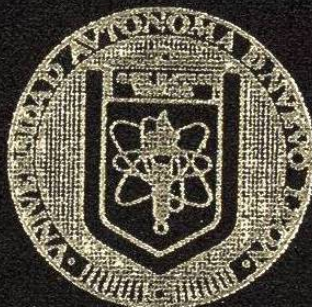


UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON

**DIVISION DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
FACULTAD DE CIENCIAS FISICO MATEMATICAS**



**DETERMINACION DE LA ACTIVIDAD ALFA DEBIDA AL RADON-222 Y
A SUS DESCENDIENTES, EXISTENTE EN EL AGUA POTABLE DE LA
CIUDAD DE MONTERREY, NUEVO LEON, Y SU AREA METROPOLITANA**

T E S I S

**QUE EN REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER
EL TITULO DE MAESTRIA EN CIENCIAS
CON ESPECIALIDAD EN INGENIERIA NUCLEAR**

PRESENTA:

JOSUE TREVIÑO DIAZ

ASESOR DE TESIS:

DR. BERNABE LUIS RODRIGUEZ BUENROSTRO

MONTERREY, N. L., ABRIL DE 1993

TM

Z6651

FCFM

1993

T7



1020071031

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON

FACULTAD DE CIENCIAS FISICO MATEMATICAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSTGRADO



DETERMINACION DE LA ACTIVIDAD ALFA DEBIDA AL RADON-222
Y A SUS DESCENDIENTES, EXISTENTE EN EL AGUA POTABLE
DE LA CIUDAD DE MONTERREY, NUEVO LEON, Y SU
AREA METROPOLITANA

T E S I S

QUE EN REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE MAESTRIA
EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN INGENIERIA NUCLEAR

PRESENTA

JOSUE TREVINO DIAZ

ASESOR DE TESIS: DR. BERNABE LUIS RODRIGUEZ BUENROSTRO

MONTERREY, N. L.

ABRIL DE 1993

TM
206-1
FEM
12
7+



FONDO TESIS

24276

DETERMINACION DE LA ACTIVIDAD ALFA DEBIDA AL RADON-222 Y A SUS
DESCENDIENTES, EXISTENTE EN EL AGUA POTABLE DE LA CIUDAD DE MON-
TERREY, NUEVO LEON, Y SU AREA METROPOLITANA.

TESIS PRESENTADA POR JOSUE TREVINO DIAZ, EN REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRIA EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN
INGENIERIA NUCLEAR

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE CIENCIAS FISICO MATEMATICAS
DIVISION DE ESTUDIOS SUPERIORES
ABRIL DE 1993

TESIS APROBADA POR EL
SIGUIENTE JURADO:

DR. BERNABE L. RODRIGUEZ B.

M.C. CARLOS R. FLORES J.

DRA. NORA ELIZONDO V.

D E D I C A T O R I A

Al Señor Dios Todopoderoso, ...El cual hizo los cielos y la tierra, el mar, y todo lo que en ellos hay... (Salmo 146:6).

...Porque en Jesucristo fueron creadas todas las cosas, las que hay en los cielos y las que hay en la tierra, visibles e invisibles; sean tronos, sean dominios, sean principados, sean potestades; todo fue creado por medio de El y para El. Y El es antes de todas las cosas, y todas las cosas en El subsisten... (Epístola de San Pablo a los Colosenses, Capítulo 1, versos 16 y 17).

Profundamente impresionado por su genialidad y grandeza, manifiestas a través de todos los fenómenos comprendidos dentro del área de la Ingeniería Nuclear.

Con amor, respeto, y agradecimiento,

Josué Treviño Díaz

A G R A D E C I M I E N T O S

A través de estas breves líneas quiero expresar mi gratitud y reconocimiento a todas las personas, que de una u otra manera hicieron posible la realización de este trabajo.

Estoy muy agradecido con Dios por haberme concedido la vida y la salud hasta ahora, la oportunidad de haber llevado a cabo mis estudios de Maestría y la presente tesis, y por permitirme considerar, a través de este trabajo, algunas de las impresionantes maravillas que ha hecho.

Quiero agradecer a mis padres, Lic. Josué Treviño Treviño y Sra. Hermila E. Díaz de Treviño por el apoyo que me han dado, durante la preparación de este estudio, y siempre.

También quiero agradecer a mis hermanos, M.A. Horacio S. Treviño Díaz, Lic. Olivia A. Treviño Díaz, y C.P. Hugo E. Treviño Díaz por el ánimo que continuamente me han infundido.

Asimismo quiero agradecer a mi novia, la Arq. Ana E. Díaz Rodríguez, por el aliento que me brindó en todo tiempo.

Mi agradecimiento a los profesores de la Facultad de Ciencias Físico Matemáticas de la Universidad Autónoma de Nuevo León, especialmente a mi asesor de tesis, el Dr. Bernabé L. Rodríguez Buenrostro, por su apoyo y dirección en la preparación de este trabajo; al Dr. Federico A. Rodríguez Gonzalez, al M.C. Carlos R. Flores Jáuregui, al Lic. Jesús Rivero Jimenez, y al Lic. Daniel Anguiano G., por su orientación, asesoría, y ayuda brindada durante mis estudios en esta Facultad.

Mi agradecimiento también a todo el personal del Centro Regional de Estudios Nucleares (C.R.E.N.), de la Universidad Autónoma de Zacatecas, en especial al M.C. Leopoldo L. Quirino Torres, quien me asesoró en la realización de la parte práctica de este trabajo; al Ing. Ignacio Dávila R., por su colaboración en lo referente a la comprobación del correcto funcionamiento y calibración del equipo utilizado; al M.C. Fernando Mireles, y al Dr. Francisco Lugo.

También quiero agradecer de manera especial al M.C. Rómulo Bañuelos Valenzuela, de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zoo

tecnia, de la Universidad Autónoma de Zacatecas, por haberme facilitado el uso del laboratorio y del equipo con el que realicé el análisis experimental de esta tesis.

Agradezco a la Dra. Silvia Bulbulian, y a la M.C. María Teresa Olguín, del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, por haberme permitido, a través del personal del C.R.E.N. de la U.A.Z., conocer y utilizar la técnica mediante la cual se llevó a cabo la parte experimental del presente trabajo.

Mi agradecimiento también para la Arq. Ana E. Díaz Rodríguez, por su ayuda para pasar en limpio las gráficas utilizadas en esta tesis.

I N D I C E

Autorización	ii
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Indice	vi
Resumen	ix

Capítulo 1 EL FENOMENO DE LA RADIOACTIVIDAD

1.1. Principales formas de decaimiento	1
1.2. El decaimiento radioactivo	2
1.3. Radioactividad alfa	3
1.4. Radioactividad beta	3
1.5. Radioactividad gamma	5
Referencias para el Capítulo 1	7

Capítulo 2 LA RADIOACTIVIDAD NATURAL

2.1. Importancia del estudio de la radioactividad natural	8
2.2. Isótopos radioactivos existentes en la naturaleza	9
2.3. Uranio	15
2.4. Radio-226	17
2.4.1. Radio-226 contenido en las rocas y en la tierra ..	17
2.4.2. Radio-226 en el agua	18
2.4.3. Radio-226 en los alimentos	18
2.4.4. Radio-226 en los tejidos humanos	20
2.5. Torio-232	21
2.6. Radio-228 (mesotorio)	22
2.7. Radón-222 y radón-220 (torón)	23
2.8. Plomo-210 (radio-d) y polonio-210	27
2.9. Potasio-40	29

2.10.	Rubidio-87	30
2.11.	Tierras raras	30
2.12.	Radionúclidos inducidos	30
2.13.	Fuentes naturales de radiación ionizante externa .	32
2.14.	Radiación cósmica	32
2.15.	Modificaciones realizadas por el ser humano a la radioactividad del ambiente natural	34
2.16.	Sumario de exposiciones humanas a la radiación io- nizante natural	36
	Referencias para el Capítulo 2	38

Capítulo 3 EL RADON EN EL AGUA POTABLE

3.1.	Propiedades generales del radón y de sus descen- dientes	47
3.2.	Propiedades físicas y químicas mas importantes del radón	49
3.3.	Concentración aceptable de radon en el agua pota- ble	50
3.4.	El órgano crítico	51
3.5.	Cálculo de la dosis al estómago	51
3.6.	Concentración de radón en los contenidos estomaca- les	52
3.7.	El efecto de la porción bebida	54
3.8.	La ingestión diaria de radón en agua potable	55
3.9.	La dosis a la pared estomacal	56
3.10.	La máxima concentración recomendada de radón en el agua potable	56
	Referencias para el Capitulo 3	59

Capítulo 4 ANALISIS EXPERIMENTAL

4.1.	Descripción del experimento	61
------	-----------------------------------	----

4.1.1. Recolección de las muestras	61
4.1.2. Preparación de las muestras	61
4.2. Resultados y aspectos importantes del experimento	62
4.2.1. Análisis de las variables importantes del experimento	62
4.2.2. Selección de las muestras	64
4.2.3. Equipo Utilizado	66
4.2.4. Mediciones efectuadas y resultados obtenidos	68
Referencias para el Capítulo 4	93

Capítulo 5 ANÁLISIS, COMENTARIOS, Y CONCLUSIONES

5.1. Análisis comparativo de los resultados obtenidos .	94
5.2. Estimación de la dosis absorbida por las paredes estomacales de los habitantes de la ciudad de Monterrey y su área metropolitana	95
5.3. Comentarios y conclusiones finales	97
Referencias para el Capítulo 5	99

R E S U M E N

En la gran mayoría de las sustancias orgánicas e inorgánicas se han encontrado trazas de isótopos radioactivos. Además, radiaciones ionizantes originadas fuera de la tierra inciden continuamente sobre su superficie, sujetando a sus habitantes a otra fuente de exposición. Así, la radioactividad natural a la cual el ser humano está expuesto, tiene origen tanto terrestre como cósmico.

En la naturaleza se han encontrado alrededor de 340 núclidos, de los cuales cerca de 70 son radioactivos, concentrándose principalmente entre los elementos pesados.

En casi todo el mundo la radioactividad natural varía dentro de límites relativamente estrechos, pero en ciertas localidades hay grandes desviaciones de los niveles normales, debido a la presencia de concentraciones anormalmente altas de sustancias radioactivas en la tierra. Aun cuando dichas concentraciones anormalmente altas de isótopos radioactivos existen en forma natural en el medio ambiente, su efecto sobre los seres vivos tiene consecuencias semejantes a las producidas por problemas de contaminación radioactiva.

Recientemente, el radón-222 y sus descendientes han llamado la atención de los investigadores alrededor del mundo, debido al hecho de haber sido identificados como fuertes contribuyentes de la radioactividad natural en el medio ambiente.

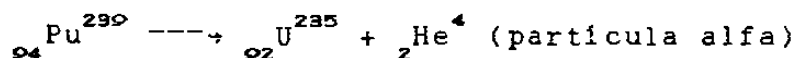
El análisis experimental efectuado para la preparación de este trabajo tuvo como objetivo medir los niveles de la radioactividad alfa natural, ocasionados por el radón-222 y por sus descendientes, existentes en el agua potable de la ciudad de Monterrey, Nuevo León, y su área metropolitana, para luego comparar dichos niveles de radioactividad natural con los reportados en otros lugares del mundo, y estimar la dosis absorbida por las paredes estomacales de los habitantes de esta ciudad.

EL FENOMENO DE LA RADIOACTIVIDAD

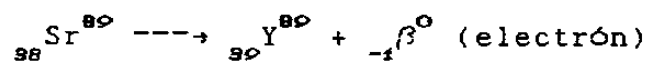
1.1. Principales formas de decaimiento. Los resultados experimentales sobre la estabilidad de los núcleos atómicos muestran que para núcleos pequeños ($(A-Z) \leq 16$ y $Z \leq 16$), la proporción de neutrones a protones es cercana a la unidad. Sin embargo, para los demás núcleos se observa un exceso de neutrones sobre protones, lo cual se ha explicado argumentando que las fuerzas atractivas nucleares entre neutrones y protones contrarrestan el efecto de las fuerzas repulsivas coulombianas entre protones hasta cierto punto. A partir del núcleo cuyo número de protones es 84 (polonio) no se encuentran isótopos estables en la naturaleza, sino que presentan el fenómeno denominado radioactividad, el cual consiste en la emisión de partículas por parte de dichos núcleos.

Las tres principales formas de decaimiento se ilustran a continuación:

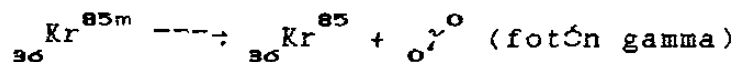
(1) Decaimiento Alfa:



(2) Decaimiento Beta:



(3) Emisión gamma:



Algunos núclidos presentan diversas formas de decaimiento.

Por ejemplo, 16% del ${}_{36}\text{Kr}^{85\text{m}}$ decae mediante la emisión de un rayo gamma, y 84% decae emitiendo una partícula beta para formar ${}_{37}\text{Rb}^{85}$.

1.2. El decaimiento radioactivo. La probabilidad de que un núcleo radioactivo decaiga en un tiempo dado se considera constante, independientemente de la temperatura, presión, o del decaimiento de otros núcleos circundantes. Las desintegraciones de núcleos individuales son eventos estadísticamente independientes y están sujetas a fluctuaciones estocásticas. Sin embargo, considerando un gran número de núcleos, las fluctuaciones se promedian, y la fracción que decae por unidad de tiempo es constante y numéricamente igual a la probabilidad de que un núcleo individual decaiga en ese tiempo. Esta razón de decaimiento radioactivo es conocida como la *constante de decaimiento* λ .

El número de núcleos que decae por unidad de tiempo es proporcional al número presente. Esto se representa mediante la ecuación siguiente, donde N es el número de núcleos presentes al tiempo t ,

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N \quad (1.1)$$

integrando se obtiene

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (1.2)$$

donde la constante de integración N_0 representa el número de núcleos presentes al tiempo cero. Así, de N_0 núcleos presentes originalmente, $N_0 e^{-\lambda t}$ permanecen en el tiempo t . El número de núcleos con vidas entre t y $t + dt$ es

$$-dN = \lambda N_0 e^{-\lambda t} dt \quad (1.3)$$

El recíproco de la constante de decaimiento se representa por la letra griega τ ,

$$\tau = \frac{1}{N_0} \int_0^{N_0} t dN = \int_0^{\infty} \lambda t e^{-\lambda t} dt = \frac{1}{\lambda} \quad (1.4)$$

Es usual describir la razón de decaimiento radioactivo me-

diante la *vida media* $t_{1/2}$, la cual representa el tiempo requerido para que la mitad de los núcleos originalmente presentes decaigan. La relación entre la vida media y la constante de decaimiento se obtiene sustituyendo N por $N_0/2$ en la ecuación (1.2), y resolviendo para $t_{1/2}$.

$$\frac{N_0}{2} = N_0 e^{-\lambda t_{1/2}} \quad (1.5)$$

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0.693}{\lambda} \quad (1.6)$$

1.3. Radioactividad alfa. La partícula alfa emitida en este tipo de decaimiento radioactivo es un núcleo de helio (${}_2\text{He}^{4++}$). Las partículas alfa emitidas por algún núclido tienen energías en el rango de 2 a 8 millones de electrón-volts (Mev), estando asociadas las energías mas altas con los núclidos de vidas medias mas cortas.

Al pasar a través de la materia, las partículas alfa interactúan con los átomos hasta convertirse en átomos neutros de helio. Su alcance en sólidos y líquidos es muy corto (por lo general del orden de milímetros). No obstante su corto alcance, un elemento emisor alfa dentro del cuerpo humano es altamente tóxico, debido a la gran cantidad de energía liberada en una distancia corta en los tejidos vivos. Por ejemplo, 1×10^{-7} g de radio es la máxima cantidad que puede acumularse sin riesgos en el cuerpo humano.

La radioactividad alfa se encuentra principalmente entre los elementos de número atómico superior al del bismuto en la tabla periódica.

1.4. Radioactividad beta. Algunos núclidos cuya inestabilidad se debe al elevado valor de su número másico, o bien emiten partículas alfa cargadas positivamente, o bien emiten partículas beta negativas, idénticas a los electrones ordinarios. El núcleo en sí no contiene electrones, de manera que, en la desintegración

beta, el electrón procede de la conversión espontánea de un neutrón en un protón, según el esquema siguiente:

Neutrón \longrightarrow Protón + Electrón (partícula beta) + antineutrino.

En la desintegración beta negativa, el núcleo resultante tiene un neutrón menos y un protón mas que su progenitor, quedando, pues, inalterado el número másico, como se observa en el ejemplo del ${}_{38}^{89}\text{Sr}$ de la sección 1.1. El núcleo hijo será siempre mas estable que su progenitor, aunque no necesariamente totalmente estable.

En el caso de que un núclido contenga un número insuficiente de neutrones para formar un núcleo estable con un determinado número de protones, lo mas frecuente es que se produzca una desintegración beta positiva, es decir, la emisión de un electrón positivo (positrón) como resultado de la transformación:

Protón \longrightarrow Neutrón + Electrón positivo + Neutrino.

Aunque se conocen numerosas especies radioactivas que muestran actividad beta positiva, no es común observarlas en el área de la ingeniería nuclear, ni tampoco contribuyen significativamente a la radioactividad natural del medio ambiente. Por consiguiente, ya no se hablará mas de tales radionúclidos a lo largo de este trabajo.

Otro aspecto en el que las emisiones beta difieren de las emisiones alfa consiste en que las partículas beta de un núclido particular que experimenta decaimiento poseen todas las energías entre cero y una energía máxima característica de ese núclido. La energía promedio es generalmente de alrededor de un tercio del máximo. El antineutrino emitido juntamente con la partícula beta juega un papel importante en esta distribución de energías, puesto que la suma de las energías de ambas partículas equivale a la máxima energía observada en dicho espectro. La energía promedio de los antineutrinos es, por lo tanto, alrededor de dos veces la energía promedio de los electrones.

Los neutrinos no portan carga, tienen una masa extremadamen-

te pequeña, y su penetración a través de la materia es muy grande.

Las energías máximas de las partículas beta varían dentro de un rango de entre 0.01 y alrededor de 4 Mev. Las vidas medias varían desde microsegundos hasta billones de años, correspondiendo las vidas medias mas largas con las energías mas bajas.

A pesar de que el alcance de las partículas beta es mayor que el de las partículas alfa, pueden ser detenidas por capas relativamente delgadas de agua, cristal, o metal. El alcance de las partículas beta en tejido es suficientemente grande, sin embargo, como para causar quemaduras cuando la piel es expuesta. Los isótopos emisores de partículas beta que tienden a fijarse en el cuerpo son muy tóxicos. El estroncio-90, que tiende a fijarse en los huesos es un ejemplo. Aquellos como el criptón-85 o el carbono-14, que son eliminados rápidamente del cuerpo, son mucho menos tóxicos.

1.5. Radioactividad gamma. Los rayos gamma son fotones, radiación electromagnética cedida cuando un núcleo experimenta una transición desde un estado de mayor energía hasta un estado de energía menor. La longitud de onda λ de la radiación está relacionada con el cambio de energía ΔE del núcleo que emite dicho cuanto de radiación (o fotón) mediante la ecuación

$$\lambda = \frac{hc}{\Delta E} \quad (2.8)$$

donde h es la constante de Planck, 6.62377×10^{-27} erg-seg, y c es la velocidad de la luz, 2.997902×10^{10} cm/seg. Puesto que los cambios de 0.1 Mev o mayores son comunes, los rayos gamma tienen longitudes de onda menores que 1.2×10^{-9} cm. Estas son mucho menores que la longitud de onda de la luz visible, de alrededor de 10^{-5} cm. Los rayos gamma penetran espesores de materia relativamente grandes antes de ser absorbidos. En lugar de tener un alcance bien definido, como las partículas alfa o beta, un haz de rayos gamma pierde una cierta fracción de su intensidad por unidad de distancia recorrida a través de la materia.

Debido a la naturaleza penetrante de la radiación gamma, so-

breexponer el cuerpo humano a ésta, produce daño a tejidos localizados a profundidad. De los tres tipos de radiación emitidos por isótopos radioactivos, la radiación gamma es, por mucho, la de mayor riesgo externo, y la que requiere un fuerte blindaje y operación a control remoto.

Puesto que el fotón no posee ni carga ni masa, tanto el núcleo progenitor como el núcleo hijo, son isómeros. Sólo unos cuantos núclidos emisores gamma tienen vidas medias suficientemente largas como para ser aislados y estudiados. Una gran cantidad de núclidos emisores gamma, resultantes de decaimientos radioactivos alfa o beta, tienen vidas medias tan cortas que el o los fotones parecen ser emitidos por el núcleo progenitor simultáneamente con la partícula alfa o beta. Generalmente, se acostumbra dar la información sobre el rayo gamma junto con la información del progenitor alfa o beta, aún y cuando el rayo gamma proceda del núcleo hijo. Con frecuencia un número de rayos gamma son emitidos en cascada, al pasar el núclido inestable rápidamente a través de varios estados intermedios de energía antes de alcanzar su estado base [1]*.

* Los números entre corchetes corresponden a las referencias bibliográficas que figuran al final del capítulo.

REFERENCIAS PARA EL CAPITULO 1

- 1.- M. Benedict y T. Pigford, "Nuclear Chemical Engineering,"
Cap. 2, Editorial McGraw-Hill, 1957.

C A P Í T U L O 2

LA RADIOACTIVIDAD NATURAL

2.1. Importancia del estudio de la radioactividad natural.

El fenómeno de la radioactividad natural, que fue descubierto por Bequerel poco antes del final del siglo diecinueve, y los experimentos clásicos, realizados por los esposos Curie y otros, han desencadenado cambios profundos en la ciencia, la tecnología, y la sociedad.

Pronto se hizo evidente que la radioactividad natural podía utilizarse como una herramienta poderosa en el estudio de la estructura y propiedades de la materia, ambas en una escala microscópica y macroscópica. El fenómeno de la radioactividad natural ha sido empleado, por ejemplo, para conocer la estructura del núcleo atómico, para estimar la edad de la tierra, y para medir la razón de formación de sedimentos en el fondo de los océanos.

Al comenzar el ser humano a utilizar la energía nuclear, se ha vuelto indispensable estudiar los niveles naturales de la radioactividad, con el propósito de entender de la mejor manera posible la influencia ejercida sobre el medio ambiente por la radioactividad generada por la industria de la energía atómica. Sólo conociendo los niveles de la radioactividad natural y la manera en que varía, puede asegurarse una interpretación objetiva de la información monitoreada, ya sea en los alrededores de un reactor, en los océanos, en la atmósfera, o en los tejidos del ser humano.

Se ha encontrado que la gran mayoría de las sustancias, ya sea inertes, o de los seres vivos, contienen trazas de radioactividad natural. Además, radiaciones ionizantes originadas fuera de la tierra bombardean continuamente su superficie, sujetando a sus habitantes a otra fuente de exposición. Así, la radioactividad na

tural a la cual el ser humano está expuesto, tiene origen tanto terrestre como cósmico.

En la naturaleza se han encontrado alrededor de 340 núclidos, de los cuales cerca de 70 son radioactivos, concentrándose principalmente entre los elementos pesados. Las abundancias relativas de los isótopos que están presentes en la tierra actualmente, se derivan de las proporciones isotópicas producidas cuando nuestro planeta fue formado.

En ese entonces, un número relativamente grande de isótopos pueden quizá haber sido radioactivos, pero en los miles de millones de años durante los cuales se supone que el mundo ha existido, todos los isótopos de vidas medias mas cortas habrían desaparecido. Los radionúclidos que permanecen hasta ahora son aquellos cuyas vidas medias son comparables con la edad de la tierra. Los radioisótopos con vidas medias menores que aproximadamente 10^8 años se habrían vuelto indetectables en alrededor de 30 vidas medias desde su formación, mientras que los radionúclidos que tienen vidas medias mayores de 10^{10} años han decaído muy poco hasta el presente. Kohman [1] divide la radioactividad residual de la tierra entre radionúclidos primarios, cuyas vidas medias son suficientemente largas como para haber sobrevivido el intervalo desde su formación, y radionúclidos secundarios, que se han derivado de los primarios mediante decaimiento radioactivo.

Prácticamente, en casi todo el mundo la radioactividad natural varía dentro de límites relativamente estrechos, pero en ciertas localidades hay grandes desviaciones de los niveles normales, debidas a la presencia de concentraciones anormalmente altas de minerales radioactivos en la tierra.

2.2. Isótopos radioactivos existentes en la naturaleza. Los radionúclidos existentes en la naturaleza pueden dividirse en dos grupos: Aquellos que existen en forma individual (Tablas 2-1a y 2-1b), y aquellos que forman parte de una de las tres cadenas de núclidos radioactivos: (1) La serie del uranio, que se origina a partir del U^{238} (Tabla 2-2); (2) La serie del torio, que se origina a partir del Th^{232} (Tabla 2-3); y (3) La serie del actinio, que se origina a partir del U^{235} (Tabla 2-4). Los radionúclidos

que existen en forma individual son tanto de origen cósmico como de origen terrestre.

Las tres familias de elementos radioactivos pesados se encuentran en la corteza terrestre, y a ellas se debe gran parte de la radioactividad a la que el ser humano está expuesto. Una cuarta familia, la serie del neptunio, que se originó a partir del radioisótopo progenitor Pu^{241} , se sabe que existió alguna vez, pero como el Pu^{241} tiene una vida media de sólo 14 años, sobrevivió por lo tanto muy poco después de su formación original. Otros miembros de esa serie tienen también vidas medias relativamente cortas. El único miembro superviviente de la familia del neptunio es el casi estable $_{83}\text{Bi}^{209}$, cuya vida media estimada es de alrededor de 2×10^{17} años [2].

Los elementos transuránidos que han sido producidos artifi-

Tabla 2-1a.

Radionúclidos Existentes Individualmente en la Naturaleza Producidos por los Rayos Cósmicos [3].

Radio-Núclido	Vida Media	Razón de Producción Atmosférica Promedio (átomos/cm ² *Seg)	Principales Radiaciones y Energías (Mev)
H^3	12.3 años	0.25	β^- 0.0186
Be^7	53.6 días	8.1×10^{-3}	γ 0.477
Be^{10}	2.5×10^6 años	3.6×10^{-2}	β^- 0.555
C^{14}	5730 años	2.2	β^- 0.156
Na^{22}	2.6 años	5.6×10^{-5}	β^+ 0.545, γ 1.28
Na^{24}	15.0 hrs	—	β^- 1.4, γ 1.37, 2.75
Si^{32}	~ 650 años	1.6×10^{-4}	β^- 0.21
P^{32}	14.3 días	8.1×10^{-4}	β^- 1.71
P^{33}	24.4 días	6.8×10^{-4}	β^- 0.246
S^{35}	88 días	1.4×10^{-3}	β^- 0.167
Cl^{36}	3.1×10^5 años	1.1×10^{-3}	β^- 0.714
S^{38}	2.87 hrs	—	β^- 1.1, γ 1.88
Cl^{38}	37.3 min	—	β^- 4.91, γ 1.60, 2.17
Cl^{39}	55.5 min	1.6×10^{-3}	β^- 1.91, γ 0.25, 1.27, 1.52

cialmente [7] pueden haber existido en la naturaleza alguna vez, pero siendo sus vidas medias tan cortas, habrían desaparecido hace mucho. No obstante, algunos elementos transuránicos deben producirse continuamente como consecuencia de la existencia de neutrones libres, capturados por los isótopos del uranio en la corteza terrestre. Así, átomos de ${}_{94}\text{Pu}^{239}$ han sido detectados en la pitchblenda en una proporción de 10^{-11} a 10^{-13} por átomo de ${}_{92}\text{U}^{238}$, y ${}_{93}\text{Np}^{237}$ ha sido identificado en minerales de uranio en

Tabla 2.1b.

Radionúclidos Existentes Individualmente en la Naturaleza de Origen Terrestre [4].

Radio-núclido	Abundancia (%)	Vida Media (años)	Radiaciones Principales: Energía (Mev) y rendimiento (%)
K^{40}	0.012	1.26×10^9	β^- 1.33, 89% γ 1.46, 11%
V^{50}	0.25	6×10^{15}	γ con β^- 0.78, 30% γ 1.55, 70%
Rb^{87}	27.9	4.8×10^{10}	β^- 0.28, 100%
In^{115}	95.8	6.0×10^{14}	β^- 0.48, 100%
Te^{129}	0.87	1.2×10^{13}	
La^{138}	0.089	1.12×10^{11}	β^- 0.21, 80% γ 0.81, 1.43, 70%
Ce^{142}	11.07	$>5 \times 10^{16}$	(α)
Nd^{144}	23.9	2.4×10^{15}	α 1.83
Sm^{147}	15.1	1.05×10^{11}	α 2.23
Sm^{148}	11.27	$>2 \times 10^{14}$	—
Sm^{146}	13.82	$>1 \times 10^{15}$	—
Gd^{152}	0.20	1.1×10^{14}	α 2.1
Dy^{156}	0.052	$>1 \times 10^{18}$	—
Hf^{174}	0.163	2×10^{15}	α 2.5
Lu^{176}	2.6	2.2×10^{10}	β^- 0.43 γ 0.089, 0.203, 0.306
Ta^{180}	0.012	$>1 \times 10^{12}$	—
Re^{187}	62.9	4.3×10^{10}	β^- 0.003
Pt^{190}	0.013	6.9×10^{11}	α 3.18

Tabla 2.2.

