



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**ACUMULAÇÃO DE RA-226, RA-228, TH-228 E K-40 EM
RAÍZES DE *IPOMEA BATATAS* (L.) LAM.**

Ingrid Adriana Freire Soares Lima

Recife
2019

Ingrid Adriana Freire Soares Lima

**ACUMULAÇÃO DE RA-226, RA-228, TH-228 E K-40 EM
RAÍZES DE *IPOMEA BATATAS* (L.) LAM.**

Dissertação de mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Química como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Química pela Universidade Federal
Rural de Pernambuco.

Orientador: Prof. Dr. André Fernando Lavorante

Coorientador: Prof^a. Dr^a. Maria José de Filgueiras Gomes

Coorientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França

Bolsista CAPES

Recife

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- L732a Lima, Ingrid Adriana Freire Soares
Acumulação de Ra-226, Ra-228, Th-228 E K-40 em raízes de Ipomea batatas (L.) LAM. / Ingrid Adriana Freire Soares Lima. - 2019.
77 f. : il.
- Orientador: Andre Fernando Lavorante.
Coorientadora: Maria Jose de Filgueiras Gomes.
Inclui referências.
- Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Química, Recife, 2020.
1. Radionuclídeos naturais. 2. NORM. 3. TENORM. 4. Espectrometria Gama. I. Lavorante, Andre Fernando, orient. II. Gomes, Maria Jose de Filgueiras, coorient. III. Título

Ingrid Adriana Freire Soares Lima

**ACUMULAÇÃO DE RA-226, RA-228 E TH-228 EM RAÍZES
DE IPOMEA BATATAS (L.) LAM.**

DISSERTAÇÃO AVALIADA E APROVADA PELA BANCA EM:

_____/_____/_____

Prof. Dr. André Fernando Lavorante (Departamento de Química-UFRPE)

Orientador(a)

Prof. Dr. Alex Souza Moraes (Departamento de Química-UFRPE)

1º Examinador

Prof. Dr. José Daniel Soares de Paiva (IFPE)

2º Examinador

Prof. Dr. Jandyson Machado Santos (Departamento de Química-UFRPE)

Suplente interno

Prof.^a Dr.^a Ana Paula Silveira Paim (DQF - UFPE)

Suplente externo

A Meu Pai (in memoriam)

A Minha Mãe

Dedico

AGRADECIMENTOS

À minha mãe e ao meu namorado João, por todo amor, amizade, confiança e apoio nos momentos difíceis.

À Prof^a Maria José, pela oportunidade e confiança para a realização do trabalho.

Ao Prof. Elvis de França, pelos ensinamentos, confiança, paciência, apoio e dedicação para a conclusão do trabalho.

Ao Prof. André, por ter me recebido como aluna na etapa final do mestrado.

Aos meus amigos Raphae, Luanda, Thaís, Jéssica e Ednaldo, pela amizade, admiração e bons momentos.

Ao grupo de alunos do SEAMB, pelo acolhimento, ensinamentos e ajuda nas análises.

À FACEPE, pelo suporte financeiro para o desenvolvimento da pesquisa científica.

À CAPES, pela bolsa de mestrado concedida.

À Secretaria de Pós-Graduação, pelo apoio ao desenvolvimento do trabalho.

