionúclidos en muestras ambientales es de gran importancia, especialmente en lo referente a la protección de la población civil y principalmente cuando hay un accidente que libera radiactividad, al medio ambiente, como fue el caso de Chernobil. La explosión ocurrida en esta central nuclear produjo una nube radiactiva que se extendió a miles de kilómetros, contaminando gran parte del hemisferio Norte (Pourchet *et al.*, 1987; ApSimon *et al.*, 1989). La evaluación de un accidente nuclear requiere caracterizar el tipo y forma de los radionúclidos liberados y la aplicación de prácticas confiables para su análisis. Antes de evaluar la dosis de radiación a la que esta expuesta una población, se requiere un conocimiento preciso de la actividad de un buen número de radionúclidos. La determinación de la contaminación radiactiva en el medio ambiente después de la liberación, es la base para la evaluación de la dosis a la población que resulta de la liberación de radiactividad en el medio ambiente, la estimación del potencial de efectos clínicos a la salud, y, la implementación de medidas para proteger a la población (Valkovic, 1993). Por esta razón, es recomendable analizar muestras de diversas matrices ambientales, como por ejemplo: aire, agua, suelo, tejidos animales, fluidos orgánicos y plantas, etc., siendo la frecuencia determinada por el tipo de evento ocurrido, así como, de las características de los radionúclidos liberados.

La radiactividad en partículas de aire, proporciona el primer indicador para identificar el espectro de radionúclidos que incrementan el nivel base de la región en estudio. Los radionúclidos aparecerán rápidamente en el aire y las muestras darán el primer indicio de la naturaleza del proceso contaminante. Los materiales radiactivos en el aire, pueden incidir en el hombre por inhalación, ingestión de partículas depositadas en la vegetación, o por ingestión de productos derivados de animales que estuvieron expuestos a materiales radiactivos. El agua de lluvia y la nieve, representan también buenos indicadores de contaminación radiactiva. En algunos lugares los cuerpos de agua y el agua de lluvia pueden ser utilizados como patrones significativos de radionúclidos de corta vida media, como por ejemplo radiyodo. El agua utilizada por organismos vivos y/o con propósitos de irrigación, representa otra fuente de radionúclidos en alimentos, lo mismo que el agua de mar, para organismos marinos: moluscos, pescados y algas.

Por otra parte, los suelos contaminados representan una fuente directa de radionúclidos que contaminan los productos agrícolas. La cubierta vegetal proporciona un camino

directo de radionúclidos a los animales y luego al hombre, a través de su carne y/o leche (Warner and Harrison, 1993; Kline *et al.*, 1973; Simpson *et al.*, 1977, 1981).

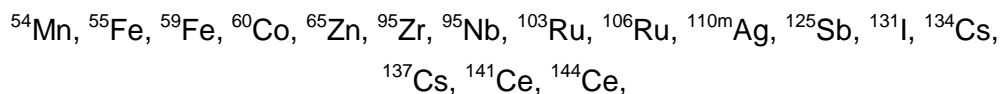
Los sedimentos en (mares, lagos, lagunas, etc.) pueden representar una fuente de contaminación para los organismos acuáticos. El material sedimentario contaminado usado como fertilizante podría también incrementar los niveles de radiactividad del suelo.

Los niveles de radionúclidos en el medio ambiente y comida han sido recopilados por el Comité Científico de las Naciones Unidas para evaluar los efectos de radiaciones atómicas (United Nations Commission the Effects of Atomic Radiation) UNSCEAR. En general, los radionúclidos de mayor importancia detectados en comida y muestras ambientales son:

**Tabla 1.1 Radionúclidos importantes en muestras ambientales.  
Modificado de (UNSCEAR, 1988)**

Aire	$^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$
Agua	$^3\text{H}$ , $^{89}\text{Sr}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$
Suelo	$^{90}\text{Sr}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{238}\text{Pu}$ , $^{239}\text{Pu}$ y $^{240}\text{Pu}$ , $^{241}\text{Am}$ , $^{242}\text{Cm}$
Vegetación	$^{89}\text{Sr}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{95}\text{Zr}$ , $^{95}\text{Nb}$ , $^{103}\text{Ru}$ , $^{106}\text{Ru}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{141}\text{Ce}$ , $^{144}\text{Ce}$
Leche	$^{89}\text{Sr}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$
Carne	$^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$
Otros alimentos	$^{89}\text{Sr}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$

Los procesos biológicos de concentración en el agua dulce y sistemas marinos pueden tener como resultado una rápida transferencia y enriquecimiento de radionúclidos específicos. Los radionúclidos que se incorporan al ecosistema pueden, en ciertos casos, ser acumulados rápidamente por plancton y algas. Los cuales, al ser alimento de organismos de niveles tróficos superiores promueven la concentración de radionúclidos. Los radionúclidos de particular interés en la cadena alimenticia en el ciclo hidrológico son:



y algunos de los elementos transuránidos (Valkovic, 1993).

En México, las primeras estimaciones de radionúclidos en el medio ambiente fueron realizadas, en 1964, por el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, con el propósito de obtener datos pre-operacionales y adquirir la licencia del reactor TRIGA

MARK III, que inició operaciones el 8 de Noviembre de 1968, en Salazar, Edo. de México (Alvarado *et al.*, 2002; Gaso *et al.*, 2000).

También, la puesta en marcha de la Planta Nuclear de Laguna Verde, Veracruz, requirió el establecimiento de un programa pre-operacional de monitoreo ambiental radiológico en la época de los 70's. Los estudios de rutina intensivos iniciaron en 1986 y su operación comercial en octubre de 1989 (Salazar *et al.*, 1994).

El desarrollo de instalaciones nucleares a nivel mundial, ha ocasionado que el Cs-137, un residuo de alta actividad asociado con la operación de reactores nucleares y plantas de reprocesamiento de combustible, haya sido detectado en suelos en todo el planeta.

En este trabajo, se presentan los resultados de la actividad específica de  $^{137}\text{Cs}$ , obtenidos de muestras de suelos lacustres del área de Xochimilco.

## CAPÍTULO 2

### *Antecedentes*

Los radionúclidos que se han encontrado en el medio ambiente se pueden dividir en tres grupos (Tykva and Berg, 2004):

- 1) Núclidos naturales de vida media, muy larga, presentes desde la formación de la Tierra y sus hijos núclidos de vida media más corta.
- 2) Núclidos naturales de vida media corta, en la escala de tiempo geológica, que están siendo continuamente producidos por radiación de rayos cósmicos.
- 3) Núclidos creados y liberados al medio ambiente por actividades humanas.

Algunos de los radionúclidos naturales de vida media, larga, se muestran en la Tabla 2.1 varios de estos elementos se encuentran en cantidades no despreciables al hombre. Por ejemplo, el potasio, es un elemento esencial, que se encuentra bajo estricto control homeostático en el cuerpo. La concentración de masa promedio, para un adulto del género femenino, es de alrededor de 2 g por kg de peso.

**Tabla 2.1 Radionúclidos naturales con largas vidas medias (Jammet and Dousset, 1982)**

Radionúclido	Vida media (10 <sup>9</sup> años)	Actividad específica/ Ci (g del elemento) <sup>-1</sup>	Radiactividad
<sup>40</sup> K	1.27	8.3 x 10 <sup>-10</sup>	β
<sup>50</sup> V	6 x 10 <sup>5</sup>	2.8 x 10 <sup>-14</sup>	β
<sup>87</sup> Rb	47	2.5 x 10 <sup>-8</sup>	β
<sup>115</sup> In	6 x 10 <sup>5</sup>	5 x 10 <sup>-12</sup>	β
<sup>138</sup> La	110	2.1 x 10 <sup>-12</sup>	β
<sup>142</sup> Ce	5 x 10 <sup>6</sup>	5.7 x 10 <sup>-14</sup>	α
<sup>147</sup> Sm	110	3.4 x 10 <sup>-9</sup>	α
<sup>148</sup> Sm	1.2 x 10 <sup>4</sup>	2.2 x 10 <sup>-11</sup>	α
<sup>149</sup> Sm	4 x 10 <sup>5</sup>	8.2 x 10 <sup>-13</sup>	α
<sup>152</sup> Gd	1.1 x 10 <sup>5</sup>	4.1 x 10 <sup>-12</sup>	α
<sup>174</sup> Hf	4.3 x 10 <sup>5</sup>	8.4 x 10 <sup>-14</sup>	α
<sup>144</sup> Nd	5 x 10 <sup>6</sup>	1.2 x 10 <sup>-13</sup>	α
<sup>190</sup> Pt	700	3.3 x 10 <sup>-13</sup>	α
<sup>192</sup> Pt	106	1.4 x 10 <sup>-14</sup>	α
<sup>204</sup> Pb	1.4 x 10 <sup>8</sup>	1.8 x 10 <sup>-16</sup>	α
<sup>232</sup> Th	14	1.1 x 10 <sup>-7</sup>	α
<sup>235</sup> U	0.71	1.5 x 10 <sup>-8</sup>	α
<sup>238</sup> U	4.5	3.3 x 10 <sup>-7</sup>	α

Dentro de este contexto, los isótopos de Uranio y Torio, así como sus series, son de particular interés, debido a la formación de varios radionúclidos durante estos decaimientos. La Tabla 2.2, muestra las masas de varios núcleos hijos en equilibrio secular con 1 g de  $^{238}\text{U}$ . Los gases, radón  $^{222}\text{Rn}$  y torón  $^{220}\text{Rn}$ , son de especial interés y se forman como progenie de uranio y torio, en rocas y suelo. Ellos son emitidos desde el suelo a la atmósfera, donde decaen y forman productos hijos. Isótopos de polonio, bismuto y plomo, permanecen en el aire hasta que decaen, o son depositados por la lluvia y por difusión al suelo (Valkovic, 1993).

**Tabla 2.2. Masas de varios núcleos, hijos, en equilibrio secular con 1 g de  $^{238}\text{U}$  (Valkovic, 1993)**

Isótopo	Masa (g)
$^{238}\text{U}$	1.0
$^{234}\text{Th}$	$1.4 \times 10^{-11}$
$^{234\text{m}}\text{Pa}$	$4.8 \times 10^{-16}$
$^{234}\text{U}$	$5.4 \times 10^{-6}$
$^{230}\text{Th}$	$1.8 \times 10^{-5}$
$^{226}\text{Ra}$	$33 \times 10^{-7}$
$^{222}\text{Rn}$	$2.2 \times 10^{-10}$
$^{218}\text{Po}$	$1.2 \times 10^{-15}$
$^{214}\text{Pb}$	$10 \times 10^{-14}$
$^{214}\text{Bi}$	$7.4 \times 10^{-15}$
$^{212}\text{Pb}$	$4.1 \times 10^{-9}$
$^{210}\text{Bi}$	$2.7 \times 10^{-12}$
$^{210}\text{Po}$	$7.4 \times 10^{-11}$

Radón, Torón y sus productos de decaimiento, son las fuentes más importantes de exposición radiactiva para el público en general, contribuyendo en promedio a cerca de la mitad de la dosis, equivalente total efectiva, recibida de la radiactividad natural y antropogénica (Tabla 2.3). La contribución del radón a la dosis equivalente efectiva anual del hombre desde fuentes de radiación natural en áreas de base normal es de 1.3 mSv, representando el 55% del total de radiación.

El grupo de radionúclidos que sigue en importancia, es el que incluye radioisótopos producidos por rayos cósmicos. Las proporciones de producción de isótopos radiactivos pueden ser estimadas razonablemente bien desde el espectro de energía de rayos cósmicos primarios y secundarios y el conocimiento de las secciones de reacción nuclear correspondiente. Una lista de isótopos radiactivos producidos por rayos cósmicos, sus vidas medias y su radiación principal se presenta, en la Tabla 2.4.

**Tabla 2.3. Promedio de exposición de radiación individual desde varias fuentes (Valkovic, 1993)**

Fuentes de radiación	Dosis efectiva equivalente por año (mSv)
<b>Natural</b>	
Rayos cósmicos al nivel del mar	0.37
Radón ( $^{222}\text{Rn}$ y $^{220}\text{Rn}$ )	1.3
Potasio ( $^{40}\text{K}$ )	0.3
Otras fuentes naturales	0.4
<b>Antropogénicas</b>	
Uso de radiación médica	0.4-1.0
Estudios de explosivos nucleares	0.01
Producción de energía nuclear	0.002

**Tabla 2.4. Vidas medias y características de decaimiento de radionúclidos producidos por rayos cósmicos atmosféricos (UNSCEAR, 1993; Jammet and Dousset, 1982)**

Radionúclido	vida media	radiación principal
$^{10}\text{Be}$	$1.6 \times 10^6$ años	$\beta$ 555 keV
$^{26}\text{Al}$	$7.2 \times 10^6$ años	$\beta^+$ 1.17 MeV; $\gamma$ 1.81 MeV, 511KeV
$^{35}\text{Cl}$	$3.00 \times 10^6$ años	$\beta$ 714 keV
$^{80}\text{Kr}$	$2.13 \times 10^6$ años	K rayos X
$^{14}\text{C}$	5730 años	$\beta$ 156 keV
$^{32}\text{Si}$	650 años	$\beta$ 210 keV
$^{39}\text{Ar}$	269 años	$\beta$ 565 keV
$^3\text{H}$	12.33 años	$\beta$ 18.6 keV
$^{22}\text{Na}$	2.60 años	$\beta^+$ 0.545, 1.82 MeV; $\gamma$ 1.275 MeV, 511 KeV
$^{35}\text{S}$	87.4 días	$\beta$ 167 KeV
$^7\text{Be}$	53.3 días	E.C. $\gamma$ 477 KeV
$^{37}\text{Ar}$	35 días	rayos K-X, Bremsstrahlung a 0.81 MeV
$^{33}\text{P}$	25.3 días	$\beta$ 248 keV
$^{32}\text{P}$	14.28 días	$\beta$ 1.710 MeV
$^{28}\text{Mg}$	21 horas	$\beta$ 0.459, $\gamma$ 1.35, 0.31, 0.95, 0.40 MeV
$^{24}\text{Na}$	15.02 horas	$\beta$ 1.389 MeV; $\gamma$ 1.369, 2.754 MeV
$^{38}\text{S}$	2.83 horas	$\beta$ 3.0, $\gamma$ 1.88 MeV; $\gamma$ 1.6, 2.17 MeV
$^{31}\text{Si}$	2.62 horas	$\beta$ 1.48 MeV; $\gamma$ 1.26 MeV
$^{18}\text{F}$	109.8 min	$\beta^+$ 0.635 MeV, 511 keV
$^{39}\text{Cl}$	56.2 min	$\beta$ 1.91 a 3.45 MeV; $\gamma$ 0.246, 1.27, 1.52 MeV
$^{35}\text{Cl}$	37.9 min	$\beta$ 4.91 MeV; $\gamma$ 1.6, 2.17 MeV
$^{34\text{m}}\text{Cl}$	31.99 min	$\beta^+$ 2.48 MeV; $e^-$ 0.142 MeV; $\gamma$ 1.17, 2.12, 3.30 MeV; 0.511 KeV

El tercer grupo de radionúclidos es el que comprende los producidos por explosiones nucleares y aquellos, presentes en la radiación de combustible de reactor. Esto incluye varios cientos de radionúclidos, pero solo un número limitado contribuye

significativamente a la exposición humana. Entre estos, se incluirían productos de fisión y activación. Los gases nobles radiactivos, por ejemplo  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{133}\text{Xe}$ , no son considerados ya que no contribuyen significativamente a exposición interna vía la cadena alimenticia. Los radionúclidos producidos en procesos de fisión y activación que pueden causar severos daños a la exposición humana, se muestran en la Tabla 2.5 (Valkovic, 1993).

**Tabla 2.5. Productos de fisión y activación dañinos al ser humano (Valkovic,1993)**  
min =minuto, d = día, a = año, h = hora, EC = captura de electrones

Núclido	vida media	producido por fisión (%)	decaimiento mayor
<b>Productos de fisión</b>			
$^{89}\text{Sr}$	50.5 d	4.77	$\beta^-$
$^{90}\text{Sr}$ , $^{90}\text{Y}$	28.7 a, 64.1 h	5.76	$\beta^-$ , $\beta^-$
$^{95}\text{Zr}$ , $^{95}\text{Nb}$	61.09 d, 35 d	6.51	$\beta^-$ , $\beta^-$
$^{99}\text{Mo}$ , $^{99m}\text{Tc}$	2.747 d, 6.006 h	6.09	$\beta^-$ , $\beta^-$
$^{103}\text{Ru}$ , $^{103m}\text{Rh}$	39.272 d, 56, 116 min	3.03	$\beta^-$ , $\beta^-$
$^{106}\text{Ru}$ , $^{106}\text{Rh}$	372.6 d, 29.92 s	0.4	$\beta^-$ , $\beta^-$
$^{129m}\text{Te}$	33.6 d	0.661	$\beta^-$
$^{131}\text{I}$	8.021 d	2.875	$\beta^-$
$^{132}\text{Te}$ , $^{131}\text{I}$	76.856 h, 2.3 h	4.282	$\beta^-$ , $\beta^-$
$^{137}\text{Cs}$ , $^{137m}\text{Ba}$	30 a, 2.55 min	6.136	$\beta^-$
$^{140}\text{Ba}$ , $^{140}\text{La}$	12.751 d, 1.6779 d	6.134	$\beta^-$ , $\beta^-$
$^{144}\text{Ce}$ , $^{144}\text{Pr}$	284.45 d, 17.28 d	5.443	$\beta^-$ , $\beta^-$
<b>Productos de activación</b>			
$^3\text{H}$	12.35 a		$\beta^-$
$^{14}\text{C}$	5730 a		$\beta^-$
$^{55}\text{Fe}$	2.75 a		EC
$^{55}\text{Fe}$	44.53 d		$\beta^-$
$^{54}\text{Mn}$	312.5 d		EC, $\gamma$
$^{60}\text{Co}$	5.27 a		$\beta^-$
$^{65}\text{Zn}$	243.9 d		$\beta^-$
$^{134}\text{Cs}$	754.2 d		$\beta^-$ , $\alpha$
$^{239}\text{Np}$	2.355 d		$\alpha$
$^{241}\text{Pu}$ , $^{241}\text{Am}$	14.35 a, 432 a		$\alpha$
$^{242}\text{Cm}$	162.94 d		$\alpha$
$^{238}\text{Pu}$	87.7 a		$\alpha$
$^{239}\text{Pu}$	$2.411 \times 10^4$ a		$\alpha$
$^{240}\text{Pu}$	$6.563 \times 10^3$ a		$\alpha$
$^{242}\text{Pu}$	$3.735 \times 10^5$ a		$\alpha$

Estudios atmosféricos han demostrado que, la fuente primaria de radionúclidos producidos en los procesos de fisión y presentes en el medio ambiente se deben principalmente a ensayos nucleares (Gasó *et al.*, 1998). El ser humano ha estado expuesto a estos y otros radionúclidos por casi 5 décadas, pero cabe mencionar, que se ha encontrado una baja considerable en las dos décadas pasadas (IAEA, 1986a). En años recientes, la mayor fuente de radionúclidos productos de fisión ha sido por



accidentes nucleares. La explosión de un reactor nuclear podría liberar un espectro de radionúclidos similar a la explosión de una bomba nuclear, pero las proporciones de núclidos liberados diferirían ampliamente para los dos casos. La razón para esta diferencia, radica en que durante la operación del reactor los radionúclidos, de vida larga, tienden a crecer progresivamente, mientras que radionúclidos de vida media corta, tienden a alcanzar un estado de equilibrio, al cual sus velocidades de decaimiento serían igual a las de producción. La proporción de varios radionúclidos producidos, en la operación de un reactor nuclear, cambia con el tiempo de operación y con el combustible (Benedict *et al.*,1981).

Los radionúclidos clasificados, como productos de activación son creados en reactores nucleares y otros dispositivos, por la reacción de neutrones con el combustible y materiales de construcción. Los productos de activación incluyen los isótopos de los elementos transuránicos y radioisótopos de hidrógeno, carbón, cesio, cobalto, hierro, manganeso, zinc, y una gran cantidad de otros radionúclidos.

La Tabla 2.6, muestra un inventario y un estimado de la liberación total de radionúclidos después del accidente ocurrido en la estación de energía nuclear de Chernobil, Ucrania, en Abril de 1986.

**Tabla 2.6. Inventario y estimación de liberación total de radionúclidos en el accidente ocurrido en 1986, en la planta nuclear de Chermobil (IAEA, 1986b)**  
a = año, d = día

Radionúclido	Vida Media	Inventario (E bq)	Porcentaje liberado
<sup>85</sup> Kr	10.72 a	0.033	100≈
<sup>133</sup> Xe	5.25 d	1.7	100≈
<sup>131</sup> I	8.04 d	1.3	20
<sup>132</sup> Te	3.26 d	0.32	15
<sup>137</sup> Cs	30 a	0.29	13
<sup>134</sup> Cs	2.06 a	0.19	10
<sup>89</sup> Sr	50.5 d	2	4
<sup>90</sup> Sr	29.12 d	0.2	4
<sup>95</sup> Zr	64 d	4.4	3
<sup>99</sup> Mo	2.75 d	4.8	2
<sup>103</sup> Ru	39.3 d	4.1	3
<sup>106</sup> Ru	368 d	2.1	3
<sup>140</sup> Ba	12.7 d	2.9	6
<sup>141</sup> Ce	32.5 d	4.4	2
<sup>144</sup> Ce	284 d	3.2	3
<sup>239</sup> Np	2.36 d	0.14	3
<sup>238</sup> Pu	8774 a	0.001	3
<sup>239</sup> Pu	24065 a	0.0008	3
<sup>240</sup> Pu	6537 d	0.001	3
<sup>241</sup> Pu	14.4 a	0.17	3
<sup>242</sup> Cm	163 d	0.026	3

# CAPÍTULO 3

## *Objetivos*

### 3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar evidencias de Cs-137 en suelos del área de canales y chinampas de Xochimilco, utilizando un detector de NaI.Tl de 2X2.

### 3.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- Seleccionar el área adecuada que dadas las características de sus suelos, permita la identificación del radionúclido de interés.
- Implementar una técnica analítica que permita llevar a cabo la cuantificación del Cs-137 empleando un detector de NaI.Tl.
- Establecer las implicaciones ambientales por la presencia del radionúclido describiendo su variación espacial.

## CAPÍTULO 4

### ***Actividades que Involucran el Uso de Energía Nuclear y Accidentes Relevantes Reportados***

En este capítulo se presentan sucesos accidentales y planeados que liberaron radiactividad al medio ambiente. Los datos no comprenden un tratamiento exhaustivo de todos los incidentes que involucraron descargas radiactivas pero incluyen ejemplos considerados de particular importancia con respecto a la comprensión de procesos ambientales.

#### **4.1 GENERALIDADES**

La radiactividad puede ser liberada al medio ambiente, desde una amplia variedad de sistemas y procesos. Algunos de los más importantes que han permitido la creación y liberación significativa de radiactividad, son los realizados por el hombre. Y de manera muy general, incluyen actividades como:

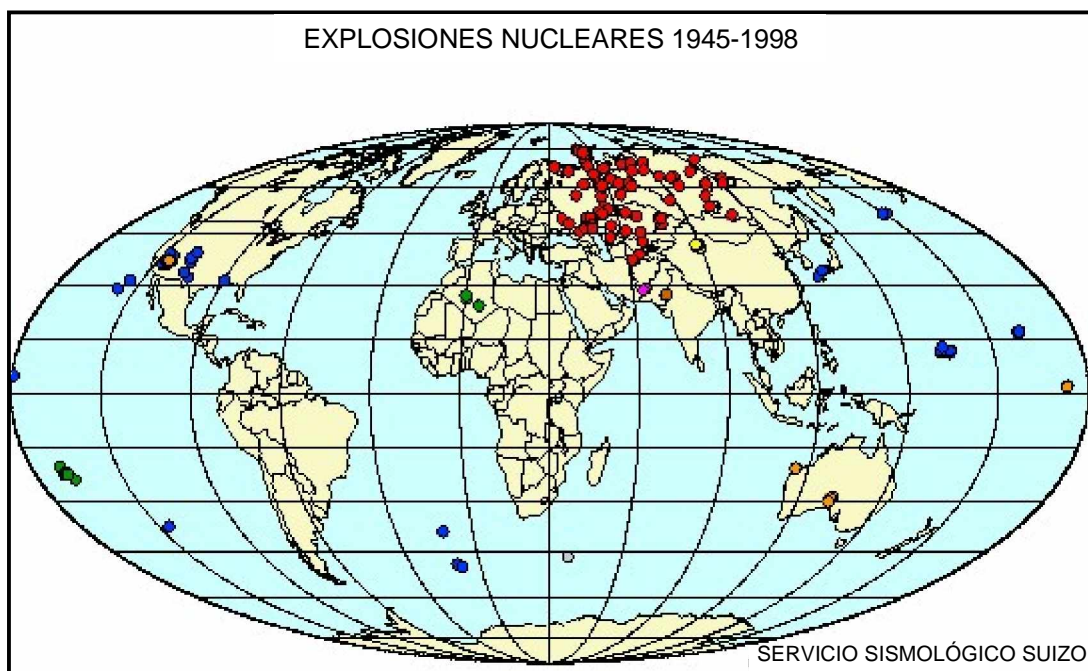
- pruebas nucleares,
- accidentes de naves con dispositivos nucleares,
- almacenamiento y disposición de residuos,
- accidentes en instalaciones nucleares.

