



Universidad de Valladolid

Facultad de Ciencias
Grado en Física

RADIATIVIDAD EN AGUAS DE CONSUMO

Autora:

LAURA SANTOS HERNÁNDEZ

Tutora:

M^A DEL PILAR ÍÑIGUEZ DE LA TORRE BAYO

Julio 2017

Índice

Resumen	1
Abstract	2
1. Introducción	3
2. Radiactividad en el ambiente	5
3. Instrumentación de medida	12
3.1. Centelleador líquido	12
3.1.1. Fotodetectores	13
3.1.2. Líquido centelleador	14
3.2. Analizador Multicanal	16
3.3. Discriminación de forma α y β	17
3.4. Quantulus Wallac 1220	20
4. Medidas realizadas y resultados obtenidos	24
4.1. Preparación de las muestras	24
4.2. Medidas de radiactividad	27
4.2.1. Calibración de la eficiencia de conteo del equipo	28
4.2.2. Actividades resultantes de aguas de diferentes pozos	31
4.2.3. Medida del crecimiento del Bi-210	35
5. Conclusiones	37
Agradecimientos	38
Bibliografía	39

Resumen

En este trabajo se ha medido la radiactividad del Pb-210 en aguas en entornos de la comunidad de Castilla y León.

De las muestras de aguas extraídas de las diferentes localizaciones, se han preparado, mediante procesos químicos, la separación del Pb-210 de las muestras para, después, medir su actividad con un equipo de centelleador líquido.

El trabajo ha sido realizado en el LTI de la UVa, bajo la supervisión de su personal técnico.

Abstract

Pb-210 radioactivity in waters of Castilla y León has been measured in this work. Of the extracted samples, the separation of Pb-210 has been prepared through chemical processes followed by the measurement of its activity with a liquid scintillation counter. This work has been prepared by LTI of UVa, under the supervision of its technical staff.

1. Introducción

En 1896, H. Becquerel observó que las sales de uranio emitían una radiación que no procedía de su exposición a los rayos solares, sino que emanaba de él mismo. Estos rayos tenían propiedades muy similares a los rayos X. Sin embargo, no se requería a una gran diferencia de potencial en un tubo de vacío para ser vistos, sino que se originaban espontáneamente. Se los llamó rayos uránicos o rayos de Becquerel.

Marie y Pierre Curie siguieron estudiando este fenómeno, observando que no sólo ocurría en las sales de uranio, sino que había más elementos que emitían dichos rayos, como el torio.

En julio de 1898, consiguieron separar de la pechblenda un elemento jamás hallado anteriormente, el cual poseía 400 veces más intensidad de radiación que el uranio. Lo llamaron polonio. En ese mismo año, siguieron aislando otros elementos, consiguiendo otro elemento nuevo muy intenso, al que llamaron radio.

Marie Curie se refirió a estos nuevos elementos como sustancias radiactivas, todas ellas, tenían la propiedad de emitir espontáneamente los rayos de Becquerel. El fenómeno de emisión de dichos rayos fue denominado radiactividad.

Desde el descubrimiento de la radiactividad a principios del siglo XX, muchas fueron las propiedades curativas que se le atribuyeron, como la rápida cauterización de heridas, sus poderes rejuvenecedores, o la cura de cualquier enfermedad. El radioisótopo radio fue el que más se popularizó. Las aguas minerales que se comercializaban también contenían altos contenidos de radiactividad, además se anunciaban en sus etiquetas como una propiedad positiva añadida.

Los aparatos usados para medir la radiactividad era los electroscopios. Consistía en una botella cerrada con dos láminas cargadas en su interior, las cuales estaban separadas por tener el mismo signo de carga. Debido a la ionización del aire del interior producido por la radiación, al cabo de un tiempo determinado, las láminas se descargaban de manera proporcional, es decir, la radiación recibida era proporcional al movimiento de las láminas. En el caso de querer medir la radiactividad de agua, se introducía ésta en la botella.

Después del lanzamiento de las bombas atómicas de Hiroshima y Nagasaki, la visión que se tenía de la radiactividad cambió drásticamente, pasando a ser algo muy temido.

En la actualidad, aunque la radiactividad sigue inquietando a la sociedad, su uso está asociado a muchos campos, entre ellos la medicina (para el radiodiagnóstico, la radioterapia y la medicina nuclear), en industria (como la esterilización de materiales, energía nuclear), en datación cronológica, y en agricultura y alimentación (como para determinar la absorción de abono por las plantas o para aumentar la conservación de los alimentos). Por ello, se creó la disciplina de la protección radiológica, la cual se encarga de la protección de las personas y del medioambiente a la radiación ionizante.

No fue hasta hace pocos años que se empezó a tener en cuenta la radiación de fondo. Fue debido a la concentración de radón en las viviendas cuando la sociedad empezó a tomar conciencia de que la radiactividad no era sólo debida a productos artificiales, sino que se podía encontrar en el ambiente. El agua de consumo humano contiene varios isótopos radiactivos tanto naturales como artificiales, algunos de ellos potencialmente perjudiciales para la salud. Dependiendo de la naturaleza del acuífero de donde se obtenga, las concentraciones de éstos serán diferentes, es decir, dependiendo de la litología, la concentración de isótopos del agua variará.

Algunos de los radioisótopos naturales presentes en las rocas y minerales son el U-238, U-235, Th-232, Ra-226, Rn-222 y K-40. Cada uno de ellos contribuye en la concentración de isótopos radiactivos en el agua [1]: El U-238 es el padre del Ra-226 y del Rn-222, el cual se encuentra en forma gaseosa, por lo que penetra entre las rocas y solubiliza con el agua. El Rn-222 decae, entre otros, en Pb-210 y este en Po-210, los cuales tienen una alta toxicidad. El Th-232 es otro de los radioisótopos más abundantes en las rocas, pero su poca solubilidad en el agua hace que a penas se encuentra en ella.

La contaminación debida a la radiactividad artificial también afecta a la concentración de radioisótopos en el agua.

Para que las aguas de esos pozos sean catalogadas para el uso humano, se han de pasar una serie de controles de calidad, entre ellos, el control de la actividad radiactiva descrito en el RD 314/2016[2].

En él se recogen datos sobre el control de la dosis indicativa de la actividad total de α y β que llevarían a hacer análisis más exhaustivos sobre esta radiación para valorar si ese agua puede ser utilizada para el consumo humano.

En este trabajo, se realizarán medidas del Pb-210. El Pb-210 tiene una elevada toxicidad en el cuerpo debido a sus propiedades químicas. Además hay que tener en cuenta que decae, entre otros, en Po-210, el cual es un emisor alfa y esta radiación puede producir efectos graves sobre la salud.

Existe diversos estudios en los que se sugieren técnicas para el tratamiento radiactivo de estas aguas y así, ser aptas para el consumo humano. [3]

2. Radiactividad en el ambiente

La radiación ambiental proviene de distintos tipos de fuentes, las naturales y las artificiales. Alrededor del 80 % de la exposición es debida a fuentes naturales, mientras que un 20 % es producida por fuentes artificiales, principalmente de aplicaciones para la medicina). En la figura 1 se muestra la distribución de exposición de la radiación a nivel mundial en el año 2016 recogida por la UNEP (*United Nations Environment Programme*) [4].

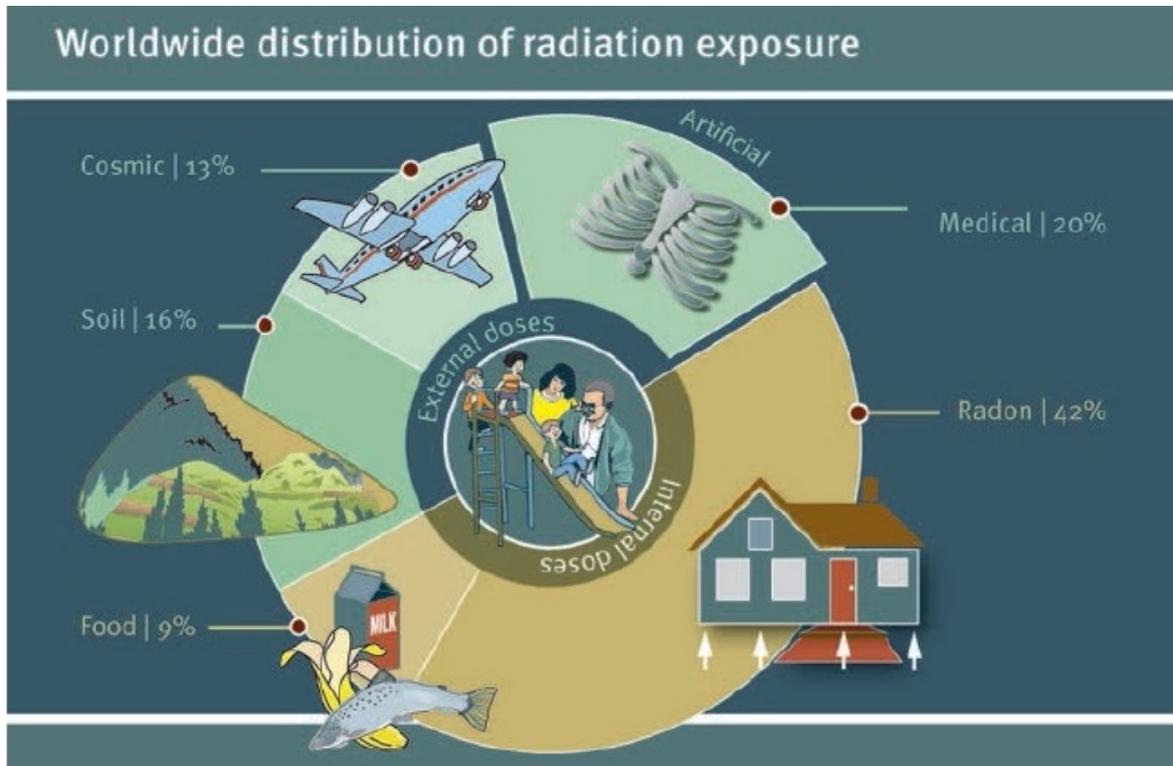


Figura 1: Distribución mundial de la exposición a la radiación.

Las fuentes naturales son los materiales existentes en el medioambiente, los principales radioisótopos que se encuentran en la Tierra son el K-40, Th-232, U-235 y el U-238. Éstos, pertenecen a los radioisótopos primarios. Todos ellos se encuentran en la mayoría de rocas y minerales en distinta proporción. De la desintegración de los isótopos primarios anteriores, se producen series radiactivas cuyos productos de desintegración tienen vidas medias más cortas y mayor actividad radiactiva, como es el ejemplo del Rn-222, el cual, al ser un gas, se expulsa al exterior desde la superficie. Todos ellos, forman el grupo llamado radioisótopos secundarios. A continuación se muestran en las figuras 2, 3, 4 y 5 las series de decaimiento de los radioisótopos primarios con sus vidas medias.