RESUMO

Os estudos sobre a transferência de radionuclídeos no sistema solo-vegetal para plantas cultivadas em solos contendo alta radioatividade (NORM) são importantes para avaliar a contaminação de alimentos e o nível de radiação ionizante ao qual as pessoas estão possivelmente expostas. Além disso, plantas reconhecidamente acumuladoras de radionuclídeos como *Ipomea batatas* (batata-doce) podem incrementar a transferência de contaminantes radioativos caso se desenvolvam em solos com rejeitos contendo materiais radioativos de ocorrência natural tecnologicamente concentrados (TENORM). Desse modo, o presente trabalho teve por objetivo determinar os fatores de transferência solo-raiz de *I. batatas* crescendo em solo enriquecido em radionuclídeos naturais da Região Metropolitana do Recife, assim como avaliar a mobilidade de radionuclídeos naturais em solos contaminados com TENORM, simulando, assim, contaminação radioativa indesejável em solos sob cultivos de *I. batatas*. O Ensaio 1 consistiu na amostragem do solo enriquecido em radionuclídeos naturais (NORM), seguido da montagem dos vasos para o cultivo de batata-doce. No Ensaio 2, solos foram dopados com incrustações de petróleo, a fim de obter as concentrações teóricas de 250, 500, 750 e 1000 Bq kg⁻¹. Após 5 meses de cultivo em casa de vegetação, amostras de raízes e perfis de solos nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm foram coletadas para a preparação das amostras para análise radiométrica. Depois da secagem, moagem e peneiramento, seguido de transferência de 30 g de solo e 7 g de raiz para placas de petri e selagem, as cápsulas permaneceram por 21 dias sob condições controladas para garantir o equilíbrio secular entre os radionuclídeos-filhos e Rn-222, seguido da medição da radioatividade natural por Espectrometria Gama de Alta Resolução com detectores HPGe. Os radionuclídeos Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 foram quantificados após 80.000 segundos de medição para amostras geológicas e 200.000 segundos para raízes. Os resultados obtidos do primeiro ensaio atestaram a acumulação de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 nas raízes da planta, os valores de fator de transferência (FT) encontrados variaram entre 0,14 e 0,40, 0,44 e 0,76, 0,27 e 0,80 e 1,44 e 12,93, respectivamente. Os valores de FT para Ra-226 demonstraram a acumulação preferencial em comparação com Ra-228 e Th-228. No segundo ensaio, foi constatado que não houve migração vertical dos radionuclídeos em solos dopados com incrustações e cultivados com batata-doce. As raízes das plantas de *I. batatas* não responderam à contaminação com as incrustações, indicando que, em um cenário hipotético de contaminação de solo, os contaminantes não seriam transferidos na cadeia trófica.

Palavras-chaves: Radionuclídeos naturais, NORM, TENORM, Espectrometria gama

ABSTRACT

Studies relative to transfer of radionuclides in soil-vegetable system to plants grown in high radioactivity (NORM) soils are important for assessing food contamination and evaluate the level of ionizing radiation to which people are exposed. Furthermore, radionuclide accumulator plant such as *Ipomea* potatoes (sweet potato) can increase the transport of radioactive contaminants if they are developed in soils with technologically concentrated naturally occurring radioactive (TENORM). Thus, the present work aimed to determine the soil-root transfer factors of *I. potatoes* growing in soils with natural radionuclides from the metropolitan region of Recife, as well as to evaluate the mobility of natural radionuclides in TENORM contaminated soils simulating undesirable radioactive contamination in soils under *I. potato* crops. Test 1 consisted of sampling of the enriched with natural radionuclides soil (NORM), assembly of vases for sweet potato cultivation. In Test 2, the soils were doped with oil fouling, with the purpose of obtaining theoretical statistics of 250, 500, 750 and 1000 Bq kg⁻¹. After 5 months of greenhouse cultivation, root and soils on the profiles 0-5 cm, 5-10 cm and 10-15 cm depths. Succeeding drying, milling and sieving, followed by transfer of 30 g of soil and 7 g of root to petri dishes and sealing, the capsules remained for 21 days under controlled conditions to ensure the secular balance between the radionuclides and Rn-222, followed by natural radioactivity measurement by High Resolution Gamma Spectrometry with HPGe detectors. Radionuclides Ra-226, Ra-228, Th-228 and K-40 were quantified after 80.000 seconds of measurement for geological samples and 200.000 seconds for roots. The results obtained from the test attested to the accumulation of Ra-226, Ra-228, Th-228 and K-40 in the roots of the plants. The transfer factors (FT) values for Ra-226 found ranged from 0.14 to 0.40, 0.44 to 0.76, 0.27 to 0.80 and 1.44 to 12.93, respectively. The FT values for Ra-226 demonstrated preferential accumulation compared to Ra-228 and Th-228. In the second trial, it was found that there was no vertical migration of the radionuclides between doped soils with encrusted and the sweet potato. The roots of *I. batatas* plants did not respond to contamination, indicating that in a hypothetical soil contamination scenario, the contaminants would not be transferred to the food chain.