Núclidos de la Serie del Uranio y Principales Emisiones [5] y [6]

Núclido	Vida media	Radiación y Energía (Mev)	Abundancia Atómica, ppb* en Uranio Natural
${}_{92}^{238}\text{U}$	4.5×10^9 años	α 4.20, 4.15 γ 0.048	9.928×10^8
${}_{90}^{234}\text{Th}$	24.10 días	β^- 0.192, 0.100 γ 0.092	0.0146
${}_{91}^{234\text{m}}\text{Pa}$	1.175 min	β^- 2.29, 1.53, 1.25 γ 0.39 (TI), 0.817	4.94×10^{-7}
${}_{92}^{234}\text{U}$	2.48×10^5 años	α 4.77, 4.72 γ 0.093	5.48×10^4
${}_{90}^{230}\text{Th}$	8.0×10^4 años	α 4.68, 4.61, 4.51 γ 0.068, 0.253	1.77×10^4
${}_{88}^{226}\text{Ra}$	1622 años	α 4.78, 4.59 γ 0.186, 0.26	359
${}_{86}^{222}\text{Rn}$	3.825 días	α 5.48; γ 0.510	2.32×10^{-9}
${}_{84}^{218}\text{Po}$	3.05 min	α 6.0	1.28×10^{-6}
${}_{82}^{214}\text{Pb}$	26.8 min	β^- 0.72 γ 0.053, 0.242, 0.295 0.352	1.13×10^{-5}
${}_{85}^{218}\text{At}$	1.5-2.0 seg	α 6.7, 6.65	
${}_{83}^{214}\text{Bi}$	19.7 min	β^- 3.26, 1.51, 1.00, 1.88 α 5.52, 5.45, 5.27	8.28×10^{-6}
${}_{84}^{214}\text{Po}$	1.64×10^{-4} seg	α 7.68; γ 0.799	1.15×10^{-8}
${}_{81}^{210}\text{Tl}$	1.3 min	β^- 1.9, 1.3, 2.3 γ 0.296, 0.795, 1.31	
${}_{82}^{210}\text{Pb}$	22 años	β^- 0.015, 0.061 γ 0.0465	4.86
${}_{83}^{210}\text{Bi}$	5.02 días	β^- 1.17; α 5.0	3.04×10^{-3}
${}_{84}^{210}\text{Po}$	138.3 días	α 5.3; γ 0.80	0.0838
${}_{81}^{206}\text{Tl}$	4.2 min	β^- 1.51	
${}_{82}^{206}\text{Pb}$	Estable	—	—

* Billón de Norteamérica (10^9).

TI: Transición Isomérica.

una proporción de 1.8×10^{-12} por átomo de ${}_{92}^{238}\text{U}$ [8].

En la naturaleza, el ${}_{92}^{235}\text{U}$ y algunos otros núclidos, entre ellos el ${}_{92}^{238}\text{U}$, el ${}_{92}^{234}\text{U}$, el ${}_{90}^{232}\text{Th}$, y el ${}_{88}^{226}\text{Ra}$ experimentan fisión espontáneamente, y son fisionados también por neutrones

Tabla 2-3.

Núclidos de la Serie del Torio y Emisiones Principales [5] y [6].

Núclido	Vida Media	Radiación y Energía (Mev)	Abundancia Atómica, ppb** en Torio Natural
${}_{90}^{232}\text{Th}$	1.4×10^{10} años	α 4.01, 3.95 γ 0.055	1×10^0
${}_{88}^{228}\text{Ra}$	6.7 años	β^- 0.055	0.48
${}_{89}^{228}\text{Ac}$	6.13 horas	β^- 2.18, 1.85, 1.72, 1.11, 0.64, 0.46 γ 0.058, 0.129, 0.184	5.0×10^{-5}
${}_{90}^{228}\text{Th}$	1.90 años	α 5.42, 5.34 γ 0.083	0.14
${}_{88}^{224}\text{Ra}$	3.64 días	α 5.68, 5.45, 5.19 γ 0.241	7.2×10^{-4}
${}_{86}^{220}\text{Rn}$	54.5 seg	α 6.28; γ 0.50	1.2×10^{-7}
${}_{84}^{216}\text{Po}$	0.16 seg	α 6.77	3.6×10^{-9}
${}_{82}^{212}\text{Pb}$	10.6 horas	β^- 0.33, 0.57 γ 0.176, 0.238, 0.300	0.87×10^{-4}
${}_{83}^{212}\text{Bi}^*$	60.5 min	α 6.086, 6.047 β^- 2.25 γ 1.81, 1.61, 1.03, 0.83, 0.72, 0.46, 0.288, 0.04	8.3×10^{-6}
${}_{84}^{212}\text{Po}^*$	3.04×10^{-7} seg	α 10.55, 8.785	4.6×10^{-16}
${}_{81}^{208}\text{Tl}^*$	3.1 min	β^- 1.80 γ 2.61, 0.86, 0.58, 0.51	1.4×10^{-7}
${}_{82}^{208}\text{Pb}$	Estable	—	—

* 66.3 por ciento del ${}_{83}^{212}\text{Bi}$ decae a ${}_{84}^{212}\text{Po}$, y 33.7 por ciento decae a ${}_{81}^{208}\text{Tl}$.

** Billón de Norteamérica (10^9).

Tabla 2-4

Núclidos de la Serie del Actinio y Emisiones Principales [5]y [6]

Núclido	Vida Media	Radiación y Energía (Mev)	Abundancia Atómica, ppb* en uranio natural
${}_{92}^{235}\text{U}$	7.13×10^8 años	α 4.32, 4.21, 4.58, 4.50, 4.40, 4.37 γ 0.110, 0.143, 0.163, 0.185, 0.205	7.15×10^6
${}_{90}^{231}\text{Th}$	25.64 horas	β^- 0.302, 0.218, 0.138 γ 0.085, 0.026	2.94×10^{-5}
${}_{91}^{231}\text{Pa}$	3.43×10^4 años	α 5.00, 4.94, 5.02, 5.05 γ 0.027, 0.29	344
${}_{89}^{227}\text{Ac}$	22.0 años	α 4.95; β^- 0.046 γ 0.070	0.221
${}_{90}^{227}\text{Th}$	18.6 días	α 6.04, 5.98, 5.76, 5.72 γ 0.310, 0.237, 0.050	5.11×10^{-4}
${}_{87}^{223}\text{Fr}$	22 min	α 5.35; β^- 1.15 γ 0.234, 0.080, 0.050	—
${}_{88}^{223}\text{Ra}$	11.2 días	α 5.75, 5.71, 5.61, 5.54 γ 0.330, 0.270, 0.149	3.08×10^{-4}
${}_{86}^{219}\text{Rn}$	3.92 seg	α 6.82, 6.55, 6.42 γ 0.401, 0.272	1.25×10^{-9}
${}_{84}^{215}\text{Po}$	1.83×10^{-8} seg	α 7.38	5.82×10^{-13}
${}_{82}^{211}\text{Pb}$	36.1 min	β^- 1.36, 0.95, 0.53 γ 0.832, 0.427, 0.405	6.89×10^{-7}
${}_{85}^{215}\text{At}$	$\sim 10^{-4}$ seg	α 8.00	—
${}_{83}^{211}\text{Bi}$	2.16 seg	α 6.62, 6.28 γ 0.35	4.12×10^{-8}
${}_{84}^{211}\text{Po}$	0.52 seg	α 7.45, 6.89 γ 0.90, 0.57	—
${}_{81}^{207}\text{Tl}$	4.79 min	β^- 1.44; γ 0.870	9.14×10^{-8}
${}_{82}^{207}\text{Pb}$	Estable	—	—

* Billón de Norteamérica (10^9).

originados por los rayos cósmicos, por reacciones (α, n) con núcleos ligeros, o por fisión de otros núcleos. Ninguno de estos procesos produce como resultado una cantidad significativa de radioactividad. Como ejemplo de lo anterior podemos considerar al ${}_{92}^{235}\text{U}$, cuya vida media debida a la fisión espontanea está entre 10^{15} y 10^{16} años, lo cual significa que el decaimiento mediante este proceso ocurre a una razón menor que 10^{-7} años con respecto al decaimiento debido a la emisión alfa. Otros de los núclidos pesados experimentan fisión espontanea con vidas medias que varían entre los 10^{14} y 10^{20} años [2].

A continuación se consideran brevemente algunos de los radioisótopos de mayor interés, y la influencia que ejercen sobre la radioactividad ambiental.

2.3. Uranio. El uranio existente en la naturaleza está constituido por tres isótopos, cuyos números de masa son 234, 235, y 238. El 99.28% de los átomos que forman el uranio natural corresponden al isótopo U^{238} , progenitor de la serie del uranio, el cual está en equilibrio con el U^{234} , miembro también de la misma serie, y presente con un 0.0058% en el uranio natural. El U^{235} , presente con un 0.71% del uranio natural, es el isótopo progeni-

Tabla 2-5.

Concentración Promedio de Uranio en Varias Rocas [9].

Tipo de Roca	Concentración de Uranio (ppm)
Ignea ácida	3.0
Ignea intermedia	1.5
Ignea básica	0.6
Ignea ultrabásica	0.03
Meteoritos	0.003
Roca de fosfato (Florida)	120
Roca de fosfato (Norte de Africa)	20-30
Esquisto bituminoso (Tennessee)	50-80
Granito normal	4
Piedra caliza	1.3
Otras rocas sedimentarias	1.2

tor de la serie del actinio.

El uranio se encuentra en la tierra y en la mayoría de las rocas. Sus concentraciones típicas pueden observarse en la Tabla 2-5, en la que se muestra que las rocas ígneas ácidas contienen concentraciones del orden de 3 ppm, 100 veces más que la roca ígnea ultrabásica, pero considerablemente menos que las rocas de fosfato de Florida, que han sido consideradas como una fuente comercial de uranio [10]. Debido al alto contenido de uranio en las rocas de fosfato, los fertilizantes de fosfato comerciales contienen también, por lo tanto, altas concentraciones de uranio. Spalding y Sackett [11] han encontrado que el contenido de uranio en los ríos de Norteamérica es más alto que en el pasado, lo cual atribuyen al desagüe de fertilizantes de fosfato.

Se ha encontrado que el contenido de uranio del aire en el estado de Nueva York varía entre 0.10 y 1.47 ng/m³ (1.30×10^{-6} a 17.39×10^{-6} Bq/m³), existiendo una correlación significativa con las partículas suspendidas [12]. El polvo y las cenizas de carbón son las fuentes más probables.

Muchos productos comerciales contienen trazas de uranio, como el caso de las emulsiones y otros materiales fotográficos que contienen entre 0.2 y 1 ppm de uranio [13].

La contribución de los isótopos del uranio a la radiación gamma de fondo es insignificante, y su concentración es demasiado baja como para contribuir significativamente a la dosis alfa recibida internamente por los seres humanos; pero como es de esperarse por el hecho de que el uranio está presente en la tierra y en los fertilizantes, es posible demostrar la presencia del uranio en los alimentos y en los tejidos humanos. En un estudio [14] realizado a 26 personas no ocupacionalmente expuestas al uranio, se encontró que la concentración de este elemento en su excreción urinaria variaba entre 0.03 y 0.3 µg/litro de orina. Se ha estimado también [15] que la ingestión anual de uranio, contenido en los alimentos, en las ciudades de Nueva York, Chicago, y San Francisco, es de alrededor de 500 µg/año (6.48 Bq/año). Según mediciones realizadas en el Reino Unido [16], se ha estimado que el contenido de uranio en el hombre estándar es de 100 a 125 µg, en equilibrio con una ingestión diaria de alrededor de 1 µg de U.

El uranio es un elemento que tiene una enorme importancia económica y militar, y ha sido objeto de un intenso estudio durante los últimos 50 años.

2.4. Radio-226. Desde el punto de vista de la dosis de radiación ionizante recibida por el ser humano, el isótopo Ra^{226} y sus descendientes tienen una importancia especial. Refiriéndonos a la tabla 2-2, puede verse que el Ra^{226} es un emisor alfa, que decae con una vida media de 1622 años a Rn^{222} .

El decaimiento del radón es seguido por la desintegración sucesiva de varios núclidos emisores de radiación alfa y beta. La serie radioactiva termina en el Pb^{206} , que es estable.

El radio-226, siendo un emisor alfa, no contribuye directamente a la actividad gamma del ambiente. Su contribución, sin embargo, es indirecta, a través de sus descendientes.

2.4.1. Radio-226 contenido en las rocas y en la tierra. El Radio-226 está presente en todas las rocas y en los diferentes tipos de tierra en cantidades variables. Las rocas ígneas tienden a contener concentraciones algo superiores que las rocas arenis-

Tabla 2-6.

Concentraciones Promedio de Radio, Uranio, Torio, y Potasio en varias rocas [17].

Tipo de Roca	Ra^{226} (Bq/g)	U^{238} (Bq/g)	Th^{232} (Bq/g)	K^{40} (Bq/g)
Ignea	0.048	0.048	0.048	0.814
Sedimentaria				
Piedra arenisca	0.026	0.015	0.024	0.326
Esquistos	0.040	0.015	0.041	0.814
Piedra Caliza	0.016	0.015	0.005	0.081

cas y que las piedras calizas. Se ha encontrado [17] que la concentración promedio en la piedra caliza es de 0.016 Bq/g, y que en la roca ígnea es de 0.048 Bq/g.

2.4.2. Radio-226 en el agua. La concentración de radio-226 en el agua, cerca del fondo de los océanos, es bastante uniforme. Se cree que se origina en sedimentos, en los que se produce a una razón uniforme a partir del torio-230 [18]. Se encontró que la concentración en el agua del fondo varía desde 3.0 mBq/litro en los océanos Indico y Atlántico, hasta 5.5 mBq/litro en el pacífico. Se encontró que el contenido de Radio-226 en el agua de la superficie de los océanos varía alrededor de los 4 μ Bq/litro.

La literatura contiene muchas referencias acerca del contenido de radio en el agua de rios, arroyos, y pozos de varias profundidades. Muchas de las mediciones mas antiguas son de calidad algo incierta. Sin embargo, información un poco mas reciente [19] indica que el contenido de Ra^{226} en el suministro público de agua es altamente variable, y en algunos lugares llega a aproximarse a la concentración máxima permisible (CMP) para consumo continuo.

En la información publicada por Hursh (referencia anterior) acerca del contenido de Ra^{226} en el agua potable de 42 ciudades de los Estados Unidos de América, se observan valores que varían entre 0.0 y 6.29 mBq/litro, con un valor promedio de 1.55 mBq/Lt, excepto para Joliet, Illinois, donde el valor obtenido fue de 214 mBq/litro. Samuels [20] afirma que a principios de la década de los sesentas, alrededor de un millón de personas en el norte de Illinois y en el sur de Iowa tomaban agua con una concentración superior a los 111 mBq/Lt, y que al menos 50,000 personas tomaban agua con una concentración superior a los 370 mBq/Lt. Estas cifras son altas, tomando en cuenta que la ingestión de Ra^{226} , considerada normal, a través del agua y los alimentos, es de alrededor de 74 mBq/día, y que este valor conduce a una acumulación de equilibrio en el cuerpo de aproximadamente 1.11 Bq. Los individuos que consumen diariamente un litro de agua, con un contenido de 370 mBq/Lt, puede esperarse que reciban una dosis a los huesos aproximadamente cinco veces mas alta de lo normal.

2.4.3. Radio-226 en los alimentos. El radio es químicamente similar al calcio, y por lo tanto, es absorbido de la tierra por las plantas, pasando luego al ser humano al ingerirlas. Debido a

que el contenido de radio en la tierra es variable, existe también una gran variabilidad en la cantidad de radio contenido en los alimentos. Además, algunos factores químicos, tales como la cantidad de calcio intercambiable en la tierra, determinan la razón a la cual el radio será absorbido por las plantas.

Uno de los primeros intentos de estimar el contenido de radio en los alimentos fue el realizado por Mayneord y sus colaboradores [21 y 22]. Este grupo llevó a cabo mediciones de la radiación alfa de las cenizas de muestras de alimentos, y diferenció la radiación emitida por la serie del torio de la proveniente de la serie del uranio, mediante conteos de los pulsos alfa dobles, ocasionados por el decaimiento del Po^{210} y del Rn^{220} , cuyas desintegraciones están separadas por sólo 0.158 segundos, es decir, por la vida media del Po^{210} . Estas mediciones sirvieron para aproximar el contenido total de Ra^{226} y Ra^{228} en los alimentos (Tabla 2-7). Fue sobresaliente el hecho de que las nueces de Brasil fueron encontradas extraordinariamente radioactivas. Esto

Tabla 2-7.

Actividad de los Alimentos [21].

Comestible	Máxima Actividad Alfa Observada en 100 g (mBq)
Nueces de Brasil	51,800
Cereales	2,220
Tes	1,480
Hígado y Riñon	555
Harinas	518
Cacahuates y Crema de Cacahuate	444
Chocolate	296
Bisquettes	74
Leche (evaporada)	37-74
Pescado	37-74
Quesos y Huevos	33.3
Vegetales	25.9
Carnes	18.5
Frutas	3.7

fué investigado posteriormente por Penna Franca *et al.* [23], quienes demostraron que dicho fenómeno se debe a la tendencia del nogal de Brasil (*Bertholletia Excelsa*) de concentrar bario, el cual es también un congénere del radio. Penna Franca encontró que el contenido de radio de las nueces de Brasil fluctua entre 10.1 y 262.7 Bq/Kg, con sólo 3 de cada 15 muestras conteniendo menos de 37 Bq/Kg. La radioactividad está dividida aproximadamente en partes iguales entre el Ra^{226} y el Ra^{228} , y no está relacionada con el contenido de radio o bario de la tierra en la que el árbol crece.

Shleien [24] reportó el contenido de Ra^{226} en dietas completas recolectadas en 11 ciudades de los Estados Unidos de América, habiendo encontrado que los valores promedio fluctuaban entre 19.2 y 27.0 mBq/Kg. La concentración de radio en las nueces de Brasil es, por lo tanto, alrededor de 1000 veces mayor que la concentración en la dieta promedio en los Estados Unidos.

Fisenne y Keller [25] estimaron que la ingestión de Ra^{226} de los habitantes de las ciudades de Nueva York y San Francisco es de 62.9 y 29.6 mBq/día respectivamente. Esta diferencia no se reflejó en el contenido de Ra^{226} de los huesos de los habitantes de las dos ciudades. Sin embargo, es importante notar que los estudios de este tipo involucran técnicas de muestreo de alimentos y huesos altamente sofisticadas y a veces inciertas, que pueden introducir errores que oculten una diferencia como la anterior.

De la información anterior parece evidente que la ingestión de Ra^{226} disuelto en agua potable no es significativa, a menos que su concentración sea mayor que 37 mBq/Lt, el cual es un nivel que parece encontrarse en pocos lugares.

2.4.4. Radio-226 en los tejidos humanos. Un buen número de investigadores de varios países han trabajado en estimar el contenido de Ra^{226} en el cuerpo total, y la dosis generada por este núclido y su progenie. La información de varios investigadores de diferentes lugares del mundo, recopilada por las Naciones Unidas [26], indica que en la mayoría de las situaciones normales, el contenido de Ra^{226} en los huesos varía desde alrededor de 0.37 hasta 0.56 mBq/g de ceniza, correspondiendo a una acumulación to-

tal en el cuerpo de 1.11 a 1.48 Bq de Ra^{226} en un esqueleto adulto de 2800 g de ceniza. De acuerdo con Hursh *et al.* [27], el radio depositado en el esqueleto constituye alrededor del 78% del radio contenido en el cuerpo total.

Los métodos para estimar la dosis a los tejidos del esqueleto, debida al radio y a sus descendientes, han sido descritos y evaluados cuidadosamente por Spiers [28]. Basándose en sus métodos, las Naciones Unidas concluyeron que una acumulación de 1.11 a 1.48 Bq de Ra^{226} en el esqueleto, produce una dosis a los osteocitos de $60 \mu\text{Sv/año}$, y una dosis a la médula osea de $3 \mu\text{Sv/año}$ [26]. Esta diferencia comparativamente grande se debe al hecho de que la dosis a los osteocitos es producida por partículas alfa, para las cuales se aplica un factor de calidad de 10, mientras que la dosis recibida por la médula osea se debe principalmente a la actividad beta de los productos de decaimiento del radio [29].

2.5. Torio-232. El contenido de torio de las rocas igneas, de acuerdo a lo reportado por Faul [30], varía entre 8.1 y 33 ppm, con un valor medio de 12 ppm. La piedra caliza contiene sólo alrededor de 1 ppm. Rankama y Sahama [17] reportan que la concentración en la piedra arenisca es de 6 ppm. El contenido de torio de las rocas igneas es, por lo tanto, alrededor de cuatro veces el contenido de uranio, pero puesto que la actividad específica del Th^{232} es 4.07 mBq/g, comparada con 12.21 mBq/g del U^{238} , la radioactividad debida al primer radionúclido tiende a ser equivalente a la del segundo.

Las características de la serie del torio son básicamente diferentes a las de la serie del uranio. Algunos aspectos importantes se comentan a continuación:

- 1.- El Ra^{228} tiene una vida media mas corta que el Ra^{226} (5.8 y 1620 años respectivamente).
- 2.- El Ra^{228} es un emisor β^- que decae al emisor α Th^{228} , el cual tiene una vida media de 1.9 años. El Th^{228} , a su vez, decae a través de una serie de emisores α , uno de los cuales es el gas noble Rn^{220} (torón), que tiene una vida media de sólo 54 segundos, en comparación con los 3.8 días del Rn^{222} , que es producto del decaimiento del

Ra²²⁶. El torón, por lo tanto, tiene menos oportunidad de difundirse desde el lugar de su formación.

- 3.- La insolubilidad del Th²²⁸ impide que sea absorbido por los vegetales. La solubilidad del Ra²²⁸ en la tierra es comparable con la del Ra²²⁶, pero la razón de dosis a un organismo, a partir del Ra²²⁸ (emisor β^-) asimilado por éste, es dependiente del tiempo de formación del emisor α Th²²⁸ y de sus descendientes de vida media corta.
- 4.- En la cadena del Ra²²⁸ no existe ningún núclido de vida media larga que "retarde" el decaimiento, en comparación con el Pb²¹⁰ ($T_{1/2} = 22$ años). El núclido con vida media mas larga después del Th²²⁸ es el Pb²¹², con una vida media de 10.6 horas.

Estas diferencias afectan la dosis relativa recibida de las series del torio y del uranio. La dosimetría y radioquímica de la serie del torio tiende a ser complicada debido a estas características [31].

Debido a su insolubilidad relativa, el Th²³² normalmente está presente en los materiales biológicos en cantidades insignificantes. Petrow y Strehlow [32] encontraron que el contenido de Th²³² de los huesos humanos varía desde 0.006 hasta 0.01 $\mu\text{g/g}$ de ceniza, concordando con las mediciones realizadas previamente por Pavlovskaya [33], y subsecuentemente por Lucas *et al.* [34]. La importancia biológica del Th²³² se debe a su descendencia, de la cual se hablará separadamente.

2.6. Radio-228 (mesotorio). A pesar de que el Ra²²⁸ existe en la tierra y en el agua aproximadamente en una razón de 1:1 con el Ra²²⁶, sorprendentemente hay poca información acerca de su concentración en los alimentos y en los tejidos humanos. Dudley [35] hace mención de que en los niños la razón entre el Ra²²⁶ y el Ra²²⁸ tiende a 1, pero que debido a que la vida media de este último es de 6.7 años, es de esperarse que dicha razón se incremente en las personas mayores. No se han realizado mediciones sistemáticas del Ra²²⁸ en los alimentos y en el agua en una escala comparable con el Ra²²⁶, pero la información existente sugiere que bajo circunstancias normales, el contenido de Ra²²⁸ en los a-

limentos, en el agua, y en los tejidos humanos, varía entre un medio y un cuarto del contenido de Ra^{226} [26].

El estudio del Ra^{228} adquiere un interés especial en aquellas áreas del mundo donde existen concentraciones anormalmente altas de torio en la tierra.

2.7. Radón-222 y radón-220 (torón). Al decaer el Ra^{226} mediante emisión alfa, pasa a convertirse en Rn^{222} , el cual tiene una vida media de 3.8 días. De manera similar, el Ra^{224} que es un descendiente del Th^{232} , decae por emisión alfa para convertirse en Rn^{220} , comunmente llamado torón, que tiene una vida media de 55 segundos.

Los dos isótopos gaseosos se difunden en la atmósfera hasta cierto grado. El Rn^{222} tiene mayor oportunidad que el Rn^{220} de escapar desde el lugar de su nacimiento hasta la atmósfera, antes de experimentar decaimiento, debido a que su vida media es mayor. Se ha estimado que el Rn^{222} se difunde desde la tierra a una razón promedio de $51.8 \pm 27.0 \text{ mBq/m}^2/\text{seg}$ [36].

Las concentraciones atmosféricas de estos gases nobles y de sus descendientes dependen de muchos factores geológicos y meteorológicos, algunos de los cuales no han sido estudiados muy profundamente. La concentración promedio de Rn^{222} en Washington, D.C., U.S.A., según Lockhart [37], es mas de 100 veces mayor que la concentración promedio en Little America, Antártida, y 12 veces mayor que los valores observados en Kodiak, Alaska. El mismo investigador que realizó mediciones en éstas y en otras localidades por muchos años, reporta una gran variabilidad de un día a otro. Por ejemplo, las concentraciones medidas en diferentes días pueden llegar a variar mas de 100 veces en Washington D.C. en un período de un año [38].

La concentración de Rn^{222} dentro de los edificios es algo mayor, y en números redondos puede tomarse como 18.5 mBq/lt en promedio [39]. El valor correspondiente para el Rn^{220} puede tomarse como 0.7 mBq/lt .

Aparentemente estas variaciones dependen de factores meteorológicos, que ejercen influencia sobre la razón de emanación de gases de la tierra. Así, la razón de emanación desde la tierra

puede aumentar durante los periodos de presión atmosférica baja, y disminuir durante los periodos de alta humedad de la tierra, esto último debido a la alta solubilidad del radón en el agua. Es también probable que el paso de una masa de aire durante varios días afecte la observación del contenido de Rn^{222} y de Rn^{220} [40]. El paso del aire sobre los océanos y la lluvia tienden a reducir la concentración de estos gases, mientras que las inversiones térmicas pueden causar un incremento en las concentraciones al limitar el volumen de la atmósfera, dentro de la cual se lleva a cabo la dilución. Puede esperarse también que los gases estén presentes en concentraciones mayores sobre rocas ígneas que sobre grandes cantidades de agua o sobre formaciones sedimentarias.

Lockhart [37] reporta que la concentración de Rn^{222} es de 50 a 100 veces mayor que la de Rn^{220} en cada uno de los 5 lugares donde realizó mediciones.

Otros reportes de Japón, Gran Bretaña, la Unión Soviética, Austria, y Suecia, indican que la concentración promedio de Rn^{222} al aire libre es de 3.7 a 18.5 mBq/lt. Varios investigadores, entre los que se incluyen Blifford *et al.* [41], Hultqvist [42], Gold *et al.* [43], y Cox *et al.* [44], han encontrado periodicidad en sus observaciones de ambos gases al aire libre, con respecto a la hora del día. Las concentraciones máximas se observan temprano en la mañana, y las mínimas al final de la tarde, siendo de alrededor de un tercio de los valores matutinos [43]. Estas variaciones pueden ser el resultado de muchos factores interactuantes. La difusión desde la tierra puede incrementarse en las tardes debido a la mayor temperatura del suelo y al aumento normal de turbulencia atmosférica. Estos factores que tienden a incrementar la remoción del radón del suelo, pueden ser mas que compensados por la mayor estabilidad atmosférica de las primeras horas de la mañana.

La concentración de radón en la atmósfera varía también de una estación del año a otra. Tanto la diferencia en la humedad de la tierra, como las temperaturas por debajo del punto de congelación, son factores importantes. Estos dos factores tienden a inhibir la difusión del radón.