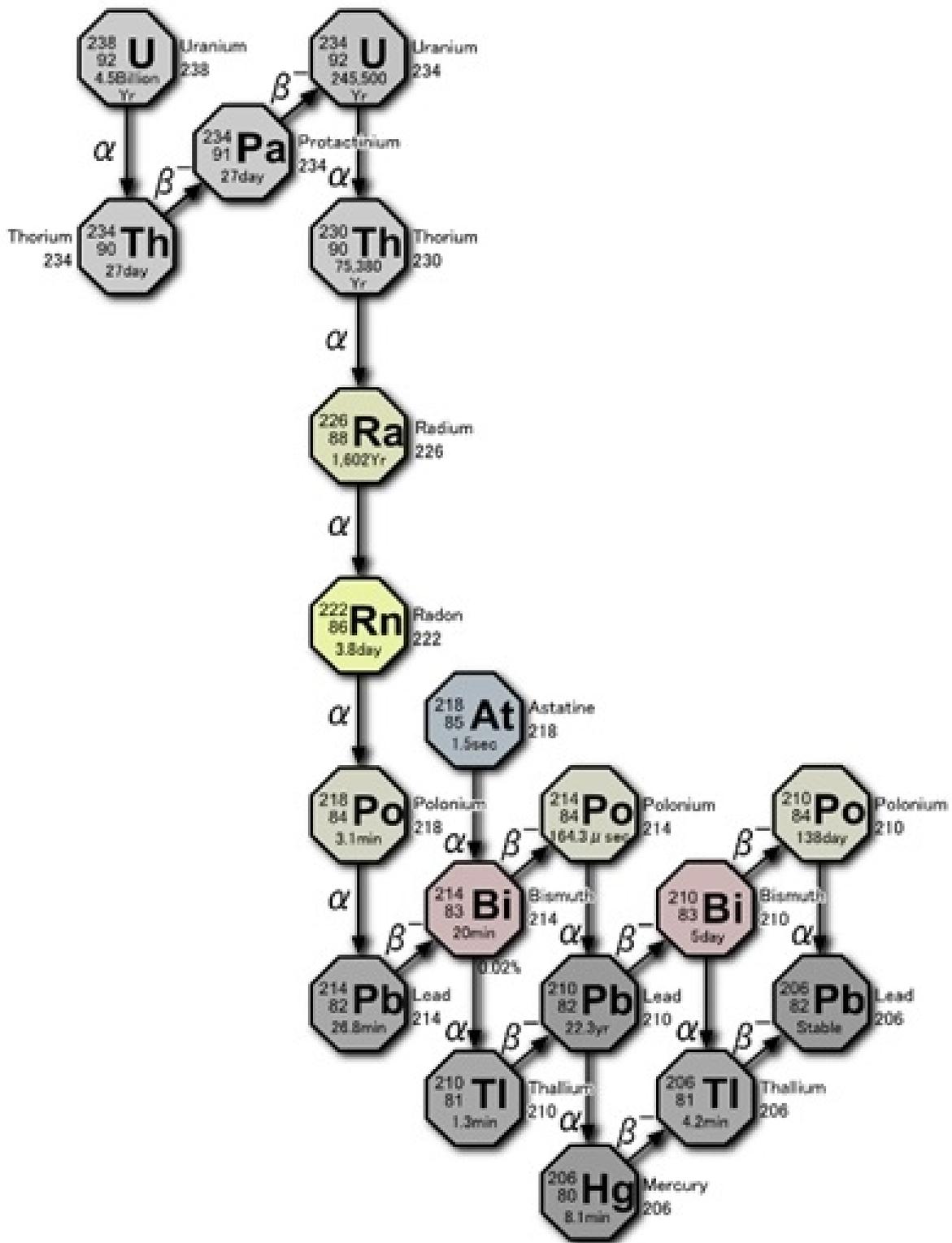


Figura 2: Serie de desintegración para el U-238

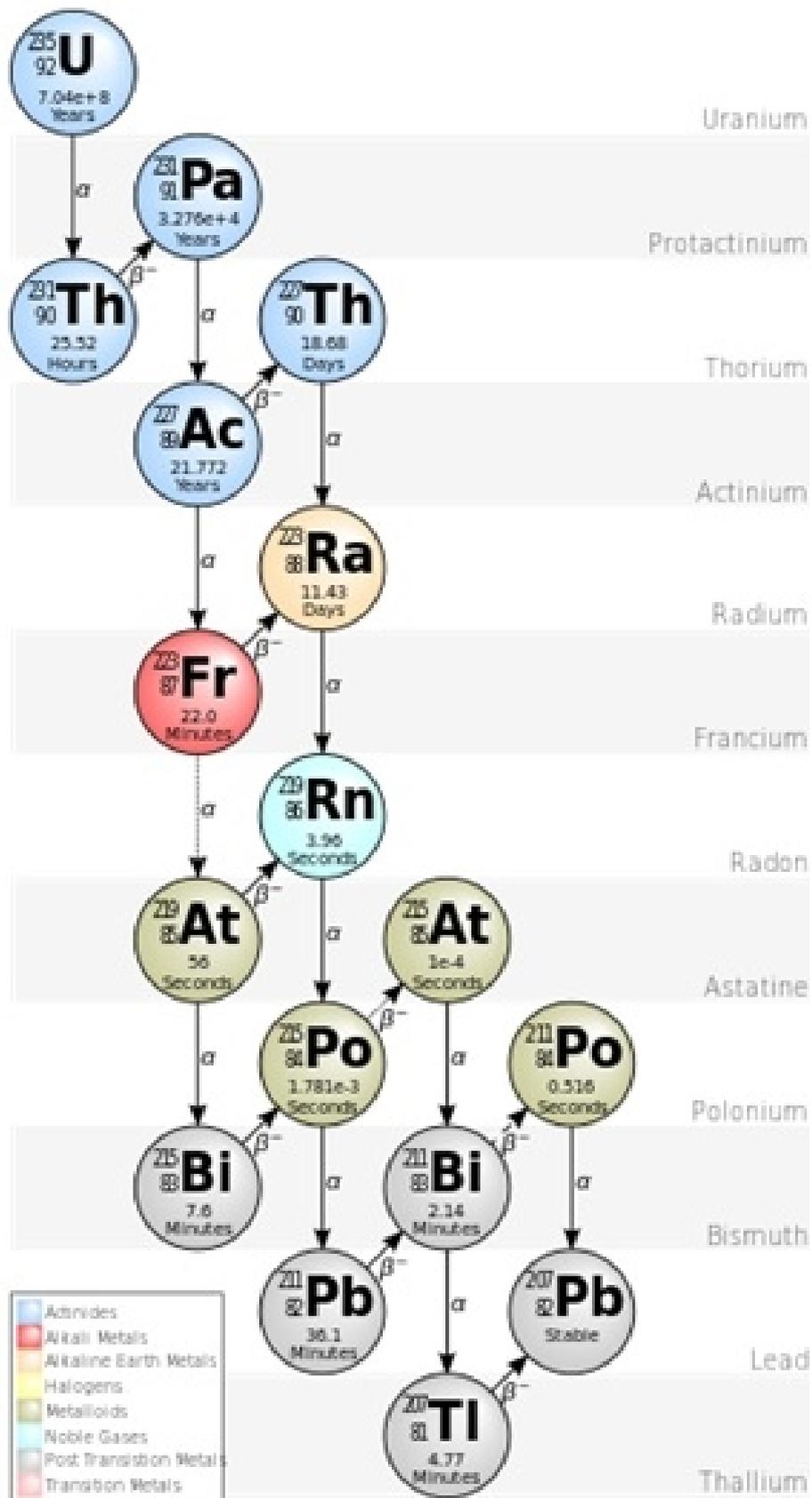


Figura 3: Serie de desintegración para el U-235

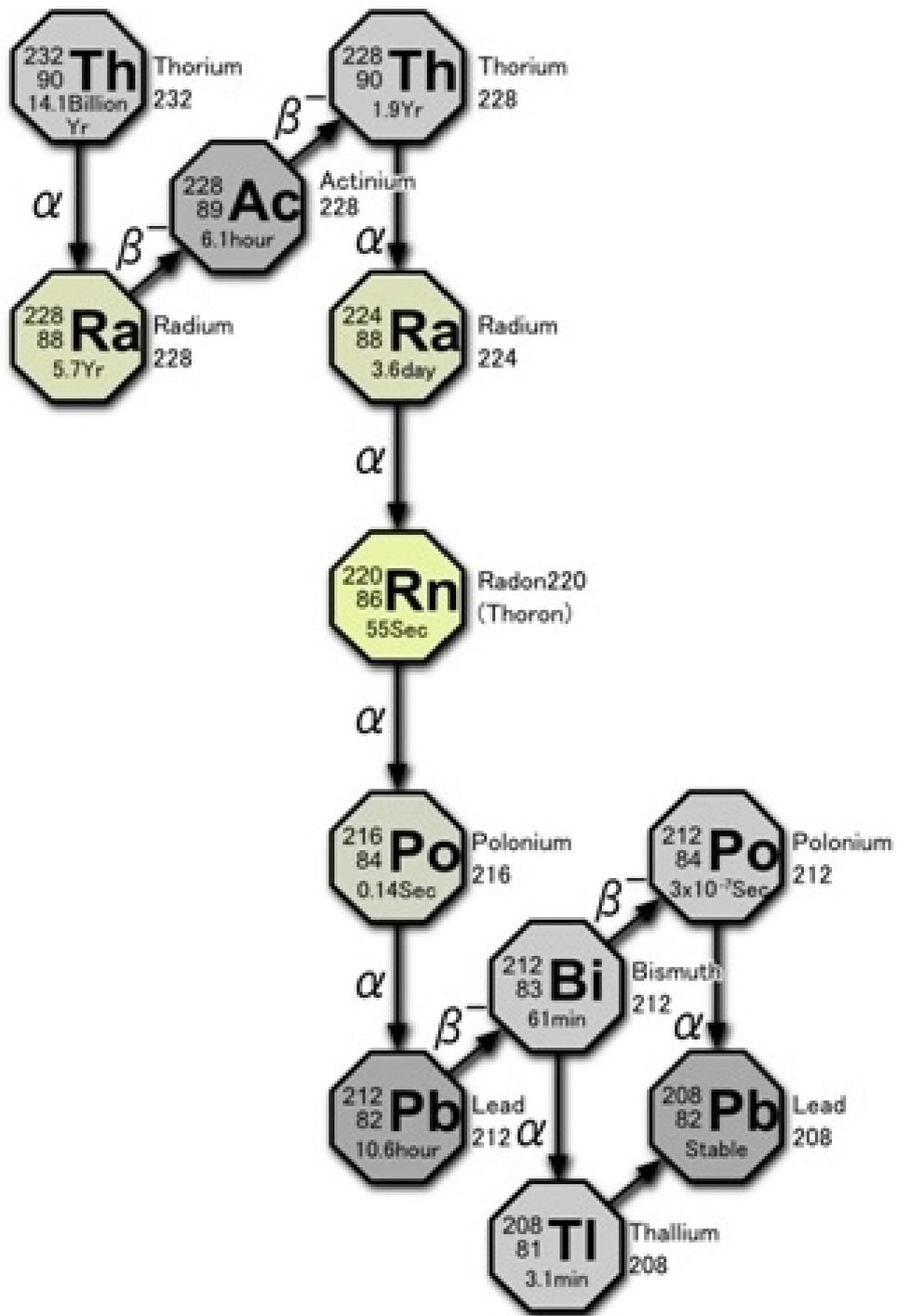


Figura 4: Series de desintegración para el Th-232.

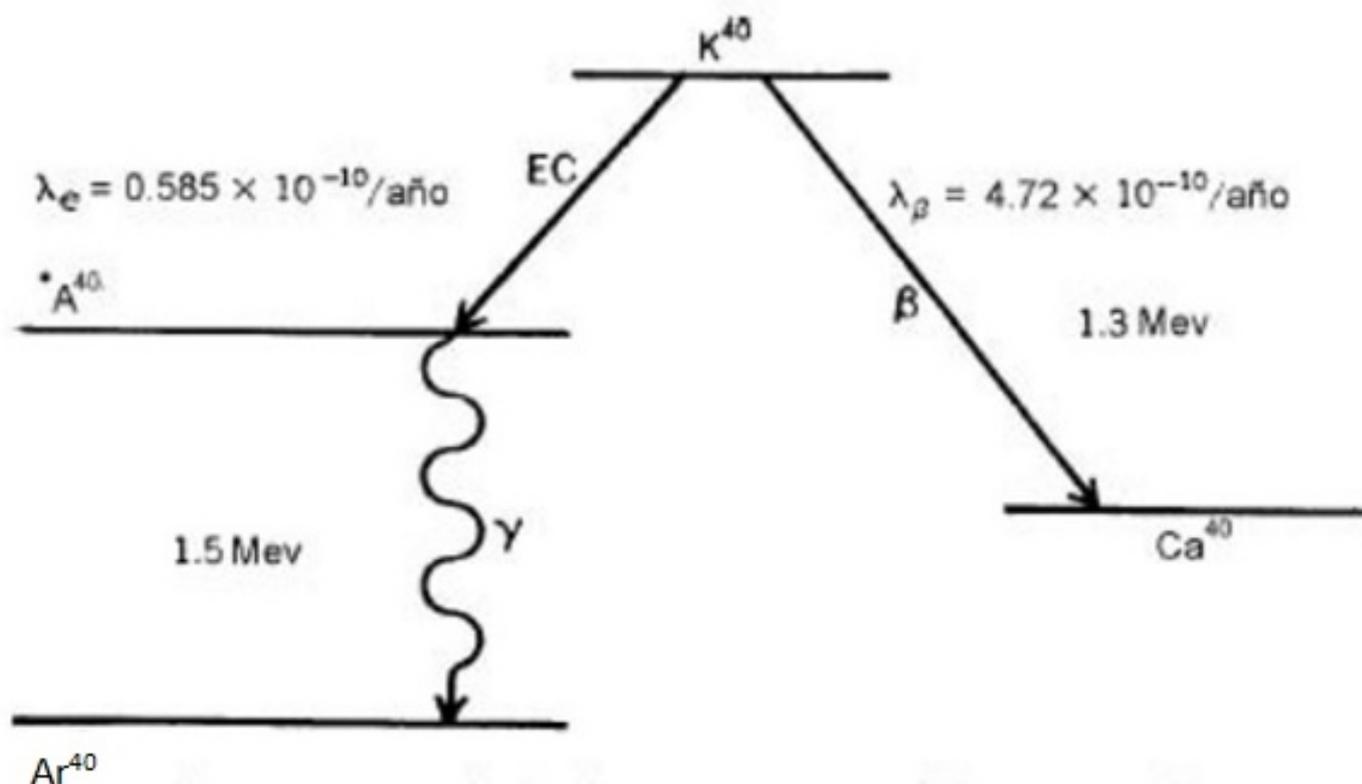


Figura 5: Serie de desintegración para el K-40

Por último, cabe comentar que existen los radioisótopos terciarios, los cuales se producen por las reacciones nucleares en la atmósfera y en la corteza terrestre debido a la radiación cósmica. Algunos de estos radioisótopos son Be-10, C-14 y tritio siendo producidos los dos últimos por neutrones cósmicos que llegan a la Tierra.

Todo ello, constituye una exposición a la radiación de unos 2,4 mSv/año [4], aunque esto varía dependiendo de la zona del planeta, ya que, factores como la altitud, el tipo de radioisótopo presente en el suelo, la composición del aire y los alimentos de consumo hacen que estas cantidades varíen notablemente.

Fuente	Promedio mundial anual de la dosis efectiva (mSv)	Intervalo típico (mSv)
Exposición externa		
Rayos cósmicos	0,4	0,3–1,0
Rayos gamma terrestres ^a	0,5	0,3–0,6
Exposición interna		
Inhalación (radón principalmente)	1,2	0,2–10 ^b
Ingestión (alimentos y agua de consumo)	0,3	0,2–0,8
Total	2,4	1–10

Tabla 1: Valores promedio de la dosis de radiación de fuentes naturales.

Como se observa en la tabla 1, los valores promedios de la dosis de radiación producida por fuentes naturales varía dependiendo de dónde proceda dicha fuente.

Las fuentes artificiales producidas por el hombre provienen principalmente de pruebas médicas de diagnóstico, contribuye en una dosis aproximada de 0,4 mSv/año .

Las principales rocas y minerales con mayor contribución de radiación, debido a su concentra-

ción de radioisótopos, son las rocas ígneas (como el granito, pegmatita o basalto). Las rocas sedimentarias (como los conglomerados, arcillas y areniscas entre otras) al ser permeables, alojan también isótopos radiactivos. Las rocas metamórficas, como el mármol y la calcita, al estar formadas por rocas ígneas, también mantienen sus isótopos radiactivos aunque en menor proporción.

Por lo tanto, dependiendo de la zona terrestre en la que se esté, la composición de la corteza terrestre será una u otra y, la radiactividad natural recibida cambiará.

Las diferentes series de desintegración se encuentra en equilibrio secular en las rocas, pero ésta se pierde debido a la disolución de algunos de los radioisótopos en el agua.

A continuación, se adjunta un mapa de la exposición de la radiación gamma en España[5].

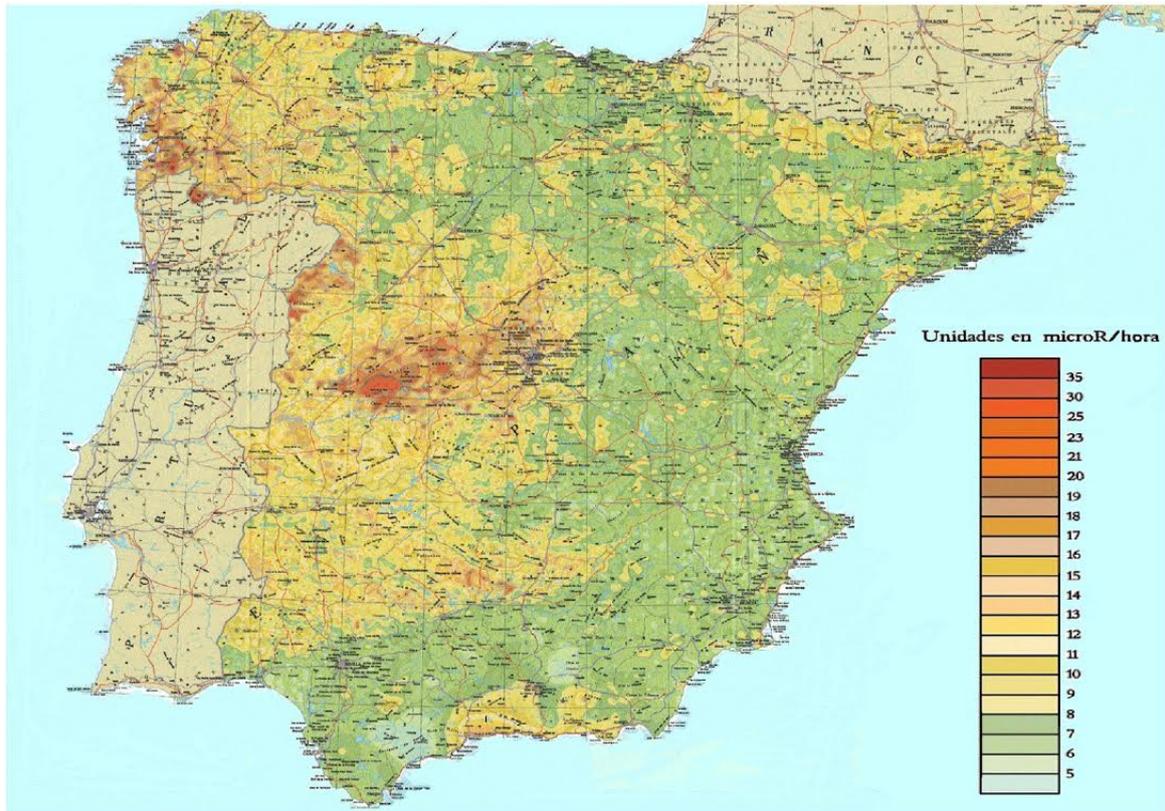


Figura 6: Mapa de niveles de radiación gamma procedentes del suelo.

