



**UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR
DE SAN MARCOS
PROGRAMA ACADÉMICO DE FARMACIA
Y BIOQUÍMICA
departamento de farmacotecnia**

**espectrometría gamma en la radiactividad
natural y artificial en el Perú. evaluación
de dosis**

**tesis para optar el grado de
DOCTOR EN FARMACIA Y BIOQUÍMICA**

josé amiel pérez

lima - Perú

1972

A LA MEMORIA
DE MI PADRE.



Esta investigación se ha efectuado en los Laboratorios de Radiactividad Ambiental de la Junta de Control de Energía Atómica, con la valiosa colaboración de su Jefe el Ing. ERNESTO JIBAJA T.; y en el Departamento de Farmacotecnia de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, bajo la dirección de la Dra. BERTHA PAREJA.

ESPECTROMETRIA GAMMA EN LA RADIATIVIDAD NATURAL Y ARTIFICIAL
EN EL PERU. EVALUACION DE DOSIS

S U M A R I O

INTRODUCCION.

CAPITULO I

A.- RADIATIVIDAD NATURAL

- a.- Necesidad e importancia del estudio de la radiactividad proveniente de fuentes naturales.
- b.- Irradiación externa.
- c.- Radiactividad natural en los océanos, lagos y ríos.

B.- RADIATIVIDAD ARTIFICIAL

- a.- Radiactividad artificial ambiental en el Perú.

CAPITULO II

EVALUACION DE DOSIS

- A.- Dosis genética y dosis somática.
 - a.- Irradiación externa.
 - b.- Irradiación interna.
- B.- Evaluación de dosis a la Tiroides.
- C.- Evaluación de dosis a los Pulmones.
- D.- Evaluación de dosis derivada de la contaminación por radionúclidos de larga vida.
 - a.- Dosis a los huesos.
 - b.- Dosis en organismo entero debido a la presencia de Cs - 137 en carne.

CAPITULO III

DISCUSION.

CONCLUSIONES.

RESUMEN.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.

CAPITULO IV

A N E X O S

Anexo I

Análisis espectrométrico de algunos sedimentos marinos y del

Lago Titicaca.

- 1.- Obtención y acondicionamiento de la muestra.
- 2.- Espectrometría gamma.
- 3.- Resultados.

Anexo II

Estimado de dosis a la Tiroides

- A.- Irradiación por inhalación.
 - 1.- Métodos de cálculo.
 - 2.- Parámetros utilizados.
- B.- Irradiación por ingestión de leche.
- C.- Irradiación por consumo de hortalizas.

Anexo III

Estimado de dosis a los pulmones y huesos por inhalación de productos de fisión como consecuencia de las explosiones nucleares en el Pacífico Sur.

- 1.- Método.
- 2.- Resultados.
- 3.- Cálculos de dosis.

Anexo IV

Decaimiento radiológico de los aerosoles radiactivos artificiales

- 1.- Análisis espectrométrico de los aerosoles radiactivos después de 4 - 5 años de tomada la muestra.
 - Obtención de la muestra.

- Metrología nuclear: Instrumento de detección y cuantificación.
 - Resultados.
- 2.- Decaimiento en la actividad Beta total de los aerosoles radiactivos artificiales.
- Obtención de la muestra.
 - Instrumentos y métodos de conteo.
 - Resultados.

Anexo V

Determinación espectrométrica de Cs-137 en carne de vaca

- 1.- Toma y preparación de las muestras.
 - 2.- Instrumento de medición empleado.
 - 3.- Resultados.
 - 4.- Separación radioquímica.
 - Lectura por conteo Beta.
 - Determinación por Espectrometría gamma.
-

I N T R O D U C C I O N

La energía nuclear juega hoy día un rol vital en el destino de la humanidad. En los años venideros afectará crecientemente a todos los habitantes de la tierra; por ello es esencial que el hombre aumente sus conocimientos acerca de esta fuerza, de manera que le permita darse cuenta de su responsabilidad así como evaluar los múltiples beneficios que la energía nuclear ofrece.

En el Perú la radiactividad atmosférica decreciente desde 1963 se elevó nuevamente a partir de 1966 con motivo de los ensayos nucleares en Mururoa, contaminando como secuela el medio ambiente evidenciado en: precipitaciones, suelos, eslabones de la cadena alimentaria, etc. Entre las mediciones efectuadas recientemente han sido objeto de frecuentes menciones periodísticas las efectuadas por el Ing^o A. Zea, q quien en 1971 según diversos Organos de Prensa ha determinado en Lima y el resto del Perú la presencia de gran cantidad de Cs-137, que debe suponerse resulta a raíz no sólo de la campaña de 1971 sino como consecuencia de la continua deposición que se deriva de todos los anteriores programas nucleares.

El Perú, apoyado en los principios básicos sostenidos por los organismos internacionales opuestos a toda contaminación del medio ambiente por empleo de artefactos nucleares, ha expresado repetidamente su preocupación por ese tipo

de pruebas que dadas las características de los fenómenos de circulación atmosférica en las zonas elegidas para los ensayos, contamina directamente nuestra atmósfera.

Resultaría aparentemente contradictorio que de otro lado el Perú haya firmado tratados de cooperación para la construcción de un Reactor Nuclear y posteriormente sobre ayuda técnica para el desarrollo de Centros y Técnicos Nucleares, si con ello debemos aceptar que la contaminación radiactiva va a aumentar elevándose también la posibilidad de daño físico para los profesionales que se dedican a estas actividades, e inclusive para la población en general.

El propósito de la presente investigación es aclarar conceptos y evaluar los riesgos que supone para los profesionales dedicados a actividades nucleares y para la población en general la contaminación radiactiva artificial detectada en Lima desde 1966, fecha de inicio de las explosiones nucleares en Mururoa, a 1970. Para ello se ha tomado numerosos datos disponibles gracias a mediciones efectuadas principalmente en los Laboratorios de Radiactividad Ambiental de la Junta de Control de Energía Atómica. Adicionalmente se han realizado otras mediciones, de manera especial en el campo de la Espectrometría gamma, para definir las características y evolución del proceso de difusión y traslación de las nubes radiactivas así como para precisar algunos aspectos que presentan interrogantes significativos, como la presencia de Cs-137 en los pastos de los campos aledaños a Lima.

CAPITULO I

A.- RADIOACTIVIDAD NATURAL Y ARTIFICIAL

a.- NECESIDAD E IMPORTANCIA DEL ESTUDIO DE LA RADIOACTIVIDAD PROVENIENTE DE FUENTES NATURALES.

Puesto que los seres vivos han estado expuestos a niveles de irradiación natural más o menos constantes durante muy largo tiempo, se han utilizado estos niveles para los fines de estimación de riesgos, como término de comparación en la evaluación de dosis derivadas de otras fuentes que reciba la población humana (91).

b.- IRRADIACION EXTERNA

El Ing^o Geólogo Juan Sosa, Jefe del Departamento de Geología de la JCEA señala que en el Perú las dosis externas van de 0.01 a 0.02 mr/hora aumentando cuando se trata de rocas de profundidad, blancas (cuarzo con feldespatos), que a veces ofrecen tenores 10 veces mayores que las

rocas sálicas, arcillas, calizas, areniscas (roca sedimentaria). En general la radiactividad va disminuyendo de oeste a este, probablemente por razones litológicas o geomorfológicas. En la zona Sur se aprecia una mayor proporción de columbo tan talatos y titanatos, en Arequipa existe una zona de unos 5 x 2 Km. constituida por rocas blancas (granitos) con alto contenido en K-40, allí las cifras de radiactividad son singularmente altas.

En el marco del presente trabajo se ha efectuado un estudio por espectrometría gamma de sedimentos marinos no superficiales y sedimentos del lago Titicaca que lógicamente no deben estar contaminados por las explosiones nucleares iniciadas en 1945. Los resultados aunque variados parecerían confirmar la opinión del Ing^o Sosa habiéndose verificado en general mayor radiactividad en los sedimentos marinos que en el se dimento del Lago Titicaca (Anexo I), con excepción del K-40 que en todos los casos se encuentra entre los valores normales cuyo promedio es de 1.53 pCi de K-40 por Kg. de sedimento.

De los radionúclidos naturales presentes en los sed imentos se observó mayor concentración (no cuantificada) en la muestra N^o 7, tomada frente a Puerto Caballa, en el Litoral Sur.

c.- RADIOACTIVIDAD NATURAL EN LOS OCEANOS, LAGOS Y RIOS

Los mares y océanos de nuestro planeta no se sus- traen a la presencia de materiales radiactivos entre los que destaca de manera especial el K-40, uno de los isóto- pos que constituyen el elemento químico potasio en una proporción de 0.018 %. Es una de las más importantes fuentes de Radiactividad Talasográfica natural, como lo evi- dencian los análisis por espectrometría gamma efectuados en el litoral peruano, en el curso de Post-grado sobre "Radio- isótopos aplicados a la Biología y Tecnología de Produc- tos Marinos" (Dirigido por J. Amiel P. Feb. 1969).

En promedio se obtuvo una concentración de 325 ± 65 pCi/litro.

B.- RADIOACTIVIDAD ARTIFICIAL

a.- RADIOACTIVIDAD ARTIFICIAL AMBIENTAL EN EL PERU

En el Perú ha efectuado mediciones de la Actividad Beta Total Artificial en la atmósfera en los años 1956 y 1957, el

Laboratorio de Investigación Naval de los Estados Unidos y posteriormente en Noviembre de 1962 se iniciaron trabajos en Metrología atmosférica en el Instituto de Salud Ocupacional. Los resultados obtenidos en ese entonces son los siguientes, (96):

Laboratorio de Investigación Naval de los EE.UU.

<u>Año</u>	<u>Promedio pCi/m³</u>
1956	0.4
1957	0.1

Instituto de Salud Ocupacional

1962	0.4
1963	0.2
1964	0.1
1965	0.1

En Mayo de 1962 a raíz de las explosiones realizadas por Estados Unidos en las Islas Christmas y Johnston, a una distancia aproximada de 8,800 y 10,500 Km. de Lima, en donde hicieron explosión bombas entre 0.01 y más de 5 megatonnes de potencia, en la JCEA se efectuaron mediciones experimentales. El año 1964 se creó en dicho Organismo el Laboratorio de Radiactividad Atmosférica que comenzó a operar regularmente en forma diaria y permanente. El promedio de los niveles

FIGURA 1
 RADIATIVIDAD ARTIFICIAL ATMOSFERICA (LMA) Y CMA
 DE MEZCLAS DE PRODUCTOS DE FISION
 SEGUN SUMNER Y GASKE
 (Ci/m³)

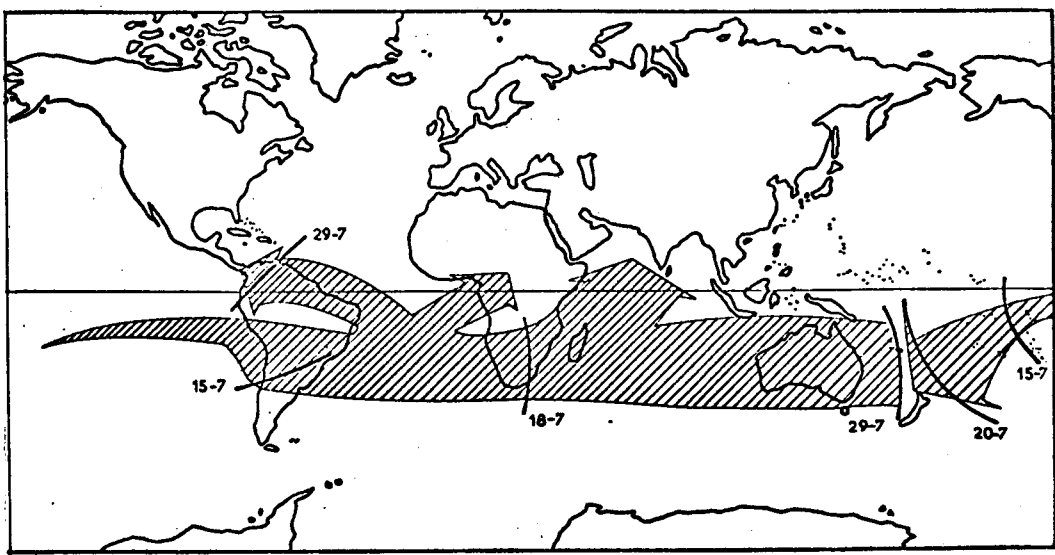
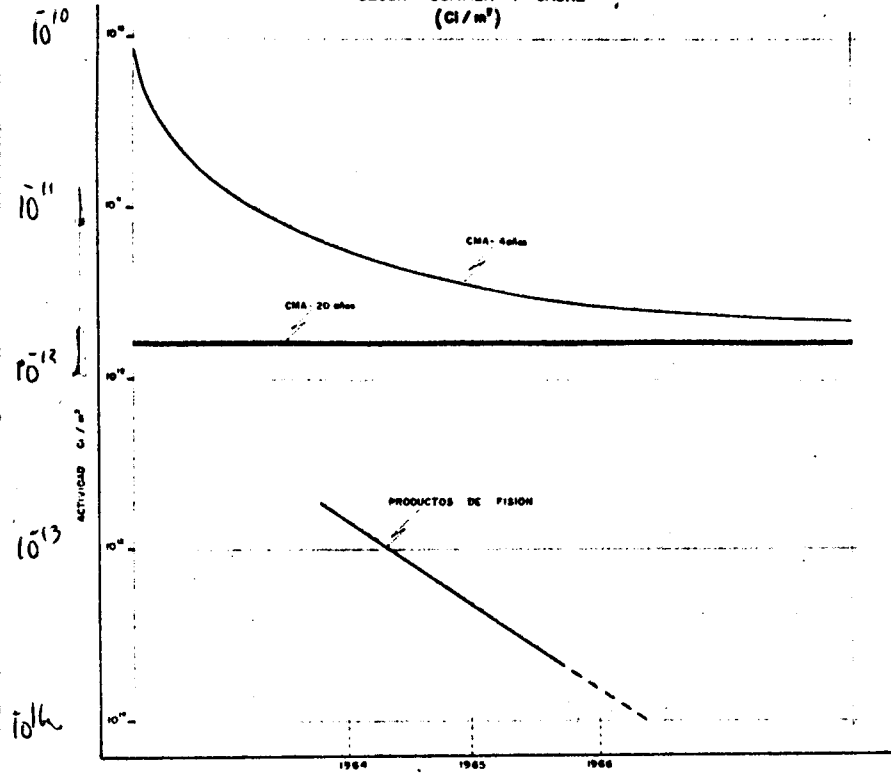


FIGURA 2 TIRO CAPELLA - 7 DE JULIO DE 1968 Fuente: Informa Prensa (90)

obtenidos se puede observar en la figura 1.