Debido a que los núclidos descendientes del Rn^{222} y del

Rn^{220} no son eléctricamente neutros al formarse, tienden a adherirse al polvo que está presente en la atmósfera. Si los gases radioactivos coexisten con el polvo en la misma masa de aire por un tiempo suficientemente largo, los progenitores y sus varios descendientes alcanzarán el equilibrio radioactivo. Examinando las tablas 2-2 y 2-3, que nos muestran las propiedades físicas de las series del uranio y del torio respectivamente, puede verse que el crecimiento de los descendientes del Rn^{222} alcanza el equilibrio en 2 horas aproximadamente, y que mas allá de ese tiempo, el crecimiento será lento debido a la presencia del Pb^{210} , que tiene una vida media de 22 años. La actividad del Pb^{210} y de sus descendientes puede ser ignorada, puesto que el tiempo promedio que una partícula permanece suspendida en la atmósfera es mucho mas corto que la vida promedio del Pb^{210} . Para fines prácticos, el equilibrio con los descendientes del Rn^{222} adheridos al polvo atmosférico se alcanza en 2 horas aproximadamente. En lo que respecta al Rn^{220} , después de éste, la serie del torio no tiene ningún miembro que posea vida media larga. El equilibrio entre el Rn^{220} y sus descendientes será alcanzado, por lo tanto, a una razón regida por el tiempo requerido para la acumulación del Pb^{212} (vida media de 10.6 hr).

Wilkening [45] observó que los descendientes del radón tienden a distribuirse en el polvo atmosférico de una manera que depende del tamaño de la partícula de polvo, y que la mayor parte de la actividad está contenida en las partículas cuyos diámetros son menores que $0.035 \mu\text{m}$.

Anderson y sus asociados [46] [47] observaron una estrecha correlación entre la concentración de los descendientes del radón en la atmósfera y la concentración de los sólidos también suspendidos en ella. Prospero y Carlson [48] han demostrado que el contenido de radionúclidos descendientes del Rn^{222} en el aire del norte del océano Atlántico está influenciado por la cantidad de polvo arrastrado desde el norte de Africa por los vientos alisios. Por otro lado, Wilkening [49] encontró que el contenido de Rn^{222} y de sus descendientes en la atmósfera se reduce durante una tormenta.

Dependiendo del tamaño de las partículas, el polvo inhalado

puede depositarse ya sea en el epitelio bronquial o en el tejido alveolar. Las partículas mas grandes tienden a depositarse en el epitelio bronquial de la parte superior del pulmón, de donde son removidas mediante la acción ciliar en cuestión de horas. Las partículas de polvo depositadas en el tejido alveolar son suficientemente pequeñas como para sobrevivir el paso a través del árbol bronquial, y permanecen en el pulmón mas persistentemente. Se ha demostrado [50] [51] [52] [53] que la dosis recibida por el pulmón de un individuo expuesto a una atmósfera que contiene Rn^{222} , Rn^{220} , y sus descendientes, se debe principalmente a los núclidos descendientes adheridos al polvo que se acumula en el pulmón.

Al inhalarse aire que contiene Rn^{222} y Rn^{220} en equilibrio total o parcial con sus núclidos descendientes, los gases inertes serán inmediatamente exhalados casi en su totalidad. Sin embargo, una fracción de las partículas de polvo quedará depositada en los pulmones. Con cada inhalación se depositarán mas partículas de polvo, llegando a alcanzarse el equilibrio radioactivo cuando la cantidad de actividad depositada por unidad de tiempo sea igual a la cantidad de actividad que es eliminada de los pulmones por la combinación de la expulsión fisiológica y el decaimiento radioactivo. En el caso del radón-222 en equilibrio con sus núclidos descendientes, la energía total disipada en los pulmones debida a los productos descendientes es alrededor de 500 veces mayor que la debida al mismo radón-222. En base a los modelos desarrollados por Altshuler et al. [52] y Jacobi [53], la dosis ocasionada por los descendientes del radón-222 normalmente presentes en la atmósfera, que reciben las células basales del epitelio bronquial podría ser de hasta 1 mGy por año. Esta dosis se debe principalmente a la radiación alfa emitida por varios de esos radioisótopos. Por lo tanto, utilizando un factor de calidad de 10, la dosis a las células basales del epitelio bronquial podría ser de 10 mSv anuales o más bajo circunstancias normales.

Al igual que en el caso del radón-222, Blanchard y Holaday [54] han demostrado que la dosis recibida por los pulmones, debida al radón-220, es insignificante en comparación con la dosis debida a sus núclidos descendientes, siendo la proporción de al-

rededor de 0.001 a 1. La dosis recibida por los pulmones, debida al radón-220 y a sus descendientes no es significativa en comparación con la dosis recibida de la serie del radón-222.

Cuando se inhala aire natural, el radón que éste contiene se absorbe parcialmente, y sus productos de decaimiento ocasionan una dosis al cuerpo completo que ha sido estimada en $30 \mu\text{Sv/año}$ considerando una concentración atmosférica de 18.5 mBq/litro [26].

2.8. Plomo-210 (radio-D) y polonio-210. El plomo-210 es un emisor β^- cuya vida media es de 22 años, y es formado a partir de su antecesor el Rn^{222} , después de 6 radionúclidos intermedios de vida media corta, emisores α o β^- . Hemos visto anteriormente en la Tabla 2.2 que de éstos 6 radionúclidos intermedios que hay entre el Rn^{222} y el Pb^{210} , el Pb^{214} es el que tiene vida media mas larga, de sólo 26.8 minutos. El Pb^{210} decae emitiendo una partícula β^- para formar Bi^{210} , el cual a su vez, decae también mediante otra emisión β^- dando lugar a la formación del Po^{210} . Las vidas medias de estos dos últimos radioisótopos son 5 y 138 días respectivamente. Así, después del decaimiento del Rn^{222} contenido en la atmósfera, se produce rápidamente el Pb^{210} , y su larga vida media asegura que muy poco decaerá en la atmósfera antes de que se precipite a la superficie de la tierra, principalmente en la lluvia o en la nieve.

Debido a la posibilidad de precipitación del Pb^{210} sobre la superficie de la tierra, es de esperarse que los vegetales que tienen hojas grandes, con superficies adecuadas para captar el Pb^{210} que se precipita, se enriquezcan en este radionúclido.

La razón $\text{Pb}^{210}/\text{Po}^{210}$ está en función del tiempo que el Pb^{210} y su matriz coexistan, y de que el polonio sea o no selectivamente eliminado de su lugar de producción mediante mecanismos químicos o biológicos. Puesto que el Po^{210} tiene una vida media de sólo 138 días, es posible que se forme una cantidad apreciable en los vegetales durante una sola cosecha, y una acumulación adicional puede ocurrir durante su almacenaje después de ser cosechados, alcanzandose el equilibrio en un año aproximadamente. Si el Pb^{210} es absorbido por el cuerpo humano, hay suficiente tiempo

para que ocurra la formación del Po^{210} a partir de la fracción del Pb^{210} que es retenida por el cuerpo.

Magno *et al.* encontraron que el contenido de Pb^{210} de la atmósfera (en los Estados Unidos de América y sus territorios) varía entre 0.178 y 0.962 mBq/m³ [55]. Puesto que el tiempo promedio que el polvo permanece suspendido en la tropósfera es de 15 a 20 días, hay poco tiempo para que el Po^{210} se forme.

Jaworowsky [56] reportó que el agua de lluvia contiene de 37 a 370 mBq de Pb^{210} /litro con una media de alrededor de 74 mBq/litro. Las Naciones Unidas [26] estiman que la ingestión diaria total de Pb^{210} está entre 37 y 370 mBq bajo circunstancias normales.

A pesar de que los estudios realizados por Magno *et al.* indican que la concentración de Pb^{210} en el aire es variable, los resultados obtenidos por Morse y Welford [57] manifiestan que la concentración total en la dieta no es significativamente diferente en 8 ciudades de los Estados Unidos de América, variando entre 25.9 y 37.0 mBq Pb^{210} /Kg. Hill [58] reportó cantidades similares de Po^{210} ingeridas diariamente, indicando que para la mayoría de los alimentos, ha habido tiempo suficiente para que este núclido alcance el equilibrio con el Pb^{210} .

Existen dos grupos de personas, en los cuales, la dosis recibida por causa del Po^{210} es excepcionalmente alta: Los fumadores, y los residentes de los países más septentrionales cuya dieta incluye grandes cantidades de carne de reno.

Primero Radford y Hunt [59], y posteriormente un buen número de investigadores, entre los que se destacan Kelley [60], Holtzman e Ikewicz [61], Ferri y Baratta [62], Little y Radford [63], y Rajewsky y Stahlhofen [64], han reportado concentraciones significativas de Po^{210} en el humo de cigarro, por lo cual, puede esperarse que los pulmones y otros tejidos de los fumadores reciban cantidades anormalmente altas de Po^{210} . Rajewsky estima que las células basales de las terminales de los bronquios pueden recibir hasta 1.5 mSv/año. Holtzman e Ikewicz encontraron aproximadamente el doble de Pb^{210} y de Po^{210} en las costillas de los fumadores (10.36 mBq Pb^{210} /g de ceniza y 9.25 mBq Po^{210} /g de ceniza), en comparación con las de los no fumadores. El contenido de

Pb²¹⁰ y de Po²¹⁰ de los pulmones de los fumadores fue alrededor de cuatro veces mas alto (218.3 mBq Po²¹⁰/Kg de tejido húmedo) que el de los pulmones de los no fumadores.

La tendencia de los líquenes de absorber elementos de la atmósfera produce concentraciones relativamente altas de Cs¹³⁷ y de Po²¹⁰ en la carne de reno, el cual se alimenta de líquenes, y en las personas que se alimentan de la carne de reno [65][66]. Kauranen y Miettinen [67] encontraron que la cantidad de Po²¹⁰ contenida en algunos órganos de los Lapones, que habitan en el norte de Finlandia, es alrededor de 12 veces mayor que en los residentes del sur de Finlandia, donde la dieta alimenticia es mas normal. Estos investigadores reportaron que la dosis promedio recibida por el hígado de los Lapones es de 1.7 mSv/año contra 0.15 mSv/año para los habitantes del sur de Finlandia. Otros resultados reportados para estos mismos grupos de personas fueron 0.27 contra 0.11 mSv/año para huesos (canales Haversianos), y 0.85 contra 0.07 mSv/año para gónadas, respectivamente.

2.9. Potasio-40. De los tres isótopos del potasio existentes en la naturaleza, sólo el K⁴⁰ es inestable, con una vida media de 1.3×10^9 años, decayendo por emisión β^- a Ca⁴⁰ (en el 89 % de los casos). El potasio-40 constituye el 0.01 % del potasio natural, dando lugar a una actividad específica de aproximadamente 30 Bq/g de potasio. De acuerdo a Kohman y Saito [68], las piedras calizas contienen un 0.1 % de potasio; las piedras areniscas, un 1 % ; y el granito, un 3.5 %. Un hombre promedio con un peso de 70 Kg contiene alrededor de 140 g de potasio, la mayoría del cual está localizado en los músculos. Con la actividad específica que tiene el potasio, la actividad debida a este radioisótopo en el cuerpo humano es del orden de 3,700 Bq. Este isótopo expone a las gónadas y a otros tejidos suaves a una dosis de aproximadamente 0.2 mSv/año; y a los huesos, a 0.15 mSv/año. Debido a su abundancia relativa y a su energética emisión β^- (1.3 MeV), la radioactividad del K⁴⁰ es la componente predominante de la radioactividad natural en los alimentos y en los tejidos humanos.

El agua de mar contiene K⁴⁰ en una concentración de alrededor de 11.1 Bq/litro.

2.10. Rubidio-87. De los dos isótopos del rubidio que existen en la naturaleza, Rb^{85} y Rb^{87} , sólo el último es radioactivo, con una vida media de 4.8×10^{10} años. El Rb^{87} es un emisor β^- , y constituye un 27.8 % del rubidio natural, lo cual dota a este elemento con una actividad específica de 0.74 mBq/g Rb. Se ha estimado [69] que el contenido de rubidio de todos los tipos de tierra es de alrededor del 0.01 %, excepto las que tienen una alta concentración de humus. Se ha reportado que el contenido de Rb^{87} en los peces de agua salada y en los invertebrados varía entre 0.296 y 2.96 mBq/g húmedo [70].

Las Naciones Unidas [26] estiman que la dosis recibida por las gónadas, debida al Rb^{87} , es 3 $\mu\text{Sv/año}$ en promedio.

2.11. Tierras raras. Se han detectado isótopos radioactivos de las tierras raras (naturalmente ocurrentes) en los diferentes tipos de tierra, pero en muy bajas concentraciones. Los resultados experimentales indican que las contribuciones del Ce^{142} y del Nd^{144} a la actividad alfa de 6 tipos de tierra es de alrededor de 37 nBq/g [69]. La actividad alfa debida al Sm^{147} en los mismos tipos de tierra fue reportada de aproximadamente 37 $\mu\text{Bq/g}$.

2.12. Radionúclidos inducidos. Algunos radionúclidos que existen en la superficie de la tierra y en su atmósfera, han sido inducidos por la interacción de los rayos cósmicos con los núcleos de la atmósfera. Entre ellos, los más importantes son el H^3 (tritio), C^{14} , y Be^7 . De importancia un poco menor que los anteriores son el Be^{10} , Na^{22} , P^{32} , P^{33} , S^{35} , y Cl^{36} . Algunas de las propiedades de estos isótopos están resumidas en la tabla 2-1.

El C^{14} se forma cuando los núcleos de N^{14} capturan los neutrones que se producen en las capas más altas de la atmósfera mediante interacciones con los rayos cósmicos. El flujo neutrónico incidente, producido por los rayos cósmicos, es de aproximadamente 1 neutrón/ cm^2/seg de la superficie de la tierra, y prácticamente todos estos neutrones desaparecen siendo capturados por los núcleos de N^{14} [71]. El flujo neutrónico incidente sobre la superficie de la tierra es equivalente a la razón de producción natural de átomos de C^{14} [72], y se cree que no haya sufrido cam-

bios en por lo menos 15,000 años, hasta antes de 1954, cuando las pruebas de armamento nuclear comenzaron a perturbar los niveles naturales.

La concentración del C^{14} se mantiene en equilibrio en el carbón contenido en las sustancias biológicas vivientes, en una cantidad constante de 277.5 ± 100 mBq/g C. Después de la muerte, el equilibrio del C^{14} no se mantiene, y la concentración disminuye en un 50% cada 5600 años, haciéndose así posible el empleo del C^{14} contenido en los materiales orgánicos para el propósito de medición de edades [73].

El contenido total de carbón en el cuerpo humano es aproximadamente del 18%, es decir, 12.6 Kg en un hombre de 70 Kg. El contenido total de C^{14} en el cuerpo humano es responsable por una actividad de 3.7 GBq, pero la dosis recibida por el mismo cuerpo humano es relativamente baja debido a que las partículas β^- que emite son de muy baja energía (0.01 MeV). Se estima que la dosis debida al C^{14} , recibida por los tejidos del esqueleto es de 16 μ Sv/año; y por las gónadas, 7 μ Sv/año [26].

El tritio, que es un isótopo radioactivo del hidrógeno (H^3), se forma mediante varias interacciones de los rayos cósmicos con los gases de las capas mas altas de la atmósfera [74]. Principalmente, el tritio existe en la atmósfera formando moléculas de vapor de agua, precipitándose a la superficie de la tierra en la lluvia y en la nieve. Al igual que el C^{14} , se produce en las detonaciones termonucleares, de manera que la concentración atmosférica de este isótopo se ha incrementado desde 1954. La razón de producción natural del H^3 equivale aproximadamente a unos 92.5 Bq/m² anualmente, y su inventario global en equilibrio se calcula de unos 2,960 PBq [75].

Se ha reportado que la concentración natural de tritio en los lagos, rios, y agua potable variaba entre 185 y 740 mBq/litro antes del advenimiento de las pruebas de armamentos nucleares. A partir de esta información, se calcula que el contenido total de tritio en el cuerpo humano era de alrededor de 370 mBq. La dosis recibida por el cuerpo humano completo, debida al tritio de origen natural se estima entre 30 y 60 nSv/año [39].

2.13. Fuentes naturales de radiación ionizante externa. La dosis recibida por los seres humanos, debida a fuentes externas de radiación ionizante, proviene de los rayos cósmicos y de los radionúclidos emisores gamma de la corteza terrestre. Las Naciones Unidas [26] estiman que la dosis de radiación gamma debida a las fuentes externas, en áreas "normales", es de 0.5 mSv/año desde fuentes terrestres y 0.28 mSv/año por causa de la radiación cósmica.

Beck *et al.* [76] realizaron extensas mediciones de la radiación gamma natural de fondo en un gran número de ciudades de Los Estados Unidos de América. La exposición promedio, de las 210 localidades donde se realizaron las mediciones, fue 0.586 ± 0.221 mGy/año.

2.14. Radiación cósmica. Las radiaciones primarias que se originan en el espacio exterior, e impactan isotrópicamente en la atmósfera de la tierra, están constituidas en un 85% por protones, 14% por partículas alfa, y alrededor de un 1% por núcleos de número atómico entre $Z = 4$ y $Z = 26$ [77]. Una característica notable de estas radiaciones es el hecho de que son altamente penetrantes, poseyendo una energía media de aproximadamente 10^4 MeV y energías máximas de hasta 10^{13} MeV. Las radiaciones primarias predominan arriba de los 25,000 metros de altura sobre el nivel del mar (en la estratósfera).

Estas radiaciones provienen principalmente de fuentes galácticas, de manera que sólo una pequeña fracción tiene normalmente su origen en el sol. Sin embargo, la componente solar se vuelve muy significativa cada vez que se presentan los destellos asociados con las manchas solares. Se sabe que las manchas solares presentan un máximo cada 11 años aproximadamente.

Las interacciones de las partículas primarias con los núcleos atmosféricos producen electrones, rayos gamma, neutrones, y mesones. A nivel del mar, los mesones constituyen cerca del 80% de la radiación cósmica, y los electrones, alrededor de un 20%. Se ha estimado que el 0.05% de los protones primarios penetran hasta el nivel del mar [78]. Con el surgimiento de los aviones capaces de elevarse a una gran altitud y de las misiones espacia-

les tripuladas, la dosis ocasionada por las radiaciones cósmicas ha despertado mas interés en los años recientes. Ahora, la detección y la medición de la radiación son consideradas como parte muy importante de la aereonáutica y de los programas científicos espaciales.

La dosis debida a los rayos cósmicos se ve afectada por la altitud y por la latitud geomagnética. En los primeros kilómetros sobre la superficie de la tierra, la radiación galáctica se duplica por cada 2,000 metros de altitud. No obstante, en los primeros 1,000 metros, la razón de dosis total decrece con la altitud, debido a que la radiación gamma de origen terrestre disminuye mas rapidamente que lo que se incrementa la radiación galáctica [79].

Por encima de la atmósfera terrestre, la exposición dominante es la debida a los rayos cósmicos, altamente energéticos, atrapados en el campo magnético de la tierra. Mas allá del campo magnético de la tierra, la exposición dominante viene a ser la debida a la radiación galáctica de fondo, a la que se le superponen severos picos de radiación causados por la actividad de las manchas solares.

La ionización producida por los rayos cósmicos a nivel del mar en las latitudes medias, ha sido medida por un buen número de investigadores, quienes han observado que varía entre 1.9 y 2.2 pares iónicos/cm/seg. [26]. La razón de dosis a tejido suave, debida a la componente ionizante de los rayos cósmicos a nivel del mar, es estimada en 0.28 mSv/año.

Al penetrar el campo magnético de la tierra, una fracción de las partículas primarias se desvían hacia las regiones polares, dando lugar a un flujo de radiación menor en el ecuador. Este fenómeno se acentúa con la altitud. La diferencia debida a la latitud geomagnética varía desde un 14% a nivel del mar hasta un 33% a 4360 metros [69].

Las radiaciones geomagnéticamente atrapadas consisten principalmente de protones y electrones producidos por retrodispersión del haz primario de los rayos cósmicos en la atmósfera de la tierra, y de protones de origen solar. Debido a las grandes diferencias en las razones de masa a carga de los protones y electro-

nes, las trayectorias de las dos partículas son muy diferentes, dando lugar a un cinturón interior de radiación consistente de protones principalmente, y a un cinturón exterior consistente principalmente de electrones.

La dosis recibida por los astronautas que atraviezan esta capa de radiaciones atrapadas en el campo magnético de la tierra, se debe tanto a los protones como a los electrones. No obstante, el efecto de los electrones es mas importante debido a la producción de rayos X y bremsstrahlung, cuyo poder de penetración es mucho mayor que el de los electrones que los produce. Los astronautas pueden sufrir exposiciones a razones de dosis absorbidas del orden de varias décimas de Gray por hora mediante este proceso.

La actividad solar es capaz de inundar el espacio interplanetario con inmensas cantidades de protones de alta energía, de manera que la actividad de las manchas solares representa una amenaza potencial para los astronautas. A pesar de que las manifestaciones ópticas de dichos destellos existen sólo de 30 a 50 minutos, el flujo protónico continúa en la vecindad de la tierra hasta 48 horas después de ellas. La dosis absorbida total debida a un destello dado puede variar desde menos de una centésima de un Gray, hasta alrededor de 10 Grays.

La estimación de la dosis equivalente causada por los rayos cósmicos fuera de la atmósfera a partir de la dosis absorbida (conversión de Grays a Sieverts), se complica debido al amplio rango de energías, y de la transferencia de energía lineal (TEL) en el cuerpo humano. La TEL de los protones incidentes varía desde aproximadamente 0.21 hasta 57.8 KeV/ μ m de tejido. Para núclidos de alto número atómico, tales como el hierro, la transferencia de energía lineal puede llegar a ser de hasta 3,500 KeV/ μ m. La dosis absorbida por las células puede variar desde 0.7 mGy para protones de TEL relativamente baja, hasta 12 Gy para el hierro, cuya TEL es muy alta. Las consecuencias biológicas causadas por la radiación de alta TEL están todavía por evaluarse [80].

2.15. Modificaciones realizadas por el ser humano a la radioactividad del ambiente natural. Las mediciones realizadas por Lindeken [81], de las dosis de radiación gamma integradas que se

reciben dentro de 100 casas con estructura de madera y estuco, permiten observar una atenuación de la dosis que se recibe al aire libre de aproximadamente 25%. Lowder *et al.* [82], en coordinación con un estudio de la radioactividad natural en las áreas graníticas de New Hampshire y Vermont, en los Estados Unidos de América, llevaron a cabo mediciones en 160 viviendas, encontrando que el nivel promedio que se recibe en el interior es aproximadamente un 70% de la razón de dosis que se recibe en el exterior. La mayoría de dichas casas están construidas con madera, la cual actúa generalmente como un blindaje que atenúa la radiación gamma del exterior, y que a su vez, contribuye con poca radioactividad al ambiente interior. Por otro lado, investigaciones realizadas en Suecia [42] revelan que los materiales para construcción considerados en sus estudios, con frecuencia aumentan significativamente la dosis de radiación gamma que reciben los habitantes.

En cualquier localidad dada, el efecto de una casa sobre la dosis recibida por sus ocupantes está claramente influenciada por los materiales utilizados en su construcción. Se han observado incrementos de hasta un 500% en la radiación ambiental gamma de fondo en los edificios construidos de granito. Hamilton [83] midió el contenido de uranio, radio, torio, y potasio, de los materiales de construcción utilizados en los edificios de Gran Bretaña, encontrando grandes variaciones. El contenido de radio en los materiales convencionales de los edificios varió en un factor de 12, siendo los valores mas altos para el yeso, obtenido a partir de los productos de desecho de la elaboración de fertilizantes de superfosfatos. La materia prima en este proceso es la roca de fosfato, la cual tiene altas proporciones de uranio y radio. En el proceso de producción de fertilizante, el uranio pasa a dicho fertilizante, mientras que el radio permanece en los materiales de desecho, a partir de los cuales se fabrican los bloques de yeso. Spiers y Griffith [84] reportaron que la dosis recibida en el interior de las residencias construidas con ladrillo y cemento es aproximadamente el doble de la dosis que se recibe de fuentes terrestres al aire libre.

Por otra parte, ha sido dada a conocer desde principios de

siglo la presencia de elementos radioactivos pesados en el petroleo y en el carbón, entre los que se incluyen el radio, torio, y uranio. Mas recientemente se han realizado mediciones de las cantidades de material radioactivo emitido a la atmósfera a través de varios tipos de plantas generadoras de potencia. Estas mediciones han atraído gran interés, porque han demostrado que en algunos casos, las plantas que utilizan carbón y petroleo como combustible descargan a la atmósfera cantidades mayores de polvo radioactivo que ciertos tipos de reactores nucleares [85]. Aún y cuando el riesgo causado por esta fuente de exposición a la salud del público es insignificante, es importante comparar la capacidad que tienen, tanto las plantas nucleares de potencia, como las que emplean combustibles fósiles, de contaminar el ambiente con desechos radioactivos, colocándolas en perspectiva.

2.16. Sumario de exposiciones humanas a la radiación ionizante natural. Las dosis recibidas por las gónadas y por los huesos, originadas por las principales fuentes naturales de radiación ionizante, se encuentran resumidas en la tabla 2-8 (ver la página siguiente).

Tabla 2-8.

Razones de Dosis Debidas a Irradiación Externa e Interna Causadas por Fuentes Naturales de Radiación en "Regiones Normales" [26].

Fuente de Irradiación	Razones de Dosis ($\mu\text{Gy/año}$)		
	Gónadas	Canal Haversiano	Médula Osea
Irradiación externa			
Rayos cósmicos (incluyendo neutrones)	280	280	280
Radiación terrestre (incluyendo aire)	500	500	500
Irradiación interna			
K^{40}	200	150	150
Rb^{87}	3	< 3	< 3
* Ra^{226}	---	6	0.3
Ra^{228} y productos de decaimiento (equilibrio)	---	7	0.3
** Pb^{210} y productos de decaimiento (equilibrio 50%)	3	21	3
C^{14}	7	16	16
Rn^{222} (disuelto en tejido)	3	3	3
Total	≈ 1000	≈ 990	≈ 960
Porcentaje debido a partículas alfa y neutrones	1.3	4.4	1.4

* Se asume un 30% de retención de Rn^{222} .

** Endógeno.

REFERENCIAS PARA EL CAPITULO 2

- 1.- Kohman, T. (1959). "Radiation Hygiene Handbook" (H. Blatz, ed.), Sect. 6. McGraw-Hill, New York.
- 2.- Rankama, K. (1963). "Progress in Isotope Geology." Wiley, New York.
- 3.- Perkins, R. W., and Nielsen, J. M. (1965). Cosmic-ray produced radionuclides in the environment. Health Phys. 11, 1297-1304.
- 4.- Lederer, C. M., Hollander, J. M., and Perlman, I. (1967). "Table of Isotopes," Sixth Edition. Wiley, New York.
- 5.- Benedict, M., and Pigford, T. H. (1957). "Nuclear Chemical Engineering." McGraw-Hill, New York.
- 6.- Eisenbud, M. (1973). "Environmental Radioactivity," Second Edition. Academic Press, New York.
- 7.- Seaborg, G. T. (1958). "The Transuranic Elements." Addison-Wesley, Reading, Massachusetts.
- 8.- Rankama, K. (1954). "Isotope Geology." McGraw-Hill, New York.
- 9.- Lowder, W. M., and Solon, L. R. (1956). "Background Radiation," Rep. NYO-4712. USAEC, Washington, D.C.
- 10.- Clegg, J. W., and Foley, D. D. (1958). "Uranium Ore Processing." Addison-Wesley, Reading, Massachusetts.
- 11.- Spalding, R. F., and Sackett, W. (1972). Uranium in run-off from the Gulf of Mexico distributive province: Anomalous concentrations. Science 175, 629.

- 12.- McEachern, P., Myers, W. G., and White, F.A. (1971). Uranium concentrations in surface air at rural and urban localities within New York state. Environ. Sci. Technol. 5, 700-703.
- 13.- Smith, F. A., and Dzuiba, S. P. (1949). "Preliminary Observations of the Uranium Content of Photographic Materials." University of Rochester, Rochester, New York (unpublished memorandum).
- 14.- Welford, G. A. (1960). Urinary uranium levels in non-exposed individuals. J. Ind. Hyg. Ass. 21, 68.
- 15.- Welford, G. A., and Baird, R. (1967). Uranium levels in human diet and biological materials. Health Phys. 13, 1321-1324.
- 16.- Hamilton, E. I. (1972). The concentration of uranium in man and his diet. Health Phys. 22, 149.
- 17.- Rankama, K., and Sahama, T. G. (1950). "Geochemistry." Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- 18.- Koczy, F. F. (1958). Natural radioactivity as a tracer in the ocean. Proc. 2nd U. N. Int. Conf. Peaceful Uses At. Energy, 1958 p. 351. United Nations, New York.
- 19.- Hursh, J. B. (1953). "The Radium Content of Public Water Supplies," Rep. UR-257. University of Rochester, Rochester, New York.
- 20.- Samuels, L. D. (1964). A study of environmental exposure to radium in drinking water. In "The Natural Radiation Environment" (J. A. S. Adams y W. M. Lowder, eds.), p. 239. Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- 21.- Mayneord, W. V., Radley, J. M., and Turner, R.C. (1958). The alpha-ray activity of humans and their environment. Proc.