Como se puede observar en la figura 6, hay una notable diferencia de radiación en las diversas zonas del país, esto es debido a la diferente composición química del suelo en cada región. En el caso que concierne este trabajo, se observa que en la zona de Castilla y León, los niveles de radiación natural son mayores en la zona sur, siendo Ávila la provincia con más radiación. Esto es debido a que en el Sistema Central hay mayor concentración de granito.

El Pb-210 es un radioisótopo procedente de la cadena de desintegración del U-238, con una vida media de 22,3 años. En el agua es liberado por emanación del Rn-222, que es un gas noble el cual puede difundirse a través de fisuras en la capas de los acuíferos, donde se desintegra dando, entre otros productos, Pb-210, el cual se disuelve en el agua.

Hay que tener en cuenta, que además de la cadena del U-238, en el subsuelo también se encontrarán los isótopos radiactivos de las cadenas procedentes del U-235, Th-232 y K-40[6].

Además de la composición química del terreno, hay otras factores que afecta a la radiación de las aguas subterráneas[7]:

1. Los procesos industriales en los que se manipulan material radiactivo de origen natural,

como puede ser el caso de extracciones mineras, procesados de arenas minerales o los fertilizantes fosfatados.

2. Los desechos radiactivos producidos en instalaciones de reciclado de combustible nuclear agotado.
3. Desechos de productos radiactivos usados en medicina o actividades industriales.
4. Radioisótopos que se liberaron al medio ambiente en las pruebas nucleares en el pasado.

3. Instrumentación de medida

3.1. Centelleador líquido

Como las medidas que se van a realizar son de muy baja radiactividad, se necesita un instrumento de medida con una eficiencia muy alta para las partículas β emitidas por el Pb-210. Por ello, se utilizará un centelleador líquido, al formar la muestra parte del centelleador, la eficiencia será mucho mayor, por lo que se podrán medir pequeñas cantidades de radiactividad. El funcionamiento básico de estos instrumentos se basan en los siguientes fenómenos: Las partículas radiactivas emitidas por la muestra hacen que las moléculas del solvente se exciten, a su vez, al desexcitarse, transfieren su energía en forma de fotones a la molécula centelleadora, la cual emite fotones que son detectados por los fotomultiplicadores. En la figura 7 se muestra un esquema de estos procesos.

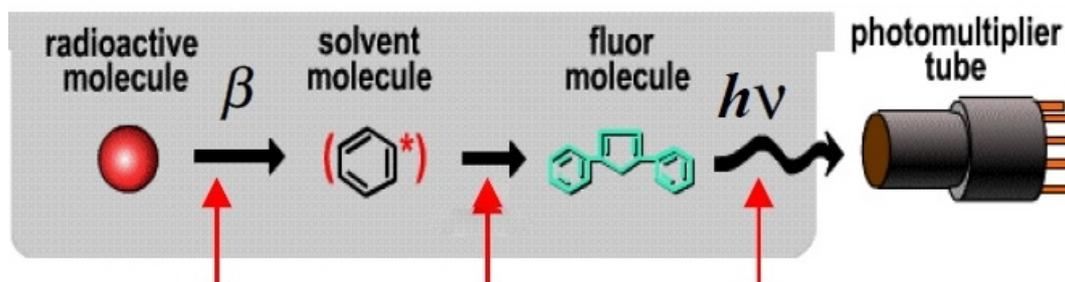


Figura 7: Proceso de centelleado.

Los fotomultiplicadores (PMT) son los encargados de recoger los fotones emitidos por las moléculas centelleadoras. No son sensibles a la fluorescencia de las moléculas del solvente, ya que los PMT sólo detectan unas ciertas longitudes de onda, en este caso, las de las moléculas centelleadoras.

En los PMT, los fotones que llegan se convierten en pulsos eléctricos, cuya amplitud es proporcional a la energía que entrega la partícula ionizante, que coincide prácticamente con su energía cinética. Cada decaimiento radiactivo (que equivale a unos 5-7 fotones emitidos por cada keV) produce un pulso.

Se muestra en la figura 8 un esquema de este comportamiento.

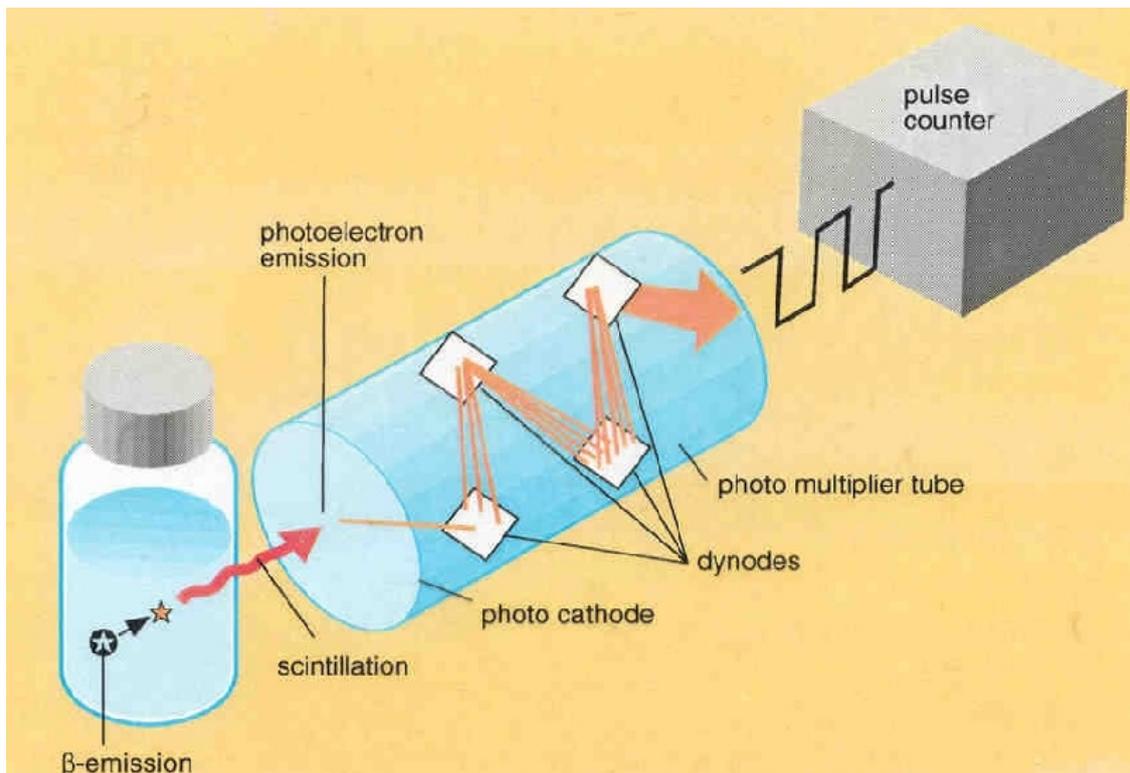


Figura 8: Formación del pulso eléctrico.

Durante los procesos de transferencia energética, se producen pérdidas de energía por diferentes mecanismos, dando lugar a lo que se conoce como extinciones. Su principal consecuencia es la disminución de la tasa de recuento y la energía que le llega al detector. Las extinciones más frecuentes se producen por [6]:

1. Químicas: debidas a las reacciones sufridas entre los compuestos que albergan en su interior.
2. Ópticas: los compuestos químicos pigmentados absorben parte de los fotones emitidos.
3. De fase: al estar disueltos en la muestra, esto hace que disminuya el centelleo.

Como los elementos que se van a detectar en este estudio son Pb-210, Bi-210 y Po-210, se necesita además, que el instrumento de medida sea capaz de discriminar entre las partículas β y α . A priori, como las energías de estos decaimientos son muy diferentes, no debería suponer un problema, ya que en los canales de los pulsos no se solaparían los espectros. Como se verá en los siguientes apartados, esto no es así, sino que se necesita una discriminación de forma para separar los impulsos α y β . [8]

A continuación, se describirán las partes más importantes del centelleador líquido, como son los fotodetectores y el líquido de centelleo.

3.1.1. Fotodetectores

El equipo incorpora dos fotomultiplicadores (β -PMT) en coincidencia, los cuales se encargan de detectar los fotones emitidos por el centelleador, dando lugar a impulsos eléctricos que se suman y se amplifican. Que dos fotomultiplicadores estén en coincidencia significa que sólo si la señal que llega a ambos es simultáneamente, es decir, en un tiempo menor que el tiempo de resolución de los PMT, se suman, creando un pulso de señal. Si no llegan en coincidencia, se inhibe dicho pulso. El hecho de que haya dos fotomultiplicadores en coincidencia hace que el

ruido electrónico, la quimioluminiscencia producida por la reacción química entre la muestra y el líquido centelleador y la fosforescencia de larga duración del líquido no sean detectados y así, las señales originadas, no interfieran.

Las coincidencias son un concepto de resolución temporal del detector. Como la actividad que se está midiendo es muy baja, el tiempo medio entre pulsos eléctricos es mucho mayor que el tiempo en el que se procesa cada impulso. Por eso se sabe que si están en coincidencia no tienen otro remedio que resultar de la misma desintegración, es decir, del mismo núcleo radiactivo.

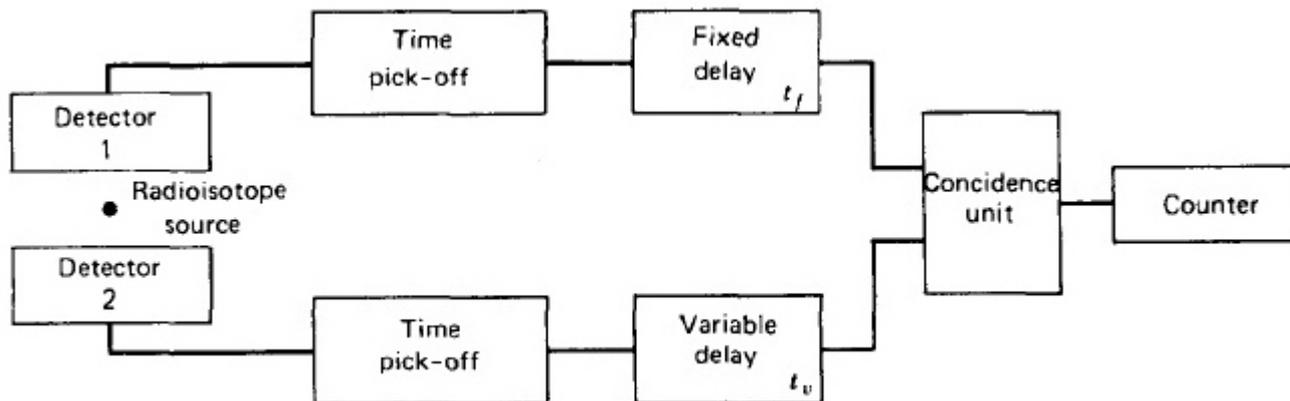


Figura 9: Esquema de PMT en coincidencia.

En la figura 9 se muestra el esquema básico de cómo funcionan los PMT en coincidencia.

3.1.2. Líquido centelleador

El líquido centelleador está formado por un solvente de moléculas aromáticas (como el tolueno, xileno...) y moléculas centelleadoras.

Las moléculas aromáticas tienen ciertas propiedades de simetría que dan lugar a una estructura de electrones π . Esta estructura, tiene unos niveles de energía asociados que van a depender de si los electrones menos ligados están acoplados en estado singlete o triplete.

En la figura 10 se observan las posibles transiciones entre los niveles de energía de moléculas con estructura de electrones π .

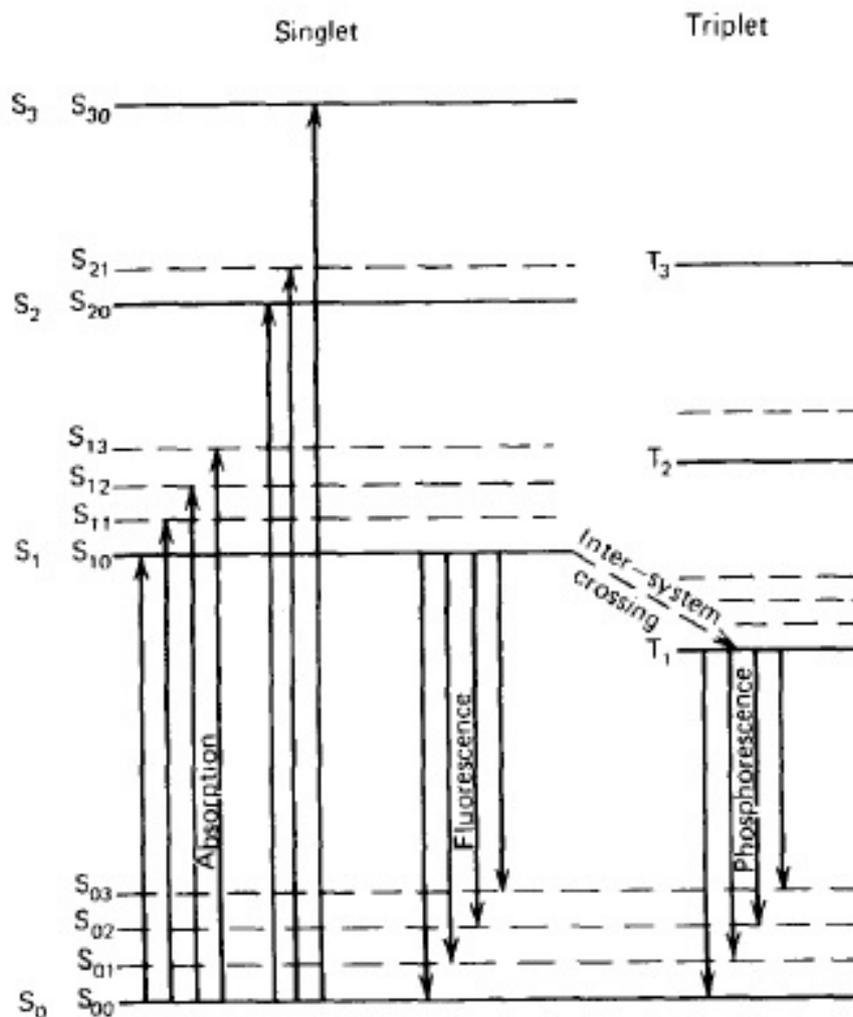


Figura 10: Niveles de energía en moléculas con estructura electrones π .