Keywords: Natural radionuclides, NORM, TENORM, Gamma Spectrometry

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
2.1. Séries radioativas.....	17
2.2. Materiais radioativos naturalmente ocorrentes - NORM	21
2.3. TENORM	22
2.4. Ipomea batatas: aspectos fisiológicos e químicos	23
2.5. Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR.....	27
3. MATERIAL E MÉTODOS	31
3.1. Etapa 1 – Acumulação de radionuclídeos naturais em raízes de <i>I. batatas</i>	31
3.1.1. Coleta de solo enriquecido em radionuclídeos naturais	31
3.1.2. Obtenção das mudas.....	32
3.1.3. Montagem dos vasos.....	34
3.1.4. Plantio das mudas	36
3.1.5. Manutenções periódicas	36
3.1.6. Amostragem e preparação do material geológico.....	37
3.1.7. Amostragem e preparação do material biológico	37
3.2. Etapa 2 – Simulação de contaminação de solos com níveis crescentes de incrustações radioativas.....	39
3.2.1. Amostras de solos dopados.....	39
3.2.2. Montagem dos vasos.....	39
3.2.3. Distribuição do solo dopado nos vasos montados	39
3.2.4. Plantio das mudas e manutenção das plantas.....	40
3.2.5. Amostragem e preparação de amostras	40
3.3. Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR.....	41
3.3.1. Preparação de amostras para análise	41
3.3.2. Medição da radiação gama.....	41
3.3.3. Calibração em energia.....	43

3.3.4. Curvas de eficiência	43
3.3.5. Cálculos de concentração de atividade.....	45
3.3.6. Atividade Mínima Detectável (MDA)	46
3.3.7. Qualidade do procedimento analítico.....	46
3.4. Análise dos resultados.....	47
3.4.1. Etapa 1 – Fatores de transferência e ajuste de modelo	47
3.4.2. Etapa 2 – ANOVA e teste t	47
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
4.1. Qualidade do procedimento analítico	49
4.2. Etapa 1 – Acumulação de radionuclídeos naturais em raízes de <i>I. batatas</i> .50	
4.3. Etapa 2 – Simulação de contaminação de solos com níveis crescentes de incrustações radioativas	57
5. CONCLUSÕES	70
6. PERSPECTIVAS	72
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais radionuclídeos cosmogênicos e as típicas concentrações de atividade no ar.	18
Tabela 2 – Concentração de U-238 e sua equivalência em Bq kg ⁻¹ em rochas fosfáticas encontradas mundialmente.	22
Tabela 3 – Concentrações de materiais radioativos naturais na indústria de petróleo.	23
Tabela 4 - A composição média mineral da batata doce.	26
Tabela 5 - Características dos detectores utilizados para a análise radiométrica.	42
Tabela 6 - Concentrações médias obtidas, as respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% e valores de referência, assim como os valores de Número E _n para IAEA 312.	49
Tabela 7 - Concentrações médias obtidas, as respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% e valores de referência, assim como os valores de Número E _n para IAEA 314.	50
Tabela 8 - Concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 (Bq kg ⁻¹) para os solos dos vasos nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15 cm, média geral e o solo de Cueiras.	51
Tabela 9 – Média geral das concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 (Bq kg ⁻¹) para as raízes das plantas de I. batatas.	52
Tabela 10 – Resultados da ANOVA com os valores de probabilidade (p valor) para avaliação de mobilidade dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 em relação aos tratamentos (250, 500, 750 e 1000 Bq.kg ⁻¹) e profundidades (0-5, 5-10 e 10-15 cm).	59
Tabela 11 – Concentrações médias de atividade (aritmética e geométrica) em Bq kg ⁻¹ de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as doses na profundidade 0-5 cm.	63
Tabela 12 – Concentrações médias de atividade (aritmética e geométrica) em Bq kg ⁻¹ de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as doses na profundidade 5-10 cm.	64
Tabela 13 – Concentrações médias de atividade (aritmética e geométrica) em Bq kg ⁻¹ de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as doses na profundidade 10-15 cm.	65
Tabela 14 – Concentrações médias de atividade (aritmética e geométrica) em Bq kg ⁻¹ de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as raízes das plantas cultivadas nos solos contendo concentrações crescentes de incrustações.	68

