

**UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA
SEDE CUENCA**

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

*Trabajo de titulación previo a
la obtención del título de
Ingeniera Ambiental*

TRABAJO EXPERIMENTAL:

**“MODELO SOBRE LA DINÁMICA DEL ^{226}Ra EN LA INGESTA,
BIOACUMULACIÓN, EXCRECIÓN Y LECHE DE LA VACA”**

AUTORA:

MARÍA ANTONELA JARAMILLO FEIJOÓ

TUTOR:

DR. TONY JESÚS VILORIA ÁVILA

CUENCA - ECUADOR

2022

CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR

Yo María Antonela Jaramillo Feijoo con documento de identificación N° 0706626926, manifiesto mi voluntad y cedo a la Universidad Politécnica Salesiana la titularidad sobre los derechos patrimoniales en virtud de que soy autora del trabajo de titulación: **“MODELO SOBRE LA DINÁMICA DEL ²²⁶Ra EN LA INGESTA, BIOACUMULACIÓN, EXCRECIÓN Y LECHE DE LA VACA”**, mismo que ha sido desarrollado para optar por el título de: *Ingeniera Ambiental*, en la Universidad Politécnica Salesiana, quedando la Universidad facultada para ejercer plenamente los derechos cedidos anteriormente.

En aplicación a lo determinado en la Ley de Propiedad Intelectual, en mi condición de autora me reservo los derechos morales de la obra antes citada. En concordancia, suscribo este documento en el momento que hago entrega del trabajo final en formato digital a la Biblioteca de la Universidad Politécnica Salesiana.

Cuenca, enero de 2022.



María Antonela Jaramillo Feijoo

C.I. 0706626926

CERTIFICACIÓN

Yo, declaro que bajo mi tutoría fue desarrollado el trabajo de titulación: **“MODELO SOBRE LA DINÁMICA DEL ²²⁶Ra EN LA INGESTA, BIOACUMULACIÓN, EXCRECIÓN Y LECHE DE LA VACA”**, realizado por María Antonela Jaramillo Feijoó, obteniendo el *Trabajo Experimental* que cumple con todos los requisitos estipulados por la Universidad Politécnica Salesiana.

Cuenca, enero de 2022.

A handwritten signature in blue ink, consisting of a large, stylized initial 'V' followed by a horizontal line that tapers to the right.

Dr. Tony Jesús Viloria Ávila

C.I. 0838936334

DECLARATORIA DE RESPONSABILIDAD

Yo María Antonela Jaramillo Feijoó con documento de identificación N° 0706626926, autora del trabajo de titulación: **“MODELO SOBRE LA DINÁMICA DEL ²²⁶Ra EN LA INGESTA, BIOACUMULACIÓN, EXCRECIÓN Y LECHE DE LA VACA”**, certifico que el total contenido del *Trabajo Experimental*, es de mi exclusiva responsabilidad y autoría.

Cuenca, enero de 2022.



María Antonela Jaramillo Feijoó

C.I. 0706626926

DEDICATORIA

Quiero empezar dedicando mi trabajo de titulación a DIOS, quien con su espíritu protector ha permitido tener a mi familia unida, con salud y dándome la oportunidad de mejorar cada día, logrando una de mis mayores metas.

Gracias infinitas a mis padres Cesar Jaramillo y Estela Feijoó, por ser los principales motores de mis ilusiones, quienes con su constante trabajo día a día, me brindaron la oportunidad de ser una profesional, gracias por cada palmada en la espalda y por cada palabra dura que fueron mi guía en el transcurso de la carrera, y de mi vida.

A mi hermana Nayeli por apoyarme, entenderme y de vez en cuando regañarme, gracias por el regalo más bonito que nos distes, nuestra princesa que nos alegra cada día; no puede haber mejor tiempo que el enviado por Dios.

A mi persona favorita, Nixon Raúl Ajila, gracias por estos 13 años en los cuáles hemos compartido tantas cosas, gracias por ser no solo mi compañero de vida, sino también mi mejor amigo, mi cómplice, el padre de mi príncipe y, por confiar en mí y apoyarme en todos y cada uno de los pasos que doy en la vida.

A mi amiga Catherine Heras, por brindarme su amistad y ayuda, sé que los recuerdos de la universidad nos quedaran para siempre.

AGRADECIMIENTO

Quiero empezar agradeciéndole a Dios, por regalarme un sueño tan anhelado, a mis padres, mi hermana y mi esposo por ser mi pilar fundamental, por ofrecerme su cariño, consejos, fortaleza y ayuda en los momentos felices y tristes de este proceso.

Mi sincero agradecimiento al Dr. Tony Vilorio, quien, a más de ser mi tutor de tesis, se convirtió en una luz en mi camino que, con sus conocimientos y su tiempo, me brinda apoyo tanto en el trabajo investigativo como experimental.

Al Ing. Marlon Loayza, quien estuvo pendiente en la realización de mi trabajo de titulación.

A la Universidad Politécnica Salesiana, sede Cuenca, que como institución me formo de una manera adecuada, para defenderme como profesional en el campo laboral.

A todos los profesores, amigos y personas que fueron brindándome su ayuda en el caminar de esta etapa universitaria.

RESUMEN

En el presente estudio, se determinaron las concentraciones de ^{226}Ra en muestras de suelo, pasto, balanceado, sal, heces y leche, así como los niveles de uranio, torio y potasio en la parcela en la que pastaron las vacas muestreadas, con el objetivo de establecer una relación entre el ^{226}Ra consumido, bioacumulado y excretado. Para la cuantificación de la concentración de ^{226}Ra se usaron detectores sólidos de trazas nucleares (DSTN) LR-115 tipo II, para los niveles de uranio, torio y potasio en la parcela de pastoreo, se usó un espectrómetro gamma de NaI(Tl) de 3" x 3". Como resultado se obtuvo que del total del ^{226}Ra consumido el 18.9 % se bioacumuló y el 60% se excretó; estos resultados se acercan a los reportados por la literatura especializada.

Palabras clave: ^{226}Ra , Uranio, Torio, Potasio, bioacumulación, excreción.

ABSTRACT

In the present study, the concentrations of ^{226}Ra were determined in samples of soil, pasture, balanced, salt, feces and milk, as well as the levels of uranium, thorium and potassium in the plot in which the sampled cows grazed, with the objective to establish a relationship between the ^{226}Ra consumed, bioaccumulated and excreted. For the quantification of the concentration of ^{226}Ra , solid nuclear trace detectors (DSTN) LR-115 type II were used, for the levels of uranium, thorium and potassium in the grazing plot, a NaI (Tl) gamma spectrometer of 3 "x3". As a result, it was obtained that of the total ^{226}Ra consumed, 1.5% bioaccumulated and 60% was excreted; these results are close to those reported by the specialized literature.

Keywords: ^{226}Ra , Uranium, Thorium, Potassium, bioaccumulation, excretion.

INDICE

1. CAPITULO	15
1.1 Introducción	15
1.2 Antecedentes	17
1.3 Justificación	20
2. CAPITULO: OBJETIVOS DEL PROYECTO.....	21
2.1 Objetivo general.....	21
2.2 Objetivos específicos	21
3. CAPITULO: FUNDAMENTACION TEORICA.....	22
3.1 Radiación	22
3.1.1 Radiación ionizante	22
3.2 Mecanismos de acción de las IR.....	23
3.3 Origen y distribución de los radionúclidos	24
3.4 Incorporación de radionucleidos al organismo humano.....	26
3.5 Dosimetría.....	26
3.5.1 Dosis absorbida	26
3.5.2 Unidades de radiación	27
3.6 Características primordiales del ^{226}Ra	28
3.7 Comportamiento del ^{226}Ra en el ambiente.....	29
3.8 Propiedades físicas.....	30
3.9 Química general del ^{226}Ra	30
3.10 Detección del ^{226}Ra	31
3.11 Concentración de ^{226}Ra en el suelo	31
3.12 Distribución de ^{226}Ra en el suelo.....	32
3.13 Relación entre el ^{226}Ra y los fertilizantes.....	33
3.14 ^{226}Ra en plantas terrestres.....	34
3.15 Bioacumulación de ^{226}Ra en las plantas.....	35
3.16 Biosorción del ^{226}Ra por las plantas.....	35
3.17 ^{226}Ra en animales terrestres.....	37
3.18 Bioacumulación de ^{226}Ra en animales o vertebrados.....	38

3.19	^{226}Ra en los alimentos	39
3.20	Técnica	40
3.20.1	Detectores sólidos de trazas nucleares (DTSN)	40
3.21	Cálculo de las concentraciones de ^{226}Ra y ^{222}Rn	41
3.21.1	Densidad promedio de trazas.....	42
3.21.3	Estimación de las tasas de exhalación de radón (Masa).....	42
3.21.4	Estimación de las tasas de exhalación del radón (Área).....	43
3.21.5	Concentración de ^{222}Rn	43
3.21.6	Tiempo de exposición efectivo.....	44
3.21.7	Concentración de ^{226}Ra	44
4.	CAPITULO: MATERIALES Y METODOS	44
4.1	Materiales.....	44
4.1.1	Materiales físicos.....	44
4.1.2	Materiales químicos.....	47
4.1.3	Materiales biológicos.....	47
4.2	Metodología	48
4.2.1	Enfoque metodológico de la investigación.....	48
4.2.2	Selección del área de estudio.....	48
1.1.1	Obtención de muestras.....	49
1.1.2	Selección del tamaño de la muestra.....	49
1.1.3	Medición de los niveles de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K en el suelo.	49
1.1.4	Medición de los niveles de ^{222}Rn en el suelo	50
1.1.5	Exhalación de radón en las muestras.....	50
1.1.6	Exhalación de ^{222}Rn en el suelo.....	53
1.1.7	Medición de ^{222}Rn en muestras líquidas.....	56
1.1.8	Revelado de los detectores LR-115	58
1.1.9	Conteo de las trazas nucleares	60
1.1.10	Modelaje de la dinámica del ^{226}Ra en la ingesta y excreción de la vaca.	60
2.	CAPITULO: RESULTADOS	61
2.1	Niveles de ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K en el suelo de la zona de pastoreo.....	61
2.2	Concentración del ^{226}Ra las muestras de sal	63

2.3	Concentración del ^{226}Ra en heces	65
2.4	Concentración de ^{226}Ra en balanceado para ganado.....	67
2.5	Concentración de ^{226}Ra en muestras de pasto de la zona de pastoreo	68
2.6	Concentración de ^{226}Ra en muestras de suelo a diferentes profundidades.	70
2.7	Exhalación de ^{222}Rn en el suelo de pastoreo.....	80
2.8	Concentración de ^{226}Ra en muestras de leche.....	81
2.9	Estimación de la concentración de ^{226}Ra en la orina.	82
2.10	Balance de concentración de ^{226}Ra	82
3.	CAPITULO: DISCUSION.....	83
4.	CAPITULO: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	85
4.1	Conclusiones	86
4.2	Recomendaciones	87
5.	CAPITULO: BIBLIOGRAFIA.....	87

INDICE DE FIGURAS

<i>Imagen 1:</i>	Mecanismos de radio protección mediados por plantas.....	23
<i>Imagen 2:</i>	Mecanismo de acción de IR	24
<i>Imagen 3:</i>	Sistema internacional de unidades especiales	28
<i>Imagen 4:</i>	Sistema internacional de unidades derivadas	28
<i>Imagen 5:</i>	Cadena de desintegración del ^{226}Ra	29
<i>Imagen 6:</i>	Vías de absorción de contaminantes del suelo por las plantas.	37
<i>Imagen 7:</i>	Parroquia Moromoro	48
<i>Imagen 8:</i>	Área de la zona de estudio	49
<i>Imagen 9:</i>	Medición de ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K	50
<i>Imagen 10:</i>	Limpieza de la zona.....	51
<i>Imagen 11:</i>	Toma de muestra	51
<i>Imagen 12:</i>	Secado al sol de las muestras	52
<i>Imagen 13:</i>	Contenedores PVC	52

<i>Imagen 14: Medidas del detector utilizado</i>	53
<i>Imagen 15: Detector LR-115 sobre el espuma Flex</i>	54
<i>Imagen 16: Lata con el detector contenido del tubo PVC</i>	54
<i>Imagen 17: Sellado del tubo</i>	54
<i>Imagen 18: Enterrado del tubo</i>	55
<i>Imagen 19: Empaque para conservar los detectores</i>	55
<i>Imagen 20: Abrazadera a presión</i>	56
<i>Imagen 21: Malla de soporte</i>	57
<i>Imagen 22: Equipo para la medición de la exhalación de ²²²Rn de la leche de vaca</i>	57
<i>Imagen 23: Detectores etiquetados</i>	58
<i>Imagen 24: Detectores en baño maría</i>	58
<i>Imagen 25: Lavado en agua destilada</i>	59
<i>Imagen 26: Secado durante 13 horas</i>	59
<i>Imagen 27: Trazas vistas en el microscopio</i>	60
<i>Imagen 28: Esquema de balance general</i>	61

INDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1: Materiales de Laboratorio</i>	45
<i>Tabla 2: Materiales de campo</i>	46
<i>Tabla 3: Reactivos del Laboratorio</i>	47
<i>Tabla 4: Animales</i>	47
<i>Tabla 5: Niveles de ²³⁸U, ²³²Th y ⁴⁰K en los puntos de muestreos de la zona de pastoreo</i>	61
<i>Tabla 6: Resultados de muestras de sal</i>	64
<i>Tabla 7: Resultados de las muestras de heces</i>	65
<i>Tabla 8: Resultados de las muestras de Balanceado para ganado</i>	67
<i>Tabla 9: Resultado de las muestras de pasto</i>	69
<i>Tabla 10: Resultado de las muestras de suelo a 20 cm de profundidad (2-10)</i>	71
<i>Tabla 11: Resultado de las muestras de suelo a 20 cm de profundidad (11-20)</i>	72

Tabla 12: <i>Resultado de las muestras de suelo a 40 cm de profundidad (2-10)</i>	74
Tabla 13: <i>Resultado de las muestras de suelo a 40 cm de profundidad (11-20)</i>	75
Tabla 14: <i>Resultado de las muestras de suelo a 60 cm de profundidad (1-11)</i>	77
Tabla 15: <i>Resultado de las muestras de suelo a 60 cm de profundidad (11-20)</i>	78
Tabla 16: <i>Porcentaje de entrada y salida del ²²⁶Ra en las vacas muestreadas</i>	83
Tabla 17: <i>Concentración de ²²⁶Ra (Bq/kg) en suelo, pasto y leche de vaca, en diferentes lugares del mundo</i>	84

INDICES DE GRAFICAS

<i>Gráfica 1: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de sal</i>	65
<i>Gráfica 2: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de heces</i>	66
<i>Gráfica 3: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de balanceado para ganado</i>	68
<i>Gráfica 4: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de Pasto</i>	70
<i>Gráfica 5: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de suelo a 20 cm (2-10)</i>	73
<i>Gráfica 6: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de suelo a 20 cm (11-20)</i>	73
<i>Gráfica 7: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de suelo a 40 cm (1-10)</i>	76
<i>Gráfica 8: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de suelo a 40 cm (11-20)</i>	76
<i>Gráfica 9: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de suelo (1-10) a 60 cm</i>	79
<i>Gráfica 10: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de suelo (11-20) a 60 cm</i>	79
<i>Gráfica 11: Concentración de ²²²Rn en el suelo en los periodos del 21/03/2020 al 13/06/2020; del 13/06/2020 al 30/07/2020; y del 30/07/2020 al 02/09/2020.</i>	80
<i>Gráfica 12: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de leche con 200 ml a 3,5,7 y 9 horas de exposición</i>	81
<i>Gráfica 13: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de leche con 400 ml a 3,5,7 y 9 horas de exposición</i>	82

1. CAPITULO

1.1 Introducción

La radiación se encuentra particularizada en cada parte del universo que nos rodea. Cada reacción que se presenta alrededor del Sol es fundamental para nuestra vida. De modo que muchos de los elementos presentes en la naturaleza entre estos los incrementados por el hombre emiten radiactividad, por lo que la vida en el planeta Tierra se desarrolla en su presencia (Anjos, et al., 2008).

Existen radioisótopos como el ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K que son las principales fuentes de ingreso al cuerpo humano mediante la ingestión de alimentos, mientras que la inhalación de estos isótopos es limitada ((UNSCEAR), 2000).

La exposición pública a la radiación de las series de desintegración radiactiva natural de ^{238}U , ^{232}Th se produce principalmente porque pueden disolverse en el agua y migrar a los depósitos de agua superficial, lo que genera la posibilidad de contaminar los alimentos, a raíz de la transferencia de suelo a planta y de penetrar en el cuerpo humano (Shanthi, Kumaran, Raj, & Maniyan, 2009).

Los desechos radiactivos (p. Ej., Relaves) producidos por las actividades de extracción de U contienen una serie de radionucleidos de larga duración, como los isótopos de U, Ra y Th. A lo largo de los años, solo se ha informado de algunos trabajos sobre la contaminación radiactiva de los alimentos en el medio ambiente y su mecanismo de transferencia a las plantas, los animales y la población humana (Chen, Zhu, & Huc, 2004).

Hay argumentos adicionales al momento de utilizar elementos autóctonos para medir los factores de transferencia, relacionados con el evento de contaminación a evaluar. Para las liberaciones contemporáneas y accidentales de radionucleidos, ciertamente existe el testimonio de que los factores de transferencia deben basarse en los radionucleidos específicos en las formas químicas y físicas apropiadas (Howard, Beresford, Mayes, Lamb, & Barnett, 2007b). Sin embargo, si la contaminación es de larga duración y baja concentración, como puede ocurrir a partir de posibles emisiones de depósitos de desechos nucleares, entonces la especiación química y física de los radionucleidos contaminantes se acercará a la de los elementos estables autóctonos, y los datos de transferencia de los elementos estables pueden no ser solo sustituto útil, pero de hecho el más adecuado (Sheppard, Long, & Sanipelli, 2010).