En la figura anterior no sólo se puede apreciar la representación de caída de la actividad, una recta, que puede estar trazada en papel semi logarítmico y debe considerarse de carácter exponencial, sino que además puede comparársela con los valores de concentración máxima admisible (CMA) calculados por Summer y Gaske (106), concepto al que nos referiremos extensamente más adelante. Las CMA se refieren a productos de fisión de 4 y 20 años de antigüedad. Se observa que la actividad en nuestra atmósfera en ese entonces era bastante menor a estos máximos permisibles y además que su curva de declinación es bastante mas pronunciada.

En las publicaciones editadas por Glasstone (46) se expresa que las partículas radiactivas muy grandes, después de una explosión nuclear se depositan localmente o en zonas más o menos cercanas, pero las muy finas se distribuyen ampliamente en la estratósfera y por su pequeño tamaño y escasa circulación caen sobre la superficie de la tierra muy lentamente. Estima que aproximadamente un 10% del total desciende anualmente y considera que su residencia estratosférica tiene una vida media de 7 años aproximadamente.

Despejando vida media ($t^{1/2}$) en la fórmula (82)

$$A_t = A_0 E^{-\frac{0.693}{t^{1/2}}}$$

y aplicando el cálculo a los valores que se muestran en la

Fig.4 , se deduce que el tipo de partículas detectadas en la atmósfera de Lima no corresponde a las antes señaladas, por lo menos exclusivamente, ya que su vida media es de aproximadamente 9 meses y no 7 años.

Como consecuencia del primer ensayo nuclear francés en Mururoa, aproximadamente a 6,500 Km. de Lima estos niveles se elevan bruscamente el 11 de Julio de 1966, esto es 9 días después de efectuado el ensayo de una bomba de Pu-239 de unos 25 a 30 kilotonnes de potencia. La zona de las explosiones se muestran en la Fig.2. . La relación de ensayos nucleares, en total 22 en los cinco años que van del 66 a 1970, se detallan en el Cuadro Nº 5.

CUADRO Nº 5

EXPLOSIONES NUCLEARES EN EL PACIFICO SUR

Año	Día y Mes	T i p o
1966	2 Julio 19 Julio 21 Julio 11 Setiembre 24 Setiembre 4 Octubre	Atómica Atómica Ensayo - Seguridad (no hubo detonación) Atómica Atómica Atómica
1967	5 Junio 27 Junio 3 Julio	Atómica Atómica Atómica
1968	7 Julio 15 Julio 3 Agosto 24 Agosto 8 Setiembre	De Hidrógeno De Hidrógeno Atómica De Hidrógeno De Hidrógeno
1970	15 Mayo 22 Mayo 30 Mayo 24 Junio 3 Julio 27 Julio 2 Agosto 6 Agosto	Atómica Atómica De Hidrógeno Atómica De Hidrógeno Atómica Atómica De Hidrógeno

Tratándose de un proceso experimental de ensayos nucleares que por primera vez se efectuaba en el Hemisferio Sur y particularmente frente a nuestras Costas, fue necesario realizar un estudio amplio del fenómeno. Los métodos empleados

no sólo requerían un contaje Beta Total de la Radiactividad Atmosférica. Se hizo imperativo además identificar y cuantificar radionúclidos en la atmósfera, alimentos, agua de bebida, etc., cuyos aspectos en metrología nuclear, mediciones Beta y Espectrometría gamma, se encuentran ampliamente descritos (54).

Los resultados de estos trabajos realizados en la JCEA se han expuesto en el Seminario sobre "Detonaciones Nucleares en el Pacífico y sus Consecuencias para el Perú" (66), efectuado en diciembre de 1971.

Mediciones relativas a la Contaminación ambiental por sustancias radiactivas artificiales en el Perú se han efectuado también en Francia (97, 98, 99) y Estados Unidos (49, 50), así como en Inglaterra que no ha publicado sus resultados.

Es necesario conocer las características y detalles de estos fenómenos, para poder determinar el grado en que podrían afectar a nuestra población estimando la dosis recibida; no sólo por tratarse de un fenómeno nuevo en el Hemisferio Sur y además cercano, sino también porque la literatura especializada permite vislumbrar algunos cambios en cuanto a la composición radioisotópica de la nube en el lugar de detonación y aquella que pudiera tener en el área de Lima.

TIEMPO DE CAIDA DE LAS PARTICULAS DESDE 80,000 PIES

Diámetro de la partícula (micrones)	Tiempo de caída (horas)
340	0.75
250	1.40
150	3.90
75	16.
33	80.
16	340.
8	1,400.
5	3,400.

Sin embargo, los Espectros gamma obtenidos mostraron al comienzo y ratificaron después que la mayor parte de productos de fisión importantes, que pueden observarse espectrométricamente en la atmósfera después de un ensayo nuclear

reciente, se encontraban presentes (54); productos de fisión de larga vida como el Cesio 137 pueden observarse posteriormente con el decaimiento de los productos de corta vida como veremos más adelante. Además concuerdan con las curvas de Bolles y Ballou (16) sobre abundancia relativa en relación al tiempo.

La trayectoria de las nubes radiactivas como resultado de las experiencias nucleares en el Pacífico Sur ha sido siempre dependiente de las condiciones meteorológicas, así el tiempo transcurrido hasta su llegada a las costas peruanas en general ha variado entre los 7 y 15 días. Muchas veces la zona por la que pasaba el grueso de la nube radiactiva ha sido el Norte de Chile y Sur del Perú, pero otras se encontraba sobre el área misma de Lima. Fig.2.

La presencia de radionúclidos en la atmósfera de Lima, y su deposición sobre la superficie del área metropolitana y sus alrededores trae como secuela un ciclo biológico que se manifiesta muy prontamente, habiéndose observado la presencia de Radioyodo 131 en la leche, al día siguiente de haberse detectado la llegada de la nube radiactiva. Los procesos de contaminación por deposición de aerosoles radiactivos artificiales y por concentración biológica se han puesto en evidencia en los diversos eslabones de la cadena alimentaria.

Siendo los resultados proporcionados por la Junta de Control de Energía Atómica del Perú, los mas completos y

detallados, se han seleccionado y utilizado para los cálculos de dosis presentados en este trabajo. Por otra parte pueden considerarse similares a los resultados de las mediciones complementarias efectuadas en París y presentan proporcionalmente las mismas variantes con las mediciones atmosféricas norteamericanas, con las cuales no pueden compararse cuantitativamente ya que estas últimas ofrecen sus resultados expresados en rayos gamma y no en actividad beta.

CAPITULO II

EVALUACION DE DOSIS

No basta conocer los niveles de radiactividad que pueden incidir sobre las poblaciones, ni identificar los radionúclidos que los emiten. Es necesario determinar cómo las afectan, evaluando las Dosis, para precisar el riesgo que conllevan y referirlas a las Dosis Máximas permisibles. Estas han sido establecidas por el Comité Internacional de Protección Radiológica, publicadas en el Reporte del Comité II (100) y su adicional, Publicación CIPR 6 (101) como también la exposición de Recomendaciones y principios generales de 1965, Pub CIPR 9 (102). Todas las Publicaciones, Congresos y Conferencias efectuadas por esta Comisión y el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), referidas al tema contribuyen a este objetivo. En sus trabajos estas Comisiones Internacionales han calculado las Concentraciones Máximas Admisibles de Radionúclidos en Aire y Agua (o alimentos) que inhalados o ingeridos dan lugar a las Dosis Máximas aceptadas.

Summer y Gaske (106) seleccionaron los 40 radionúclidos más importantes que se producen en la fisión del Uranio - 235 tomando como base los trabajos de Bolles y Ballou, y aceptando las Recomendaciones del Comité Nº 2 publicaron sus curvas sobre concentración Máxima Admisible de mezclas de Productos

de fisión que van desde el instante de iniciada la reacción en cadena y se extienden muchos años. se aprovechan las curvas de Summer y Gaske para señalar los topes Máximos de Actividad admisible. Estas curvas preparadas para protección de profesionales y en donde se considera sucesivamente diversos órganos críticos (los más afectados del individuo), han sido adaptados a una exposición continua tal como ocurre con las poblaciones y sus valores reducidos al centésimo (CMA/100 según S y G) que son los niveles de protección genética recomendados para la población en general. Debe anotarse que el CIPR no toma en cuenta las Dosis que se reciben por irradiación natural, o con fines médicos, las que considera adicionales y no están sujetas a cálculo alguno.

Sin embargo tratándose de ensayos nucleares, se hizo necesario estudiar a fondo las características de estos complejos procesos para cubrir datos necesarios que permitieran obtener una dosis final, por lo menos del mismo orden de magnitud que la real. Habíamos destacado ya que la primera nube atómica demoró 4 días menos en llegar a Chile que al Perú, y que en Lima no se observan los "lavados troposféricos" ocurridos en Santiago de Chile por falta de lluvias tal como se expuso en el Tercer Congreso Peruano de Farmacia y Bioquímica.

Fig.3.

Los resultados obtenidos por los Laboratorios de Radiactividad Ambiental de la Junta de Control de Energía Atómica

se han reunido, seleccionado y estudiado debidamente. Los factores que expresan las relaciones de Actividad Atmosférica Artificial Beta Total con la concentración de Iodo-131 presente en aire, Radionúclidos artificiales totales contenidos en Hortalizas, y Iodo-131 en Hortalizas no son los mismos que los determinados en otros lugares; por ejemplo la Relación de Beattie, generalmente aceptada en Europa, fue descartada en nuestro medio por no concordar con los valores experimentales obtenidos. Fig.4.

La experiencia de estos cinco años ha permitido hacer un estimado del I-131 en leche y hortalizas en algunos meses del segundo semestre de 1966, especialmente los primeros, cuando aún los equipos de medición no estaban instalados, y no fue posible efectuar los análisis radiométricos respectivos.

De hecho, la integración de estos estimados modifica los resultados sobre dosis a la Tiroides por ingestión de Leche, presentados en las Terceras Jornadas Peruanas de Bromatología y Nutrición (6).

Algunos trabajos adicionales se efectuaron con el fin de obtener estimados de dosis más precisos. Se determinó el exponente de decaimiento de la actividad beta total en mezclas de radionúclidos artificiales de la atmósfera de Lima, fijado en 1.27. Esto permitió aún a dosis muy bajas detectar una nueva contribución de Productos de Fisión (7).

FIGURA 3

RADIATIVIDAD ARTIFICIAL ATMOSFERICA 1968
($\mu\text{Ci}/\text{m}^3$)

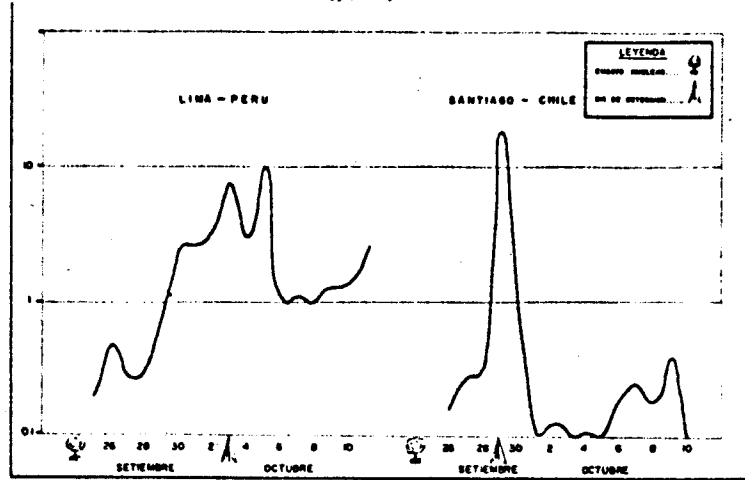
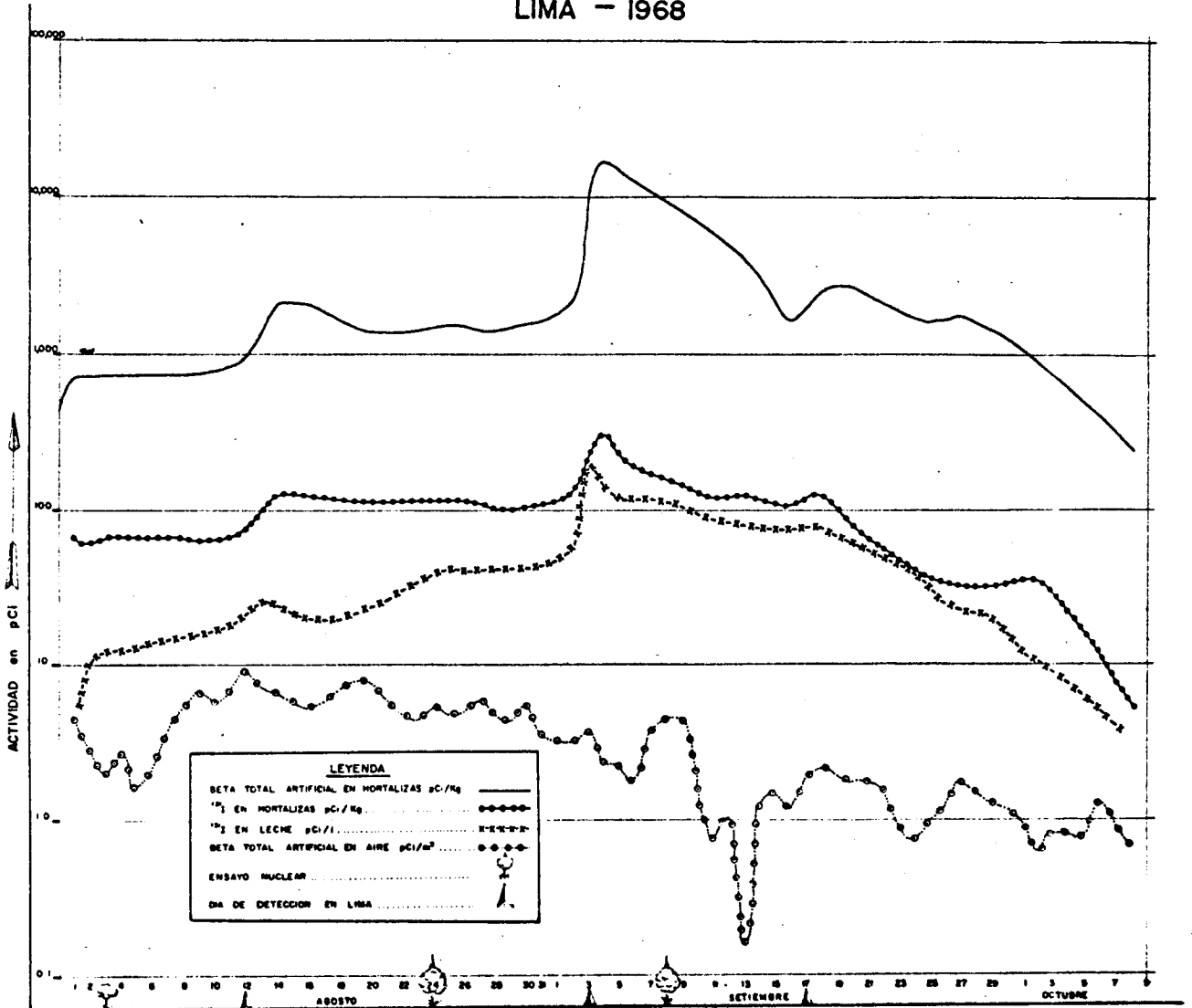


FIGURA 4

ACTIVIDAD BETA TOTAL ARTIFICIAL y ^{131}I EN AIRE Y ALIMENTOS
LIMA - 1968



Un estudio de los métodos para determinar la radiactividad atmosférica artificial (beta) en niveles muy bajos, mostró que los resultados son más estables y aproximados a los valores reales efectuando las mediciones cuando los productos radiactivos naturales, radón y torón, han decaído; y que en general las cifras son ligeramente superiores cuando se utiliza el procedimiento en presencia de los gases naturales radón y torón (8).