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Séries radioativas do Urânio, Tório e Actínio.	19
Figura 2 – Dose anual recebida e seus respectivos percentuais de acordo com as fontes mais relevantes.	20
Figura 3 – Flores de batata-doce (A). Sistema radicular (B). Folhas cordiformes (C).	24
Figura 4 – Taxa de crescimento absoluto da planta de batata-doce. DAT = dias após transplante das mudas no campo.	25
Figura 5 – Concentração de atividade em tubérculos e raízes, batata-doce, inhame e macaxeira amostrados no Município de Abreu e Lima.	27
Figura 6 – Esquema de um sistema de Espectrometria Gama de Alta Resolução com detector HPGe.	28
Figura 7 - Localização do ponto de coleta localizado no Município de Abreu e Lima, Pernambuco. Detalhe da área de afloramento de fosforito.....	32
Figura 8 – Localização do sítio de cultivo orgânico no Bairro de Cueiras, Igarassu, Pernambuco.....	33
Figura 9 – Propagação de mudas de batata-doce: A) Plântulas em desenvolvimento; B) Mudas prontas para o plantio.	34
Figura 10 - Passo a passo da preparação dos vasos: A) Camada de brita; B) Feltro; C) Preenchimento com solo.	35
Figura 11 – Plantas em desenvolvimento na casa de vegetação.	36
Figura 12 – Casa de vegetação com sistema de irrigação automático do CRCN-NE.	37
Figura 13 – Remoção da parte aérea e amostragem das raízes de batata-doce após 5 meses de cultivo.	38
Figura 14 - Liquidificador industrial com hélices de titânio.....	38
Figura 15 - Amostras encapsuladas e seladas para a quantificação de radionuclídeos naturais por EGAR.	41
Figura 16 – Blindagens dos detectores de Germânio Hiperpuro (HPGe) da Canberra.	42
Figura 17 - Curva de eficiência utilizada na caracterização radiométrica dos solos.	44
Figura 18 - Curva de eficiência utilizada na caracterização radiométrica das raízes.	44

Figura 19 - Curva de eficiência utilizada na caracterização radiométrica das raízes.	53
Figura 20 – Ajuste aos modelos exponenciais de FT para K-40.....	54
Figura 21 – Ajuste aos modelos exponenciais de FT para Ra-226.....	55
Figura 22 – Ajuste aos modelos exponenciais de FT para Ra-228 e Th-228.	56
Figura 23 – Concentrações de atividade (Bq kg^{-1}) teóricas e quantificadas das terras dopadas com incrustações.....	57
Figura 24 – Histogramas dos resíduos da ANOVA para Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40.....	58
Figura 25 – Comparações múltiplas (estatística <i>LS Means</i>) para as médias de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm.	61
Figura 26 – Comparações múltiplas (estatística <i>LS Means</i>) para as médias de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm.	62
Figura 27 – Concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228 e Th-228 nos perfis de solo dos vasos para os tratamentos 750 e 1.000 Bq.kg^{-1}	66
Figura 28 – Concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228 e Th-228 nos perfis de solo dos vasos para os tratamentos 250 e 500 Bq.kg^{-1}	67