La contaminación de productos alimenticios de origen animal procedente de animales domésticos es un elemento importante de cualquier diagnóstico en la exposición de los seres humanos a liberaciones planificadas o accidentales de radionucleidos. Las concentraciones de actividad de los radionúclidos en los productos alimenticios de origen animal dependen principalmente de la tasa de ingesta, la absorción gastrointestinal, el recambio y la retención en los tejidos. En 1994, el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) publicó el "Manual de parámetros de transferencia para cadenas alimentarias de zonas templadas" TRS 364 (IAEA., 1994), que se convirtió en una fuente internacional clave para tales evaluaciones. Para los productos de animales de granja, el TRS 364 se limitó a proporcionar coeficientes de transferencia que describieran la transferencia de radionucleidos de la dieta diaria a los productos de origen animal en equilibrio. En el marco del programa de Modelado Ambiental para la Seguridad Radiológica (EMRAS) del OIEA, se entregó un manual inspeccionado en

el que revisamos los valores de los parámetros de transferencia para la leche, la carne y los huevos, y ampliamos la información proporcionada al presentar los valores de absorción intestinal fraccionada en animales de granja y ratios de concentración como método alternativo de cuantificación de la transferencia de los piensos a la leche y la carne (Howard, Beresford, Barnett, & Fesenko, 2009).

Por tanto, el conocimiento de los niveles de concentración de radionucleidos naturales y su movilidad en el medio ambiente es de gran interés en varios campos científicos. Por consiguiente es importante determinar un modelo para establecer el riesgo radiológico presente en las poblaciones y la distribución que se genera en el medio ambiente (Viloria, 2018).

El interés por la energía nuclear no cesa. Sin embargo, la pericia técnica sobre el movimiento de radionúclidos en el medio ambiente y los efectos de la radiación en los humanos y el medio ambiente se ha visto reducida sustancialmente (PNUMA, 2016).

El equipo de Strategy for Allied Radioecology (STAR) publicó la primera Agenda Estratégica de Investigación (SRA) en materia de radio ecología y así se aseguró de que la Unión Europea disponga de una visión a largo plazo sobre cómo ampliar los conocimientos acerca de las interacciones de la radioactividad entre el ecosistema y el ser humano. Los logros de STAR están haciendo posible la tan necesaria integración de la que actualmente carece el campo de la radioecología (Anjos, et al., 2010).

1.2 Antecedentes

En 1895, el físico alemán, Wilhelm Conrad Roentgen, descubrió una radiación, a la que denominó rayos X, que podía ser utilizada para estudiar el cuerpo humano. Este

descubrimiento presagió los usos médicos de la radiación, que se han ido ampliando desde entonces. Roentgen fue galardonado con el primer Premio Nobel en Física en 1901 en reconocimiento de los extraordinarios servicios que había prestado a la humanidad. Un año después del descubrimiento de Roentgen, un científico francés, Henri Becquerel, guardó en un cajón algunas placas fotográficas junto con fragmentos de un mineral que contenía uranio. Cuando reveló las placas encontró, para su sorpresa, que habían sido afectadas por la radiación. Este fenómeno, que se denomina radiactividad, se produce cuando se libera espontáneamente energía de un átomo y se mide en unidades que actualmente se denominan becquerelios (Bq) en honor de Henri Becquerel. Poco después, una joven química, Marie Skłodowska-Curie, llevó a cabo investigaciones adicionales y fue la primera en acuñar la palabra radiactividad. En 1898, ella y su esposo Pierre Curie descubrieron que conforme el uranio emitía radiación, se transformaba misteriosamente en otros elementos, a uno de los cuales denominaron polonio en honor a su patria y a otro radio, el elemento “brillante”. Marie Curie, compartió el Premio Nobel de Física en 1903 con Pierre Curie y Henri Becquerel. Ella fue la primera mujer en ganar el Premio Nobel por segunda vez, en 1911, por sus descubrimientos en radioquímica (PNUMA, 2016).

Las concentraciones de Radio en las aguas y la movilidad de Radio a través del medio ambiente generalmente se controlan por interacción con las superficies por adsorción a través del intercambio iónico. Esto se describe comúnmente mediante un coeficiente de partición (Kd) que se define como la relación de la cantidad de un radionúclido sorbido a una unidad de masa de suelo sólido a su concentración en la solución del suelo en equilibrio (Gil-García, Rigol, & Vidal, 2009). Este coeficiente es específico de un nucleído y depende de varios parámetros del suelo que a su vez pueden variar considerablemente según el tipo de suelo y

las condiciones agrícolas (Hormann & Fischer, 2013). Valores bajos de K_d indican una adsorción más baja del radionúclido (Rodríguez, McLaughlin, & Pennock, 2019).

Sin embargo, (IAEA, 2014) determinó que el comportamiento de Radio (Ra) es similar al de Bario (Ba), Calcio (Ca) y Estroncio (Sr), debido a la similitud de sus radios iónicos y que cada vez que datos de Ra no están disponibles, se toma como referencia datos de estos, como un análogo químico para predecir el comportamiento de Ra.

Los efectos de la exposición a la radiación en animales y plantas reciben actualmente más atención que antes. En décadas pasadas, la visión que prevalecía indicaba que, si la vida humana se encontraba adecuadamente protegida, las plantas y animales contarían con una protección similar. UNSCEAR evaluó los efectos de la exposición en plantas y animales, y halló que son improbables los efectos en dichas poblaciones en el rango teórico de dosis entre 1–10 Gray (Gy); y asimismo, que las respuestas individuales a la exposición varían (PNUMA, 2016).

Debido a que los animales mamíferos son los más vulnerables y que pueden acumular radio en su organismo por la afinidad de este, a ciertos órganos (Da Silva & De Oliveira Costa Júnior, 2019) realizaron un estudio para determinar las concentraciones de ^{228}Ra en leche producida en las granjas de Brasil, y de esta manera estimar el riesgo de ingestión en la población local. Su investigación dio como resultado que a pesar de que las dosis son bajas, se deben tomar medidas reguladoras y de protección para estudiar los efectos radiotóxicos del ^{228}Ra en el público, sabiendo que el consumo de concentrados de leche aumentará aún más la cantidad de ^{228}Ra en la cadena alimentaria, lo que puede inducir la aparición de cáncer en la población de Brasil.

(Strok & Smodis, 2012) analizaron los radionucleidos naturales en la cadena alimentaria de transferencia del suelo al forraje de vaca y la leche de vaca. Después del muestreo, ^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , Se determinaron ^{226}Ra , ^{210}Pb y ^{210}Po utilizando métodos de separación radioquímica y espectrometría alfa. En los que se obtuvo muestras de tres campos donde el forraje para vacas fue producido. Obteniendo como conclusiones que los factores de transferencia más altos del suelo al ensilaje y al heno fueron para ^{210}Pb y el más bajo para ^{238}U . Mientras que las proporciones de concentración entre el forraje de vaca y la leche fueron las más altas para ^{238}U y las más bajas para ^{210}Po .

1.3 Justificación

La mayoría de las personas, obtienen el mayor porcentaje de proteínas, calcio, zinc, hierro y vitaminas de los productos y sub-productos provenientes de la vaca. De ella se utiliza su cuerpo para la elaboración de cuero, se consume la carne (músculos, órganos y cartílagos), y se obtiene leche de la cual se derivan varios subproductos (McCann, 2012) como el queso, yogurt, helados, mantequilla, entre otros (Guevara & León, 2019).

Es importante analizar el porcentaje proteínico que la carne que se consume y la leche aportan a nuestra alimentación, ya que diariamente la población ecuatoriana en promedio consume 0.047 kg de carne, es decir 10 gramos de proteína. Según datos de la FAO (2014) el consumo ideal de proteínas es de alrededor de 20 gramos diarios, por lo que en el Ecuador encontramos un consumo significativo del 50% del aporte proteínico (Vela, 2016).

Muchos de los derivados de la res, forman parte de la dieta diaria del ser humano y una de las vías de exposición al radio pudiera ser a través del consumo de estos, por otro lado, si alguno de estos productos, contiene radio en proporciones superiores al promedio mundial,

estaríamos consumiendo éste de manera crónica, incrementando el riesgo de afección a la salud del ser humano.

Se ha demostrado que el radio causa efectos adversos como: anemia, cataratas, fractura de dientes, cáncer y hasta la muerte (Bushberg, 2020).

Entre los principales productos que la vaca consume se encuentran: el pasto, el agua y la sal (MAGAP, 2014). Sin embargo, los dos primeros productos son propensos a variar su concentración de radio, la cual dependerá de los niveles de este último en el suelo y los fertilizantes usados, ya que en diferentes proporciones se bioacumulará en algún órgano, huesos o músculos, mientras que otro porcentaje se excretará a través de la orina, heces y/o la leche.

Por lo anterior expuesto resulta de gran interés el conocer la relación que existe entre la concentración de la actividad del radio en el suelo y el pasto, con la concentración de radio en la leche de vaca.

2. CAPITULO: OBJETIVOS DEL PROYECTO

2.1 Objetivo general

Analizar y obtener un modelo sobre la dinámica del ^{226}Ra en la ingesta, bioacumulación y excreción por la vaca.

2.2 Objetivos específicos

- Analizar las concentraciones de los radionúclidos de origen natural en el suelo de la zona de estudio, más influyentes en la presencia de ^{226}Ra .

- Registrar la presencia de ^{226}Ra en el fertilizante utilizado en la zona de estudio.
- Establecer los niveles de densidad de actividad del ^{226}Ra en el alimento de las vacas (pasto, agua y sal) de la zona de estudio.
- Establecer los niveles de densidad de actividad del ^{226}Ra en las excreciones de las vacas (leche, heces) de la zona de estudio.
- Estimar la bioacumulación promedio del ^{226}Ra en el organismo de las vacas.

3. CAPITULO: FUNDAMENTACION TEORICA

3.1 Radiación

Recibimos exposición a la radiación no sólo de fuentes naturales y la actividad humana en entornos ocupacionales y médicos en la vida diaria, sino también de sucesos nucleares en situaciones de emergencia (Hendry, et al., 2009).

La radiación es un proceso en el que el exceso de energía de un núcleo inestable se libera en forma de partículas u ondas para lograr la estabilidad. Existen fuentes de radiación tanto naturales como antropogénicas (Núñez-Lagos Roglá, 2011).

3.1.1 Radiación ionizante

Las radiaciones ionizantes (IR) tienen una alta frecuencia y alta energía con posibles efectos dañinos, incluidos los rayos cósmicos, los rayos X y los rayos gamma (Hosoda, Ishikawa, Sorimachi, Tokonamia, & Uchida, 2011).

Las IR pueden interactuar y dañar el material genético de los organismos vivos. Las tres formas principales de las IR son las partículas alfa (α), las partículas beta (β) y los rayos

gamma (γ). Los poderes de penetración de estas diferentes formas de radiación varían considerablemente, ya que estas radiaciones producen efectos letales en los organismos (Hussain, et al., 2021).

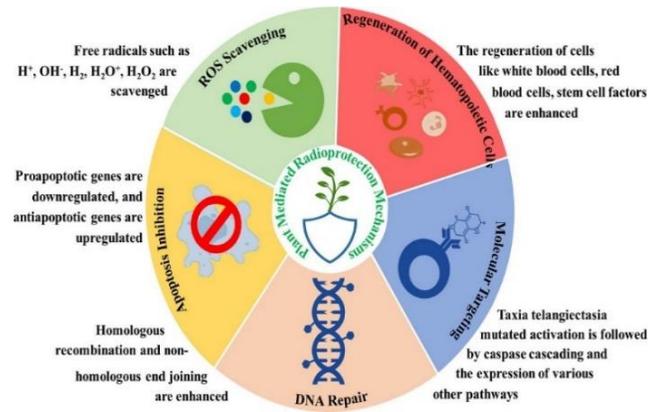


Imagen 1: Mecanismos de radio protección mediados por plantas.

Fuente: (Hussain, et al., 2021).

En los últimos años se han explorado las contramedidas contra la radiación y la necesidad de agentes radioprotectores. Teniendo en cuenta las plantas que evolucionan en condiciones radiactivas, se ha estudiado y demostrado su capacidad para proteger a los organismos contra la radiación. Para identificar este mecanismo de protección, es necesario comprender el daño causado por la radiación en los sistemas biológicos, como se muestra en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**

3.2 Mecanismos de acción de las IR

Las IR interactúa con los átomos o moléculas diana de las células expuestas, lo que resulta en dos tipos de reacciones: ionización o excitación (Lachumy, et al., 2013)

Los dos métodos que tiene la energía absorbida de las IR para dañar las estructuras moleculares de las células son:

- **Acción directa:** Las macromoléculas celulares como el ADN, se ionizan por medio de la radiación infrarroja, lo que induce a la rotura de enlaces y conduce a cambios funcionales en las moléculas (Hosoya & Miyagawa, 2014).
- **Acción indirecta:** Las moléculas de agua interactúan con la energía emitida, las cuales se ionizan, produciendo radicales libres (Sreedhar, et al., 2013)

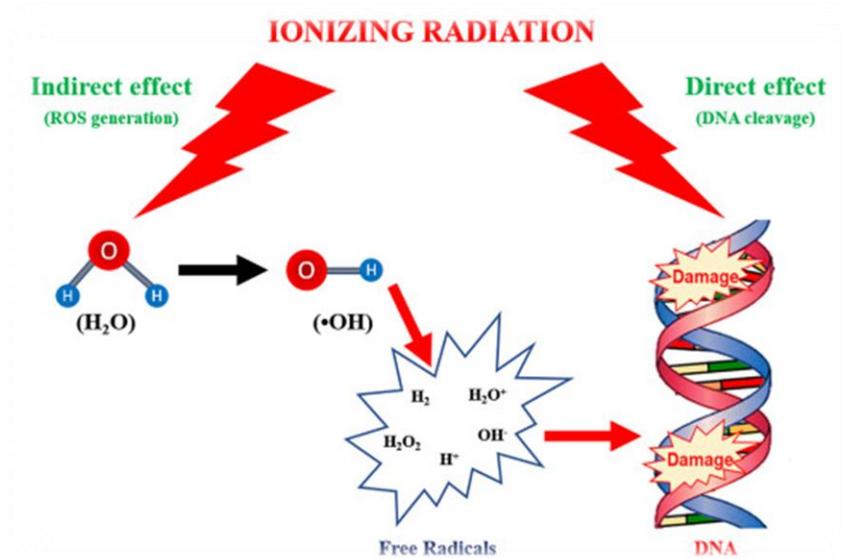


Imagen 2: Mecanismo de acción de IR

Fuente: (Mun, Kim, Choi, Kim, & Lee, 2018)

3.3 Origen y distribución de los radionúclidos

Los radionúclidos están presentes en múltiples lugares de manera natural, incluso nosotros como seres humanos los tenemos presentes en nuestro organismo, ya que somos productos de nuestro entorno. Todos los días, inhalamos e ingerimos radionúclidos con aire, comida y

agua. La radiactividad natural es común en las rocas y el suelo que componen nuestro planeta, en el agua y los océanos en los materiales de construcción y las casas. No hay ningún lugar en la Tierra donde no se pueda encontrar radiactividad natural (Lizano, Loría, Alfaro, & Badilla, 2008). Todo en la Tierra evolucionó, para bien o para mal, en este ambiente radiactivo. Al evaluar la radiactividad en un lugar determinado, debe tenerse en cuenta su variabilidad en el espacio y el tiempo; esto incluye la variación debida a la geología de la región, la movilidad química y física de los radionucleidos naturales y el impacto del hombre en el medio ambiente (Masarik, 2010).

Existen alrededor de 340 nucleídos en la naturaleza, de los cuales 80 son radiactivos (elementos radiactivos o radionucleidos) y que se subdividen en:

- Primordial: Desde la creación de la Tierra y sus productos de desintegración radiactiva.
- Cosmogénico: Producido por interacciones de rayos cósmicos.
- Hecho por el hombre: Producido por prácticas antropogénicas (en su mayoría cantidades menores en comparación con la radiactividad natural).

Entre los radionucleidos primordiales se encuentran cuatro radionucleidos de radio (^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{223}Ra y ^{225}Ra) de la serie de desintegración de U y Th los cuales son motivo de gran preocupación en las evaluaciones ambientales. Son los radionucleidos naturales más peligrosos porque se descomponen en radón y varios otros radionucleidos hijos. Además, el radio se incorpora fácilmente a los huesos de los mamíferos debido a su similitud química y biológica con los de otros metales alcalinotérreos (Ca, Sr y Ba) y puede causar una posible dosis adicional de radiación para el público (Jia, Torri, & Ocone, 2007).

3.4 Incorporación de radionucleidos al organismo humano.

Las principales vías de entrada son la inhalación de partículas radiactivas en suspensión, la ingestión de sustancias contaminadas (alimentos o agua) y la entrada de material radiactivo al organismo es de dos tipos:

- Directa: Al órgano de transferencia (Sangre) a través de la piel o heridas.
- Indirectas. Hasta el órgano de transferencia a través de las vías respiratorias (inhalación) y del trato gastrointestinal (ingestión de alimentos y agua).

Una vez que el material radiactivo se encuentra en el cuerpo el comportamiento de transferencia (sangre y linfa), se distribuye por todo el cuerpo pudiéndose fijar en órganos que presentan gran afinidad como la tiroides, los huesos, y el hígado (Cordero, 2016).

3.5 Dosimetría

La dosimetría es la rama de la ciencia que estudia la relación entre medidas cuantitativas de la radiación y sus efectos en un blanco o sistema. La dosimetría es, por tanto, esencial para cuantificar la incidencia de los cambios biológicos en función de la cantidad de radiación recibida, así como para controlar la exposición a la radiación de seres vivos y sus efectos en el medio ambiente (ICRP, 2017).

3.5.1 Dosis absorbida

La dosis absorbida se define como la energía absorbida por unidad de masa y depende de la naturaleza y características del campo de radiación, del material o tejido irradiado y de los complejos procesos de interacción materia-radiación (Páez, 2020).