Cuando en una atmósfera como la nuestra (Ver fig.4), se reciben contribuciones de nuevos productos de fisión en fechas muy cercanas, es difícil determinar el día de llegada por simple observación. Para lograr una mejor aplicación del procedimiento de cálculo de dosis basado en las curvas de Summers y Gaske, se trabajó en la búsqueda de un método que permitiera detectar con exactitud la llegada de Productos de fisión. Los resultados satisfactorios se publicaron en la Revista de la ex-Facultad de Farmacia y Bioquímica (9).

A.- DOSIS GENETICA Y DOSIS SOMATICA

La dosis de irradiación recibida por el organismo humano como consecuencia de la radiactividad ambiental comprende:

a) Evaluación de la dosis genética, en la que se contempla la carga genética que resulta de la irradiación externa e interna, desde el momento de la concepción de cada

persona hasta que alcance la edad media de procreación (71).

b) Evaluación de la dosis somática, en la que debe considerarse particularmente la concentración de radioisótopos en determinados órganos denominados órganos críticos.

La evaluación de la dosis genética es aún bastante compleja y requiere todavía muchos estudios y formas de cálculo. Interesa de manera especial para aplicarse a las poblaciones en general. En este trabajo no se ha hecho el estimado de dosis genética, ya que no contamos con un estudio básico que lo permita. Sin embargo debe anotarse que puede tenerse en algunos casos una idea de los "valores máximos probables". La dosis genética es para las poblaciones aproximadamente 3 veces más severa que la somática.

Para la evaluación de la dosis somática debe considerarse:

a.- Irradiación externa, originada por materiales radiactivos artificiales.

En nuestro medio no se ha hecho mediciones de la radiación externa. Se requiere de equipo especial con el cual no contamos aún. Comparativamente con la irradiación interna debe considerarse poco significativa.

b.- Irradiación interna, que contempla la contaminación del hombre:

1. Por inhalación.
2. Por ingestión.

La presencia de radionúclidos artificiales en cualquier eslabón de la cadena alimentaria es consecuencia directa de la radiactividad atmosférica, habiéndose identificado y determinado en la atmósfera de Lima (49).

a) Productos de fisión, provenientes de las explosiones nucleares.

b) Productos de activación, que se forman en estos ensayos por bombardeo neutrónico.

c) Materiales fisibles residuales, que durante las detonaciones nucleares no llegan a fisionarse y se difunden en la atmósfera (Pu-239).

d) Combustible nuclear del satélite artificial SNAP-4A (Pu-238) que se desintegró al reingresar a la atmósfera.

Los trabajos realizados muestran que no existe contaminación detectable en el agua potable de Lima, Los ensayos se efectuaron utilizando resinas intercambiadoras de iones, captadoras de radionúclidos (54).

La contaminación de alimentos ocurre por simple deposición de los núclidos radiactivos presentes en la atmósfera y también por procesos de concentración biológica.

En la zona de Lima los productos de fisión identificados en aire son los mismos que los detectados en alimentos contaminados por simple deposición (hortalizas principalmente), de allí que en ambos casos es posible aplicar las cur-

vas de Summer y Gaske para calcular la dosis de irradiación.

El proceso de concentración biológica del I-131 en leche de vaca es casi inmediato. La captación del Iodo por la tiroides hace de esta glándula el órgano crítico. En esta capital existen dos fuentes de suministro de la leche que consume la población. Una parte se obtiene del ordeño en los establecimientos locales dedicados a esta actividad, leche que generalmente a las 24-48 horas de la detección de una explosión nuclear acusa la presencia de I-131. Otra se importa de los países del Hemisferio Norte, generalmente en forma de polvo de leche para ser reconstituída, desprovista de I-131, pero presenta siempre un contenido mucho más alto en Sr-90 y Cs-137 (6). En el primer caso será importante calcular la dosis derivada hacia la tiroides; en el segundo a los huesos, teniendo en cuenta el proceso de metabolización del Sr-90 que se fija en los huesos. Además en el tejido muscular, por la presencia del Cs-137. Nuestra legislación permite la utilización de polvo de leche para reconstituir leche líquida o también preparar leche evaporada. Martínez (72) mediante análisis espectrométricos ha demostrado la presencia de Cs-137 en el polvo de leche importado y en muchas muestras de leches maternizadas; algunas de ellas por el contrario han estado totalmente desprovistas de Cs-137, mostrando así que este tipo de leche se prepara en nuestro medio unas veces con leche local (Cs-137 no detectado) y otras con polvo de leche importado. Las cifras

obtenidas arrojaron el año 1968, 52 a 70 pCi de Cs-137 por litro de leche reconstituída.

En consecuencia la dosis real recibida en tiroides y huesos varía con el tipo de leche que se ingiere. Incluso en muchos casos puede ser mixto el régimen dietético de la población y/o la preparación de la leche.

Por esta razón y tratándose de seguridad, hemos calculado las dosis máximas probables para cada órgano, aunque en realidad pudieran ser mucho menores los valores más frecuentes.

En el presente trabajo de evaluación de dosis somática se ha considerado tres aspectos esenciales:

1) Contaminación por productos de fisión de vida muy corta, procedentes de una mezcla de origen reciente, entre los que destaca notablemente el I-131. De allí que los estimados para este grupo se refieran a la dosis recibida por la Tiroides.

2) Contaminación por productos de fisión de vida corta y media. En este caso se ha considerado de manera especial la dosis recibida por inhalación, y como órganos críticos afectados, los pulmones.

3) Contaminación por productos de fisión de vida larga, en donde interesa la precipitación radiactiva (fallout), de origen troposférico y estratosférico. Destacan el Sr-90 y Cs-137, con un período de semidesintegración de 28 y 30 años

respectivamente. La dosis liberada en los huesos es la más significativa y por tanto objeto de estudio en nuestra evaluación.

EVALUACION DE DOSIS A LA TIROIDES

Los métodos de cálculo empleados se describen en el Anexo II. Los estimados totales se muestran en la Fig.5.

Como puede observar en la fig.5. , la dosis más alta 77.5 mrems, la recibieron los lactantes en el año 1966. La Dosis Máxima Admisible (DMA) a la tiroides según el Comité Internacional de Protección Radiológica (CIPR) es de 30 rems/año para los profesionales.

Aplicamos para la población en general una reducción de 1/30, recomendada por el CIPR cuando se trata de un órgano crítico, no constituido por las gónadas.

La D.M.A. a la tiroides resulta entonces para la población en general de 500 mrems/año; conviene aclarar que la dosis máxima para profesionales en tiroides ha sido fijada por el CIPR para trabajadores mayores de 16 años. Los lactantes y niños son más sensibles y la D.M.A. mencionada, que los adultos.

Al comparar la dosis estimada para la población en general en el área de Lima con la D.M.A., encontramos que aquella es muy pequeña si se trata de exposición profesional; y que en ningún caso se ha rebasado la D.M.A. recomendada para las poblaciones, siendo las cifras mayores las que corresponden a los lactantes con un porcentaje más alto el año 1966, dosis

recibida en su mayor parte por ingestión de leche de producción local. Cuando la leche ingerida procede de países del Hemisferio Norte, como ya se ha mencionado antes, la dosis a la tiroides por ingestión es prácticamente nula, y si el régimen dietético es mixto queda determinada por la proporción de leche de producción local y siempre será menor que la indicada líneas arriba.

EVALUACION DE DOSIS A LOS PULMONES

Los métodos de cálculo utilizados para la evaluación de dosis a los pulmones se desarrollan en el Anexo III. Los estimados se muestran en la Fig.6.

Las Dosis a los pulmones se han estimado utilizando criterios personales, con la finalidad de establecer el orden de magnitud de la dosis recibida como consecuencia de los últimos ensayos en el Pacífico Sur. Se ha tomado como única fuente de cálculo la inhalación de los productos de fisión por los adultos. En estos casos las dosis derivadas al aparato respiratorio son sumamente reducidas, si se comparan con la Dosis Máxima Admisible. La más alta corresponde al año 1966 con 1.257 mrems y un porcentaje de 0.25% de la D.M.A. anual para las poblaciones. La DMA anual para exposición profesional se ha establecido en 15,000 mRems y para la población en general se ha reducido a sólo 500 mRems/año.

EVALUACION DE DOSIS DERIVADA DE LA CONTAMINACION POR
RADIONUCLIDOS DE LARGA VIDA.

La presencia durante un tiempo bastante prolongado de aerosoles radiactivos en la estratósfera, hace del Sr-90 y el Cs-137 los radionúclidos más importantes en este caso, gracias a su vida media larga; mediante un aporte continuo a través de la capa estable que constituye la Tropopausa, se suman a aquellos que pudieran encontrarse eventualmente en la tropósfera.

El decaimiento de los radionúclidos especialmente los productos de fisión de vida corta y media, origina un cambio constante en la composición relativa de los radionúclidos presentes en la atmósfera, que se puede apreciar perfectamente en muestras de aerosoles radiactivos captados en la atmósfera de la zona de Lima, y analizados por espectrometría gamma al inicio de la llegada de la nube radiactiva, luego después de 1 año y finalmente a los 5 años (Anexo IV).

La relación de Cs-137 y Sr-90 en los diversos factores o elementos que constituyen el ecosistema son variables de un lugar a otro; sin embargo la presencia de uno de ellos es indicativa de la existencia del otro, cuando se investiga contaminación ambiental por precipitación radiactiva. El Sr-90 acusa mayor riesgo para el hombre porque sigue el metabolismo del calcio y se deposita en los huesos, siendo su eliminación muy lenta; no así el Cs-137 que se distribuye en el tejido muscular y se elimina rápidamente (Período biológico corto).

La decadencia radiológica no es el único factor de

disminución de la radiactividad atmosférica, tal como ocurriría con una muestra de aerosoles captados en un filtro. La radiactividad atmosférica además de la decadencia radiológica presenta otros factores de disminución: dilución, sedimentación. No son tampoco las contribuciones estratosféricas las únicas fuentes de aumento, también pueden haber nuevas contribuciones troposféricas; elevación de sedimentos por los vientos, segunda llegada de la nube radiactiva después de haber circundado el hemisferio, etc.; esta última sin embargo puede ser pequeña en razón de los lavados atmosféricos ocasionados por las lluvias.

Para evidenciar estos fenómenos se ha comparado experimentalmente filtros (muestras) de actividad importante en su decadencia radiológica con la decreciente Actividad Beta total artificial atmosférica de Lima, Anexo IV; las características del proceso se muestran en la Fig. 7. El decaimiento radiactivo que se observa en los filtros es menor que el decrecimiento de la radiactividad atmosférica en Lima, y se explica porque la experiencia se ha efectuado cuando todavía en la atmósfera de Lima hay precipitación radiactiva de origen troposférico cuyo decaimiento es más rápido que el de fuentes estratosféricas, este último semejante al que tiene lugar en los filtros. En consecuencia las reservas radiactivas en el primer caso disminuyen a corto término y paralelamente también la "lluvia radiactiva".

FIGURA 7

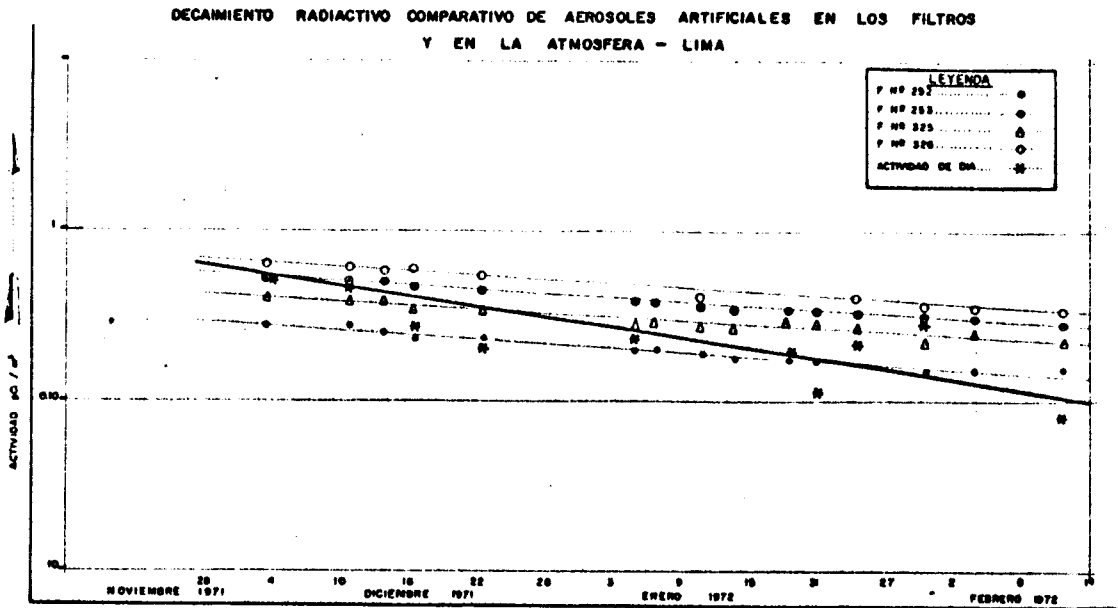
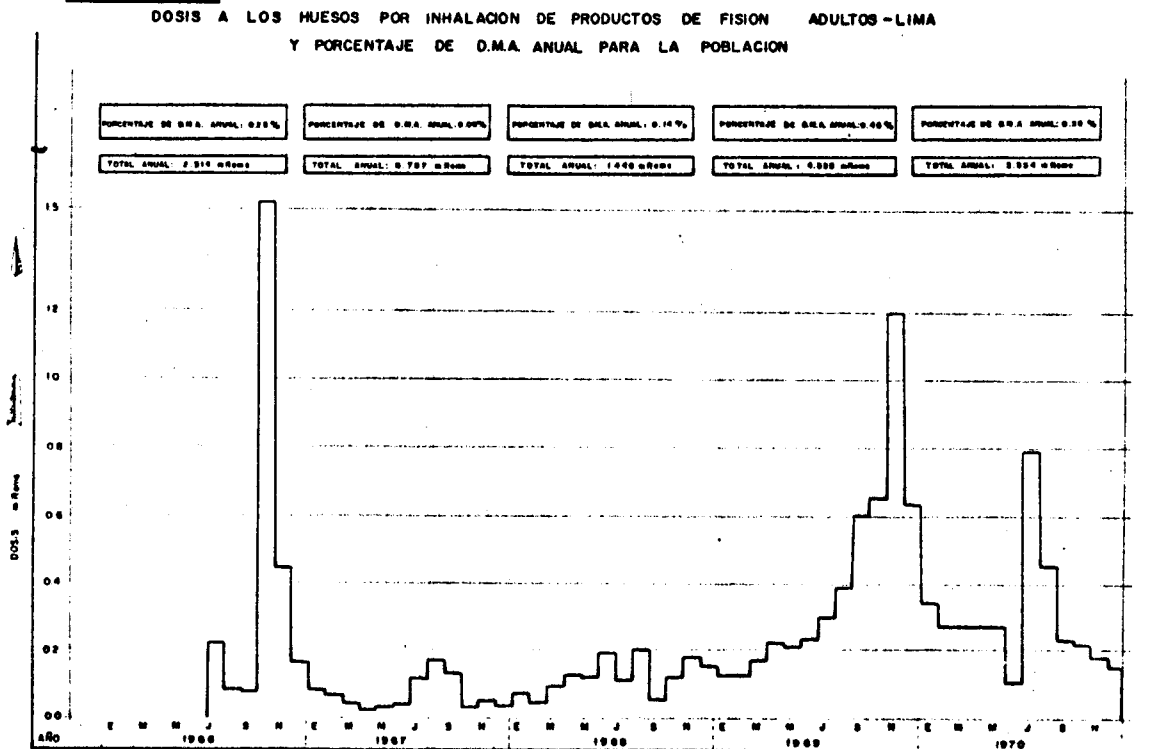