Los dispositivos nucleares producen radiactividad mediante procesos de fisión, fusión y activación de neutrones. El tipo y composición del dispositivo nuclear establece la clase de radiactividad producida, mientras la localización y el tamaño de la detonación determinan la cantidad de radiactividad liberada a la biosfera. La mayor fuente de radionúclidos, en el medio ambiente, se debe a la lluvia radiactiva generada por pruebas nucleares atmosféricas, ya que las pruebas subterráneas y superficiales tienen, un impacto más local. Es posible encontrar documentadas 541 pruebas nucleares atmosféricas y 1867 pruebas subterráneas y superficiales (UNSCEAR, 1993). Aunque existen eventos en lugares como: Novaya Zemlya, Lop Nor y Jiu Quan, en China; así como en Racht, en el norte de Irán, por citar algunos, en los que la información acerca de las partículas liberadas, es escasa o no existe (Tabla 4.1).

**Tabla 4.1. Pruebas Nucleares. Modificado de (Salbu, 2001)**

Lugar	Fecha	Cantidad de pruebas	País
Maralinga, Australia	1953-1963	9 pruebas importantes y cientos de menor escala	Inglaterra
Islas Marshall, Micronesia	1946-1958	23 pruebas, atmosféricas y en la superficie	USA
Mururoa, Polinesia Francesa	1966-1996	41 pruebas atmosféricas 137 pruebas subterráneas	Francia
Nevada, USA	1951-1962	84 pruebas atmosféricas 900 pruebas subterráneas	USA
Novaya Zemlya, URSS	1957-1990	88 pruebas atmosféricas 39 subterráneas 3 submarinas	URSS
Semipalatinsk, Kazakstan	1949-1989	86 atmosféricas 30 superficiales 340 subterráneas	URSS

En la Figura 4.1 es posible apreciar gráficamente las explosiones nucleares, a nivel mundial, registradas por el Servicio Sismológico Suizo durante 1945-1998.



**Figura 4.1. Explosiones nucleares, a nivel mundial, registradas por el Servicio Sismológico Suizo durante 1945-1998**

También han contribuido a la liberación de radionúclidos: accidentes con satélites operados con reactores nucleares (Tabla 4.2), colisiones de aeronaves que transportaban misiles nucleares (Tabla 4.3), y submarinos equipados con reactores o dispositivos nucleares (Tabla 4.4).

**Tabla 4.2. Algunos accidentes de naves espaciales reportados**

Satélite	Fecha	País de origen	Zona Afectada	Referencias
Transit 5BN Con generador nuclear SNAP9A	21 Abril 1964	USA	Atmósfera	(Shleien,1970)
Cosmos 954	24 Enero 1978	URSS	Canadá	(Tracy, 1984)

**Tabla 4.3. Accidentes relevantes de aeronaves con misiles nucleares (AMAP 1997; Espinoza, 1998)**

Nave	Fecha	Lugar del Impacto
USB52	17 Enero 1966	Palomares, España
USB52	12 Febrero 1968	Thule, Groenlandia

**Tabla 4.4. Accidentes de submarinos equipados con dispositivos nucleares (Greenpeace, 1996)**

Nombre	Fecha	País de origen
George Washington	1981	USA
Atlanta	1986	USA
Komsomolets	1989	URSS
Scorpion	1968	USA
K-27	1968	URSS
Daniel Boom	1970	USA

Otro factor responsable, de la presencia de radiactividad en el medio ambiente son: las operaciones de manejo y disposición de residuos nucleares, actividades de reprocesamiento, operaciones de producción de combustible nuclear y descargas de efluentes de instalaciones nucleares (Tabla 4.5).

**Tabla 4.5. Sitios de disposición y manejo de residuos nucleares**

Lugar	País	Referencia
Novaya Zemlya	URSS	(JNREG,1997)
Semipalatinsk	URSS	(JNREG,1997)
Sellafield	Inglaterra	(BNF, 1989)
Cap. De la Hague	Francia	(Warner, 1993)
Hanford Site	USA	(Warner, 1993)

Los radionúclidos también pueden entrar al medio ambiente como una consecuencia de liberaciones accidentales. Esto es, por accidentes ocurridos en plantas nucleares (Tabla 4.6).

**Tabla 4.6. Accidentes ocurridos en instalaciones nucleares**

Lugar	Fecha	Causa
Kyshtym, URSS	29 Sep. 1957	Explosión de tanque de almacenamiento y falla en el sistema de refrigeración
Windscale	10 Octubre 1957	Sobrecalentamiento del reactor y falla en el sistema de enfriamiento
Three Mile Island	28 Marzo 1979	Falla en el suministro de agua y sobrecalentamiento del reactor
Chernobil	26 Abril 1986	Desestabilización del reactor, disgregación del combustible y explosión

Como es posible observar, se mencionan solo los eventos más conocidos y de los que se dispone de más información. A continuación se hará una breve descripción de los acontecimientos en cada uno de estos casos.

## 4.2 CASOS DE ESTUDIO

### 4.2.1 KYSHTYM, antes URSS (Medvedev, 1976)

Hasta hace poco, se confirmó que el 29 de Septiembre de 1957, a las 16:20 hora local, tuvo lugar en Kyshtym una explosión química en un tanque de almacenamiento que contenía 250 m<sup>3</sup> de residuo radiactivo de alta actividad, generado como resultado de operaciones de producción de plutonio. La explosión se atribuyó a la ignición del concentrado acetato-nitrato seguida de un problema en el sistema de refrigeración. Esto permitió la liberación de  $7.4 \times 10^{17}$  Bq de actividad a la atmósfera. Mientras la mayoría de las partículas liberadas fue depositada en los alrededores del sitio de la explosión, una pluma de partículas más finas (que contenían cerca del 10% de la actividad liberada) fueron lanzadas a una altura de 1 km. Esta nube radiactiva fue transportada al Norte y Noreste hacia los pueblos Kamenets-Ural'skij y Tyumen. La contribución más grande de la liberación de la actividad total (contable por encima de un 60%) se debió a  $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$ . Hubo contribuciones adicionales de  $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$  (arriba de un 20%),  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  (sobre 5%),  $^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$  (más allá del 3%) y  $^{137}\text{Cs}$  (0.03%). También se ha reportado la presencia de  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{147}\text{Pm}$ ,  $^{155}\text{Eu}$  y plutonio.

#### 4.2.2 WINDSCALE, INGLATERRA (Nuclear Engineering, 1957)

La primera liberación sustancial publicitada, de material radiactivo, originado de un accidente de reactor nuclear ocurrió en octubre de 1957, en Reino Unido. El accidente del reactor No.1 de Windscale (un reactor diseñado para la producción de plutonio, militar, moderado con grafito y enfriado con aire) fue causado por sobrecalentamiento durante un procedimiento para liberar energía Wigner. Esta falla, dio como resultado una elevación de temperatura excepcional, oxidación del uranio y posterior fuego en el grafito y afectó aproximadamente 6 canales de combustible. Con el propósito de contener el fuego, fueron descargados los canales adyacentes a aquellos que estaban al rojo vivo. En un intento de extinguir el fuego, se usó CO<sub>2</sub> que fue poco efectivo, por lo que se inyectó agua en el núcleo durante 24 horas hasta que éste se enfrió. Investigaciones recientes han revelado que cuando fue el accidente el reactor estaba siendo usado como una instalación de irradiación para producir <sup>210</sup>Po, desde bismuto. El accidente de Windscale liberó radiactividad, principalmente isótopos de los gases nobles y elementos volátiles, por un periodo de aproximadamente mediodía del jueves 10 de Octubre al mediodía del viernes 11 de Octubre. La estimación de los principales núclidos liberados durante el accidente fueron: <sup>137</sup>Cs (2.2 X 10<sup>13</sup> Bq), <sup>131</sup>I (7.4 X 10<sup>14</sup>Bq), <sup>210</sup>Po (8.8 X 10<sup>12</sup>Bq), <sup>239</sup>Pu(1.6 X 10<sup>9</sup> Bq), <sup>106</sup>Ru(3 X 10<sup>12</sup> Bq), <sup>90</sup>Sr (7 X 10<sup>10</sup> Bq), <sup>132</sup>Te (4.4 X 10<sup>14</sup> Bq) y <sup>133</sup>Xe (1.2 X 10<sup>16</sup> Bq).

#### 4.2.3 THREE MILE ISLAND, PENSILVANIA, EEUU (Kemeny, 1979)

Este accidente ocurrió, en 1979, en la Unidad 2 (TMI-2), de un reactor de agua presurizada. Se atribuye el accidente a un efecto combinado de mal funcionamiento del equipo y error humano. Todo comenzó cuando las bombas que suministraban agua a los generadores dejaron de hacerlo, con fallas subsecuentes en la turbina, el generador y el reactor. Aunados a la falta de conocimiento del operador, respecto al funcionamiento del sistema de emergencia, hicieron que se alcanzara una temperatura de 2273°K, provocando que se fundiera aproximadamente el 50% del combustible. Dos horas después encontraron la falla y el accidente, quedó bajo control. Muy poca radiactividad se liberó, al medio ambiente, gracias a que el contenedor del reactor y el edificio quedaron intactos. El efecto de blindaje que proporcionó el buen funcionamiento del edificio, evitó que la población sufriera irradiaciones masivas.

#### 4.2.4 CHERNOBIL, UCRANIA antes URSS

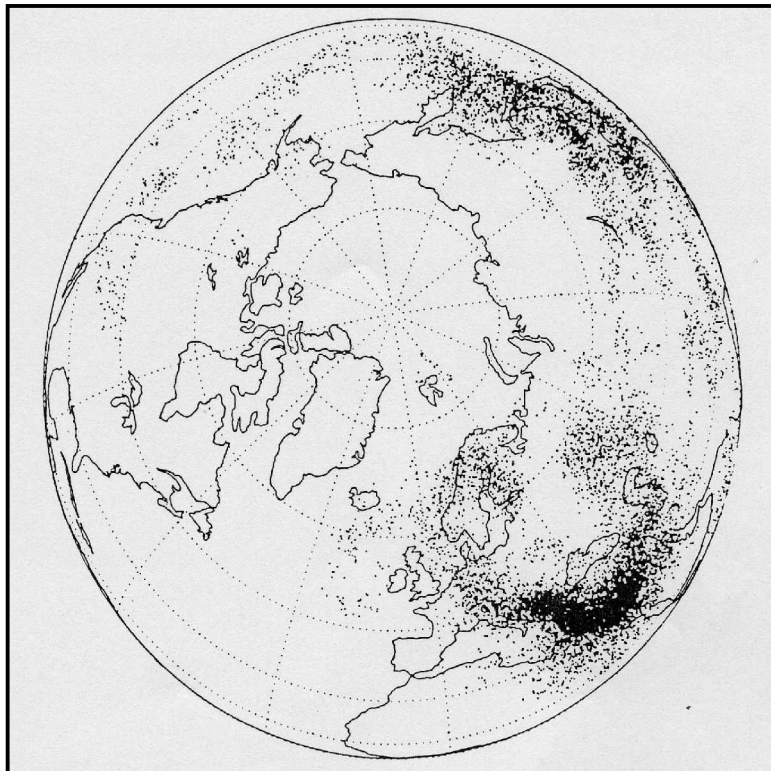
La noche del 25 al 26 de Abril de 1986, a la 1:23 de la madrugada del sábado, en el reactor número 4 de la planta de Chernobil, tuvo lugar el mayor accidente de la historia nuclear. Los efectos de la radiactividad han superado todas las previsiones, y la verdadera magnitud de los daños se van conociendo catorce años después. Han muerto más de 30,000 personas, y al menos 10 millones más han sido contaminadas por la radiactividad. La catástrofe de Chernobil afectó gravemente a Bielorusia, Ucrania y Rusia, causando pérdidas incalculables, y daños terribles a las personas, a la flora y a la fauna. Más de 160,000 km<sup>2</sup> se encuentran contaminados. El accidente de Chernobil fue una de las mayores catástrofes ambientales. Sus costos en el año 2000, superaban los 250,000 millones de dólares, según un estudio oficial del gobierno ruso, revelado por el Wall Street Journal. Los cuatro reactores existentes en Chernobil eran del modelo RBMK-1,000 (Reactor Bolshoi Moschnosti Kipyashiy) un peligroso modelo de agua en ebullición, moderado por grafito. Todavía existen en funcionamiento varios reactores nucleares del tipo RBMK, y su cierre ha sido pospuesto por razones económicas, a pesar de los riesgos inherentes, puestos de manifiesto en la catástrofe de Chernobil. En Chernobil funcionaban 4 reactores, y se estaban construyendo dos más. Curiosamente el accidente se produjo al realizar un experimento relacionado con la seguridad, en el que se pretendía demostrar que la electricidad producida por el alternador a partir de la inercia de la turbina sin vapor podría usarse para alimentar ciertos componentes del sistema de refrigeración de emergencia, durante periodos cortos, hasta que pudiera disponerse de los generadores de emergencia. Inicialmente se preveía experimentar con una reducción de la potencia, desde 3,000 a 1,000 MWt, pero sin embargo el reactor no pudo estabilizarse con suficiente rapidez. Al acumularse energía, en el combustible, del orden de 300 cal/g, se produjo una disgregación del combustible seguida por una explosión. Dos o tres segundos después, ocurrió una segunda explosión, causada probablemente por la liberación de hidrógeno cuando el vapor oxidó al zirconio de las varillas del combustible. La violencia de la explosión levantó la losa soporte del reactor, de 1000 toneladas, haciendo inoperativo el sistema de contención, exponiendo el núcleo al medio ambiente. La entrada de aire facilitó la combustión del grafito. Durante las explosiones iniciales, fue lanzado a la atmósfera material que contenía combustible, enriquecido con gases y núclidos volátiles de elementos como yodo, telurio y cesio, con liberación continua debido al fuego subsecuente en el grafito moderador (ApSimon, 1989; Warner, 1993; IAEA, 1996).



Con la finalidad de controlar el fuego y contener la radiactividad, los helicópteros lanzaron sobre el núcleo del reactor más de 5,000 toneladas de plomo, boro y, dolomita, arena y arcilla. Esto hizo que las emisiones decrecieran, sustancialmente por unos pocos días, sin embargo el núcleo incrementó su temperatura y nuevamente hubo un pico de liberación radiactiva desde el 1 al 5 de Mayo. Las emisiones, terminaron el 6 de Mayo, cuando fue bombeado nitrógeno a través de túneles que se construyeron bajo el núcleo con el propósito de enfriarlo. Posteriormente se construyó un gigantesco sarcófago, hecho con 410,000 metros cúbicos de hormigón y 7,000 toneladas de acero; el sarcófago fue terminado en noviembre de 1986 y hoy, debería ser sustituido por otra estructura. El reactor dañado permanecerá generando emisiones radiactivas como mínimo los próximos 100,000 años. El efecto del accidente fue detectado el lunes 28 de Abril de 1986, a las 9 de la mañana en la central nuclear sueca de Forsmark, unos 100 kilómetros al norte de Estocolmo. Los contadores Geiger registraron niveles de actividad 14 veces superiores a lo normal. Primero se pensó en un escape en la propia central (las primeras noticias de prensa hablaban de un accidente en una central sueca), pero un exhaustivo monitoreo mostró que la central funcionaba perfectamente y la contaminación radiactiva venía de lejos. Cuando los suecos reclamaron una explicación, las autoridades soviéticas respondieron con evasivas. Doce horas después de la primera alerta de Forsmark, un comunicado del consejo de ministros de la URSS, leído en la televisión, reconoció que se había producido un accidente en Chernobil. La población de la zona no recibió información durante los primeros días, de la gravedad de la situación, lo que agravó los efectos (Tykva and Berg, 2004).

En el accidente de Three Mile Island, en Pensilvania (Estados Unidos), en 1979, se liberaron 17 curios. En Chernobil, según las autoridades soviéticas, fueron 50 megacurios (50 millones de curios) de los más peligrosos radionúclidos, a los que hay que añadir otros 50 megacurios, en gases radiactivos inertes. Las cifras reales fueron mayores que las declaradas por el gobierno soviético. Para la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos), las emisiones ascendieron a 140 megacurios. Según la OMS (Organización Mundial de la Salud), en el accidente de Chernobil, se emitió 200 veces más radiactividad que la liberada por la suma de las bombas nucleares lanzadas sobre Hiroshima y Nagasaki en 1945, aunque el gobierno de Ucrania afirma, que fue 500 veces más. Toda la población, en un radio de 30 km fue evacuada. Catorce años después, cerca de 375,000 personas aún no han podido regresar a sus hogares. La ciudad de Pripiat, que contaba con 50,000 habitantes, antes del accidente, hoy esta

abandonada, y en la llamada zona de exclusión (30 km alrededor de Chernobil) sólo habitan 556 ancianos, que no tienen ningún otro lugar a donde ir o no se han adaptado a vivir fuera de sus pueblos de origen. Un total de 105,000 km<sup>2</sup>, presentan una contaminación superior a un curio por km<sup>2</sup>, y según la AIEA (Agencia Internacional de la Energía Atómica) hay 825,000 personas viviendo en áreas con más de 5 curios/km<sup>2</sup>. Según las Naciones Unidas, un área del tamaño de Holanda, ha quedado inutilizable permanentemente para usos agrícolas. Al término de los 10 días que duró el periodo de emisión,  $2 \times 10^{18}$  Bq de actividad, de productos de activación transuránidos y productos de fisión, fueron liberados al medio ambiente. Además de una liberación total de gases nobles, aproximadamente el 20% del yodo disponible en el núcleo fue liberado ( $6.7 \times 10^{17}$  Bq) con alrededor del 10% de Cesio ( $1.9 \times 10^{16}$  Bq <sup>134</sup>Cs y  $3.7 \times 10^{16}$  Bq <sup>137</sup>Cs) y cerca del 3% de tierras raras y actínidos. De la fracción del núcleo lanzado a la atmósfera, 0.3-0.5%, fue depositado en el sitio, 1.5-2%, depositado dentro de un radio de 20 km, el resto fue dispersado mas allá; el patrón de depositación cercano al sitio, fue dominado por efecto de la gravedad.



**Figura 4.2. Distribución espacial de radiactividad en el hemisferio norte 10 días después del accidente de Chernobil como fue ilustrado por el Laboratorio Nacional Lawrence Livermore y el Departamento de energía de USA**

Respecto a la dispersión, más allá de Chernobil, durante el primer día la radiactividad fue segmentada, con secciones que se dirigían hacia Escandinavia y Europa Central, mientras que el resto fue transportada hacia oriente (Asia, Japón), el Pacífico Norte y al Norte del continente americano. Tanto el Laboratorio Nacional "Lawrence Livermore" de la Universidad de California, como El Instituto Meteorológico de Japón, realizaron simulaciones que permitieron visualizar la dispersión de la pluma radiactiva. Estas simulaciones, implican que una fracción significativa de radiactividad se elevó a gran altura en la atmósfera arriba de los 4 km, en la estimación japonesa, y 10 km, para el modelo del Lawrence Livermore (Figura 4.2),(Pudykiewicz,1989; Warner, 1993).

## CAPÍTULO 5

### ***El Cesio y sus Isótopos. Propiedades, Aplicaciones, Características Y Efectos***

A continuación se presentan características y propiedades del cesio, elemento de interés en el presente trabajo, haciendo hincapié en el comportamiento de su isótopo Cs-137, radionúclido producto de fisión nuclear; considerado contaminante de alto riesgo dentro de la industria nuclear.

#### **5.1 CESIO**

Este elemento fue descubierto en 1860, por los alemanes Robert Wilhelm Bunsen y Gustav Robert Kirchhoff, junto con el rubidio, al realizar el análisis espectral de los residuos sólidos del agua mineral de Durkheim. Su nombre se debe al color azul celeste de sus líneas espectrales características.

##### **5.1.1 PROPIEDADES**

Es un elemento metálico químicamente reactivo, blanco y blando. Pertenece al grupo 1 (o IA) de la tabla periódica, y es el más pesado de los metales alcalinos, a excepción del francio miembro radiactivo de esta familia. Es el menos electronegativo de los elementos naturales y el más reactivo de todos los elementos. El Cs ocupa el lugar 64, en abundancia natural entre los elementos de la corteza terrestre. Junto con el galio y el mercurio son metales que son líquidos a temperatura ambiente (Lide, 2003). En la Tabla 5.1 se presentan algunas de sus propiedades más importantes.

##### **5.1.2 USOS**

El Cs se oxida fácilmente cuando se le expone al aire, y es empleado para extraer el oxígeno residual de los tubos de vacío, debido a su propiedad de emitir electrones cuando se le expone a la luz, se utiliza en la superficie fotosensible del cátodo de la célula fotoeléctrica (Recio, 1996). El Cs metálico se emplea en instrumentos espectrográficos, contadores de centelleo, bulbos de radio, lámparas militares de señales infrarrojas y

varios aparatos ópticos y de detección. Los compuestos de Cs se usan en la producción de vidrio y cerámica, como absorbentes en plantas de purificación de dióxido de carbono, como componentes en bulbos de radio y en microquímica. Las sales de Cs han utilizado en medicina como agentes antishock después de la administración de drogas de arsénico (Wikipedia, 2008), la medida del tiempo estándar en relojes atómicos se basa en la resonancia del ion Cs 9.192,631.770 Hz (Lenntech, 2008).

El Cs es un metal alcalino con propiedades similares al potasio y rubidio. Como todos los metales alcalinos la mayoría de sus sales son altamente solubles en agua, sin embargo a pesar de la similitudes entre Cs y K, no metabolizan de la misma manera, y aunque el potasio se usa frecuentemente para simular procesos de transporte del Cs en el ambiente, puede haber más similitudes entre Ca y Cs (Warner, 1993).

**Tabla 5.1. Características del Cs (Lenntech, 2008)**

<b>Características Físicas y Químicas del Cs</b>	
Número atómico	55
Masa atómica	132.91 g/mol
Valencia	+1
Electronegatividad	0.8
Radio covalente	2.25 °A
Radio iónico	1.69 °A
Radio atómico	2.67 °A
Configuración electrónica	[Xe]6s <sup>1</sup>
Primer potencial de ionización	2.25 eV
Densidad	1.90 g/ml
Punto de ebullición	690 °C
Punto de fusión	28.7 °C

### 5.1.3 Cs EN MATERIALES PARENTALES

Datos de concentraciones registradas de Cs en materiales parentales sugieren una abundancia promedio de este elemento de cerca de 1µg/g con concentraciones potencialmente mayores en lutitas y carbón (Tabla 5.2) la fuente natural de Cs más importante, es la polucita, un silicato hidratado de aluminio [(Cs<sub>4</sub>Al<sub>4</sub>Si<sub>9</sub>O<sub>26</sub>).H<sub>2</sub>O]. Las menas de este mineral encontradas en la isla italiana de Elba contienen 34% de óxido de Cs; y otras en los estados de Maine y Dakota del Sur (EEUU), contienen un 13%. El Cs, también existe en la lepidolita [(K,Li)(Al<sub>2</sub>Si<sub>3</sub>O<sub>10</sub>)(OH,F)<sub>2</sub>], en la carnalita [KMgCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O] y en ciertos feldespatos (Deer, 1992).

Se extrae separando el compuesto de Cs del mineral, transformando este compuesto en cianuro, y realizando la electrólisis del cianuro fundido. Se obtiene también calentando sus hidróxidos o carbonatos, con magnesio o aluminio, y sus cloruros con calcio. El Cs

comercial contiene, normalmente rubidio, con el que coexiste habitualmente en los minerales, pero debido al gran parecido entre ambos no suelen separarse (Merian, 1991).

**Tabla 5.2. Concentraciones registradas de Cs en materiales parentales**

Material parental	Concentración µg/g	Referencia
Rocas magmáticas de la superficie de la corteza continental	2.7	(Wedepohl, 1968)
Rocas ígneas y granitos	1	(Bowen, 1966)
Lutitas	5	(Lisk, 1972)
Rocas sedimentarias	4	(Miettinen, 1978)
Areniscas	0.5	(Lisk, 1972)
Calizas	0.5	(Lisk, 1972)
Carbón	1.3	(Lisk, 1972)

Las proporciones K/Cs en la corteza terrestre son de aproximadamente de 3700:1 y en rocas ígneas, en particular son algo más altas (alrededor de 7000:1), (Davis, 1963).

#### 5.1.4 ISÓTOPOS DEL Cs

En su forma natural el Cs no es radiactivo y se le refiere en la literatura como Cs estable, el  $^{133}\text{Cs}$  (léase cesio ciento treinta y tres).

Sin embargo existen 11 isótopos radiactivos principales de Cs (Isótopos son átomos de un mismo elemento que tienen el mismo número atómico pero diferente masa atómica). Solo tres tienen vidas medias, lo suficientemente largas, respecto a los demás que solo perduran menos de 2 semanas (Tabla 5.3) Cs-134, Cs-135 y Cs-137.