3.5.2 Unidades de radiación

Antes de empezar a estudiar los efectos de la radiación es necesario definir las unidades que usaremos para cuantificarlos. El término efectos de la radiación es extremadamente amplio, ya que depende mucho del material sobre el que incide la radiación, pero por razones comprensibles, desde el descubrimiento de la radiactividad existe un interés general en conocer el efecto de la radiación sobre un medio particular: el tejido biológico, o para ser más concretos: el efecto de la radiación sobre nosotros. Tanto el tejido biológico como los efectos de la interacción de la radiación sobre él, son muy complejos y constituyen un activo campo de investigación. La falta de información y el sensacionalismo que rodea este tema complican aún más las cosas y contribuyen muchas veces a crear un clima que no favorece a la objetividad (ICRP, 2017).

Uno de los primeros caminos que se eligió para el continuo estudio fue el anunciamiento del sistema de unidades, para lo cual se los define a continuación:

- Curie, Roentgen, rad y rem: Constituyen el sistema convencional de unidades (CS).

En un principio los efectos de la radiación no se comprendían bien y, como consecuencia, surgió un sistema de unidades que no era del todo consistente, pero que se ha utilizado en la práctica hasta ahora (ICRP, 2017).



Imagen 3: Sistema internacional de unidades especiales

- Becquerel, Gray y Sievert: En los últimos años la Comisión Internacional para la Protección contra la Radiación (ICRP) ha definido un sistema de unidades que es consistente con el sistema métrico decimal o SI (ICRP, 2017).



Imagen 4: Sistema internacional de unidades derivadas

3.6 Características primordiales del ^{226}Ra

Una de las características principales del ^{226}Ra , es que es un emisor alfa y al seguir su cadena se forman las emisiones alfa del ^{222}Rn , ^{218}Po , y del ^{214}Po (Gonzalez & Sanmartin, 1987). A continuación, se visualiza la desintegración del ^{226}Ra

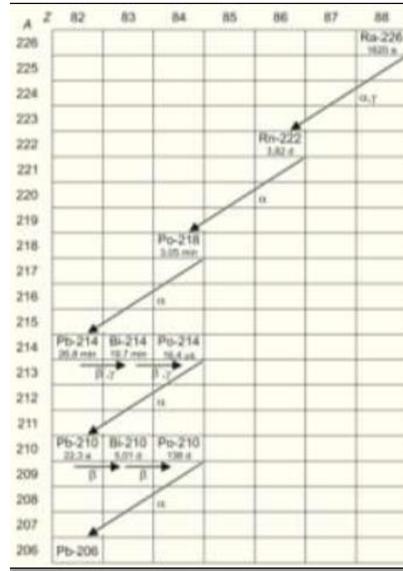


Imagen 5: Cadena de desintegración del ^{226}Ra

Fuente: (Kinsey, 1996)

El radio (Ra), en forma de cloruro de radio (RaCl_2), fue descubierto por primera vez por Marie y Pierre Curie a fines del siglo XIX en el residuo de pechblenda (mineral de U). El nombre radio se deriva del latín “radius”, que en inglés significa “rayo”, debido a la intensa radiación que se emite. El radio es ubicuo y está presente en niveles mínimos en prácticamente todas las rocas, suelos, agua y organismos vivos (Punam, Ward, & González, 2021)

3.7 Comportamiento del ^{226}Ra en el ambiente

Los materiales radiactivos de origen natural (NORM), son aquellos elementos radiactivos de larga vida, entre ellos están el ^{238}U y ^{232}Th , presentes en la Tierra desde la formación de esta. El ^{238}U , ^{232}Th y sus productos de desintegración como el ^{222}Rn y ^{226}Ra , generalmente se encuentran en concentraciones relativamente bajas cuando no existe intervención humana que genere un desequilibrio. Los procesos tecnológicos realizados por la humanidad como la

quema de combustibles fósiles, la extracción de minerales, fundición de metales y la aplicación de fertilizantes provocan que los radionucléidos aumenten sus concentraciones a tal punto de convertirse en peligrosos para la salud. Aquellos radionucleidos en que sus niveles de concentración se han incrementado a causa de los procesos industriales se los denomina TENORM o NORM tecnológicamente mejorado (Correa, 2019).

3.8 Propiedades físicas.

- El peso atómico es de 226,0254.
- El número atómico es de 88.
- El metal en estado puro tiene un color blanco brillante y en corto tiempo oscurece al exponerse al aire, probablemente debido a la formación de los nitritos.
- Punto de fusión 700 °C.
- Punto de ebullición 1700 °C.
- Densidad (20 °C.) = 5,5 g/ cm³
- Calor latente de evaporación = 113 KJ/mol. (Cordero, 2016).

3.9 Química general del ²²⁶Ra

Se sabe que el Ra tiene 34 isótopos, con números de masa que oscilan entre 201 y 234. Estos isótopos son todos radiactivos y se descomponen con vidas medias ($t_{1/2}$) que van desde nanosegundos hasta miles de años. De los 34 isótopos conocidos, cuatro se encuentran de forma natural en el medio ambiente: ²²⁶Ra ($t_{1/2} \approx 1600$ años) de la serie de desintegración del U; ²²³Ra ($t_{1/2} \approx 11,43$ días) de la serie de desintegración de actinio; ²²⁴Ra ($t_{1/2} \approx 3,66$ días) y ²²⁸Ra ($t_{1/2} \approx 5,76$ años) de la serie de desintegración del Th (Abbasi, 2018). Entre estos cuatro, excepto el ²²⁸Ra que emite partículas β , todos son emisores α . Debido a su larga vida media,

el ^{226}Ra es el más estable y abundante y se ha utilizado en el seguimiento y la caracterización ambiental, incluida la datación radiométrica, la evaluación del intercambio de aguas superficiales-subterráneas y la estimación del tiempo de residencia de las aguas subterráneas. El único isótopo antropogénico con una vida media significativa es el emisor α ^{225}Ra ($t_{1/2} \approx 14,9$ días) de la serie ^{237}Np , que se utiliza a menudo como trazador de rendimiento en separaciones radioquímicas (Kirby & Salutsky, 1964).

3.10 Detección del ^{226}Ra

Si en un recipiente herméticamente sellado, el ^{226}Ra y el ^{222}Rn se encuentran en equilibrio secular, es posible calcular el primero, midiendo la concentración de radón, uno de los detectores más populares para medir la densidad del ^{226}Ra , son los detectores sólidos de trazas nucleares (DSTN), en este trabajo utilizamos los LR-115 tipo II, para determinar las partículas alfa emitidas por el radón, estos detectores poseen una alta susceptibilidad para detectar partículas alfa, iones pesados, protones y fragmentos de fisión. Estos carecen de susceptibilidad ante radiaciones gamma y X, favoreciendo que se realicen mediciones en zonas con fuentes de radiaciones mixtas (Malain, et al., 2012).

3.11 Concentración de ^{226}Ra en el suelo

En los suelos, las concentraciones de actividad de ^{226}Ra se encuentran en un amplio rango y fuertemente afectadas por muchos factores como el tipo de suelo, las propiedades químico-físicas del suelo, la profundidad del suelo y algunas actividades humanas (OIEA, 2010).

El valor promedio mundial actual de concentración de actividad de ^{226}Ra en la capa superficial del suelo es de 50 kBq/m^3 que es el límite inferior de la zona de alto riesgo (Sundevall, 2002). En un suelo específico, la concentración de actividad de ^{226}Ra varía entre

los componentes del suelo. Particularmente, la concentración de actividad de ^{226}Ra en la materia orgánica es mayor que en la materia arcillosa porque la absorción de radio en la materia orgánica es aproximadamente 10 veces mayor que en la arcilla (Simon & Ibrahim, 1990).

3.12 Distribución de ^{226}Ra en el suelo

El suelo es un sistema dinámico que experimenta un intercambio continuo de agua y otras sustancias químicas que perturban la tendencia natural a alcanzar el equilibrio termodinámico. Este proceso involucra tanto las características hidrodinámicas del suelo como su capacidad para mitigar los cambios químicos que se inducen. En base a esta premisa, se puede suponer que el suelo es capaz de amortiguar naturalmente el impacto de las influencias externas y, por lo tanto, puede regular la tendencia al equilibrio. Se puede considerar que el proceso de transferencia comienza dentro del suelo, actuando como un depósito de radionucleidos y metales pesados. Asimismo, es en el suelo donde se regulan los procesos que establecen la disponibilidad de estos elementos (Higley & Bytwerk, 2007).

El consumo de alimentos es una forma común en que los humanos pueden quedar expuestos a los radionucleidos. Para comprender cómo puede comportarse el suelo, es necesario determinar sus propiedades hidrodinámicas, fisicoquímicas y químicas, así como los efectos de la biota circundante (Maity, Pandit, & Mishra, 2013).

Por lo tanto, la asimilación de la disponibilidad de un radionúclido por una planta depende en gran medida del proceso de absorción-desorción asociado con la reactividad superficial de la fase sólida en contacto con la solución del suelo, que se describe por medio del coeficiente de distribución K_d (l / kg). Cuando se aplica a los radionucleidos, K_d representa

la partición del radionucleidos entre la fase sólida en el suelo (Cesio, Bq / kg) y su solución (Cs, Bq / l) (Prieto, Medeiros, Rodríguez, Lozano, & Tom, 2018).

Para muchos radionucleidos, el coeficiente de distribución varía en más de un orden de magnitud, incluso dentro de tipos de suelo específicos como arena o piedra caliza. Se ha propuesto que las relaciones empíricas con parámetros medibles del suelo, como el pH o el contenido de arcilla, podrían usarse para estimar el Kd (Sheppard S. C., 2011)

Es importante tener presente que la relación de radionucleidos del suelo a las plantas (Rodríguez, McLaughlin, & Pennock, 2019), es un proceso muy complejo y está muy influenciado por las propiedades fisicoquímicas del mismo (Rodríguez, Tomé, & Lozano, 2017).

3.13 Relación entre el ^{226}Ra y los fertilizantes

El fertilizante es cualquier sustancia orgánica o inorgánica, natural o sintética que aporta a las plantas uno o varios elementos químicos como nutrientes indispensables en su desarrollo normal. Su demanda de uso a lo largo del tiempo ha aumentado de forma considerable con el fin de suplir alimento a la población. Estudios realizados en diversas partes del mundo revelan la presencia de ^{226}Ra en fertilizantes fosfatados. El fertilizante hoy en día tiene una gran demanda mundial, lo cual hace que el radio sea considerado como contaminante radiactivo al medio ambiente (Cordero, 2016).

Los fertilizantes inorgánicos que están hechos de minerales de fosfato pueden contener altos niveles de ^{238}U y sus productos de descomposición. El ^{226}Ra es uno de los productos de desintegración del ^{238}U en los que se centra la mayoría de los estudios sobre la radiactividad

ambiental. El ^{228}Ra de la serie de desintegración del ^{232}Th también puede estar presente, pero a concentraciones de actividad más bajas (El-Bahi, Sroor, Gendy, & Mohamed, 2017).

Mediante un estudio realizado por (Nguyen, Vu, Huynh, Le, & Truong, 2018), determinaron las concentraciones de actividad de los radionucleidos naturales (^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th y ^{226}Ra) en muchos tipos de fertilizantes químicos en Vietnam, en donde las concentraciones de actividad del ^{226}Ra fueron significativas en muchas muestras de fertilizantes, pero se encontró una dosis más alta en los fertilizantes fosfatados, teniendo como resultado que las prácticas agrícolas realizadas en una determinada área pueden causar una acumulación del ^{226}Ra en la capa superficial del suelo.

Según (Cordero, 2016), los propósitos del uso de los fertilizantes, especialmente para obtener un incremento de los rendimientos, son casi iguales en los climas tropicales como en climas templados

- Suplementar los nutrientes del suelo para satisfacer la demanda de los cultivos con alto potencial de rendimiento.
- Compensar los nutrientes perdidos por lixiviación o remoción por la planta.
- Mantener buenas condiciones para el cultivo.

3.14 ^{226}Ra en plantas terrestres

Los isótopos de radio se pueden transferir a las plantas a través de dos vías principales:

- Absorción de las raíces del suelo.
- Absorción foliar de la interceptación de radionucleidos en las superficies externas de las plantas.

Las contribuciones relativas de estas vías pueden diferir significativamente dependiendo de muchos factores, incluidas las características específicas del organismo, concentración de Ra en la atmósfera y en el suelo, etc. (Jia, Gabar, & Jia, 2012).

El ^{226}Ra es el miembro más pesado de los metales alcalinotérreos, un grupo de metales cuyos miembros más ligeros (Ca y Mg) desempeñan una labor muy importante en el desarrollo y la nutrición de cada una de las plantas (Simon & Ibrahim, 1987). Como el Ra es altamente electropositivo, reacciona fácilmente con muchos agentes; la mayoría de estos productos de reacción son insolubles. El ^{226}Ra también se coprecipita con Ba y Sr para formar sulfatos insolubles (International Atomic Energy Agency, 2014).

3.15 Bioacumulación de ^{226}Ra en las plantas.

La bioacumulación describe la acumulación y enriquecimiento de contaminantes en organismos, en relación con el del medio ambiente, de tal manera que se obtienen como producto final un proceso de absorción y pérdida como, por ejemplo: la absorción respiratoria y dietética, y la pérdida por gestión, difusión pasiva y metabolismo (Borgå, 2008).

Para evaluar el riesgo radiológico asociado a la cadena alimentaria, no solo es significativo determinar el comportamiento de los radionucleidos en la ruta de transferencia, sino también comprender los mecanismos y procesos que determinan la disponibilidad e incorporación de radionucleidos en las plantas (Maity, Pandit, & Mishra, 2013).

3.16 Biosorción del ^{226}Ra por las plantas.

Los radionucleidos naturales de larga vida pueden transferirse a las plantas junto con los nutrientes durante la absorción de minerales, acumularse en varias partes e incluso llegar a

las porciones comestibles (Pulhani, Dafauti, Hegde, Sharma, & Mishra, 2005). Estas plantas o sus partes cuando son consumidas por el hombre conducirían a una dosis de radiación continua. Por lo tanto, la variabilidad espacial de la radiactividad natural en el suelo y las exposiciones a la radiación asociadas a través de materiales alimenticios específicos es un estudio importante (CSN, 2013).

Para evaluar la absorción en la cadena alimentaria y por la biota en general, el conocimiento sobre los parámetros ambientales que rigen la especiación, disponibilidad y bioincorporación de radionúclidos es indispensable para deducir una relación potencial entre las concentraciones ambientales y la fracción bioacumulada (Vandenhove, Hees, Wouters, & Wannijn, 2007).

Debido a que el sistema "suelo - planta" es uno de los principales caminos de exposición a los radionucleidos para las cadenas alimenticias humanas, la información sobre el contenido de radionucleidos en los suelos y su biodisponibilidad para las plantas es un tema de interés actual (Kiris, 2019). La relación de concentración (CR) del radionúclido del suelo a la planta es uno de los parámetros más significativos que caracterizan la acumulación de radionúclidos por planta necesaria para la estimación de la seguridad ambiental (Svetlana, 2015). La

Imagen 6 muestra las vías de contaminación dentro de la cadena alimentaria causada por la transferencia de contaminantes del suelo a través de las plantas (Rodríguez, McLaughlin, & Pennock, 2019).



Imagen 6: Vías de absorción de contaminantes del suelo por las plantas.

Fuente: (Rodríguez, McLaughlin, & Pennock, 2019).

El aumento de Calcio intercambiable, del pH y las altas concentraciones de sulfato en el suelo disminuye la biosorción de Ra en las plantas. Se observa que las concentraciones más altas están en musgos (57 Bq / kg), líquenes (26 Bq / kg) y hongos (25 Bq / kg), seguidos de árboles, arbustos, pastos y finalmente por cereales y vegetales (Straub, et al., 2018).

3.17 ^{226}Ra en animales terrestres.

La vía principal para la transferencia de Ra a los animales es a través de la ingestión de alimento y agua (Iyengar & K., 1990). Sin embargo, las concentraciones de Ra en los alimentos y el agua pueden variar considerablemente incluso dentro de una ubicación geográfica limitada. Además, existen variaciones estacionales tanto en las concentraciones de Ra en las plantas como en los patrones de dieta de los animales que influyen en la incorporación de Ra en los animales. Todos estos factores conducen a grandes variaciones en la ingesta de Ra por parte de los animales y en las concentraciones de Ra en diferentes tejidos animales (International Atomic Energy Agency, 2014).

Los datos de los cerdos muestran un patrón de contaminación similar. Las concentraciones de radio en los músculos del cerdo, así como en otros tejidos blandos (hígado, corazón y riñón) son más bajas que en los huesos. Entre los despojos y los músculos, las concentraciones más altas de Ra se encuentran en el pulmón, mientras que el Ra en la sangre se encuentra dentro de un rango estrecho, (0,0019-0,0044 Bq / kg FW), lo que indica que el Ra soluble se encuentra en un estado de migración a diferentes tejidos corporales (Iyengar & K., 1990).

3.18 Bioacumulación de ^{226}Ra en animales o vertebrados.

Existe el potencial de exposición humana al radio por el consumo de carne y leche derivada del ganado que se alimenta del forraje cultivado en suelos que contienen radio. Se ha estimado que la proporción media de ^{226}Ra en la leche con respecto a la dieta del animal es de $3,8 \times 10^{-3}$. Una relación o coeficiente de transferencia similar para la carne fue de $6,8 \times 10^{-3}$ (Benjamin, 2001).

Según United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation (UNSCEAR) el aumento de los radionucleidos causa un desequilibrio que afecta a matrices ambientales como las plantas y animales, estos tienen la capacidad de bioacumular por lo que se introducen a la cadena trófica causando una inestabilidad en el ecosistema (Jia, Gabar, & Jia, 2012).