FIGURA 8



Los estimados de dosis a los huesos que recibe un adulto en Lima por inhalación de productos de fisión se consignan en la Fig. 8. Se deduce de ella un incremento paulatino de dosis al comparar estos resultados con los estimados de dosis consignados para años anteriores y es natural que ésto ocurra incluso en un año en que no hubo ensayos nucleares -1969- en el que se observa la dosis máxima, 4.838 mRems. Los resultados reales pudieran ser algo mayores, aunque del mismo orden de magnitud, en los años recientes que aquellos que hemos presentado en este trabajo, ya que se han efectuado los cálculos utilizando las curvas de Summer y Gaske refiriéndolos solamente a las explosiones últimas. Anexo II. En realidad la actividad total es una suma de nuevas contribuciones y antiguas; a estas últimas corresponden CMA más rigurosas y por tanto dosis más elevadas que no ha sido posible calcular y adicionar, dada la complejidad de sus constituyentes radiactivos.

La dosis que hemos estimado no es significativa comparada con la Dosis Máxima Admisible. Pero no basta sólo considerar la dosis derivada por inhalación de productos de fisión por la población; es necesario añadir la dosis que se obtiene de inhalar Pu-238 y Pu-239, y por ingestión, especialmente de leche.

Es interesante anotar que un análisis de polvo de leche importado del Hemisferio Norte arrojó en 1966 resultados

La Dosis Máxima Admisible es para los huesos tratándose de exposición profesional 15,000 mRems/ Semestre, y de la población en general 500 mRems/ Semestre. Los 33.30 mRems totales están bastante lejos de los 15,000 mRems fijados como D.M.A. para exposición profesional y representan un 6.7% de la D.M.A. cuando se trata de la población en general. En este caso hay algunas mediciones aisladas, cuyos valores carecen de consistencia estadística o correlación con otros datos; específicamente nos referimos a la determinación única de Sr-90 en polvo de leche importada, que a pesar de concordar con los datos publicados en Europa y Estados Unidos, la consideramos sólo como ilustrativa. Puede observarse que casi la totalidad de dosis se registra por consumo de leche importada - 15.54 mRems - e inhalación de los radionúclidos Pu-238 y Pu-239, 13.79 mRems-, el primero de los cuales es combustible diseminado de un satélite que se desintegró al reingresar a la atmósfera. Indudablemente que la dosis recibida por los lactantes debe ser mucho más elevada y cubrir un mayor porcentaje de la D.M.A. Veamos en el Cuadro Nº 8 las dosis que resultan cuando en lugar de consumirse leche importada se ingiere leche de producción local.

CUADRO Nº 8

DOSIS A LOS HUESOS (mRems)

ESTIMADA PARA LA POBLACION DE LIMA - ADULTOS. 1966

	Jul.	Ago.	Set.	Oct.	Nov.	Dic.	Total
A. <u>I N H A L A C I O N</u>							
I. PRODUCTOS DE FISION							
a) Antiguos	0.19	0.17	0.15	0.15	0.12	0.11	0.89
b) Recientes	0.24	0.08	0.08	1.52	0.44	0.16	2.52
II. MATERIAL FISIL							
a) Pu-239 y Pu-238	0.85	0.18	2.06	6.17	1.62	2.91	13.79
B. <u>I N G E S T I O N</u>							
I. CONTAMINACION POR DEPOSICION.							
a) Hortalizas (P.F)	0.00	0.01	0.08	0.06	0.11	0.18	0.44
II. CONTAMINACION POR CONCENTRACION BIOLOGICA.							
a) Leche Local							
Sr-90	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26	1.56
Cs-137	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
I-131	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
b) Pescado Sr-90	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.12
							19.32

Esta es una dosis probable derivada a los huesos en el segundo semestre del año 1966. Se desprende de estos dos últimos ejemplos que la dosis más importante parece ser aque-

La que afecta al tejido óseo ya que es la que más se acerca a la dosis máxima admisible a pesar de que disminuye ostensiblemente por el consumo de leche local, bastante menos contaminada que la del Hemisferio Norte. Pero esta es la dosis probable derivada a los huesos al inicio de las explosiones nucleares en el Pacífico Sur. Cabía esperar lógicamente que la contaminación de la leche importada fuera disminuyendo paulatinamente gracias a la suspensión de ensayos nucleares en el Hemisferio Norte el año 1962 (con excepción de algunas pruebas efectuadas en el Asia, de escasa contribución a la contaminación de la leche en los países proveedores). Y por otro lado la contaminación por Sr-90 y Cs-137 en el Hemisferio Sur, en la zona de Lima en particular, debería registrar un evidente aumento año a año. Los resultados de los análisis radioquímicos de Sr-90 practicados en Francia hasta 1968 en la leche de Lima no mostraron aumento significativo:

1966	1967	1968
1.8 pCi/l	1.3 pCi/l	1.5 pCi/l

No hay datos para los años siguientes. A fines de 1970 la Junta de Control de Energía Atómica del Perú al ampliar las instalaciones de su Laboratorio de Radioquímica ha

iniciado su programa de cuantificación de Sr-90 en leche, que a la fecha continúa.

La importancia de la determinación de Sr-90 en leche, de todo tipo, así como la presencia de este radioisótopo en cualquier otro alimento y en la atmósfera se desprende del análisis de los cuadros 7 y 8, así como de la CMA tan severa, consignada por la CIPR en sus diversas publicaciones.

Otros núclidos muy importantes que deben detectarse en aire y alimentos son el Pu-238 y Pu-239, que como hemos visto contribuyen de manera apreciable a la irradiación de los huesos, su órgano crítico.

b.- DOSIS EN ORGANISMO ENTERO DERIVADA DE LA PRESENCIA DE Cs-137 EN CARNE.

En 1971 el Ing. A Zea al presentar su trabajo de Tesis en la UNA manifestó haber constatado contaminación por Cs-137 en los pastos de diversas zonas del país, que va de 1 a 10 pCi/Kg de pasto, que de hecho presupone una posterior contaminación del ganado por constituir su alimento básico.

Aunque aparentemente los ensayos nucleares de 1971 en el Pacífico Sur, cuyo programa fue interrumpido, no suponían un elevado tenor adicional en la deposición de Cs-137, es necesario determinar el riesgo que significa para el hombre su presencia en el forraje del ganado. Teníamos el ante-

cedente en el Hemisferio Norte, de una elevación considerable de la concentración de Cs-137 en la atmósfera, traducida en un aumento subsecuente en leche y carne el año 1963, justamente después de haberse suspendido las series de ensayos nucleares aéreos en 1962, a raíz del Tratado Sobre Prohibición de Detonaciones nucleares.

Debemos anotar que las series de ensayos nucleares en el Hemisferio Norte fueron más frecuentes, su programa tuvo un lapso muy amplio y se les asigna una potencia integrada mucho mayor que a los ensayos efectuados hasta la fecha en el Hemisferio Sur.

El Cs-137 sigue el metabolismo del potasio, y se concentra en el tejido muscular, razón poderosa para que se efectúe e incorpore a esta investigación en un trabajo específico sobre determinación espectrométrica en la carne de vaca que se consume en el área de Lima (Anexo V). Las muestras se tomaron el último trimestre de 1971 y enero de 1972.

En ninguna de las 10 muestras analizadas se pudo detectar Cs-137, resultado que no descarta la presencia de este radioisótopo en la carne; el Cs-137 pudiera existir en tan pequeña cantidad, que se encuentra bajo los límites de detección del Espectrómetro. Al conteo de las mismas se les dio un período amplio de 480 minutos por muestra; en algunos espectros gamma parecía encontrarse indicios de su existencia, pero las fluctuaciones estadísticas de la radiactividad, y del aparato mismo, no permiten hacer afirmación alguna a pesar de

haberse recurrido al afinamiento no automatizado del proceso metrológico.

En el caso de la muestra Nº 2 del 8-10 -1971 que se insinuaba como aquella en la que había más posibilidades de observarse algo de Cs-137, se efectuó un conteo más amplio de 960 minutos - 16 horas - sin resultado alguno.

Finalmente, no satisfechos con el resultado y contando con la gentil colaboración del Laboratorio de Radioquímica de la JCEA, se reunieron en una sola las 9 primeras muestras de carne y se las sometió a un proceso de separación radioquímica del Cs-137 y un doble conteo posterior; en el Espectrómetro gamma y en un Contador Beta de gran sensibilidad (de flujo gaseoso, y con circuito de anticoincidencia, supresor del conteo de rayos cósmicos). Los resultados son los siguientes:

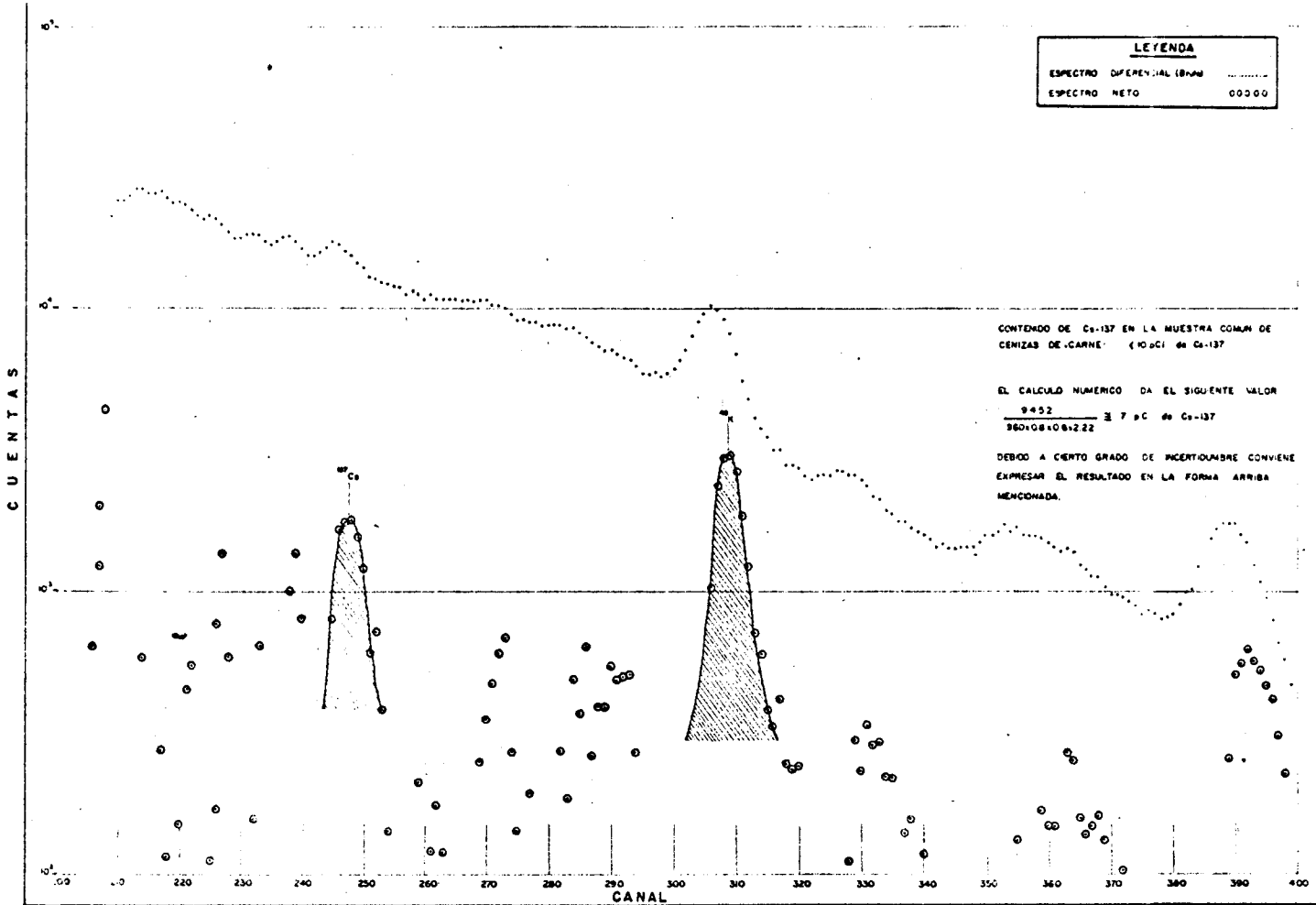
<u>Muestra</u>	<u>Resultado</u>	
Carne Fresca Kg.	Espectrometría Gamma	Contaje Beta
5.100	< 10 pCi	7.9 pCi

Por los mismos problemas de sensibilidad y fluctuaciones estadísticas expuestos antes creemos que no podemos considerar estos resultados como exactos, pero si podemos afirmar que en los 5.100 Kg. de carne analizados no hay más de 10 pCi lo que supone un máximo de 1.64 pCi/Kg de carne. Fig.9.