**Tabla 5.3. Isótopos principales del Cs (PUCMM, 2001)**

Z	Nombre del núcleo	Vida Media	Abundancia (%)	Masa Atómica (uma)
55	Cs-126	1.64 min		126.0000
55	Cs-129	1.336 días		129.0000
55	Cs-131	9.69 días		131.0000
55	Cs-132	6.48 días		132.0000
55	Cs-133	Estable	100	133.9054
55	Cs-134	2.065 años		134.0000
55	Cs-134m	2.91 horas		134.0000
55	Cs-135	2.3 millones de años		135.0000
55	Cs-136	13.16 días		136.0000
55	Cs-137	30.17 años		137.0000
55	Cs-138	32.2 min		138.0000
55	Cs-139	9.3 min		139.0000

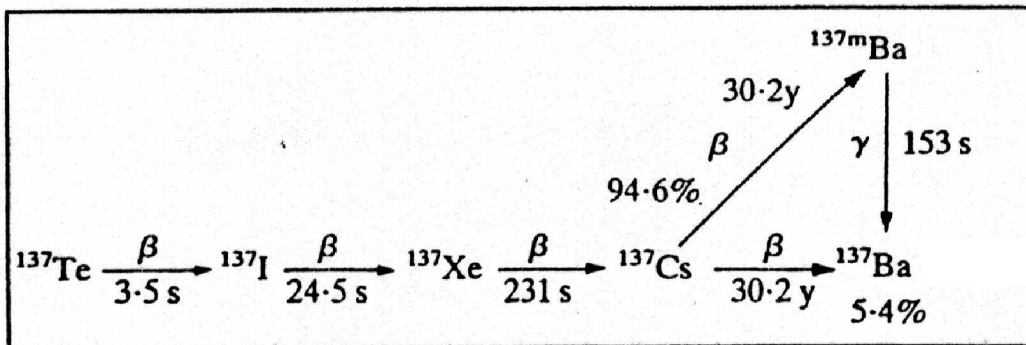
Cada uno de ellos es producido por fisión nuclear, decaen por emisión de partícula beta y su rango de vida media es de 2 años a 2 millones de años. De los tres el isótopo de mayor interés es el Cs-137 debido a su carácter de contaminante de alto riesgo dentro de la industria nuclear.

Decae emitiendo una partícula beta a Bario-137m (m significa metaestable) y se estabiliza emitiendo radiación gamma para pasar a Ba-137. En la Figura 5.1 es posible observar el proceso de producción del Cs-137.

Los otros 2 isótopos, el Cs-135 y Cs-134 son de menor interés debido a sus características de decaimiento radiológico. La vida media larga del Cs-135, significa que tiene una muy baja actividad específica, y la lenta velocidad de decaimiento combinada con la baja energía de decaimiento contribuyen a que sea de bajo riesgo. El Cs-134 tiene una vida media de 2.1 años y decae por emisión de partícula beta.

La cantidad relativamente pequeña de Cs-134 producido desde hace más de 20 años ya no existiría en este momento debido a su decaimiento radiactivo (Argonne, 2005).

Figura 5.1. Proceso de producción de Cs-137 (Kudo *et al.*, 2001)



### 5.2 Cs-137

El isótopo radiactivo Cs-137,  $t_{1/2} = 30$  años, posibles núclidos padres: Beta desde Xe-137, fué descubierto, en 1930, por Glenn T. Seaborg y Margaret Melhase. Es un radionúclido producto de fisión nuclear, un derivado útil de las plantas de energía atómica y está presente en la atmósfera, primordialmente, por el legado de pruebas nucleares en los años 1950 y 1960 (Lima, 1997).

La cantidad liberada al medio ambiente alcanzó en Europa Central, un valor pico en 1963 poco antes de firmarse el tratado que prohibiera estas pruebas. Debido a esto el

radionúclido artificial Cs-137 ha sido usado como marcador de tiempo para datar sedimentos marinos, lacustres y fluviales, además de glaciares (Geyh, 1990). Recientemente, se ha utilizado en Europa un nuevo marcador de tiempo a raíz del accidente de Chernobil. Debido a esta catástrofe, el nivel más alto de contaminación por Cs-137, con excepción de las zonas evacuadas, se ha medido en la aldea de Shepetovichi, de la comarca de Chechersk ( $2.272 \text{ kBk/m}^2$ ) y en la aldea de Vylevo de la comarca de Dobrush, en la región Gomel ( $2.220 \text{ kBk/m}^2$ ). El cesio liberado a la atmósfera en Chernobil ha sido asociado con partículas de un diámetro medio geométrico equivalente a  $0.5\text{-}1.0\mu\text{m}$ . En agua de lluvia se presentó en forma coloidal, con solo una pequeña fracción iónica (Warner, 1993).

Dado que el Cs-137 emite más energía que el radio, se usa en investigaciones medicinales e industriales. En padecimientos de cáncer, para establecer la dosis correcta de medicamentos radiactivos para el paciente; para medir y controlar el flujo de líquidos en oleoductos; para asegurar el nivel de llenado correcto para empaques de comida, drogas y otros productos. Los productos en estos empaques no llegan a ser radiactivos (FisicaNet, 2007).

Tanto el Cs radiactivo, como el estable, actúan de la misma manera química en los cuerpos de los humanos y los animales. El Cs-137 se comporta como el potasio, se incorpora rápidamente al organismo, provocando el crecimiento de células por todas partes del cuerpo. Las concentraciones altas de Cs radiactivo pueden producir náusea, vómitos, diarrea, hemorragia, coma y aún la muerte (ATSDR, 2004).

Es conveniente mencionar que los efectos de la exposición a cualquier sustancia tóxica dependen de la dosis, duración, la forma de exposición, hábitos y características personales así como a la presencia de otras sustancias.

### **5.3 Cs EN SUELOS**

#### **5.3.1 PRESENCIA DE Cs EN SUELOS**

Investigaciones recientes sugieren que la concentración normal de Cs en suelos es mayor que la encontrada en materiales parentales. El contenido promedio de Cs en suelos es de alrededor de  $5\mu\text{g/g}$  (Szabo, 1979). Encontrándose variaciones entre  $0.3$  a  $25.0 \mu\text{g/g}$  (Lisk, 1972). En la Tabla 5.4 se resumen las concentraciones registradas de Cs en suelos.



**Tabla 5.4 .Concentraciones registradas de Cs en suelos**

suelo	Concentración $\mu\text{g/g}$	Referencia
Promedio mundial	10	(Lindberg <i>et al.</i> , 1975)
Contenido normal	5	(Szabo, 1979)
Suelo de planta de vapor de Allen	7.9(2.5-14)	(Lindberg <i>et al.</i> , 1975)
Eastam, Mass	0.64-0.82	(Laul <i>et al.</i> , 1977)
Richland, WA	2.7	(Laul <i>et al.</i> , 1977)
Suelos italianos y franceses	0.3-25.7	(Davis, 1963)
Planicies costeras alemanas	0.58	(Heine <i>et al.</i> , 1979)
Altiplanicies alemanas	0.5	(Heine <i>et al.</i> , 1979)
General	6(0.3-25)	(Lisk, 1972)

### 5.3.2 QUÍMICA DEL Cs EN SUELOS

El contenido de Cs en suelos está asociado con el contenido mineral del suelo (Tamura, 1964). A bajas concentraciones, casi todo el cesio aplicado se adsorbe, principalmente por micas como hidrobiotita y vermiculita respecto a montmorillonitas y caolinitas (Coleman, 1966). La sorción de Cs por ilitas y montmorillonitas, alcanza rápidamente un equilibrio, que no ocurre con vermiculita, aún a 500 horas (Sawhey, 1966). Se obtuvieron los coeficientes de intercambio de Cs y magnesio en suelos con vermiculita, por medio de experimentos en columna (Coleman *et al.*, 1965).

Generalmente, se ha considerado que cuando el Cs-134 ó Cs-137 se adicionan al suelo, se fijan a minerales arcillosos (Bowen, 1966). Un estudio realizado en 5 suelos californianos para determinar la absorción de  $^{137}\text{Cs}$ , concluyó que la absorción medida excedía la capacidad de intercambio catiónica de los suelos estudiados. Se sugiere que este efecto es resultado de la precipitación de Cs en la superficie de minerales micaceos (Schultz *et al.*, 1960).

En experimentos llevados a cabo en suelos contaminados con Cs-134 con 140 días de anticipación, se mostró que una solución de acetato de amonio 1N a (pH 7) extrajo  $11 \pm 1.7\%$  del cesio presente en la parte superior, de 2 pulg. de suelo (Witherspoon, 1964). Por otra parte, se reportó que 75% de Cs-137 aplicados a una tierra de labranza no fue extractable.

Otros datos para la disponibilidad de Cs-137, en 9 diferentes suelos se presentan en la Tabla 5.5. Cuando cualquiera de los dos isótopos radiactivos (Cs-134 o Cs-137) se añaden a suelos, como compuestos solubles, se puede suponer que una gran proporción ( $\approx 85\%$ ) del total se fija rápidamente, permitiendo solo que una pequeña proporción ( $\approx 15\%$ ) quede disponible, para ser tomada por la planta. La mayor parte de la proporción enlazada, probablemente será absorbida por micas y materiales arcillosos del suelo. De

esta manera, el porcentaje que permanezca disponible estará relacionado con la composición mineral del suelo (Evans *et al.*, 1966). El movimiento subsecuente y distribución está influenciado por el tipo de vegetación. Más del 95% de  $^{137}\text{Cs}$ , permanece en forma iónica soluble cuando se incorpora al agua de mar. En agua dulce, sin embargo una gran proporción del total, se enlaza con sedimentos suspendidos o depositados (Warner, 1993).

**Tabla 5.5. Disponibilidad de Cs-137 (Evans *et al.*, 1966)**

suelo	% total de Cs-137 en suelo					
	soluble en agua		intercambiable		fijo	
	húmedo	seco	húmedo	seco	húmedo	seco
1	0.24	0.14	27.8	21.4	71.9	78.5
2	0.11	0.11	25.7	18.6	74.2	81.3
3	0.17	0.004	3.15	2.78	96.7	97.2
4	0.22	0.13	16.3	13.2	83.5	86.7
5	0.08	0.08	0.49	0.88	99.4	99.1
6	0.02	0.02	4.36	3.25	95.6	96.7
7	0.004	0.005	0.53	0.70	99.5	99.3
8	0.27	0.27	32.3	26	67.4	73.8
9	0.06	0.06	26.2	21.7	73.7	78.3

### 5.3.3 DISTRIBUCIÓN Y TRANSPORTE DEL Cs EN SUELOS

El Cs se puede clasificar (junto con rubidio y potasio) como un elemento con ligera movilidad en suelos (Schultz, 1965). Este comportamiento, parece contraponerse con los datos de campo y experimentales, respecto a la adición de isótopos de Cs al sistema suelo, y observaciones de que el contenido de Cs en los suelos, tiende a ser más alto, que aquellos de los respectivos materiales parentales.

Estudios de lluvia radiactiva de  $^{137}\text{Cs}$ , en el sistema líquen → reno → cadena humana, reportan grandes cantidades de este radionúclido en el humus y fracciones de suelo mineral orgánico (Miettinen, 1978). Estos resultados concuerdan con mediciones que refieren que del 60 a 70% del Cs-137 depositado se encuentra en la fracción del humus.

Otros estudios determinaron que la penetración de Cs-137 en el campo, fue de cerca de 5 veces más, bajo la capa de musgo que bajo la capa de líquen. Y establecieron que la razón Cs/K en musgo, (*Pleurozium Schreberi*), fue casi dos veces más alto, en material muerto, que en vivo (Mattsson *et al.*, 1975).

Investigaciones de la distribución de una solución de Cs-137 aplicado en parcelas de campo abandonadas por 8 años, demostraron que, en suelos no cultivables, el núclido permanece en la superficie de una pulgada de suelo, y, en suelos cultivables se encuentra concentrada de 5 a 6 pulg. (la profundidad de cultivo) (Cawse, 1980). Otros autores,

aplicaron Cs-137 a la superficie de varios suelos y encontraron que el transporte es mayor en suelos calcáreos y menor en otros suelos que tienen un alto contenido de arcilla. Reportaron que la fijación progresiva de Cs-137 ocurre en minerales arcillosos y se completó, después de tres años. Seis años después de la aplicación, las profundidades medias alcanzados son de 1.2 a 2.9 cm, y que la capa superior, de 2.5 cm del suelo, contiene 50 a 80% del total incorporado (Squire, 1966).

Otro estudio, del contenido de Cs-137, en varios suelos, muestra una correlación significativa del contenido de Cs-137, con el contenido de arcilla del suelo. Una regresión lineal múltiple aplicada establece, que la precipitación, el contenido de materia orgánica y el tamaño de partícula contribuyen de manera significativa en la variabilidad del Cs (Ritchie *et al.*, 1977).

#### **5.4 METABOLISMO DEL Cs**

Hasta antes del accidente de Chernobil, la contaminación de la cadena alimenticia agrícola, y en específico de animales, por cesio, era considerada de menor importancia, que la del yodo y estroncio y los estudios de metabolismo del Cs recibieron poca atención. A pesar de los efectos globales de la catástrofe, cerca de 2/3 de sustancias radiactivas cayeron en el territorio de Bielorusia, Minsk. En algunas tierras altas en el Reino Unido e Irlanda se registraron altos niveles de Cs, en ovejas; también en Escandinavia en animales salvajes como: renos, ciervos, venados, etc., y en algunas regiones alpinas; ello propicio un gran trabajo experimental. El metabolismo del cesio, en animales se ha difundido considerablemente, desde 1986. El Cs es tomado y metabolizado muy fácilmente por los mamíferos. Al igual que el potasio, se distribuye en los tejidos blandos del cuerpo (músculos y órganos) a nivel intracelular. Sin embargo no hay el mismo grado de interdependencia entre Cs y K, como entre Ca y Sr (Rundo, 1964).

La absorción del Cs desde el tracto gastrointestinal varía significativamente, entre especies animales, y está influenciada por otros parámetros. La absorción aparente del cesio en animales monogástricos, tales como el cerdo, puede ser total, sin embargo en animales poligástricos generalmente no es mucho mayor del 60% (Moskalev, 1961).

Sin embargo se ha reportado que cuando el Cs se ingiere en forma soluble, ya sea como trazador, en experimentos, o en leche, la absorción será mayor. Otros factores, como el contenido de fibra cruda del alimento y la cantidad de partículas de arcilla ingeridas, reducen la absorción del Cs. Después de la absorción, el Cs se distribuye con facilidad y en forma uniforme dentro del tejido blando. Esto ocurre en concentraciones similares, en

tejido muscular, y en diversos órganos, de manera notable en el riñón. Estos niveles son menores en hígado y bazo (Warner, 1993).

Las concentraciones de Cs en músculo y órganos de animales jóvenes, son generalmente más altos que en animales adultos, para la misma ingesta. Estos niveles mayores pueden explicarse considerando diferentes factores como por ejemplo: la mayor disponibilidad de Cs en la leche que consumen estos animales jóvenes, una mayor capacidad de su tracto digestivo para la absorción de cesio, así como a una mayor retención de Cs de sus tejidos.

El Cs es también, rápidamente, secretado en la leche. La transferencia de un radionúclido a través de la dieta animal, a la leche o carne se puede describir por un coeficiente de transferencia. Para leche es  $F_m$  y para la carne este es  $F_f$ . Se han reportado variaciones importantes, en niveles de leche, para la misma ingesta de Cs se reportaron después del accidente de Chernobil (vrg.  $F_m$  0.002-0.02 d/l). Valores típicos en leche de vaca son del orden de 0.008 d/l, para ingesta continua de Cs. Se han encontrado valores de 0.1 d/l para cabra y 0.03 d/l para oveja. Después de la contaminación accidental, los niveles en leche fueron bajando porque los animales ingerían cantidades decrecientes de Cs cada día. En mayo de 1986, se reportó el valor de 0.0026 d/l en leche de vaca (Handl, 1987).

## CAPÍTULO 6

### *La Radiactividad como Herramienta Analítica*

En este capítulo se describen, de manera general, los principios básicos y fundamentos teóricos de la teoría nuclear que permiten la comprensión del fenómeno de la radiactividad.

#### 6.1 FUNDAMENTOS TEORICOS

Aquellas propiedades de los núcleos atómicos que tienen significado analítico incluyen las masas y espines nucleares. También es importante la capacidad de algunos núcleos para llevar a cabo algunas reacciones específicas. Dichas reacciones incluyen la desintegración espontánea radiactiva, que va acompañada de la liberación de una radiación particulada y electromagnética, y de reacciones de adición en las cuales los núcleos se combinan con un neutrón o alguna otra partícula.

Casi todos los elementos conocidos existen en varias formas isotópicas. Muchos de estos isótopos no se presentan en la naturaleza, pero pueden formarse artificialmente, y muchos de los que existen en forma natural son inestables, sus núcleos tienden a desintegrarse espontáneamente con la expulsión de partículas energéticas o, en algunos casos, con la emisión de energía radiante. El otro producto de la desintegración es un núcleo residual un poco más ligero en masa que el anterior. Este es el fenómeno llamado radiactividad.

Las sustancias radiactivas expulsan varios tipos de partículas. Las de mayor importancia son: el electrón (negativo), el positrón (o electrón positivo), la partícula alfa y el neutrón (Tabla 6.1).

**Tabla 6.1. Partículas producidas por desintegración radiactiva espontánea (Ewing, 1978)**

Partícula	símbolo	masa ( $1.673 \times 10^{-27}$ Kg)	carga ( $1.6024 \times 10^{-19}$ C)	potencia penetrante	potencia ionizante
electrón	$\beta^-$	$5.439 \times 10^{-4}$	-1	media	media
positrón	$\beta^+$	$5.439 \times 10^{-4}$	+1	media	media
partícula alfa	$\alpha$	3.9948	+2	baja	alta
neutrón	$\eta$	1.0000	0	muy alta	nula
fotón (rayo $\gamma$ )	$\gamma$	0	0	muy alta	muy baja

La emisión de estas partículas es frecuente, pero no siempre va acompañada de radiación de energía en forma de rayos gama. Otra forma de descomposición radiactiva que a veces se encuentra es debido a la captura espontánea del núcleo, de un electrón de la capa K (ó menos frecuentemente, de la capa L o de niveles superiores). Este proceso conocido como captura del electrón, se hace más evidente con la emisión de los rayos X característicos producidos por los electrones de niveles energéticos superiores, que caen llenando el espacio vacío creado por la captura. Las partículas y las radiaciones de los diferentes núcleos radiactivos varían ampliamente en su contenido de energía y en su frecuencia de producción. Estas dos propiedades son características de un isótopo particular que se está desintegrando, por lo que sus medidas bajo condiciones adecuadas uniformes servirán para probar su presencia. La frecuencia de la desintegración atómica está relacionada con una constante característica de cada isótopo activo, su vida media, o sea el tiempo necesario para que cualquier muestra dada de un isótopo se reduzca a la mitad de su cantidad inicial. Esto varía en los materiales activos conocidos desde millonésimas de segundo hasta millones de años. Obviamente las vidas medias en los extremos no pueden medirse directamente, pero se deducen de otras evidencias. Los isótopos de vida media muy corta no pueden ser utilizados para fines analíticos, sencillamente porque cualquier experimento emplea una cantidad considerable de tiempo, y esos isótopos desaparecen demasiado rápido. Por otro lado, los isótopos de vida media muy larga son difíciles de aplicar, debido a que las desintegraciones son poco frecuentes. Los isótopos útiles para aplicaciones analíticas son aquellos cuyas vidas medias están aproximadamente entre unas pocas horas y unos cuantos miles de años (Ewing, 1978).

## 6.2 LEY DE LA RADIOACTIVIDAD

La radioactividad fue descubierta en 1896, por Henri Becquerel, como consecuencia directa del descubrimiento de los rayos X por Röntgen. Becquerel trabajaba con una sal de uranio, cuando encontró que emitía radiaciones similares a los rayos X, con un considerable poder de penetración. El término actual: radiactividad, no aparece sino un año después en una publicación de Pierre y Marie Curie sobre sus investigaciones químicas de la "pecblenda", un mineral con alto contenido de uranio y radio.

Como se ha mencionado anteriormente, la materia es radiactiva cuando los núcleos atómicos emiten partículas subnucleares, o radiación electromagnética característica, sin masa ni carga, teniendo lugar un intercambio de energía al mismo tiempo. El proceso de

degradación por el cual los núcleos emiten partículas o rayos perdiendo masa o energía pura y convirtiéndose en algún otro elemento en el primer caso o el mismo elemento en un estado de energía en el segundo, es conocido como decaimiento radiactivo (Evans, 1982).

El proceso de decaimiento radiactivo es de naturaleza estadística, donde la velocidad de decaimiento es proporcional al número de núcleos radiactivos de un tipo particular presentes en cualquier tiempo  $t$ . La medida de la radiactividad es la actividad.

Si se tienen  $N$  núcleos radiactivos en un instante  $t$  determinado, la actividad  $A$  se define como el número de desintegraciones por unidad de tiempo:

$$A = -dN/dt$$

El número de átomos radiactivos  $dN$  que se desintegran en un intervalo de tiempo  $dt$  es constante para cada isótopo radiactivo lo cual se puede expresar como:

$$dN/dt = -\lambda N$$

donde  $\lambda$  es la constante de desintegración, característica para cada núcleo o especie radiactiva. El signo negativo indica que el número de átomos radiactivos disminuye al aumentar el tiempo transcurrido. La integración de esa ecuación permite expresar el número de átomos radiactivos de la siguiente forma:

$$N = N_0 e^{-\lambda t}$$

donde  $N_0$  es el número de átomos radiactivos en el tiempo  $t=0$ . Se define la vida media de un radioisótopo como el tiempo necesario para que la actividad original se reduzca a la mitad, esto es:

$$A = -dN/dt = -\lambda N$$

$$A_0 = -dN_0/dt = -\lambda N_0$$

$$A/A_0 = N/N_0 = e^{-\lambda t}$$

$$A/A_0 = 1/2 = e^{-\lambda t}$$

$$\ln 1 - \ln 2 = -\lambda t_{1/2}$$

$$0 - 0.693 = -\lambda t_{1/2}$$

$$t_{1/2} = 0.693/\lambda$$

Este valor del tiempo  $t_{1/2}$  es conocido como la vida media del radioisótopo, que se define como el tiempo tomado por cualquier actividad inicial de un radionúclido para ser reducida a la mitad. La unidad para medir la actividad es el Bequerel (Bq), 1Bq= 1 desintegración por segundo (dps) (Arnikar, 1987).

### 6.3 EQUILIBRIO RADIATIVO

Cuando una especie radiactiva  $N_1$  engendra una segunda especie radiactiva  $N_2$  las relaciones entre las actividades de ambas especies se determinan de la siguiente manera:

La variación del número de núcleos  $N_1$  por desintegración radiactiva será:

$$-dN_1/dt = \lambda_1 N_1$$

Esta desintegración produce una segunda especie en una relación igual a la rapidez de decaimiento de la primera  $\lambda_1 N_1$ . Si la segunda especie radiactiva decae con una rapidez  $\lambda_2 N_2$ , es decir

$$dN_2/dt = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2$$

o sea 
$$dN_2/dt + \lambda_2 N_2 - \lambda_1 N_1^0 e^{-\lambda_1 t} = 0$$

la solución a esta ecuación es:

$$N_2 = \lambda_1/(\lambda_2 - \lambda_1) * N_1^0 e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t} + N_2^0 e^{-\lambda_2 t} \quad (A).$$

donde  $N_2^0$  es el número de núcleos  $N_2$  en el tiempo  $t=0$ . Nótese que el primer grupo de términos muestra un crecimiento de núcleos hijos a partir de la especie original y su decaimiento, mientras que el último término muestra la contribución del núcleo hijo presente originalmente. Analizando la relación (A) se pueden distinguir dos casos:

1. Si el núcleo original tiene una vida más larga que la del hijo, se llega a un equilibrio entre la actividad de ambos.



2. Si el núcleo padre tiene una vida media más corta que la del hijo nunca se llega a un equilibrio entre las actividades de ambos.

En el primer caso, después de transcurrido cierto tiempo, la relación entre la rapidez de desintegración del padre y el hijo llega a ser constante. Esto se observa de la relación anterior, ya que transcurrido un tiempo  $t$  suficientemente grande, el término  $e^{-\lambda_2 t}$  es muy pequeño y se puede despreciar si se compara con  $e^{-\lambda_1 t}$ . En este caso también  $N_2^0 e^{-\lambda_2 t}$  se puede despreciar y la ecuación queda reducida a:

$$N_2 = \lambda_1 / (\lambda_2 - \lambda_1) * N_1 e^{-\lambda_1 t}$$

$$N_1 = N_1^0 e^{-\lambda_1 t}$$

se tiene

$$N_1 / N_2 = (\lambda_2 - \lambda_1) / \lambda_1$$

Cuando  $\lambda_1 \ll \lambda_2$ , es decir la actividad del padre es tan larga que su actividad no decrece en forma notoria durante muchas vidas medias del átomo hijo, se llega a lo que se denomina equilibrio secular. En este caso la relación se puede expresar como:

$$\lambda_2 / \lambda_1 = N_1 / N_2$$

La mayoría de los elementos radiactivos pesados de vida media larga decaen en productos que a su vez son radiactivos, los cuales decaen a su vez formando series que terminan en otro núclido o isótopo. En un espacio cerrado, cualquier núclido de vida media larga engendra una serie de productos de decaimiento de vidas medias menores que se regeneran continuamente por desintegración del elemento original.

En el equilibrio, las actividades de cada núclido son iguales:

$$A_1 = A_2 = A_3 = A_4 \dots$$

$$\lambda_1 N_1 = \lambda_2 N_2 = \lambda_3 N_3 = \lambda_4 N_4 \dots$$

Entre los radioisótopos existen muchos ejemplos de cadenas de decaimiento, en las cuales un padre radiactivo decae a un hijo que es también radiactivo (Krane, 1988), un ejemplo es la secuencia: Ra (1620 años)  $\rightarrow$  Rn (3.83 días)  $\rightarrow$  Po (3.05 min)  $\rightarrow$  Pb (26.8 min) Los números entre paréntesis son las vidas medias de los núclidos. La Figura 6.1 muestra el diagrama de decaimiento del  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Ba}$  (Kudo *et al.*, 1991).