Los radionucleidos ingresan a la cadena alimentaria a través de la vía suelo-planta-animal o a través del agua de riego o el consumo directo del agua potable (Prieto, Medeiros, Rodríguez, Lozano, & Tom, 2018). Pero sus concentraciones en alimentos pueden ser de gran importancia debido a que pueden originar cáncer ya que algunos radionúclidos tienen

una especial afinidad por ciertos órganos y tejidos, la cual puede llevar a la acumulación de radionúclidos e ir aumentando con el paso del tiempo (Cameán & Repettetto, 2006).

3.19 ^{226}Ra en los alimentos

Las concentraciones de radionucleidos naturales en los alimentos varían ampliamente en todo el mundo (e incluso dentro de un país determinado) debido a las diferentes concentraciones de Ra en las rocas, suelos o cuerpos de mineral y, por lo tanto, en el agua y el aire. Las concentraciones de ^{226}Ra en productos animales son ligeramente inferiores a las de los productos vegetales. Las concentraciones de ^{226}Ra en la leche y la carne varían de 0,4 a 200 Bq / kg y de 30 a 220 Bq / kg, respectivamente. Estos rangos son mucho más amplios para los productos vegetales, 0,7–5200 Bq / kg, 5–9400 Bq / kg y 2,2–1150 Bq / kg para hortalizas de grano, raíces y hojas, respectivamente. Aunque el rango superior para los productos pesqueros (7.400 Bq / kg) es ligeramente más bajo en comparación con los tubérculos, se encontró que las concentraciones medias más altas de ^{226}Ra se encuentran en los productos pesqueros (International Atomic Energy Agency, 2014).

Con base en estos datos, el (UNSCEAR., 1993) adoptó los siguientes valores como concentraciones de referencia para las evaluaciones de dosis a nivel mundial:

- 5 mBq / kg en leche
- 15 Bq / kg en carne
- 80 Bq / kg en grano
- 50 Bq / kg en hortalizas de hoja
- 30 Bq / kg en tubérculos
- 100 Bq / kg en pescado

Sin embargo, hay una serie de circunstancias en las que las concentraciones de radionucleidos naturales en los alimentos y el agua ingeridos superan sustancialmente las concentraciones de referencia o el rango de variación más típico.

3.20 Técnica

En este apartado se analizarán las técnicas utilizadas en este trabajo.

3.20.1 Detectores sólidos de trazas nucleares (DTSN)

Se caracteriza por su simplicidad y por no necesitar grandes recursos tecnológicos para su disponibilidad.

Según (Cordero, 2016), este método se puede resumir en tres pasos que son:

1. Exposición a la radiación ionizante. Son sensibles a partículas alfa, protones, iones pesados y fragmentos de fisión. Se han expuesto materiales detectores como el CR-39. El detector es expuesto a la radiación ionizante o también puede ser la radiación natural. Cuando se expone el material detector a la radiación se forma la traza nuclear en el material y permanece latente hasta que sea revelada.

2. Revelado químico de la traza. Al pasar un determinado tiempo, el material deberá ser sometido a un ataque químico de desgaste superficial. Es decir, a través de una solución química se revela los detectores y se cuantifica el número de trazas.

3. Caracterización y lectura de la traza. Una vez realizado el revelado químico, se obtiene una traza o huella de la radiación recibida a nivel microscópico entre 10 y 100 μm .

Para la lectura de trazas, existen varios tipos, una de ellas es a través de una cámara de video asociada a un microscopio óptico. Otros más complejos basados en mediciones de imágenes y actualmente los más avanzando por medio de digitalización de imágenes (Cordero, 2016).

Los primeros intentos de grabar trazas en detectores de Trazas Nucleares de Estado Sólido (SSNTD) (Etching) fueron realizadas por (Young, 1958), Price y Walker en 1962 quienes aparentemente ignoraban el trabajo de Young, mostraron que las soluciones de grabado químico, atacaban preferentemente las zonas dañadas por el paso de partículas cargadas, produciendo hoyos que pueden ser fácilmente observadas al microscopio óptico, con una apariencia similar a las trazas observadas con emulsiones fotográficas (Cordero, 2016).

Son sensible a la radiación alfa. Están conformados por una película fina de nitrato celulosa de color rojo, revestida con una base de poliéster de 100 μ de espesor, un solo lado de esta película es sensible a la detección de partículas alfa, el cual es el lado menos brillante de ambas caras. A su vez posee una pantalla convertida de boro litio que cubre la capa sensible de nitrato celulosa. El análisis y conteo de trazas es facilitada por el gran contraste entre las perforaciones, y el fondo de la película es tratada químicamente. Estas perforaciones son contadas fácilmente por medio de un microscopio (Cordero, 2016).

3.21 Cálculo de las concentraciones de ^{226}Ra y ^{222}Rn .

El ^{226}Ra es un radionucleido común y es padre del ^{222}Rn , que se propaga ampliamente en materiales que están hechos de productos minerales (Cordero, 2016).

Una vez que se ha revelado y se ha contado el número de trazas en todos los detectores se procedió a calcular las siguientes magnitudes:

3.21.1 Densidad promedio de trazas.

La densidad de trazas se calculó a través del número total de trazas que se contabilizaron en el microscopio, dividido para el número de campos de visiones multiplicado por el área de éste, el resultado estará expresado en trazas/cm² (Cordero, 2016)

$$\rho = \frac{Nt}{n * A} = \left[\frac{\text{trazas}}{\text{cm}^2} \right] \quad (1)$$

3.21.2 Exposición al ²²²Rn integrado

El valor de la magnitud C se obtuvo del producto de la densidad de trazas ρ (trazas /cm²) por el tiempo de exposición del detector expresado en horas (t), y dividido para el resultado del producto entre el factor de calibración (K) del detector LR-115 por la exposición en días (d). El factor K es 1/30 (trazas*m³/cm²*Bq*día) (Mohamed A.-E. , 2012).

$$C = \frac{\rho * t}{d * K} \left(\frac{\text{Bq} * \text{h}}{\text{m}^3} \right) \quad (2)$$

3.21.3 Estimación de las tasas de exhalación de radón (Masa).

La tasa de exhalación del radón en términos de masa viene expresado en Bq/kg * h, donde C es la exposición del radón integrado; m es la masa de la muestra expresada en kilogramos (kg); V es el volumen de aire en el recipiente expresado en metros cúbicos (m³); t es el tiempo de exposición expresado en horas (h) y λ es la constante de desintegración del radón (Cordero, 2016).

$$E_M = \frac{C \cdot V \cdot \lambda}{m \left[t + \frac{1}{\lambda} (e^{-\lambda} - 1) \right]} \left(\frac{Bq \cdot h}{Kg} \right) \quad (3)$$

3.21.4 Estimación de las tasas de exhalación del radón (Área).

La tasa de exhalación del radón en términos de área viene expresado en $Bq/m^2 \cdot h$, donde C es la exposición del radón integrado; A es el área de vacío entre el detector y la muestra expresado en metros cuadrados (m^2); V es el volumen de aire en el recipiente expresado en metros cúbicos (m^3); t es el tiempo de exposición expresado en horas (h) y λ es la constante de desintegración del radón (Cordero, 2016).

$$E_A = \frac{C \cdot V \cdot \lambda}{A \left[t + \frac{1}{\lambda} (e^{-\lambda} - 1) \right]} \left(\frac{Bq \cdot h}{m^2} \right) \quad (4)$$

3.21.5 Concentración de ^{222}Rn .

La concentración de ^{222}Rn (CRn) están expresados en Bq/m^3 y resulta al dividir la densidad promedio de trazas para el factor de calibración K por el número de días expuestos (Cordero, 2016).

$$C_{Rn} = \frac{\rho}{K \cdot d} \left(\frac{Bq}{m^3} \right) \quad (5)$$

3.21.6 Tiempo de exposición efectivo

$$T_e = t - \frac{1}{\lambda}(1 - e^{-\lambda t}) \quad (6)$$

Donde t es el tiempo de exposición del detector (horas), de los cuales 30 días corresponden para el equilibrio secular y los demás días como tiempo real de exposición del detector.

3.21.7 Concentración de ^{226}Ra

La concentración de ^{226}Ra se calculó mediante la siguiente ecuación (Mohamed M. A., 2012).

$$C_{Ra} = \frac{\rho}{K * T_e} \left(\frac{h * A}{M} \right) \left(\frac{Bq}{Kg} \right) \quad (7)$$

Donde M, A y h son la masa de la muestra de rubro en kilogramos (kg), el área de la sección transversal en (m^2) y la distancia entre el detector y la superficie de la muestra en metros (m) respectivamente y T_e representa el tiempo efectivo de exposición en horas.

4. CAPITULO: MATERIALES Y METODOS

4.1 Materiales

4.1.1 Materiales físicos.

Tabla 1: *Materiales de Laboratorio*

Fuente: El autor

Detalle	Unidad	Cantidad
Tamiz	Unidad	1
Pipeta	Unidad	1
Vaso de precipitación	Unidad	1
Agitador	Unidad	1
Equipo de baño maría	Unidad	1
Tubo de ensayo	Unidad	1
Microscopio	Unidad	1
Porta objetos	Unidad	1
Cubre objetos	Unidad	1

Tabla 2: *Materiales de campo*

Fuente: El autor

	Detalle	Unidad	Cantidad
Medición de la concentración de ^{226}Ra en leche	Manguera fina	m	1
	Silicona	barras	25
	Bomba de pecera	unidad	1
	Malla	cm	50
	Abrazadera a presión	unidad	1
	Tubo PVC de 2" x 50 cm	cm	50
	Tapas	unidad	2
Medición de la exhalación de ^{222}Rn en el suelo.	Tubo PVC de 3" x 50 cm	m	3
	Tapas	unidad	8
	Fundas	unidad	25
	Ligas	Paquete x 50	1
	Piola	m	2
	Espuma Flex	Unidad	1
	Latas	Unidad	4
Medición de la exhalación de ^{222}Rn en	Tubo PVC de 3"	m	20
	Tapas	unidad	160

muestras de suelo, heces,	Aluminio	Unidad	80
pasto, sal, balanceado para ganado y fertilizante	Piola	m	3

4.1.2 Materiales químicos

Tabla 3: *Reactivos del Laboratorio*

Fuente: El autor

Detalle	Unidad	Cantidad
Sílica gel	g	60
Hidróxido de Sodio	g	21

4.1.3 Materiales biológicos.

Tabla 4: *Animales*

Fuente: El autor

Detalle	Cantidad
Vacas	4

4.2 Metodología

4.2.1 Enfoque metodológico de la investigación

El enfoque de la presente investigación corresponde a un método científico - experimental en base a una metodología antes realizada en otros trabajos, en el cual se determinó la tasa de exhalación de ^{222}Rn y la concentración de ^{226}Ra .

4.2.2 Selección del área de estudio

La parroquia Moromoro se encuentra ubicada en el centro de lo que constituye el territorio cantonal de Piñas, en la zona alta de la provincia de El Oro, su superficie total es de 85,77 Km^2 , su altura media es de 920 metros sobre el nivel del mar, con una temperatura que varía de 20-25°C, su latitud es de -3.684200, su longitud es de -79.741460, en la actualidad cuenta con 1371 habitantes entre hombre y mujeres.

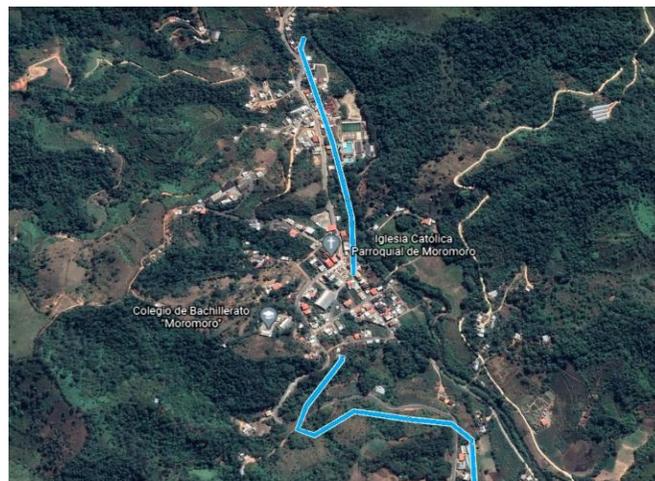


Imagen 7: Parroquia Moromoro

Fuente: Google earth



Imagen 8: Área de la zona de estudio

Fuente: Google earth

1.1.1 Obtención de muestras

Las muestras tomadas para este estudio fueron en un establo de la parroquia Moromoro, cantón Piñas, siendo una de las granjas de mayor producción de leche en la zona.

1.1.2 Selección del tamaño de la muestra

Para este estudio se realizó un muestreo a 4 vacas debido a que las mismas se encontraban en periodo de lactancia, de las cuales se tomaron muestras de heces y leche de cada una, así como de pasto y suelo de la zona de pastoreo. Se tomaron además muestras del balanceado para ganado, la sal y el fertilizante.

1.1.3 Medición de los niveles de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K en el suelo.

Las mediciones de los niveles de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K se llevaron a cabo en un lapso de 2 días, las mismas que fueron tomadas en el lugar de pastoreo de los animales. En esta zona se trazó un mallado con una distancia entre vértices de 10 metros; resultando 30 puntos en total. En

cada punto se llevaron a cabo las mediciones de concentración de ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K . Se utilizó un detector gamma, de NaI (Tl), tipo coaxial de la marca GF Instruments (Gamma Surveyor Vario), con un volumen activo de aproximadamente 347 cm^3 . Este espectrómetro consta de 2048 canales y está calibrado para medir ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K , en el suelo.



Imagen 9: Medicion de ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K

1.1.4 Medición de los niveles de ^{222}Rn en el suelo

Para evaluar la exhalación de ^{222}Rn se utilizó la técnica de medición pasiva, denominada “Can Technique” o técnica de lata.

1.1.5 Exhalación de radón en las muestras.

El procedimiento a continuación fue realizado en muestras de suelo, heces, pasto, balanceado para ganado, sal y fertilizante.

Como primer punto se determinó el área de estudio y se seleccionaron 20 puntos de donde se tomaron las muestras. En cada punto de muestreo se realizó una excavación de 60 cm de profundidad y aproximadamente 8 cm de diámetro. Se tomaron aproximadamente 300 g de

suelo cada 20 cm de profundidad; éstas se almacenaron en bolsas plásticas, debidamente identificadas, para su posterior procesamiento.



Imagen 10: Limpieza de la zona

Fuente: El autor



Imagen 11: Toma de muestra

Fuente: El autor

Se elaboraron contenedores con tubos de PVC de 7cm de diámetro por 10 cm de alto, con tapas en ambos extremos. En la parte exterior de los contenedores se colocaron etiquetas, en

las cuales se indicaban la fecha del inicio del muestreo, el código del punto de muestreo, el tipo de muestra, la fecha de retiro del imán y la fecha de revelado.

La matriz anteriormente almacenada en bolsas se expuso un par de días al sol (debido a la temporada invernal en la fecha de toma de muestras), se secaron en una estufa para luego pasarlas por un tamiz de 355um, quedando como resultado una mezcla efecto-polvo que finalmente fue colocada en los contenedores PVC.



Imagen 12: Secado al sol de las muestras

Fuente: El autor



Imagen 13: Contenedores PVC

Fuente: El autor

Para sellar el contenedor PVC se colocó un tapón del mismo material. Dichos tapones fueron colocados en ambos extremos para evitar derrames de las muestras. En la cara interna del tapón superior se colocó el detector LR-115 (tipo II) de tamaño de dimensiones 2 x 1 cm, el mismo que fue cubierto por una lámina metálica por un periodo de 30 días, con el fin de que no fueran expuestos antes de alcanzar el equilibrio secular entre el ^{226}Ra y el ^{222}Rn . Pasado los 30 días, se retiró el imán que sostenía la lámina metálica, con el objetivo de que el detector fuera expuesto al ^{222}Rn .

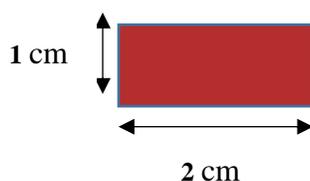


Imagen 14: Medidas del detector utilizado

Fuente: El autor

1.1.6 Exhalación de ^{222}Rn en el suelo

Para medir la exhalación del ^{222}Rn en el suelo se enterraron unos tubos PVC de 3" de diámetro y 60 centímetros de largo en el suelo, en el fondo de éste se ubicaron unas cámaras de difusión, las cuales consistían en una lata que en su interior contenían espuma Flex, sobre el cual se sostuvo el detector LR-115 con cinta plástica en los extremos, la cara sensible del detector estuvo orientada hacia el suelo. Una vez introducido el tubo en el agujero, éste es tapado con un plástico y asegurado con una liga para evitar el ingreso de humedad y dañar el detector.

El detector permaneció enterrado por un lapso de 4 semanas. Este mismo procedimiento se realizó 3 veces con el mismo tiempo, con el objetivo de tener una estadística más aceptable.



Imagen 15: Detector LR-115 sobre el espuma Flex



Imagen 16: Lata con el detector contenido del tubo PVC



Imagen 17: Sellado del tubo



Imagen 18: Enterrado del tubo

Fuente: El autor

Transcurrido ese tiempo se procedió al tratamiento químico de los detectores, con el fin de revelar las trazas nucleares latentes, cuya densidad permitió calcular la concentración del radón a la cual fueron expuestos los detectores.

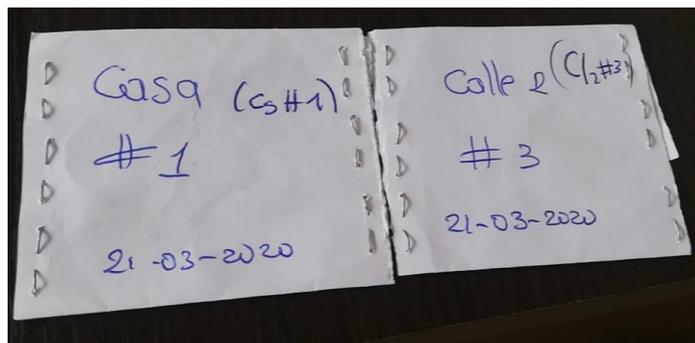


Imagen 19: Empaque para conservar los detectores

Fuente: El autor

Una vez terminado el muestreo establecido, se llevaron los detectores al laboratorio de radiactividad ambiental de la UPS-Cuenca, para ser grabados en una solución química de

NaOH, como se detallará más adelante para al final ser leídas las trazas presentes en el microscopio óptico.