Cuando una partícula cargada pasa muy cerca de la molécula del solvente, esta la transfiere su energía cinética, la cual se excita a estados excitados vibracionales del singlete. Estos estados se desexcitan rápidamente a niveles en los que el estado vibracional es el fundamental (S_{10}). Este proceso se hace mediante conversión interna, esto significa que al desexcitarse a niveles inferiores no se emiten fotones, sino que dicha energía se transforma en calor. Cualquier estado con una mayor energía vibracional la pierda mediante este proceso de conversión interna. Por lo tanto, todas las moléculas que han sido excitada, se encontrarán, después de un pequeñísimo período de tiempo, en el estado S_{10} .

Una vez en el nivel S_{10} , se puede observar que hay 2 posibles opciones:

1. Que la molécula se desexcite y vuelva al estado fundamental del singlete emitiendo fluorescencia. Estas transición es una transición permitida en la que el estado del multiplete no varía.
2. Que la molécula sufra una transición de cruce de intersistema. En este proceso, hay un cambio en la orientación de los spines, pasando a un estado del triplete. En esta situación, para llegar al estado fundamental, se emite fosforescencia, este proceso es más lento que la fluorescencia. Otra opción es que una vez en el estado T_1 , la molécula vuelva a ser

excitada térmicamente, pasando al estado S_1 , por el cual llega al estado fundamental por emitiendo fluorescencia. Este proceso se llama fluorescencia retardada.

Dependiendo la transición que siga, tendremos tiempos de desexcitación diferentes, lo que, como se verá más adelante, sirve para discriminar diferentes tipos de radiación.

El tamaño de los viales va a ser otro factor importante, como estos son de un tamaño pequeño, se va a conseguir que toda la energía de las partículas α y β se queden en el vial.

3.2. Analizador Multicanal

El procedimiento de conteo de pulsos más usado en medidas de radiactividad es mediante el análisis de la altura de pulsos producidos que da lugar al espectro de energías.

En los canales más bajos se registran los pulso que tienen menor amplitud, mientras que en los canales más altos caerán los pulso con mayor amplitud.

Para poder realizar de una manera eficiente esta separación, se usan analizadores multicanales (MCA *Multichannel analyzer*).

El MCA hace una transformación lineal entre la altura del pulso y el canal correspondiente.

Una vez tiene la señales analógicas separadas, las convierte en digitales [8].

Se muestra en la figura 9 el esquema del MCA

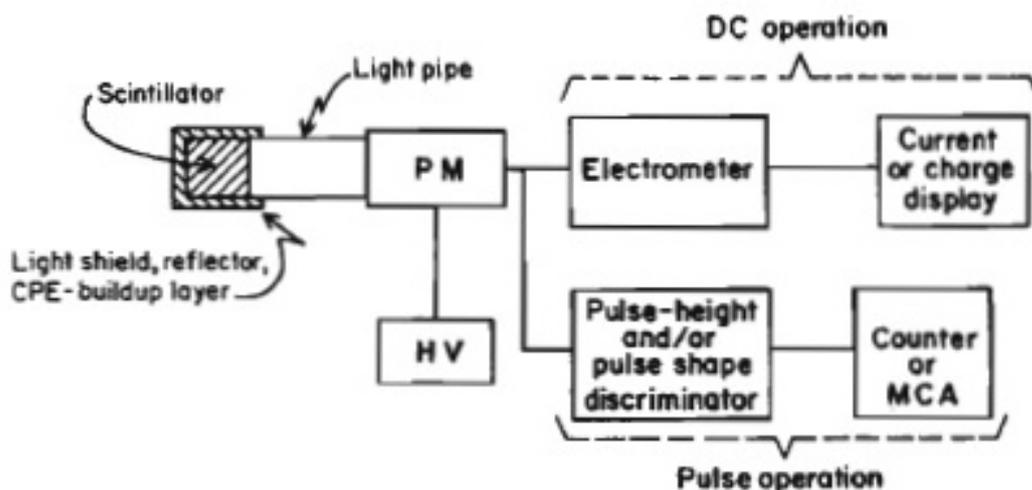


Figura 11: Esquema MCA.

En la figura 12 se muestra el esquema de desintegración del Pb-210. Se observa que las partículas β emitidas por Pb-210 tienen una energía máxima de 64 keV, para el caso del Bi-210, su decaimiento en energía es de 1161 keV, mientras que el decaimiento del Po-210 es de 5305 keV.

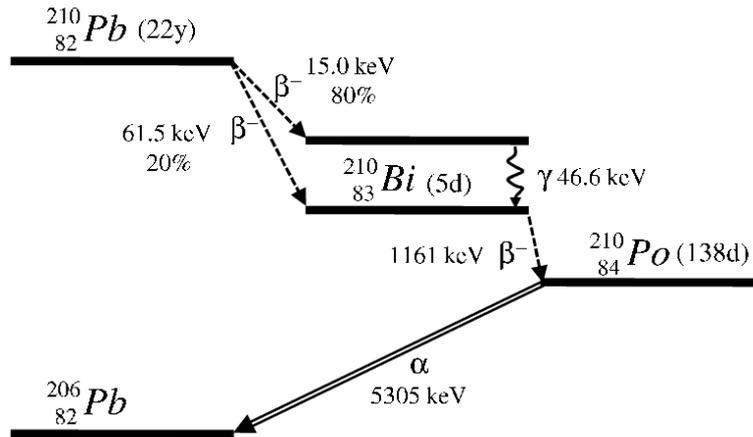


Figura 12: Decaimiento serie Pb-210.

Si la separación de los impulsos eléctricos fuese por amplitudes, sólo los espectros del Pb-210 y el Bi-210 se solaparían, aunque muy poco, al ser su espectro continuo. Para el Po-210, al tener las partículas α una energía superior, los impulsos resultantes estarían en canales muy separados.

Sin embargo, el espectro α del Po-210 se mezcla en los canales de los espectros β del Pb-210 y Bi-210. Esto es debido a que parte de la energía de las radiaciones que es entregada al solvente no es transferida al soluto.

Las partículas β suelen perder su energía produciendo principalmente excitaciones de las moléculas, además, estas son en estados singlete, los cuales decaen por fluorescencia en unos 1-2 ns, sin embargo las α pierden más energía ionizando moléculas, y los estados en los que se excitan son tripletes, los cuales, como se vió anteriormente, decaen por fluorescencia retardada, tardando unos 200-300 ns.[9]

3.3. Discriminación de forma α y β

La discriminación de la forma de pulso (PSA *Pulse Shape Analysis*) permite la identificación de la partícula que causó el pulso, esto hace posible el registro simultáneo de espectros beta y alfa.

Las partículas radiactivas atraviesan el líquido centelleador dejando un camino de moléculas excitadas, moléculas ionizadas, radicales y fragmentos de moléculas. Todos estos procesos harán que se disipe su energía. Los procesos anteriormente descritos hacen que la duración del pulso de desexcitación sea diferente en el caso de que sean partículas alfa o beta las que se han desintegrado en la muestra.

La eficiencia cuántica de las α es mucho menor que la de las β , lo que conlleva a que los espectros en energía de las partículas α y β se vayan a solapar, por lo que hay que encontrar otra forma de distinguir dichos espectros[9].

En la figura 13 se muestra cómo es la forma del impulso eléctrico para partículas α y β .

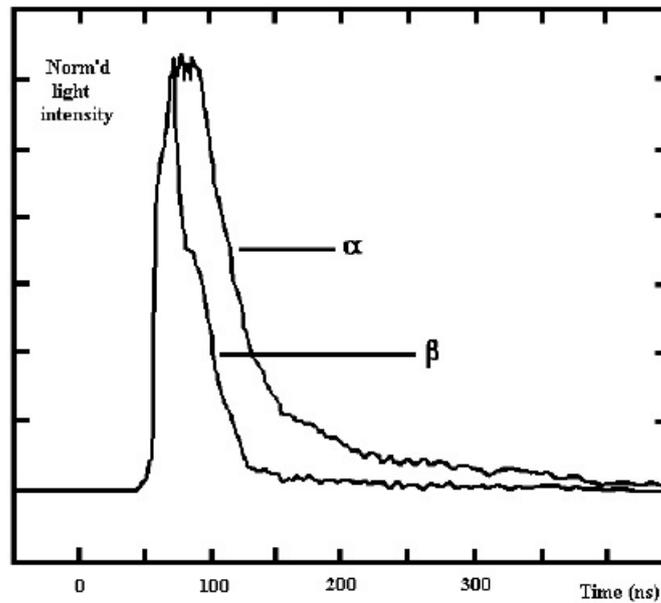


Figura 13: Forma del pulso por eventos causados por partículas α y β .

El equipo va dotado de un software que evaluando el área de la cola de los pulsos eléctricos, los clasifica según hayan sido producidos por una partícula α o una partícula β . Esta información irá al canal α -MCA o al canal β -MCA para poder producir el espectro correspondiente. El parámetro cuyo umbral discrimina las α y las β es el PSA, esto lo determina el usuario tras hacer los ensayos adecuados como se verá a continuación.

El espectro de energías para partículas α es un discreto, es decir, se verá un pico bien definido, mientras que el espectro de energías para partículas β es un continuo, ya que al emitirse también un antineutrino, se lleva parte de esa energía. En la figura 14 se muestra esta diferencia en sus espectros

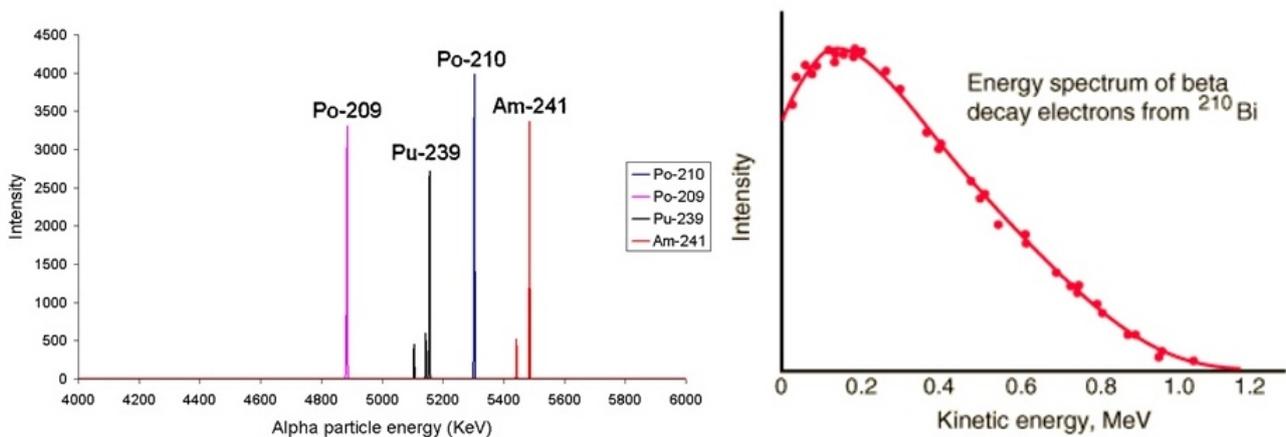


Figura 14: Forma de los espectros de energía de partículas α y β .

Si se elige un PSA demasiado alto, indica que la anchura de pulso mínima para ser α es muy grande, por lo que en el espectro de las α casi no hay cuentas, mientras que en el de las β habrá muchas, formando un pico típico de un espectro α , es decir, el equipo contabiliza desintegraciones α como si fueran β .

Si se coge un PSA demasiado bajo, la anchura mínima de pulso para ser α es más pequeña de lo que debería, por eso en las β la señal va disminuyendo mientras que aumenta en las α . Idealmente, el calibrado de los espectros del PSA se ha de realizar para cada radioisótopo que se quiera medir. La separación de los eventos α/β no es perfecta, hay algunos eventos β que se contabilizan como α y viceversa. Esto es lo que se llaman interferencias. Para conseguir el PSA óptimo, se han de minimizar dichas interferencias.

En el caso de interferencias α , no dependen, en primer orden, de la energía de emisión, sin embargo, las interferencias β sí depende de manera notable de su energía de emisión.[10]

A continuación, se adjuntan en la figura 15 y 16 los distintos valores de PSA realizados en un estudio anterior en el LTI para un espectro β y otra α respectivamente. Se hizo el PSA con un patrón triple, en el que se encontraba Pb-210, Bi-210 y Po-210. Los canales más bajos corresponden a las caídas de pulso más rápidos, en este caso, a las β menos energéticas que son las del Pb-210, se encuentran entre los canales 1-350.

Para el Po-210, como su emisión es α , los canales para estos pulsos son los más altos, se encuentran entre los canales 400-900. Para el caso del Bi-210, sus canales corresponde al rango 350-900, solapando con el Po-210.

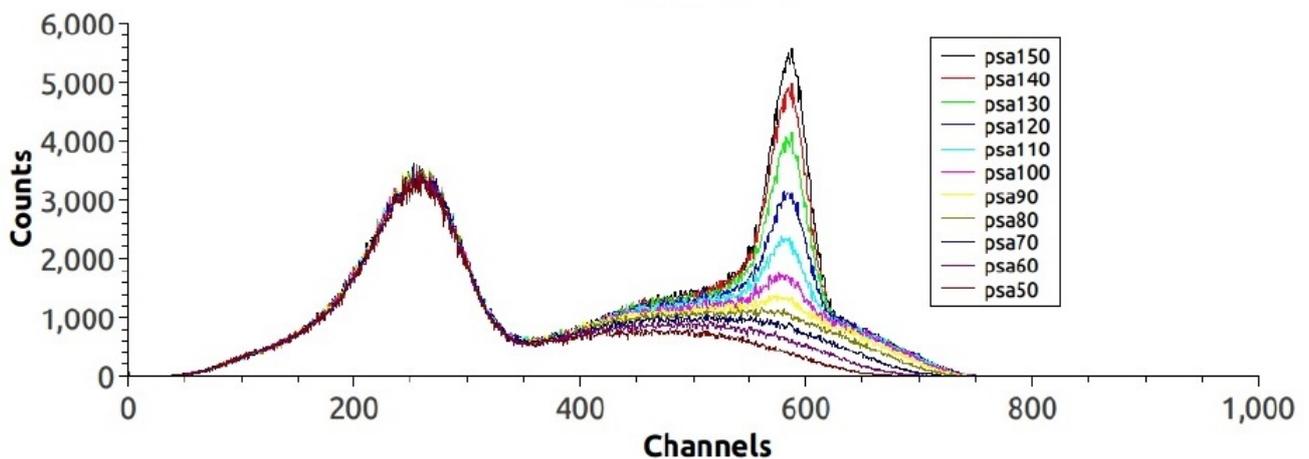


Figura 15: Valores de PSA para β .