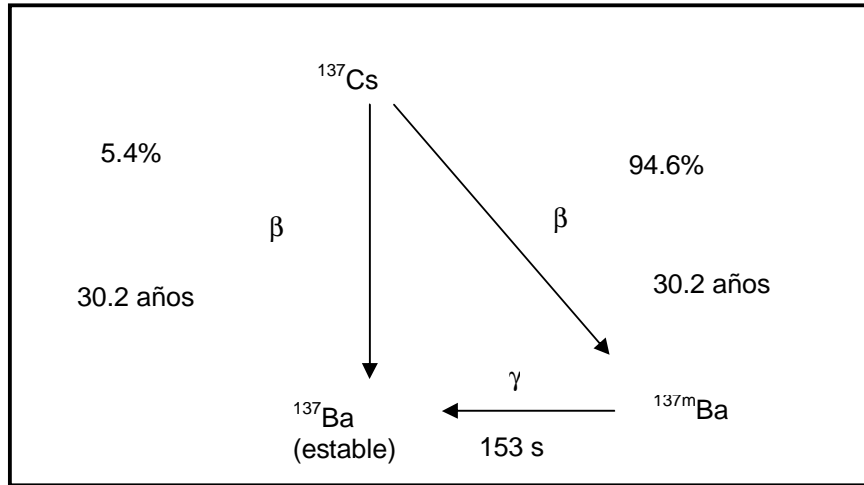


Figura 6.1. Diagrama de decaimiento del  $^{137}\text{Cs}$  (Modificado de Kudo et al.,1991)

Lo anterior se puede expresar en forma de curvas de decaimiento, las cuales se realizan mediante la medición de la radiactividad en intervalos de tiempo, así se tiene al uranio-238 que tiene una vida media larga, de 4 500 millones de años. Al  $^{238}\text{U}$  se le considera como una sustancia radiactiva primaria (Figura 6.2). Recibe el nombre de sustancia radiactiva primaria el elemento que da origen de una serie de desintegración, en la cual, con excepción del último integrante que se considera estable, todos los demás emiten radiaciones nucleares, es decir, son sustancias radiactivas de vidas medias muy cortas, pero como se originan por el decaimiento de las primarias, se están formando continuamente y por esa razón es posible encontrarlas en la naturaleza.

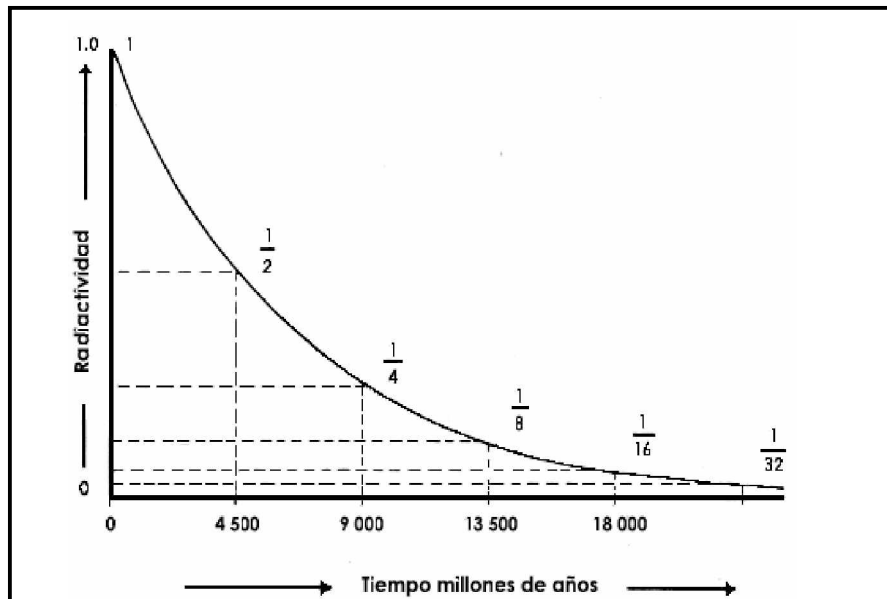


Figura 6.2. Curva de desintegración del  $^{238}\text{U}$  (Arnika, 1987)

### 6.4 SERIES DE DECAIMIENTO RADIOACTIVO

Las cadenas o series radiactivas son todos los elementos que provienen de un mismo núcleo que decayó por emisiones  $\alpha$  ó  $\beta$  en otro núcleo que a su vez decae y así sucesivamente hasta llegar a un núcleo estable. Todos los núcleos intermedios son miembros de la cadena. La cadena lleva el nombre del elemento o núcleo del cual se origina.

Existen cuatro cadenas naturales, es decir, que el elemento original es naturalmente inestable y decaerá hasta llegar a un isótopo estable. Estas cuatro cadenas son:  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  y  $^{237}\text{Np}$ . Las cadenas del  $^{232}\text{Th}$  y  $^{238}\text{U}$  son las más comunes en la Tierra ya que las vidas medias de estos núcleos son del orden de la edad de la Tierra y existen con relativa abundancia. El  $^{235}\text{U}$  es de vida media más corta y menos abundante y el  $^{237}\text{Np}$  cuya vida media es tan corta que su cadena ya prácticamente desapareció de la naturaleza.

En las Figuras 6.3, 6.4 y 6.5 se puede observar que cada cadena tiene un comportamiento característico en el cambio del número de masa A lo cual da lugar a la serie de la cadena, de forma que:  $A = 4n$  es la serie del  $^{232}\text{Th}$ ;  $A = 4n + 2$  para el  $^{238}\text{U}$  y  $A = 4n + 3$  para la serie del actinio el  $^{235}\text{U}$ . Por último, la serie  $A = 4n + 1$  corresponde al  $^{237}\text{Np}$  que como ya se mencionó con anterioridad, ya no se encuentra en la naturaleza (Geary, 1986).

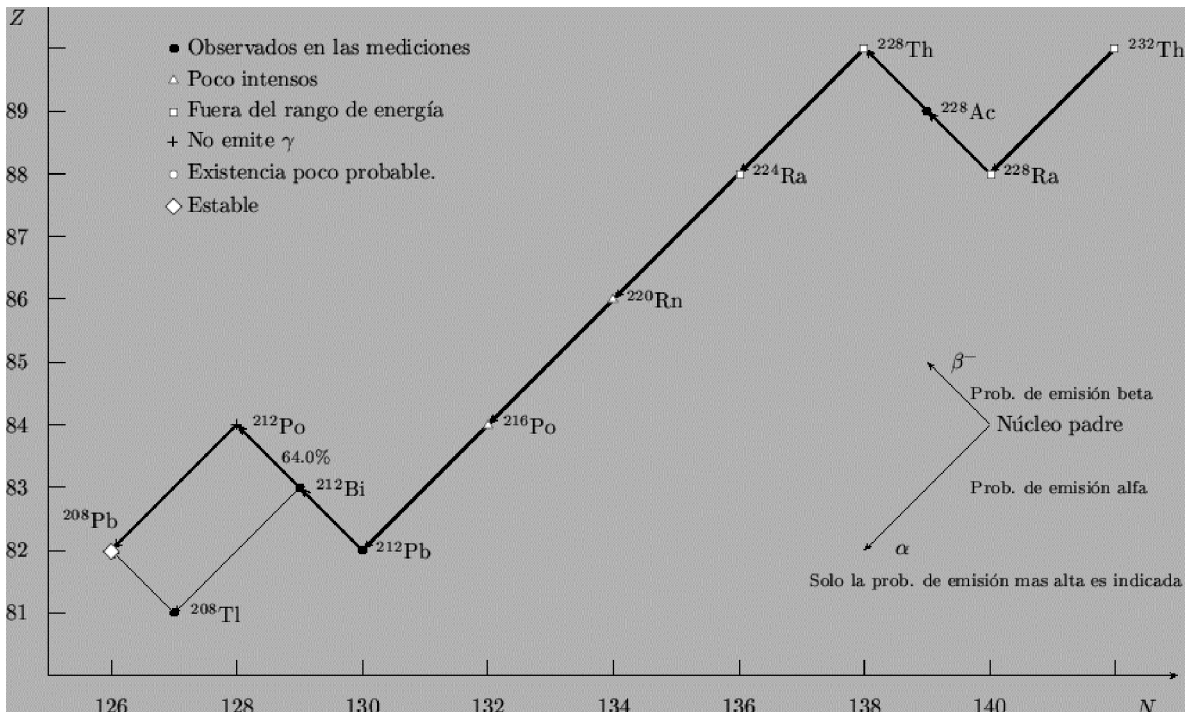


Figura 6.3 Serie de decaimiento del  $^{232}\text{Th}$ , serie  $4n$  (Modificado de Geyh, 1990)

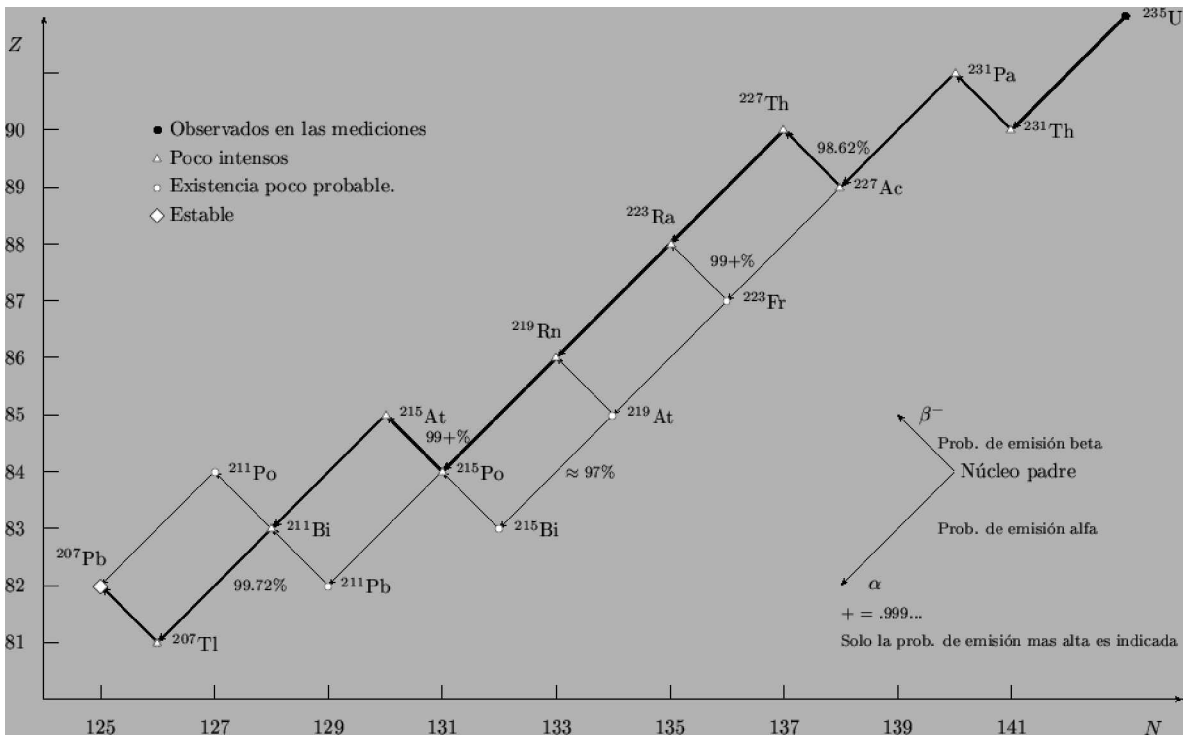


Figura 6.4. Serie de decaimiento del Actinio <sup>235</sup>U, serie 4n + 3 (Modificado de Geyh, 1990)

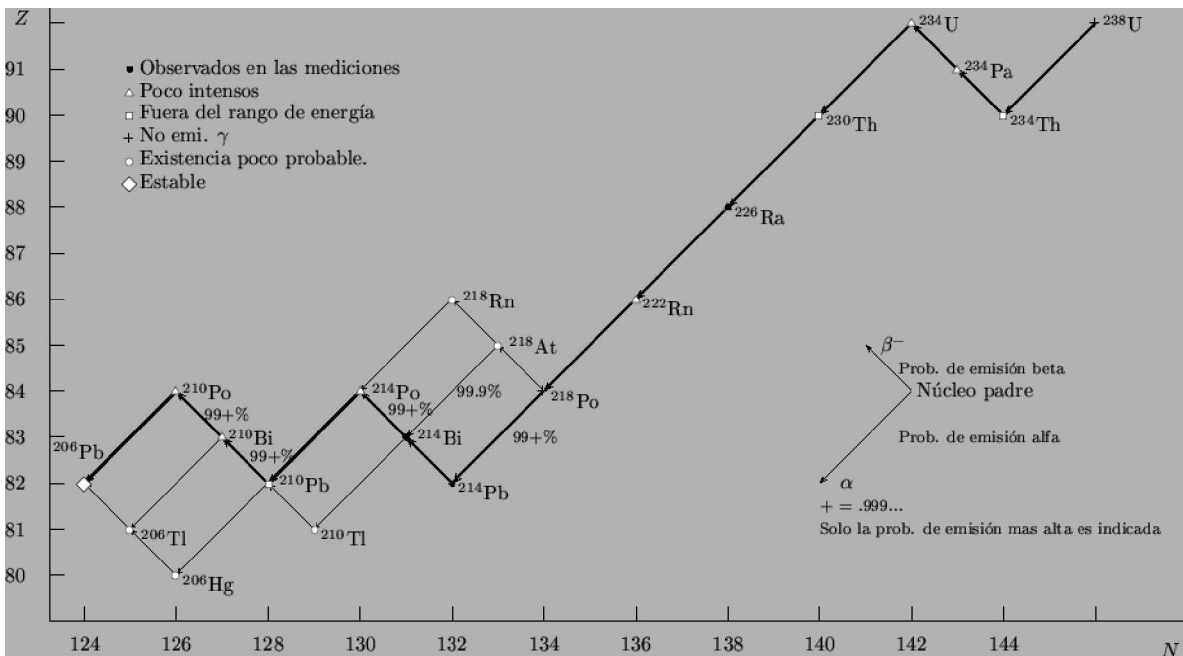


Figura 6.5. Serie de decaimiento del <sup>238</sup>U, serie 4n + 2 (Modificado de Geyh, 1990)

Además de las cadenas ya mencionadas existe otro elemento radiactivo de origen natural, el  $^{40}\text{K}$  que es  $\approx 0.012\%$  del potasio natural (Figura 6.6) con una vida media de  $1.6 \times 10^9$  años decayendo en  $^{40}\text{Ca}$  con un 89% de probabilidad y en  $^{40}\text{Ar}$  con un 11%, ambos estables (Krane, 1988).

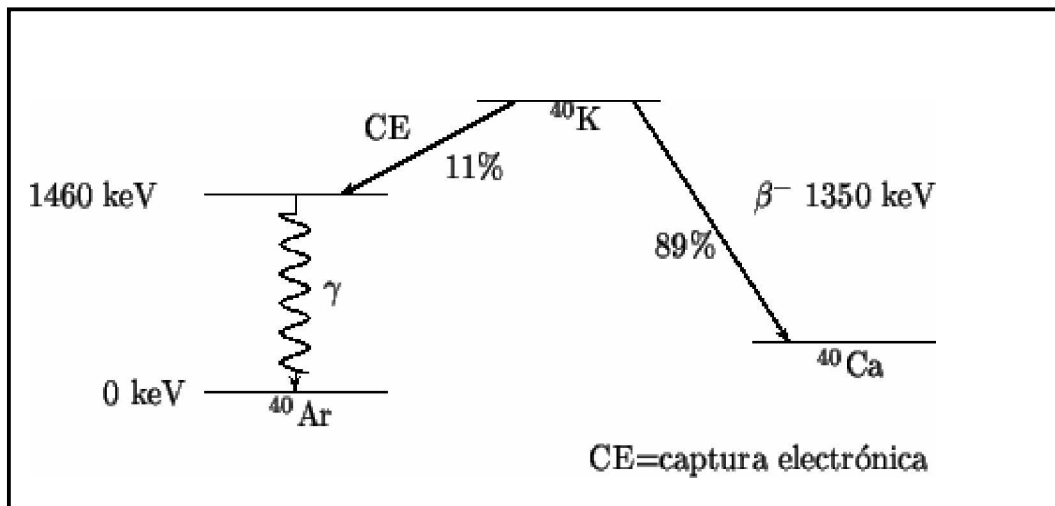


Figura 6.6.- Decaimiento del  $^{40}\text{K}$  (Krane, 1988)

# CAPÍTULO 7

## *Métodos de Detección y Medida*

Los detectores de radiaciones ionizantes se clasifican de manera general en detectores: por ionización, por excitación, y por ionización en estado sólido. Los detectores por ionización agrupan básicamente a los gaseosos (cámaras de ionización, contadores proporcionales y Geiger-Müller). Los detectores por excitación se pueden clasificar en inmediatos (centelleo) y retardados (películas fotográficas, termoluminiscentes, radiofotoluminiscentes y emisión exoelectrónica termo o fotoestimulada). A continuación una breve descripción de ellos (Knoll, 2000).

### 7.1 DETECTORES GASEOSOS POR IONIZACIÓN

Como se indica en la tabla 19, todos los tipos de radiación nuclear (con excepción de los neutrones) producen una ionización significativa en los materiales sobre los cuales pasan o en los que penetran. (Esta ionización es la causa directa del deterioro que produce una radiación en el material vivo.) Con gran facilidad se mide en los gases la ionización producida por la radiación. Considérense los fenómenos que se presentan en un recipiente de vidrio lleno con un gas y provisto con dos electrodos, uno de ellos un tubo metálico de aproximadamente 2 cm de diámetro por 10 de longitud, y el otro un alambre que pasa a lo largo del eje del cilindro (Figura 7.1).

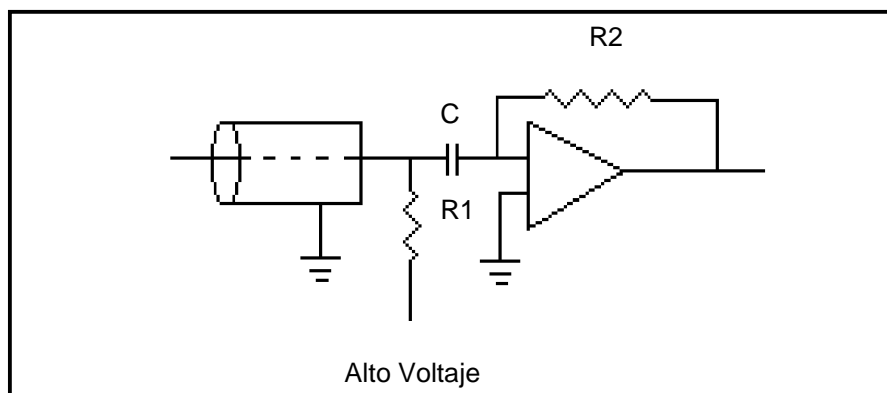
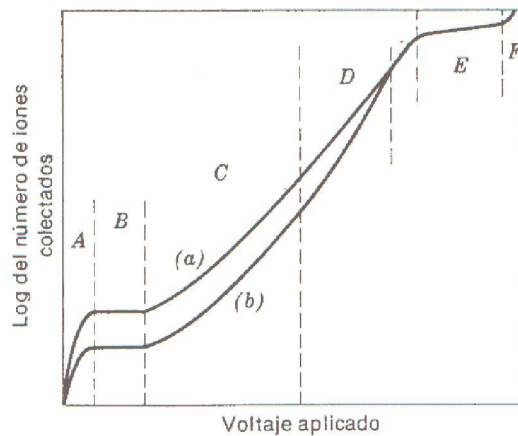


Figura 7.1. Circuito elemental para una cámara de ionización (Ewing, 1978)

El alambre central se conecta a través de una resistencia elevada R1 a la terminal positiva de una fuente de corriente directa de voltaje variable, mientras que el electrodo exterior se mantiene al potencial de la tierra, ya que es la terminal negativa del suministro de la potencia. El electrodo positivo también está conectado, normalmente a un condensador C, a la entrada de un amplificador (indicado en la figura 10 como un amplificador operacional). La salida del amplificador se ajusta para operar un medidor desviador o un registrador de conteo electromecánico. Si se somete el tubo a una pequeña fuente constante de partículas beta energéticas, considerando que son tan pocas por segundo como para poder causar pulsos individuales de ionización (Ewing, 1978).



**Figura 7.2. Número de iones colectados en función del voltaje aplicado. La curva a representa a las partículas alfa; la b a las partículas beta (Ewing, 1978)**

Ahora si se aumenta gradualmente el potencial aplicado de cero hasta varios miles de voltios. Los iones producidos a voltajes bajos (región A de la Figura 7.2) son acelerados lentamente por el campo eléctrico, y muchos de ellos se combinan nuevamente para formar moléculas neutras antes de que puedan alcanzar a los electrodos.

Al aumentar el potencial también aumenta el número de iones por pulso que alcanzan los electrodos, hasta obtener una condición de saturación, en donde esencialmente todos los iones formados se descargan en los electrodos; en estas circunstancias, el tamaño observado de los pulsos es constante en la región de 100 voltios o a un voltaje superior (región B). A ésta se le denomina región de ionización de la cámara. Al aumentar el voltaje más allá de esta región, en C, el tamaño del pulso aumenta otra vez, debido a que

los iones se aceleran lo suficiente para provocar una ionización secundaria por colisión con otras moléculas del gas. Este comportamiento da como resultado una avalancha de iones y un correspondiente incremento en el tamaño del pulso. Esta rápida amplificación por la producción de ionización secundaria es llamada avalancha de Townsend. Además el tamaño del pulso obtenido es proporcional a la energía de la radiación ionizante. La carga colectada por los electrodos puede llegar a ser de  $10^6$  a  $10^5$  veces la ionización inicial. Es proporcional a la ionización inicial de la partícula primaria y así a su energía. Esta parte de la curva se denomina región proporcional, y el instrumento que opera bajo estas condiciones se llama contador proporcional. Al aumentar el voltaje en la región D se produce una segunda ionización muy aumentada, de modo que se pierde la proporcionalidad. En E se alcanza un altiplano en donde todos los pulsos tienen la misma magnitud sobre una banda de 100 o 200 V, independientemente de la energía de la partícula ionizante. Esta es la región Geiger (a veces denominado contador Geiger-Müller o contador G-M). Después de este altiplano (en F) el tubo produce una descarga continua (Ewing, 1978; Keith, 1990).

Por lo tanto la detección y el conteo de los pulsos pueden llevarse a cabo de tres maneras, correspondientes a B, C y E. Las ventajas y desventajas relativas de cada una de ellas se resumen como sigue (Knoll, 2000).

### 7.1.1 CÁMARA DE IONIZACIÓN

Es un cilindro cerrado o cátodo con el ánodo en su eje, aislado. El cilindro tiene aire a presión atmosférica. Al incidir radiación sobre el recinto de la cámara, se produce ionización del aire haciéndolo conductor, si se aplica un voltaje eléctrico se produce una corriente eléctrica que depende del número de iones producidos por segundo. Por lo tanto, este detector traduce proporcionalmente la exposición a radiación en corriente eléctrica (Figura 7.3).

La cámara de ionización tiene la ventaja de necesitar solamente un voltaje bajo (100 a 200 V), pero la corriente que pasa es muy pequeña (aproximadamente  $10^{-8}$ A), por lo que requiere de un amplificador con un aumento elevado, o de un electrómetro muy sensible. En la práctica es muy útil para el trabajo de pulsos utilizar una partícula alfa muy ionizante. Con partículas beta y gamma este método normalmente se restringe a la medida de haces de radiación relativamente intensos, en donde la corriente es continua en vez de pulsos. Para esta aplicación se elimina el condensador C de la Figura 7.1, y el



amplificador debe ser del tipo de acoplamiento directo para que pueda responder a los cambios pequeños en una corriente directa diminuta (Cunninghame, 1975).

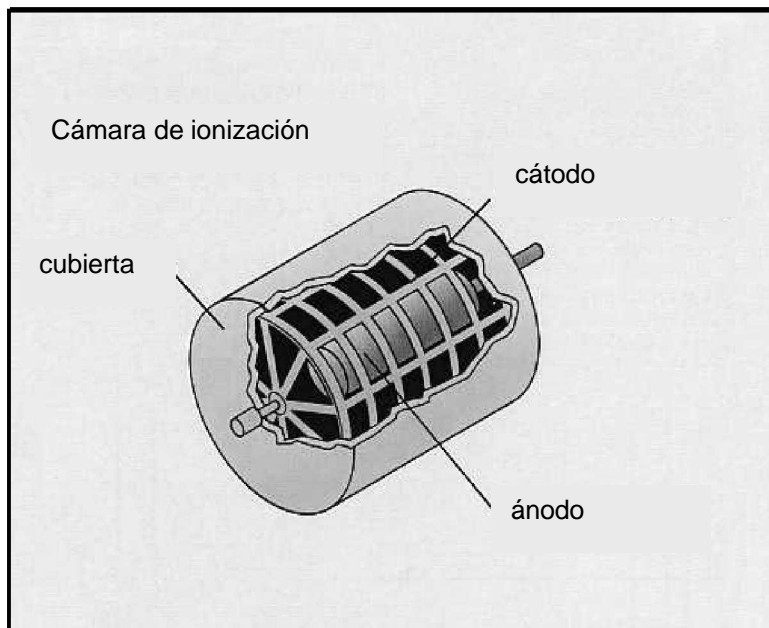


Figura 7.3. Cámara de ionización (CCEN, 2005)

### 7.1.2 CONTADOR PROPORCIONAL

El contador proporcional opera a un potencial mucho más alto, aproximadamente de 1000 a 2000 V. Su construcción es similar a una cámara de ionización con la diferencia principal que el ánodo es un alambre delgado. Las radiaciones ionizantes que penetran al interior del cilindro, ionizan el gas y liberan portadores de carga eléctrica. Los iones positivos se desplazan hacia el cátodo y los electrones hacia el ánodo. A medida que los electrones se acercan al ánodo, aumentan su velocidad llegando a ser capaces de ionizar otras moléculas del gas, produciendo un efecto multiplicativo de la carga de los portadores, este efecto puede resultar en una amplificación interna tan grande como  $10^3$ .