1.1.7 Medición de ^{222}Rn en muestras líquidas.

Para cumplir con este objetivo se diseñó y construyó un dispositivo para medir la exhalación de ^{222}Rn de muestras líquidas. Este dispositivo consistió de un tubo PVC, de 2" de diámetro y 50 cm de largo, en el cual se le acopló una abrazadera a presión que ayudaba a que el aire no se escapara, dentro del mismo se colocó una malla la cual soportó al Sílica gel permitiendo la absorción de la humedad antes de llegar al detector, cada lado del tubo fue cerrado con su respectiva tapa y sellado alrededor con silicona, a un costado fue situada la bomba de pecera que permitía la recirculación del aire contenido dentro del tubo, conectada por medio de unos orificios a través de unas mangueras finas y dentro de la tapa superior se ubicó el detector.



Imagen 20: Abrazadera a presión

Fuente: El autor



Imagen 21: Malla de soporte

Fuente: El autor



Imagen 22: Equipo para la medición de la exhalación de ^{222}Rn de la leche de vaca

Fuente: el autor

1.1.8 Revelado de los detectores LR-115

Después de la exposición, los detectores fueron etiquetados, luego se realizó una mezcla de agua destilada con NaOH, 2.5 N y se colocó en tubos de ensayo, hecho esto se procedió a llevarlos a baño maría hasta obtener una temperatura de 60°C, donde se introdujo cada detector en un tubo de ensayo por un período de 90 minutos.



Imagen 23: Detectores etiquetados

Fuente: El autor



Imagen 24: Detectores en baño maría

Fuente: El autor

Transcurrido los 90 minutos, se retiraron los detectores del baño maría y se colocaron en un vaso de precipitación de 600 ml con agua destilada los cuales fueron lavados por un agitador magnético a 100 rpm durante 2 minutos. Para luego secarlos a temperatura ambiente

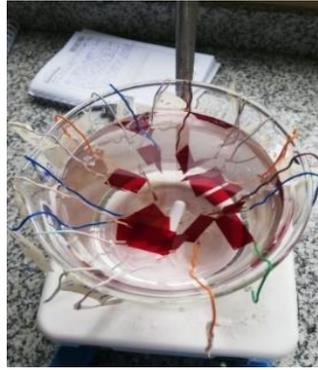


Imagen 25: Lavado en agua destilada

Fuente: El autor



Imagen 26: Secado durante 13 horas

Fuente: El autor

1.1.9 Conteo de las trazas nucleares

Las trazas nucleares, en la cara expuesta del detector, originadas por las partículas alfa que lo impactaron, se cuantificaron utilizando un microscopio óptico (aumento de 400X) en donde el área de visión medida fue de 0.00283 cm² y un total de 60 campos de visión.

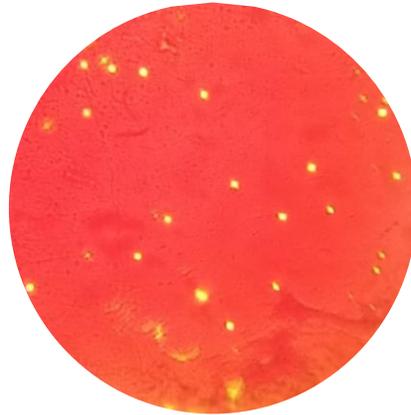


Imagen 27: Trazas vistas en el microscopio

Fuente: El autor

1.1.10 Modelaje de la dinámica del ²²⁶Ra en la ingesta y excreción de la vaca.

Para el modelaje de las muestras se estableció una ecuación operacional: Balance general del sistema, como se muestra en la *Imagen 28*.

$$INGESTA = BIO \text{ Acumulacion} + EXCRECIÒN$$

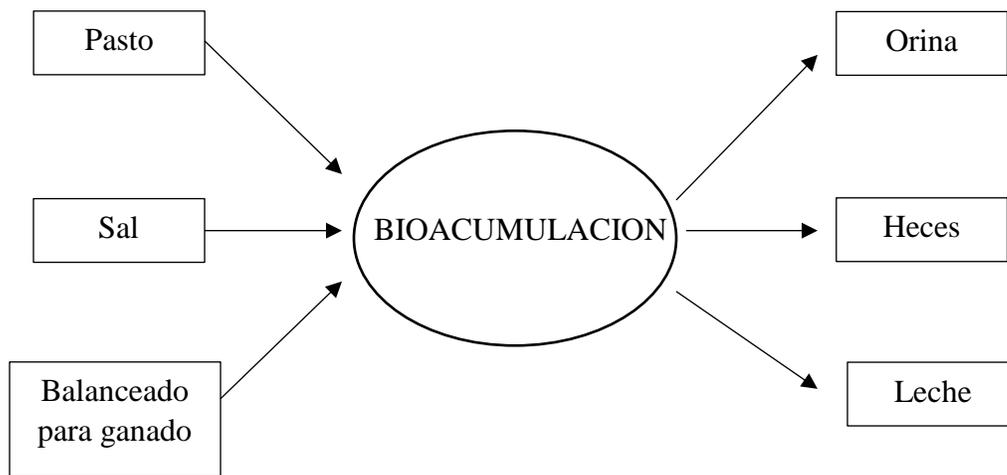


Imagen 28: Esquema de balance general

Fuente: El autor

2. CAPITULO: RESULTADOS

2.1 Niveles de ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K en el suelo de la zona de pastoreo.

Los valores obtenidos para estos radionúclidos en el suelo de la zona de pastoreo se pueden observar en la Tabla 5. Los cuales dieron los siguientes resultados promedios 2.19% para ^{40}K , 2.031 ppm para ^{238}U , 9.05 ppm para el ^{232}Th .

Tabla 5: Niveles de ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K en los puntos de muestreos de la zona de pastoreo

Fuente: El autor

Muestra	K (%)	U (ppm)	Th (ppm)
G1-1	2,24	2.5	8,35

G1-2	2,21	0,9	5,5
G1-3	2	3,6	13,8
G1-4	2,20	2,5	13,3
G1-5	2,30	2,2	9,2
G1-6	2,06	1,7	6,9
G1-7	2,05	1,7	8,3
G1-8	2,37	2,1	5,1
G1-9	2,21	2	5,7
G1-10	2,04	1	6,4
G1-11	2,38	1,5	8,7
G1-12	2,15	0,8	5,6
G1-13	1,87	3,6	14,5
G1-14	2,21	2,14	11,3
G1-15	2,30	2,2	9,2
G1-16	2,14	1,87	7,2
G1-17	2,40	1,47	7,9
G1-18	2,80	1,97	4,8
G1-19	2,21	2	5,8
G1-20	1,94	0,9	4,98
G1-21	1,78	1,87	7,8
G1-22	2,14	0,7	5,5
G1-23	1,60	2,6	12,9

G1-24	1,50	2,5	13,3
G1-25	2,30	2,2	10,8
G1-26	2,15	1,08	6,7
G1-27	2,07	1,8	9,4
G1-28	2,78	3,5	4,8
G1-29	2,08	1,65	4,98
G1-30	2,17	0,9	7,4

Una vez culminado el proceso de revelado y conteo de trazas de cada detector, se procedió a realizar los cálculos pertinentes, obteniendo los resultados detallados a continuación, los mismos que nos sirvieron para realizar el balance de modelado de la dinámica del ^{226}Ra en la ingesta y excreción de la vaca.

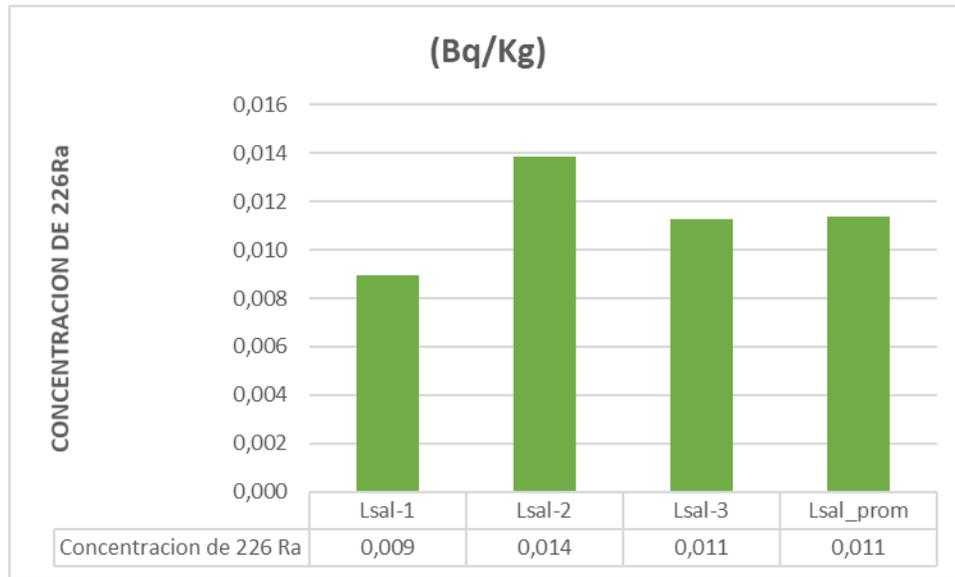
2.2 Concentración del ^{226}Ra las muestras de sal

Los niveles de concentración de ^{226}Ra de las muestras de sal, tomadas de la granja en estudio, se pueden observar en la Tabla 6 donde se destaca un valor promedio de 0.011 Bq/kg, con una desviación estándar de 0,002.

Tabla 6: *Resultados de muestras de sal*

Fuente: El autor

MUESTRAS		Lsal-1	Lsal-2	Lsal-3	Lsal_prom
Número de trazas		31	48	39	39
Densidad de las trazas [trazas/cm²]	ρ	183	283	230	232
Exhalación por área [Bq * h /m²]	E_A	0,008	0,012	0,010	0,010
Exhalación por masa [Bq * h /m²]	E_M	0,002	0,002	0,002	0,002
Concentración de ²²²Rn [Bq / m²]	C_{Rn}	21,82	33,78	27,45	27,68



Gráfica 1: Concentración de ^{226}Ra en muestras de sal

Fuente: El autor

2.3 Concentración del ^{226}Ra en heces

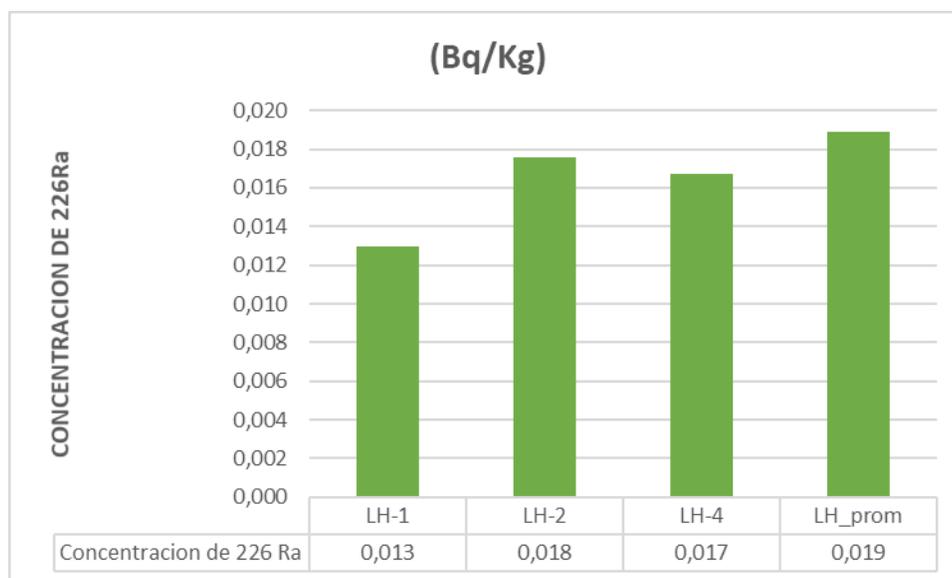
Los resultados obtenidos de las diferentes muestras de heces, se pueden visualizar en la Tabla 7, en donde se obtuvo un promedio de 0.019 Bq/kg y una desviación estándar de 0,007.

Tabla 7: Resultados de las muestras de heces

Fuente: El autor

MUESTRAS	LH-1	LH-2	LH-4	LH_prom
Número de trazas	45	61	58	65,5
Densidad de las trazas [trazas/cm ²]	265,0	359,2	341,5	385,75
ρ	2	4	8	

Exhalación por área [Bq * h /m²]	E_A	0,012	0,016	0,015	0,017
Exhalación por masa [Bq * h /m²]	E_M	0,002	0,003	0,003	0,003
Concentración de ²²²Rn [Bq / m²]	C_{Rn}	31,68	42,94	40,83	46,11



Gráfica 2: Concentración de ²²⁶Ra en muestras de heces

Fuente: El autor

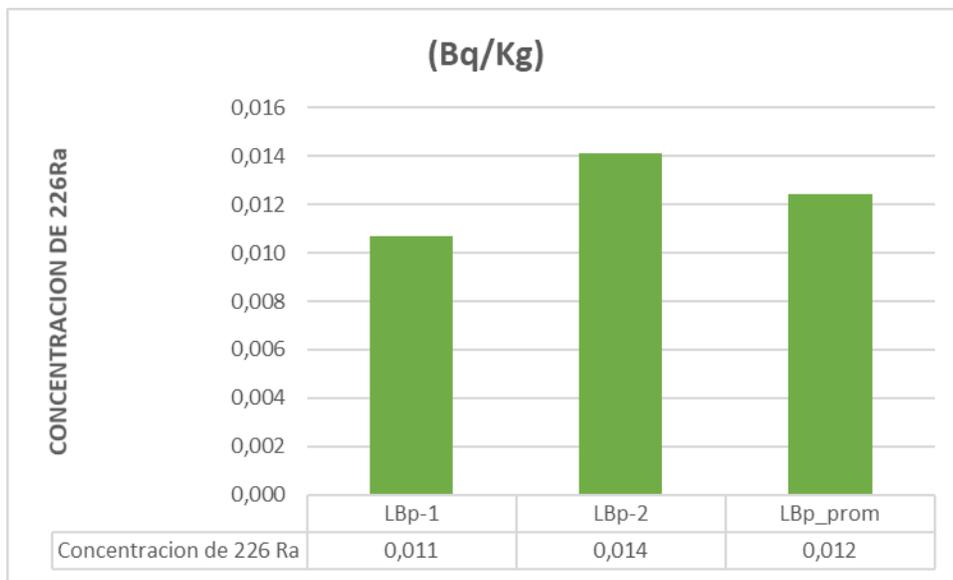
2.4 Concentración de ^{226}Ra en balanceado para ganado.

Para obtener datos de ^{226}Ra en balanceado para ganado se realizaron los cálculos de la Tabla 8, donde se obtuvo un promedio de la concentración de ^{226}Ra de 0.012 Bq/kg y una desviación estándar de 0,003.

Tabla 8: *Resultados de las muestras de Balanceado para ganado*

Fuente: El autor

MUESTRAS		LBp-1	LBp-2	LBp_prom
Número de trazas		37	49	43
Densidad de las trazas [trazas/cm ²]	ρ	218	289	253
Exhalación por área [Bq * h /m²]	E_A	0,01	0,013	0,011
Exhalación por masa [Bq * h /m ²]	E_M	0,002	0,002	0,002
Concentración de ^{222}Rn [Bq / m ²]	C_{Rn}	26,05	34,49	30,27



Gráfica 3: Concentración de ^{226}Ra en muestras de balanceado para ganado

Fuente: El autor

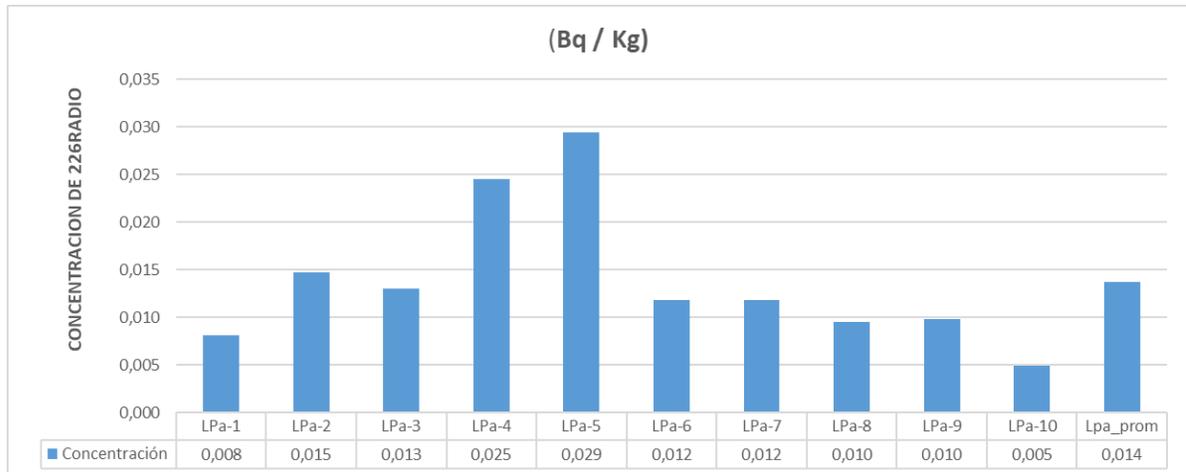
2.5 Concentración de ^{226}Ra en muestras de pasto de la zona de pastoreo

Para las muestras de pasto se realizó el mismo procedimiento como se lo puede visualizar en la Tabla 9 obteniendo un promedio de 0.014 Bq/kg y una desviación estándar de 0,008.