FIGURA 9

ESPECTRO DIFERENCIAL Y NETO 960 MINUTOS

VIA II. TUBO CONTENIENDO EL COMUN DE CENIZA DE CARNE - 9 MUESTRAS TRATADAS POR RADIOQUIMICA



En las publicaciones de los trabajos de espectrometría realizados hasta la fecha por el Laboratorio de Radiactividad ambiental de la J.C.EA. no se indica presencia de Cs-137 en la leche de producción local, entre los emisores gamma, detectados aún cuando no se han desarrollado trabajos específicos al respecto. (55).

Estos resultados coinciden plenamente con los que hemos obtenido en esta investigación. Frecuentemente se ha encontrado relación entre las concentraciones de Cs-137/Kg de carne y de Cs-137/litro de leche, siendo generalmente más altos los niveles hallados en carne. (50). Se puede apreciar

un ejemplo tomado de Suecia entre 1962 y 1966, publicado en las Naciones Unidas (91) en donde se ha graficado la concentración de Cs-137 en la carne (-X-) obtenida experimentalmente y la actividad calculada de la carne, que resulta de multiplicar por 4.3 la concentración de Cs-137 en la leche del mas precedente (-O-).

Tomado como base 10 pCi de Cs-137 en 5.100 Kg. de carne para un estimado de dosis a los músculos (organismo entero) de carne y asumiendo un consumo deliberadamente alto de 0.500 Kg. diarios de carne, el cálculo para adultos arroja un total de 0.010 mRems por año, lo que significa un 0.0002% de la DMA anual para profesionales, 0.006 % de la DMA anual somática para la población en general, y 0.02% de la DMA anual genética.

D I S C U S I O N

En la presente investigación se realiza un estudio sobre radiactividad natural en el Perú, que merece ser ampliado y profundizado, particularmente en el área de la radiactividad terrestre y marina. Las dosis de irradiación natural del hombre publicadas en la literatura científica especializada presentan valores variables que pueden llegar a 500 mRems/Kg. con un promedio de 100 mRems/año en las regiones normales.

Indudablemente mas importantes en el momento, son los estudios referentes a la contaminación ambiental por radionúclidos artificiales y su influencia sobre el hombre. Se carece de datos sobre trabajos experimentales específicos para determinar la irradiación externa que recibe el habitante del Perú, pero se estima que las dosis deben ser relativamente pequeñas.

Los trabajos experimentales así como algunos estudios efectuados en esta investigación se detallan en 5 Anexos y han sido enfocados hacia un mejor conocimiento de los fenómenos de contaminación atmosférica y en general del ecosistema, especialmente los diversos eslabones de la cadena alimentaria, con el objeto de establecer o ratificar algunos parámetros útiles en los cálculos de las dosis recibidas por la población. Las dosis son la real expresión del riesgo que para

el hombre supone la presencia de sustancias radiactivas en el medio ambiente.

Los análisis por espectrometría gamma se han destinado preferentemente a la identificación y cuantificación del Cs-137 en la atmósfera y alimentos de la zona de Lima. Su detección en uno y otro caso hace recomendable se cuantifique otro producto de fisión de larga vida media, que acusa mayor riesgo por su extenso período biológico en el hombre; el Sr-90, que siguiendo el metabolismo del Calcio se fija en los huesos. En nuestro país se hace aún mas necesaria su determinación ya que la mayor fuente de Sr-90 a la fecha parece ser la leche importada del Hemisferio Norte, cuyo consumo es creciente día a día para compensar un marcado descenso en la producción local de leche. La determinación de Cs-137 ha adquirido entonces un valor referencial con respecto al Sr-90, y por sí mismo no representa riesgo significativo demostrado por los resultados obtenidos en los análisis de carne procedente de ganado vacuno sacrificado en Lurín. En 5.100 Kg. de carne reunida de 9 muestras diferentes cuyos resultados fueron negativos, no se ha podido determinar con toda precisión por espectrometría gamma la presencia de Cs-137, que en todo caso no es superior a 10 pCi, límite de detección cuantitativa del Espectrómetro altamente sensible empleado. Las mediciones beta totales realizadas con un contador Geiger-Müller de gran sensibilidad, después de la separación radioquímica, tampoco arrojan cifras

superiores a 10 pCi de Cs-137 para el total de muestra analizada (7.9 pCi). Estos resultados están en armonía con las pruebas de espectrometría gamma de leche local efectuadas por la J.C.E.A. en las que no se ha observado presencia de Cs-137, (55). Trabajos europeos publicados por organismos de las Naciones Unidas muestran correlación en cuanto a la concentración de Cs-137 en leche y carne.

Anteriores trabajos efectuados en Lima el año 1968 (72) habían señalado contaminación por Cs-137 de la leche importada, que no fue posible detectar en la leche de producción local.

Es recomendable determinar el plutonio ambiental que contribuye a incrementar la dosis de irradiación a los huesos.

En la presente investigación los cálculos de dosis se han desarrollado tomando como base las recomendaciones del Comité Internacional de Protección Radiológica (CIPR), el más alto Organismo Internacional en la materia. Debe señalarse sin embargo, que los procedimientos y límites señalados por el CIPR se refieren a contaminación y dosis resultantes de la aplicación de la energía nuclear con fines específicos. Además debe tenerse en cuenta que la expresión "riesgo", en caso de existir de manera comprobada por pequeño que sea, puede balancearse con los beneficios que habrá de obtenerse con el desarrollo nuclear. Sowny de Inglaterra (108) en el Symposium sobre desarrollo de la energía núcleo eléctrica, al indicar

los riesgos que entraña la tecnología moderna menciona los promedios siguientes a lo largo de toda una vida:

viajes en: Automóvil 0.2%; ferrocarril 0.001%
Avión 0.02%.

uso de la píldora anticonceptiva 0.06%.

y destaca que en el caso de la utilización de la energía nuclear, los promedios han sido mucho menores y derivados principalmente de los riesgos en los cuales los límites de dosis recomendados han sido sobrepasados accidentalmente.

Por ser las únicas fuentes universales de referencia se ha tomado como patrón las recomendaciones del CIPR que no han sido preparadas para evaluar ensayos nucleares como los efectuados recientemente en el Pacífico Sur. Los organismos mundiales consideran que sólo puede aceptarse la contaminación del ambiente como resultado de la aplicación con fines pacíficos de la energía nuclear y dentro de los límites razonables estipulados, concepto encuadrado en el principio general que afirma que toda contaminación del ambiente es indeseable e inconveniente para la supervivencia del hombre; entendiéndose que el término contaminación va a ser revisado y definido en la próxima Conferencia Mundial sobre el Medio Humano, en Estocolmo.

Como hemos apreciado en el período comprendido, entre 1966 y 1970 las dosis de irradiación más altas por contaminación con núclidos de vida corta la han recibido en la tiroi-

des los lactantes el año 1966. Es probable que la dosis recibida en los huesos por los lactantes, debida a la contaminación con productos de fisión de vida larga haya sido mayor, si se integraran las dosis recibidas por contaminación con to dos los radionúclidos cuyo órgano crítico es el tejido óseo y especialmente si se calcula y adiciona la dosis recibida por ingestión de leche importada. Los datos insuficientes y aislados no han permitido efectuar un estudio serio al respecto, aún cuando estos análisis ofrecen resultados similares a los datos que se posee sobre contaminación radiactiva en el Hemisferio Norte, zona de origen del polvo de leche importado.

Los resultados obtenidos en este trabajo concuerdan con la naturaleza y característica de ensayos y artefactos nucleares detonados, así como de los procesos de difusión y precipitación radiactiva. Las detonaciones recientes de potencia megatónica inyectan la mayor parte de la mezcla de productos de fisión a la estratósfera, en donde se mantiene alejada de la tropósfera y esencialmente del suelo por un período que permite que los radionúclidos de vida corta desaparezcan casi por completo por simple decaimiento radiológico; las dosis a la tiroides son entonces mucho menores que aquellas de más baja potencia que sólo dispersan sus productos de fisión en la tropósfera y precipitan rápidamente (1966), como hemos podido apreciar en las figuras anteriores. Por otra parte no debe descuidarse los productos de fisión de período de semidesin-

tegración largo como el Cs-137 y Sr-90, que se van acumulando en las capas altas de la atmósfera (estratósfera) y van cayendo lentamente durante muchos años después de efectuadas las pruebas nucleares. De allí que en nuestros cálculos hayamos observado un aumento paulatino en las dosis de irradiación a los huesos por inhalación de productos de fisión, entre los que ocupan lugar preponderante los radionúclidos de larga vida.

Cabe señalar, que el Cs-137 ha constituido un serio motivo de preocupación en el Hemisferio Norte. Los habitantes del Norte de Finlandia y los Esquimales de Alaska llegaron a recibir las Dosis máximas Admisibles para las poblaciones, a raíz de su régimen alimenticio eminentemente carnívoro y por la intensidad de las pruebas nucleares efectuados hasta 1962. Esta dosis las recibieron recién en 1963, precisamente cuando ya los ensayos nucleares se habían suspendido; se conceptúa que recibieron 20 veces más dosis que el promedio del resto de la población del mismo Hemisferio Norte (2).

Las dosis de irradiación a los pulmones recibidas por inhalación de productos de fisión de vida corta son sumamente reducidas. Los lactantes acusan los promedios mayores, sin ser importantes.

En consecuencia el grado y forma de contaminación ambiental radiactiva dependen de las características de las explosiones nucleares, potencia de detonación, distancia, cam-

bios meteorológicos e intensidad y duración de los programas de ensayos nucleares.

En general las dosis recibidas por los habitantes de Lima, como resultado de las explosiones nucleares en el Pacífico Sur no superan las D.M.A. fijadas por el CIPR, esto significa que no hay expectativa de riesgo razonable para la población, ni para las personas que trabajan con sustancias radiactivas.

Los resultados se han establecido como dosis somáticas; deberá evaluarse aún las dosis genéticas, muy importante para las poblaciones porque contemplan la carga genética que afectará a las generaciones futuras, aunque se puede adelantar que las cifras que pudieran resultar son bastante menores que aquellas que afectan a los habitantes del Hemisferio Norte.

La contaminación que se ha detectado en la atmósfera de Lima y los pastos aledaños a raíz de las experiencias nucleares en Mururoa, no afectan los programas de desarrollo ganadero proyectados por el gobierno recientemente, ni la creación de un Centro Nuclear previsto para impulsar el desarrollo de estas actividades en el país. Sobre ambos proyectos el gobierno ha anunciado la suscripción de convenios internacionales que pueden ejecutarse sin riesgos que puedan ser atribuidos a las experiencias nucleares efectuadas a la fecha.

Debe considerarse de gran interés la realización de estudios sobre la influencia a largo plazo

en el ecosistema de radionúclidos de períodos de desintegración largo, destinados especialmente a investigar modificaciones en la biósfera.

C O N C L U S I O N E S

1a.- Se ha efectuado mediciones por espectrometría gamma, para estudiar el proceso de contaminación ambiental ra diactiva en el Perú. La concentración de Cs-137 en muestras de carne no es superior a 10 pCi en 5.100 Kg. de carne fresca.

2a.- Las dosis somáticas de irradiación, como consecuencia de los ensayos nucleares en el Pacífico Sur estimadas para la población de Lima entre 1966 y 1970, no llegan a las Dosis Máximas Admisibles recomendadas por el Comité Internacional de Protección Radiológica. Los valores más altos, calculados con los datos disponibles y utilizando algunos parámetros establecidos en este estudio, corresponden a la dosis a la tiroides recibida por los lactantes en 1966, 77.2 mRems, es decir un 7.7% de la D.M.A.

R E S U M E N

En la presente investigación se hace una exposición sobre radiactividad natural, e incluyen algunos análisis espectrométricos de sedimentos. El estudio de la contaminación ambiental radiactiva en Lima como consecuencia de los ensayos nucleares en el Pacífico Sur que se inician el año 1966, permite establecer algunos parámetros útiles para el cálculo de dosis.

Se ha efectuado determinaciones por espectrometría gamma y radioquímica de Cs-137 en muestras de carne, recolectadas durante el último trimestre de 1971 y enero de 1972. Los resultados indican que la concentración, bastante baja, no es superior a 10 pCi en 5.100 kg. de carne fresca.

En Lima las dosis somáticas más altas recibidas por inhalación e ingestión de alimentos contaminados con productos de fisión de vida corta corresponden a los lactantes, el año 1966. Se estima la dosis a la tiroides en 77.2 m Rems, un 7.7% de la D. M.A. anual fijada por el CIPR. Las menores dosis a la tiroides recibidas en los años siguientes corresponden a la intensidad de los programas de ensayos nucleares y la potencia megatónica de los artefactos detonados. Por el contrario las dosis de irradiación a los huesos por inhalación de productos de fisión, aumentaron progresivamente y adquieren su máximo valor el año 1969 con 4.8 m Rems que significan solo un 0.5 % de la D. M.A. recomendada por el Comité Internacional de

Protección Radiológica para la población en general.

La dosis recibida en los pulmones es mucho menor, así como la que resulta por ingestión de carne de producción local, cuyo contenido en Cs-137 puede relacionarse con la contaminación de pastos y forraje en general en la zona de Lima. Se estima que la dosis somática en este último caso no es superior a 0.01 m Rems/año y representa un 0.006 % de la Dosis Máxima Admisible recomendada para la población y un 0.0002 % de la DMA recomendada por el CIPR para profesionales dedicados a actividades nucleares.

S U M M A R Y

Natural radioactivity including spectrometric analyses of sediments has been studied in Peru.

The study of contamination in Lima as a consequence of nuclear assays made in the South Pacific since 1966 allowed us to establish some useful parameters.

A determination of Cs-137 by gamma spectrometry and radiochemistry in meat samples collected in 1971-1972 was also performed and the results indicated that the concentration is below 10 pc/5.100 Kg of fresh meat.

The highest somatic doses received in Lima by inhalation and ingestion of contaminated material with short-life fission products corresponded to babies (suklings), in 1966. The estimated dose to the Thyroid gland was of 77.2 mRems (7.7% of the M.P.D. established by CIPR). Lower dose to the Thyroid gland received during the following years were related to the intensity of the nuclear Programs and the potency of the detonated nuclear bombs.

On the other hand, bone irradiation doses by inhalation of fission products grew constantly until the maximum value of 4.8 nRems was reached in 1969 (0.5 % of M.P.D. as stated by CIPR).

The doses to the lungs was even lower, as well as

one that resulted from ingestion of local produced meat, whose Cs-137 content may be related to pasture and forage contamination. Somatic dose in this case was not above 0.01 mRem/year (0.006 % of MPD as stated by CIPR).