- 2nd Int. Conf. Peaceful Uses At. Energy, 1958. United Nations, New York.
- 22.- Mayneord, W. V., Turner, R. C., and Radley, J. M. (1960). Alpha activity of certain botanical materials. *Nature (London)* 187, 208.
- 23.- Penna Franca, E., Fiszman, M., Lobao, N., Costa Ribeiro, C., Trindale, H., Dos Santos, P. L., and Batista, D. (1968). Radioactivity of Brazil nuts. *Health Phys.* 14, 95-99.
- 24.- Shleien, B. (1969). Evaluation of radium-226 in total diet samples, 1964 to June, 1967. *Radiol. Health Data Rep.*
- 25.- Fisenne, I. M., and Keller, H. W. (1970). "Radium-226 in the Diet of Two U. S. Cities," Rep. HASL-224. USAEC, Washington, D. C.
- 26.- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (1966). 21st Session, Suppl. No. 14 (A/6314). United Nations, New York.
- 27.- Hursh, J. B., Lovaas, A., and Biltz, E. (1960). "Radium in Bone and Soft Tissues of Man," Rep. UR-581. University of Rochester, Rochester, New York.
- 28.- Spiers, F. W. (1968). "Radioisotopes in the Human Body: Physical and Biological Aspects." Academic Press, New York.
- 29.- United Nations. (1958). "Proceedings of the United Nations Second International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, 1958." United Nations, New York.
- 30.- Faul, H. (1954). "Nuclear Geology." Wiley, New York.
- 31 - Fresco, J., Jetter, E., and Harley, J. (1952). Radiometric properties of the thorium series. *Nucleonics* 10, 60.

- 32.- Petrow, H. G., and Strehlow, C. D. (1967). Spectrophotometric determination of thorium in bone ash using arsenazo. III. Anal. Chem. 39, 265.
- 33.- Pavlovskaya, N. A. (1960). Natural content and distribution of thorium in the human organism. Med. Radiol. 11, 28.
- 34.- Lucas, H. F., Edgington, D. N., and Markun, F. (1970). Natural thorium in human bone. Health Phys. 19, 739.
- 35.- Dudley, R. A. (1959). "Natural and Artificial Radioactivity Background of Man," Proc. AAAS Symp.
- 36.- Pearson, J. E., and Jones, G. E. (1965). Emanation of radon-222 from soils and its use as a tracer. J. Geophys. Res. 70, 5279.
- 37.- Lockhart, L. B., Jr. (1964). Radioactivity of the radon-222 and radon-220 series in the air at ground level. In "The Natural Radiation Environment" (J. A. S. Adams and W. M. Lowder, eds.). Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- 38.- Lockhart, L. B. (1958). Atmospheric radioactivity studies at U. S. Naval Research Laboratory. U. S. Nav. Res. Lab., Rep. 5249.
- 39.- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (1962). 17th Session, Suppl. No. 16 (A/5216). United Nations, New York.
- 40.- Barreira, F. (1961). Concentration of atmospheric radon and wind directions. Nature (London) 190, 1092.
- 41.- Blifford, I. H., Lockhart, L. B., et al. (1952). On the natural radioactivity of the air. Nav. Res. Lab. Rep. 4036.
- 42.- Hultqvist, B. (1956). Studies on naturally occurring ioni-

zing radiation. Kgl. Sv. Vetenskapsakade., Handl. [4] Supplement.

- 43.- Gold, S., Barkhau, H. W., Shleien, B., and Kahn, B. (1964). Measurement of naturally occurring radionuclides in air. In "The Natural Radiation Environment" (J. A. S. Adams and W. M. Lowder, eds.) p. 369. Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- 44.- Cox, W. M., Blanchard, R. L., and Kahn, B. (1970). Relation of radon concentration in the atmosphere to total moisture detention in soil and atmospheric thermal stability. Advan. Chem. Ser. 93, 436-446.
- 45.- Wilkening, M. H. (1952). Natural radioactivity as a tracer in the sorting of aerosols according to mobility. Rev. Sci. Instrum. 23, 13.
- 46.- Anderson, W., Mayncord, W. V., and Turner, R. C. (1954). The radon content of the atmosphere. Nature (London) 174, 424.
- 47.- Anderson, W., and Turner, R. C. (1956). Radon content of the atmosphere. Nature (London) 178, 203.
- 48.- Prospero, J. M., and Carlson, T. N. (1970). Radon-222 in the N. Atlantic trade winds: Its relationship to dust transport from Africa. Science 167, 974.
- 49.- Wilkening, M. H. (1964). Radon-daughter ions in the atmosphere. "The Natural Radiation Environment" (J. A. S. Adams and W.M. Lowder, eds.), p. 359. Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- 50.- Harley, J. H. (1952). A study of the airborne daughter products of radon and thoron. Unpublished doctoral thesis, Rensselaer Polytechnic Institute, Troy, New York.

- 51.- Shapiro, J. (1956). Radiation dosage from breathing radon and its daughter products. A M A Arch. Ind. Health 14, 169.
- 52.- Altshuler, B., Nelson, N., and Kuschner, M. (1964). Estimation of the lung tissue dose from the inhalation of radon and daughters. Health Phys. 10, 1137-1162.
- 53.- Jacobi, W. (1964). The dose to the human respiratory tract by inhalation of short-lived ^{222}Rn - and ^{220}Rn -decay products. Health Phys. 10, 1163.
- 54.- Blanchard, R. L., and Holaday, D. A. (1960). Evaluation of radiation hazards created by thoron and thoron daughters. Amer. Ind. Hyg. Ass., Quart. 21, 201.
- 55.- Magno, P. J., Groulx, P. R., and Apidianakis, J. C. (1970b). Lead-210 in air and total diets in U. S. Health Phys. 18, 383.
- 56.- Jaworowski, Z. (1967). "Stable and Radioactive Lead in Environment and Human Body." Nuclear Energy Information Center, Warsaw.
- 57.- Morse, R. S., and Welford, G. A. (1971). Dietary intake of Pb^{210} . Health Phys. 21, 53.
- 58.- Hill, C. R. (1966). Polonium-210 content of human tissues in relation to dietary habit. Science 152, 1261.
- 59.- Radford, E. P., Jr., and Hunt, V. R. (1964). Polonium-210: A volatile radioelement in cigarettes. Science 143, 247.
- 60.- Kelley, T. F. (1965). Polonium-210 content of mainstream cigarette smoke. Science 149, 537.
- 61.- Holtzman, R. B., and Ilcewicz, F. H. (1966). Lead-210 and polonium-210 in tissues of cigarette smokers. Science 153,

1259-1260.

- 62.- Ferri, E. S., and Baratta, E. J. (1966). Polonium-210 in tobacco, cigarette smoke, and selected human organs. Publ. Health Rep. 81, 121-127.
- 63.- Little J. B., and Radford, E. P., Jr. (1967). Polonium-210 in bronchial epithelium of cigarette smokers. Science 155, 606.
- 64.- Rajewsky, B., and Stahlhofen, W. (1966). Po^{210} activity in the lungs of cigarette smokers. Nature (London) 209, 1312-1313.
- 65.- Beasley, T. M., and Palmer, H. E. (1966). Lead-210 and Polonium-210 in biological samples from Alaska. Science 152, 1062.
- 66.- Blanchard, R. L., and Moore, J. B. (1970). Pb^{210} and Po^{210} in tissues of some Alaskan residents as related to consumption of caribou or reindeer meat. Health Phys. 18, 127.
- 67.- Kauranen, P., and Miettinen, J. K. (1969). Po^{210} and Pb^{210} in the arctic food chain and the natural radiation exposure of Lapps. Health Phys. 16, 287-296.
- 68.- Kohman, T., and Saito, N. (1954). Radioactivity in geology and cosmology. Annu. Rev. Nucl. Sci. 4.
- 69.- Pertsov, L. A. (1964). "The Natural Radioactivity of the Biosphere." Atomizdat, Moscow. (Translated by Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1967.)
- 70.- Mauchline, J., and Temleton, W. L. (1964). Artificial and natural radioisotopes in the marine environment. "Annual Review of Oceanography & Marine Biology" (H. Barnes, ed.), Vol. 2, pp. 229-279. Allen & Unwin, London.

- 71.- Anderson, E. C. (1953). The production and distribution of natural radiocarbon. *Annu. Rev. Nucl. Sci.* 2, 63.
- 72.- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (1964). 19th Session, Suppl. No. 14 (A/5814). United Nations, New York.
- 73.- Libby, W. F. (1952). "Radiocarbon Dating." Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- 74.- Suess, H. E. (1958). The radioactivity of the atmosphere and hydrosphere. *Annu. Rev. Nuc. Sci.* 8, 243.
- 75.- Harley, J. H., and Lowder, W. M. (1971). "Natural Radioactivity and Radiation," HASL-242. USAEC, Washington, D. C.
- 76.- Beck, H. L., Lowder, W. M., Bennett, B. G., and Condon, W. J. (1966). "Further Studies of External Environmental Radiation," Rep. HASL-170. USAEC, Washington, D. C.
- 77.- Langham, W. H., ed. (1967). "Radiobiological Factors in Manned Space Flight," p.8. Nat. Acad. Sci.-Nat. Res. Council, Washington, D. C.
- 78.- Myrloi, M. G., and Wilson, J. G. (1951). On the proton component of the vertical cosmic-ray beam at sea level. *Proc. Phys. Soc., London, Sect. A* 64, 404.
- 79.- Schaefer, H. J. (1971). Radiation exposure in air travel. *Science* 173, 780-783.
- 80.- Madey, R. (1967). Space radiation dosimetry. *Health Phys.* 13, 345.
- 81.- Lindeken, C. L. (1971). Natural terrestrial background variations between residences. 16th Annu. Meet., Health Phys. Soc., New York, 1971.

- 82.- Lowder, W. M., and Condon, W. J. (1965). Measurement of the exposure of human populations to environmental radiation. Nature (London) 206, 658-662.
- 83.- Hamilton, E. I. (1971). The relative radioactivity of building materials. Amer. Ind. Hyg. Ass., 32, 398.
- 84.- Spiers, F. W., and Griffith, H. D. (1956). Measurements of local gamma-ray background in Leeds and Aberdeen. Brit. J. Radiol. 29, 175-176.
- 85.- Eisenbud, M., and Petrow, H. G. (1964). Radioactivity in the atmospheric effluents of power plants that use fossil fuels. Science 144, 288.

EL RADON EN EL AGUA POTABLE

3.1. Propiedades generales del radón y de sus descendientes.

El radón, cuyo número atómico es 86, es un gas noble que, como se puede observar en la Tabla Periódica de los Elementos, forma parte del mismo grupo al que pertenecen los elementos He, Ne, Ar, Kr, y Xe. Los isótopos del radón están incluidos entre los descendientes de los elementos progenitores de las tres series radioactivas (U^{238} , Th^{232} , y U^{235}), y por lo tanto, existen en la naturaleza.

Las tres series radioactivas vienen dadas en las tablas 2.2, 2.3, y 2.4. El isótopo mas importante del radón es el Rn^{222} , el cual es miembro de la serie del U^{238} , viniendo a formarse después de tres progenitores de vida media larga, que son el U^{234} , Th^{230} , y Ra^{226} . El Rn^{222} tiene una vida media de 3.825 días, y decae mediante la emisión de una partícula alfa de 5.48 MeV, dando lugar a la formación de una serie de isótopos de vida media corta, los cuales a su vez, conducen a la formación del Pb^{210} de vida media relativamente larga (22 años). Esta serie de radioisótopos de vida media corta incluye dos emisores de partículas alfa, que son el Po^{218} , y el Po^{214} , de manera que el decaimiento del Rn^{222} involucra la emisión de tres partículas alfa en un tiempo bastante corto. Además, el Pb^{214} y el Bi^{214} emiten radiaciones beta y gamma de energías considerables.

De mucha menor importancia práctica que el Rn^{222} es el Rn^{220} el cual es un producto del decaimiento del Th^{232} , razón por la que también se le llama "torón". Tiene una vida media de solamente 54.5 segundos, y su decaimiento, que involucra la emisión de una partícula alfa de 6.3 MeV, es seguido por la emisión de otras 3 partículas alfa, aunque las dos últimas se producen con algo de retraso, debido a que la vida media del Pb^{212} es de 10.6 horas.

El tercer isótopo del radón existente en la naturaleza es el

Rn^{219} , el cual es un producto del decaimiento del U^{235} . Dicho radioisótopo tiene una vida media de 3.92 segundos, decayendo mediante la emisión de una partícula alfa, cuya energía puede ser de 6.82 MeV, 6.55 MeV, o 6.42 MeV, en el 81%, 11%, y 8% de los casos, respectivamente. Su mas inmediato predecesor de vida media larga es el Ac^{227} , y por consiguiente, también se le llama "actinón" [1][2][3]. Debido a la baja abundancia del U^{235} con respecto a la del U^{238} , y a la corta vida media del Rn^{219} , la contribución de este isótopo a la radioactividad natural del ambiente puede despreciarse en la práctica. En su gran mayoría, la información disponible se concentra sobre el Rn^{222} debido a su importancia, y se acostumbra utilizar la palabra "radón" para referirse a este isótopo.

La vida media del U^{238} es tal, que en equilibrio secular, cada uno de los miembros principales de la serie radioactiva, incluyendo al Rn^{222} y a cada uno de sus descendientes, están presentes con una actividad de 12.21 KBq/g de uranio. El uranio es un elemento del cual es muy común encontrar trazas en las rocas, ocurriendo con una abundancia promedio resumida en la tabla 2-5.

Todos los miembros de la serie radioactiva del U^{238} , desde éste hasta el Ra^{226} , generalmente se encuentran muy cerca del equilibrio secular. Una vez que el radón es formado, debido a su naturaleza gaseosa que le permite difundirse rápidamente, éste tiende a escapar hacia la atmósfera a través de las capas superiores de la corteza terrestre.

En promedio, el radón escapa de la superficie de la tierra a razón de aproximadamente $59.2 \text{ Bq/cm}^2\text{-año}$ ($0.9 \text{ átomos/cm}^2\text{-seg}$) [4]. Multiplicando $59.2 \text{ Bq/cm}^2\text{-año}$ por la superficie total de este planeta, la cual es de alrededor de $1.5 \times 10^{18} \text{ cm}^2$, obtenemos un escape total de $8.88 \times 10^7 \text{ TBq/año}$. La concentración de Ra^{226} en el agua de mar es de aproximadamente 1.85 mBq/Kg , en comparación con la de la tierra, que es de 33.3 Bq/Kg , de manera que la razón a la que escapa el radón de la superficie de los océanos, que es de alrededor de $222 \text{ mBq/cm}^2\text{-año}$, es mucho menor que la razón a la que escapa de la tierra. Al multiplicar este último valor por el área del planeta cubierta por los océanos, que es aproximadamente de $3.6 \times 10^{18} \text{ cm}^2$, el escape total viene a ser de

alrededor de 8.51×10^5 TBq/año, es decir, cerca del 1% del escape de la superficie de la tierra.

Una tercera fuente importante de liberación de radón es a través de las aguas corrientes y de la vegetación, las cuales sirven como vehículos de transporte para extraerlo de la tierra. Se ha reportado que los niveles de radón en los baños pueden llegar a ser considerablemente altos cuando el agua de la ducha o regadera está corriendo [5].

Existen algunas otras fuentes mucho más pequeñas de liberación de radón hacia la atmósfera, pero su contribución a la concentración atmosférica total, en comparación con las tres fuentes recién mencionadas, puede despreciarse.

3.2. Propiedades físicas y químicas más importantes del radón. El radón es un gas incoloro que se licúa a -61.8°C . La gravedad específica del radón líquido es de 4.4, el cual, a su vez, se solidifica a -71°C , pasando a formar un sólido fosforescente de color entre amarillo y anaranjado brillante. Al igual que otros gases nobles, se combina químicamente con el flúor bajo condiciones especiales. Es bastante soluble en el agua fría, lo cual hace posible su transporte. Esta solubilidad decrece rápidamente al incrementarse la temperatura del agua, de manera que el radón puede liberarse [5].

Pasando a los descendientes del radón, una característica muy importante del Po^{218} es que se forma con una carga eléctrica, debido a que en el proceso de decaimiento del radón se expulsan electrones. Estos iones rápidamente se adhieren a las moléculas de oxígeno, agua, o dióxido de carbono, siendo éstas últimas todavía partículas eléctricamente cargadas. La vida promedio para la pérdida de dicha carga es de aproximadamente un minuto, y tomando en consideración que su vida media es de 3.05 minutos, alrededor del 10% del Po^{218} que existe en la naturaleza está constituido por partículas cargadas (las mediciones han proporcionado resultados que varían entre 2% y 50%). De esta manera, el Po^{218} rápidamente se adhiere a cualquier superficie sólida, incluyendo partículas de polvo y a parte de las vías respiratorias al ser inhalado. Para el Pb^{214} y el Bi^{214} , los cuales tienen vidas medias

substancialmente más largas, la fracción en equilibrio de partículas cargadas es de menos del 2% [1]. La carga eléctrica inicial de éstos radioisótopos permite que se adhieran a partículas de polvo muy pequeñas.

3.3. Concentración aceptable de radón en el agua potable.

Los estudios realizados por Andreev [6], Andersson y Nilsson [7], y Hursh et al. [8], acerca del radón ingerido por el hombre, han confirmado las conclusiones a las que llegó Meyer [9] a principios del presente siglo, quien encontró que el radón es eliminado rápidamente del cuerpo humano. Esta información se encuentra resumida en la tabla 1.

Andersson y Nilsson [7] no determinaron la distribución del radón en los tejidos del cuerpo, de manera que sólo pudieron estimar la dosis al cuerpo completo. Andreev [6] procuró tomar en cuenta el hecho de que una fracción del radón ingerido decae dentro del aparato gastrointestinal. Él encontró que el 86% del radón retenido decae dentro del aparato gastrointestinal, y que por lo tanto, la dosis recibida por los demás tejidos del cuerpo sería mucho menor que la estimada por Andersson y Nilsson. Hursh y sus colaboradores [8] han estudiado la distribución del radón retenido a través de todo el cuerpo, siendo su información muy detallada y precisa. Hursh et al. estimaron un valor para la máxima

Tabla 1. Estudios Experimentales Acerca del Radón Ingerido por el Hombre.

Autor	Año	Vida media del radón en el cuerpo (min.)	Porcentaje del radón ingerido que decae en el cuerpo
Meyer	1929	42	0.76
Andreev	1962	30-50	0.54-1.09
Andersson y Nilsson	1964	30± 3	0.54
			Estómago lleno
Hursh et. al.	1965	20	0.50
			Estómago vacío
		30	1.17

concentración recomendada de radón en agua potable para personal ocupacionalmente expuesto, basando dicha estimación en suposiciones (con una excepción considerada mas adelante) adoptadas por la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) [10]. El propósito del presente capítulo es analizar las condiciones que conducen a determinar la dosis que puede ser recibida por el público general, cuyos suministros de agua contienen radón natural.

3.4. El organo crítico. De acuerdo con Hursh y sus colaboradores [8], el estómago recibe la dosis mas alta. En segundo lugar, el hígado recibe la siguiente dosis mas alta, calculada en aproximadamente un 5% de la dosis que recibe el estómago. Las dosis a los riñones y a los pulmones son pequeñas, estimándose en alrededor del 1.6% para los primeros, y del 1.6-2.0% para los segundos, de la dosis recibida por el estómago. Estos resultados obtenidos por Hursh et al. han sido corroborados por Von Dobein y Lindell [11].

3.5. Cálculo de la dosis al estómago. El método adoptado por la I.C.R.P. para calcular la dosis recibida por las paredes del aparato gastrointestinal, debida a las radiaciones generadas por un emisor alfa contenido dentro de dicho aparato, incluye un factor de un 1%. Este factor se emplea para corregir la absorción de las partículas alfa en la mucosidad que lo recubre. Hursh et al. [8] señalan que, puesto que el radón es gaseoso, se difunde a través de las paredes del estómago, de manera que tal factor de absorción no se aplica.

Al procurar una recomendación para proteger al estómago, las células que deben considerarse son las que se reproducen en el epitelio gástrico, principalmente. Estas células se localizan en la base de las concavidades gástricas a una distancia por debajo de la superficie interior del recubrimiento gástrico igual a aproximadamente un quinto de su espesor total. Para estimar la dosis de radiación a estas células, es necesario conocer el gradiente de la concentración del radón que se difunde a través de las paredes del estómago. La concentración de radón en las paredes

del estómago decrece desde un valor (en la superficie interior) igual a la concentración de radón en los contenidos estomacales, hasta un valor muy bajo en la región de las vénulas esplácnicas, las cuales transportan el radón a los pulmones, via el hígado. La pronta aparición del radón en el aliento exhalado, después de la ingestión del radón en el agua, indica que la difusión del radón a través de las paredes estomacales es rápida, y sugiere que el gradiente de difusión es casi lineal, de manera que la concentración de radón en la región de las células epiteliales que se dividen sería una quinta parte mas baja que la concentración en los contenidos estomacales; esta pequeña disminución será despreciada. Es difícil saber si existe alguna barrera de difusión en el recubrimiento estomacal que pudiera presentar una discontinuidad en el gradiente de difusión. Si existiera, su efecto se manifestaría haciendo que la dosis a las células que se dividen, del recubrimiento gástrico, sea igual o menor que la dosis estimada.

3.6. Concentración de radón en los contenidos estomacales. Cuando se ingiere agua que contiene radón, ésta se mezclará con los contenidos estomacales*, y la concentración del radón en el interior del estómago vendrá a ser mucho menor que la concentración de dicho radioisótopo en el agua ingerida. Existen 4 factores que contribuyen a tal dilución:

- 1.- Los contenidos residuales del estómago, que totalizan aproximadamente 50 g en los adultos [8].
- 2.- La difusión del radón a través de las paredes del estómago hace que la concentración de este gas radioactivo en los contenidos estomacales disminuya.
- 3.- Normalmente existen alrededor de 100 ml de gas en el estómago. Es difícil estimar la distribución del radón entre los contenidos estomacales y el gas. En condiciones de equilibrio, la concentración de radón en el gas es cerca de 5 veces mayor que la concentración de di-

* Entre los contenidos estomacales se incluyen únicamente sustancias sólidas y líquidas.

cho radionúclido en los contenidos estomacales [8]. Con la eficiente acción mezcladora del estómago, es probable que el gas estomacal diluya la concentración del radón de los contenidos del estómago, aún y cuando el equilibrio pueda no haberse alcanzado. Por lo tanto, las partes del recubrimiento del estómago que están en contacto con el gas estomacal estarán expuestas a recibir una dosis de radiación mayor que las que están en contacto con los contenidos estomacales. Puesto que la localización, tanto del gas como de los contenidos dentro del estómago, puede variar, la única solución posible, para efectos de cálculo, parece ser el promediar la concentración de radón en las diferentes regiones del recubrimiento estomacal, y suponer que el gas estomacal diluye la concentración del radón en una cantidad igual a su volumen.

- 4.- Cuando hay alimentos presentes dentro del estómago, el radón de los contenidos estomacales se verá diluido. Se supondrá que el estómago lleno contiene 300 ml de alimentos. Además de la dilución, la dosis recibida por el recubrimiento estomacal se verá afectada por las grasas presentes en el estómago. En el experimento de Hursh y de sus colaboradores para condiciones de "estómago lleno" [8], se tomó radón disuelto en agua después de haberse ingerido 225 ml de crema espesa (alrededor de 80 gramos de grasas). La cantidad de radón retenido en el cuerpo fue mayor con el estómago lleno (38% después de una hora) que con el estómago vacío (8% después de una hora). Una explicación razonable para esto es que el radón disuelto en las grasas se encuentra ligado a éstas, haciéndose difícil su difusión a través de las paredes del estómago. Esto ha sido corroborado por la observación de que cuando se ingiere aceite de oliva con radón disuelto en él, el radón aparece en el aliento exhalado mucho después que cuando se ingiere agua con radón [11]. Parece ser que el radón aparece en el aliento hasta que las grasas son e-

mulsificadas y digeridas en el duodeno e intestino delgado. Así, las grasas en los contenidos estomacales reducen la cantidad de radón libre, reduciéndose consecuentemente la dosis recibida por las paredes del estómago. Una comida promedio contiene aproximadamente 40 gramos de grasas [12], y de la información proporcionada por Hursh et al., recién citada, éstas pueden retener:

$$(38-8) \times \frac{40}{80} = 15 \text{ por ciento,}$$

del radón ingerido.

3.7. El efecto de la porción bebida. Para una ingestión total dada de radón, la dosis de radiación que recibe el estómago depende del tamaño de la porción de agua potable que se acostumbra beber. Entre menor sea la porción bebida, la dosis recibida será mayor. Esto puede demostrarse de la manera siguiente:

Si V_w es el volumen de la porción bebida, y V_s el volumen de los contenidos estomacales que diluyen el radón del agua, entonces inmediatamente después de ingerir V_w , la concentración de radón de los contenidos estomacales será

$$\frac{V_w \times C}{V_s + V_w},$$

donde C es la concentración del radón en el agua ingerida. Si A representa la cantidad total de agua ingerida anualmente, el número de porciones bebidas por año será A/V_w . Por lo tanto, la dosis anual recibida por las paredes del estómago es proporcional a

$$\frac{V_w \times C}{V_s + V_w} \times \frac{A}{V_w} = \frac{A \times C}{V_s + V_w},$$

es decir, que si la misma cantidad total de radón fuera ingerida en porciones mas pequeñas, la dosis recibida por el recubrimiento estomacal sería mayor.

3.8. La ingestión diaria de radón en agua potable. En sus recomendaciones acerca de la exposición a la radiación para la población general (personas no ocupacionalmente expuestas), la ICRP [10] supone que la ingestión diaria líquida de agua es de 1.2 litros. Este valor está basado en un estudio realizado por Windle Taylor en el Reino Unido [13]. Para determinar la concentración de radón en el suministro doméstico de agua potable, es necesario recolectar con cuidado una muestra de agua para evitar la aireación. No obstante, el radón tiende a escapar del agua debido al manejo doméstico normal, de manera que la ingestión efectiva de radón será menor que la cantidad medida en los 1.2 litros. Una fracción considerable del agua potable que se consume diariamente proviene de bebidas en cuya preparación el agua ha sido hervida. El radón cumple la ley de Henry, según la cual, la solubilidad de un gas en un líquido es inversamente proporcional a la temperatura y directamente a la presión. Smith et al. [14] han reportado que al hervir el agua durante 1.5 minutos, entre un 95% y un 100% del radón disuelto en el agua escapará. De ésta manera, el agua consumida a través de bebidas embotelladas, para las cuales haya sido requerida la ebullición en alguna parte de su proceso de elaboración; o las bebidas calientes, como el café o el té; contribuyen poco a la ingestión de radón, la cual dependerá casi completamente de la cantidad de agua potable tomada directamente de la llave. También para el agua de la llave habrá pérdida de radón. Andreev [6] estimó que al beber, aproximadamente un 40% del radón disuelto se pierde por aireación. Además, en la recolección del agua de la llave también se producirán pérdidas por aireación, las cuales pueden llegar a ser de hasta el 50% [14].

Hems [15] propone considerar como razonable, para el Reino Unido, un consumo promedio de 300 ml de agua de la llave al día, dividido en dos porciones; lo cual equivale aproximadamente a dos tazas diarias. Es de esperarse que existan variaciones individuales, y de acuerdo al clima local y a la estación del año; no obstante, este valor está considerado como un promedio razonable para las personas que habitan en regiones templadas o frías. Si en lugar de que dichos 300 ml diarios sean bebidos en dos porciones, la misma cantidad fuera consumida en porciones mas pequeñas, la

dosis a los tejidos del recubrimiento estomacal sería mayor, pero según puede observarse de la relación dada en la sección precedente, podría llegar a ser solamente un 50% mayor en el caso más extremo.

3.9. La dosis a la pared estomacal. Una porción bebida de agua de 150 ml pasa a diluirse a 300 ml (150 ml de agua + 50 ml de los contenidos estomacales + 100 ml de gas estomacal) en un estómago vacío, y a 600 ml (150 ml + 50 ml + 100 ml + 300 ml de alimentos) en un estómago lleno, de manera que los factores de dilución son 150/300 y 150/600, respectivamente. La dosis que recibe la pared estomacal ha sido calculada [15] de acuerdo al método de Hursh et al. [8]: Se supuso que el radón permanece en el estómago por una hora; además, se supuso también que el ${}_{84}\text{Po}^{218}$, debido a su corta vida media, se desintegra en el mismo lugar que su progenitor el radón, de manera que la cantidad de energía depositada por la desintegración del radón vendría a ser la suma de las energías de las partículas alfa del radón y del Po-218 (5.5 + 6.0 = 11.5 MeV). De acuerdo con Hursh et al., la dosis por cada μCi ingerido [que corresponde a 3.7×10^4 Bq] (contenido en 150 ml de agua) es de 23.7 mrad [0.237 mGy] para un estómago vacío, y 23.0 mrad [0.23 mGy] para un estómago lleno. Tomando en cuenta, para esta última dosis, la ligazón entre el radón y las grasas contenidas en el estómago, el valor de dicha dosis para un estómago lleno viene a ser de 19.6 mrad [0.196 mGy]. Puesto que el agua normalmente se bebe tanto con el estómago lleno, como con el estómago vacío, se empleará un valor promedio de 22 mrad [0.22 mGy] en los cálculos subsiguientes.