Tabla 9: Resultado de las muestras de pasto

Fuente: El autor

MUESTRAS		LPa-1	LPa-2	LPa-3	LPa-4	LPa-5	LPa-6	LPa-7	LPa-8	LPa-9	LPa-10	Lpa_prom
Número de trazas		28	51	45	85	102	41	41	33	34	17	47,7
Densidad de las trazas [trazas/cm ²]	ρ	164	300	265	500	600	241	241	194	200	100	280
Exhalación por área [Bq * h /m ²]	E_A	0,007	0,013	0,012	0,022	0,026	0,011	0,011	0,009	0,009	0,004	0,012
Exhalación por masa [Bq * h /m ²]	E_M	0,001	0,003	0,002	0,004	0,005	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002
Concentración de ²²² Rn [Bq / m ²]	C_{Rn}	19,70	35,89	31,67	59,83	71,79	28,86	28,86	23,22	23,93	11,96	33,576



Gráfica 4: Concentración de ^{226}Ra en muestras de Pasto

Fuente: El autor

2.6 Concentración de ^{226}Ra en muestras de suelo a diferentes profundidades.

En las tablas 10, 11, 12, 13, 14, 15 se muestran las concentraciones de ^{226}Ra medidas en las diferentes muestras de suelo, a 20, 40 y 60 cm de profundidad, para cada punto de muestreo.

Tabla 10: Resultado de las muestras de suelo a 20 cm de profundidad (2-10)

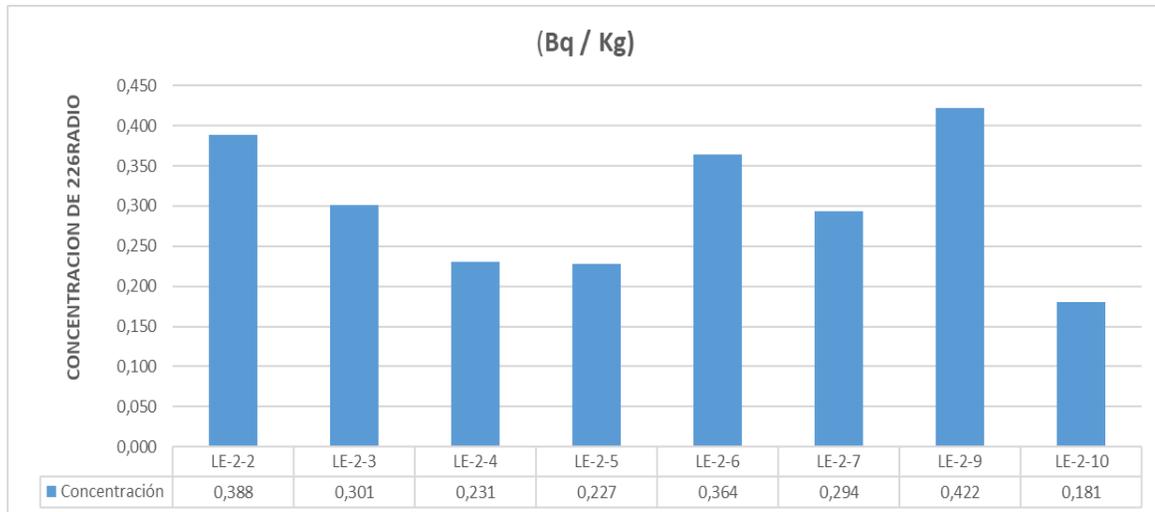
Fuente: El autor

MUESTRAS		LE-2-2	LE-2-3	LE-2-4	LE-2-5	LE-2-6	LE-2-7	LE-2-8	LE-2-9	LE-2-10
Número de trazas		1346	1042	800	788	1260	1019	514	1462	626
Densidad de las trazas [trazas/cm ²]	P	7927	6137	4711	4641	7421	6001	3028	8610	3687
Exhalación por área [Bq * h /m ²]	EA	0,348	0,269	0,207	0,204	0,326	0,263	0,133	0,378	0,162
Exhalación por masa [Bq * h /m ²]	EM	0,067	0,052	0,04	0,039	0,063	0,051	0,026	0,073	0,031
Concentración de ²²² Rn [Bq / m ²]	CRn	947,44	733,46	563,11	554,67	886,91	717,27	361,8	1029,09	440,64

Tabla 11: *Resultado de las muestras de suelo a 20 cm de profundidad (11-20)*

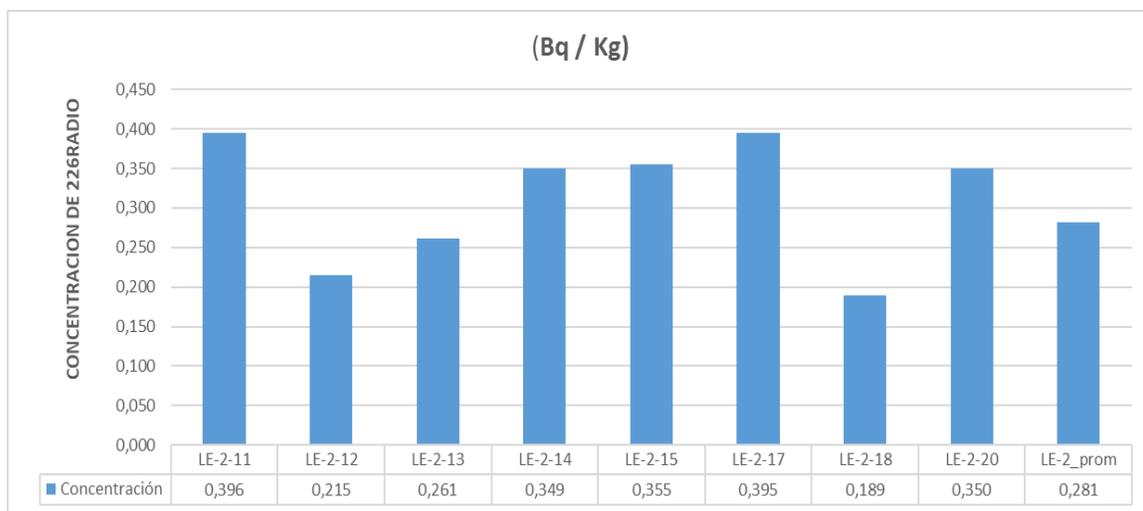
Fuente: El autor

MUESTRAS		LE-2- 11	LE-2- 12	LE-2- 13	LE-2- 14	LE-2- 15	LE-2- 16	LE-2- 17	LE-2- 18	LE-2- 19	LE-2- 20	LE- 2_prom
Número de trazas		1371	746	904	1211	1230	475	1368	654	492	1214	974,84
Densidad de las trazas [trazas/cm²]	ρ	8074	4393	5324	7132	7244	2797	8057	3852	2898	7150	5741
Exhalación por área [Bq * h /m²]	EA	0,354	0,193	0,234	0,313	0,318	0,123	0,353	0,169	0,127	0,314	0,252
Exhalación por masa [Bq * h /m²]	EM	0,068	0,037	0,045	0,06	0,061	0,024	0,068	0,033	0,024	0,06	0,048
Concentración de ²²²Rn [Bq / m²]	CRn	965,04	525,1	636,32	852,42	865,79	334,35	962,93	460,34	346,31	854,53	686,19



Gráfica 5: Concentración de ^{226}Ra en muestras de suelo a 20 cm (2-10)

Fuente: El autor



Gráfica 6: Concentración de ^{226}Ra en muestras de suelo a 20 cm (11-20)

Fuente: El autor

Tabla 12: Resultado de las muestras de suelo a 40 cm de profundidad (2-10)

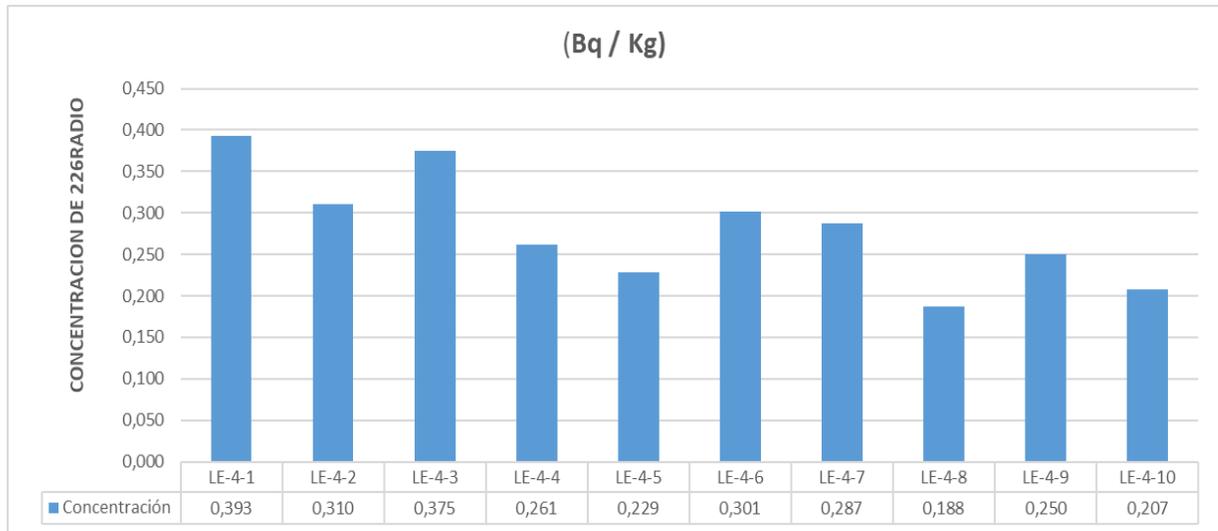
Fuente: El autor

MUESTRAS		LE-4-	LE-4-	LE-4-	LE-4-	LE-4-	LE-4-	LE-4-	LE-4-	LE-4-	
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Número de trazas		1076	1299	906	793	1043	994	650	867	718	
Densidad de las trazas [trazas/cm ²]	P	8015	6337	7650	5336	4670	6143	5854	3828	510	4229
Exhalación por área [Bq * h /m ²]	EA	0,352	0,278	0,336	0,234	0,205	0,269	0,257	0,168	0,224	0,186
Exhalación por masa [Bq * h /m ²]	EM	0,068	0,053	0,065	0,045	0,039	0,052	0,049	0,032	0,043	0,036
Concentración de ²²² Rn [Bq / m ²]	CRn	958	757,39	914,36	637,73	558,19	734,16	699,67	457,53	610,28	505,39

Tabla 13: Resultado de las muestras de suelo a 40 cm de profundidad (11-20)

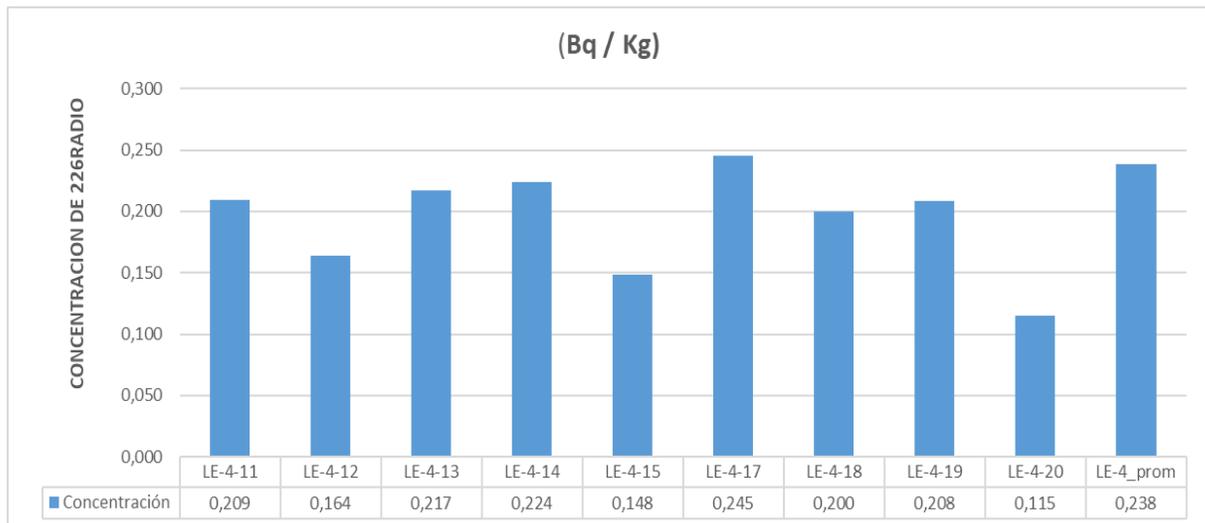
Fuente: El autor

MUESTRAS		LE-4- 11	LE-4- 12	LE-4- 13	LE-4- 14	LE-4- 15	LE-4- 17	LE-4- 18	LE-4- 19	LE-4- 20	LE- 4_prom
Número de trazas		725	569	752	775	513	849	694	721	399	826,53
Densidad de las trazas [trazas/cm ²]	P	4269	3351	4428	4564	3021	5000	4087	4246	2349	4867
Exhalación por área [Bq * h /m ²]	EA	0,187	0,147	0,194	0,2	0,133	0,219	0,179	0,186	0,103	0,214
Exhalación por masa [Bq * h /m ²]	EM	0,036	0,028	0,037	0,039	0,026	0,042	0,034	0,036	0,02	0,041
Concentración de ²²² Rn [Bq / m ²]	CRn	510,32	400,51	529,33	545,52	361,1	597,61	488,50	507,51	280,85	581,79



Gráfica 7: Concentración de ^{226}Ra en muestras de suelo a 40 cm (1-10)

Fuente: El autor



Gráfica 8: Concentración de ^{226}Ra en muestras de suelo a 40 cm (11-20)

Fuente: El autor

Tabla 14: *Resultado de las muestras de suelo a 60 cm de profundidad (1-11)*

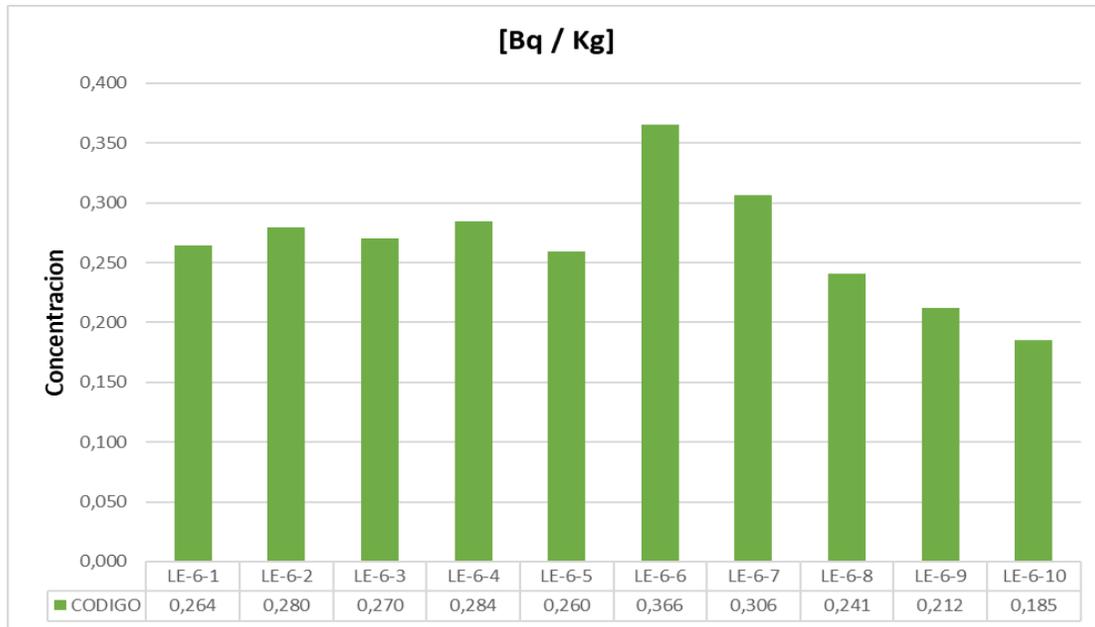
Fuente: El autor

MUESTRAS		LE-6-1	LE-6-2	LE-6-3	LE-6-4	LE-6-5	LE-6-6	LE-6-7	LE-6-8	LE-6-9	LE-6-10
Número de trazas		916	970	937	986	900	1267	1061	834	735	641
Densidad de las trazas [trazas/cm ²]	ρ	5395	5713	5518	5807	5300	7462	6249	4911	4329	3775
Exhalación por área [Bq * h /m ²]	EA	0,237	0,251	0,242	0,255	0,233	0,327	0,274	0,215	0,19	0,166
Exhalación por masa [Bq * h /m ²]	EM	0,046	0,048	0,047	0,049	0,045	0,063	0,053	0,041	0,037	0,032
Concentración de ²²²Rn [Bq / m ²]	CRn	644,77	682,78	659,55	694,04	633,5	891,83	746,83	587,05	517,36	451,19

Tabla 15: Resultado de las muestras de suelo a 60 cm de profundidad (11-20)