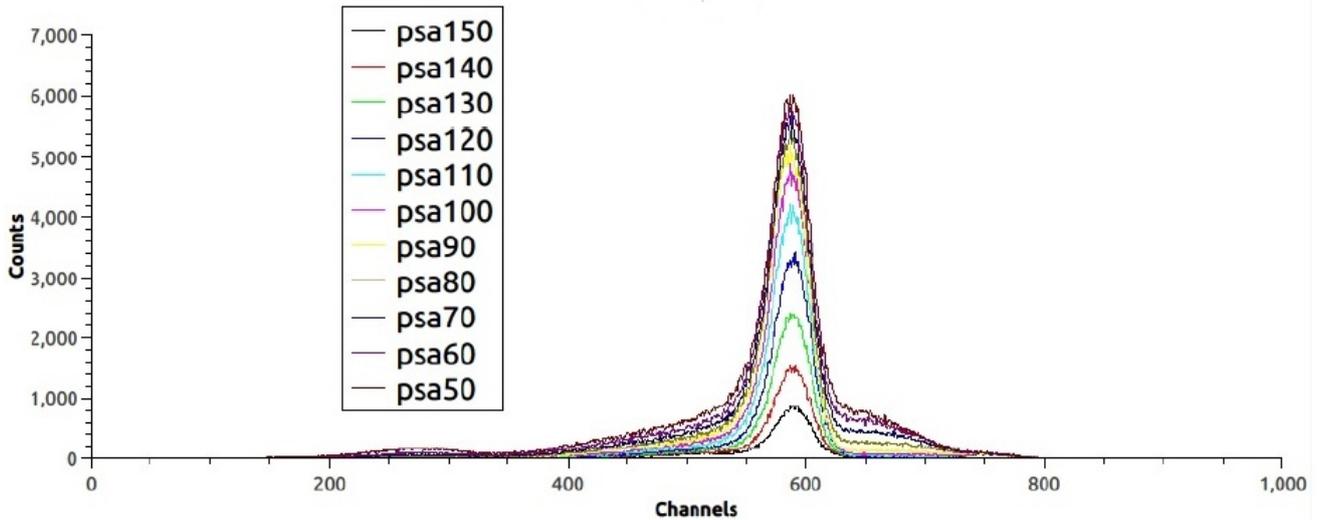


Figura 16: Valores de PSA para α .

Se observa en dichas figuras que el PSA más adecuado está entorno a 80, ya que en los superiores, empieza a aparecer un pico en los canales correspondientes del Bi-210, porque se están contabilizando las α en las β .

Si se ajusta la linealidad de la altura de pulso con el canal, se obtendría el valor de PSA requerido. Representando el número de cuentas α que se cuentan como β respecto a las totales y viceversa, el corte de ambas rectas daría el PSA óptimo, es decir, en el que menor número de cuentas α se cuentan como β y menor número de cuentas β se cuentan como α .

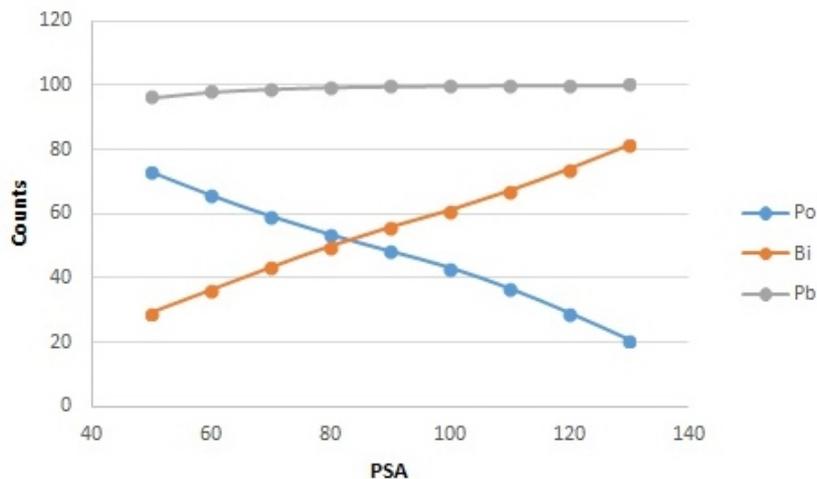


Figura 17: Valores de PSA frente al número de cuentas.

Esto se ilustra en la figura 17. El PSA óptimo, en este sería de 83.

3.4. Quantulus Wallac 1220

El instrumento de medida Quantulus cuenta con un analizador multicanal (MCA *multichannel analyzer*). En él, se pueden guardar hasta 4 espectros en 1024 canales. Dos de los espectros se encargan de almacenar los eventos de coincidencia, uno que corresponde a los pulso clasificados

como α y otro para los pulsos clasificados como β , mientras que los otros dos almacenan los eventos de anticoincidencia, es decir, los de los PMT de guarda.

El equipo centelleador líquido que se ha usado tiene la gran ventaja de disponer de un sistema que hace que se reduzca la radiación de fondo. Se explican a continuación varias de las características del equipo [11].

1. Para reducir la radiación de fondo, el equipo cuenta con dos tipos de blindaje:

- a) El blindaje pasivo, el cual consta de un blindaje de plomo (de 630 kg) y un recubrimiento de cobre en la zona donde se encuentra el vial con la muestra. La radiación cósmica es absorbida en gran parte por la capa de plomo, esta es más gruesa por encima de la muestra, ya que en esa dirección, la intensidad de la radiación es mayor que en los laterales. El cobre forma el pistón del motor que posiciona la muestra. En la figura 18 se ve como esta distribuida cada una de las capas descritas en el Quantulus.

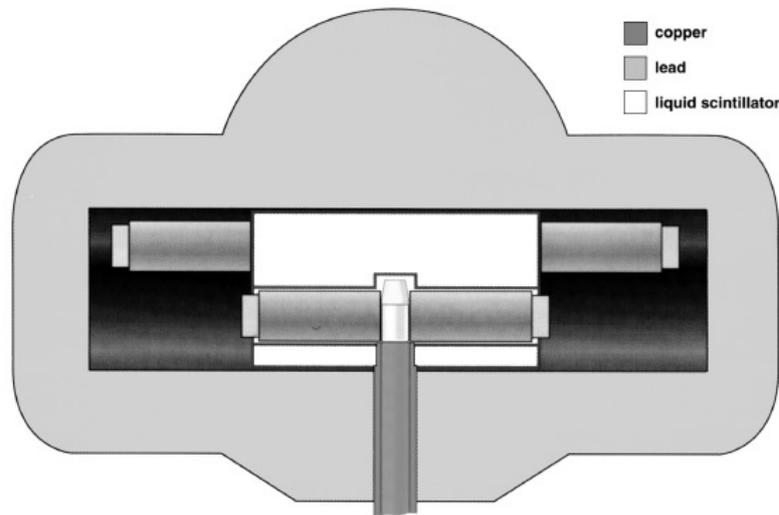


Figura 18: Detector Quantulus.

- b) El blindaje activo consta de un líquido centelleador de guarda, basado en aceite mineral. Este se sitúa por encima del vial de muestra. Además, se encuentran dos de los fotomultiplicadores en coincidencia (G-PMT), los cuales se encargan de detectar el centelleo del líquido de guarda. Cuando partículas cósmicas, radiación gamma o partículas que causen la radiación de Cerenkov en el vidrio de los fotomultiplicadores llegan al detector, atravesarán el líquido de guarda, esto hará que el líquido centellee, provocando que los fotomultiplicadores (G-PMT) detecten señal en coincidencia. Esta señal será enviada al amplificador. Si la señal coincide con el impulso de los otros dos fotomultiplicadores que se encuentran en la muestra, se inhibe la señal del impulso. Por lo tanto, el detector de guarda hace que se inhiban las señales que no son producidas por el centelleador líquido que proviene de la muestra. Todo ello, ayuda a reducir la radiación de fondo. En la figura 19, se observa un esquema completo del Quantulus, en el que se ve cómo el detector de guarda envía las señales de anticoincidencia, que son las de los rayos cósmicos.

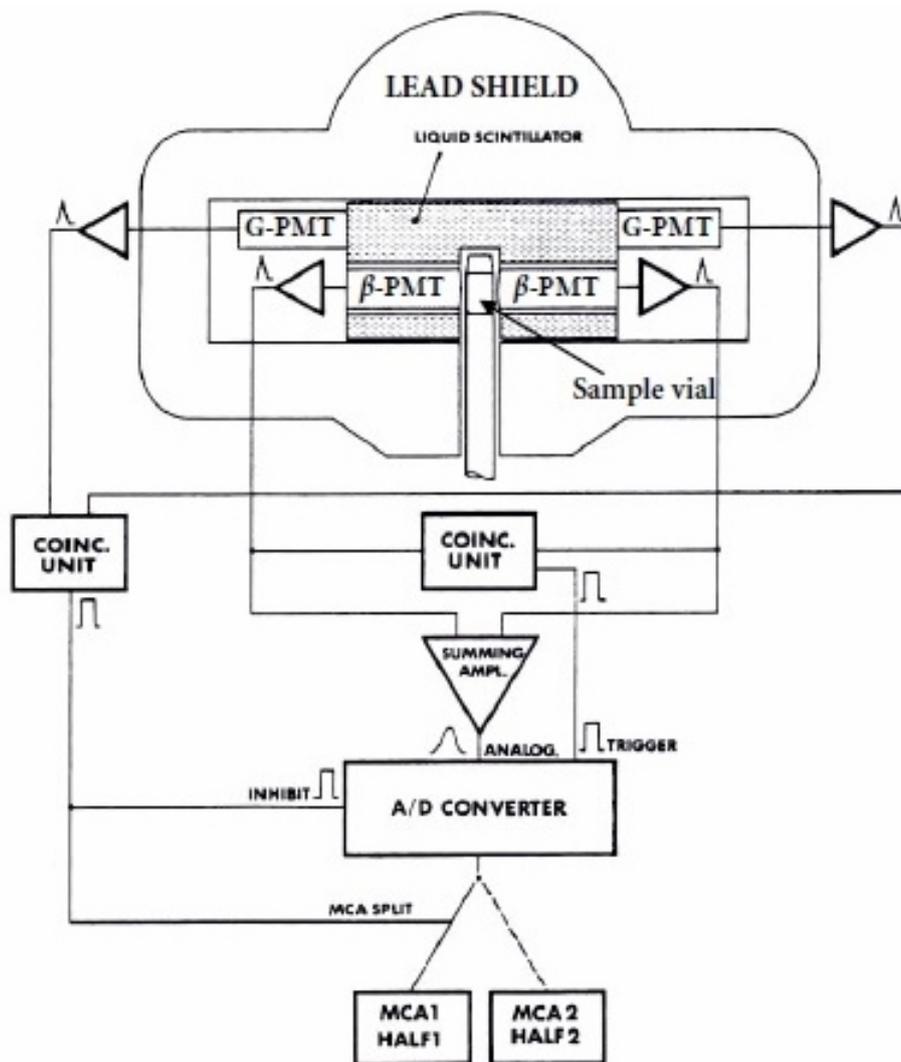


Figura 19: Esquema detector de guarda Quantulus.

2. Supresión del ruido electrónico

El equipo cuenta con muchos aparatos electrónicos que pueden afectar a la medida, como pueden ser cables de las líneas eléctricas, viales cargados eléctricamente y las radiofrecuencias. Por ello, se dispone en el equipo de una unidad de refrigeración Peltier que hará que se reduzca el ruido térmico producido por los aparatos electrónicos. Para reducir la carga electrostática de los viales, existe un ionizador para neutralizar la carga estática, además, los viales se encuentran en cavidades metálicas que también ayudan a neutralizar la carga. Cuando se detecta una perturbación por radiofrecuencias, se inhibe el conteo automáticamente hasta que termina la perturbación.

3. Viales de la muestra

Los viales que contienen la muestra a analizar pueden ser de distintos materiales. Dependiendo del material, se tendrán unas ventajas u otras. Es muy importante tener en cuenta que el propio vial puede inducir una radiación de fondo que se ha de tener en cuenta. Los viales más utilizados son los de vidrio con bajo contenido en K-40 y los de plástico. En este trabajo se utilizarán viales de plástico de 15mL de capacidad.

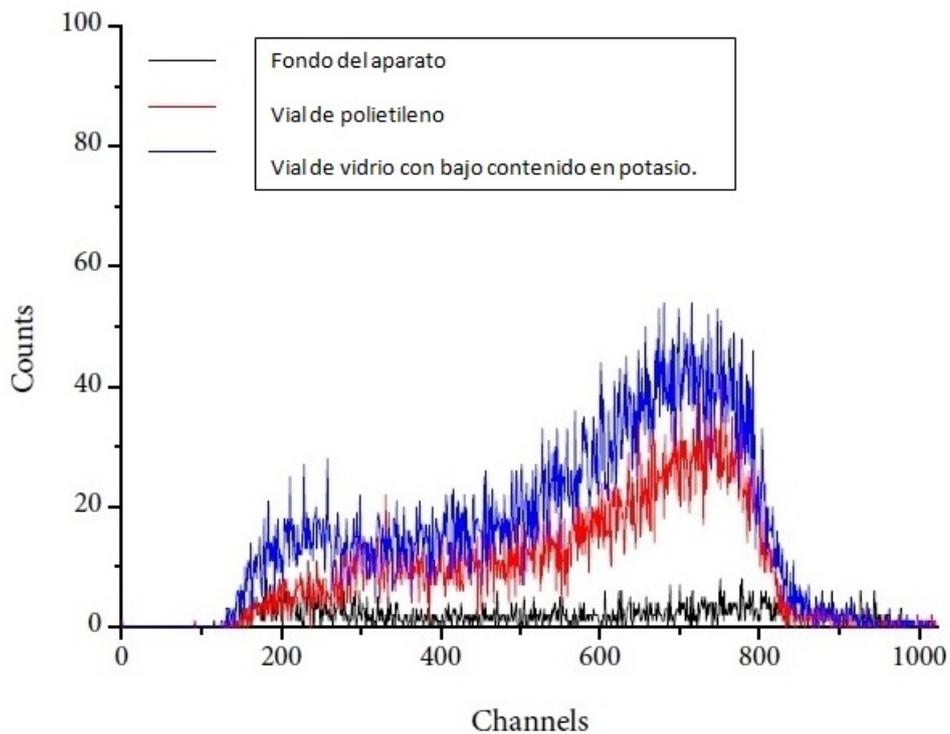


Figura 20: Medida del espectro de viales vacíos de diferente composición.

Como se puede comprobar en la figura 20, cada vial dará un espectro diferente, es por ello, que a la hora de hacer medidas, se ha de tener en cuenta qué tipo de materia se utiliza.