LISTA DE ABREVIATURAS

ANOVA	Análise de Variância
EGAR	Espectrometria Gama de Alta Resolução
FT	Fator de transferência
HPGe	Detector de germânio hiper puro
NORM	Material Radioativo de Ocorrência Natural
TENORM	Materiais Radioativos de Ocorrência Natural Tecnicamente Concentrados
UNSCEAR	<i>United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation</i>

1. INTRODUÇÃO

Todos os seres estão expostos à radiação ionizante natural, chamada de radiação de fundo ou de *background*. Devido à sua ampla distribuição em solos, oceanos, lagos, salinas e rochas (FILGUEIRAS, 2019; GARCÊZ, 2016), K-40 perfaz grande parte da exposição humana à radiação ionizante natural, enquanto Ra-226 e Ra-228 são os isótopos mais importantes do elemento químico Rádio (Ra) devido à longa meia-vida e à abundância de seus precursores, U-238 e Th-232 respectivamente, em solos brasileiros (NETO, 2017; OLIVEIRA, 2008).

Quando ocorre a elevação da exposição devido à presença de Materiais Radioativos de Ocorrência Naturais – NORM, normalmente são encontradas rochas contendo altas concentrações de urânio e tório, precursores das suas respectivas séries radioativas. Ainda, os níveis desses materiais podem sofrer alterações devido às atividades antropogênicas, resultando em um aumento na concentração de radionuclídeos naturais como Ra-226 e Ra-228 no material. Nesse caso, trata-se de Materiais Radioativos de Ocorrências Naturais Tecnicamente Enriquecidos – TENORM (NETO, 2017; SANTOS JÚNIOR, 2009; FILGUEIRAS, 2019). Ambos NORM e TENORM são problemáticos em termos de Proteção Radiológica, Radioecologia e Biodosimetria, contudo os TENORM são de difícil tratamento, cujas concentrações de atividade podem ser bastante altas (até 15 MBq kg⁻¹ em incrustações de petróleo).

A presença de NORM e TENORM no ambiente pode desencadear inúmeros processos de transferência entre o substrato e organismos vivos dada a solubilidade em meio aquoso que os radioisótopos apresentam, podendo ser incorporados ao organismo humano por vias como alimentação, ingestão de água ou inalação, resultando em danos à saúde (NETO, 2017; CARLOS, 2017; PAIVA, 2008; LOPES, 2018).

Ao longo dos anos, trabalhos científicos vêm quantificando níveis de concentrações de radionuclídeos em diferentes grupos alimentares em diversos países. No Brasil, destacam-se os estudos focados em carnes, legumes, frutas e cereais (LOPES, 2018). Tendo em vista que grande parte da alimentação humana se dá por tubérculos, as raízes das plantas cultivadas merecem atenção por serem os órgãos das espécies vegetais mais suscetíveis à acumulação de tais radionuclídeos

(NETO, 2017; PAIVA, 2008; LOPES, 2018). Dentre as culturas, a batata-doce *Ipomea batatas* (L.) LAM. e seus cultivares, Família Convolvulaceae, possuem grande potencial nutricional (TACO, 2011) e vasto consumo no país (VIZOTTO et al, 2017). Seus tubérculos são, ainda, de grande relevância em pesquisas envolvendo a quantificação de radionuclídeos em solo e vegetais, relacionando-se suas propriedades acumuladoras de radionuclídeos naturais como Ra-226 (AMARAL et al., 2005) e artificiais como Sr-90 (GREGER, 2004).

De acordo com os dados de literatura, em condições “normais” quanto aos teores de radionuclídeos no substrato, a batata-doce aparentemente não acumula radionuclídeos naturais como Ra-226 e Ra-228 (HERNÁNDEZ et al. 2004). Contudo, dados de locais com ocorrência uranífera apontam para a acumulação nos tubérculos (AMARAL et al., 2005). Mesmo assim, são poucos os trabalhos dedicados ao estudo desses radioisótopos, principalmente em nível de experimentação, envolvendo cultivares de localidades não expostas a NORM e TENORM e a estimativa de fatores de transferência para estudos de bioacumulação.