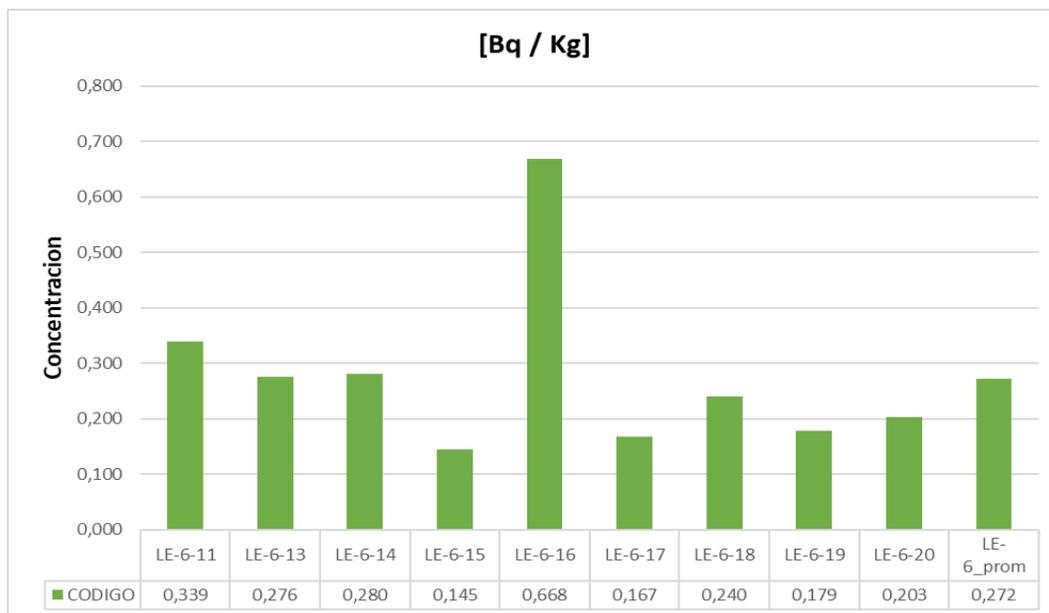
Fuente: El autor

MUESTRAS		LE-6- 11	LE-6- 13	LE-6- 14	LE-6- 15	LE-6- 16	LE-6- 17	LE-6- 18	LE-6- 19	LE-6- 20	LE- 6_prom
Número de trazas		1176	956	971	501	2314	579	831	619	70	942
Densidad de las trazas [trazas/cm²]	ρ	6926	5630	5719	2951	13628	3410	4894	3646	4146	5548
Exhalación por área [Bq * h /m²]	EA	0,304	0,247	0,251	0,129	0,598	0,15	0,215	0,16	0,182	0,243
Exhalación por masa [Bq * h /m²]	EM	0,058	0,048	0,048	0,025	0,115	0,029	0,041	0,031	0,035	0,047
Concentración de ²²²Rn [Bq / m²]	CRn	827,78	672,92	683,48	352,65	1628,82	407,55	584,93	435,71	495,54	663,07



Gráfica 9: Concentración de ^{226}Ra en muestras de suelo (1-10) a 60 cm

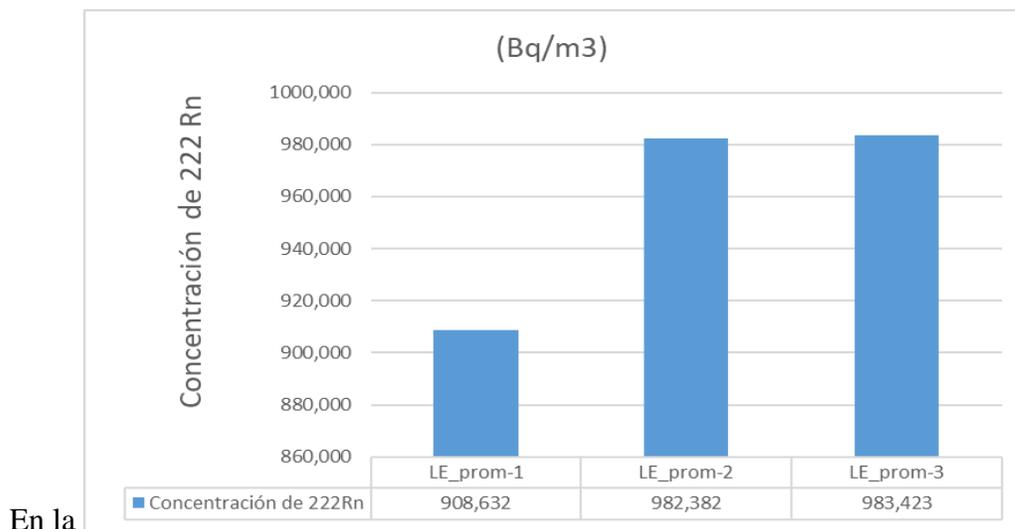
Fuente: El autor



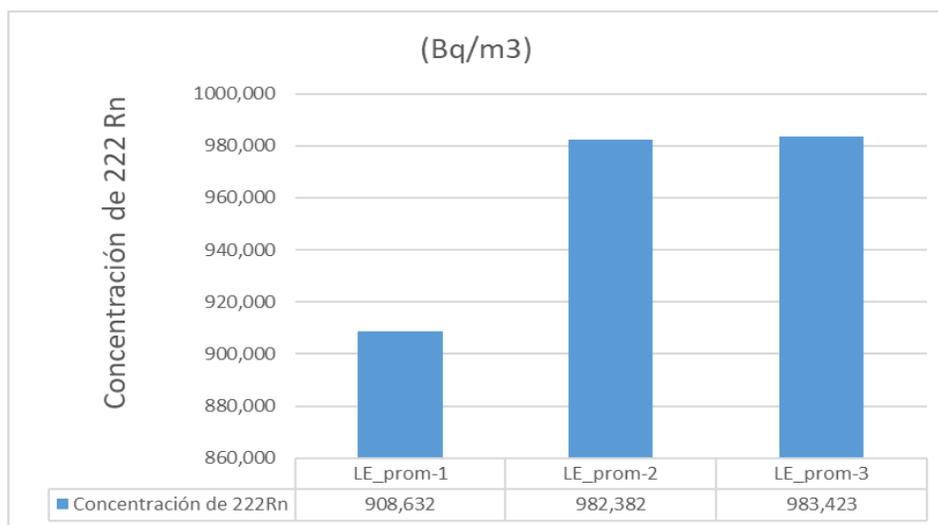
Gráfica 10: Concentración de ^{226}Ra en muestras de suelo (11-20) a 60 cm

Fuente: El autor

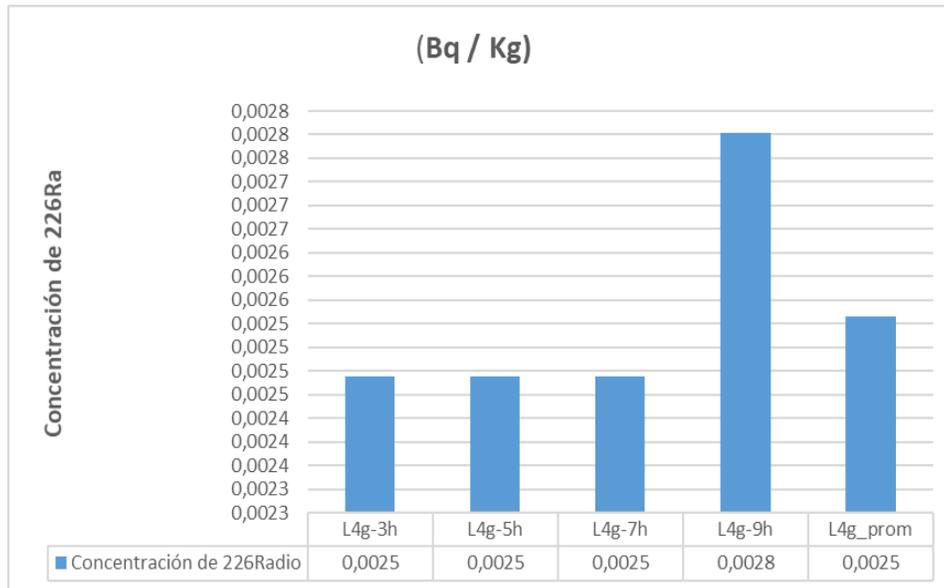
2.7 Exhalación de ^{222}Rn en el suelo de pastoreo.



Gráfica 11 se puede observar la concentración promedio de exhalación de ^{222}Rn del suelo en la zona de pastoreo, a una profundidad de 60 cm, en los periodos de muestreo del 21/03/2020 al 13/06/2020; del 13/06/2020 al 30/07/2020; y del 30/07/2020 al 02/09/2020.



Gráfica 11: Concentración de ^{222}Rn en el suelo en los periodos del 21/03/2020 al 13/06/2020; del 13/06/2020 al 30/07/2020; y del 30/07/2020 al 02/09/2020.



Gráfica 13: Concentración de ^{226}Ra en muestras de leche con 400 ml a 3,5,7 y 9 horas de exposición

Fuente: El autor

2.9 Estimación de la concentración de ^{226}Ra en la orina.

Partiendo de la hipótesis de que las vacas metabolizan el ^{224}Ra de forma similar al del ^{226}Ra tenemos que, del total excretado, el 55.39% es por las heces, el 17.9 % a través de la leche y el 26.7% por la orina (Sansom & Garner, 1966).

De lo anteriormente expuesto se puede derivar que la concentración de ^{226}Ra en la orina de las vacas muestreadas debe ser aproximadamente 0.008 Bq/kg

2.10 Balance de concentración de ^{226}Ra .

Mediante esta información se realizaron los cálculos respectivos con datos de ingesta y excreción de las vacas como muestra la Tabla 16, en el cual se obtuvo un porcentaje en heces del 63.3% y de leche 10 % del ^{226}Ra excretado.

Tabla 16: Porcentaje de entrada y salida del ^{226}Ra en las vacas muestreadas.

Fuente: El autor

MUESTRA	ENTRADA		MUESTRA	SALIDA	
	C_{Ra} (Bq/kg)	%		C_{Ra} (Bq/kg)	%
Sal	0,011	29.7	Heces	0,019	63.3
Balanceado para ganado	0,012	32.4	Leche	0,003	10
Pasto	0,014	37.8	Orina	0.008	26.7
TOTAL	0,037	100	TOTAL	0.030	100

Para el modelaje de las muestras se estableció una ecuación operacional como se muestra a continuación.

$$INGESTA = \text{BIO ACUMULACION} + \text{EXCRECIÓN} \quad (8)$$

Partiendo de la ecuación 8, es posible calcular el porcentaje de ^{226}Ra bioacumulado en las vacas, teniendo como datos el total de ^{226}Ra ingerido y excretado.

De la ecuación de balance de ^{226}Ra se obtuvo que, del total de ^{226}Ra ingerido (0.037 Bq/kg) se bioacumuló el 18.9% (0.007 Bq/kg) y se excretó un total de 0.030 Bq/kg. Este último se discrimina de la siguiente manera un 63.3% (0.019 Bq/kg) a través de las heces, un 10 % (0.003 Bq/kg) a través de la leche y un 26,7 % (0.008) a través de la orina.

3. CAPITULO: DISCUSION

En la actualidad, los datos sobre los niveles de ^{226}Ra en alimentos son escasos. Sólo se dispone de un número limitado de informes fiables sobre la evaluación de los niveles de actividad de ^{226}Ra , como por ejemplo los reportados por la UNSCEAR 2000, que contienen datos de referencia sobre los niveles de ^{226}Ra contenidos en los alimentos.

Como podemos observar en la Tabla 17, dada por (Shooshtari, et al., 2017) nos dan algunas concentraciones de pasto, leche y suelo en varios lugares del mundo, los cuáles nos servirán para nuestro siguiente análisis.

Tabla 17: *Concentración de ^{226}Ra (Bq/kg) en suelo, pasto y leche de vaca, en diferentes lugares del mundo*

Fuente: (Shooshtari, et al., 2017)

Producto alimenticio	UNSCEAR	Ramsar-Irán	Norte América	Asia	Europa	Cuenca-Ecuador
Suelo	32	4-64	Costa Rica 11 - 130	China 2- 440 Japon 6- 98	Alemania 5-200 Polonia 5-120	0.264
			Unit State 8 - 160	India 7- 81	Romania 8-60 España	
Leche	0,005	-	Unit State 0,0057	China 0,006	Italia 0,003-0,019 Alemania 0,002- 0,13	0.003
				Japon 0,012	Polonia 0,01 UK 0,0004-0,2	
Vegetales	0,05	-	Unit State 0,056	China 0,075	Italia 0,027 -0,044 Alemania 0,006- 1,15	-

					Polonia 0,037- 0,043	
Pasto	-	-	-	-	-	0.014

Si los valores obtenidos en el presente estudio los comparamos con los valores dados por la UNSCEAR,2000, el pasto y la leche están en el rango moderado de 0.05 y 0.005 Bq/kg, respectivamente, pero el suelo está por debajo del valor promedio publicado que es de 32 Bq/kg.

Según (Rychen, Jurjanz, Toussaint, & Feidt, 2008) los contaminantes orgánicos persistentes (COP) presentes en el forraje o en el suelo son transferibles a los productos pecuarios y la leche en particular. Es probable que los animales ingieran cantidades variables de COP durante el pastoreo. En particular, el rumiante puede ingerir involuntariamente suelo cuyo nivel de contaminación es generalmente superior al de los forrajes. Por lo tanto, es muy importante tomar en cuenta lo que ingiere en animal y que el área en donde se encuentre pastoreando no sobrepase los niveles de ^{226}Ra en el suelo.

En este trabajo el porcentaje de ^{226}Ra bioacumulado por las vacas muestreadas fue de 18.9% mientras que el promedio del ^{224}Ra bioacumulado por las vacas publicado por (Sansom & Garner, 1966) es de 17.9%; en el caso de la excreción (ver Tabla 16), en este estudio se obtuvo un porcentaje de 81.1%, mientras que el porcentaje publicado por (Sansom & Garner, 1966) es de 65.9 %. Esto muestra una gran concordancia entre las proporciones, según la ecuación de balance, entre los valores obtenidos por este estudio y el publicado.

4. CAPITULO: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 Conclusiones

Este estudio aporta información sobre los niveles de ^{226}Ra en diferentes muestras consumidas y excretadas por el animal vaca, nos propone un balance general en el cual se puede verificar las concentraciones que ingresaron, se bioacumularon y se expulsaron del organismo del animal, cumpliendo de esta manera el objetivo general del presente estudio.

En bases de datos existentes hemos podido revisar que los niveles de concentración de leche han dado valores por encima del promedio mundial. Pero con este trabajo hemos podido ir detallando y precisando datos que quizá fueron claves para un estudio más confiable.

Como primer punto obtuvimos concentraciones de radionúclidos de ^{40}K 2.16%, ^{238}U 1.89 ppm, ^{232}Th 8.22 ppm en toda el área pastoreada por las vacas.

Se pudo presenciar valores de fertilizante de (0.009 Bq/kg), siendo este un valor bajo, es decir que no estaría afectando al incremento de ^{226}Ra en la leche de consumo humano.

Los valores para la concentración de ^{226}Ra obtenidos en las muestras analizadas en este trabajo fueron de: 0.011 Bq/kg para la sal, 0.012 Bq/kg para el balanceado para ganado, 0.014 Bq/kg para el pasto, 0.019 Bq/kg para las heces y 0.003 Bq/kg para la leche de vaca, los cuales al ser comparados con los publicados en la literatura especializada se encuentran dentro de los rangos.

Finalmente alcanzando los cálculos representativos de cada muestra, el valor estimado de ^{226}Ra bioacumulación en el organismo de las vacas muestreadas fue de 0.007 Bq/kg.

4.2 Recomendaciones

Realizar monitoreos el área en donde se encuentra el ganado constantemente para de esa manera obtener valores promedios de ^{226}Ra en el suelo y que este no afecte al alimento ingerido por las vacas.

Realizar estudios o pruebas rápidas a la leche al momento de ser extraída para evitar que este de alguna manera afecte al ser humano al momento de ser consumida.

Avanzar en estudios relacionados a este tema tomando muestras que permitan visualizar de mejor manera los cambios que se presentan o que afectan a la salud.

Mejorar el conteo de trazas, optando sea por un software o un equipo que determine la cantidad de trazas de manera más rápida, ayudando así a reducir el tiempo y consiguiendo datos que sean verificables o comparables con estudios realizados y publicados.

5. CAPITULO: BIBLIOGRAFIA

- (ATSDR), A. p. (1990). *RESUMEN DE SALUD PÚBLICA RADIO*. Atlanta.
- (IAEA), I. A. (2014). *The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition*.
- (UNSCEAR), J. U. (2000). *Report to the General Assembly, United Nations*. New York .
- Abbasi, A. (2018). Una revisión de la metodología analítica para determinar el radio-226 y el radio-228 en aguas potables. *Revista de radiactividad ambiental*.
- Abu-Jarad, F. (1998). Application of nuclear track detectors for radon related measurements. *Nucl. Tracks Radiat Meas*. 1-4.
- Abumurad, K. a.-T. (2001). Emanation Power of Radon and Its Concentration in Soil and Rocks. *Radiation Measurements*. 423-426.