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. Atomic Radiation, RCA Service Company, C A M D E N 8, New Jersey p-2-30 -40 (1959).
2. Atoms, Nature, and Man U.S. Atomic Energy Commission, 8 - 36, 48 oak Ridge, Tennessee (1966).
3. Ancellin J. et Vilquin, IAEA "Disposal of Radiactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters", Viena (1966).
4. Amiel Pérez, J. Bol. de la J. C. E. Atómica. Vol. 12, Nº 57 pág. 113 Lima - (1967).
5. Amiel Pérez - Actas y Trabajos del Tercer Congreso Peruano de Farmacia y Bioquímica, pág. 204, Lima (1966).
6. Amiel Pérez J. "Dosis de irradiación por alimentos contaminados", Terceras Jornadas Peruanas de Bromatología y Nutrición, Lima (1967).
7. Amiel Pérez J. Bol. de la Sociedad Química del Perú, Vol. 33, Nº 3, pág. 127-135. Lima (1967).
8. Amiel Pérez, J. Bol. de la Sociedad Química del Perú, Vol. 35, Nº 2, pág. 58-62. Lima (1967).
9. Amiel Pérez, J. Revista de la Facultad de Farmacia y Bioquímica, UNMSM. Vol. 29 Nº 102, pág. 57-61, Lima (1967).
10. Avila E. Revista de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de San Agustín, Arequipa (1969).
11. Ancellin J., Michon G., Vilquin A. "Contamination experimentale de crevettes roses par le Cesium 137", CEA-B 2818. Fontenay aux Roses (1965).
12. Aarkrog A. "Prediction models for Sr-90 and Cs-137 levels in the human food chain" Health Physics Vol. 20, Nº 3, 297 (1971).
13. Brunenkant, E.J. "Atoms, Nature, and Man". U.S. Atomic Energy Commission, Oak Ridge, Tennessee (1966).
14. Balance y Perspectivas, pág. 18 CEA, Paris (1966).
15. Bilan et Perspectives, pág. 49. CEA, Paris (1967).
16. Bolles R.C. and Ballou N.E., SNRDL 456 U.S.A. (1956).
17. Briceño, C. y Amador J. Boletín de la J.C.E.A. pág. 91, Vol. 12, Nº 57, Lima - 1957.
18. Ballada J. "Determination analytique duplutoniumdans l'environnement", CEA -R 3220, Fontenay Aux Roses (1967).

19. Bennett B. "Health Physics, 19, 757 (1970).
20. Boeck R., Adams F., and Hoste J. Health Physics 20, 403 (1971).
21. Bortoli M., and Gaglione P Health Physics 17, 701 (1969).
22. Blincoc C., Bohman V. and Fountain E. Health Physics 17, 559 (1969).
23. Bortoli M. and Vander Stricht E. "Some Chemical procedures for the radiological monitoring of the environment" EUR 43882 Luxemburgo (1969).
24. Cardinali A., Frittelli L., and Lembo G Health Physics 20, 285 (1971).
25. Cancio D. Foulquier L. Grauby A. Rapportt CEA-R- 3421 Saclay (1968).
26. Coulon R., Jeannmaire L, Michon G. "Methodes D' etude de la contamination radioactive des vegetaux" CEA N^o 2339. Fontenay aux Roses (1963).
27. Chen T. and Juroda P. "World-Wide movement of fallout particles from nuclear explosions" Health Physics, Vol. 20, N^o 2, 139 (1971).
28. Cuddihy B. and Lake S. Health Physics, 19, 419 (1970).
29. Cooper W., Beck J. Chen T. and Kuroda P. "Radioactive Strontium and barium fallout" Health Physics 19, 625 (1970).
30. Devoret R. "Rangers des radiations atomiques", pág 86.- 88 Gauthier - Villars y Cil, París (1961).
31. De Boeck R, Adams F. and Hoste J. Health physics 20, 403, (1971).
32. Dousset M, "Hygiene Atomique" DPS. Saclay, 1967.
33. Durbin P., Lynd J., and Murray S., Health Physics 19, 187. (1970).
34. Ensemble automate de mesures de la Capacite Cationique des-sols par traceurs radioactifs CEN de Cadarache, D.P.S. (1965).
35. E. Klund S. Bol. OIEA, Vol. 13, N^o 1 pág. Viena (1971).
36. Eysenbud M., Mochizuki Y., and Laurer G., Health Physics 9, 1921 - 1929 (1967).
37. Faires R. y Parks B. "Radioisótopos", pág. 41-53, Eudeba Buenos Aires (1963).
38. Frère A. "Les isotopes a l'usage du médecin praticien", pág. 15 Ed. Arscia, Brucelas (1966).

39. Forbes G., Schultz F., Cafarelli C. and Amirhakimi G., Health Physics 15, 435 (1968).
40. Foulquier L et Grauby A. Actas du Symposium International de Radioecología, Cadarache, Francia (1969).
41. Foulquier L. Bovard P. et Grauby A. CR. Acad. Sc. Paris (265 p. 1745 - 1748 1967).
42. Ferronsky P. Bol OIEA, Vol. 12, Nº 6, pág. 22, Viena (1970)
43. Federal Radiation Conclil, Report Nº 7 "Sr-89 y Cs-137". U.S.A. (1965).
44. Fujita M., Iwamoto J., and Kondo M. Health Physics 16, 441. (1969).
45. Fisher H. Jr. Health Physics 19, 697 (1970).
46. Glasstone S "The Effects of Nuclear Weapons". pág. 18 - USAEC, Washington (1957).
47. Guegueniat P. "Determination de la Radioactivite de l'eau de mer" Rapport CEA - R - 3284, La Hague 1967.
48. Hamilton E. Health Physics, 19, 511 (1970)..
49. Health and Safety Laboratory, II - 79, USAEC, New York (1967)
50. Health and Safety Laboratory, II - 101, USAEC, New York (1966)
51. Houmam R.F. "Health Physics, 20, 219 (1971).
52. Hansen W., Watters R., and Yaney N. Health Physics 20, 425 (1971).
53. Hamilton E. Health Physics 19, 511 (1970).
54. Jibaja, E. Pardo C., Amiel J. Salazar E. "Radiactividad Ambiental en 1966", Bol. de la J.C.E.A. Vol. 12, Nº 51, pág. 11 - 80. Lima (1967).
55. Jibaja E. Jimenez. Comunicación Personal, 1972.
56. Jrmmet H., Dousset M. "Principes G-eneraux de la Protection controles rayonnements ionisants" CEA, Francia 1967.
57. Jacquin F. Saas A. et Grauby, Bul. Inform. Scientif et tech. CEA - Nº 106 Paris (1966).
58. Jeanmaire L "Teneur de Strontium 90 d'os humains prele ves de 1962 a 1966" CEA -R- 3381. Fontenay Aux Roses (1967).

59. Khandelar R. and Anand S. Health Physics, 20, 83 (1971).
60. Karcher G., Wheeler J., Helgeson G. and Kahn B. Health Physics 16, 301 (1969).
61. Lambert G. Rapport CEA - R 2347, pág. 5-85 180 Tesis Doctoral Saclay - Francia (1964).
62. Lucas H., Edgington D. y Markun F. Health Physics, 19, 739 (1970).
63. La Energía Nucleoeléctrica y el medio ambiente. Bol..OIEA Vol. 12, Nº 5 pág. 9 - 11, Viena (1970).
64. Le Service de Radioagronomie CEA, Louis Jean, París (1967).
65. La Protection contre les Radiations et la Surete' Radioactive au Centre de la Hague DPS, La Hague (1967).
66. "Las Detonaciones Nucleares en el Pacífico y sus consecuencias para el Perú" REMSA Nº 6. Centro Cívico del Perú (1971).
67. Langford J.C. "Particulate Pb. Pb-210 and Po-210 in the environment" Health Physics, Vol. 20 Nº 3, 331 (1971).
68. Lucas H., Edgington D., and Markun F. "Natural thorim in human bone" Health Physics, 19, 739 (1970).
69. Lengemann F. W. Health Physics, 19, 785 (1970).
70. Lengemann F. W. Health Physics, 17, 565 - 569 (1969).
71. Manipulación sin riesgos de los Radioisótopos" OIEA, Viena (1962).
72. Martínez Ching R. Tésis Bachiller "Investigación Y Cuantificación de los radionúclidos Cs-137 y K-40 en diversos tipos de leche", F. F. y B. de la UNMSM, pág. 82, Lima (1969).
73. Mechali D., Dousset M., Pardo G. y Penotet M. Health Physics, 12, 15 - 27 (1966).
74. Machta L. and Telegadas K. Health Physics, 19, 469 (1969).
75. Mistry K., Bharathan K. and Gopal - Ayengar A. Health Physics, 19, 535 - 542 (1970).
76. Mays Ch, Taylor G., Jee W. and Dougherty T. "Speculated risk to bone and liver from pu - 239 " Health Pysics 19, 601 (1970).
77. Morgan K. "Ionising radiactivo: Benefits versus risks" Health Physics 17, 539 - 545 (1969).

- 78.-Nelson I. C. "I-131 in childrens's thyroids". Health Physics.
79. Neufeld J. Health Physics 19, 253 (1970) 19, 832 (1970).
80. Odievre M., Planet J., Uzzan G. "Evaluation of bone marrow Exposure resulting from milk contamination by Sr-90 following continuous or accidental deposition on pasture land. 2do. Congreso de IRPA, Brighton, Gran Bretaña (1970).
81. Penna - Franca E., Fizman M., Lobao N., Trindade H., Costa Ribeiro C. and Santos P. Health Physics 19, 657 (1970).
82. Pareja B. y Banarer M., "Farmacotecnia", pág. 639. Campo-dónico Ediciones, Lima (1967).
83. Polikarpov G. "Radioecology of Aquatic Organism", pág. 160. North- Holland Publishing Co. Amsterdam (1966).
84. Protection contre les rayonnements, CIPR, Comité II. Gauthier-Villars Editeur. París (1963).
85. Paget M. et Hartmann L. "Les isotopes- Applications bio-cliniques" L' expansion, París (1968).
86. Pardo, Carmen R. Bol. de la JCEA. Vol. 12, Nº 57, pág. 115-118. Lima (1967).
87. Palmer R., Thomas J., Watson C., Beamer J. Health Physics 19, 775 (1970).
88. Persson R. B. Health Physics 20, 393 (1971).
89. Persson R. B. Health Physics 16, 69 (1969).
90. Potter G., Mc Intyre D., and Pomeroy D. Health Physics 16, 297 (1969).
91. Rapport du Comité Scientifique des Naciones Unies pour l'étude des effets des radiations ionisantes. 21^o session- supplement Nº 14 (A/6314) Nations Unies, New York (1966).
92. Rems y mRems, Bol. Org. Int. Energ. Atom. Vol. 12, Nº 5, pág. 25-27. Viena (1970).
93. Radiactivite de l'environnement, Dep. Prot. Sanitane. La Hague (1967).
94. Radionúclidos en el Mar. Bol. OIEA, Vol. 13, Nº 1, pág. 27. Viena (1971).
95. Ramos E. Energía Nuclear Nº 70, pág. 127-140. Madrid (1971).

96. Román J. "Estudio de lluvia radiactiva en el Area de Lima Metropolitana. Informe presentado al I. de Salud. Ocup. Lima (1966).
97. Retombees Radioactives 1966 - Francia (1967).
98. Retombees Radioactives Années 1967 et 1968 - Francia (1969).
99. Retombees Radioactives Mai - Decembre 1970 - Francia (1971).
100. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Revised 1962, Pub. 2. Pergamon Press-Londres (1963).
101. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Revised 1962, Pub. 2, Pergamon Press-Londres (1965).
102. Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation" Pergamon Press London (1959).
103. Reabe C.G. Health Pysics 18, 733 (1970).
104. Romney E., Mork H. and Larson K. Health Physics. 19, 481 (1970).
105. Sosa J. Junta de Control de Energía Atómica del Perú. Comunicación Personal (1971).
106. Summers D. L. and Gaske M.C. Health Physics 4, 289. New York (1961).
107. Seas A. Genevey C. et Grauby A. "Methodes d' extraction, de Separation et de dosage du strontium dans les sols" CEN. Cadarache. Francia.
108. Sowny F.D. Boletín OIEA Vol. 12, Nº 5, pág. 25, Viena (1970).
109. Salazar, Carlo E., Boletín de la JCEA, pág. 101. vol. 12 - Nº 57, Lima 1967.
110. Stara J., Nelson N., Della R. and Bustad L. "Comparative metabolism of radionuclides in mammals: A review "Health Physics, 20, 113 (1971).
111. Shiraishi Y. and Ichikawa R. "Fallout Sr-90 in beer "Health Physics. 19, 443 (1970).
112. Sarma T., Krishnamoorthy T. Sastry V. "Health Physics 20, 23 (1971).
113. Strackee L., and Mattern F. Health Physics 18, 641 (1970).
114. Twardock A. and Crackel W. Health Physics 16, 315, (1969).

115. Uchiyama M., Iinuma T. and Saiki M. Health Physics 16, 277 (1969).
 116. Veall N. y Vetter H. "Técnicas con radioisótopos para la investigación y el diagnóstico en clínica" Eudeba. Buenos Aires (1964).
 117. Vennart J. "Radiotoxicology of Tritium and C-14 compounds" Health Physics 16, 429 (1969).
 118. Wolf W. y Balabán A.T. Bol. Org. Int. Energ. Atom. Vol. 13, Nº 1, Pág. 13-19, Viena (1971).
 119. Witherspoon J. and Taylos F. Jr. Health Physics 19, 493 (1970).
 120. Weng P., Tsai C. and Cheng C. Health Physics 19, 563 - 569 (1970).
 121. Walker J. and Edmondson F. Health Physics 16, 85 (1969).
 122. Yamada T. Bol. Org. Int. Energía Atom. Vol. 12, Nº 6, pág. 2-3 (1970).
 123. Zea A. Tesis U.N. Agraria, (Ref. Publicaciones Periódicas y JCEA). Lima (1971).
-

A N E X O I

ANÁLISIS ESPECTROMÉTRICO DE ALGUNOS SEDIMENTOS

MARINOS Y DEL LAGO TITICACA

1. Obtención y Acondicionamiento de la Muestra

Las muestras fueron proporcionadas por el Profesor Dr. Néstor Treves, quien las obtuvo en diversas expediciones científicas oceanográficas. Se da como referencia de la zona de extracción de los sedimentos marinos, los lugares mas cercanos de la costa que se detallan mas adelante. En general se han seleccionado segmentos que no corresponden a la parte superficial de los sedimentos. El procedimiento de acondicionamiento de la muestra es el siguiente: los segmentos se pulverizan, homogenizan y tamizan. Luego se pesa una cantidad adecuada que se coloca en un tubo de plástico de 2.5 cm. de diámetro por 6 cm. de altura, verificando peso y altura para los efectos de cuantificación, en base a la eficiencia del instrumento de detección en las condiciones anotadas.