Por lo tanto, el amplificador externo no necesita tener un aumento muy elevado. Un contador que opera en esta región tiene un tiempo de recuperación extremadamente corto, y puede contar más de  $10^5$  pulsos por minuto. Debe proporcionarse una fuente de voltaje bien regulada (Knoll, 2000).

Gracias a la multiplicación de la ionización primaria, es posible detectar separadamente cada interacción. Además, la amplitud del pulso de corriente recolectada es proporcional a la energía cedida por la partícula, lo que permite obtener la tasa de conteo (proporcional a la actividad) y la amplitud del pulso (proporcional a la energía de la partícula) (Geary, 1986).

### 7.1.3 CONTADOR GEIGER-MÜLLER

El contador Geiger emplea un voltaje más alto (aunque todavía en el rango de 1000 a 2000 V); es similar al contador proporcional, pero trabaja con factores de multiplicación tan elevados que toda ionización primaria produce una avalancha de iones y electrones de la misma magnitud. Los pulsos son tan grandes que casi no se necesita amplificación. Esta situación favorable se ve con frecuencia contrarrestada por el hecho de que todos los pulsos tienen un tamaño uniforme, motivo por el que, este fenómeno de avalancha hace que este contador sea incapaz de diferenciar partículas de diferentes energías pero la amplitud del pulso eléctrico es tal que la electrónica asociada al detector es muy simple y de costo bajo (Figura 7.4). Otra desventaja que es conveniente mencionar es la lentitud, que limita la velocidad del conteo a aproximadamente  $10^4$  pulsos por minuto (Ewing, 1978).

Los contadores Geiger se usan principalmente en medidores de radiación portátiles y en instrumentos de reconocimiento, en donde la simplicidad de los circuitos asociados es más importante que la precisión elevada. Como ya se ha mencionado no es posible la discriminación de la altura de pulsos, pero es fácil distinguir entre las radiaciones beta y gamma con un protector de aluminio, que excluye a los rayos beta sin afectar a los gamma (Ewing, 1978; Geary, 1986).

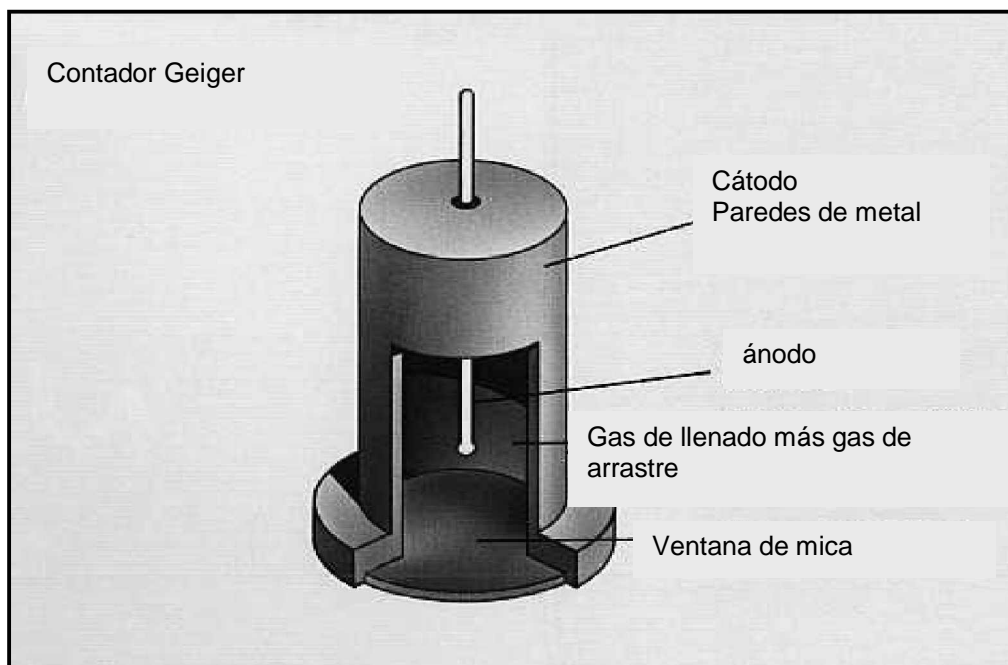


Figura 7.4. Detector Geiger (CCEN, 2005)

## 7.2 DETECTORES POR EXCITACIÓN

### 7.2.1 DETECTORES POR CENTELLEO

Cuando un rayo o una partícula, atraviesa ciertas sustancias luminiscentes, parte de su energía la invierte en excitar los átomos, dando lugar, entre otros, a la emisión de luz visible o ultravioleta. Esta luz resultante puede alcanzar el estado de una fotocelda suficientemente sensible, resultando un pulso eléctrico como respuesta a la llegada de cada fotón. Los contadores de centelleo pueden ser sólidos o líquidos (Ewing, 1978) aunque también existe otra clasificación que los divide en orgánicos e inorgánicos (Alfassi, 1994).

El detector de centelleo consta de dos partes fundamentales: la sustancia luminiscente y la fotocelda, ésta es generalmente un tubo fotomultiplicador (Figura 7.5). El conjunto se monta dentro de una envoltura opaca a la luz natural, pero a través de la cual puede penetrar la radiación a detectar (Knoll, 2000). Esto proporciona una elevada eficiencia en la colección de las radiaciones. Es esencial que haya un buen contacto óptico entre el contador de centelleo y el fotomultiplicador. Todo el instrumento se protege con un metal denso, normalmente plomo, para reducir la interferencia del ruido de fondo (Ewing, 1978).

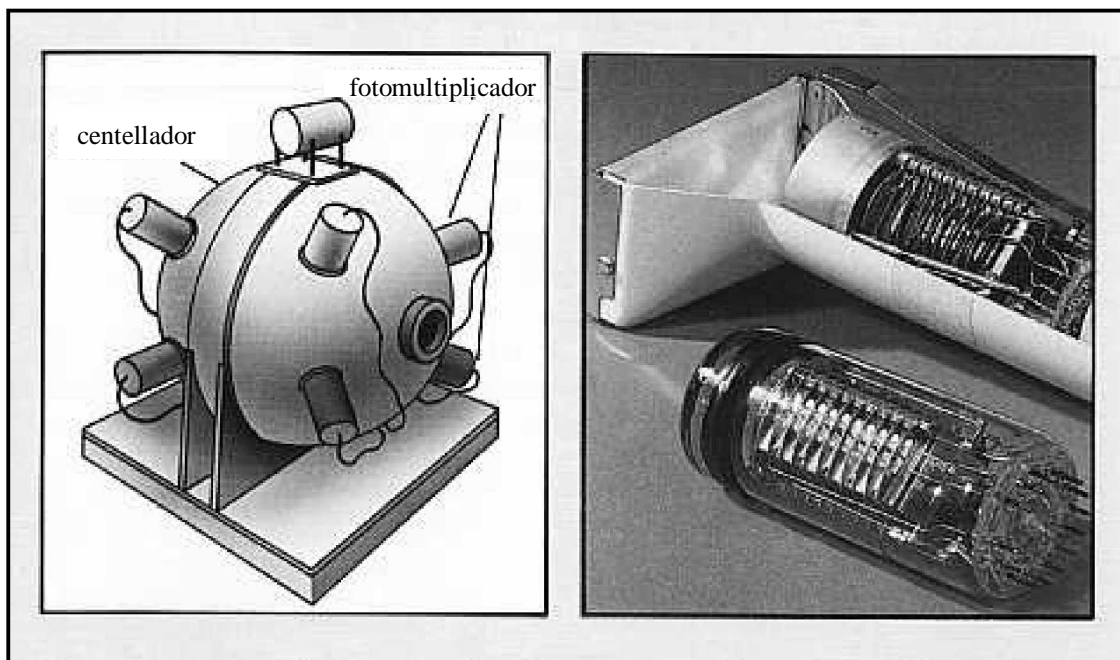


Figura 7.5. Detector de Centelleo (CCEN, 2005)

Las características de un material centelleador ideal son (Alfassi, 1994):

- a) Debe convertir la energía cinética de la partícula cargada o radiación electromagnética en luz detectable con alta eficiencia de centelleo.
- b) La conversión debe ser lineal; esto es, la cantidad de luz emitida debe ser proporcional a la energía depositada tanto como sea posible.
- c) El medio debe ser transparente a la longitud de onda de su propia emisión para una buena colección de luz.
- d) El tiempo en el que decae la luminiscencia inducida debe ser corto, para que las señales generadas sean rápidas.
- e) El material debe tener buena calidad óptica y debe manufacturarse en dimensiones que lo hagan un detector práctico.
- f) Su índice de refracción debe ser cercano al vidrio (1.5) para permitir un paso eficiente de la luz del centelleador al tubo fotomultiplicador.

Las sustancias luminiscentes comúnmente empleadas en los detectores de centelleo suelen ser cristales inorgánicos ó bien compuestos orgánicos en forma cristalina (Alfassi, 1994).

Las sustancias fluorescentes más usadas son el sulfuro de zinc activado con plata ZnS(Ag), y el yoduro de sodio activado con talio NaI(Tl). La primera de ellas se utiliza generalmente en la detección de partículas pesadas (Juárez, 1994).

Por otro lado, los destelleadores emiten en el rango de ultravioleta, pero los tubos fotomultiplicadores tienen su captación óptima más hacia el rojo en el espectro electromagnético. La función del elemento activador en el cristal, por ejemplo Tl en el NaI, es la de desplazar el espectro de emisión del cristal hacia el azul para que el fotomultiplicador trabaje en su región óptima. Otros cristales centelleadores inorgánicos son: CsI(Na), LiI(Eu), CaF<sub>2</sub>(Eu), Bi<sub>4</sub>Ge<sub>3</sub>O<sub>12</sub>, CsF (Juárez, 1994).

Existen unidades de alta eficiencia en donde un par de contadores de centelleo encierra a la muestra, relativamente pequeña, como si se tratara de un emparedado, de modo que

esencialmente toda la radiación emitida entra al detector. Este tipo de detectores se denominan  $4\pi$  (Ewing, 1978).

Para las medidas cuantitativas de los isótopos que emiten partículas  $\beta$  de baja energía, como el  $^{14}\text{C}$ , el  $^{35}\text{S}$  y especialmente el  $^3\text{H}$  (tritio), se prefieren los contadores de centelleo líquido, en los que puede incorporarse directamente el compuesto activo. Esto asegura una eficiencia máxima en la producción de los centelleos de los rayos beta. Varios compuestos orgánicos actúan como contadores de centelleo cuando están disueltos en disolventes adecuados. Estos incluyen al antraceno, al *p*-terfenilo, al 2,5-difeniloxazol (FFO), al  $\alpha$ -naftilfeniloxazol (NFO), y al fenilbifeniloxadiazol (FBD). De éstos, el más efectivo es el FFO, pero emite radiación ultravioleta. Se acostumbra mezclar el FFO con un contador de centelleo secundario, que traduce a través de un mecanismo fluorescente el centelleo ultravioleta al rango del visible. El contador de centelleo secundario más empleado es el 1,4-bis-2-(5-feniloxazolil)-benceno (FOFOF), o su derivado dimetilado (el dimetil FOFOF) (Ewing, 1978; Keith, 1990).

### 7.2.2 DETECTORES TERMOLUMINISCENTES

La luminiscencia se presenta en varios materiales tales como: cristales inorgánicos, cerámicas, compuestos orgánicos, así como en ciertos materiales bioquímicos y biológicos. Los materiales que presentan este fenómeno pueden dividirse en dos grandes grupos: materiales inorgánicos y orgánicos. En los primeros, la luminiscencia se debe principalmente a la formación de electrones libres y vacancias, mientras que en los orgánicos a la formación de radicales libres, dobles ligaduras y compuestos en resonancia (Azorin, 1992).

En algunos se emite luz solamente mientras se mantiene la excitación, fenómeno que se conoce como fluorescencia, mientras que en otros la luz persiste cuando se elimina la excitación, a esto se le conoce como fosforescencia con una duración mucho mayor. En general, la emisión de luminiscencia se debe a la separación de electrones de átomos o moléculas por la energía de excitación incidente y la emisión de toda o parte de su energía cuando regresan a su estado basal (Azorin, 1992).

La existencia de defectos en la red cristalina de un sólido es importante para que se produzca el fenómeno de luminiscencia cuando el cristal se expone a las radiaciones ionizantes (Geyh, 1990).

En un sólido cristalino perfecto, los átomos ocupan posiciones ordenadas en una estructura reticular periódica, por lo que la existencia de cualquier alteración en esta

estructura constituye un defecto. Los cristales reales no presentan una estructura ideal, sino que tienen un gran número de defectos en la red. Entre los diversos tipos de defectos que pueden presentarse en un cristal están los defectos puntuales, que son anomalías localizadas en ciertas regiones del mismo y con un tamaño comparable al de los iones de la red (Azorin, 1992).

Ciertos sólidos previamente irradiados tienen la propiedad de emitir luz si se eleva su temperatura a un valor suficiente por debajo de su temperatura de incandescencia. A este fenómeno se le conoce como radioluminiscencia térmicamente estimulada; pero por razones históricas se le llama radiotermoluminiscencia o simplemente termoluminiscencia (TL) (Azorin, 1992).

El mecanismo general para explicar el fenómeno de TL es el siguiente: al irradiar el cristal su estructura sufre alteraciones por la ionización, en este proceso se liberan electrones de la red y se generan dos tipos de entes móviles: electrones y agujeros, ambos portadores de carga, que pueden viajar por el cristal hasta quedar atrapados en defectos de la red, generando centros de color (Aitken, 1985).

Los electrones y agujeros permanecen atrapados hasta que se proporcione al material energía suficiente para liberarlos, volviéndolos a su estado natural antes de la irradiación. Cuando esto ocurre, se desprenden del exceso de energía que adquirieron emitiendo fotones de luz visible, si la energía que se proporciona al cristal para que los entes móviles vuelvan a su estado original es térmica, se produce el fenómeno de TL. A la energía necesaria para liberar a los entes atrapados se le denomina Energía de Activación (Aitken, 1985).

El proceso de emisión luminosa durante el calentamiento del cristal implica la desocupación de varias trampas de diferentes profundidades en el mismo material, en consecuencia la luz será emitida en forma de grupos de fotones, lo que da lugar a un patrón de luminiscencia en función de la temperatura (Aitken, 1985).

### **7.3 DETECTORES POR IONIZACIÓN EN ESTADO SÓLIDO, DETECTOR SÓLIDO DE TRAZAS**

Uno de los métodos reportados en la literatura para la detección de niveles bajos de partículas  $\alpha$  es su registro en detectores sólidos de trazas nucleares (Boichio, 1990; Cothorn, 1987). Con estos detectores se puede integrar la actividad  $\alpha$  ambiental a lo largo de varias semanas (Tommasino, 1990).

Los detectores sólidos de trazas nucleares, son polímeros orgánicos, vidrios o cristales, dispositivos que tienen la característica de registrar el paso de iones pesados en forma de trazas. Los iones pesados, al incidir en el material, forman regiones de daño intenso a escala atómica estas regiones pueden representarse como un cilindro de material que ha sufrido ionización y desplazamientos atómicos alrededor de las trayectorias de las partículas generando cambios estructurales permanentes en el material original. A la región afectada a lo largo de las trayectorias de las partículas, se la conoce como traza latente (Boichio, 1990).

El radio del cilindro no abarca más de unas cuantas decenas de ángstrom. En materiales aislantes a temperatura ambiente, la traza latente es permanente. En materiales conductores, por el contrario, no se observan trazas permanentes, debido a que la movilidad de los electrones del material permite la regeneración del daño por ionización, provocado por el paso de la partícula, de manera que el material vuelve a su estado original antes de que se forme cualquier traza incipiente. Dado el tamaño de la traza latente, es preciso amplificarla para observarla (Boichio, 1990; Cothorn, 1987).

Un método sencillo reportado (Young, 1958), consiste en sumergir el material irradiado en un disolvente químico que ataque de forma preferente la región dañada. Esto da lugar a pequeños canales huecos en el material, en los sitios donde se formaron las trazas latentes, estas cavidades se denominan trazas reveladas. Una traza puede ser revelada debido al hecho de que al formarse la traza latente, la estructura original ha sido alterada y presenta una reactividad química distinta al resto del material, de esta manera, cualquier traza latente que cruce una superficie del detector podrá encontrarse en contacto con el mordiente químico y se disolverá más rápidamente que el resto del material, produciendo una cavidad cuyo diámetro y profundidad aumenta si se prolonga el tiempo de acción del disolvente químico.

El dosímetro superficial de estas trazas puede llegar a medir unas cuantas micras, lo que las hace observables por microscopía óptica convencional. Cada material detector tiene un umbral de detección por debajo del cual no registra daño el material. Los detectores de trazas son en general insensibles al paso de partículas  $\beta$  o radiación  $\gamma$  y los iones más pesados pueden registrarse, dependiendo de su energía, en una variedad de materiales. Para el caso de las partículas  $\alpha$  de la emisión de radón se utilizan en general plásticos (Miles, 1984).

## CAPÍTULO 8

### *Metodología y Técnicas Analíticas*

#### 8.1 ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se localiza en la Delegación Xochimilco (Figura 8.1). La Delegación Xochimilco es una de las 16 Delegaciones del Distrito Federal y se ubica al sureste del mismo. En Xochimilco subsisten los canales de aguas que anteriormente formaron parte de los grandes lagos del altiplano.



Figura 8.1. Localización de la zona de estudio



Xochimilco no escapa del ritmo acelerado de crecimiento y transformación de la Ciudad de México; con el desarrollo de las comunicaciones y medios de transporte sus pobladores, campesinos que producían legumbres y flores, se han convertido en empleados, comerciantes, obreros y profesionistas que se trasladan diariamente a otros puntos de la capital. Entre nuestros antepasados prehispánicos, Xochimilco sobresalió por ser lugar de sabios, de artistas escultores que tallaban la piedra, así como de moradores con gran habilidad para vencer los obstáculos de la naturaleza y lograr una excelente agricultura, ya fuera en terrenos pedregosos, a la orilla de los ríos e incluso dentro del lago. Xochimilco es una palabra que proviene de tres vocablos del náhuatl: xóchitl, que significa "flor"; mil (li), "sementera" o "campo cultivado", y co, "lugar". Así, Xochimilco se traduce como "sementera de flores" o "lugar donde crecen flores" (Terrones, 2004).

### 8.1.1 ORÍGENES

Es difícil reconstruir la historia de Xochimilco, pues en 1429 Izcóatl, señor de Tenochtitlan entre 1428 y 1440, destruyó los documentos de quienes gobernaron anteriormente tanto su propio pueblo como los otros de Anáhuac, de forma que la historia reiniciara con él. Los españoles llamaron a las formas de gobierno de los indios con los nombres usados en Europa en la época de la conquista, tales como "imperio" o "reino" y "emperadores" o "reyes"; sin embargo, esas palabras no corresponden a las circunstancias establecidas en América. La palabra castellana "señor" es más adecuada para expresar la relación existente entre el gobernante y el pueblo indio que gobernaban (Terrones, 2004).

De acuerdo con el Códice Ramírez, la Aquilazca fue la primera de las siete tribus nahua que salió de Aztlán región al parecer ubicada en lo que hoy es el estado de Nayarit en busca del lugar prometido por sus dioses; nahua significa "la gente que habla claramente" y se refiere a los que hablan la lengua náhuatl. Ese grupo de Aquilazco, lugar cercano a Aztlán según relata Ixtlilxóchitl, fué también el primero en establecerse en la cuenca de México, sobre la ribera sureste del lago; desde entonces se les conoce como "Xochimilcas" (Terrones, 2004).

Se asentaron hacia el año 900 en Cuahilama, en los alrededores de Santa Cruz Acalpixca. Fundaron su ciudad en el 919, poco a poco se extendieron y ocuparon otros terrenos, como Mixquic, Tláhuac, Culhuacán, e incluso algunas áreas del actual Estado de Morelos. Aquellos pobladores dedicados a la agricultura, fundaron su señorío con Acatonallo, su primer gobernante, quien dispuso intensificar el cultivo de las tierras altas, y propone sobreponer en el lago unas capas de cierno o limo, creando así las chinampas

en la zona lacustre del valle, produciendo maíz, frijol, chile, calabazas y otros cultivos (Terrones, 2004).

Xochimilco fue cuna de las chinampas, entre las cuales dejaron canales por donde transitaban embarcaciones hechas con troncos ahuecados. Las chinampas se multiplicaron a través de los años; a principios del siglo XVIII se señalaba que ya había 40,000 en el lago. Aquí en Xochimilco, Tlazocihuapilli, una mujer llega a ser gobernante, lo que no sucedió en ningún otro lado de Mesoamérica en la época prehispánica y a quien se atribuye la creación de algunos de los tradicionales platillos de la cocina xochimilca, como el necuatolli, el chileatolli, los esquistos y los tlapiques. Durante la colonia, La Nueva España padeció epidemias que llegaron a mermar la población indígena; las más devastadoras en Xochimilco fueron en 1576 y la de 1777, que dejó un saldo de dos mil muertos. Por ser una ciudad lacustre, sufrió repentinas inundaciones, la más grave ocurrió en 1609. En Xochimilco era tanto el comercio con la capital y otras poblaciones, que en el siglo XVII entraban más de mil canoas diariamente, flujo considerado como único en el mundo en esa época (Terrones, 2004).

### **8.1.2 XOCHIMILCO EN LA ACTUALIDAD**

La Delegación Xochimilco está en el sureste del Distrito Federal, colinda al norte con las delegaciones Tlalpan, Coyoacán y Tláhuac; al este con Tláhuac, al sur con Milpa Alta y al oeste con Tlalpan. Xochimilco tiene hoy una extensión territorial de 125.2 kilómetros cuadrados, que representa 8.4% del total del D.F., por lo que ocupa, entre las 16 delegaciones, el tercer lugar en tamaño.

El parque natural de Xochimilco tiene 267 hectáreas totales, divididas en 2 áreas: 132 hectáreas de terreno y 50 hectáreas de agua para el parque ecológico de Xochimilco y 95 hectáreas para el Parque deportivo y el mercado de plantas. Las principales elevaciones de la región son los cerros Xochitepec y Tlacualleli, así como los volcanes Teuhtli y Tzompol. Corren por su territorio los ríos Santiago y Tepapantla, los canales Nacional, Chalco, Cuemanco, El Bordo, San Juan, Amecameca, Apatlaco y Santa Cruz, y se encuentran aquí la Presa San Lucas y la Pista Olímpica Virgilio Uribe, mejor conocida como canal de Cuemanco (Terrones, 2004).

### **8.1.3 CARACTERÍSTICAS URBANAS**

Xochimilco tiene 17 barrios y 14 pueblos. Actualmente existen nueve canales, siete lagunas importantes y nueve embarcaderos. Además, cuenta con 3.8 kilómetros de

vialidad primaria y 4 284 733 metros cuadrados de carpeta asfáltica. Las principales vías de comunicación son el Anillo Periférico, Canal Nacional, las avenidas Prolongación División del Norte, Tenochtitlan, México y Caltongo, así como los caminos a Santiago Tepalcatlalpan y a Cuernavaca, además de la carretera a Oaxtepec (Terrones, 2004).

#### **8.1.4 CARACTERÍSTICAS EDAFOLÓGICAS DE XOCHIMILCO**

Los suelos en Xochimilco se caracterizaron hasta hace cuatro decenios por su alto potencial agrícola que en la actualidad, se encuentra severamente mermado a consecuencia de la degradación del suelo y del acelerado crecimiento demográfico y urbano, lo que se refleja en la cada vez más escasa producción de hortalizas y legumbres que caracterizaban el lugar.

Dadas las condiciones ambientales tan diferentes, los suelos también presentan variación que puede verse reflejada en parámetros como: salinidad, sodicidad, contaminación, inundación y nivel freático, principalmente en las zonas planas donde antiguamente los suelos pudieron considerarse de primera; en las partes altas donde la producción depende del temporal, las limitantes son la presencia de fases pedregosa y lítica, y la topografía.

En general se tienen buenos suelos agrícolas, con una dominancia de texturas limosas con buena estructura y porosidad lo que permite adecuada aireación y drenaje. La fertilidad va de moderada a alta, excepto aquellos que están limitados por sales o por aparición del manto freático.

En un estudio edafológico llevado a cabo en el área se reportan cinco diferentes unidades de suelo: Feozen, Andosol, Litosol, Solonchak y Cambisol (Alfaro, 1993).