3.10. La máxima concentración recomendada de radón en el agua potable. Hasta el momento presente no hay evidencia de que la concentración de radón, del orden normalmente presente en el agua potable, produzca algún efecto dañino en el ser humano. Ante la ausencia de evidencia definitiva que pudiera proveer una base para fijar un límite superior aceptable para la concentración de radón en el agua potable, se ha propuesto [15] adoptar un límite que pudiera conducir a una dosis igual a la máxima recomendada

por la ICRP para exposición a la población general. La concentración máxima recomendada es establecida de manera que la dosis que recibe un individuo dado (a un solo órgano, diferente de las gónadas), no exceda de un décimo de la dosis máxima recomendada para personal ocupacionalmente expuesto a la radiación. Para pequeños grupos de individuos, la concentración máxima recomendada es la misma que para un solo individuo. Por otro lado, para grandes grupos de personas, es necesario considerar las diferencias entre individuos y las variaciones que de ellas se derivan, de tal manera que la ICRP ha recomendado una concentración máxima equivalente a una treintava parte del límite establecido para el personal ocupacionalmente expuesto. Sobre esta base, la concentración máxima recomendada de radón para el público general viene a ser aquella capaz de ocasionar una dosis al recubrimiento estomacal de 0.5 rem/año [5 mSv/año]. Para un pequeño grupo de individuos la concentración máxima recomendada sería tres veces mayor, es decir, que la dosis máxima no debe ser mayor que 1.5 rem/año [15 mSv/año].

Si el agua potable contiene $N \mu\text{Ci}$ [N múltiplos de 3.7×10^4 Bq] de radón por litro, la ingestión anual de radón sería:

$$N \times 0.3 \text{ litros/día} \times 365 \text{ días} = 110 \times N \mu\text{Ci/año}$$

La dosis que recibe el recubrimiento del estómago, empleando un Factor de Calidad de 10 por tratarse de partículas alfa, es:

$$110 \times N \times 2.2 \times 10^{-2} \text{ rad}/\mu\text{Ci} \times 10 = 24 \times N \text{ rem/año.}$$

Para el público en general, la dosis máxima que recibe el recubrimiento estomacal no debe exceder de 0.5 rem/año [5 mSv/año], y por consiguiente, la concentración máxima recomendada de radón en agua potable es 21,000 pCi/lt [777 Bq/lt]. Debido a las muchas aproximaciones en los cálculos, este valor es redondeado a 20,000 pCi/lt [740 Bq/lt]. Para un grupo pequeño de individuos, la concentración máxima recomendada de radón en agua potable sería de 60,000 pCi/lt [2,220 Bq/lt]. Este valor es aproximadamente cuatro veces mayor que la concentración máxima propuesta por Hursh et

al. [8]. La diferencia surge principalmente debido a que Hursh y sus colaboradores realizaron sus cálculos considerando una ingestión de 1.2 litros de agua de la llave al día.

Cabe señalar que el valor recién considerado para la concentración máxima recomendada de radón, es tres veces mayor que la más alta concentración de radón reportada [16] en agua potable, ingerida por un grupo grande de personas en el Reino Unido (6,000 pCi/lt [222 Bq/lt], bebido por 10,000 personas). Agua potable con un contenido de 20,000 pCi/lt [740 Bq/lt] ha sido reportada, pero era bebida sólo por 10 personas. Para este pequeño grupo, una concentración máxima recomendada de 60,000 pCi/lt [2,220 Bq/lt] sería apropiada, de manera que dicha agua sería aceptable [15].

REFERENCIAS PARA EL CAPITULO 3

- 1.- Cohen, B. L. (1979). Radon: Characteristics, natural occurrence, technological enhancement, and health effects. Progress in Nuclear Energy, Vol. 4, pp. 1-24. Pergamon Press Ltd. Great Britain.
- 2.- Benedict, M., and Pigford, T. H. (1957). "Nuclear Chemical Engineering," McGraw-Hill, New York.
- 3.- Eisenbud, M. (1973). "Environmental Radioactivity," Second Edition. Academic Press, New York.
- 4.- Hans, J. M., and Douglas, R. L. (1975). Radiation survey of dwellings in Cane Valley, Arizona and Utah, for use of uranium mill tailings. U. S. Environmental Protection Agency, Technical Note ORP/LV-75-2.
- 5.- U. S. Environmental Protection Agency. (1977). Radiological quality of the environment in the United States, EPA 520/1-77-009.
- 6.- Andreev, S. V. (1962). The radiation energy absorbed in the human body during the inhalation of air and ingestion of water enriched with radon. Medium Radiologyia, 1, 40-46.
- 7.- Andersson, I. O., and Nilsson, I. (1964). Exposure following ingestion of water containing radon-222. Symposium on the Assessment of Radioactive Body Burdens in Man (Heidelberg) Volume 2, pp. 317-325, I.A.E.A. Vienna.
- 8.- Hursh, J. B., Morken, D. A., Davis, T. P., and Lovaas, A. (1965). The fate of ingested radon in man. Hlth Phys. 11, 465-476.

- 9.- Meyer S. (1929) Mitt. Inst. Radium Forsch. No. 238 (Wien).
- 10.- Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. (1959). Publication 2, p. 20, Pergamon Press London.
- 11.- Von Döbeln, W., and Lindell B. (1964). Some aspects of radon contamination following ingestion. Ark. Phys. 27, 531-572.
- 12.- National Food Survey Committee (1961). Annual Report on Domestic Food Consumption and Expenditure H. M. S. O., London, 1963.
- 13.- Windle Taylor, E. (1964). Fortieth Report on the Results of Bacteriological, Chemical and Biological Examinations of the London Waters for the Years 1961-1962. Metropolitan Water Board, London.
- 14.- Smith B. M., Grune W. N., Higgins F. B., and Terrill J. G. (1961). Natural radioactivity in ground water supplies in Maine and New Hampshire. J. Am. Wat. Wks. Ass. 53, 75.
- 15.- Hems, G. (1966). Acceptable concentration of radon in drinking water. Air & Wat. Pollut. Int. J. Pergamon Press, 1966, Vol. 10, pp. 769-775. Great Britain.
- 16.- Kenny, A. W., Crooks R. N., and Kerr, J. R. W. (1966). Radium, radon, and daughter products in certain drinking waters in Great Britain. J. Instn. Wat. Engrs, 20, 123-134.

ANALISIS EXPERIMENTAL

4.1. Descripción del experimento.

4.1.1. Recolección de las muestras. Con el propósito de realizar mediciones de los niveles de la radioactividad natural ocasionada por el radón-222 y sus descendientes, existente en el agua potable de esta ciudad, se recolectó agua de diferentes lugares del área metropolitana. Las muestras fueron tomadas de los municipios de Monterrey, San Nicolás de los Garza, Garza García, y Guadalupe.

El agua fue recolectada en frascos de vidrio cuidadosamente bien lavados. Las muestras fueron recogidas procurando que el agua se agitara lo menos posible para reducir al mínimo las pérdidas por aireación. Los frascos se llenaron al máximo, procurando evitar que quedara espacio hacia el cual pudiera escapar el radón disuelto en el agua, y se cerraron herméticamente. Además, el recorrido alrededor del área metropolitana para recolectar las muestras, que duró alrededor de 4.5 horas, se realizó utilizando un vehículo con aire acondicionado para evitar las altas temperaturas, que tienden a ocasionar pérdidas debido a la disminución de la solubilidad de los gases en un líquido, según lo establece la ley de Henry.

Inmediatamente después de recoger la última muestra, fueron trasladadas a la ciudad de Zacatecas utilizando también un vehículo con aire acondicionado, y ese mismo día se realizó la preparación de las muestras para el conteo de la actividad debida al radón-222 y a sus descendientes, y el primer conteo.

4.1.2. Preparación de las muestras. La preparación de las muestras se llevó a cabo de la siguiente manera:

- Se mezclaron 100 ml de agua con 10 ml de tolueno en un embudo de separación, y se agitó la mezcla por 5 minutos.

- Se dejó reposar la mezcla por 5 minutos, dando tiempo a que se efectuara la separación del agua y del tolueno.
- Se realizó la decantación del agua.
- Se depositó el tolueno en un vial de bajo contenido de potasio, y se le agregaron 10 ml de líquido centelleador Instagel.
- Se agitó la mezcla y se colocó en el contador.
- Se realizó el conteo 10 veces durante un periodo de poco más de 3 días.

4.2. Resultados y aspectos importantes del experimento.

4.2.1. Análisis de las variables importantes del experimento. La técnica utilizada para desarrollar el presente experimento ha sido empleada anteriormente, en la realización de trabajos similares, para el análisis de agua de San Luis Potosí, Michoacán, y el Estado de México, por las investigadoras S. Bulbulián y M.T. Olguín, del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares.

Entre las variables importantes del experimento, podemos señalar las siguientes:

- * Las Cantidades de Agua y Tolueno Seleccionadas. De acuerdo con las recomendaciones de las investigadoras del I.N.I.N., las cantidades óptimas para realizar este análisis son 100 ml y 10 ml, respectivamente. Esto debido a que el mejor compromiso entre los gases disueltos en el agua, y los que puede arrastrar el tolueno, se alcanza utilizando dichas cantidades.
- * La Radiación de Fondo. Un fondo siempre acompaña la detección de la actividad de una muestra. El fondo es producido (en el caso del presente análisis) por la radiación ambiental, por la radiación producida por los materiales de los que están hechos el contenedor de la muestra y el tubo fotomultiplicador, y por el ruido electrónico asociado con el tubo fotomultiplicador y con la circuitería electrónica. El equipo utilizado cuenta con un blindaje de plomo para reducir

la radiación ambiental que afecta al tubo fotomultiplicador y al líquido centelleador desde el exterior. El efecto del ruido conduce a la producción de pulsos que no pueden ser distinguidos de los pulsos producidos por la detección de la radiación. El equipo cuenta además con un sistema de coincidencia para la discriminación de los pulsos generados por el ruido, el cual se describe brevemente en la sección 4.3.3.

- * El Líquido Centelleador. Para la realización del análisis se utilizó el líquido centelleador Instagel, debido a que está diseñado para muestras acuosas y propósitos generales (radiaciones α , β , o γ), y además es de bajo costo. Existen otros líquidos centelleadores más sensibles que podrían utilizarse, pero el fondo esperado sería mayor.
- * La Cantidad de Líquido Centelleador. La cantidad utilizada fue de 10 ml, debido a que el contenedor o vial tiene capacidad para 20 ml, y es el vial mas grande que acepta el detector.
- * El Tipo de Vial. El vidrio, del cual están hechos los viales, contiene potasio. El potasio-40, que es uno de los isótopos del potasio natural, emite radiación gamma con una energía de 1.46 MeV (en el 11% de los casos). Los viales utilizados contienen niveles bajos de potasio, lo cual permite obtener fondos menores de 30 cpm. De no ser así, el fondo estaría entre 40 y 50 cpm.
- * La Extracción del Rn-222 por el Tolueno (C_7H_8). Según S. Bulbulián y M.T. Olgin, I.N.I.N. (1978), el arrastre por el solvente tolueno del gas radón disuelto en el agua se conforma numéricamente a una distribución de tipo gaussiano, cuyo valor más probable de arrastre es del 18.7 %. Es decir, que por cada 100 átomos de radón-222 presentes en una muestra de agua, el tolueno sólo es capaz de arrastrar 18.7, de tal modo que partiendo de una medida ya determinada de radón-222, producto de una separación de este radioisótopo disuelto en

agua mediante tolueno, se establece que la cantidad real más probable de Rn-222 presente en la muestra de agua (que en lo sucesivo se designará como actividad esperada), será esta medida dividida entre el valor más probable de arrastre:

$$\frac{\text{Valor Medido}}{\text{Valor más Probable de Arrastre}} = \text{Actividad Esperada.}$$

4.2.2. Selección de las muestras. De acuerdo con la información proporcionada por la Compañía de Agua y Drenaje de Monterrey, el agua que se consume en esta ciudad y su área metropolitana proviene de las siguientes fuentes:

- * Presa Cerro Prieto.
- * Presa de La Boca.
- * Galería de Cola de Caballo.
- * Galería de San Francisco.
- * La Estanzuela.
- * Los Elizondo.
- * Manantiales de Mina.
- * Manantiales de La Huasteca.
- * Manantiales de Apodaca.
- * Manantial de Los Jacales.
- * Varios pozos someros que existen en el área metropolitana.

Según señala dicha empresa, existen tanques de almacenamiento para el suministro de agua localizados en diferentes puntos al rededor de la ciudad. Cada uno de dichos tanques es abastecido frecuentemente por más de una fuente, por lo que es difícil conocer, a partir de una muestra específica tomada en algún punto de la ciudad, las características del agua de una fuente en especial.

Con el propósito de considerar en el presente análisis muestras representativas del área metropolitana, se seleccionaron 15 muestras de 4 municipios. Los lugares de donde fueron tomadas dichas muestras se enumeran a continuación:

- 1.- M.M. Lacas 320, Col. Deportivo Obispado. Monterrey, N.L.
- 2.- Chapala 104, Col. Mitras Sur. Monterrey, N.L.
- 3.- Julián Villarreal 417 Norte (casi esquina con Tapia). Monterrey, N.L.
- 4.- Balcones del Parque 2224, Col. Balcones del Mirador. Monterrey, N.L.
- 5.- Calle Plaza de Regina y Ave. Salto del Agua, Col. Ciudad Satélite. Monterrey, N.L.
- 6.- Ave. Lago Zurich 6813, Col. Lagos del Bosque. Monterrey, N.L.
- 7.- Aves. Nogalar y República Mexicana (Estación de Servicio de Combustibles No. 3257). San Nicolás de los Garza, N.L.
- 8.- Facultad de Ingeniería Civil, de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Cd. Universitaria. San Nicolás de los Garza, N.L.
- 9.- Ave. Las Puentes 405, Col. Las Puentes 2° Sector. San Nicolás de los Garza, N.L.
- 10.- Ave. Gómez Morín y Río San Lorenzo, Col. Fuentes del Valle (Estación de Servicio de Combustibles No. 2037). Garza García, N.L.
- 11.- Ave. Lázaro Cárdenas 2517 Ote., Col. San Agustín (Estación de Servicio de Combustibles No. 3648). Garza García, N.L.
- 12.- Río Mississippi 137, Col. del Valle. Garza García, N.L.

- 13.- Aves. Vasconcelos y Conquistadores, Col. Mira Sierra (Estación de Servicio de Combustibles No. 2023). Garza García, N.L.
- 14.- Calle Guadalupe 1301"A" Pte., Col. Paraíso. Guadalupe, N.L.
- 15.- Ave. Miguel Alemán 100"A", Col. Libertad. Guadalupe, N.L.

4.2.3. Equipo utilizado. Para la realización del presente análisis se empleó un contador de centelleo líquido TRI-CARB Packard Serie 4000. Este detector es un multicanal, cuya ventana total es de 0 a 10 Volts dividida en 2000 canales fijos, es decir, que ni la anchura de cada canal ni su número total cambia. A cada canal le corresponde una anchura de 5 mV para la altura del pulso, y en base a esto se hace el análisis de la señal, acumulándose cada pulso en su canal correspondiente.

Cabe mencionar que el equipo cuenta con un sistema de coincidencia para la discriminación de los pulsos generados por el ruido. Dicho sistema consta de 2 tubos fotomultiplicadores que tratan por separado cada pulso que se genera. Puesto que los pulsos generados por el ruido son eventos aleatorios particulares de cada tubo fotomultiplicador, la probabilidad de que ambos tubos produzcan pulsos generados por el ruido simultáneamente es relativamente baja. Esto contrasta con la producción de pulsos de fotoelectrones generados por partículas energéticas, puesto que la mayoría de ellas tiene la energía suficiente para producir más de un fotón en sus interacciones con el líquido centelleador. La probabilidad de que ambos tubos fotomultiplicadores reciban simultáneamente fotones generados por una sola partícula radioactiva es alta. Un circuito de coincidencia es utilizado para comprobar si un pulso de un tubo fotomultiplicador va acompañado de un pulso correspondiente del otro tubo, pudiéndose excluir de esta manera la gran mayoría de los pulsos generados por el ruido. El intervalo de tiempo permitido (conocido como el tiempo de resolución de

coincidencia), dentro del cual ambos tubos deben producir un pulso es de alrededor de 2.0×10^{-8} Seg.

La primera zona de conteo del detector se definió, de acuerdo con sus especificaciones, para contar las partículas beta provenientes del tritio (H-3), cuya energía es de 0.0186 MeV, que producen pulsos semigaussianos con un tiempo de subida del 10% de su duración total, y una anchura de pulso conocida (ver figura 4.1). Esta primera zona de conteo comprende los primeros 12 canales de la ventana del detector.

La segunda zona de conteo del detector se definió, también de acuerdo con sus especificaciones, para contar las partículas beta provenientes del carbono-14, cuya energía es de 0.156 MeV, que producen pulsos semigaussianos con un tiempo de subida del 10% de su duración total, y una anchura de pulso también conocida (ver figura 4.1, que es semejante a la del carbono-14). Esta segunda zona de conteo comprende a partir del canal número 12 y hasta el canal número 56.

Las partículas alfa producen pulsos cuyas caídas tienen forma exponencial, siendo su anchura de pulso mucho mayor y no definida (ver figura 4.2). Esta mucho mayor anchura de pulso nos permite contarlas más arriba de las dos primeras zonas de conteo, siendo posible discriminar los primeros 155 canales.

La radiación gamma producida por los descendientes del Rn^{222} produce pulsos semigaussianos angostos de anchura definida, lo cual nos permite también discriminarlos.

Esta última zona de conteo del detector, desde el canal número 156 en adelante, hasta el canal número 2,000, se definió, de acuerdo con sus especificaciones, para contar las partículas alfa, traslapándose mínimamente unos con otros los pulsos registrados debido a que la actividad que estamos midiendo es pequeña. En esta tercera zona esperamos contar únicamente alfas provenientes del radón-222 o de sus descendientes.

Con el propósito de comprobar si esta tercera zona verdaderamente está dispuesta para detectar y contar las emisiones alfa producidas por el radón-222 y sus descendientes, se practicó [1] una extracción de dos jeringas de 10 ml cada una, de la atmósfera de un frasco que contenía una muestra de pitchblenda, burbujeando

el gas extraído en un vial cerrado herméticamente con un tapón de hule, que contenía 10 ml de tolueno mas 10 ml de líquido centelleador Instagel.

Aunque la pitchblenda y su atmósfera de radón-222 estaban en equilibrio secular, puesto que no se conocía la concentración exacta de uranio-238 en dicha muestra, no era posible conocer la cantidad de radón-222 que fue burbujeado. Sin embargo, este dato no es indispensable, puesto que el solo hecho de observar la curva esperada teóricamente, de la actividad contra el tiempo del radón-222 y sus descendientes, sería suficiente para comprobar que en la tercera zona de conteo efectivamente se realiza la detección de los decaimientos alfa de las muestras.

El momento en el que se realizó el burbujeo se consideró como tiempo cero, y el primer conteo se realizó lo más inmediatamente posible después de la extracción (aproximadamente 3 minutos), y después cada 10 minutos.

La actividad alfa medida se debe exclusivamente al radón-222 en los primeros 40 minutos, tiempo en que empieza a ser significativo el crecimiento de sus descendientes, entre los cuales hay también emisores alfa [2]. Puesto que las lecturas obtenidas mediante este conteo (ver figura 4.3) están de acuerdo con lo esperado en teoría (ver figuras 4.4 y 4.5), se pudo comprobar que efectivamente en esta zona se están contando los pulsos producidos por los decaimientos alfa del radón-222 y de sus descendientes contenidos en las muestras.

4.2.4. Mediciones efectuadas y resultados obtenidos. Para la preparación del presente estudio se analizaron 15 muestras, enumerándose los lugares exactos de donde fueron tomadas en la sección 4.3.2. El número correspondiente a cada muestra es al que se hace referencia en la presente exposición, en pro de una mayor brevedad y agilidad en el manejo del texto. Las muestras fueron recolectadas el 19 de Junio de 1992; resumiéndose las horas de recolección de cada una, y los lapsos de tiempo entre la recolección y el primer conteo de cada muestra en la tabla 4.1.

Las lecturas obtenidas en la primera medición de la actividad de cada muestra se presentan en la figura 4.6. Como se men-

Tabla 4.1

Muestra	Hora de Recoleccion	Lapso entre la Recolección y el Primer Conteo (dias)
1	14:03	0.513
2	9:53	0.738
3	13:34	0.548
4	11:15	0.651
5	11:35	0.645
6	11:45	0.645
7	12:47	0.632
8	13:14	0.620
9	12:58	0.617
10	10:17	0.817
11	11:01	0.742
12	10:29	0.772
13	10:42	0.748
14	12:05	0.713
15	12:20	0.709

cionó en el inciso 4.3.1, la cantidad más probable de radón-222 extraído del agua mediante el tolueno (C_7H_8), utilizando la técnica descrita en el punto 4.2.2, es de sólo un 18.7%. Debido a ésto, la actividad esperada del agua potable viene a ser la actividad medida por el detector, dividida entre la cantidad más probable de arrastre. Los valores obtenidos para la actividad esperada en el agua potable de esta Cd. y su área metropolitana se presentan en la figura 4.7. Los valores exactos, tanto del primer conteo de la actividad medida de cada muestra, como de los valores calculados de la actividad esperada, se presentan en la tabla 4.2.

Con el propósito de observar el comportamiento de la actividad alfa de cada muestra con respecto al tiempo, se realizaron 10 conteos en un tiempo de poco más de 3 días. Los valores exactos de la actividad medida en cada conteo, y la hora en que se realizó cada uno, se presentan en la tabla 4.3. Las figuras 4.8 a 4.22 ilustran los resultados obtenidos.

Tabla 4.2

Muestra	Actividad Medida (Bq/lt)	Actividad Esperada (Bq/lt)
1	0.6	3.2
2	17.1	91.4
3	10.4	55.6
4	6.2	33.2
5	1.9	10.2
6	0.8	4.3
7	3.8	20.3
8	6.2	33.2
9	5.4	28.9
10	3.3	17.6
11	1.1	5.9
12	8.4	44.9
13	14.2	75.9
14	1.3	7.0
15	8.2	43.9

Tabla 4.3 (1a. Parte). Actividad Alfa Medida (Bq/Lt) y Hora en que se Realizaron los Conteos (Días).

Muestra	20/Jun/92 1 ^{er} Conteo	20/Jun/92 2 ^o Conteo	21/Jun/92 3 ^{er} Conteo	21/Jun/92 4 ^o Conteo	21-22/Jun/92 5 ^o Conteo
1	0.6 Bq/Lt 0.0986 d	0.5 0.8833	0.7 1.0819	0.6 1.7854	0.2 1.9854
2	17.1 Bq/Lt 0.1493 d	20.8 0.9347	19.9 1.1333	17.4 1.8361	16.2 2.0368
3	10.4 Bq/Lt 0.1132 d	1.9 0.8979	3.0 1.0965	2.3 1.7993	2.5 2.0
4	6.2 Bq/Lt 0.1201 d	4.9 0.9056	5.8 1.1042	3.7 1.8069	3.7 2.0076
5	1.9 Bq/Lt 0.1278 d	1.9 0.9125	1.7 1.1111	0.8 1.8139	1.0 2.0146
6	0.8 Bq/Lt 0.1347	1.0 0.9201	1.2 1.1188	0.6 1.8215	1.0 2.0222
7	3.8 Bq/Lt 0.1646 d	3.5 0.9493	4.5 1.1479	2.6 1.8507	3.5 2.0514
8	6.2 Bq/Lt 0.1715 d	3.6 0.9563	4.0 1.1549	3.3 1.8583	2.4 2.0583
9	5.4 Bq/Lt 0.1569 d	5.4 0.9417	5.5 1.1403	4.8 1.8438	6.3 2.0438
10	3.3 Bq/Lt 0.2451 d	2.9 1.0299	3.4 1.2285	2.7 1.9313	2.8 2.1319
11	1.1 Bq/Lt 0.2007 d	1.3 0.9861	2.2 1.1847	1.9 1.8875	1.1 2.0882
12	8.4 Bq/Lt 0.2083 d	8.7 0.9931	7.6 1.1917	7.1 1.8944	7.9 2.0951
13	14.2 Bq/Lt 0.1938 d	12.9 0.9785	12.1 1.1771	10.1 1.8799	10.7 2.0806
14	1.3 Bq/Lt 0.2160 d	0.3 1.0007	0.9 1.1993	0.8 1.9021	0.8 2.1028
15	8.2 Bq/Lt 0.2229 d	8.2 1.0076	7.0 1.2063	5.3 1.9090	4.6 2.1097

Tabla 4.3 (2a. Parte). Actividad Alfa Medida (Bq/Lt) y Hora en que se Realizaron los Conteos (Días).