2. Espectrometría gamma.

Para los análisis realizados se ha utilizado un conjunto de Espectrometría del Laboratorio de Radiactividad Ambien

(x) Profesor del Dpto. de Geología de la UNMSM y de Oceanografía de la UNFV.

tal de la Junta de Control de Energía Atómica, formado por las unidades siguientes:

- a) Dos detectores de centelleo con monocristales de INa activados con Tl de 4 " , independientes entre sí. Constituyen las dos vías con características de contaje distintas. La primera Vía es un cristal plano y registra de 0 al canal 199, y la segunda vía es un cristal pozo que va del canal 200 al 399.
- b) Un analizador Intertechnique S.A. de 400 canales, con pantalla osciloscópica; cronómetro con fijación automática del tiempo de análisis; selector y escala de alto voltaje, y un conjunto de teclas para la programación que corresponde al osciloscopio, impresión, prueba y espera.
- c) Un chasis de amplificación AP-17, el cual regula la amplificación de ambas vías por separado.
- d) Un chasis de comando intermedio BK-21 con el que se discrimine la salida de datos, ya sea a la cinta perforada o a la máquina de escribir; y a la inversa, recibe los datos de la cinta perforada y los acumula en la memoria del analizador; o bien, corrida bajo signo negativo disminuye canal a canal en el Espectro Bruto, los impulsos registrados en la cinta que corresponden al Espectro de Cuenta de Fondo. Se obtiene así el Espectro Neto, en sistema automatizado.
- e) Una perforadora de cinta Tally con su unidad de transferencia tipo BK - 22.
- f) Una máquina de escribir B-6 221 IBM para la tabulación auto-

mática y mas minuciosa de datos. Su trascripción en papel logarítmico permite la representación del Espectro obtenido, así como la identificación y cuantificación de las radionúclidos presentes.

Para el efecto es necesario integrar el área del pico fotoeléctrico y transformar las unidades relativas (cuentas) en absolutas mediante la calibración. Se efectua dentro de los procedimientos establecidos empleando patrones de energía y actividad conocida, para precisar la eficiencia del conteo que está en relación con la energía del rayo incidente y el cristal empleado, eficiencia de la geometría, y calibración de estabilidad de ganancia del espectrométero. Determinadas las cuentas del fotopico en el Espectro Neto se ha calculado la actividad corespondiente a cada radionúclido, en este caso K-40 aplicando la fórmula:

$$\text{Actividad en pCi/kg} = \frac{C \times Fa}{T \times Fc \times R \times p}$$

en donde :

C : Cuentas totales en el pico fotoeléctrico

Fa : Factor de la muestra analizada (de transformación en caso de haberla)

T : Tiempo de medición expresado en minutos

Fc : Factor de conversión de desintegraciones por minuto a picocuries (2.22)

R : Factor de rendimiento : eficacia de la vía en función de la altura y la energía característica del radionú-

clido

p : Peso de la muestra utilizada en la medición.

3. Resultados

<u>Muestra</u>	<u>Procedencia</u>	<u>Act. ⁴⁰K pCi/Kg .</u>	<u>F. Medición</u>	<u>Tiempo de contaje</u>
M-1	Sedimento frente a Pisco	1500 ± 300	15-1-69	600'
M-2	Sedimento del Lago Titicaca	1600 ± 300	15-1-69	600'
M-3	Sedimento frente a la Pampilla	1500 ± 300	13-2-69	600'
M-4	Sedimento Frente a la Pampilla	1400 ± 300	13-2-69.	600'
M-5	Sedimento frente a la playa Santa Rosa	1300 ± 250	18-2-69	600'
M-6	Sedimento frente a la playa Santa Rosa.	1400 ± 300	18-2-69	600'
M-7	Sedimento Puerto Caballa	1700 ± 350	24-2-69	600'
M-8	Sedimento Islas de Pucusana	1800 ± 350	24-2-69	600'
M-9	Sedimento Frente al Rio Tumbes	1600 ± 300	26-2-69	600'

En la muestra M-7 (Puerto Caballa) se notó la presencia en mayor proporción de radioisótopos de las Series del Uranio y Thorio, que en las otras muestras. En el espectro neto de la muestra M-2, sedimento del Lago Titicaca, la presencia de radioisótopos es casi imperceptible.

A N E X O I I

ESTIMADO DE DOSIS A LAS TIROIDES

A.- IRRADIACION POR INHALACION

1.- Métodos de Cálculo

Los Cálculos efectuados utilizan los datos proporcionados por la J.C.E.A., además estimados establecidos en base a relaciones de concentración entre diversos parámetros del complejo proceso de contaminación ambiental radiactiva (atmósfera- hortalizas -leche) y encuadrados en los principios generales de protección contra las radiaciones ionizantes (91,56,32) así como en procedimientos publicados recientemente, entre ellos los trabajos de Eisembud y Col (36) y especialmente los de Mechali y col. (73) relativos a las dosis a la tiroides liberadas por inhalación o ingestión de I-131 y productos resultantes de la fisión de Pu- 239 por neutrones rápidos.

Mechali y col. utilizan el modelo matemático propuesto por Riggs para el metabolismo del Iodo de tres compartimentos, relacionados para el pasaje del núclido por 5 constantes determinadas en sujetos normales y en estado de equilibrio para el Iodo. El método de cálculo es complejo y comprende tres etapas en donde debe derivarse e integrarse matemáticamente los valores obtenidos en los diferentes compartimentos.

Se obtiene así la dosis derivada a la tiroides después de la inhalación de 1 mCi de productos de fisión, en función del tiempo transcurrido desde la fisión del Pu-239 producida por neutrones rápidos y la inhalación. El cálculo para el conjunto isobárico Teluro-Iodo se efectúa en tres etapas:

1) La actividad total del Iodo que llega del tracto gastro-intestinal al compartimiento I o del Iodo mineral, y está dado por:

$$\int_0^{\tau_1} \frac{Q_{RI}}{2\tau_1} e^{-\lambda_1 t} dt = \frac{Q_{RI}}{2\tau_1 \lambda_1} (1 - e^{-\lambda_1 \tau_1})$$

Se añade el cálculo para el Teluro que es algo más complejo.

2) Número total de desintegraciones del Iodo en el compartimiento T o del Iodo tiroideo, que resulta de:

$$N_I = \int_0^{\infty} q(t) dt$$

de donde

$$N_I = \frac{K_1}{(K_1 + K_2 + \lambda_I)(K_3 + \lambda_I)} Q_I$$

3) La dosis a la tiroides en rads que corresponde a las N_I desintegraciones, queda representada por la expresión:

$$D = 10^{-1} \frac{K_1 Q_I \epsilon}{(K_1 + K_2 + \lambda_I)(K_3 + \lambda_I)}$$

en donde están dados los valores

Q_I	en	Ci		K_1	en	h^{-1}
ϵ	en	MeV		K_2	en	h^{-1}
λ_I	en	h^{-1}		K_3	en	h^{-1}

Los tres compartimientos antes mencionados son los del

Iodo mineral, Iodo tiroide y Iodo Orgánico extratiroideo. Finalmente se obtiene la dosis liberada en la tiroides del adulto después de la inhalación de 1 mCi de productos de fisión, cuyo período va de 3 a 30 días de transcurrida la fisión del Pu-239. Esta correspondencia se debe exclusivamente al I-131:

1 mCi de P.F. inhalado ----- 120 Rems/tiroides del adulto.

2.- Parámetros Utilizados

	<u>Lactantes de 6 mes</u>	<u>Niños de 7 a.</u>	<u>Adultos</u>
Débito respiratorio	4 m ³ /día	10 m ³ /día	20m ³ /día
Masa de la tiroides	2 g	7 g	20 g
Energía Efectiva (I-131)	0.20 Mev.	0.21 Mev.	0.23 Mev.

La relación entre la actividad en pCi/m³ y dosis liberada a la tiroides se establece aplicando:

$$1 \text{ pCi, día/m}^3 \text{ --- } \frac{1.2 \times 10^2 \times 10^{-9} \times 10^3}{\text{mrems/pCi de PFinhalados}} \times \frac{20 \text{ g}}{\text{m (g)}} \times \frac{\text{débito respiratorio}}{\text{m}^3/\text{día}}$$

$$\times \frac{\text{Energía Efectiva}}{0.23 \text{ Mev.}}$$

En donde :

$$1 \text{ pCi día/m}^3 \text{ ---- } 2.4 \times 10^{-3} \text{ mRems/ adultos}$$

$$3.13 \times 10^{-3} \text{ mRems/ niños de 7 años}$$

$$4.18 \times 10^{-3} \text{ mRems/ Lactantes de 6 meses.}$$

B.- IRRADIACION POR INGESTION DE LECHE

El método utilizado para calcular la Irradiación de la Tiroides por consumo de leche contaminada por I-131, es el siguiente:

Se suman los pCi/litro de leche de I-131 obtenidos experimentalmente cada día.

Cuando no existen datos de algunos días se fija un valor lineal entre 2 cifras próximas, según el resultado de estudios comparativos. Estableciendo la relación Actividad Beta Total Artificial Atmosférica y Concentración de I-131 en leche se han efectuado estimados en períodos mas o menos amplios. Las cifras finales de concentraciones de I-131 decrecientes que ya no se ha podido cuantificar por limitaciones del Espectrómetro, se han estimado por extrapolación.

Los consumos (C) de leche son estimados personales y se han fijado en 1 litro/día para lactantes y 1/2 litro/ día para niños y adultos.

Conociendo el total de pCi/litro se aplica la Relación.

1 pCi/l:

$$\begin{array}{ccccccc}
 \frac{1}{\text{día}} & \frac{\text{d.p.s}}{\text{pCi}} & \frac{\text{erg}}{\text{Mev}} & \frac{\text{seg}}{\text{día}} & \text{fw} & \text{Mev} & \\
 \hline
 C & \times 3.7 \times 10^{-2} & \times 1.6 \times 10^{-6} & \times 3.6 \times 10^3 & \times 24 \times 0.3 & \times E & \\
 \hline
 & & 0.091184 & \times & \text{m} \times 100 & & \\
 & & \text{Vida efectiva (día}^{-1}\text{)} & & \text{g} & &
 \end{array}$$

Aplicando la fórmula en cada caso se tiene:

para los lactantes de 6 meses

$$1 \text{ pCi. día/ litro} \quad \text{-----} \quad 1.18 \times 10^{-5} \quad \text{Rems}$$

para los niños de 7 años

$$1 \text{ pCi día/litro} \quad \text{-----} \quad 5.05 \times 10^{-6} \quad \text{C Rems}$$

para los adultos

$$1 \text{ pCi día/litro} \quad \text{-----} \quad 1.94 \times 10^{-6} \quad \text{C Rems}$$

En los 2 últimos casos $C = 0.5$ litro/día.

C.- IRRADIACION A LA TIROIDES POR CONSUMO DE HORTALIZAS CONTAMINADAS CON PRODUCTOS DE FISION

Como se ha señalado y puede observarse en la Fig. N° 4 existe relación entre Actividad Artificial Atmosférica, contaminación de hortalizas por productos de fisión y por I-131, así como concentración de I-131 en leche. Aunque esta relación es evidente no siempre es proporcional de otro lado es fácil advertir que no corresponde a los factores señalados por Beattie (An Assessment of Environmental Hazard from fission products releases). Por tanto hemos preferido efectuar el cálculo de dosis por ingestión de hortalizas utilizando los valores de CMA_{agua} y los resultados directos de mediciones de I-131 en hortalizas obtenidos por la JCEA, aplicando el método para órgano crítico que veremos en

Anexo III. En ausencia de datos nos hemos valido de las correspondencias ya señaladas para aire, leche y hortalizas.

Para niños de 7 años y adultos se ha considerado un consumo de 100 g/día de hortalizas.

Los resultados obtenidos se han presentado en la fig. No 5.

- - -

A N E X O I I I

ESTIMADO DE DOSIS A LOS PULMONES Y HUESOS POR INHALACION DE PRODUCTOS DE FISION COMO CONSECUENCIA DE LAS EXPLOSIONES NUCLEARES EN EL PACIFICO SUR

Para la evaluación de la Dosis a pulmones y huesos que por inhalación recibe el habitante de Lima, debe considerarse:

- a) Que estos cálculos se refieren únicamente a los productos de fisión de reciente formación y a la inhalación de los mismos por la población de Lima. Por lo tanto se ha excluido al Plutonio.
- b) Inmediatamente después de cada explosión nuclear en Mururoa se inició el proceso de traslación y difusión en la atmósfera de los productos de fisión formados.
- c) Las curvas de Bolles y Ballau (16) corresponden a la fisión U-235 y por su similitud pueden aplicarse al Pu-239.

- d) Estos radionúclidos se trasladan hasta nuestras costas, en velocidad y proporción que responde a sus características físicas, así como a las condiciones meteorológicas involucradas en este proceso.
- e) Espectrométricamente se ha determinado la presencia de muchos radionúclidos, como ya se ha mostrado.
- f) En cambio es difícil establecer espectrométricamente la presencia de algunos productos de fisión, sea por que su proporción es muy pequeña o bien porque se trata de emisores beta puros, como el Estroncio -90. Para estos casos, así como para verificar la presencia de emisores alfa en la atmósfera, se requiere la utilización previa de técnicas de radioquímica que permitan la separación de estos radionúclidos.
- g) Debe suponerse que en la mezcla de productos de fisión que llegan a Lima, existan estos elementos y otros como el Xenón-133 que a pesar de ser gaseoso y pueda haberse difundido y diluído rápidamente en los lugares aledaños a las explosiones, pudieran haber nos llegado en cantidad tal vez menores. Es posible que las proporciones de algunos radionúclidos en la atmósfera de Lima sean diferentes a aquellas que existían en el lugar de la explosión en su inicio, dependiendo naturalmente de fenómenos de dilución y difusión atmosférica.
- h) Sin embargo, debemos asumir que las proporciones de los productos de fisión en la atmósfera de Lima incluyendo la del Xenón-133, corresponden a las curvas de Bolles y Ballou, hipótesis que nos

permite utilizar el trabajo de Summer y Gaske (106) sobre Concentraciones Máximas Admisibles (CMA) de radionúclidos, referido precisamente al trabajo de Bolles y Ballou y en relación a órgano crítico (este estudio se efectuó especialmente para exposición ocupacional).

Tomando como base el concepto de que la CMA corresponde a la dosis de irradiación máxima que los diversos tejidos del organismo pueden recibir y comparándola con la actividad de los productos de fisión resultantes de las experiencias nucleares, se han obtenido los valores estimados de dosis.

La distribución de estos núclidos en los diversos tejidos orgánicos no es uniforme. Cada radioisótopo tiene selectividad para determinado órgano, que al captarlo en mayor proporción resulta el más afectado; se le designa entonces órgano crítico.

Estudios complejos han permitido establecer la Dosis Máxima Admisible (DMA) recibida por inhalación o ingestión de un radionúclido cualquiera, calculada para un posible período efectivo de 50 años y en relación a los órganos críticos respectivos. Asimismo, se han establecido las Concentraciones Máximas Admisibles (CMA) de estos núclidos en aire y agua, que inhalados o ingeridos determinan la DMA, tratándose de exposición profesional.