#### **8.2 TOMA DE MUESTRAS**

La toma de muestras, o muestreo, es el método o procedimiento de extracción de muestras con el propósito de cuantificar características que se desean conocer. Un adecuado muestreo es una parte sumamente importante, ya que las muestras a analizar deben ser verdaderamente representativas, para que su posterior análisis e interpretación de los resultados obtenidos proporcione información que refleje la situación real. Por lo que, en esta investigación se llevó a cabo el muestreo considerando diferentes factores que aseguran la calidad de los datos resultantes como son: formulación de los objetivos del estudio, recolección de muestras representativas, conservación de la integridad de las

muestras, empleo de un procedimiento adecuado para identificación de la muestra y seguridad en las determinaciones realizadas en campo.

La zona de estudio fue seleccionada considerando que el Cs-137 presenta gran afinidad por la materia orgánica y las arcillas, 2 parámetros característicos de la zona de canales y chinampas de Cuemanco. El equipo de muestreo, una barrena de acero inoxidable de 2 pulg. de diámetro y 60 cm de longitud se limpió para evitar contaminación entre las diferentes muestras, se lavó con agua (con cepillo y/o brocha) y detergente libre de fosfatos (extran MA02 neutro concentrado) y se enjuagó con HNO<sub>3</sub> 1N y HCl 1N, enjuagando finalmente con agua desionizada. Las bolsas de plástico para colocar las muestras fueron enjuagadas con HNO<sub>3</sub> 1N y HCl 1N y enjuagadas con agua desionizada (Loring *et al.*, 1992).

Es así como se hizo el primer muestreo en la zona (Figuras 8.2 y 8.3). Se realizó de manera aleatoria cubriendo un área aproximada de 2 km<sup>2</sup>, se seleccionaron 15 puntos, en cada punto escogido se limpió la superficie y se procedió a escarbar hasta la profundidad de 40 cm, al llegar a esta profundidad se colectó la muestra con una pala de plástico de aproximadamente 2 kg (Figura 8.4).

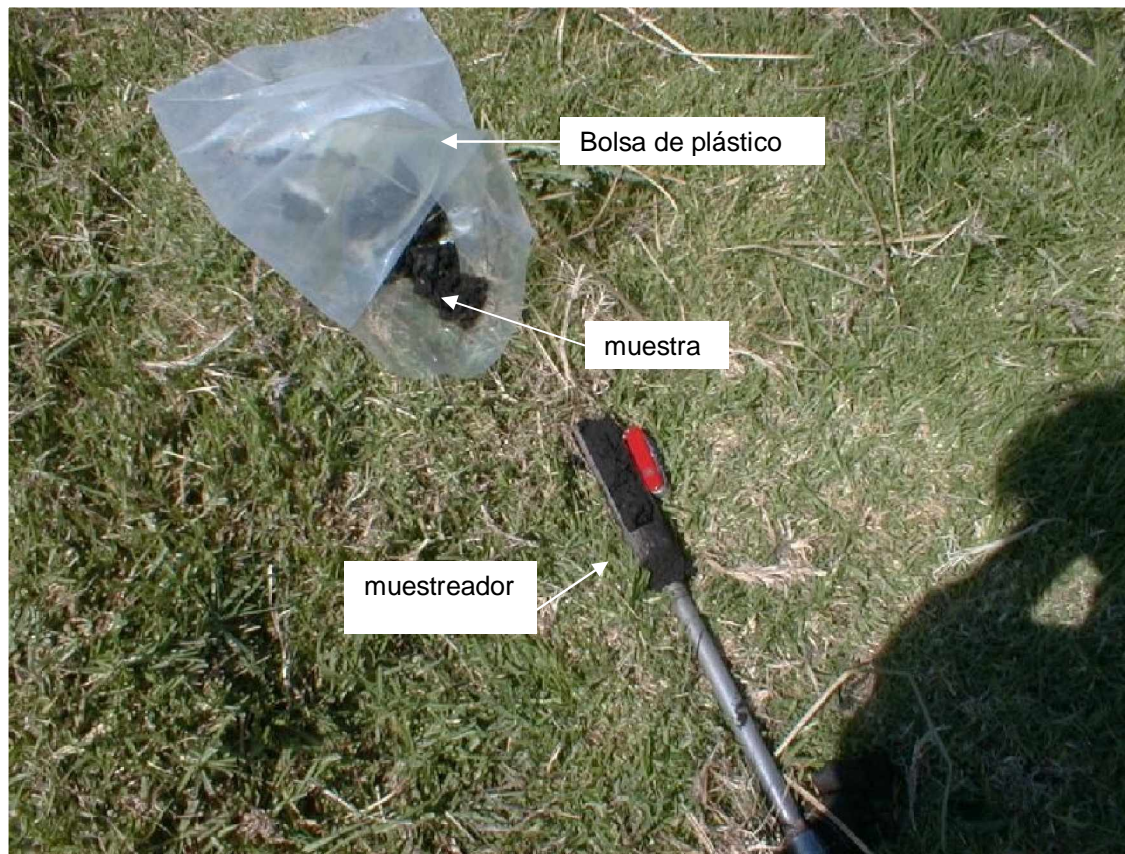


**Figura 8.2. Canal del Bordo**









**Figura 8.4 Toma de muestras**

A continuación se siguieron procedimientos generales recomendables en esta etapa, de los cuales se citan los siguientes: 1) que cada muestra quede perfectamente identificada, 2) llenado del formato de la cadena de custodia, 3) registro de los datos y actividades importantes en la libreta de campo (bitácora), que permitiera reproducir el momento del muestreo (Csuros *et al.*, 2002). Posteriormente se llevó a cabo un segundo muestreo con 15 muestras empleando nuevamente la misma metodología mencionada y las precauciones tomadas en el primer muestreo.

### **8.3 LOCALIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO**

La localización de los puntos de muestreo se hizo con un GPS (Global Positioning System) GARMIN'S etrex personal navigator de 12 canales paralelos. Este sistema de posicionamiento global, y navegación esta basado en la recepción de señales transmitidas por la constelación de satélites NAVSTAR (Navigation Satellite Timing and Ranking). Las múltiples señales que se reciben simultáneamente provienen de las

posiciones de los satélites, y permiten con esto, la determinación de la posición tridimensional del punto por conocer.

El GPS fue desarrollado por el Departamento de Defensa de los Estados Unidos con el objetivo de mejorar la exactitud para la navegación terrestre, marina y aérea, proporcionando posicionamiento geográfico preciso en cualquier parte del mundo a usuarios por medio del uso de receptores portátiles. De esta manera, el 22 de febrero de 1978, se puso en órbita el primero de los satélites NAVSTAR fecha que marcó la historia de la Navegación y Geodesia en todo el mundo (Van, 1996).

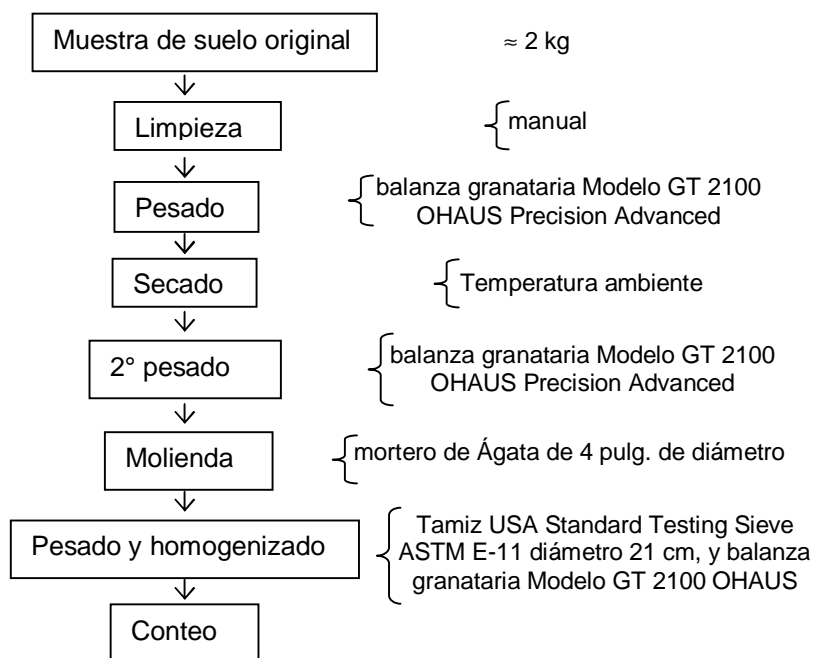
El GPS es, sin duda el más sencillo y preciso sistema de navegación disponible en la actualidad. Las señales emitidas por los satélites se comportan, en cierto modo como la luz, ya que pueden traspasar el cristal y el plástico, sin embargo no pasa a través de montañas, túneles, edificios, superficies metálicas o estructuras similares. La antena de los receptores debe estar orientada de forma que se tenga “acceso visual” a los satélites.

El GPS necesita al menos la señal emitida por tres satélites para ubicar la posición del punto de muestreo y cuatro o más satélites para obtener la altura sobre el nivel del mar del mismo.

#### **8.4 TRATAMIENTO DE LA MUESTRA**

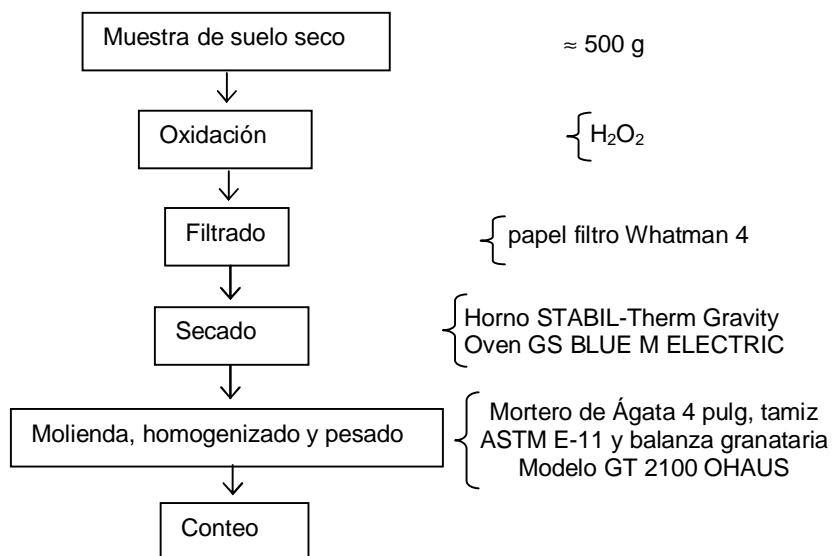
Los procedimientos de tratamiento dependen de las características de la muestra, así como de la actividad a ser medida; debe considerarse si la cuantificación a realizar es de actividad global, de partículas o actividad específica de algún radionúclido de interés, otro factor de importancia es el que se relaciona con el tipo de detector que será empleado. En este caso, antes de proceder a medir la actividad específica de Cs-137, la muestra de suelo húmedo se procedió a remover rastros de raíces y plantas de manera manual teniendo la precaución de que las áreas de preparación estuvieran limpias para evitar contaminación de la muestra. Con el propósito de facilitar el manejo de las muestras es recomendable convertirlas a una forma más estable inmediatamente después del muestreo, esto se realiza también previendo largos periodos de almacenaje. Por lo tanto las muestras se secan a temperatura ambiente, se extienden sobre charolas y a la sombra, para después analizarse.

La muestra de suelo seco, se lleva a molienda, con mortero de Agata hasta malla 100, se homogeniza, se pesa y se coloca en el contenedor Marinelli perfectamente lavado y enjuagado con HNO<sub>3</sub> 8N de 500 mL, para ser detectado por el detector y posteriormente, sea cuantificado (Figura 8.5)



**Figura 8.5. Determinación con materia orgánica**

Aplicando esta metodología e independiente de haber utilizado diferentes geometrías, (cantidad de muestra y tiempos de conteo) no fue posible llevar a cabo la detección del Cs debido a una interferencia de matriz provocada por el alto contenido de materia orgánica presente en las muestras. Por esta razón se procedió a someter la muestra ya seca a una ligera oxidación con agua oxigenada en una celda de flotación, a una concentración de 4% con propela giratoria e inyección de aire a 1500 rpm. Se filtra la muestra a presión a través de papel filtro Whatman 4. Se seca, muele, se homogeniza, pesa y se coloca nuevamente para detección (Figura 8.6) (Salbu *et al.*, 1998).



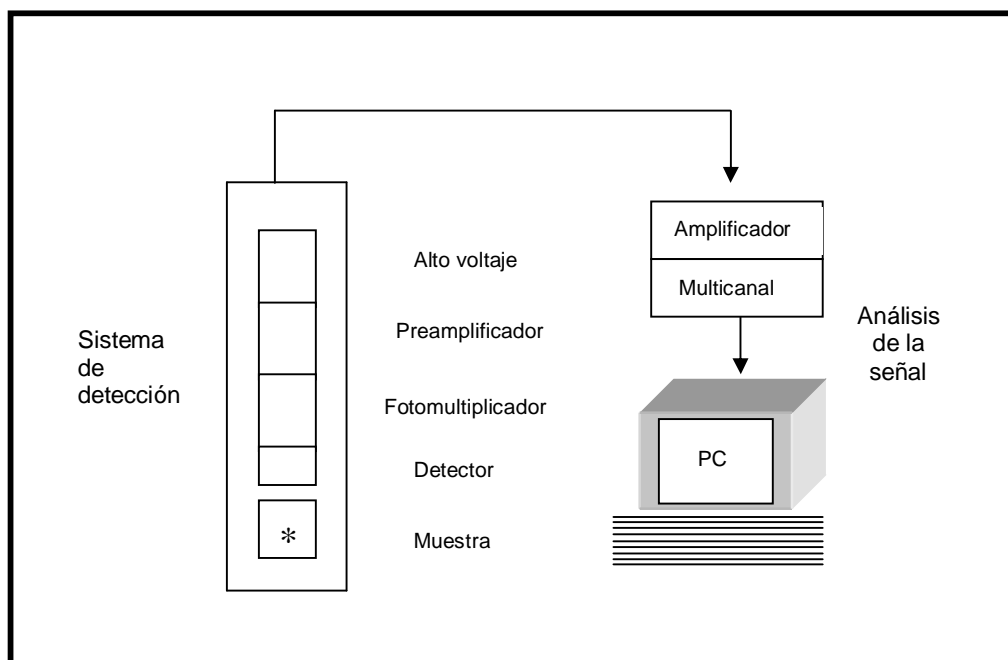
**Figura 8.6. Determinación con eliminación de materia orgánica**



## 8.5 EQUIPO UTILIZADO

Un requerimiento esencial para un conteo confiable de bajo nivel, es incrementar la eficiencia del conteo y/o el uso de una gran cantidad de muestra. Para incrementar la eficiencia del conteo deberá usarse un gran volumen de muestra y modificar la geometría de detección. Sin embargo hay que considerar que con un incremento del tamaño del detector o volumen, el ruido de fondo también puede incrementarse. Para el uso de una gran cantidad de fuente (muestra), es conveniente usar un contenedor Marinelli, especialmente para la medición de muestras ambientales como suelos.

Las medidas se hicieron con un detector de centelleo de NaI.Tl de 2X2, con una eficiencia relativa del 10%. El detector está conectado a una cadena electrónica compuesta por un fotomultiplicador, un preamplificador, una fuente de alimentación de alta tensión y un amplificador. Las señales procedentes de este último son recogidas y almacenadas por un analizador multicanal microACE de 512 canales y software MAESTRO Windows 3 de EG & G ORTEC (Figura 8.7).



**Figura 8.7. Esquema del equipo**

Antes de introducir las muestras se procedió a la calibración del detector de NaI.Tl y de todo el sistema en general, este procedimiento se llevó a cabo de la siguiente manera:

- Se estableció la geometría adecuada para este estudio, considerando el tipo de muestra, las probables fuentes de interferencias y la radiación de fondo. Marinelli arreglo vertical.

- b) Se midió el fondo con la geometría establecida, Marinelli vacío.
- c) Se utilizaron fuentes externas de  $^{11}\text{Na}$  y  $^{137}\text{Cs}$  para calibrar el rango de trabajo del equipo ajustando la ganancia.
- d) Se utilizó el estándar de fuentes mezcladas NBS 4275-24 SN:1141 para calibrar el detector (Figura 8.8).

Con el sistema de detección ya calibrado, se colocó el Marinelli con la muestra dentro de la cámara y se dejó contando por 200,000 segundos, los espectros se registraron y analizaron por medio de un programa de análisis computarizado el cual identificó las energías, las asignó a los picos correspondientes, llevó a cabo una sustracción de la señal de fondo, integró las áreas bajo los picos y calculó las actividades de los radionúclidos por comparación con las áreas de los picos de los estándares. La medida del Cs-137 en cada muestra se hizo a partir del recuento realizado bajo el fotopico de 661.6 keV propio de este isótopo.

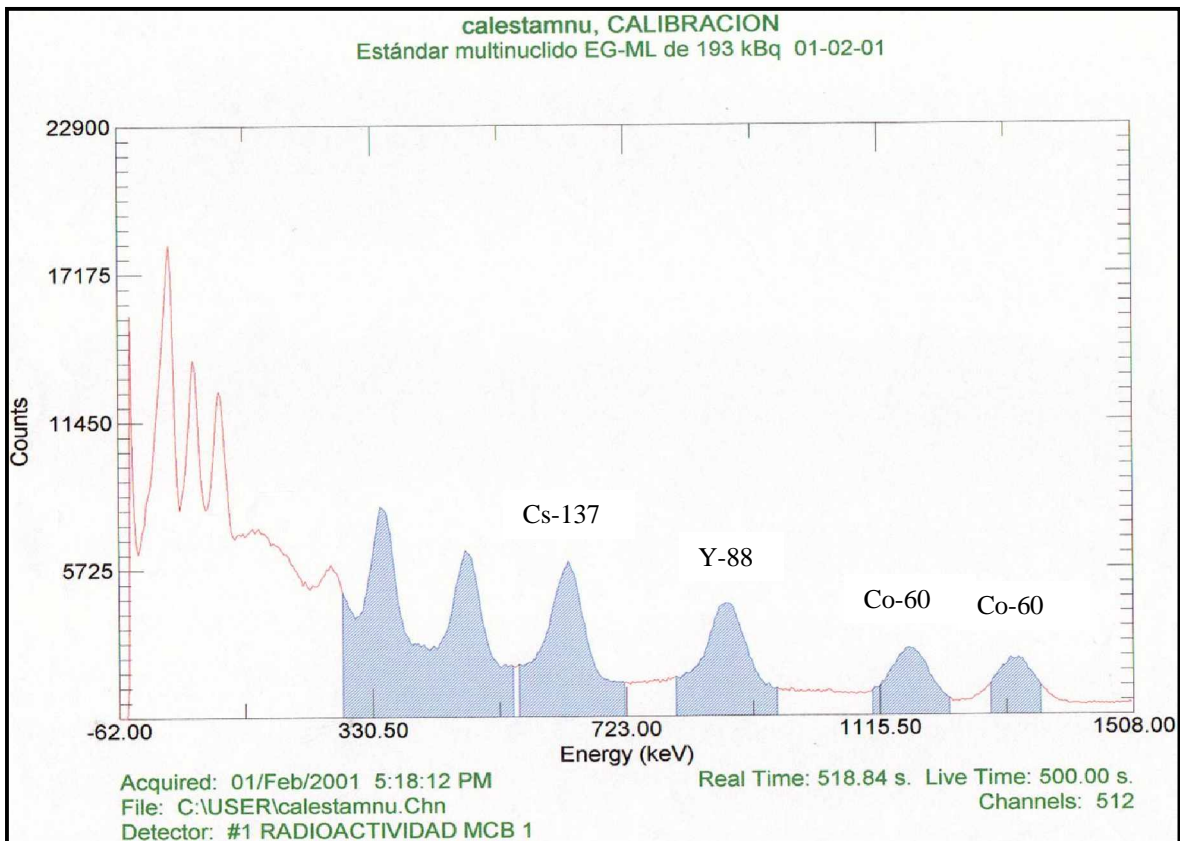


Figura 8.8. Espectro estándar multinucleido

## 8.6 DETERMINACIÓN DE CONTENIDO DE AGUA

El contenido de agua en el suelo se determinó mediante diferencia de pesos, después de haber sido sometida la muestra durante 24 h, en la estufa a una temperatura de 105°C.

Para calcular el porcentaje de contenido de agua:

$$H = \frac{G - G1}{G} \times 100$$

Donde:

H = Contenido de agua (%)

G = Peso de la muestra húmeda (g)

G1 = Peso de muestra seca (g)

La diferencia máxima permisible entre determinaciones efectuadas por duplicado no debe ser mayor al 1% en caso contrario es necesario repetir la determinación.

## 8.7 DETERMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

La determinación de materia orgánica se llevó a cabo por pérdida de peso por ignición (Miyazawa *et al.*, 2000). Se colocó un gramo de la muestra en una cápsula puesta previamente a peso constante y se llevó a una temperatura de 300°C por 30 minutos, posteriormente cuando se enfrió se volvió a pesar y la diferencia de peso permitió determinar la cantidad de materia orgánica presente en la muestra. Se aplicó esta metodología con el propósito de no usar el método tradicional Walkley-Black, que implica el consumo de reactivos contaminantes como son: el ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), y el Dicromato de potasio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>).

## CAPÍTULO 9

### *Resultados y su Evaluación*

En este capítulo, se presentan los resultados obtenidos de las determinaciones de: contenido de agua, porcentaje de materia orgánica, y actividad de Cs-137, realizadas a 30 muestras de suelo, colectadas en el área chinampera de Xochimilco.

#### 9.1 RESULTADOS

Las cuantificaciones realizadas en este trabajo, tanto de materia orgánica como de contenido de humedad, se llevaron a cabo en el Laboratorio de separación de minerales del Edificio D de la Facultad de Química de la UNAM. El sistema de espectrometría, que permitió llevar a cabo el conteo de Cs-137, se realizó en el Laboratorio de Radiactividad Natural ubicado en el Instituto de Geofísica de la UNAM.

Se tomaron dos testigos con el objetivo de tener muestras control, recolectadas fuera de la zona de estudio. Estos testigos presentan la particularidad, de haber estado protegidos del contacto con la atmósfera. Uno de ellos, consiste de materiales arcillosos tomado en el interior de la pirámide circular de Cuicuilco durante trabajos de exploración arqueológica. La otra muestra de materiales orgánicos, fue obtenida en un túnel realizado bajo una colada de basalto de varios metros, en la Escuela Nacional de Antropología. Ambas muestras fueron tratadas igual que las de la zona de estudio sin presentar ninguna medida de actividad para el Cs-137.

Estos resultados corroboran el hecho de que estas muestras fueron obtenidas de lugares cubiertos que no tuvieron ninguna interacción con la atmósfera antes y después del evento de interés (Chernobil).

A continuación se presentan en la tabla 9.1 los resultados derivados del desarrollo de este trabajo.

**Tabla 9.1. Resultados de los análisis de contenido de agua, materia orgánica original y con remoción parcial y los respectivos resultados obtenidos de Cs-137 realizados a las muestras de suelo del área de Xochimilco**

Muestra	Contenido de agua	Determinaciones sin tratamiento de oxidación		Determinaciones con tratamiento de oxidación	
		materia orgánica% <sup>(I)</sup>	Cs-137 Bq/Kg s.s. <sup>(II)</sup>	materia orgánica% <sup>(III)</sup>	Cs-137 Bq/Kg s.s. <sup>(IV)</sup>
1	45.3	18.4	n.d.	5.3	0.45
2	36.5	6.8	0.8	0.1	1.52
3	40.1	15.5	n.d.	6.9	n.d.
4	41.3	16.4	n.d.	7.8	n.d.
5	39.5	9.3	0.42	1.8	1.83
6	38.9	26	n.d.	6.1	0.1
7	41.5	14.8	n.d.	5.6	0.1
8	42.8	28.2	n.d.	18	1.32
9	28.5	35.7	n.d.	18.3	0.35
10	39.5	31.3	n.d.	14.7	1.43
11	39.9	29.4	n.d.	6.7	0.98
12	48.5	40.4	n.d.	26.6	n.d.
13	42.3	27.8	n.d.	10.8	1.07
14	15.2	27.2	n.d.	15.7	n.d.
15	16.2	20.4	n.d.	3.3	n.d.
16	24.6	21.2	n.d.	14.9	1.65
17	49.5	21.7	n.d.	8.3	1.07
18	47.2	9.7	n.d.	4.4	n.d.
19	35.1	11.5	n.d.	4.4	1.49
20	30.1	9.6	n.d.	4.4	n.d.
21	19.2	22.9	n.d.	10	0.42
22	45.1	18.9	n.d.	3.1	0.8
23	26.2	15.2	n.d.	0.3	n.d.
24	18.7	17.6	n.d.	6.7	1.65
25	12.1	29.7	0.42	17.1	1.07
26	18.1	17.4	n.d.	8.3	n.d.
27	25.7	21.4	1.19	4.8	1.99
28	42.3	14.6	n.d.	6.2	2.31
29	43.2	28.4	n.d.	18	2.69
30	32.4	27.3	n.d.	12.1	1.34

(I) de muestras sin ningún tratamiento

(II) muestras con materia orgánica

(III) posterior al tratamiento de oxidación parcial

(IV) de muestras con eliminación parcial de materia orgánica

(Bq) Bequerel

(s.s.) suelo seco

(n.d.) fuera de rango de medición

### 9.2 CONTENIDO DE AGUA.

La figura 9.1, muestra los contenidos de agua medidos. Este parámetro varía entre 12.1 y 49.5, con un valor promedio de 30.8. El valor mínimo corresponde a la muestra 25, ubicada al este de la Laguna de Titla (Clilac) y el máximo a la muestra 17, en un estrecho canal que entronca al sur con el canal Guerolodo. Estas variaciones de hasta 400% en contenido de agua, pueden ser explicadas considerando el lugar del punto de muestreo, en la zona chinampera. Algunas muestras, fueron recolectadas directamente al borde de los canales, y, son los que corresponden a los valores más altos de contenido de agua, a diferencia de los valores más bajos que fueron tomados en lugares, no tan cercanos a los canales.