El tamaño de los viales ha de estar entre 4-20 mL. El valor máximo se fija por ser el tamaño de los PMT.

4. Medidas realizadas y resultados obtenidos

4.1. Preparación de las muestras

La separación química del Pb-210 de los demás isótopos radiactivos, se puede realizar mediante distintos procesos químicos, como son la separación electroquímica, la coprecipitación con un portador adecuado o mediante columnas de cambio iónico. Este último, ha sido el método utilizado para este trabajo.

A continuación, se irán describiendo los pasos más importantes del proceso de preparación de la muestra.

1. Co-precipitación del Pb: en esta primera etapa, se desea conseguir precipitar el Pb para poder separarlo del resto de componente que puede contener el agua a medir. Como primer paso, se ha de conseguir que todo el Pb que se encuentre en la muestra quede en suspensión, para ello se usa HNO_3 , el cual va a arrastrar todo el Pb que se encuentre en la muestra. Para que el Pb precipite en el fondo del vaso, se echa Fe y amoníaco, el cual hace que el medio cambie su pH a básico y de esta forma, se consiga que el Pb precipite de forma sólida. Se deja reposar durante 2 horas, para que todas las partículas queden en el fondo del vaso. A continuación, se elimina el sobrenadante para obtener únicamente el Pb. Para limpiar el recipiente y conseguir que se pierda la menor proporción de muestra posible, se centrifugará y se lavará unas 3 veces. De esta manera, se intenta perder la menor cantidad posible de Pb. Se vuelve a pasar a un medio ácido para poder tener de forma homogénea toda la muestra. Esto es importante ya que si no está líquido y homogéneo, el siguiente paso no se realizará de manera correcta.
2. Separación del Pb: Para poder separarlo, se usan columnas de resinas de cambio iónico. Estas columnas actúan como una red que retiene los átomos de Pb y deja pasar todos los demás iones, entre ellos, sus descendientes radiactivos Bi-210 y Po-210. Como el Pb queda retenido en las columnas, se usa HNO_3 para arrastrar el Pb de las columnas y recogerlo en un tubo de centrifuga. En la figura 21 se observa el dispositivo que se usa para la separación con las resinas de cambio iónico.



Figura 21: Columnas de resinas de cambio iónico.

3. Introducción líquido centelleador dentro de la muestra: por último, en el tubo que se ha recogido la muestra ya separada, se pasa una parte de la muestra a un vial de plástico y se añade el líquido centelleador.

Se adjunta el protocolo de trabajo que se ha descrito anteriormente más detallado.



DETERMINACION DE ²¹⁰PLOMO

La preparación de los blancos trazados con ²¹⁰Pb es con el fin de determinar la eficiencia de conteo, ϵ , de las mediadas realizadas con el líquido de centelleo. Estas se prepararán en condiciones similares a las de las muestras: adición del portador de Pb, determinación del contenido másico de Pb antes de la separación, separación en las resinas del ²¹⁰Pb y de sus progenies, determinación del contenido en plomo tras la separación y cálculo del rendimiento químico y conteo del centelleo líquido. Se mide la actividad del ²¹⁰Pb, tan pronto como sea posible para minimizar la contribución debida al crecimiento del ²¹⁰Bi.

6.7.1 Tratamiento químico

Para concentrar el ²¹⁰Pb en la muestras se puede realizar por co-precipitación Fe o por evaporación en un termoagitador.

Co-precipitación	<ol style="list-style-type: none">1) Tomar una alícuota de la muestra, blanco o blanco trazado $P_M, P_B, P_{B-T}=500-1000$ml (en vaso de 500ml, si no cabe el volumen evaporar)2) Añadir HNO₃ concentrado para acidificar a pH<2.3) Añadir un volumen $P_{Pb\ estable}=1$ml de Pb, agitar, tomar una alícuota de $P_{1-ICP}=5$ml y medir la concentración, ρ_{1-ICP}, mediante ICP-OES.4) Si es un blanco trazado añadir un volumen P_T de trazador de aproximadamente 50 a 500mBq.5) Añadir 1ml de Fe y cubrir con un vidrio reloj y calentar agitando durante 1 hora sin llegar a ebullición (200°C). (más 15 min en lo que coge la temperatura)6) Quitar el vidrio reloj y apagar el termoagitador, añadir 1ml de fenolftaleína.7) Mientras se agita añadir amoníaco NH₄OH hasta que vire la fenolftaleína (pH = 8-9 de incoloro a rosa anaranjado).8) Calentar otros 30minutos. Enfriar a T^a ambiente y dejar decantar (30minutos a 2 horas) o centrifugar. (quitar el gusano)	
	<ol style="list-style-type: none">9) Descartar el sobrenadante.10) Pasar el precipitado a un tubo de centrifuga de 50ml con agua.11) Centrifugar 10minutos 2000 rpm. Decantar el sobrenadante.12) Lavar el precipitado con un volumen de agua el doble que el precipitado (10ml) y centrifugar otros 5-10minutos. Descartar el sobrenadante. Repetir la operación si persiste el olor a amoníaco.13) Disolver el precipitado con 10ml de HNO₃ 1M (sonicar si es necesario)	
Separación del Pb	<ol style="list-style-type: none">14) Acondicionar la columna Pb Resin con 10ml de HNO₃ 1M (DESECHAR)15) Cargar la muestra en la columna y permitir que el líquido drene. (DESECHAR). El Pb será retenido16) Lavar el tubo que contiene la muestra con 5ml de 1M de HNO₃ y añadir a la columna (DESECHAR)17) Lavar la columna con 2 x 10ml de HNO₃ 0.1M (DESECHAR)18) Colocar un tubo de centrifuga limpio de 20ml y tarado debajo y eluir el Pb con un volumen $P_{citrito}=20$ml de amonio citrato (después de eluir el Pb). Anotar la fecha y hora de la separación, t_1 y $P_{citrito}$ (RESERVAR)	

La separación química realizada no discrimina entre los distintos isótopos del Pb, pero si se empieza a medir a las 2 horas de haber hecho la separación, los demás isótopos del Pb ya habrán decaído, ya que sus vidas medias son muy pequeñas.

Durante todo el proceso de preparación de la muestra, es muy probable que se pierda cierta cantidad de Pb-210, para ello, se hará uso del rendimiento químico. Este parámetro permite conocer cuánto porcentaje de Pb-210 se ha perdido en la manipulación de la muestra. Se considera que si una muestra tiene un rendimiento químico menor del 80 %, se ha de eliminar dicha medida.[12]

Para hallar el rendimiento químico, se usa la siguiente expresión:

$$R_C = \frac{\rho_{2-ICP} \cdot P_{citrato}}{\rho_{1-ICP} \cdot P_M \cdot P_T \cdot P_{Pb-estable}} \quad (1)$$

Donde:

- R_C = Rendimiento químico
- ρ_{2-ICP} = concentración de Pb en el eluido, mg/L
- $P_{citrato}$ = volumen del eluido, 0.020 kg.
- ρ_{1-ICP} = concentración de Pb en la muestra con el portador de Pb, mg/L
- P_M = volumen de la muestra en L.
- P_T = peso del trazador en kg.
- $P_{Pb-estable}$ = peso del Pb estable añadido en kg.

Las concentraciones fueron medidas por el personal técnico del LTI mediante la técnica de espectroscopía de plasma IPC-OES (plasma de acoplamiento inductivo junto con un espectrofotómetro de emisión óptica).

El blanco trazado es una muestra que se prepara con agua destilada y añadiendo Pb estable, es necesario para poder restar a los espectros la radiación de fondo que hay en el momento de la medida.

4.2. Medidas de radiactividad

Lo primero de todo es tener la es una recta de calibrado del equipo, para ello, se tomarán espectros de muestras con una actividad conocida y blancos. Este calibrado es necesario para obtener la eficiencia de conteo del equipo de medida. Se representará el valor de la actividad de la muestra conocida frente al número de pulsos registrados por unidad de tiempo.

Una vez se tiene la calibración, se procede al análisis de aguas.

Durante todo el proceso de medida, el Pb-210 se sigue desintegrando. Para que el crecimiento del Bi-210 sea despreciable, se ha de comenzar a medir en las 12 primeras horas después de la separación química de la muestra.

4.2.1. Calibración de la eficiencia de conteo del equipo

Se preparan dos muestras para la calibración del equipo, Cal-10 y Cal-11, cada una de ellas con una cantidad de radiactividad de Po-210 conocida. Estos dos valores de calibrado se unirán a la recta de calibración ya existente, realizada con anterioridad en el LTI.

En el caso de Cal-10, se prepara una muestra con una actividad de 15 Bq/L, mientras que Cal-11 contiene 0,6 Bq/L de actividad. Se preparan ambas muestras siguiendo el protocolo.

El tiempo de conteo que se utiliza es de 300 minutos.

En la figura 22 se muestran los espectros PSA para cada una de las muestras.

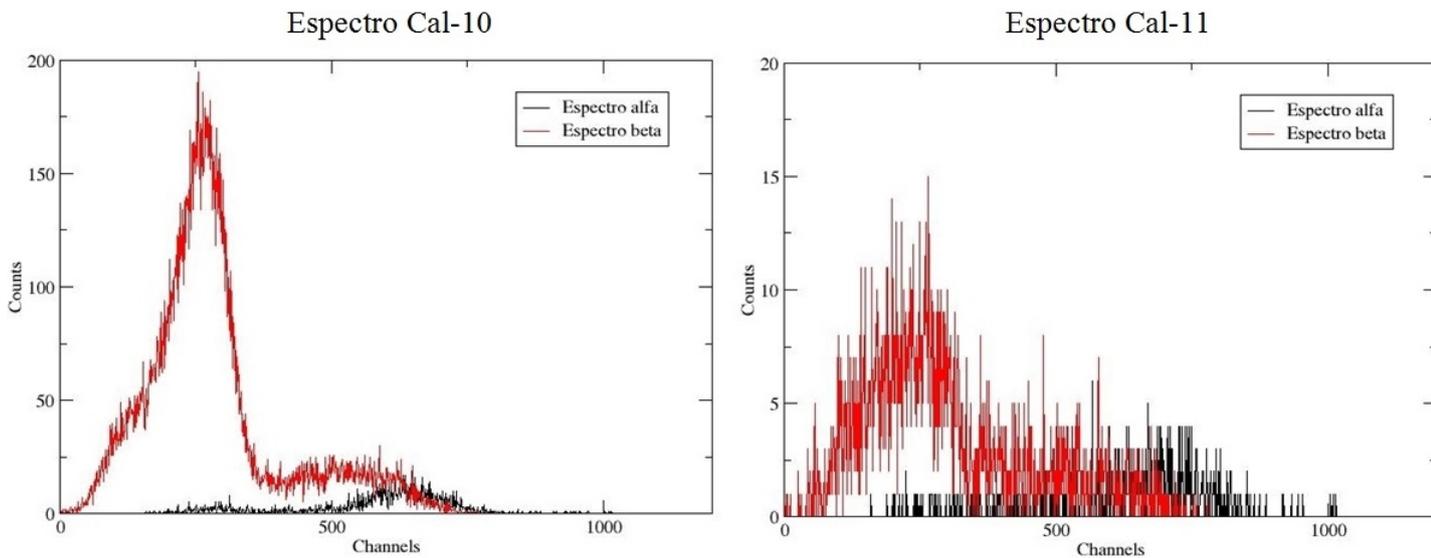


Figura 22: Espectros PSA α y β para las muestras Cal-10 y Cal-11.

Se puede ver que entorno al canal 600, se solapa el espectro α del Po-210 y el espectro β del Bi-210.

En la figura 23 se muestra que el número de cuentas de Pb-210 difiere bastante entre cada una de las muestras, esto es debido a la concentración introducida de radiactividad en cada una de ellas.

CAL10 FRENTE CAL11

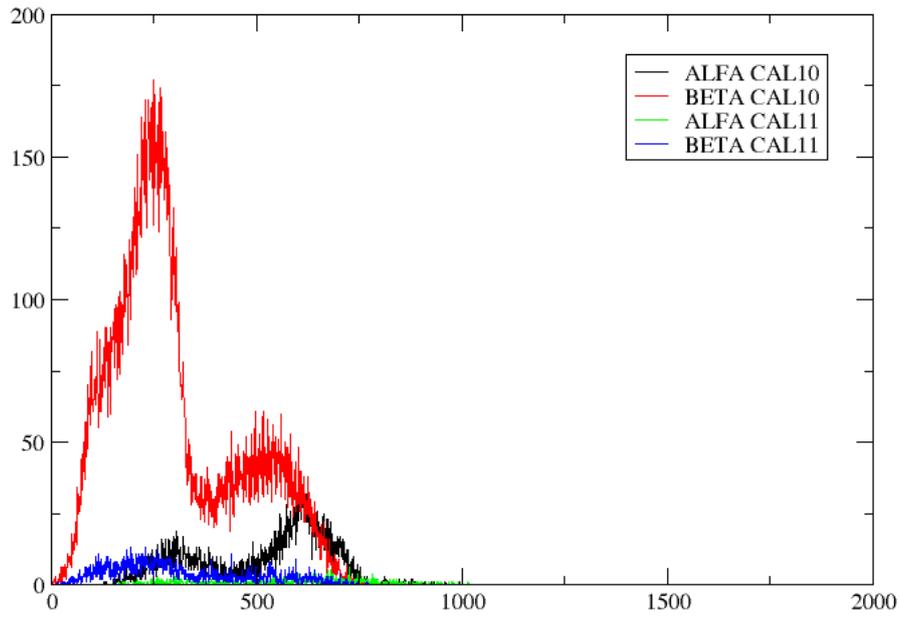


Figura 23: PSA Cal-10 y Cal-11.

Con los datos obtenidos, se procede a calcular la eficiencia de conteo del equipo:

$$\epsilon = \frac{[(R_{B-T}/t_{B-T}) - (B/t_B)]}{A_T \cdot R_C \cdot P_{B-T}} \cdot \frac{C_{\text{coef}} \cdot P_{\text{citrato}}}{P_{\text{centelleador}}} \quad (2)$$

Donde:

- ϵ = eficiencia de detección Pb-210.
- R_{B-T} = cuentas del blanco trazado en el rango de interés (ROI) del Pb-210 (cps).
- t_{B-T} = tiempo del blanco trazado (s).
- B = cuentas de fondo.
- t_B = tiempo del blanco.
- P_{citrato} = volumen de la fase eluída con citrato.
- $P_{\text{centelleador}}$ = volumen de alicuota tomada para el conteo.
- P_{B-T} = peso del blanco trazado, en kg.
- R_C = rendimiento químico.
- A_T = actividad del trazador.
- C_{coef} = el coeficiente de crecimiento del Bi-210 hacia el equilibrio en la muestra desde el final de la separación y el tiempo de conteo.

Muestras	Rendimiento químico	mBq/Kg muestra	mBq/Kg medidos	Eficiencia de conteo
cal 10	103,0042 %	16144,45	6035,409	0.38
cal 11	102.5395 %	664,1522	232,3234	0.35

Tabla 2: Valores de los calibrados

Se resumen en la tabla 2 los resultados obtenidos.