Muestra	22/Jun/92 6° Conteo	22/Jun/92 7° Conteo	22/Jun/92 8° Conteo	22/Jun/92 9° Conteo	22-23/Jun/92 10° Conteo
1	0.2 Bq/Lt 2.1840 d	0.0 2.3819	0.0 2.5813	0.0 2.7792	0.1 3.0
2	14.9 Bq/Lt 2.2347 d	14.4 2.4333	14.0 2.6326	13.2 2.8306	13.6 3.0507
3	1.6 Bq/Lt 2.1986 d	1.4 2.3972	1.7 2.5965	2.0 2.7938	1.7 3.0146
4	4.5 Bq/Lt 2.2056 d	3.0 2.4042	2.9 2.6035	2.6 2.8014	2.6 3.0215
5	1.0 Bq/Lt 2.2132 d	1.0 2.4118	0.9 2.6104	1.3 2.8083	0.9 3.0292
6	1.3 Bq/Lt 2.2201 d	0.3 2.4188	0.4 2.6181	0.6 2.8160	0.5 3.0361
7	3.3 Bq/Lt 2.25 d	3.2 2.4479	2.5 2.6472	3.3 2.8451	2.9 3.0660
8	1.7 Bq/Lt 2.2569 d	2.4 2.4556	2.0 2.6549	2.1 2.8521	2.1 3.0729
9	4.6 Bq/Lt 2.2424 d	4.9 2.4410	4.7 2.6403	3.4 2.8375	5.2 3.0583
10	2.6 Bq/Lt 2.3306 d	2.0 2.5285	2.1 2.7278	2.6 2.9257	1.7 3.1465
11	0.7 Bq/Lt 2.2861 d	1.2 2.4847	1.8 2.6840	1.1 2.8819	1.5 3.1021
12	6.6 Bq/Lt 2.2938 d	6.6 2.4924	5.2 2.6910	5.4 2.8889	5.4 3.1097
13	9.0 Bq/Lt 2.2792 d	8.9 2.4778	8.8 2.6764	7.7 2.8743	8.2 3.0951
14	0.3 Bq/Lt 2.3014	0.4 2.4993	0.5 2.6986	1.1 2.8965	0.9 3.1174
15	5.0 Bq/Lt 2.3083 d	4.0 2.5069	3.2 2.7063	3.9 2.9035	3.3 3.1243

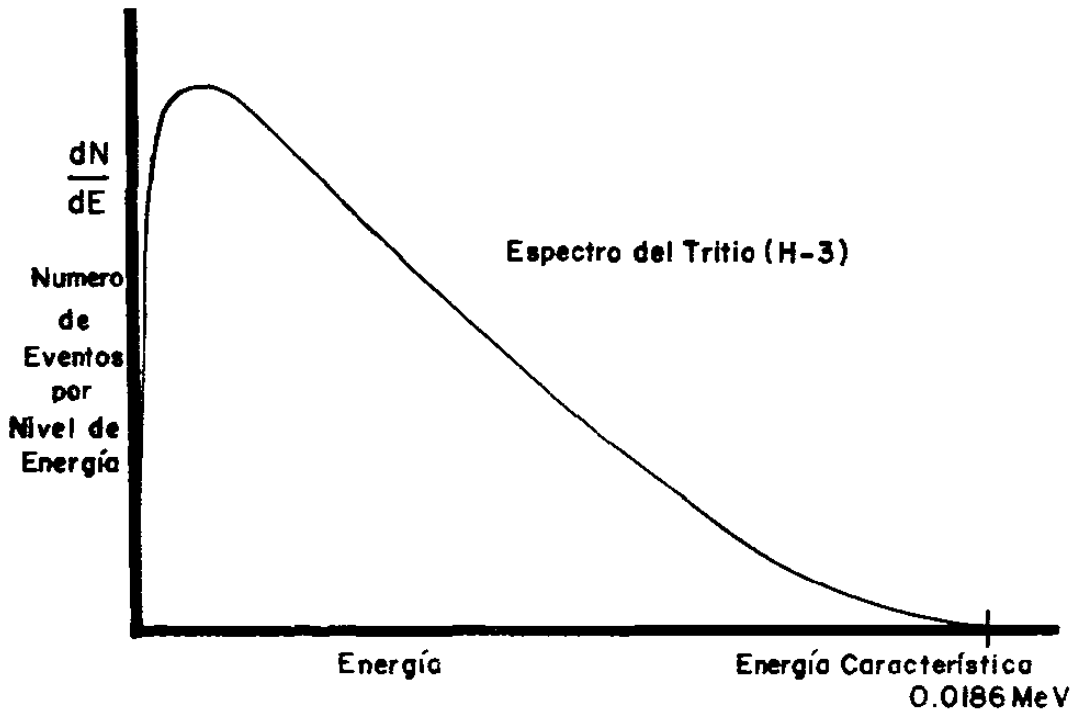


Figura 4.1 Espectro del Decaimiento Beta del Tritio (H-3)

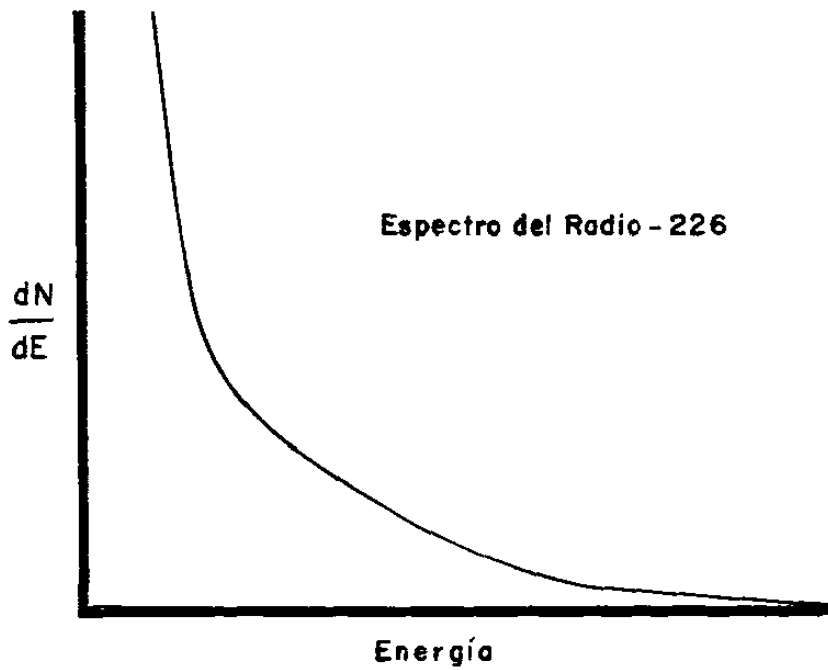


Figura 4.2 Espectro Estandar del Radio - 226

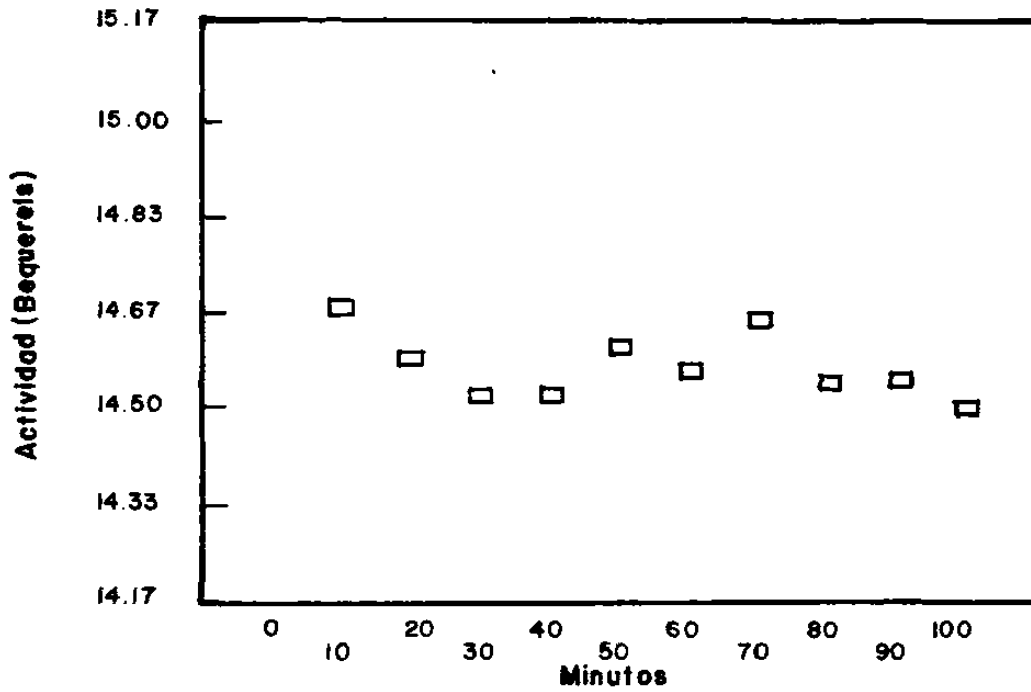


Figura 4.3 Actividad debida al Radon-222 y a sus descendientes, medida a partir de una muestra de Radon-222 extraida de la atmosfera de un frasco conteniendo patchblenda.

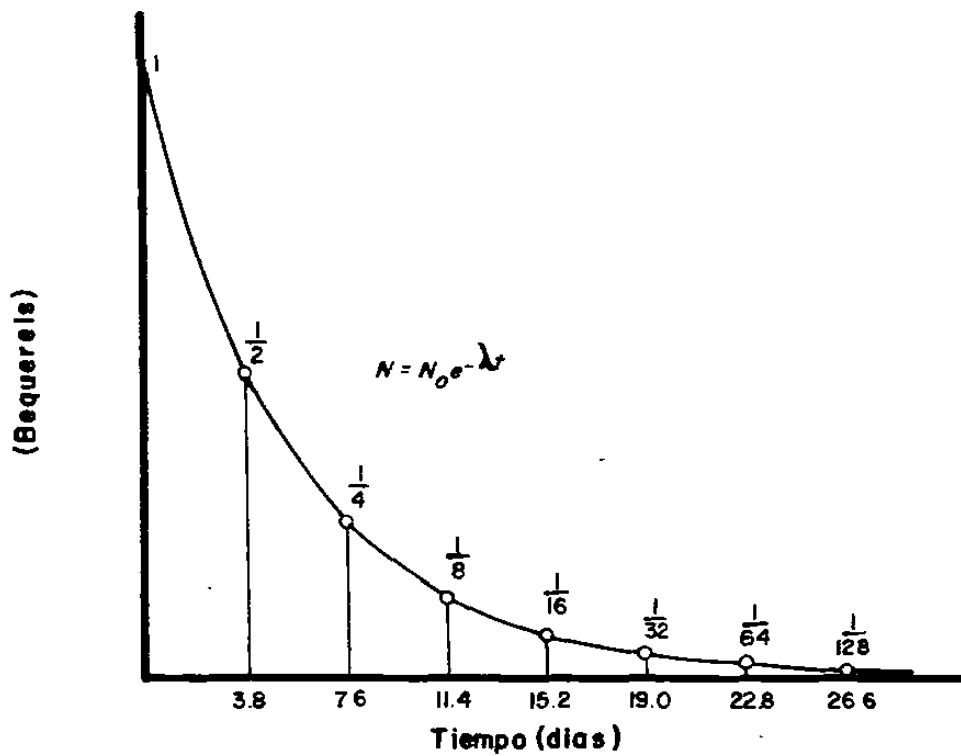


Figura 4.4 Decaimiento radioactivo del Radon-222 con respecto al tiempo.

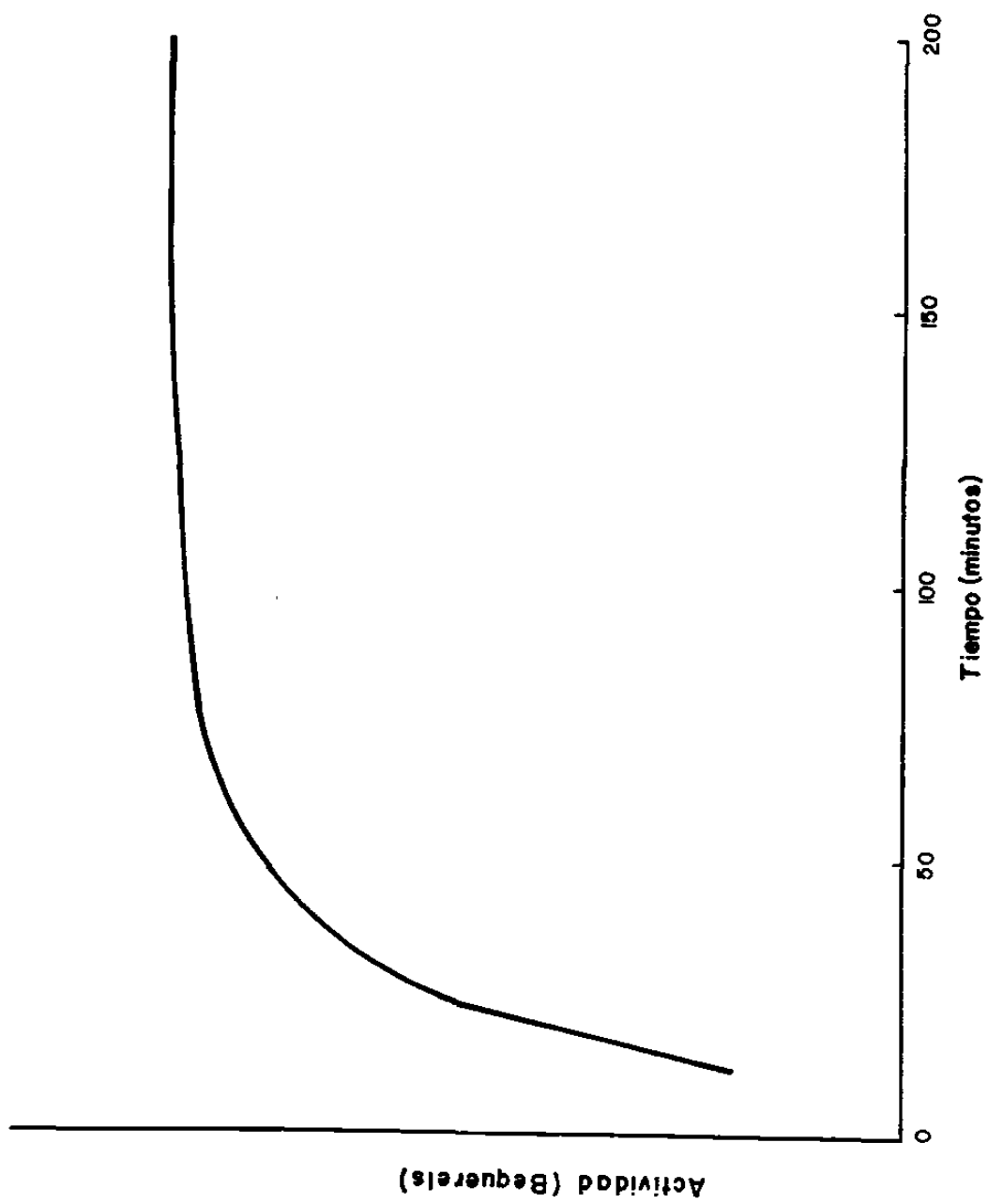


Figura 4.5 Detección del crecimiento de la actividad de los descendientes del radon (promedio)

Monterrey y su Area Metropolitana

Actividad Medida

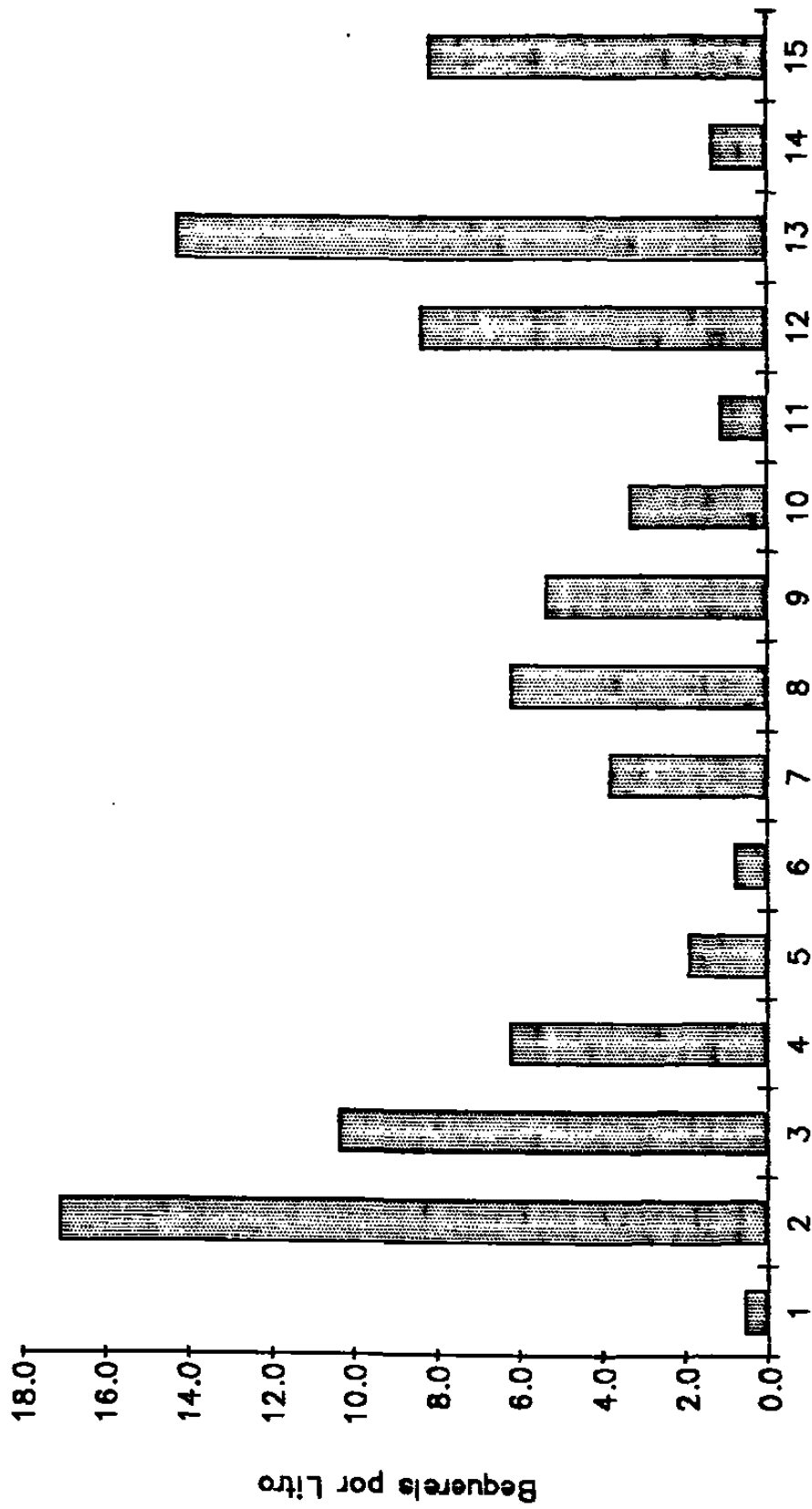


Figura 4.6

Monterrey y su Area Metropolitana

Actividad Esperada

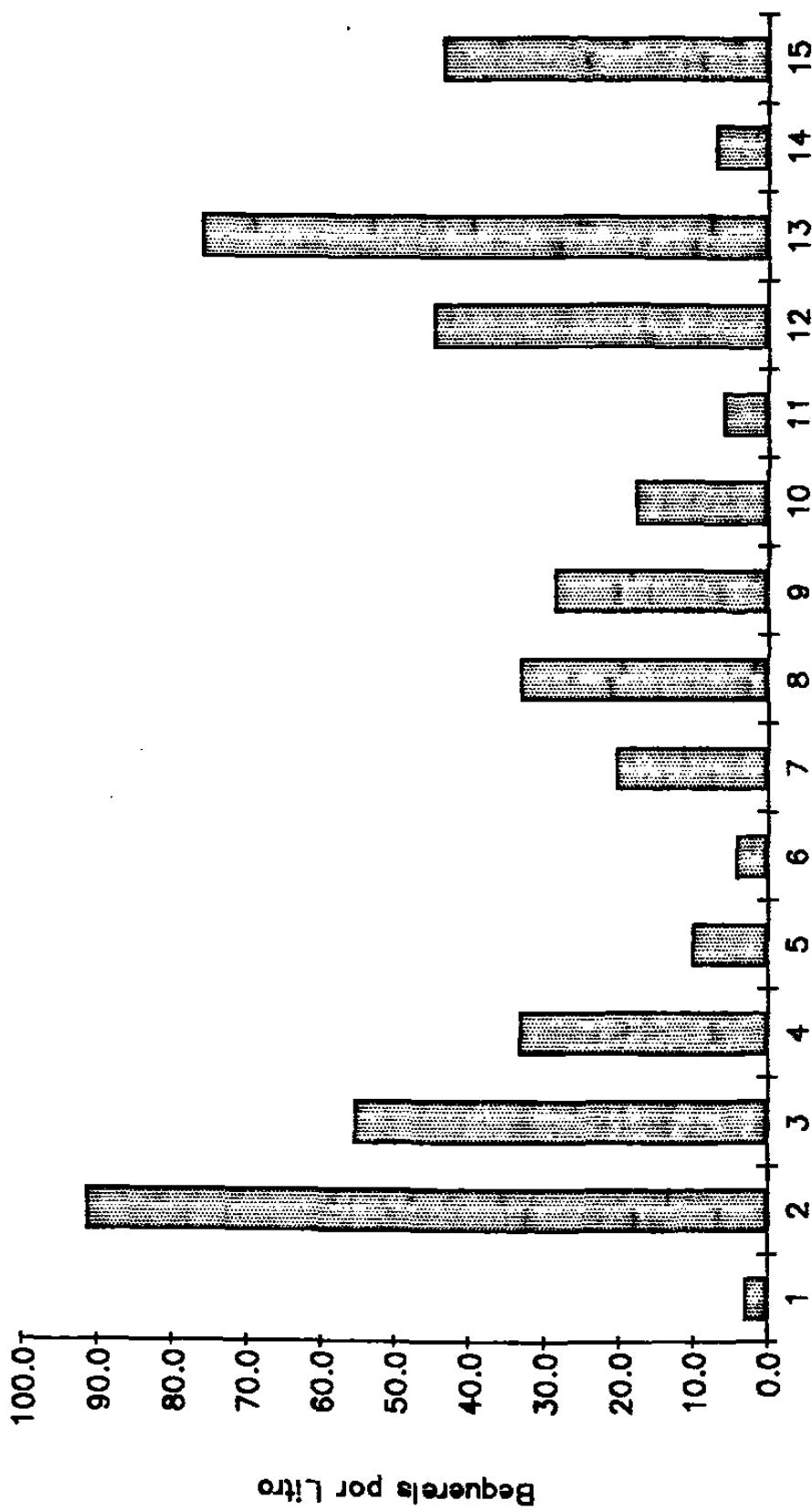
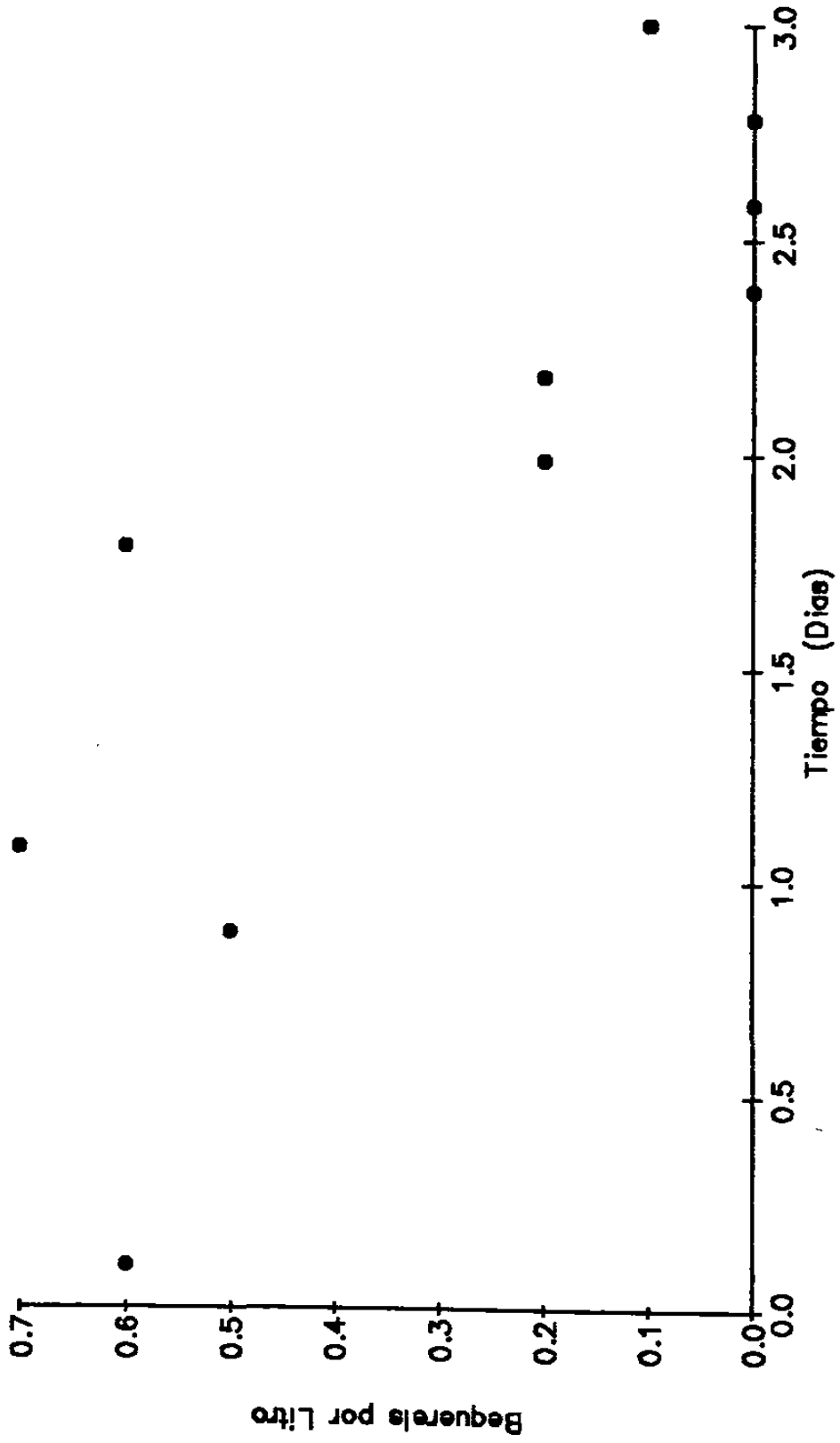
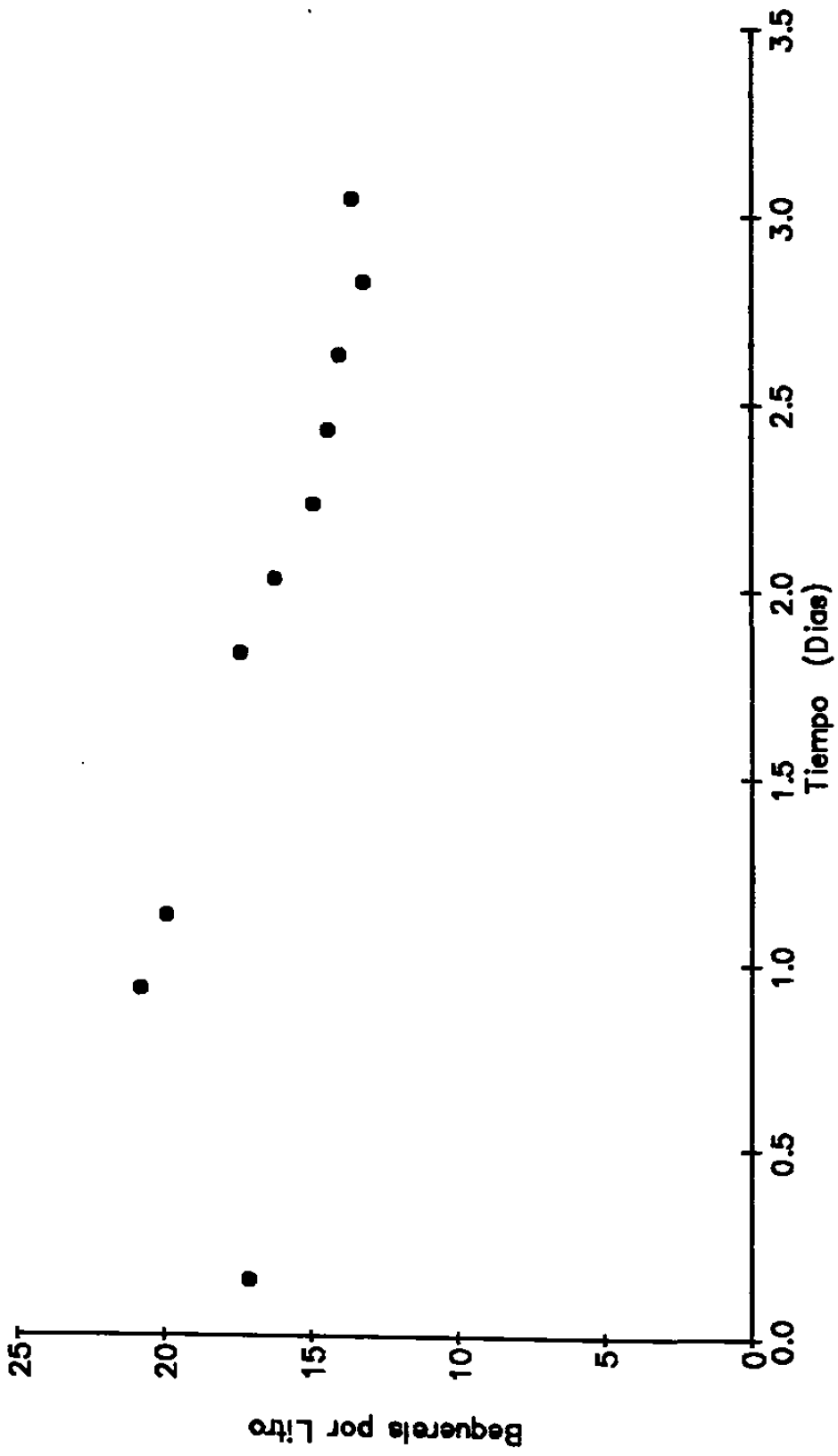