- Anjos, R. M., Umisedo, N., Silva, A. A., Estellit, L., Rizzotto, M., Yoshimura, E. M., . . . Santos., A. M. (2010). Occupational exposure to radon and natural gamma radiation in the La Carolina, a former gold mine in San Luis Province, Argentina. . *Journal of Environmental Radioactivity* 101.
- Anjos, R. M., Veiga, R., Carvalho, C., Sanches, N., Estellita, L., Zanuto, P., & Macario, K. (2008). Natural sources of radiation exposure and the teaching of radioecology. *Physics Education*.
- ATSDR. (2013). RESUMEN DE SALUD PÚBLICA RADIO.
- ATSDR., A. f. (1990). TOXICOLOGICAL PROFILE FOR RADIUM. *U.S. Environmental Protection Agency*.
- Barco, R. O. (2004). Estudio de la distribución del Boro en un metal vítreo Fe75B25, mediante la absorción de neutrones térmicos. *TESIS*, 21.
- Bengt, K. (2017). Radiaciones. *ENCICLOPEDIA DE SALUD Y SEGURIDAD EN EL TRABAJO*.
- Benjamin, W. (2001). POTENTIAL FOR HUMAN EXPOSURE. 675–687.
- Borgå, K. (2008). Bioaccumulation. *Encyclopedia of Ecology*, Five-Volume Set, 346–348. doi:<https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00374-8>
- Bushberg, J. T. (2020). Exposición a la radiación y contaminación. *School of Medicine, University of California*.
- Cameán, A., & Repetto, M. (2006). *TOXICOLOGÍA ALIMENTARIA*. España: Díaz de Santos.
- Chen, S., Zhu, Y., & Huc, Q. (2004). Soil to plant transfer of ²³⁸U, ²²⁶Ra and ²³²Th on a uranium mining-impacted soil from southeastern China. *Journal of Environmental Radioactivity* 82 (2005) 223e236. doi:10.1016/j.jenvrad.2005.01.009
- Collins, C., Fryer, M., & Grosso, A. (2006). Plant uptake of non-ionic organic chemicals. *Environmental Science and Technology*, 40(1), 45–52. doi:<https://doi.org/10.1021/es0508166>
- Cordero, A. P. (2016). DETECCIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE RADIO-226 EN LOS ABONOS ORGÁNICOS E INORGÁNICOS EN LA CIUDAD DE CUENCA- ECUADOR. *Universidad Politécnica Salesiana*, 117.
- Correa, A. E. (2019). *Estimación del riesgo radiológico por ingestión crónica de Ra-226 contenido en la papa, ajo, cebolla, zanahoria proveniente de los mercados de Cuenca, Ecuador*. Cuenca: Universidad Politécnica Salesiana.
- CSN. (2013). ASPECTOS GENERALES DE LA INTERACCIÓN. *Curso de SUPERVISORES de instalaciones radiactivas (IR) MÓDULO BÁSICO*. Obtenido

de
https://csn.ciemat.es/MDCSN/recursos/ficheros_md/1581136598_1572009112950.pdf

- Da Silva, C. M., & De Oliveira Costa Júnior, C. E. (2019). 228Ra in cow's milk from an anomalous region of Pernambuco-Brazil. *International Journal of Environmental Studies*, 76(3), 357–369.
- Deevband, M., Gooniband, S., & Kardan, M. (2017). Estudio analítico de la concentración de actividad de 226 Ra en el mercado de consumo de alimentos de Ramsar, Irán. *J Environ Health Sci Engineer*. doi:<https://doi.org/10.1186/s40201-017-0281-3>
- Delgado, L. R. (1989). CARACTERIZACIÓN DE LOS PLÁSTICOS DETECTORES DE TRAZAS NUCLEARES DE ESTADO SÓLIDO , CR-39, Y LR-115 Y SU POSIBLE APLICACION A DOSIMETRIA DE NEUTRONES RAPIDOS Y TERMICO. *Chile: Tesis, Universidad Austral de Chile*.
- Ekman, L. (1967). MECHANISMS OF UPTAKE AND ACCUMULATION OF RADIONUCLIDES IN TERRESTRIAL ANIMALS. *Radioecological Concentration Processes*.
- El-Bahi, S., Sroor, A., Gendy, N., & Mohamed, G. (2017). Impacto radiológico de la radiactividad natural en rocas fosfatadas egipcias, fosfoyeso y fertilizantes fosfatados. *Appl. Radiat. Isot.* , 123, 121 - 127.
- Espinosa, G. (1994). Trazas Nucleares en SólidoS. *Mexico: Programa Universitario de Medio Ambiente*.
- FAO. (2014). Perspectivas alimentarias Resúmenes de mercado Octubre de 2014.
- Finck, A. (1985). Fertilizantes y fertilización: fundamentos y métodos para la fertilización de los cultivo. *España: REVERTÉ, S.A.*
- Fisher, M. (2018). IAEA safeguards at uranium mines provide more complete picture of countries' nuclear activities . (*Arabic Edition*). *IAEA Bulletin (Online)*, 59(2), 14-15.
- Gil-García, C., Rigol, A., & Vidal, M. (2009). New best estimates for radionuclide solid-liquid distribution coefficients in soils, Part 1: Radiostrontium and radiocaesium. *Journal of Environmental Radioactivity.*, 100(9), 690–696.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.10.003>
- Gómez, D. A., & Mejía, O. B. (2005). Composición nutricional de la leche de ganado vacuno. *Revista Lasallista de Investigación.*, 2, 38–42.
- Gonzalez, J., & Sanmartin, M. (1987). Analisis radioquimico de Radio total, radio 226 y Radio 224. *Vertices*, 2-54.
- González, G., & Gonzales, M. (2017). History of Radiology. *Rev. Cient. Esc. Univ. Cienc. Salud*.

- Guevara, L. A., & León, R. D. (2019). *Aprovechamiento del lactosuero dulce en la elaboración de un alimento enriquecido con *Hordeum vulgare* y *Passiflora edulis**. Guayaquil: Universidad de Guayaquil Facultad de ingeniería química.
- Hendry, J. H., Steven L, S., Andrzej, W., Mehdi, S., Werner, B., Elisabeth, C., . . . Isamu, H. (2009). Human exposure to high natural background radiation: what can it teach us about radiation risks? *Journal of Radiological Protection*. doi:<https://doi.org/10.1088/0952-4746/29/2A/S03>.
- Higley, K. A., & Bytwerk, D. P. (2007). Generic approaches to transfer. 98, 4–23. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.02.013>
- Hormann, V., & Fischer, H. W. (2013). Estimating the distribution of radionuclides in agricultural soils - Dependence on soil parameters. *Journal of Environmental Radioactivity*, 124, 278–286. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.06.010>
- Hosoda, M., Ishikawa, T., Sorimachi, A., Tokonamia, S., & Uchida, S. (2011). Development and application of a continuous measurement system for radon exhalation rate. *Review of Scientific Instruments* 82, 015101. doi:<https://doi.org/10.1063/1.3527065>
- Hosoya, N., & Miyagawa, K. (2014). Targeting DNA damage response in cancer therapy. *Cancer Science*. doi: <https://doi.org/10.1111/cas.12366>
- Howard, B., Beresford, N., Barnett, C., & Fesenko, S. (2009). Quantifying the transfer of radionuclides to food products from domestic farm animals. *Elsevier*, 7. doi:10.1016/j.jenvrad.2009.03.010
- Howard, B., Beresford, N., Mayes, R., Lamb, C., & Barnett, C. (2007b). The transfer of different forms of ³⁵S to goat milk. *J. Environ. Radioact.*, 177 - 190.
- Hussain, M. J., Karuppanana, K. S., Sinhab, P., Dowlathc, N. S., Arunachalama, K. D., B., R., . . . D., D. (2021). Effects of radiation and role of plants in radioprotection: A critical review. *Science of The Total Environment*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146431>
- Hussein, Z. M. (2013). Measurement of radium content and radon exhalation rates in building material. *Int. J. Sci. Eng. Res.*, 1827-1831.
- IAEA. (2014). *The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition. Chapter 2: PROPERTIES OF RADIUM*.
- IAEA. (1994). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments*. Vienna.: Technical Report No. 364.
- ICRP. (2017). *Radiactividad y aplicaciones*.
- ICRP100. (2006). Human Alimentary Tract Model for Radiological Protection.

- International Atomic Energy Agency, (. (2014). The Environmental Behaviour of Radium : Revised Edition. *TECHNICAL REPORTS Series No. 476*.
- Ivanovich., M. H. (1982). URANIUM SERIES DISEQUILIBRIUM, APPLICATIONS TO ENVIRONMENTAL PROBLEMS. . *Clarendon Press Oxford*.
- Iyengar, M. A., & K., N. R. (1990). Uptake of radium by marine animals, The Environmental Behaviour of Radium, Technical Reports Series No. 310,. *IAEA*,.
- Jia, G., Torri, G., & Ocone, R. (2007). Determination of radium isotopes in soil samples by alpha spectrometry. *J. Radioanal. Nucl. Chem*.
- Jia, Gabar, & Jia. (2012). Determination of radium isotopes in environmental samples by gamma spectrometry , liquid scintillation counting and alpha spectrometry : a review of analytical methodology. *Journal of Environmental Radioactivity*, 106, 98–119. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.12.003>
- Kinsey, R. (1996). The NUDAT/PCNUDAT Program for nuclear Data. *Budapest*.
- Kirby, H., & Salutsky, M. (1964). The Radiochemistry of Radium National Academy of Sciences.
- KIRIS, E. &. (2019). Sediment distribution coefficients (Kd) and bioaccumulation factors (BAF) in biota for natural radionuclides in eastern Black Sea coast of Turkey. *Microchemical Journal*.
- Kumar, A. (2018). Evaluación de los estudios de radón y exhalación de gases del suelo en la región del Himalaya inferior del estado de Jammu y Kashmir. India: . *Geofísica pura y aplicada*, 1-16.
- Lachumy, S., Oon, C., Deivanai, S., Saravanan, D., Vijayarathna, S., Choong, Y., . . . Sasidharan, S. (2013). Herbal Remedies for Combating Irradiation: a Green Anti-irradiation Approach. *Asian Pacific Journal of Cancer Prevention*, 5553-5565. doi:10.7314 / APJCP.2013.14.10.5553
- Lizano, O. G., Loría, L. G., Alfaro, E. J., & Badilla, M. (2008). Distribución espacial de radionucleídos en sedimentos marinos de Bahía Culebra y el Golfo de Nicoya,. *Revista de Biología Tropical*.
- Lymburner. (2003). Another Human Experiment. DU Education Project, Metal of Dishono. *International Action Center, New York* .
- MAGAP. (2014). Nutrición del ganado bovino lechero. Ministeria de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca.
- Mahur, A. K. (2008). Estimation of radon exhalation rate, natural radioactivity and radiation doses in fly ash samples from Durgapur thermal power plant West Bengal, India. *J Environ Radioact*, 1289–1293.

- Maity, S., Pandit, G., & Mishra, S. (2013). Estimation of distribution coefficient of uranium around a uranium mining site. 1581–1588. doi:<https://doi.org/10.1007/s10967-012-2159-2>
- Malain, D., Regan, P. H., Bradley, D. A., Matthews, M., Al-sulaiti, H. A., & Santawamaitre, T. (2012). An evaluation of the natural radioactivity in Andaman beach sand samples of Thailand after the 2004 tsunami. *Applied Radiation and Isotopes*, 70(8), 1467–1474. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2012.04.017>
- Masarik, J. (2010). Origin and Distribution of Radionuclides in the Continental Environment. *0 Elsevier B.V.*, 25.
- McCann, M. (2012). INDUSTRIAS TEXTILES Y DE LA CONFECION. *Organización Internacional de Trabajo*, 14.
- McCull, N., Auvinen, A., Kesminiene, A., Espina, C., Erdmann, F., de, V. E., . . . Schüz, J. (2015). European Code against Cancer 4th Edition: Ionising and non-ionising radiation and cancer. *Epidemiol del cáncer*, 39. doi:<https://doi.org/10.1016/j.canep.2015.03.016>
- Minell, H. (1983). Gammastrålning och halter av K, U och Th i svenska jordarter. . *Servicio geológico de Suecia Informe IRAP 83051*.
- Mohamed, A.-E. (2012). An Overview on Studying ²²²Rn Exhalation Rates using Passive Technique Solid-State Nuclear Track Detectors. . *American Journal of Applied Sciences*, 1653-1659.
- Mohamed, M. A. (2012). An Overview on Studying ²²²Rn Exhalation Rates using Passive Technique Solid-State Nuclear Track Detectors. *American Journal of Applied Sciences*, 1653-1659.
- Mora, J. M., Moreno, I. M., Gallego, Á. J., & Fernández, A. M. (2012). Irradiación de alimentos: Toxicología alimentaria. *Ediciones Díaz de Santos*, 22.
- Mortvedt, J. (1994). Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides - a review.. *Journal of Environmental Quality* 23,, 643-650.
- Mun, G., Kim, S., Choi, E., Kim, C., & Lee, Y. (2018). Pharmacology of natural radioprotectors. *Arch. Pharm. Res.* doi:10.1007/s12272-018-1083-6
- Nguyen, V., Vu, N., Huynh, N., Le, C., & Truong, T. (2018). Gross alpha, gross beta and activity concentration of ²²⁶Ra in some fertilizers commonly used in the south of Vietnam and health risk due to radionuclides transferred from fertilizers to food crops. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, pp. 463-471.
- Núñez-Lagos Roglá, R. (2011). La radioactividad ambiental. *Revista Logos, Ciencia & Tecnología*, vol. 2, núm. 2, enero-junio, pp. 50-61.

- OIEA. (2010). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. *Technical Report Series No. 472*.
- OIEA, O. I. (2011). Protección radiológica y seguridad de las fuentes de radiación: normas básicas internacionales de seguridad: requisitos generales de seguridad.
- Ojovan, M. I. (2015). Chapter 5: Naturally occurring Radionuclides. En an introduction to nuclear Waster Immobilisation. 43-52.
- Páez, Y. E. (2020). *Dosimetría de campos electromagnéticos en radiofrecuencia*. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana.
- PNUMA. (2016). RADIACIÓN EFECTOS Y FUENTES. *Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente Radiación: dosis, efectos y riesgos, inicialmente editado en 1985 y 1991 por Geoffrey Lean*.
- Prieto, C., Medeiros, A., Rodríguez, P. B., Lozano, J. C., & Tom, F. V. (2018). Influence of soil conditions on the distribution coefficients of ²²⁶Ra in natural soils. 205, 188–193. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.093>
- Pulhani, V. A., Dafauti, S., Hegde, A. G., Sharma, R. M., & Mishra, U. C. (2005). Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil. 79, 331–346. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.08.007>
- Pulla, A. C., & Pillai, K. C. (1986). Transfer and Up take of Radium in a Natural and in a Technologically Modified Radiation Environment.
- Punam, T., Ward, A., & González, A. (2021). Optimal methods for preparation, separation, and determination of radium isotopes in environmental and biological samples. *Journal of Environmental Radioactivity*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106522>
- Rizzotto, M. G., Anjos, R. M., Estellita, L., Flores, C. S., Debans, J. M., Gutierrez, G. A., & M. A. (2009). TEACHING RADIOECOLOGY: MEASUREMENT OF THE NATURAL GAMMA RADIATION IN ENVIRONMENTS OF SAN LUIS PROVINCE. *Grupo de Estudios Ambientales (GEA)*.
- Rodríguez, N., McLaughlin, M., & Pennock, D. (2019). LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA. *ORGANIZACIÓN DE LA NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA*.
- Rodríguez, P. B., Tomé, F. V., & Lozano, J. C. (2017). of soil structure on the “Fv approach” applied to ²³⁸U and ²²⁶Ra. 168, 832–838. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.127>
- Rodriguez-Eugenio, N., McLaughlin, M., & Pennock, D. (2019). La contaminación del suelo: una realidad oculta. In *Organizacion de las Naciones Unidas para ala alimentacion y agricultura FAO*. doi:<http://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>

- Rychen, G., Jurjanz, S., Toussaint, H., & Feidt, C. (2008). Dairy ruminant exposure to persistent organic pollutants and excretion to milk. & *The Animal Consortium*. doi:10.1017/S1751731107001139
- Sansom, B. B., & Garner, R. J. (1966). The Metabolism of Radium in Dairy Cows. *Biochem. J.*
- Shanthi, G., Kumaran, J. T., Raj, G. A., & Maniyan, C. (2009). Natural radionuclides in the South Indian foods and their annual dose. *Elsevier*. doi:https://doi.org/10.1016/j.nima.2009.10.068
- Sheppard, S. C. (2011). Robust prediction of Kd from soil properties for environmental assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 17(1), 263–279. doi:https://doi.org/10.1080/10807039.2011.538641
- Sheppard, S., Long, J., & Sanipelli, B. (2010). Verification of radionuclide transfer factors to domestic-animal food products., *Elsevier*, 7. doi:10.1016/j.jenvrad.2010.06.002
- Shooshtari, M. G., Deevband, S., Kardan, S., Fathabadi, N., Salehi, A., Naddafi, K., . . . Hosseini., S. (2017). Analytical study of ²²⁶Ra activity concentration in market consuming foodstuffs of Ramsar, Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*.
- Simon, S., & Ibrahim, S. (1987). The soil/plant concentration ratio for calcium,radium, lead and polonium: Evidence for non-linearity with reference to substrate concentration. *J. Environ. Radioact.* 5, 123–142.
- Simon, S., & Ibrahim, S. (1990). Biological Uptake of Radium by Terrestrial Plants, the Environmental Behaviour of Radium. *Technical Reports Series No. 310*, pp. 545-599.
- Sreedhar, M., Chaturvedi, A., Aparna, M., Kumar, D., Singha, R., & P. V.-B. (2013). Influence of γ -radiation stress on scavenging enzyme activity and cell ultra structure in groundnut (*Arachis hypogaea* L.). 35-45.
- Straub, M., Pittet, P. A., Amzalag, G., Bochud, F., Baechler, S., & Froidevaux, P. (2018). Determination of ²²⁶Ra at low levels in environmental, urine, and human bone samples and ²²³Ra in bone biopsy using alpha-spectrometry and metrological traceability to ²²⁹Th/²²⁵Ra or ²²⁶Ra. *Analytica Chimica Acta*, 1031, 178–184. doi:https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.05.007
- Strok, M., & Smodis, B. (2012). Transfer of natural radionuclides from hay and silage to cow's milk in the vicinity of a former uranium mine. *Journal of Environmental Radioactivity*, 110, 64–68. doi:https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.02.009
- Sundevall, S. E. (2002). Regionala radonundersökningar Lilla Edets kommun. *Göteborg*.

- Svetlana, O. (2015). Distribution of uranium and radium radionuclides in the " solid phase - interstitial soil solution " system and their migration properties in ecosystems.
- UNSCEAR. (2016). *Radiación: efectos y fuentes, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente*. In Pnuma.
- UNSCEAR. (1993). *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. New York.
- Van, T., Nguyen, P., Thu, H., Ba, N., Vu, L., & Hao, C. (2021). Long-term accumulation of ²²⁶Ra in some agricultural soils based on model assessment. *Agricultural Water Management*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106453>
- Vandenhove, H., Hees, M. V., Wouters, K., & Wannijn, J. (2007). Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 1: Effect of soil parameters on soil solution uranium concentration.
- Vela, J. S. (2016). *Análisis de competitividad de la Cadena de la Carne Bovina en el Ecuador, periodo 2007-2014*. Quito: Pontificia Universidad Católica del Ecuador Facultad de Economía.
- Viloria, T. (2018). Radiaciones ionizantes y su impacto: Primer Simposio Internacional sobre Medioambiente (ISE 2017). *Universidad Politécnica Salesiana*, 124.
- Young, D. (1958). Etching of Radiation Damage in Lithium Fluoride. 182, 375.