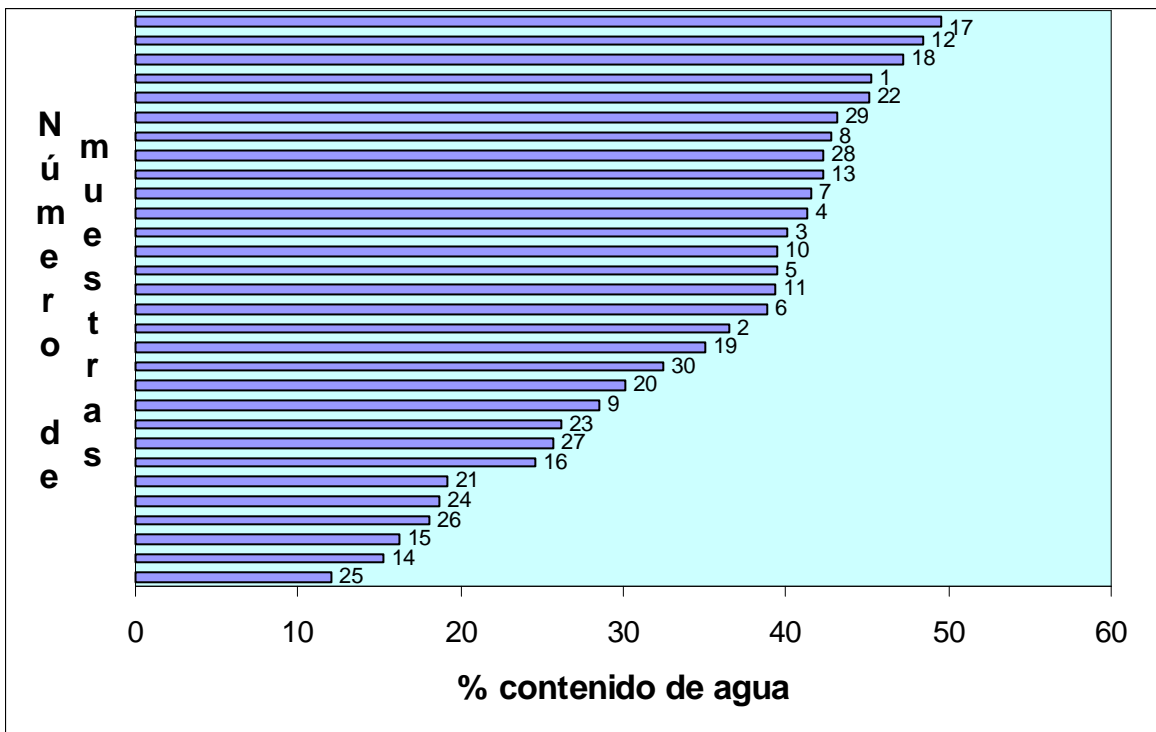
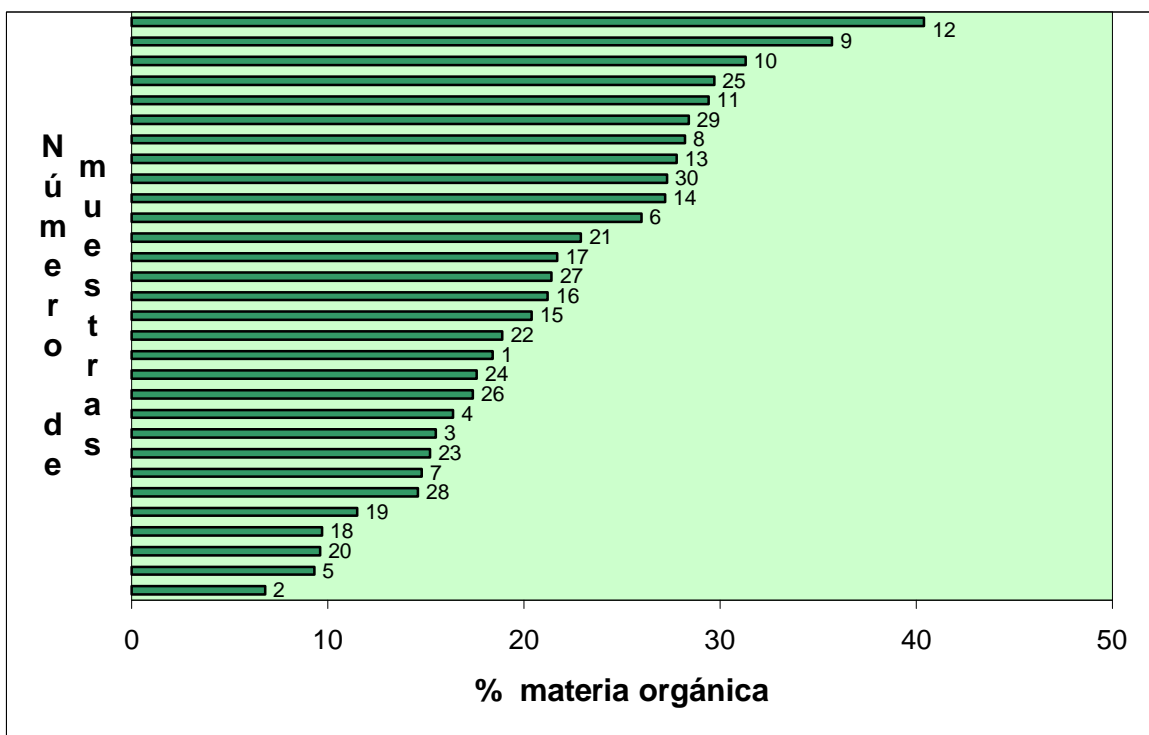


Figura 9.1. Contenido de agua de las muestras colectadas en el área de Xochimilco (los valores en cada barra indican el número de muestra)

### 9.3 CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA

Otro parámetro importante en el proceso de acumulación del Cs-137, es la cantidad de materia orgánica (Arapis *et al.*, 1997) (Tabla 9.1). Fue determinada pesando y calentando la muestra de suelo y evaluando la cantidad de materia orgánica por la relación de pérdida de peso. Estos resultados se muestran en la Figura 9.2. Como se puede apreciar

la muestra número 2, al Sur del canal Trancatitla, es la que presenta las concentraciones más bajas de materia orgánica (6.8%), la muestra 5, es también de las de menor cantidad de materia orgánica y se encuentra ubicada en la Laguna de Regulación del Parque Ecológico, (zona no alterada por prácticas agrícolas). A la muestra número 12, ubicada en uno de los principales canales (el Bordo), corresponde el valor más alto, 40.4%. Hay que remarcar que esta zona es aledaña a la Cuenca lechera instalada en la zona. De forma natural, las excretas de los animales se utilizan en los procesos agrícolas incorporando abonos orgánicos en el suelo.



**Figura 9.2. Porcentaje de materia orgánica determinado por pérdida de peso (los valores en cada barra corresponden al número de muestra)**

El transporte atmosférico es el mecanismo más frecuente de contaminación por Cs-137 en ecosistemas forestales. Los radionúclidos son depositados inicialmente sobre los árboles (ramas, hojas y tronco), posteriormente en el sotobosque (pasto, arbustos y hongos) y finalmente en la capa orgánica del suelo (Schell *et al.*, 1996).

El Cs-137 es retenido, en el humus de la capa orgánica, en mayor proporción que el potasio. Sin embargo, la acumulación de radionúclidos, producto de pruebas y/o accidentes nucleares, tanto en la capa orgánica y el sotobosque se incrementa con la altitud y latitud. Estableciendo un patrón de depositación diferente para cada latitud del

lugar. La capa orgánica contiene la mayor concentración de radiocésio y más de la mitad de la acumulación del mismo, se encuentra en el sotobosque. De esta manera, los árboles y la capa orgánica contribuyen directamente, como fuente de radiación al ser humano (Schell *et al.*, 1996).

Otros estudios en diferentes características de uso de suelos y ambientes han sido hechos en Berlín, Italia y el Pacífico (Panatto *et al.*, 2007; Yamada *et al.*, 2007), donde se reportan las más bajas concentraciones de Cs en suelos agrícolas. Sin embargo, no se han reportado estudios similares en áreas lacustres con características de suelo y prácticas agrícolas muy particulares, desde épocas prehispánicas.

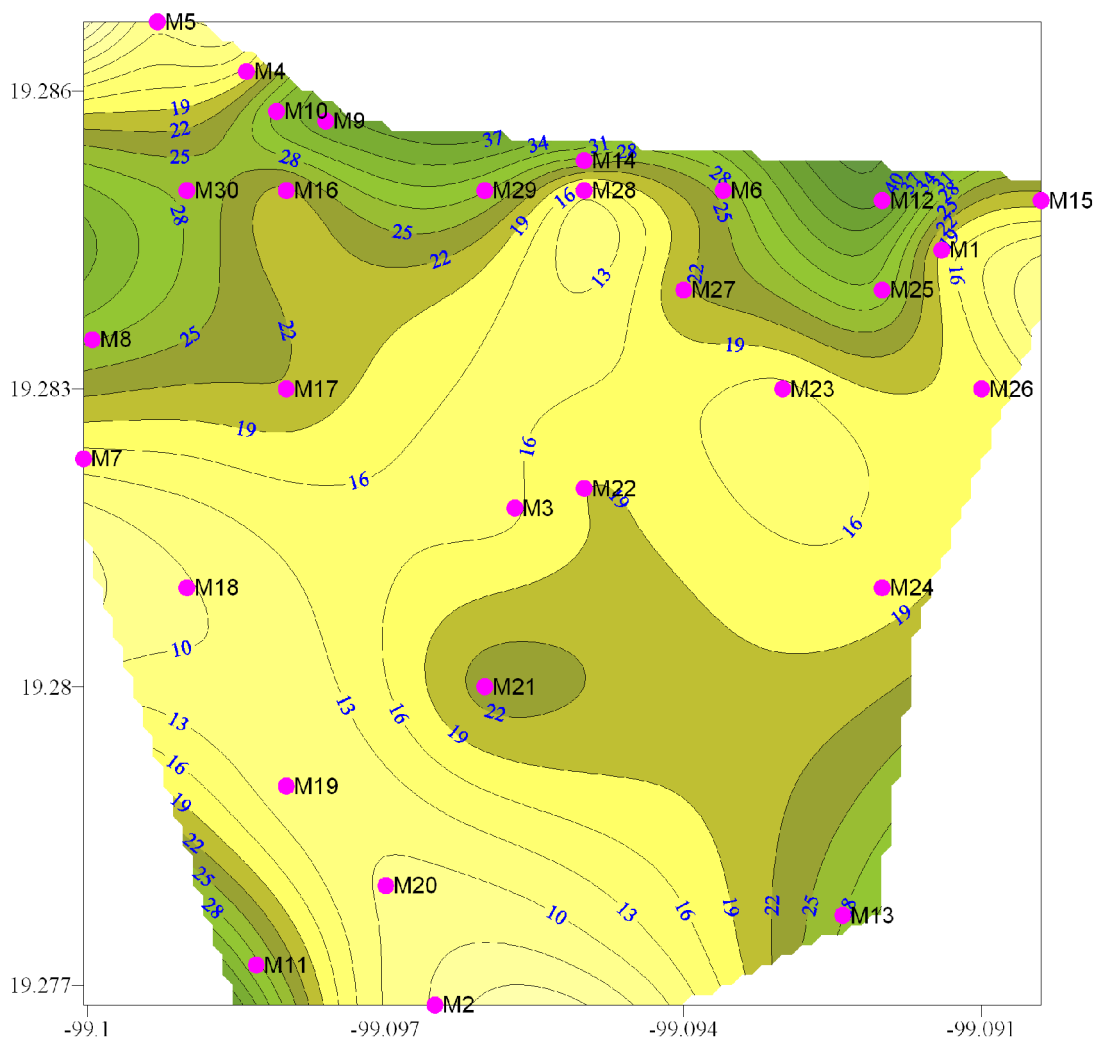
La representación espacial de los datos de la Tabla 9.1 (Figura 9.3), permite observar 2 zonas, una de ellas enmarcada entre los canales principales, del Bordo, Cuemanco, Atizapa y un pequeño ramal de Cuemanco; y, la otra, de la laguna de Titla (Clilac) en dirección este hasta el canal de Almoloya y el del Bordo; y, una tercera en la parte centro sureste ubicada entre los canales de Otenco y Trancatitla y canal de la Virgen y Ampanpilco.

Referencias orales de pobladores del área indican que, la zona del canal del Bordo (Figura 8.2), estuvo cerrada muchos años al paso de trajineras, rehabilitándose a partir de 1986. Gran cantidad de maleza, conocida como Tule (*Typha latifolia*), fue removida de la zona de los canales. Se dejó secar, se trituró colocándose en los bordes y posteriormente se removió de este sitio distribuyéndose en los alrededores y también reubicándose en donde se encuentra actualmente la zona productiva del área. Este proceso incorpora materiales orgánicos vegetales al suelo, actuando como mejorador del mismo en los procesos agrícolas y de alguna manera distribuyendo en forma no homogénea la adsorción del Cs.

Durante el muestreo, fue posible observar, en la parte sur, la existencia de zonas cultivadas. Es práctica común, entre los habitantes de esta región que se dedican principalmente al cultivo de hortalizas y flores, utilizar estiércol y materiales extraídos del interior de los canales para incrementar la producción. El proceso de desazolve debió enriquecer los contenidos de materia orgánica de las muestras tomadas en este lugar al acumular los sedimentos de los canales en áreas de cultivo situación que permitiría explicar los resultados más altos, de materia orgánica obtenidos.

Las zonas más pobres, en materia orgánica representan áreas abandonadas al cultivo.





**Figura 9.3. Representación Espacial de contenido de materia orgánica en la zona de estudio**

#### 9.4 CONTENIDO DE Cs-137

Como se ha mencionado en el capítulo anterior, después de llevar a cabo en las muestras recolectadas, la remoción de rastros de plantas, así como secar, moler y homogenizar las muestras, se procedió a realizar el conteo de Cs-137, utilizando el analizador multicanal (Figura 8.7).

Sin embargo, se encontró que, solo fue posible obtener resultados del contenido de Cs, en el 13% de las muestras (4 de las 30) pese a que se consideraron tiempos de exposición largos ( $2 \times 10^5$  segundos.). La mayor parte de las muestras, se encontraban fuera del nivel de detección  $<0.1$  Bq/kg s.s. (Tabla 9.1, 4ª. Columna). Situación que se consideró particular dado que la zona de estudio presenta características geoquímicas

favorables para la retención de este elemento, ya que otros estudios realizados en nuestro país han reportado mediciones de este radioisótopo (Gasó, *et al.*, 1998). Por esta razón se volvió a calibrar el detector no siendo posible atribuir el efecto a la falla del equipo. Un argumento que permitiría explicar lo que está ocurriendo es que a pesar de que el radionúclido es bastante soluble, debe encontrarse fuertemente enlazado a los materiales orgánicos y arcillosos presentes en la zona lacustre del antiguo lago de Xochimilco. Es así como se procedió a llevar a cabo una eliminación parcial de materia orgánica como un mecanismo que favoreciera la detección del elemento. Aplicando un tratamiento con agua oxigenada (descrito en el capítulo 8) y, utilizando el analizador multicanal, se obtuvo el espectro de energía correspondiente. Como puede observarse en la Tabla 9.1 (6ª columna) al aplicar este procedimiento se incrementó la eficiencia en la medición de cesio, obteniéndose resultados cuantificables en las 2/3 partes de las muestras. La Figura 9.4 presenta los resultados de materia orgánica presente en las muestras de suelo después de realizar el tratamiento con agua oxigenada. Si se comparan las Figuras 9.2 y 9.4 se puede observar que los porcentajes se redujeron entre el 30 y el 90%. Con este tratamiento, prácticamente se eliminó toda la materia orgánica presente (muestras 2 y 23), a diferencia de otras donde el porcentaje eliminado fue variable.

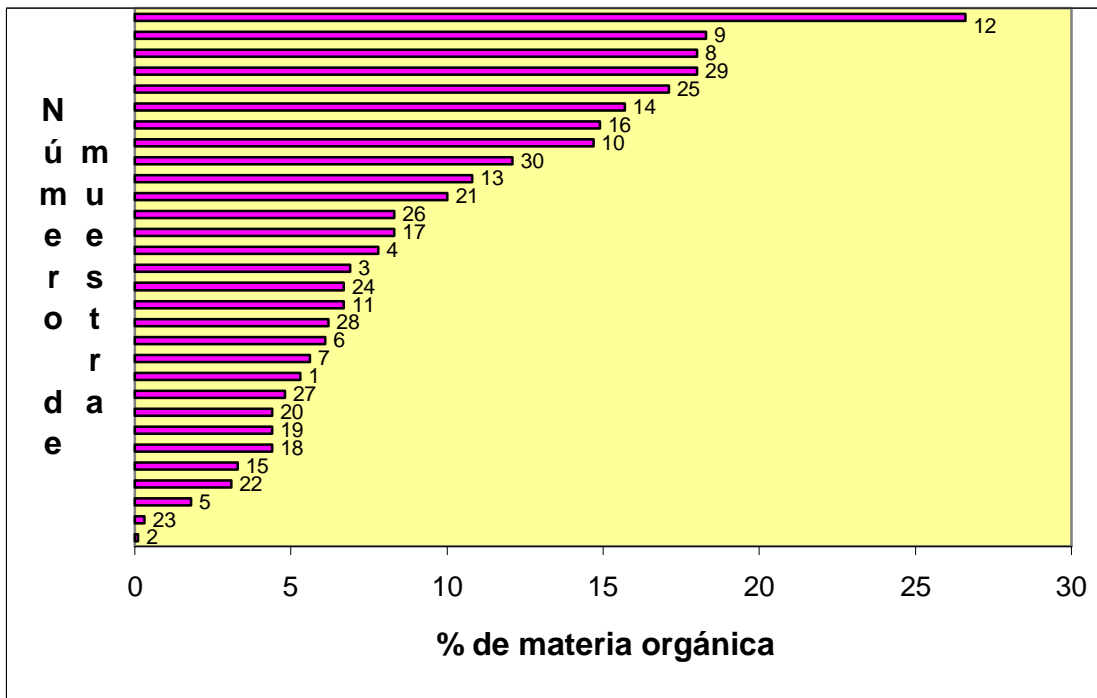
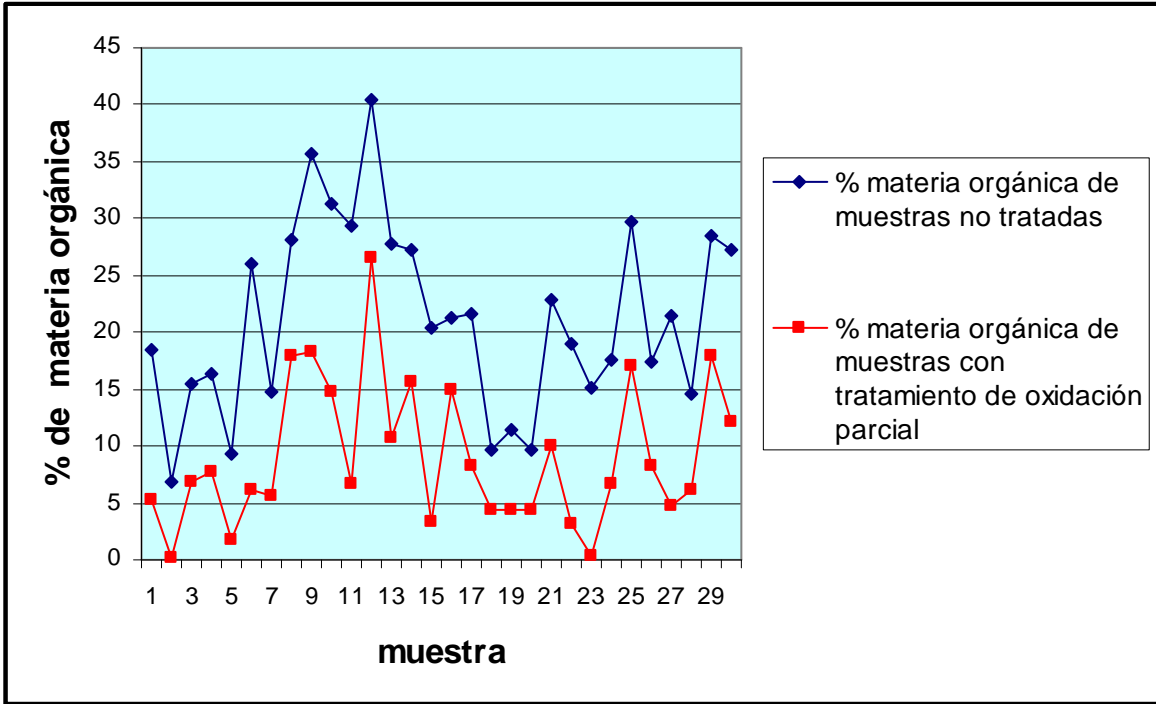


Figura 9.4. Porcentaje de materia orgánica posterior al tratamiento con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

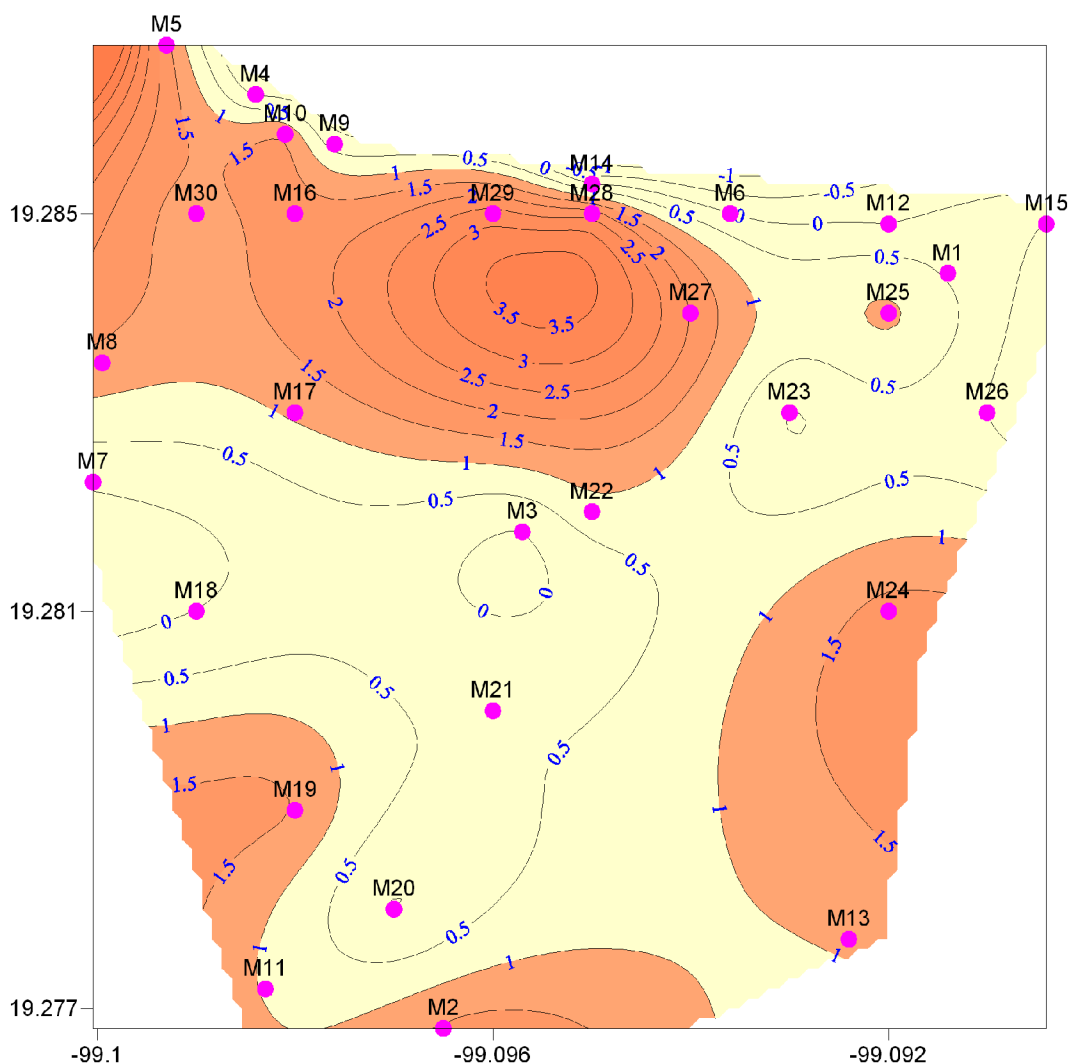
Las cantidades de materia orgánica, tanto la inicial como la obtenida después del tratamiento, se muestran con propósitos comparativos en la Figura 9.5.



**Figura 9.5. Gráfica comparativa de porcentaje de materia orgánica antes y después del tratamiento con agua oxigenada**

En la Figura 9.6 se muestra la representación espacial de esta información con sus correspondientes valores de Cs-137 medido, en muestras de suelo con eliminación parcial de materia orgánica.