Figura 4.7

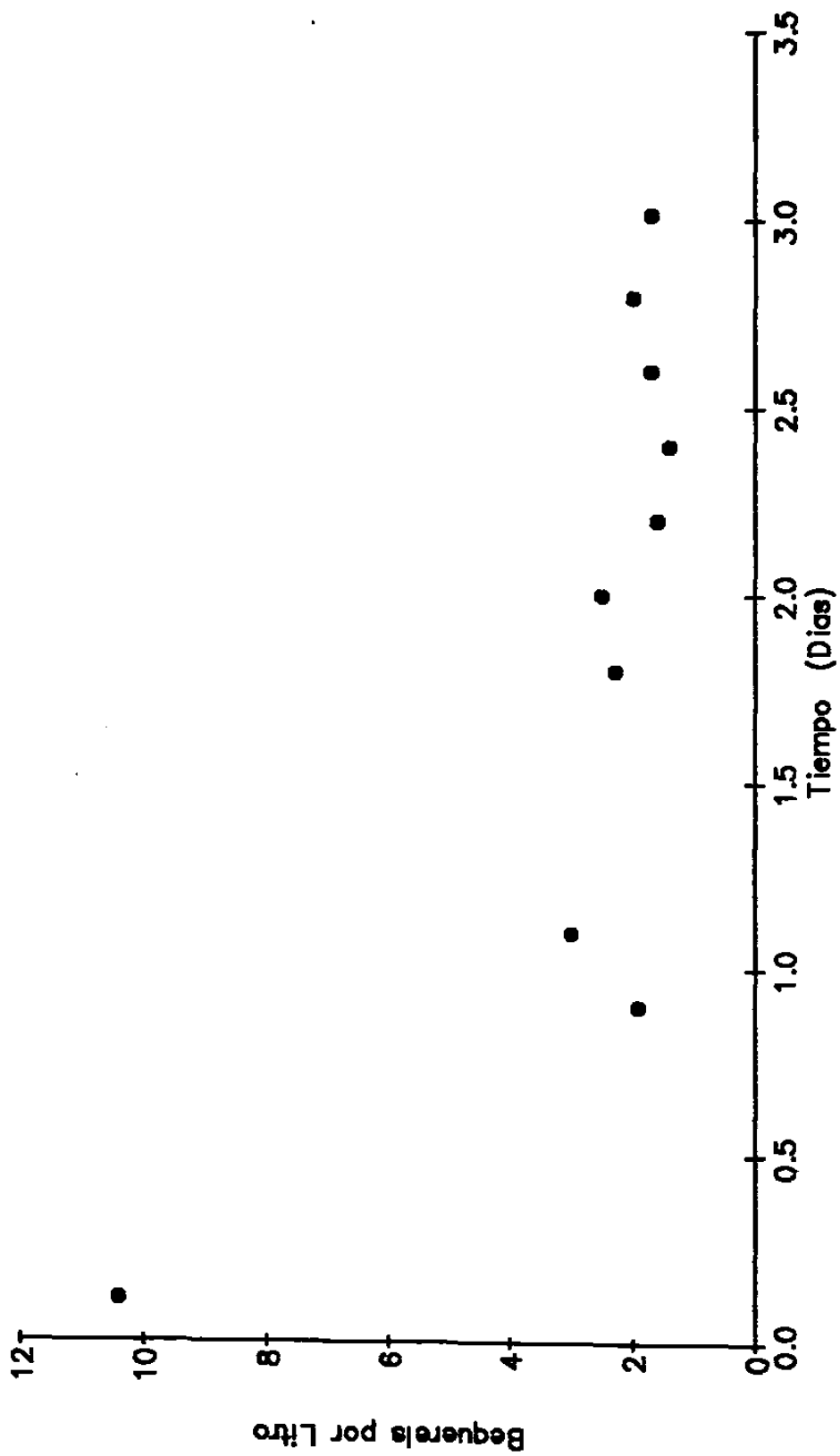
Col. Deportivo Obispado
Figura 4.8



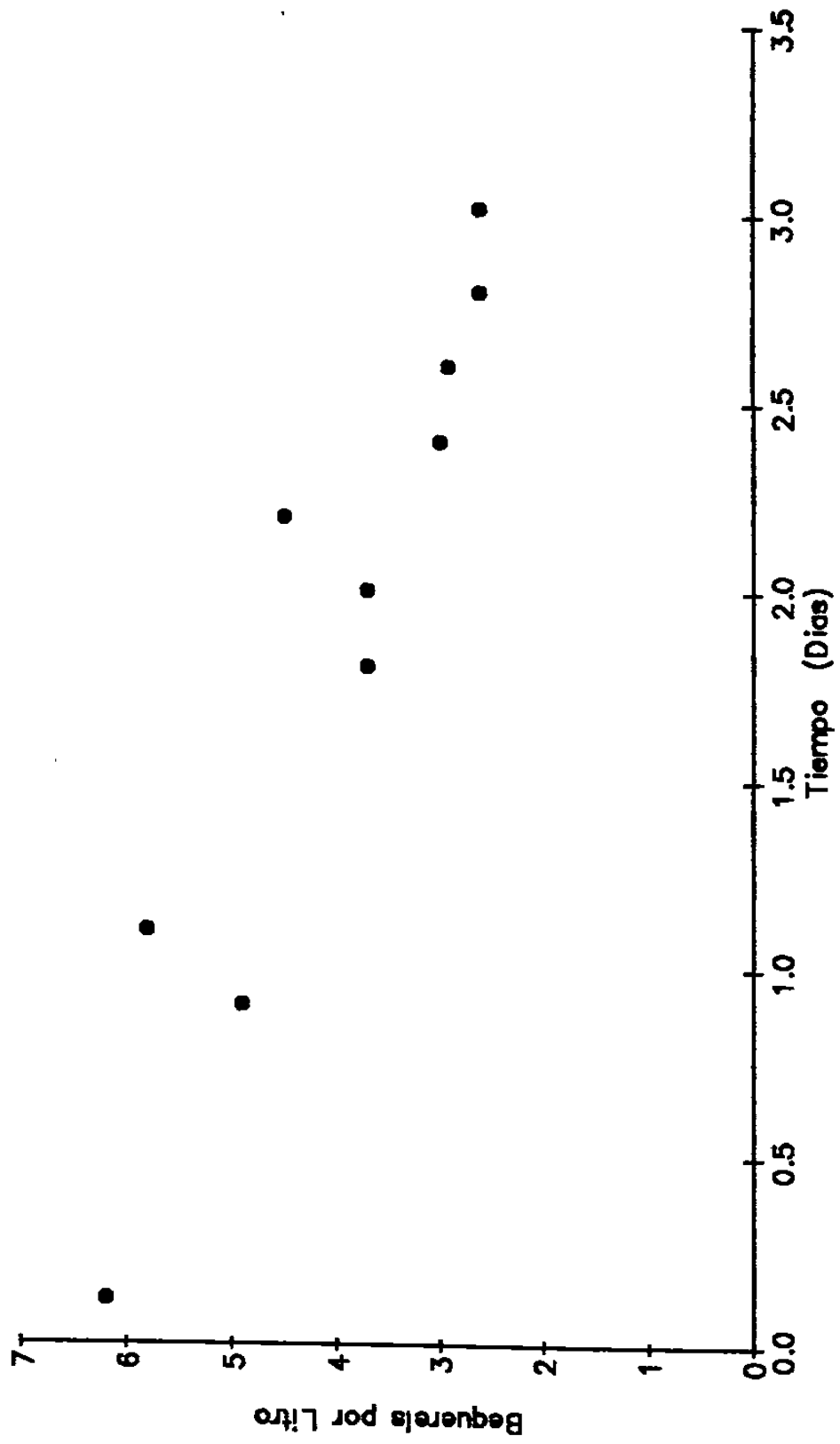
Col. Mitras Sur
Figura 4.9



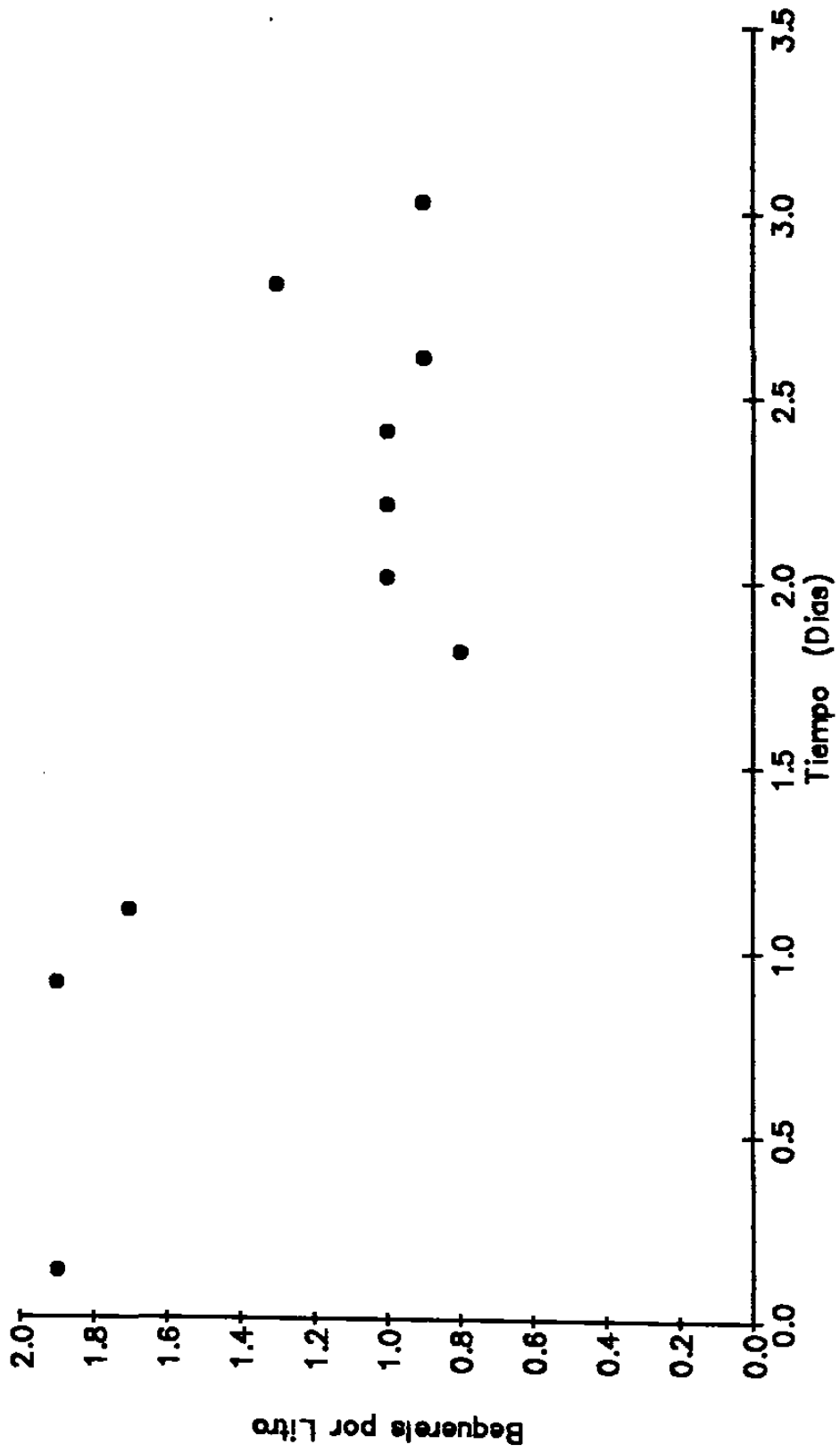
Calles Julian Villarreal y Tapia
Figura 4.10



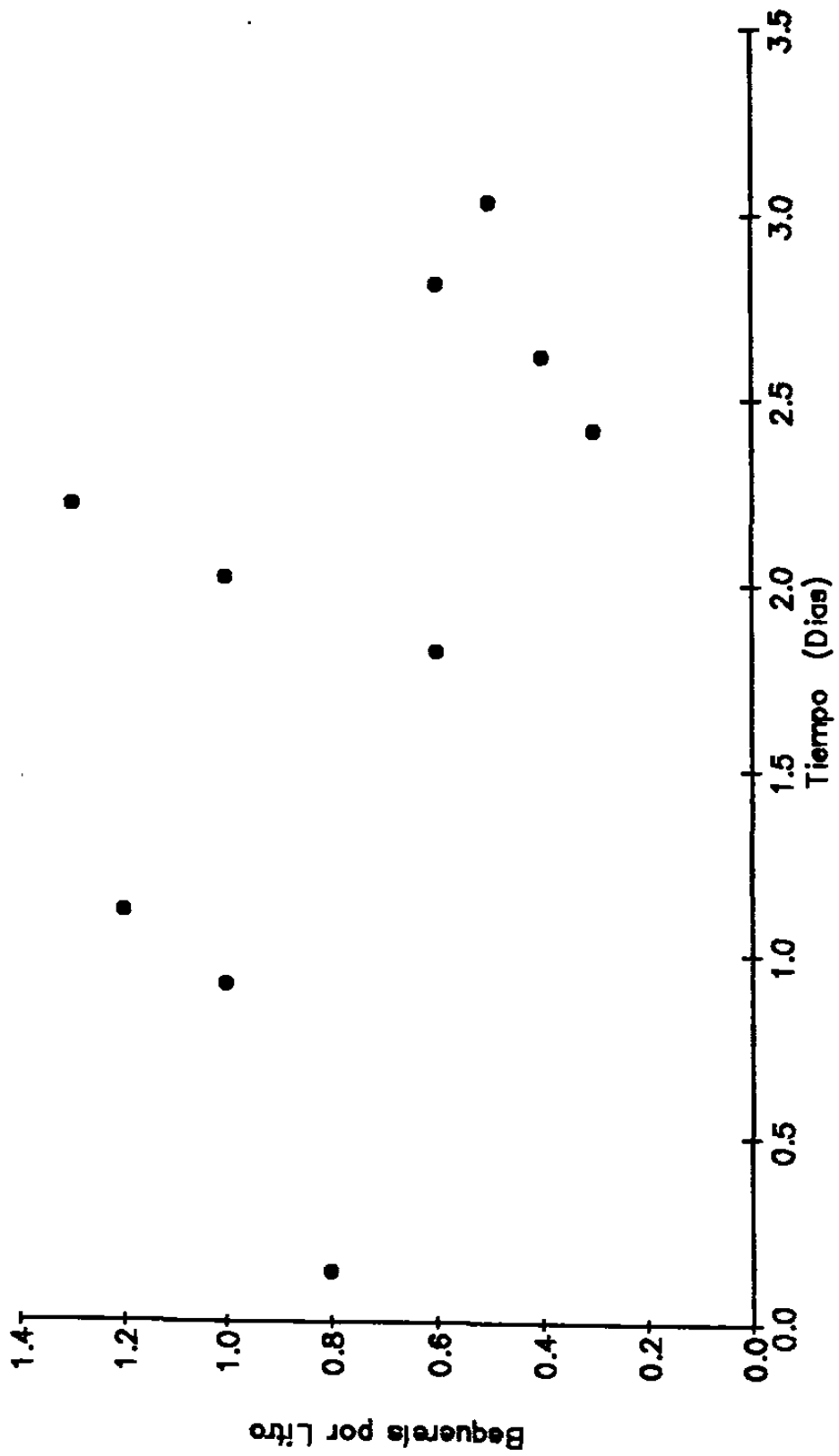
Col. Balcones del Mirador
Figura 4.11



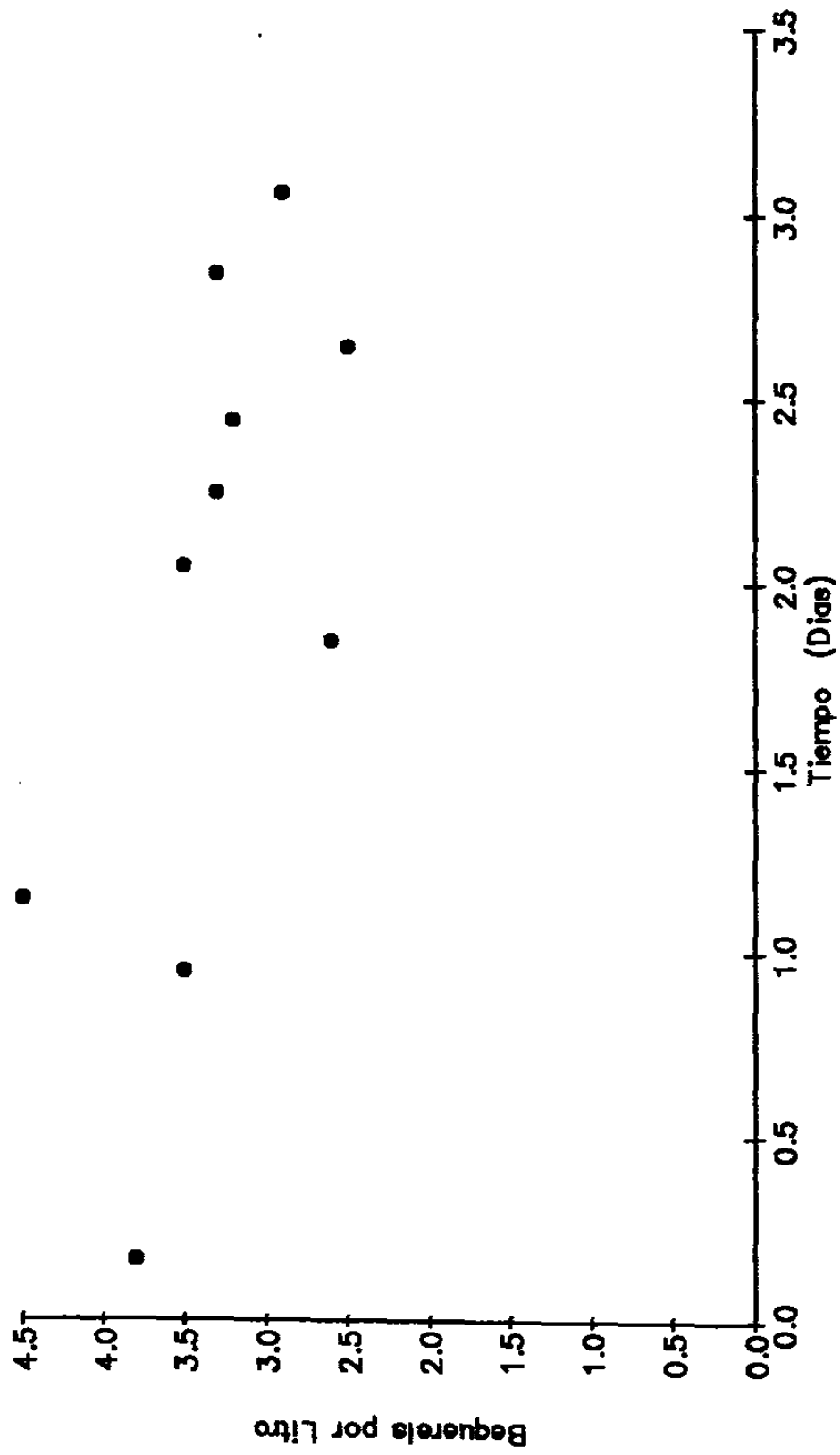
Col. Cd. Satellite
Figura 4.12



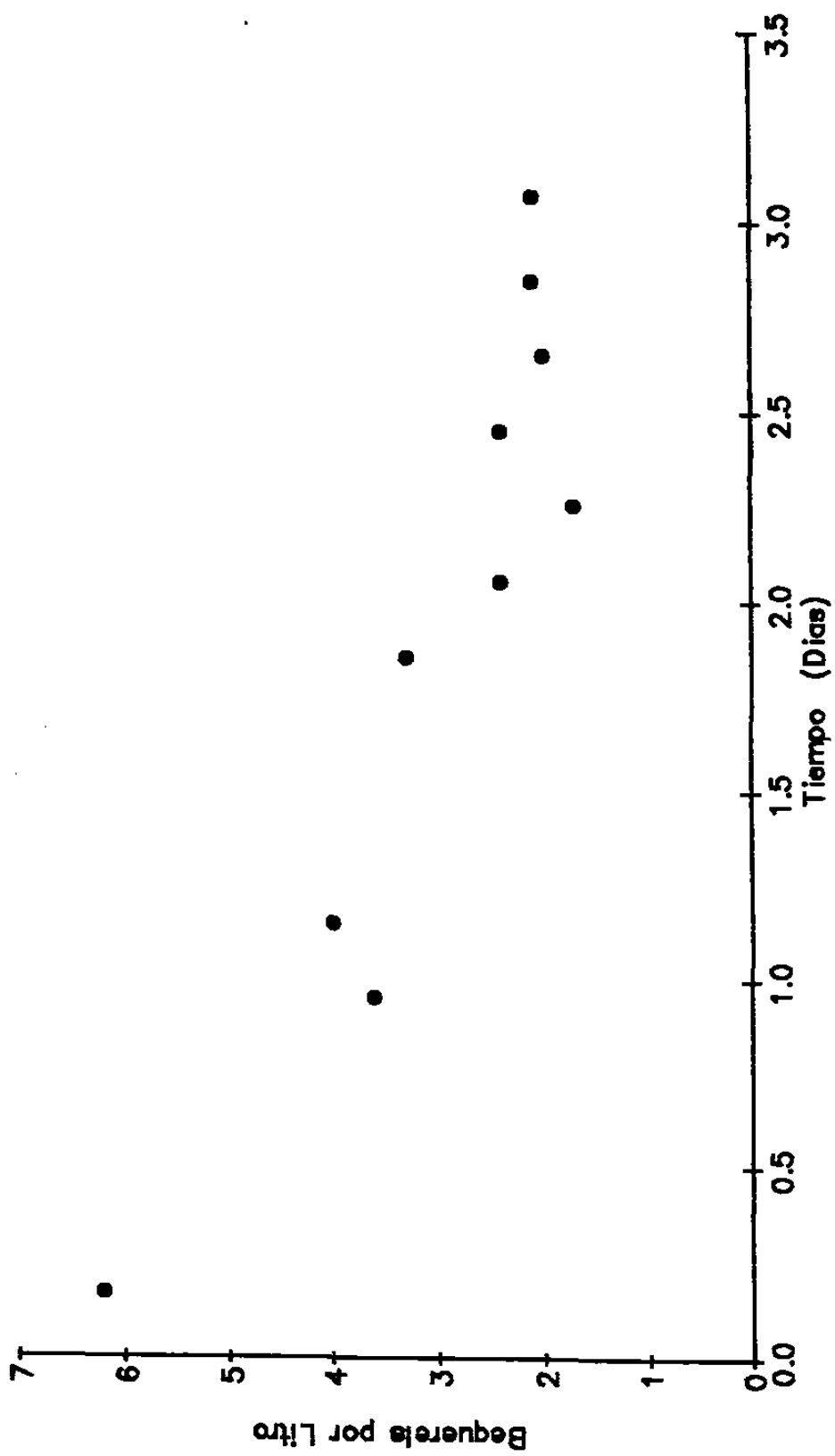
Col. Lagos del Bosque
Figura 4.13



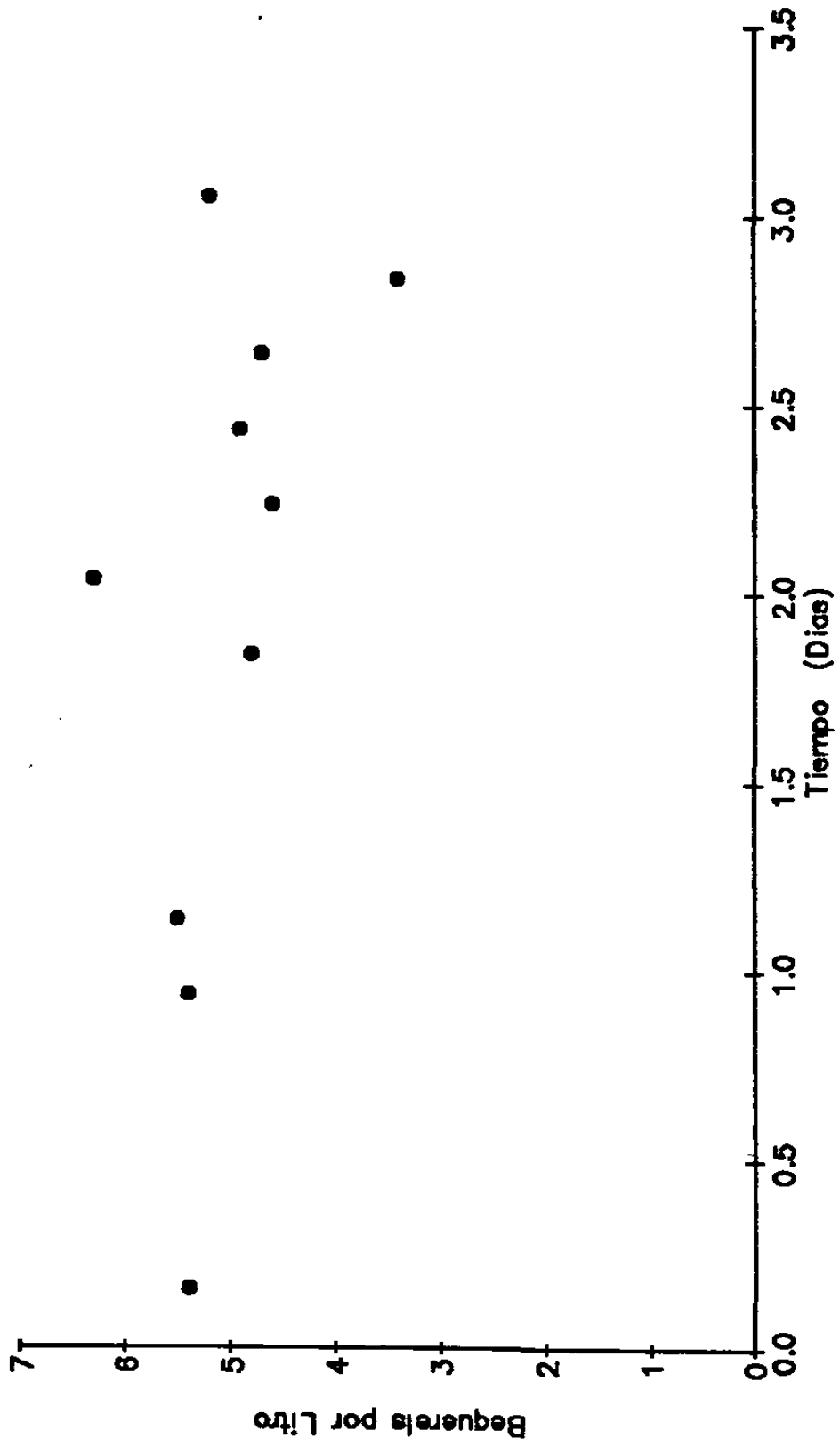
Aves. Nogalar y Republica Mexicana
Figura 4.14



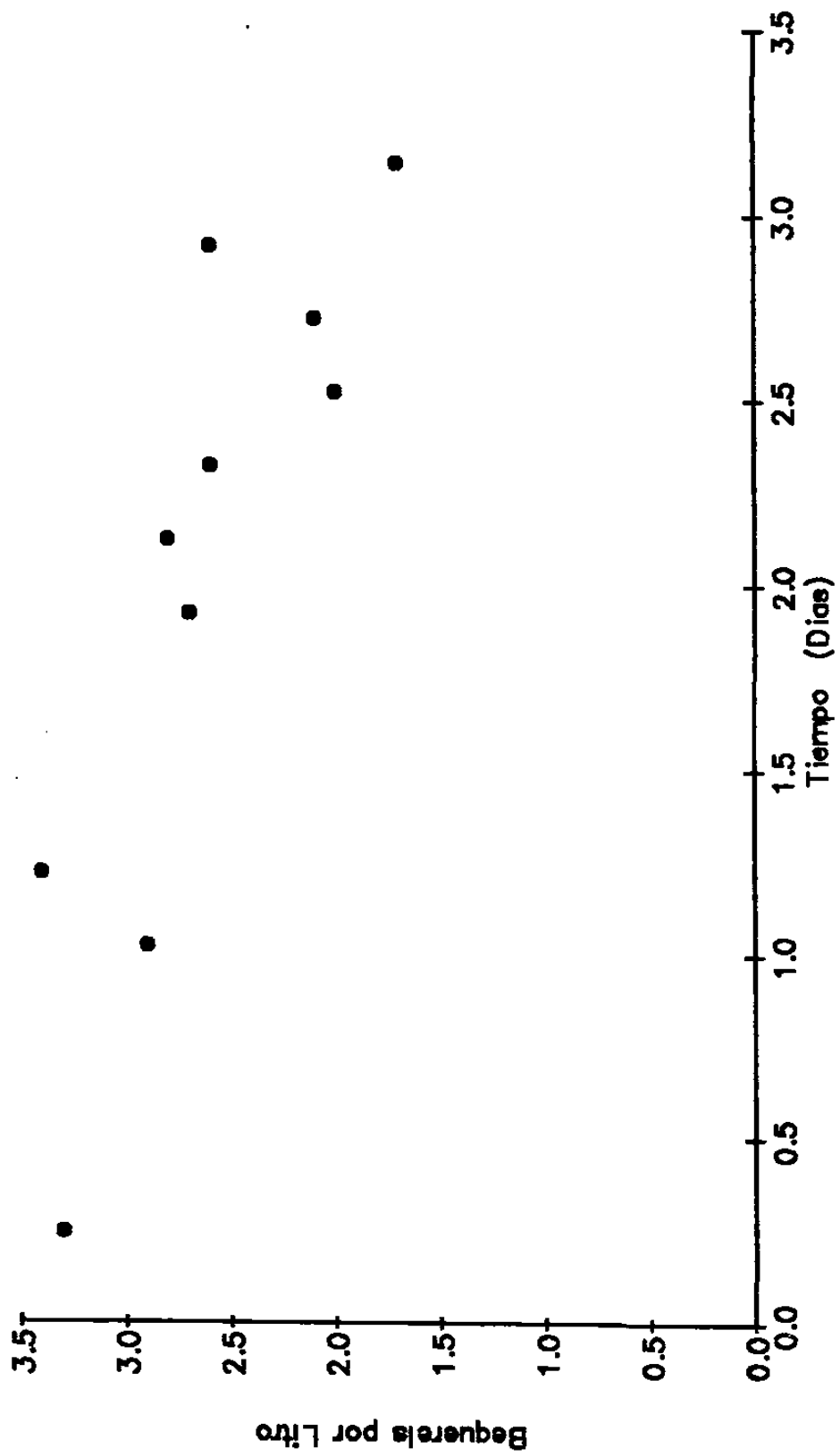
Cd. Universitaria
Figura 4.15



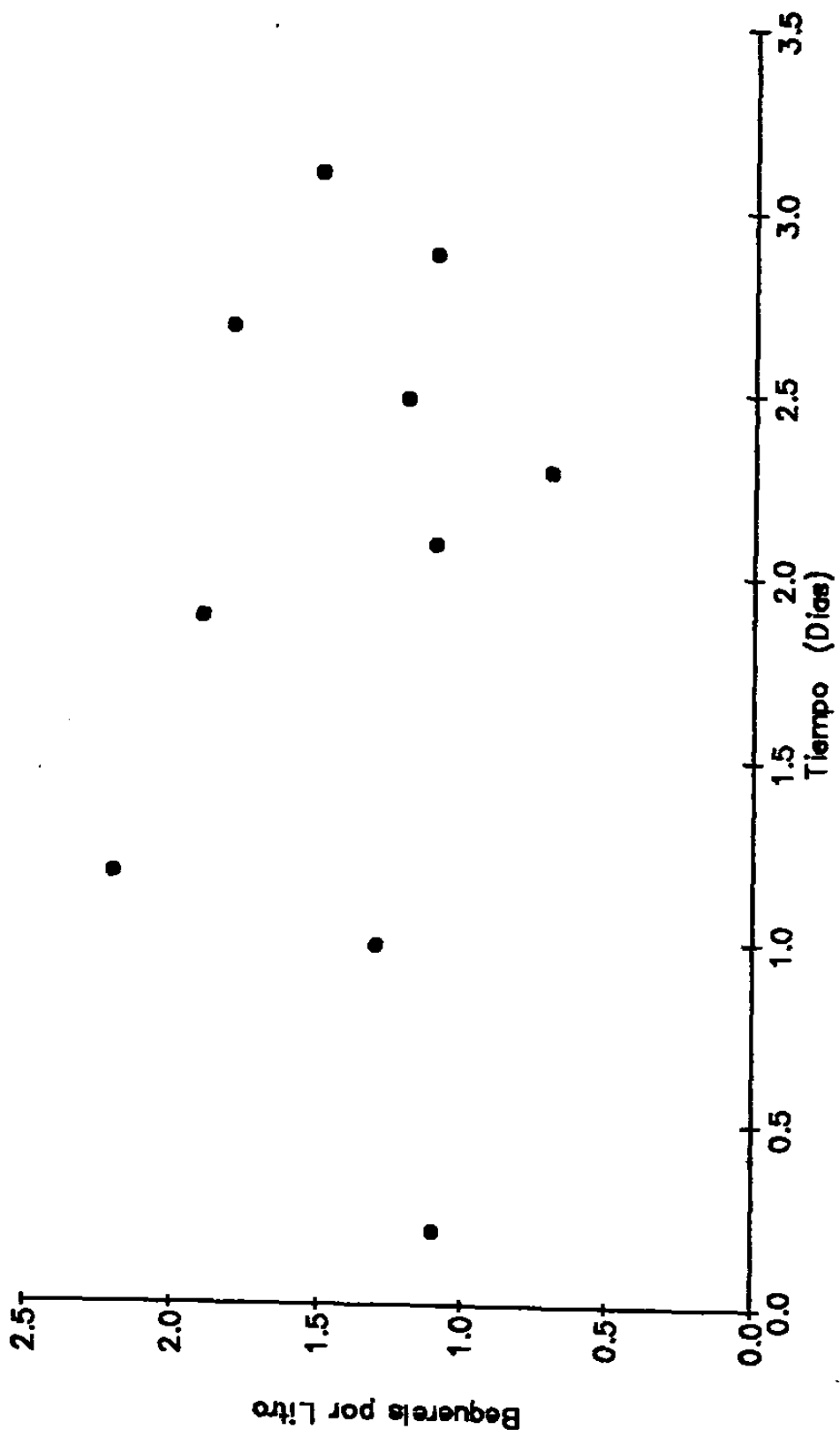
Col. Las Puentes, 2o. Sector
Figura 4.16