1.- M E T O D O

No siendo posible identificar y cuantificar la mayor parte de productos de fisión presentes en la atmósfera, nos hemos valido del trabajo de Summer y Gaske (106) sobre CMA de mezclas de productos de fisión, en relación a su proporción relativa dependiente de la fecha de fisión, mezclas muy semejantes a las que recibimos en cada nueva contribución de productos de fisión. Estas curvas están referidas a órganos críticos, que varían de acuerdo a los cambios por decaimiento de la proporción relativa en la mezcla de productos de fisión. No hemos, a pesar de ello, realizado modificación alguna para determinar la dosis a los pulmones ya que el órgano crítico en las curvas de Summers y Gaske entre 3.8 y 38.5 días lo constituye este órgano, y en un período posterior muy extenso el órgano crítico lo conforman los huesos.

El procedimiento seguido se sintetiza de la manera siguiente:

1. Para calcular la dosis en un día cualquiera $d + x$ (x días después del día d de la explosión) , para productos de fisión recientes (P.F. Rct.) correspondientes a un ensayo nuclear francés, se relaciona su actividad y la cifra de CMA en aire indicada para ese día $d + x$ en las curvas de Summer y Gaske, cifra dividida entre 3 para llevarla a exposición profesional continua: 168 horas semanales. En el trabajo original las curvas corresponden a exposición profesional de 40 horas semanales.

2. Se establece entonces la relación entre la fracción de CMA hallada y la DMP diaria para el órgano crítico respectivo en exposición profesional continua.

La fórmula que expresa los pasos estipulados es la siguiente:

$$D_s = \frac{A}{CMA_{168}} \times DMA_{\text{día}} \quad (I)$$

En donde:

D_s = Dosis calculada para el día $d + x$

A = Actividad medida

CMA_{168} = Concentración Máxima Admisible según S. y G. en exposición continua, para profesionales.

$DMA_{\text{día}}$ = Dosis Máxima Admisible por día en un órgano crítico determinado (profesionales).

Tomando como ejemplo los huesos como órgano crítico

tenemos:

$DMA_{\text{día}}$ para huesos: En 1 año --- 30 Rems

$$1 \text{ día} = \frac{30}{365} = 0.0822 \text{ rem} = 8.22 \times 10^{-2}$$

Reemplazando $DMA_{\text{día}}$ en (I) tenemos

$$D_s = \frac{A}{CMA_{168}} \times 8.22 \times 10^{-2}$$

Para el cálculo de irradiación al aparato respiratorio se utiliza el mismo procedimiento. La DMA anual es de 15 Rems; en consecuencia la D_s día en la fórmula es de 4.11×10^{-2} Rems. A diferencia del caso anterior (dosis a los huesos) en donde los

cálculos continúan indefinidamente, en el estimado de dosis recibida en los pulmones por inhalación de Productos de Fisión se han dado por finalizados los cálculos en el presente trabajo 2 meses después del último en el que se realizó una prueba nuclear; extendiendo algo más el período respectivo a modo de compensación por las cifras no consideradas, entre una serie de ensayos nucleares y otra.

En la práctica se reúne los datos y calcula década por década. Los parámetros utilizados son los siguientes:

	<u>Lactantes de</u> <u>6 meses</u>	<u>Niños de</u> <u>7 años</u>	<u>Adultos</u>
Débito respiratorio	4 m ³ /día	10 m ³ /día	20m ³ /día
Masas de los pulmones	110 g	400 g	1,000 g

2.- R E S U L T A D O S

Se pueden apreciar en las Fig. N^o 6

Los estimados de dosis de irradiación a los pulmones muestran cifras sumamente bajas comparadas con la D.M.A. Siempre dentro del mismo orden de magnitud, las dosis que corresponden a los lactantes son mas altas en razón de la masa total, mucho menor.

Las dosis a los huesos, considerando sólo de productos de fisión, confirman nuestras apreciaciones al aumentar con los ensayos recientes. Se ratifican las consideraciones teóricas

A N E X O IV

DECAIMIENTO RADIOLOGICO DE LOS AEROSOLES RADIATIVOS ARTIFICIALES

1.- ANALISIS ESPECTROMETRICO DE LOS AEROSOLES RADIATIVOS DESPUES DE 4-5 AÑOS DE TOMADA LA MUESTRA.

Obtención de la muestra

Las muestras utilizadas fueron proporcionadas por la JCEA, tomadas al azar entre las primeras recolectadas los años 1966 y 1967. Las características de su recolección y acondicionamiento son las siguientes:

- Retención de los aerosoles y radionúclidos gaseosos adheridos a partículas sólidas en filtros especiales "Delbag", al succionar aire ambiental.
- La eficiencia de retención es del 99.98 % para partículas de 0.1 micrón o más. Los productos de fisión forman partículas que van de 0.1 a 1,000 micrones.
- Flujo promedio de aire aspirado por la bomba de vacío: $10 \text{ m}^3/\text{minuto}$.
- Tiempo de recolección: 2 a 5 días.
- Prensado del filtro a 300 Kg/cm^2 y 200°C de temperatura, obteniéndose una masa vitrificada de forma cilíndrica,

es decir de Geometría definida para los efectos de eficiencia de conteo.

Metrología Nuclear: Instrumento de Detección y Cuantificación.

Conjunto para Espectrometría gamma descrito en el Anexo I.

El tiempo de contaje para las últimas mediciones es de sólo 120' (dos horas) pero se ha aumentado proporcionalmente en las figuras únicamente para fines de comparación.

R e s u l t a d o s

En el cuadro Nº 10 se detallan las características del proceso.

CUADRO Nº 10

No de filtro	Fecha de Recolección	Volumen analizado	Fechas de Medición	Concentración de Cs-137
10	3 al 5/10/1966	10,000 m3	1a.) 31-10-1966 2a.) 3- 9-1971	No detectable
16	25 al 28/10/1966	13,000 m3	1a.) 5-11-1966 2a.) 17- 8-1967 3a.) 9- 9-1971	0.021 pCi/m ³
135	2 al 6/10/1967	19,000 m3	1a.) 19-10-1967 2a.) 8- 9-1971	0.010 pCi/m ³

La concentración de Cs-137 ha decrecido de un año a otro;

fenómeno explicable ya que responde a un proceso de difusión troposférico, resultado de la baja o moderada potencia de los ensayos efectuados, y la intensidad de los programas de detonaciones recientes realizadas a la fecha de muestreo.

Debe aclararse, sin embargo, que la precipitación radiactiva iniciada en la estratósfera no es un proceso masivo e inmediato y tiene un período sumamente largo.

2.- DECAIMIENTO EN LA ACTIVIDAD BETA TOTAL DE LOS AEROSOL RADIATIVOS ARTIFICIALES.

El objeto de esta experiencia es comparar la velocidad de decaimiento radiológico de los aerosoles radiactivos contenidos en una muestra captada un día cualquiera y las fluctuaciones que implica un proceso de decaimiento de la radiactividad atmosférica artificial de Lima, en un período dado.

Obtención de la muestra.

Las muestras proporcionadas por la JCEA ofrecen las siguientes características:

CUADRO N° 11

Nº de Filtro	Fecha de Recolección	Volumen analizado
252	19 - 6 - 71	264 m3
253	20 - 6 - 71	246 m3
325	31 - 8 - 71	275 m3
326	1 - 9 - 71	108 m3

En este caso el filtro es circular, tipo Poelman Jaune de celulosa-asbesto con una retención del 97 % de aerosoles. El aparato de succión es de bajo flujo, 10 a 13 m3/hora, y toma la muestra de aire a 1.5 m del nivel del suelo.

Instrumentos y métodos de conteo

El análisis radiométrico se efectuó por contaje Beta total. El instrumento utilizado es una unidad Intertechnique con blindajes de plomo y cobre, con eficiencia aproximada de 0.40 a 0.50 y un alimentador automático de muestras. Consta de:

- Dos contadores de medida Geiger-Muller con flujo gaseoso tipo S-30, con una eficiencia aproximada del 100% para las radiaciones ionizantes que penetran al elemento sensible.

- Dos contadores Geiger-Muller con flujo gaseoso y circuito de anticoincidencia en relación con los contadores de medida, supresores del conteo por rayos cósmicos que permite bajar la cuenta de fondo y aumentar la sensibilidad en el conteo (tipo S-33).
- Regulador neumático. La mezcla gaseosa está constituida por Helio y 0.95 % de isobutano.
- Dos registradores tipo ES-15 de lectura integrada.

Los filtros utilizados se miden antes-cuenta de fondo- y después de la recolección de la muestra - cuenta total. Restada la cuenta de fondo de las cuentas totales se obtienen las Cuentas netas. Para obtener la Actividad por m3 se aplica la fórmula siguiente:

$$A = \frac{\text{C.p.m.}}{E \times 2.22 \times V} = \frac{\text{C.p.m.}}{0.42 \times 2.22 \times V}$$

en donde:

A = Actividad expresa en picocuries (o micromicrocuries) por m3.

C.p.m. = Cuentas netas por minuto.

E = Eficiencia, determinada con un patrón de potasio.

V = Volumen analizado.

La eficiencia se ha determinado de acuerdo a las técnicas establecidas y detallada por C. Pardo (86).

RESULTADOS

Se han graficado en papel semilogarítmico, Fig.7. Como se observa las curvas que corresponden al análisis inmediato de la radiactividad atmosférica de Lima presentan declinación más pronunciada que aquella que ocurre por simple decaimiento radiológico, en el filtro-muestra.

Este hecho se explica en nuestra experiencia por el tiempo relativamente corto transcurrido desde la fecha de las detonaciones nucleares y los días de medición de la radiactividad atmosférica; esto significa que la precipitación es aún troposférica en su mayor parte y cae sobre la superficie del globo en alta proporción, disminuyendo rápidamente sus reservas atmosféricas y por consecuencia su concentración en el momento de la precipitación radiactiva. Este proceso de disminución de concentración se suma al fenómeno de decaimiento radiológico que también lo acompaña.

A N E X O V

DETERMINACION ESPECTROMETRICA DE Cs-137 EN CARNE DE VACA

El objeto de este trabajo es determinar la concentración de Cs-137 en carne de vaca y establecer el grado de peligro que su consumo puede ocasionar. Trabajos recientemente publicados han constatado contaminación por Cs-137, de los pastos en diversas zonas del país (123).

1.- TOMA Y PREPARACION DE LAS MUESTRAS

Las muestras de carne se han obtenido de ganado sacrificado en Lurín, procedente de diversas zonas del país, especialmente del Sur y eventualmente engordado antes de su sacrificio. No se han adquirido muestras de carnicerías o lugares de venta que pudieran proporcionar carne importada. Debe señalarse sin embargo, que no ha sido posible establecer fehacientemente el tipo de alimentación del ganado aunque existen referencias de que no es diferente del que se ofrece a la gran mayoría de vacunos en el país; se indica además que los días previos al sacrificio del ganado uno de los constituyentes importantes de su régimen alimentario es el pasto de zonas aledañas a Lurín.

Todas las muestras corresponden a la misma calidad de tejido muscular. La carne fresca se convierte en cenizas

con el fin de reducir su volumen y concentrar el radioisótopo presente, para aumentar la sensibilidad del procedimiento de análisis al mejorar la eficiencia de los instrumentos de medición. Para el efecto se la coloca en una mufla a temperatura no mayor de 400°C, límite que permite minimizar las pérdidas por volatilización (109).

Las cenizas obtenidas se acondicionan en envases plásticos de geometría adecuada para el contaje; se establece la relación carne fresca/cenizas para realizar los cálculos correspondientes.

2.- INSTRUMENTO DE MEDICION EMPLEADO

El espectrómetro gamma multicanal, de gran sensibilidad, se ha descrito en el Anexo I. Las calibraciones de eficiencia y estabilidad ya publicadas (17), ofrecen versatilidad y precisión a los análisis radiométricos, naturalmente dentro de los límites de detección. El tiempo de medición fue de 480 minutos.

3.- RESULTADOS

Los resultados obtenidos se muestran en el Cuadro siguiente:

CUADRO N° 12

Nº de la Muestra	Fecha de Recolección	Carne fresca Peso en g.	Cenizas Peso en g.	Concentración de Cs-137
1.	5.10.71	1,830	12.35	No detectado
2.	8.10.71	450	6.84	" "
3.	22.10.71	250	3.41	" "
4.	16.11.71	350	3.89	" "
5.	19.11.71	380	4.17	" "
6.	23.11.71	290	3.59	" "
7.	3.12.71	470	4.24	" "
8.	14. 1.72	360	5.00	" "
9.	21. 1.72	720	11.05	" "
10.	28. 1.72	310	3.41	" "

El contaje de la muestra N° 2 que parecía contener muy pequeñas cantidades de Cs-137, se repitió ampliando el Tiempo de medición a 980 minutos, sin resultado positivo.

4.- SEPARACION RADIOQUIMICA

No habiéndose detectado Cs-137, se integraron las 9 primeras muestras (5.100 Kg) y con el objeto de tener la mayor concentración de Cs-137 en un mínimo volumen que permitiera su posterior medición, se procedió a separar radioquímicamente el Cs-137 de otras sustancias y radioisótopos, especialmente el K-40. La cuantificación se hizo finalmente por lectura directa en conteo Beta y también por Espectrometría nuclear.

El procedimiento empleado, ⁽⁺⁾ publicado por Bortoli y Van der Stricht (23), se fundamenta en un ataque ácido de la muestra, y adsorción del Cs-137 con fosfomolibdato de amonio a pH menor de 3.

Lectura por Conteo Beta

Se efectuó con el Contador Geiger descrito en el apéndice anterior; los cálculos se efectuaron con la misma fórmula:

$$\begin{array}{rcl} \text{c.p.m} & : & 12.15 \\ \text{cuenta de fondo} & : & 4.10 \\ \hline \text{c.p.m. netas} & & 8.05 \end{array}$$

Aplicando la fórmula para una eficiencia: 0.466.

$$A = \frac{8.05}{0.466 \times 2.22} = 7.88 \text{ pCi de Cs-137 para 5.100 Kg. de carne fresca.}$$

Determinación por Espectrometría gamma

Como se observa en la fig. 9. la formación del pico-fotoeléctrico no muestra la consistencia requerida dados los fenómenos estadísticos que acompañan el proceso para dar un resultado preciso. Además parece insinuarse la presencia de pequeñas cantidades de K-40. De allí que sólo se puede afirmar que la concentración de Cs-137 no es superior a 10 pCi, límite de detección del Espectrómetro.

(+) La separación radioquímica se efectuó en el Laboratorio de Radioquímica de J.C.E.A. con la valiosa ayuda de la Prof. Quím. Carmen R. de Pardo, Jefe del Laboratorio.