Se ha de tener en cuenta el término C_{coef} , ya que el Bi-210 habrá crecido y no será una cantidad despreciable.

rendimiento químico es mayor del 100 %, el límite de valor de la eficiencia está entre un 80-105 %, por lo que se pueden dar por válidos ambos valores.

Adjuntando los datos obtenidos a la recta de calibración ya disponible en el LTI, se obtiene en la figura 24 la siguiente gráfica:

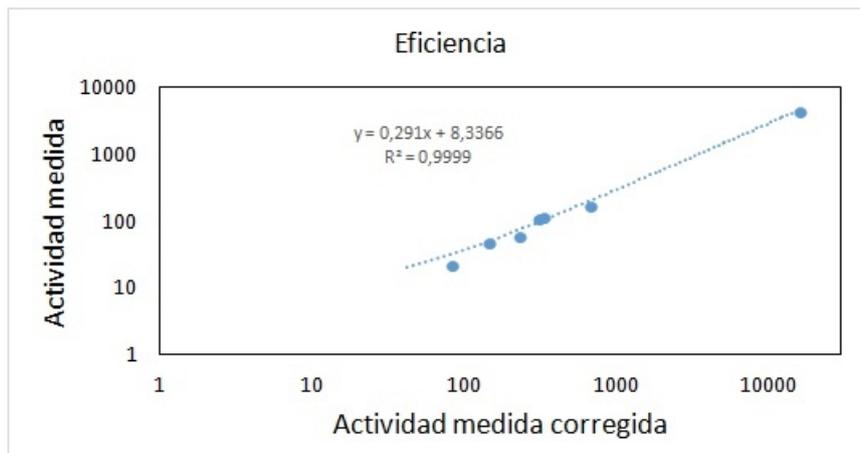


Figura 24: Recta de calibración de la eficiencia de conteo del equipo.

El valor promedio de la eficiencia de conteo es de 30 %. Según la norma ISO 13163:2013(E)[12], el valor de la eficiencia de conteo del equipo ha de estar en un rango del 30-60 %.

Cabe puntualizar que el valor real corregido es el valor hallado por el detector con las correcciones correspondientes al tiempo que se ha tardado en medir. Esto conlleva a que haya un crecimiento del Bi-210 que se ha de tener en cuenta, por ello, el C_{coef} no será despreciable, sino que valdrá:

$$C_{coef} = \frac{1}{2 - \exp\left(\frac{-\ln 2}{T_{1/2}} \cdot \Delta t\right)} \quad (3)$$

Donde:

- $T_{1/2}$ = el tiempo de vida media del Bi-210 en días (5.03 días).
- Δt = el tiempo de retraso, medido en días, desde el comienzo del crecimiento del Bi-210 y el punto medio de la duración del conteo.

Otra de las correcciones importantes es el tiempo en el que se cogió la muestra. En este caso, no influye, ya que son calibrados, pero cuando se haga la medición de muestras, se ha de tener en cuenta la fecha en la que se cogió esa muestra y corregirlo en las ecuaciones, esto, hará que el número de cuentas para el Pb-210 sea menor, ya que una parte de los isótopos radiactivos habrán decaído en sus hijos.[12]

4.2.2. Actividades resultantes de aguas de diferentes pozos

A continuación, se procede a la medida de diferentes muestras de pozos de Castilla y León. Dos de las muestras proceden de la provincia de Salamanca y otra de la provincia de Ávila. Se adjunta en la figura 25 un mapa donde se encuentran localizados geográficamente los pozos de los se se sacaron las muestras.



Figura 25: Geolocalización de los pozos de las muestras analizadas.

La primera muestra a analizar será Sa-21. Esta muestra se extrae de un pozo que se encuentra a 90 m de profundidad y fue extraída el 11/08/2016. Si se pintan las coordenadas en un mapa de exposición de radón, se puede ver si tal pozo se encuentra en una zona donde la predicción de la concentración de radón en aire es alta.[13]

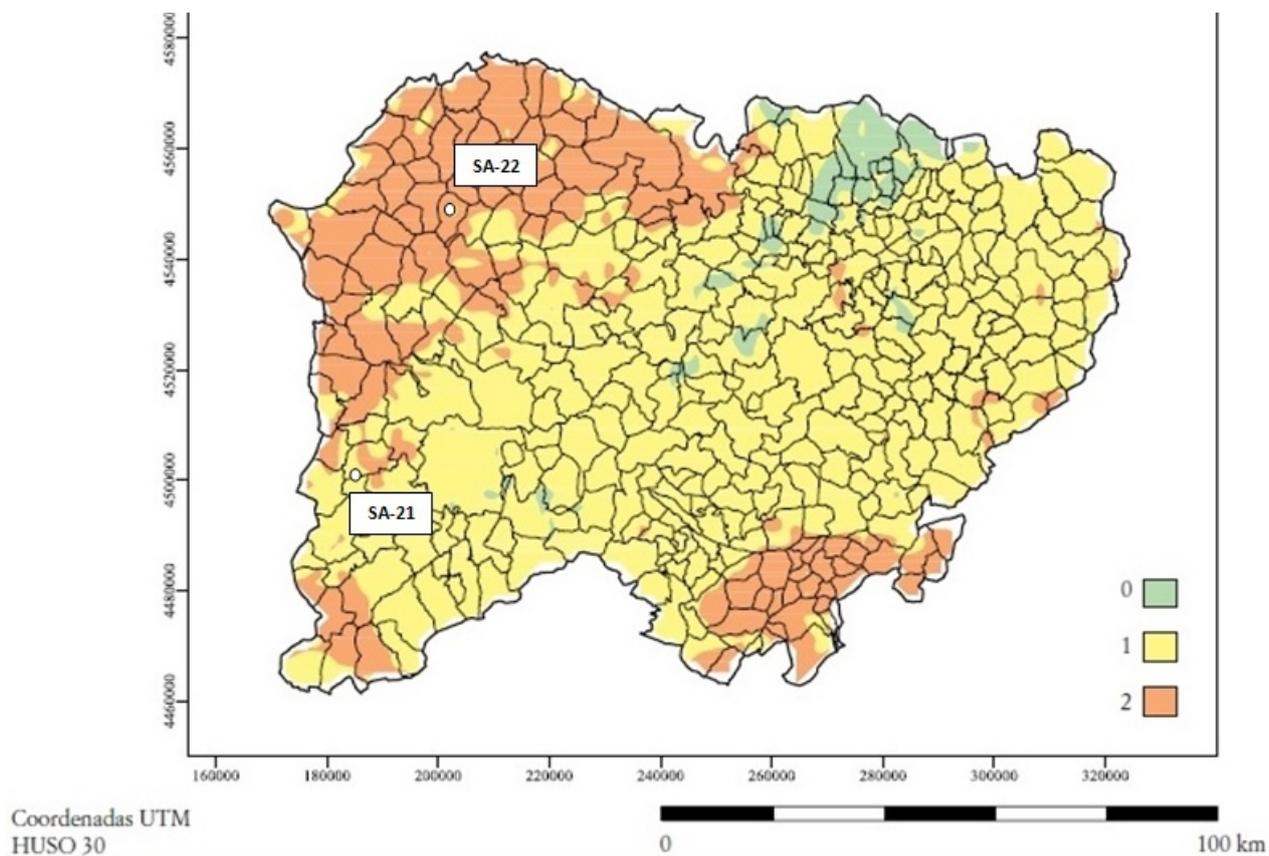


Figura 26: Mapa de la categoría de exposición al radón para la provincia de Salamanca.

La figura 26 representa la geocalización del pozo donde se obtuvo la muestra Sa-21. Como muestra el mapa, el pozo se encuentra en una zona 1 de exposición. En la figura 27 se representa el espectro PSA de la muestra Sa-21.

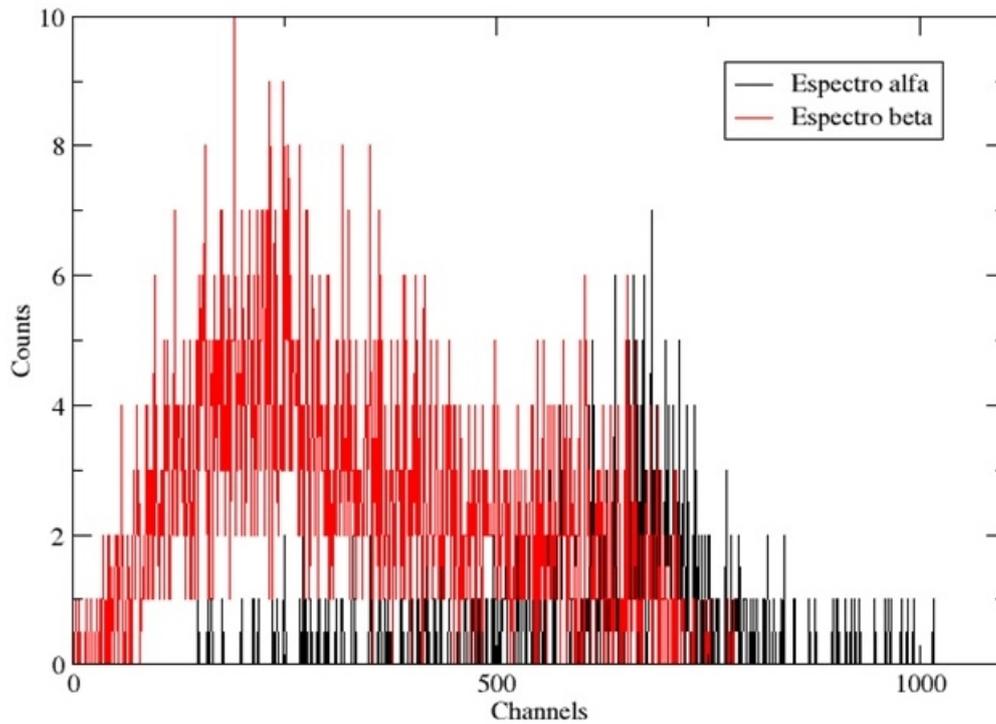


Figura 27: Espectro muestra de agua SA-21.

Se calcula la actividad de la muestra despejando la ecuación 2. El rendimiento químico promedio que se utiliza es del 85 %. El resultado obtenido para esta muestra es de una actividad de 0,30 Bq/L.

La siguiente muestra analizada será Sa-22. Esta muestra se extrae de un pozo de 180 m de profundidad y fue extraída el 1/08/2016. Si se observa la figura 26, localizando el punto donde se encuentra dicho pozo, en este caso, casi toda la zona tiene una categoría 2 de exposición.

La figura 28 se corresponde al espectro PSA de la muestra Sa-22.

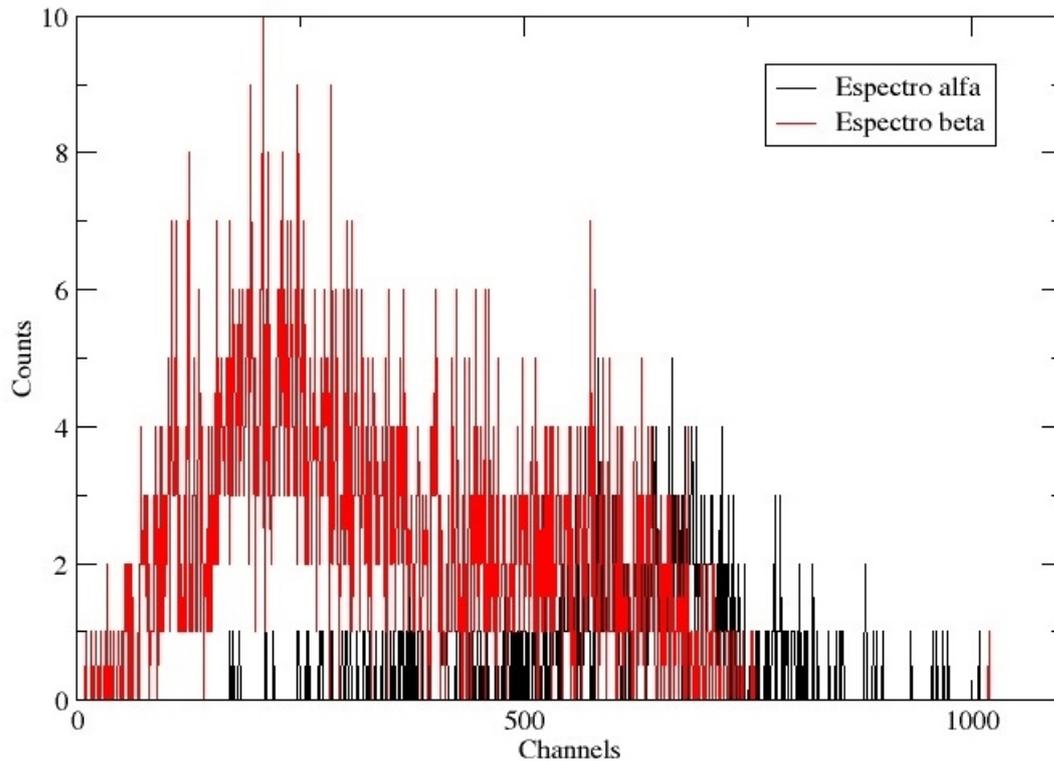


Figura 28: Espectro muestra de agua SA-22.

Se procede a calcular la actividad de la muestra. En este caso, se obtiene una actividad de 0,26 Bq/L.

El mapa de la figura 26 es sólo un mapa predictivo muy aproximado de la cantidad de radón en el aire. Por lo tanto, no debe de ser demasiado sorprendente que las dos medidas de Salamanca caigan en colores distintos siendo del mismo orden de magnitud su actividad. Aún así, se ha querido comparar puesto que en la actualidad, es el mapa de mallado más fino disponible. Con lo que sí que debe haber una correlación es con la cantidad de radón en agua.

Por último, se analiza una muestra de un pozo de la provincia de Ávila que se extrajo el día 12/08/2016. Utilizando de nuevo los mapas provinciales de la exposición de radón, en la figura 29 se localiza en él el punto donde se encuentra el pozo, el cual está en una zona de categoría 2 de exposición de radón en aire.