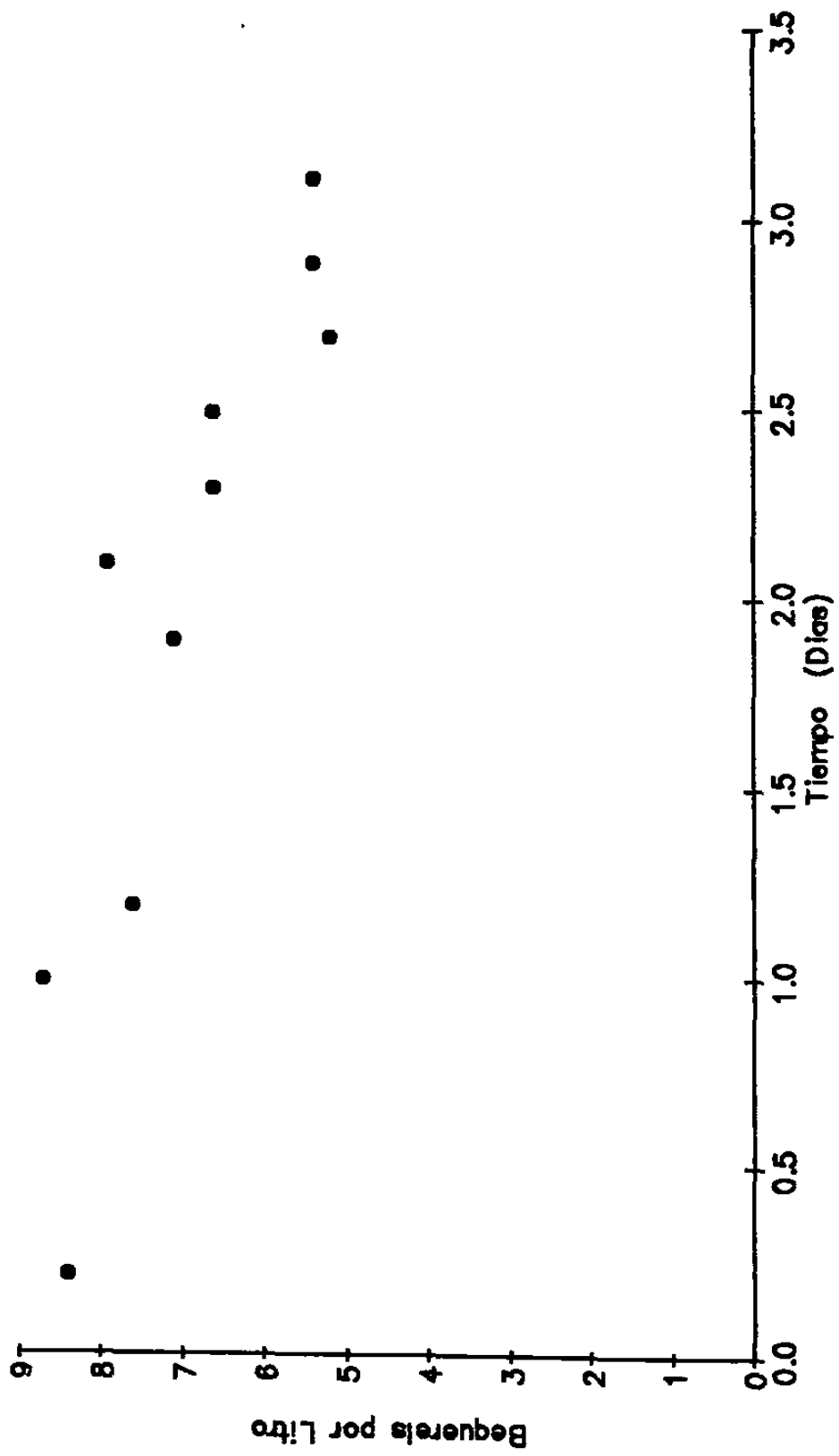
Col. Fuentes del Valle
Figura 4.17



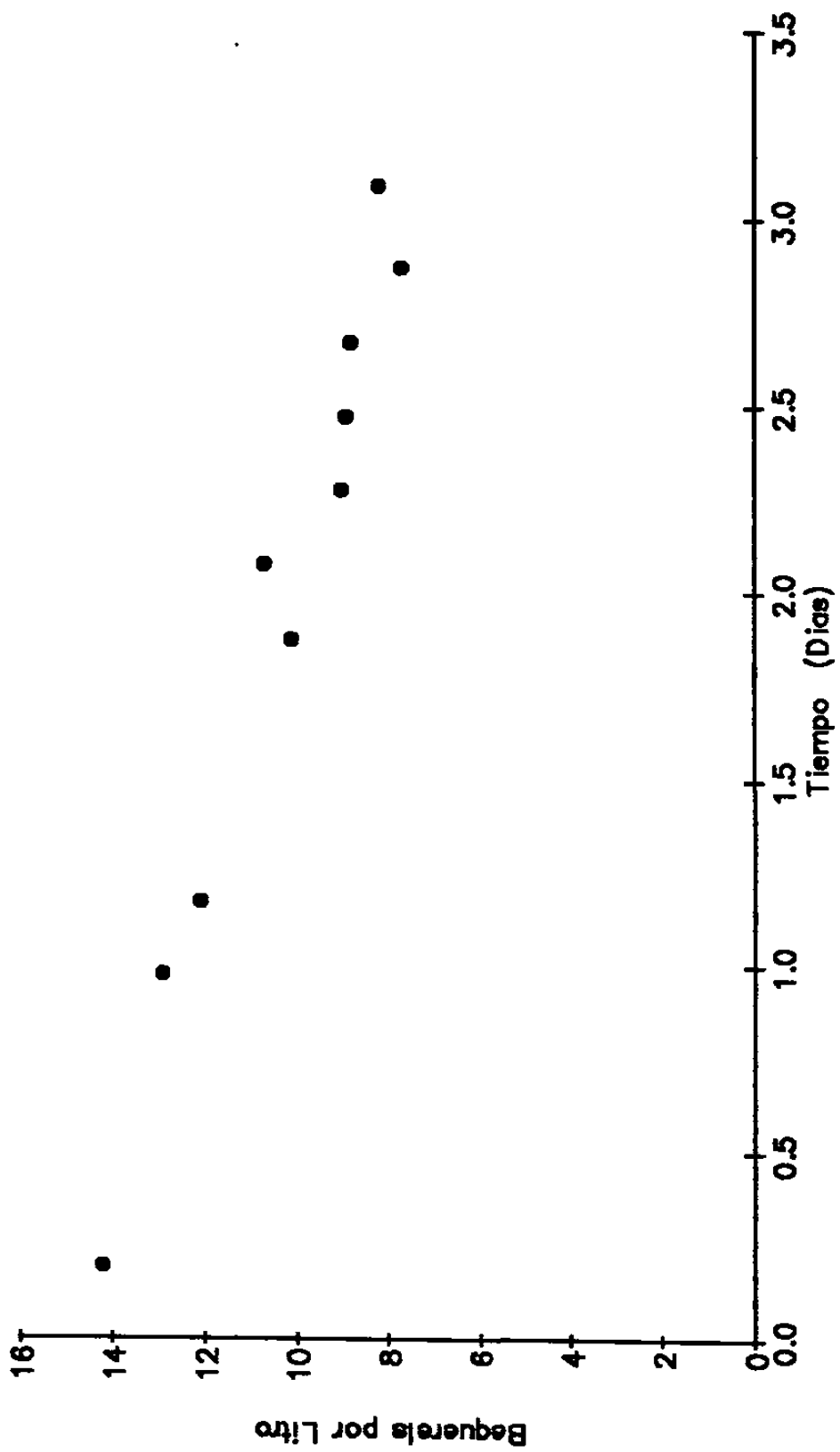
Col. San Agustín
Figura 4.18



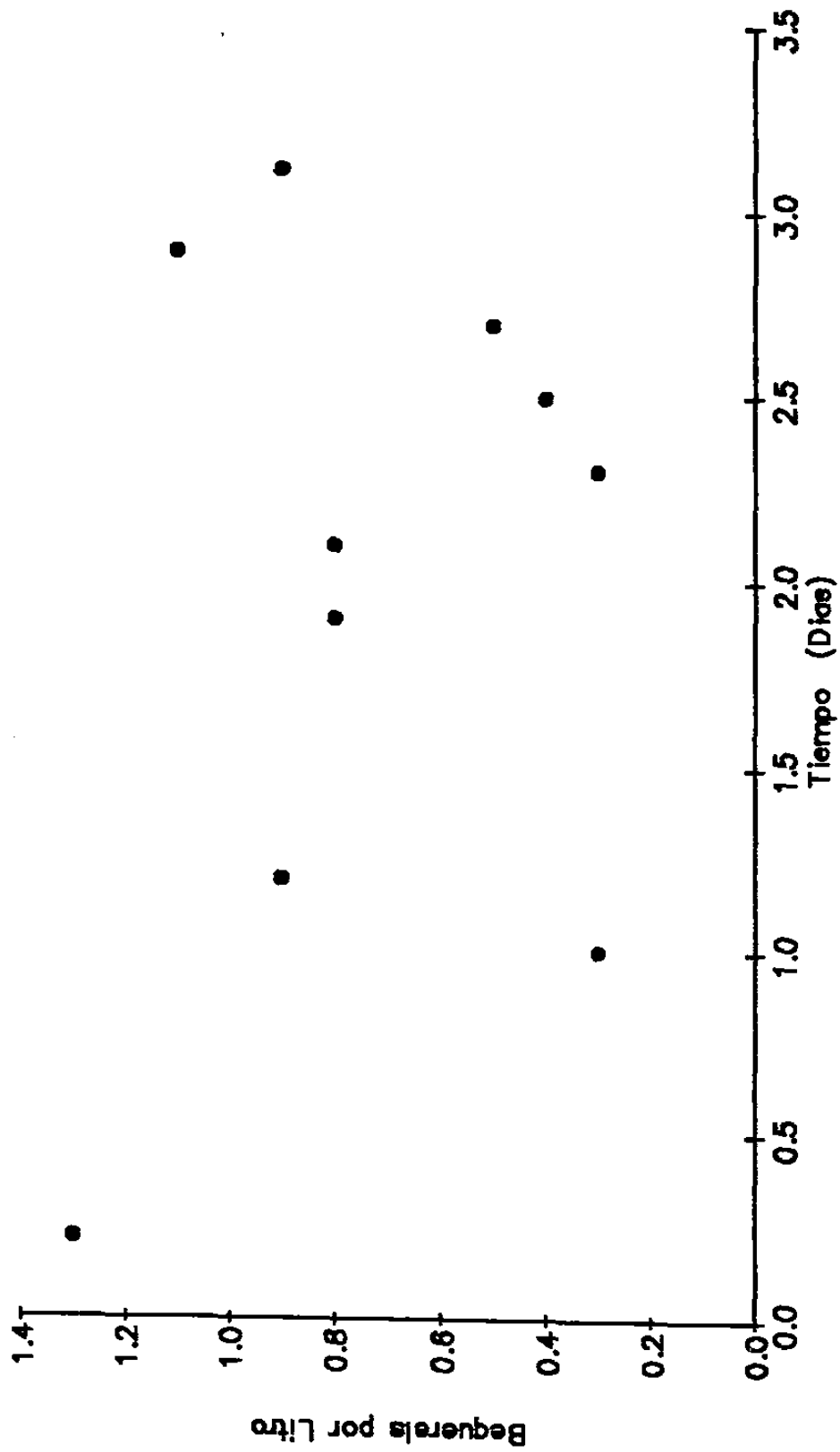
Col. Del Valle
Figura 4.19



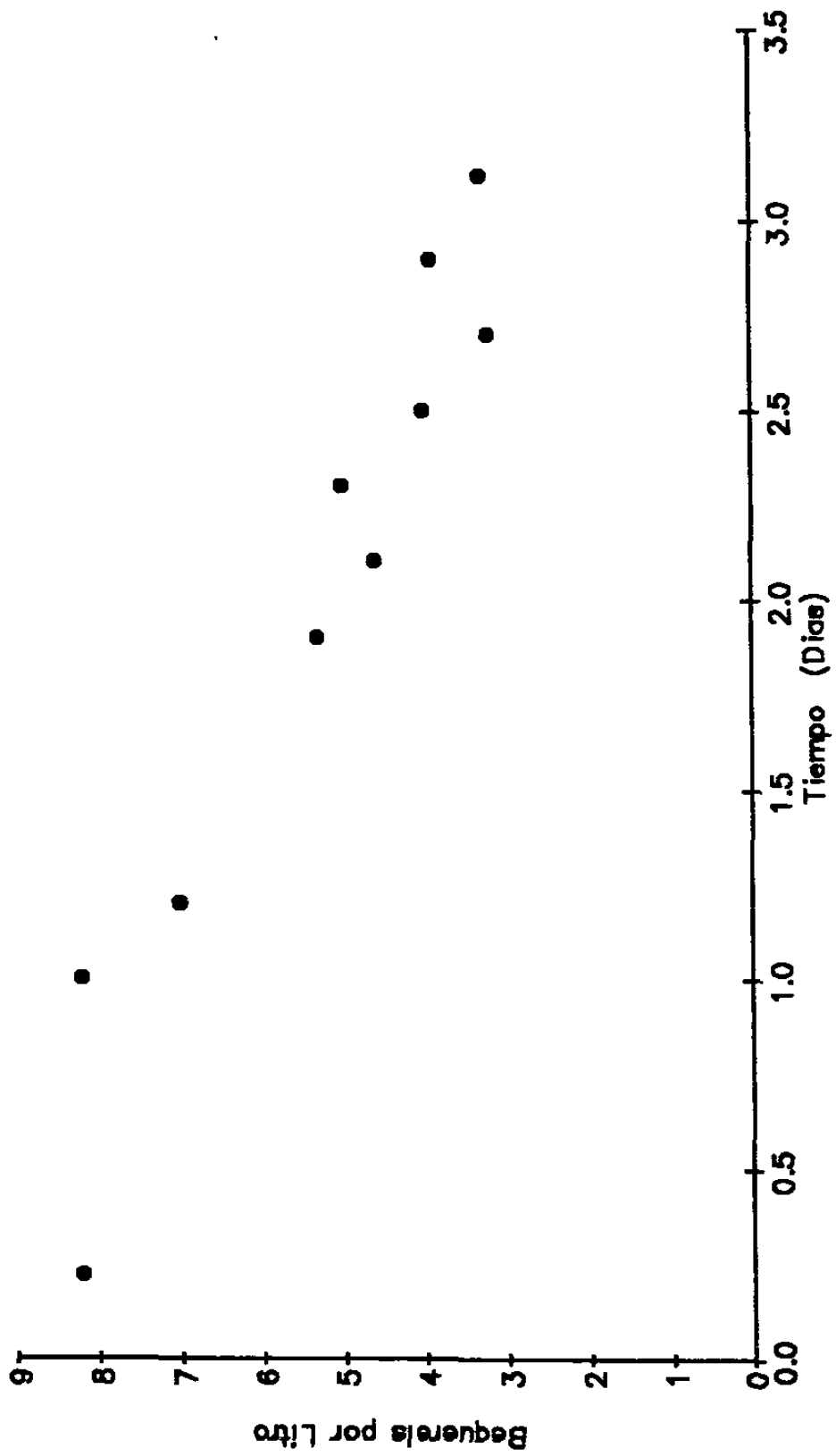
Col. Mira Sierra
Figura 4.20



Guadalupe, N.L., Zona Centro
Figura 4.21



Col. Libertad
Figura 4.22



REFERENCIAS PARA EL CAPITULO 4

- 1.- Dávila, I., (1992). Medición del decaimiento del radón-222 y del crecimiento de sus descendientes (resultados no publicados). Centro Regional de Estudios Nucleares. Universidad Autónoma de Zacatecas.
- 2.- Segovia, N., Bulbulian, S., y Monnin, M. (1986). Detección del crecimiento de los descendientes del radón disuelto en tolueno. ININ. México.

ANALISIS, COMENTARIOS, Y CONCLUSIONES

5.1. Análisis comparativo de los resultados obtenidos. La presente sección tiene como objeto comparar la actividad alfa debida al radón-222 y a sus descendientes, existente en el agua potable de Monterrey y su área metropolitana (Sección 4.2.1., actividad esperada), con respecto a los valores reportados para el agua potable que se consume en los Estados Unidos de América, el Reino Unido, y Finlandia.

De acuerdo con la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos (EPA) [1], de todas las muestras de agua potable analizadas en todo el país, exceptuando el estado de Maine, los resultados reportados indican que el 74% tuvo niveles de Rn-222 por debajo de 74 Bq/lt; y en el 21% de los casos, éstos estuvieron entre 75 y 370 Bq/lt. En el estado de Maine, el 24% de las mediciones excedieron de 370 Bq/lt, y el 2% superó los 3700 Bq/lt.

Según Kenny et al. [2], las concentraciones más altas de radón-222 que se han reportado en el Reino Unido, para agua potable consumida por poblaciones de 10,000 habitantes o mayores, oscilan alrededor de los 220 Bq/lt.

Por otra parte, para el agua potable de Finlandia, Asikainen y Kahlos [3] reportaron que la actividad alfa debida al radón-222 y a sus descendientes, para el 50.4% de los usuarios está por debajo de los 3.7 Bq/lt; para el 27.6%, está entre 3.7 y 36.6 Bq/lt; para el 10.9%, está entre 37.0 y 70.3 Bq/lt; para el 9.5%, está entre 74.0 y 107.3 Bq/lt; y para el 0.7%, está entre 111.0 y 144.3 Bq/lt.

En nuestro caso, para el agua potable de Monterrey y su área metropolitana, el promedio de las mediciones realizadas en el presente trabajo fue de 31.7 Bq/lt; siendo la lectura más alta la de la colonia Mitras Sur, cuyo valor fue de 91.4 Bq/lt. Este último valor, que es considerablemente más alto que el promedio, es atribuible al hecho de que el agua potable que se utiliza en dicho

sector, proviene de un pozo localizado en las inmediaciones de dicha colonia, y por ende el agua llega a los usuarios en menos tiempo, y por lo tanto es de esperarse que el nivel de radón-222 contenido en ésta sea mayor.

De cualquier manera, comparando los valores obtenidos para el agua potable de esta ciudad con los valores reportados que se acaban de citar para otros países, se puede concluir que para todas las muestras analizadas, las lecturas registradas son bastante conservadoras.

5.2. Estimación de la dosis absorbida por las paredes estomacales de los habitantes de la ciudad de Monterrey y su área metropolitana. Como se vió en la sección 3.10, considerando un consumo promedio de 0.3 litros de agua al día, bebida directamente de la llave (puesto que gran cantidad de los líquidos se ingieren a través de bebidas embotelladas, hervidas, o de los alimentos), si ésta contiene $N \mu\text{Ci}$ (N múltiplos de $3.7 \times 10^4 \text{ Bq}$) de Rn-222 por litro, la ingestión anual de este radioisótopo sería:

$$N \times 0.3 \text{ litros/día} \times 365 \text{ días} = 110 \times N \mu\text{Ci/año.} \quad (\text{Ec. 1})$$

La dosis que recibe el recubrimiento del estómago, empleando un Factor de Calidad de 10 por tratarse de partículas alfa, es:

$$110 \times N \times 2.2 \times 10^{-2} \text{ rad}/\mu\text{Ci} \times 10 = 24 \times N \text{ rem/año.} \quad (\text{Ec. 2})$$

Para el público en general, la dosis máxima que recibe el recubrimiento estomacal no debe exceder de 0.5 rem/año (5 mSv/año) [4], y por consiguiente, la concentración máxima recomendada de Rn-222 en agua potable es 21,000 pCi/lt (777 Bq/lt). Debido a las muchas aproximaciones en los cálculos, este valor es redondeado a 20,000 pCi/lt (740 Bq/lt).

Utilizando las ecuaciones anteriores, es posible conocer las dosis que recibe el recubrimiento estomacal de los habitantes de la ciudad de Monterrey y su área metropolitana, ocasionadas por los valores de la actividad esperada (o real) debida al radón-222 y a sus descendientes, que fueron obtenidos a través del presente

trabajo. En la tabla 5.1 se presenta la actividad esperada (o real) de cada una de las muestras analizadas, y la dosis anual recibida por el recubrimiento estomacal, ocasionada por la actividad de cada muestra. El número con el que se representa cada muestra es el mismo que se utiliza para enumerar cada una de ellas en la sección 4.2.2.

Tabla 5.1

Muestra	Actividad Esperada o Real (Bq/lt)	Dosis Recibida por el Recubrimiento Estomacal (mSv/año)
1	3.2	0.021
2	91.4	0.593
3	55.6	0.361
4	33.2	0.215
5	10.2	0.066
6	4.3	0.028
7	20.3	0.132
8	33.2	0.215
9	28.9	0.188
10	17.6	0.114
11	5.9	0.038
12	44.9	0.291
13	75.9	0.492
14	7.0	0.045
15	43.9	0.285

El promedio de la actividad alfa esperada de las muestras de agua potable analizadas fue de 31.7 Bq/lt, mientras que la actividad esperada más alta fue la correspondiente a la colonia Mitras Sur, cuyo valor fue de 91.4 Bq/lt. Aún en este último caso, en comparación con los 740 Bq/lt para la concentración máxima recomendada de radón-222 y sus descendientes, las concentraciones contenidas en las muestras analizadas están bastante por debajo del límite señalado.

La actividad promedio, y la más alta, de las muestras anali-

zadas, ocasionan que el recubrimiento estomacal deciba dosis de 0.206 y 0.593 mSv/año respectivamente, las cuales son muy inferiores a la dosis máxima recomendada, cuyo valor es de 5 mSv/año.

Si se deseara calcular la dosis que recibiría el recubrimiento estomacal de una persona en particular, que consumiera una cantidad de agua diferente al promedio considerado [5], solamente sería necesario cambiar el número de litros consumidos por día en la ecuación 1 (Ec. 1), y hacer el cambio correspondiente en la Ec. 2 de acuerdo al nuevo resultado obtenido de la Ec. 1. Luego, sustituyendo el lado derecho de la igualdad de la Ec. 2 por la máxima dosis recomendada anual para el recubrimiento estomacal (5 mSv/año o 0.5 rem/año), se puede despejar la concentración máxima recomendada de radón y sus descendientes (N) en el agua potable, para dicha persona.

5.3. Comentarios y conclusiones finales. A lo largo del presente trabajo se han considerado en forma general las fuentes que producen la radioactividad natural a la que el ser humano está expuesto, y se han examinado brevemente también los principales radioisótopos que contribuyen a ésta. La consideración anterior se enfocó principalmente a la radioactividad ambiental existente en el agua potable.

El análisis experimental realizado para este trabajo tuvo como propósito medir los niveles de la actividad alfa natural, ocasionados por el radón-222 y por sus descendientes, existentes en el agua potable de la ciudad de Monterrey, Nuevo León, y su área metropolitana, para luego comparar dichos niveles de radioactividad natural con los reportados en otros lugares del mundo, y estimar la dosis absorbida por las paredes estomacales de los habitantes de esta ciudad.

Después de haber analizado tanto la información obtenida en este trabajo, como los reportes disponibles al respecto para otros lugares del mundo, se llegó a la conclusión de que tanto la concentración máxima recomendada de radón-222 y de sus descendientes por litro de agua potable tomada de la llave, como la dosis máxima recomendada anual para los tejidos del recubrimiento estomacal, están bastante por debajo del límite establecido por la Co

misión Internacional de Protección Radiológica (ICRP).

Es importante hacer notar que para cada una de las muestras, tanto la actividad medida, como la actividad esperada, han sido evaluadas algunas horas después de que dichas muestras fueron tomadas de la llave (ver tabla 4.1). Puesto que la actividad alfa existente en el agua no se debe únicamente al radón-222, sino también a sus descendientes, no es posible calcular la actividad inicial (al momento de tomar la muestra de la llave) utilizando directamente la fórmula del decaimiento radioactivo. Dado que la vida media del radón-222 es de 3.8 días, es de esperarse que la diferencia entre la actividad inicial y la actividad esperada que se considera en este trabajo, no sea muy significativa, ya que el lapso de tiempo entre ambas fue de aproximadamente medio día. No obstante, conocer la actividad alfa del agua potable al momento de tomarla de la llave, y la dosis que ocasiona a los tejidos del recubrimiento estomacal, es a su vez importante, y puede ser considerado como un excelente tema de análisis e investigación posterior.

La presente investigación es la primera de su género en la región, y puede ser utilizada como fuente de información básica para la realización de futuras tesis relacionadas con el tema.

Un propósito más para la realización del presente trabajo es dejar un registro de las condiciones existentes, para la ciudad de Monterrey y su área metropolitana, en el año de 1992, que pudiera ser utilizado para efectos de comparación y referencia en el futuro.

REFERENCIAS PARA EL CAPITULO 5

- 1.- EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1977) Radiological quality of the environment in the United States, 1977, EPA 520/1-77-009.
- 2.- Kenny, A. W., Crooks, R. N., and Kerr, J. R. W. (1966). Radium, radon and daughter products in certain drinking waters in Great Britain. *J. Instn. Wat. Engrs* 20, 123-134.
- 3.- Asikainen, M., and Kahlos, H. (1980). Natural radioactivity of drinking water in Finland. *Health Phys.* 39, 77-83 (1980).
- 4.- Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (1959), Publication 2, p. 20, Pergamon Press, London.
- 5.- Hems, G. (1966). Acceptable concentration of radon in drinking water. *Air & Wat. Pollut. Int. J.* Pergamon Press 1966, Vol. 10, pp. 769-775. Great Britain.