El análisis del mapa de anomalías de Cs-137 permite observar un máximo relativo ubicado, en la parte norte de la zona de estudio entre el canal del Bordo, la Laguna de Titla, Canal Trancatitla y ramal de Cuemanco extendiéndose al oeste hacia el canal de Cuemanco. También es posible observar otros dos máximos, uno de ellos muy cercano a la Laguna de la Virgen y el otro comprendido entre los canales Otenco y Atizapa. Esta zonificación indica las zonas que pudieron concentrar mayor cantidad de Cs y que tienen una relación directa con áreas productoras que aún persisten en Xochimilco y que cada vez se ven más reducidas.



**Figura 9.6. Representación espacial de actividad de Cs-137 con remoción parcial de materia orgánica en la zona de estudio**

Los resultados obtenidos, permiten apreciar que la oxidación realizada a las muestras de suelo con agua oxigenada eliminan la interferencia de matriz provocada por la materia orgánica que inhibe el conteo de Cs.

Hay que recordar que en los ecosistemas es necesario que transcurran varias décadas para que el flujo y reciclaje de radionúclidos alcance el equilibrio, pudiendo ser alterado este lento proceso por las actividades humanas o de animales, así como por cambios estacionales (Gaso *et al.*, 1998).

Estudios de radiactividades en el medio ambiente, realizados en México por el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (Salazar *et al.*, 1994), reportan la presencia de Cs-137, Cs-134 y otros productos de fisión, en filtros de aire colocados durante el periodo

comprendido entre mayo-junio de 1986. Estos resultados indican que la pluma radiactiva producto del accidente de Chernobil había llegado a México. Estudios posteriores fueron realizados con el objetivo de cuantificar este radioisótopo en suelos y hongos en el área boscosa en los alrededores del Instituto (Gasó *et al.*, 2000). El límite de referencia recomendado para suelos superficiales en campos y áreas boscosas es de 150 Bq/kg para  $^{137}\text{Cs}$  (NCRP, 1999). Sin embargo las características del área estudiada son muy diferentes y únicas, producto del sistema lacustre existente en la Cuenca de México. Se han concentrado grandes cantidades de material arcilloso combinados con la incorporación de materia orgánica tanto vegetal como animal debido a la influencia y costumbres ancestrales de los habitantes de la zona. Los resultados obtenidos indican valores muy por debajo (0.1-2.69 Bq/kg s.s.) del límite de referencia antes mencionado.

# CAPÍTULO 10

## ***Conclusiones y Recomendaciones***

### **10.1 CONCLUSIONES**

La elección de la zona de Xochimilco, remanente de los antiguos lagos que existían en la cuenca de México, resultó adecuada para detectar la presencia del Cs-137, anteriormente identificado, en suelos de áreas boscosas. Este estudio es pionero por haberse realizado en suelos de características muy especiales, que presentan grandes contenidos de materia orgánica y materiales arcillosos.

A diferencia de otros autores, que emplearon un detector de Germanio hiperpuro, en este trabajo se utilizó un detector de NaI.Tl. Encontrándose restricciones en resolución y nivel de detección. La presencia de materia orgánica y materiales arcillosos, permitieron la fijación de este elemento, sin embargo ocasionaron una interferencia de matriz que impidió llevar a cabo las mediciones de Cs-137, con el detector de NaI.Tl. Esto motivó la idea, de reducir la materia orgánica aplicando un tratamiento de oxidación eliminando la interferencia y llevando a cabo la medición del Cs. La técnica empleada resultó eficaz y permitió corroborar y cuantificar la presencia de Cs-137 en el área de canales y chinampas de Xochimilco. El contenido de materia orgánica presente en la zona de estudio es de 6.8-40.4%, con un contenido de agua que varía entre 12.1 y 49.5%.

Los resultados obtenidos indican que la zona de estudio es una zona que ha sido muy afectada por actividades antropogénicas que han modificado la calidad del agua de los canales así como los contenidos de materiales orgánicos, ya que no se tiene una distribución uniforme en la zona.

Los valores obtenidos de Cs-137 se encontraron muy por debajo de los límites establecidos por la NCRP y los reportados en otros estudios realizados en México (Alvarado *et al.*, 2002). Sin embargo, esto pudo ser ocasionado por el proceso de tratamiento implementado.

## 10.2 RECOMENDACIONES

Tomar 1 ó 2 núcleos que permitan la identificación del radionúclido a profundidad.

Realizar una cuantificación de este elemento en muestras de esta zona con un detector de Germanio Hiperpuro.

Llevar a cabo la detección de Cs-137, en muestras de agua.

Hacer pruebas con diferentes concentraciones de ácido nítrico, para estimar niveles de concentración de Cs-137 en las muestras.

## CAPÍTULO 11

### *Referencias*

1. Aitken, M.J, 1985, Thermoluminescence Dating. Academic Press, London, 359 p.
2. Alfaro Sánchez Gloria, Características edafológicas de los suelos de Xochimilco, Primer Seminario Internacional de Investigadores de Xochimilco, México, D.F., 14-18 de Junio de 1993.
3. Alfassi Z.B., 1994, Chemical Analysis by Nuclear Methods, John Wiley and Sons Ltd., England,. 556 p.
4. Alvarado E., Segovia N., Gaso M. I., Peña P., Morton O., and Armienta M. A., 2002, Natural and man-made radionuclides in the soil of a nuclear facility site located in a coniferous forest in central Mexico. Geofísica Internacional Vol. 41, p. 363-367.
5. AMAP (Arctic monitoring assessment programme), 1997, Arctic pollution issues; radioactive contamination. Report from Norwegian radiation protection authority. Oesteraas, Norway.
6. ApSimon, H.M., Wilson J.J.N. and Simms, K.L., 1989, Analysis of the dispersal and deposition of radionuclides from Chernobyl across Europe, Proc. R. Soc. London., A 425, p. 365-405.
7. ApSimon, H.M., Gudiksen, P., Khitrov, L., Podhe, H. and Yoshikawa, T., 1988, Modelling the dispersal and deposition of radionuclides, Environment, 30-5, p.17-20.
8. Arapis, G., Petrayev, E., Shagalova, E., Zhulova, O., Sokolik, G. & Ivanova, T., 1997, Effective migration velocity of Cs-137 Sr-90 as a function of type of soils in Belarus. Journal of Environmental. Radioactivity, 34 (2), 171-185.
9. Argonne National Laboratory. Human Health Fact Sheet [en línea]. Environmental Science Division(EUS) [Department of Energy U.S]: Agosto 2005 [citado 14 julio 2006]. Disponible en internet en:<http://www.ead.anl.gov/pub/doc/cesium.pdf>
10. Arnikar H.J., 1987, Essentials of Nuclear Chemistry, Wiley, New York, USA, 343 p.
11. Azorin, N. J., 1992, Apuntes Curso de Dosimetría Termoluminiscente, ININ. UAM-I.
12. ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Cesium [en línea]. Health and Human Services. Department of Atlanta, Georgia [United States]: 2004 [citado 20 de Septiembre 2007]. Disponible en internet en:[http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es\\_tfacts157.html](http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts157.html)



13. Benedict, M., Pigford Thomas H., 1981, Nuclear Chemical Engineering, 2a. Edición. Editorial McGraw-Hill.
14. Bochichio, F. and Risica, S., 1990, Active radon monitors. In radon monitoring in radioprotección, Environmental Radioactivity and Earth Sciences, World Scientific, Singapore, p. 110-122.
15. Bowen, H.J.M., 1966, Trace Elements in Biochemistry. Academic Press. London.
16. British Nuclear Fuels, 1989, Nuclear Fuel Reprocessing Technology. British Nuclear Fuels plc, Risley.
17. Cawse, P.A., 1980, Studies of environmental radioactivity in Cumbria: Part 4. Caesium-137 and plutonium in soils of Cumbria: UKAERE, R-9851.
18. CCEN, (Comisión Chilena de Energía Nuclear). Notas técnicas [en línea]. Gobierno de Chile, Centro de Estudios Nucleares La Reina. [Santiago de Chile, Chile]:2005 [citado 17 Mayo 2005]. Disponible en internet en: <http://www.cchen.cl>
19. Coleman, T., 1966, Accumulation of cerium, yttrium and cesium in plants as affected by the soil chemistry and the aeration of the soil. Progress Report, June 1<sup>st</sup> 1965 to May 31<sup>st</sup>. 1966. TID-22715.
20. Coleman, N.T. and Le Roux, F.H., 1965, Ion exchange displacement of caesium from soil vermiculite. Soil Sci., Vol. 99, p. 243-250.
21. Cothorn, C. R., and Smith, J.E., 1987, Environmental Radon. Plenum Publishing Corporation.
22. Csuros, M., Csuros, C., 2002, Environmental sampling and Análisis for metals, Lewis Publishers, USA, 372 p.
23. Cunningham, J.C. 1975, Radiochemical Methods in Analysis, Plenum Press, 467 p.
24. Davis, J.J., 1963, Cesium and its relationship to potassium in ecology. In: Schultz, V. and Klement, A.E. (Eds.) Radioecology, Reinhold, New York, p. 539-556.
25. Deer, W.A., Howie, R.A., Zussman, J. 1992. An Introduction to the Rock-Forming Minerals, John Wiley and Sons, Inc., New York, USA. 696 p.
26. Espinosa, A., Aragón, A., Hogdson, A., Stradling N. And Birchall, A., 1998, Assessment of doses to members of the public in Palomares from inhalation of plutonium and americium. Radiation Protection Dosimetry, 79, p. 1-4.
27. Evans, R.D., 1982, The Atomic Nucleus, McGraw-Hill., Malabar Florida, USA, 972 p.
28. Evans, E.J. and Dekker, A.I., 1966, Plant uptake of Cs-137 from nine Canadian soils. Can.J. Soil., Vol. 46, p. 167-176.
29. Ewing, G. W., 1978, Métodos Instrumentales de análisis químicos. McGraw-Hill de México, S. A. De C.V. 592 p.

30. Fabrikant, J.I., 1983, Is nuclear energy an unacceptable hazard to health? Health Phys.45, p. 575-578.
31. FisicaNet. Energías. Usos Pacíficos de la Energía Nuclear [en línea]. FisicaNet. [Argentina]: 2007 [citado 19 Febrero 2007]. Disponible en Internet en: [http://www.fisicanet.com.ar/energias/nuclear/en05\\_energia\\_nuclear.php](http://www.fisicanet.com.ar/energias/nuclear/en05_energia_nuclear.php)
32. Gaso, M.I., Segovia N., Cervantes, M.L., Herrera T., and Perez-Silva E. 2000, Internal Radiation dose from  $^{137}\text{Cs}$  due to the consumption of mushrooms from a mexican temperate mixed forest. Radiation Protection Dosimetry. Nuclear Technology Publishing. Technical note. Vol 87, No. 3, p. 213-216
33. Gaso M.I., Segovia, N., Herrera, N. T. Perez-Silva, E. Cervantes, M.L., Quintero, E., Palacios, Acosta, J. E., 1998, Radiocesium accumulation in edible wild mushrooms from coniferous forests around the Nuclear Centre of Mexico. The Science of the Total Environment, 223, p. 119-129.
34. Geary William J., 1986, Radiochemical Methods, Wiley Chichester, England, 229 p.
35. Geyh Mebus A., Schleicher, 1990, Absolute Age determination. Physical and Chemical dating methods and their application. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany. 503 pag.
36. Greenpeace. Calendar of nuclear accidents and events [en línea] Warren Christopher (United States): 7 Mayo 1996 [citado 3 junio del 2004]. Disponible en internet en: <http://archive.greenpeace.org/comms/nukes/chernob/rep02.html>
37. Handl, J. and Pfau, A., 1987, Feed milk transfer of fission products following the Chernobyl accident. Atomkernenergie-Kerntechnik, 49, p. 171.173.
38. He Q., Walling D.E., 1997, The distribution of fallout  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in undisturbed and cultivated soils. Appl. Radiat. Isot. Vol.48, No.5, p 677-690.
39. Heine K., and Wiechen, A., 1979, Studies on the Cs-137 transfer in the foodchain soil-plant-milk under the ecological conditions in a given environment. Milchwissenschaft., vol.34, p. 275-280.
40. IAEA (International Atomic Energy Agency) 1996, One Decade after Chernobyl .- Summing up the Consequences of the accident, Proceedings Series. Proc. Internat. Conference 8-12 April 1996, Vienna, Vienna, International Atomic Energy Agency, Report STI/PUB/1001.
41. IAEA (International Atomic Energy Agency), 1986, Measurement of radionuclides in food and the environment, a Guidebook, Vienna. Technical Reports Series No. 295.
42. IAEA (International Atomic Energy Agency), 1986: Summary report on the post-accident review meeting Chernobyl accident. Vienna.Safety series No. 75- INSAG-1.

43. Jammet, H., Dousset, M., 1982, Nuclear toxicants: origin, presence or release in the environment, contribution to human exposure, Radionuclide metabolism and toxicity- Galle, P., Masse, R., eds., París, New York, Masson, I-32.
44. JNREG (Joint Norwegian-Russian), 1997, Expert group for investigation of radioactive contamination river and areas surrounding the "Mayak" production association, Urals, Rusia. Sources contributing to radioactive contamination of The Techa River. Radiation Protection Authority, ISBN 82-993979-6-1 , p.134.
45. Juárez Sánchez, F., 1994, Detección de Radón en suelo, aire y agua mediante diferentes métodos y su aplicación en estudios geofísicos, Tesis de Maestría en Ciencias Nucleares (Química Nuclear), Facultad de Química, UNAM.
46. Kemeny, J.G., 1979, Report of the President's Commission on the accident at Three Mile Island. US Government Printing Office, Washington, D.C.
47. Kline, J.R., Colon, J.A., Brar, S.S., 1973, Distribution of <sup>137</sup>Cs in soils and vegetation on the islands of Puerto Rico, Health Phys. 24, p. 469-475.
48. Knoll, G.F., 2000, Radiation Detection and Measurement, 3ra. Edición, John Wiley and Sons, New York, USA, 802 p.
49. Krane, K.S., 1988, Introductory Nuclear Physics, John Wiley and Sons, New York, USA, 345 p.
50. Kudo, A., Mahara, Y., Zheng, J., Sasaki, T., Yunoki, E., Sugahara, M., Santry, D.C., Garrec, J.-P., 2001, Global transport of plutonium from Nagasaki Pu investigation and the future, Kudo, A., (ed) Plutonium in the environment. Vol. 1, Edited Proceedings of the Second Invited International Symposium. November 9-12, 1999, Osaka, Japan, Elsevier, p. 233-250.
51. Kudo, A., Mahara, Y., Santry, D.C., Miyahara, S. and Garrec, J. P., 1991, Geographical distribution of fractionated local fallout from Nagasaki A-Bomb, J. Environmental Radioactivity 21. p. 55-63.
52. Laul, J.C., Weimer W.C., and Rancitelli, L.A., 1977, Biogeochemical distribution of rare earths and other trace elements in plants and soils BNWL-SA-6078, CONF-7705161-1.
53. Lenntech. Nature's Building Bloks [en línea]. Emsley John [HH Delft, Holanda]: 2007 [citado el 20 de Junio 2007]. Disponible en internet en: <http://lenntech.com/espanol/tabla-peiodica/Cs.htm>
54. Lide David R. CRC Handbook of Chemistry and Physics, [en línea]. 88 Edition, University of California [United States]: version 2003 [citado 17 de Marzo 2007]. Disponible en internet en: <http://periodic.lanl.gov/elements/55.html>
55. Lima Muñoz E.J., 1997, Sorción de Cesio Radiactivo en arcillas naturales, Tesis de Maestría en Ciencias (Química), Universidad Autónoma Metropolitana, 69 p.

56. Lindberg, S.E., Andren, R.J., Raridon, R.J., and Fulkerson, W., 1975, Mass balance of trace elements in Walker Branch Watershed: Relation to coal fired steam plants. *Environ. Health Perspect.*, Vol. 12, p. 9-18.
57. Lisk, D.J., 1972, Trace metals in soils, plants and animals. *Advance in Agronomy*, Vol. 24, p. 267-325.
58. Loring D., Rantala, R., 1992 Manual for the Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter, *Earth Sci Rev*; 32 p. 235-283.
59. Mattsson, S. and Liden, K., 1975, Cs-137 in carpets of the forest moss *Pleurozium schreberi*, 1961-1973. *Oikos*, vol. 26, p. 323-327.
60. Medvedev, Z.A., 1976. Two decades of dissidence. *New Sci.*, 72(1025), p. 264-267.
61. Merian Ernest, Clarson Tomás, 1991, Metals and their compounds in the environment: Occurrence, analysis and biological relevance, 1438 p.
62. Miettinen, J.K., 1978, Radioactive foodchains in the subarctic environment. Progress report, November 15<sup>th</sup>, 1977 to November 4<sup>th</sup>, 1978. COO-3011-40.
63. Miles, J.C.H. and Sinnaeve, J., 1984, The performance of different types of etched-track radon dosimeter in two international intercomparisons. *Nucl. Tracks Radiat. Meas.* 2 (1-6), p. 479-483.
64. Miller, Glenn H., Augustine, Frederick., 1978, *Química Básica*, Editorial Harla S.A. de C.V. p. 378.
65. Miyazawa, M., Pavan, M.A., Oliveira, E.L., Ionashiro, M., and Silva, A.K., 2000, Gravimetric Determination of Soil Organic Matter, *Braz. arch. biol. technol.* Vol. 43, No. 5, p. 475-478.
66. Moskalev, Yu. I., 1961, Distribution of cesium-137 in the animal organism. *Ledbedinskii and Moskalev, Yu.I. (Eds.) Distribution, Biological Effects and Migration of Radiactive Isotopes.* AEC-tr-7512, p. 4-19
67. Navas A., And Waling D. 1992, Using caesium-137 to assess sediment movement in a semiarid upland environment in Spain. In: *Erosion, Debris Flows and Environment in Mountain Regions* (Walling D.E. Davies T.R. and Hasholt B. Eds) International Association Hydrological Sciences (IAHS). Publ. No. 209: ISBN 0-947571-38-8.
68. Navas A., and Machín J. 1991, A preliminary research on the cesium-137 to investigate soil erosion in the semiarid landscape of the central Ebro river valley. In: *Soil erosion studies in Spain.* Sala M., Rubio J.L., García-Ruiz, J.M.(eds.): 191-202. ISBN:84-87779-0-2.

69. NCRP (National Committee on Radiation Protection and Measurement) 1999, Recommended screening limits for contaminated surface soil and review of factors relevant to site-specific studies. Report No.129, Bethesda.
70. Nuclear Engineering, 1957, Windscale- The Committee's report. Nucl. Eng., 2, (21), p. 495-496, 510-512.
71. Panatto, D., Gasparini, R., Lai, P., Rovatti, P., Gallelli, G., 2007, Long-term decline of  $^{137}\text{Cs}$  concentration in honey in the second decade after the Chernobyl accident. Science of the Total Environment 382, p. 147-152.
72. Pourchet, M., Pinglot, J.F., 1987, The northerly extent of Chernobyl contamination, Nature 323, p. 676.
73. PUCMM, Pontificia Universidad Católica Madre y Maestra: Recinto Santo Tomás de Aquino. Cesio [en línea]. Castellanos Nestor [Santo Domingo, República Dominicana]: 2001 [citado 16 Abril 2006]. Disponible en internet en:<http://rsta.pucmm.edu.do/ciencias/quimica/tabla/cesio.htm>
74. Pudykiewicz, J., 1989, Simulation of the Chernobyl dispersion with a 3-D hemispheric tracer model, Tellus, 41B: p. 391-412.
75. Recio del Bosque Francisco, 1996, Química Inorgánica, Editorial McGraw Hill Interamericana de México, S.A. de C.V., 318 p.
76. Ritchie, J.C. and McHenry, J.R., 1977, The distribution of Cs-137 in some watersheds in the Eastern United States. Health Phys., Vol. 32, p. 101-105.
77. Rundo, J. 1964, A survey of the metabolism of caesium in man. Br. J. Radiol., Vol. 37, p. 108-114.
78. Salazar, S., Alvarez, C., Silva, H. A., Dorantes, C., Gaso, M. I., Segovia N., Perez I., 1994, Radioactivity in air around nuclear facilities in Mexico. Environment International, Elsevier Science Ltd. Vol 20, No. 6, p. 747-756.
79. Salbu Brit, 2001, Actinides associated with particles, Kudo, A., (ed) Plutonium in the environment. Vol. 1, Edited Proceedings of the Second Invited International Symposium. November 9-12, 1999, Osaka, Japan, Elsevier, p. 121-138.
80. Salbu, B., Krekling, T. and Oughton, D.H., 1998, Characterisation of radioactive particles in the environment, Analyst, 123, p. 843-849.
81. Sawhey, B.L., 1966, Kinetics of caesium sorption by clay minerals. Soil. Sci. Soc. Am. Proc., Vol. 30, p. 565-569.
82. Schell W.R., Linkov Y., Myttenaere C., Morel B., 1996, A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forest from nuclear accidents. Health Phys 70, p. 318-335.

83. Shleien, B., Cochran, J. A. and Magno P.J. Strontium-90, strontium-89, plutonium-239, plutonium-238 concentrations in ground level air, 1964-1969. 1970, *Environ. Sci. Technol.*, 4, p. 598-602.
84. Schultz, R.K., 1965, *Soil Chemistry of radionuclides. Health Phys.*, Vol. 11, p. 1317-1324.
85. Schultz, R.K., Overstreet and Barshad, I., 1960, On the soil chemistry of Cs-137. *Soil Sci.*, Vol.89, p. 16-27.
86. Simpson, R.E., Baratta, E.J., Jelinek, C.F., 1981, Survey of radionuclides in foods, 1961-1977, *Health Phys.* 40 p. 529-534.
87. Simpson, R.E., Baratta, E.J., Jelinek, C.F., 1977, Radionuclides in foods, *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 60, p. 1364-1368.
88. Smith Keith A., 1991, *Soil Analysis Modern Instrumental Techniques*, 2da. Edición, Marcel Dekker, Inc., United States of América, 659 p.
89. Squire, H.M. and Middleton, L.J., 1966. Behaviour of Cs-137 in soils and pastures: a long-term experiment. *Radiat. Bot.*, Vol. 6, p. 413-425.
90. Szabo S.A., 1979, Study on the strontium and caesium uptake of certain plants. *Radiochem. Radioanal. Lett.*, Vol. 38, p. 283-288.
91. Tamura, T., 1964, Selective sorption reactions of cesium with soil minerals. *Nucl. Saf.*, Vol. 5, p. 262-268.
92. Terrones López, Maria Eugenia, 2004, A la orilla del agua. Política, urbanización y medio ambiente. *Historia de Xochimilco en el siglo XX*. México, Gobierno del Distrito Federal, Gobierno del Distrito Federal, Delegación Xochimilco, Instituto Mora, 288 p.
93. Tommasino, L., 1990, Radon monitoring by alpha track detection. In *Radon monitoring in radioprotection, Environmental Radioactivity and Earth Sciences*. World Scientific, Singapore, p. 123-132.
94. Tracy, B.L., Prantl, F.A. and Quinn, J.M., 1984, Health impact of radioactive debris from the satellite Cosmos 954. *Health Phys.*, 47, p. 225-233.
95. Tykva Richard and Berg Dieter, 2004, *Man-Made and Natural Radioactivity in Environmental Pollution and Radiochronology*, Kluwer Academic Publishers, U.S.A., 416 p.
96. UNSCEAR (United Nations Scientific Comité on the Effects of Atomic Radiations), 1988, *Sources, effects and risks of ionizing radiation*. United Nations, New York.
97. UNSCEAR (United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation), 1993. *Sources and effects of ionizing radiation*. New York, United Nations. p. 922.

98. Valkovic, V., 1993. Determination of radionuclides in environmental samples, In: Barceló D., (ed.), Environmental Analysis. Techniques, applications and quality assurance. Elsevier Science Publishers B.V. p. 311-356.
99. Van Sickle, Jan, 1996, GPS for Land Surveyors, ANN ARBOR PRESS, INC., Chelsea, Michigan, USA. 209 p.
100. Walling D.E., He Q., Quine T.A., 1995, Use of caesium-137 and lead-210 as tracers in soil erosion investigation. Tracer Technologies for Hydrological Systems. IAHS Publ. No. 299.
101. Warner, Frederick and Harrison, Roy M., 1993, Radioecology after Chernobyl. Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides. Scientific Committee on Problems of the Environment Scope 50. John Wiley and Sons. England. 367 p.
102. Wedepohl, K. H., 1968, Chemical Fractionation in the sedimentary environment. In: L.H. Ahrens (Ed.) Origin and Distribution of the Elements. Vol. 30 Of Earth Sciences. Pergamon Press, Oxford.
103. Wikipedia. La enciclopedia libre [en línea]. Colaboradores de Wikipedia [Florida, U.S.]: 2008 [citado el 19 de Marzo 2008]. Disponible en internet en: <http://es.wikipedia.org/wiki/Cesio>.
104. Witherspoon, J.P., 1964, Cycling of Cs-134 in White Oak trees. Ecol. Monogr., Vol.34, p. 403-420.
105. Yamada, M., Wang Zhong-Liang., 2007, <sup>137</sup>Cs in the western South Pacific Ocean. Science of the Total Environment 382. P. 342-350.
106. Young, D.A., 1958, Etching of radiation damage in lithium fluoride. Nature, 182, p. 375-377.