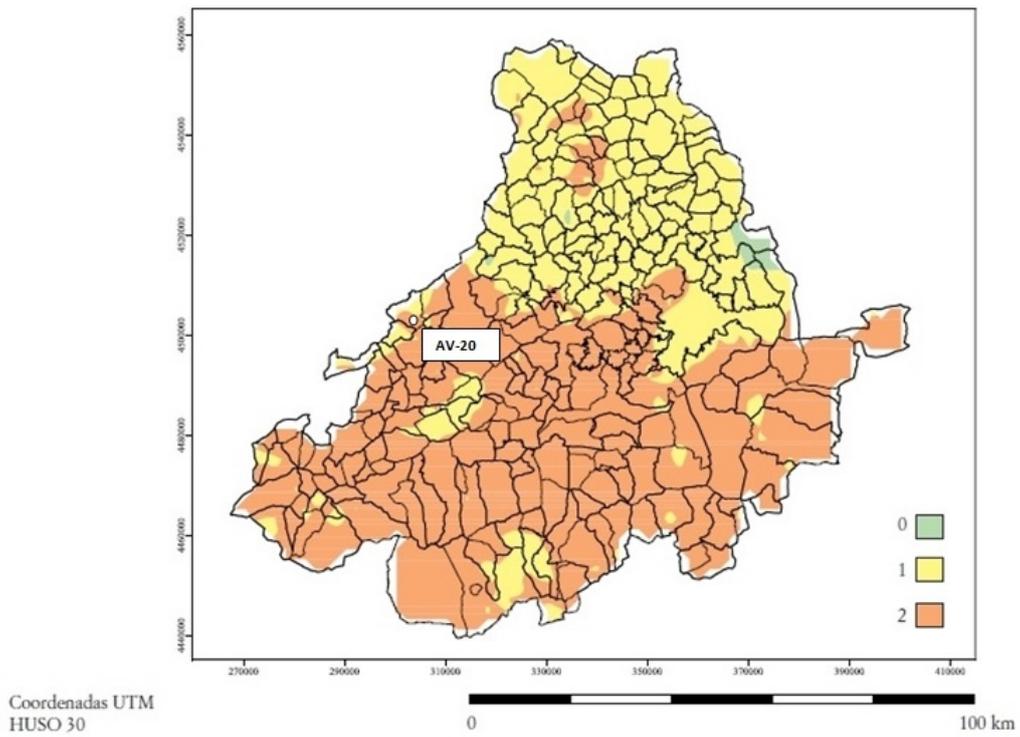


Figura 29: Mapa de la categoría de exposición al radón para la provincia de Ávila.

La figura 30 se corresponde al espectro PSA de la muestra Av-20.

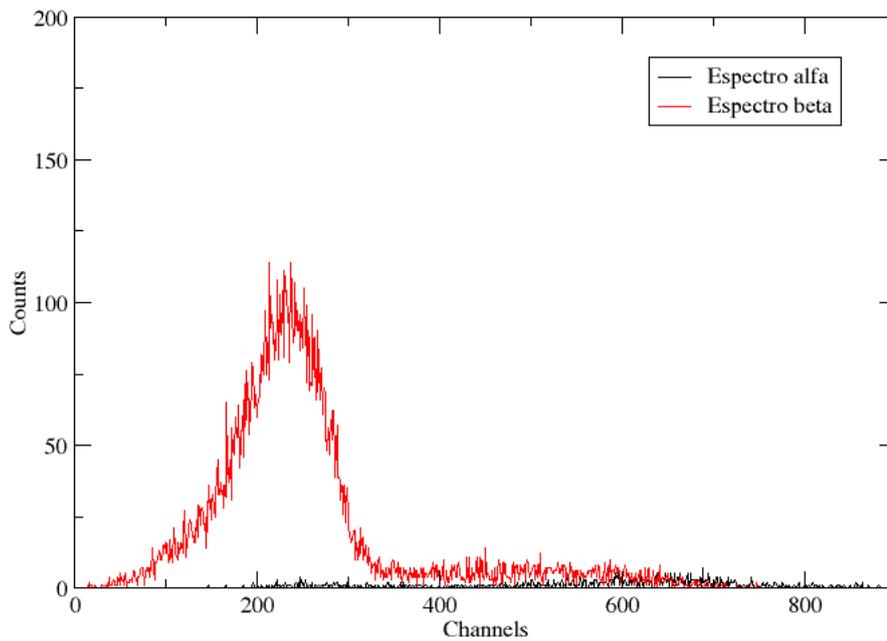


Figura 30: Espectro muestra de agua AV-20.

Se calcula la actividad de la muestra, obteniéndose un valor de 9,14 Bq/L. Este valor supera

los límites recomendados[2].

En la tabla 3 se resumen los datos obtenidos de actividad y los datos de la geolocalización de las muestras.

Referencia muestra	Coordenadas	Actividad medida
Sa-21	41°07'37,5''N 6°33'19,2''W	0,30 Bq/L
Sa-22	40°38'1,8''N 6°42'13,1''W	0,26 Bq/L
Av-20	40°40'36,2''N 5°17'29,4''W	9,12 Bq/L

Tabla 3: Valores de actividad obtenidos para las muestras.

4.2.3. Medida del crecimiento del Bi-210

A medida que transcurre el tiempo, el Bi-210 crecerá, mientras que el Pb-210 decrece, hasta que se llega al equilibrio secular. Se hacen medidas de la actividad de las muestras durante un periodo de 32 días para evaluar la evolución de los descendientes del Pb-10.

Los resultados obtenidos se presentan en la figura 31, en la que se observa la gráfica correspondiente al número de cuentas de la muestra con respecto al tiempo, mientras que en la figura 32 se observa la variación del espectro de las β y las α en un tiempo de 32 días.

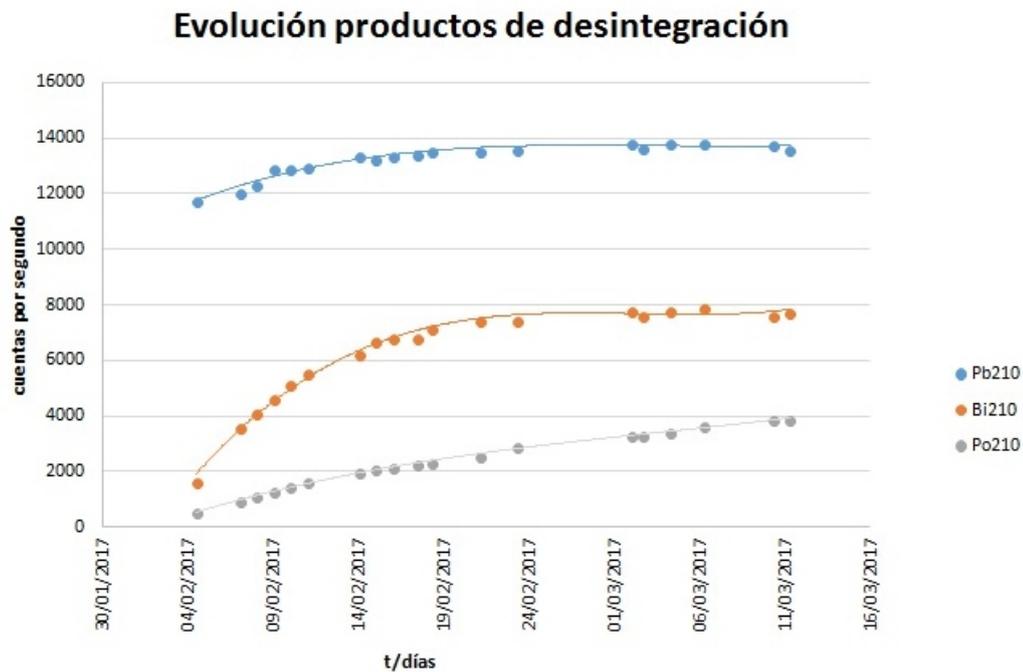


Figura 31: Evolución temporal de la muestra radiactiva Av-20.

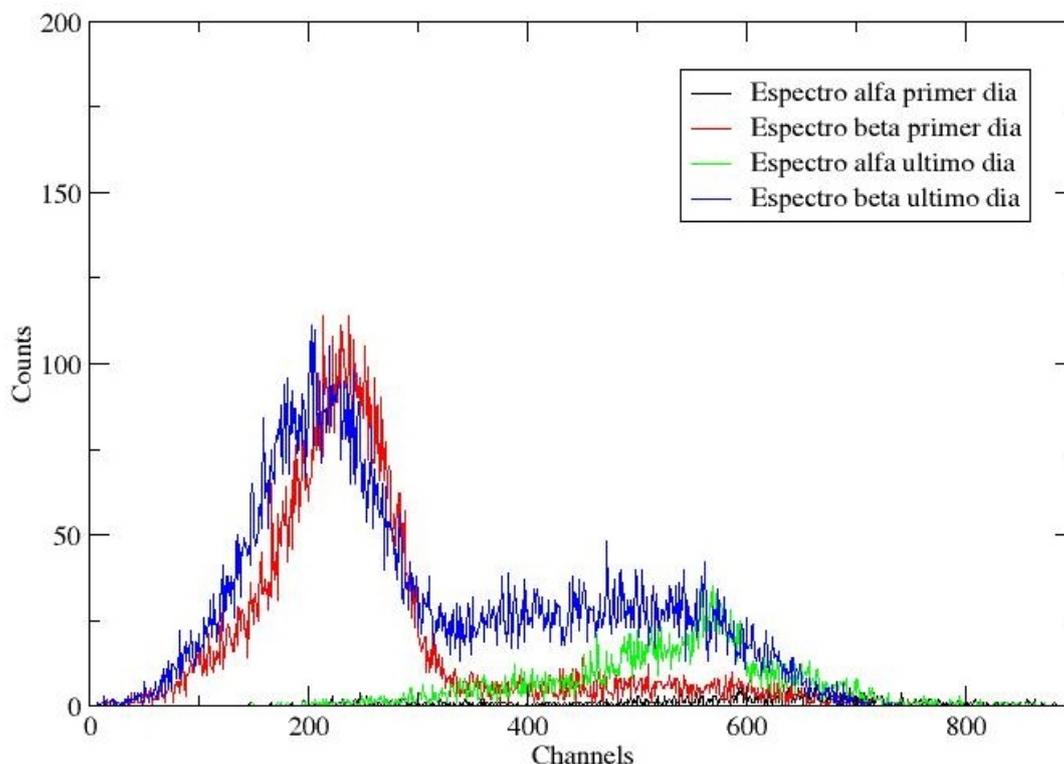


Figura 32: Espectro de la evolución temporal de la muestra radiactiva Av-20.

Para hallar la actividad del Pb-210 , la zona de integración de los canales irá de 100-350, para el Bi-210, de 300-600, y para el Po-210 de 400-900.

Las β de menor energía producidas por el Bi-210 se solapan en el espectro del Pb-210.

Se puede observar que a partir del día 6 aproximadamente, la actividad del Pb-210 empieza a ser constante, mientras que la del Bi-210 y Po-210 sigue creciendo a un ritmo más lento.

Que el Pb-210 aumente durante los 6 primeros días no es algo que debería pasar, ya que a medida que pasa el tiempo, el Pb-210 se iría desintegrando y por lo tanto, debería tener menos actividad al haber menos átomos. Si bien este efecto no sería observable por su vida media de 22 años , debería obtenerse un valor constante. Esto es probable que se deba al solapamiento del Bi-210 con el Pl-210.

5. Conclusiones

Sobre este trabajo de fin de grado se pueden basar futuros estudios que se centren en los siguientes aspectos que no ha dado tiempo a estudiar en este trabajo:

1. Con este trabajo se ha podido aplicar parte de los conocimientos adquiridos en el grado de física, centrándose en un tema de interés general como es el de la radiactividad en el agua de consumo.
2. El problema de la salubridad del agua de consumo es un tema que ya era conocido por la sociedad, pero no en el ámbito de la radiactividad. Con la nueva normativa, este campo va a experimentar probablemente un auge en los próximos años.
3. Un punto a mejorar sería la optimización del método para hallar el PSA óptimo que permita hacer medidas más exactas de la actividad de las muestras. Una de las posibles mejoras es hallar el PSA usando espectros β y α puros. Esto ayudaría a minimizar las interferencias producidas. Hay que tener en cuenta que al elegir el elemento puro de emisión β ha de tener una energía de emisión lo más parecida posible al elemento de interés.
4. También sería conveniente estudiar la correlación con medidas de radón en las mismas aguas para dar más apoyo a los resultados, pues, el Pb-210 no puede resultar más que por las desintegraciones del Rn-222. Estas medidas están comenzando a ponerse en marcha en el laboratorio.
5. El sacar conclusiones respecto a las aguas analizadas requiere un mayor número de muestras, mayor de las consideradas en este trabajo. El tiempo de preparación de las muestras no ha permitido realizar más. Aún así, el estudio realizado ha sido de utilidad al LTI, el cual está comenzando con estas investigaciones, para estudiar las posibles mejoras de los protocolos usados.

Agradecimientos

Quería agradecer este trabajo en primer lugar a Marta Hernández Revilla, técnico en el LTI e impulsora del proyecto de medidas de la radiactividad en aguas de consumo. Sin su gran ayuda, dedicación y paciencia, no hubiera sido posible realizar la parte experimental de este trabajo.

También agradezco a Jose Luis Gutierrez Villanueva, que colaboró en la puesta en marcha del laboratorio de radiactividad del LTI, sus interesantes comentarios relativos a este trabajo.

Por último, quería agradecer a Pilar su apoyo, su gran disponibilidad y su interés tanto profesional como personal proporcionado desde el primer hasta último día en este proceso de trabajo.

Referencias

- [1] C NUCCETELLI, R RUSCONI, M FORTE *Radiactivity in drinking water: regulations, monitoring results and radiation protection issues*. Ann. Ist. Super. Sanità [online]. 2012, vol.48, n.4, pp.362-373.
- [2] BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO *Real Decreto 314/2016*.
- [3] A.BAEZA, A.SALAS, J.GUILLÉN *Adaptation of working conditions of an operating drinking water treatment plant to remove naturally occurring radionuclides*. Water, Air, and Soil Pollution, October 2012, Volume 223, pp 50575069.
- [4] UNITED NATIONS ENVIROMENT PROGRAM UNEP *Radiation: effects and sources*, ed UNEP, 2016.
- [5] CONSEJO DE SEGURIDAD NUCLEAR CSN *Proyecto Marna. Mapa de radiación gamma natural.*, ed. CSN, 2000.
- [6] JOHANSSON L.Y *Determination of Pb-210 and Po-210 in aqueous environmental samples*, 2008.
- [7] ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD OMS *Guía para la calidad del agua potable volumen I: Recomendaciones.*, ed. OMS, 2006.
- [8] KNOLL G.F *Radiation Detection and Measurement.*, 3^a ed, ed Jonh Willey and Sons. 2000.
- [9] MCDOWELL W.J *Alpha counting and spectrometry using liquid scintillation methods*. 1^a ed, technical information center office of scientific and technical information US deparment of energy, 1986.
- [10] M VILLA, S HURATDO, G MANJÓN, R GARCÍA-TENORIO, M GARCÍA-LEÓN *Direct Pb-210 determination in envirommental samples by liquid scintillation counting and its validation through γ -Ray* the Arizona Board of Regents on behalf of the University of Arizona LSC 2005, Advances in Liquid Scintillation Spectrometry, pg 217227.
- [11] PERKINELMER *Instrumental manual Wallac 1220 Quantulus ultra low level liquid scintillation spectrometer.*, 2^a ed, ed PerkinElmer. 2002.
- [12] NORMA ISO 13163:2013(E)
- [13] CONSEJO DE SEGURIDAD NACIONAL CSN *Mapa predictivo de exposición al radón en España* ed CSN, 2013.