Dentre as técnicas analíticas nucleares, a quantificação dos radionuclídeos realizada por meio da Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR, é bastante difundida em estudos ambientais, tendo vantagens como relativa rapidez nas análises ao considerar a não necessidade de separação radioquímica (baixo consumo de reagentes) e a detecção simultânea de diversos radioisótopos como K-40 e radionuclídeos das Séries do U-238 e do Th-232 (NETO, 2017, FILGUEIRAS, 2019, GARCÊZ, 2016). Como desvantagens, podem ser citados a necessidade de determinação semi-empírica da curva de eficiência e de grande quantidade de amostras para a análise radiométrica de material biológico e a dependência da matriz a ser analisada (PAIVA, 2018). O alto custo de manutenção do sistema de espectrometria gama e, conseqüentemente, das análises merece também ser mencionado.

Ainda assim, vale ressaltar o pioneirismo desse trabalho ao estudar a acumulação e mobilidade de radionuclídeos naturais em condições controladas de cultivo de batata-doce. Desse modo, este trabalho busca determinar os fatores de transferência solo-raiz de *I. batatas* crescendo em solo enriquecido em radionuclídeos naturais da Região Metropolitana do Recife, assim como avaliar a mobilidade de radionuclídeos naturais em solos contaminados com TENORM, simulando, assim,

contaminação radioativa indesejável em solos sob cultivos de plantas potencialmente acumuladoras.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo, os principais fundamentos envolvidos no desenvolvimento do trabalho científico foram compilados e discutidos pertinentemente sobre a presença de radionuclídeos no ambiente, NORM, TENORM, características e aspectos fisiológicos de *Ipomea batatas* (L.) LAM. e a Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR.

2.1. Séries radioativas

Pouco antes do final do século XIX ninguém suspeitava que a matéria poderia emitir radiação, a menos que fosse aquecida ou submetida à alta tensão. Até que em 1896, Henri Becquerel constatou que sais de urânio possuíam essa capacidade sem necessidade de excitação, por meio da revelação de placas fotográficas em ambiente obscuro. Logo, percebeu que o fenômeno observado não se tratava de fluorescência, e que a radiação observada era originada do próprio urânio. Em 1898, a polonesa Marie Curie notou que à medida que átomos de urânio emitiam radiação, formava outro elemento químico, Rádio, nomeando este fenômeno como Radioatividade.

Todos os seres estão expostos à radiação ionizante natural, denominada radiação de fundo ou *background*, que podem ter origem cósmica ou terrestre. Os radionuclídeos cosmogênicos são formados a partir do bombardeio da radiação cósmica na atmosfera superior, ocorrendo reações de espalação¹ com alta energia (em torno de 50 MeV). Estes radionuclídeos são tipicamente elementos químicos leves, de baixo número atômico e com meia-vida variando de minutos a 2,5 milhões de anos (Tabela 1). A presença destes radionuclídeos varia consideravelmente com a altitude e latitude, sendo significativamente maior em altitudes elevadas (KATHREN, 2008).

¹ É um processo no qual um núcleo leve, com energia cinética entre MeV e GeV, interage com um núcleo pesado e causa a emissão de um grande número de partículas (principalmente nêutrons) (KRÁSA, 2010).

Tabela 1 - Principais radionuclídeos cosmogênicos e as típicas concentrações de atividade no ar.

<i>Nuclídeo</i>	Meia-vida	Concentração no ar (Bq/m ³)
H-3	12,26 a	0,167
Be-7	53 d	0,017
Be-10	2,5x10 ⁶ a	10 ⁻⁷
C-14	5.760 a	0,067
Na-22	2,6 a	1,7x10 ⁻⁶
Al-26	740.000 a	-
Si-32	280 a	3,3x10 ⁻⁸
P-32	14,3 d	0,00033
P-33	24,4 d	0,00025
S-35	87,9 d	0,00025
Cl-36	380.000 a	5x10 ⁻¹⁰
Ar-39	270 a	-
Kr-81	210 a	-

a = ano; d = dias

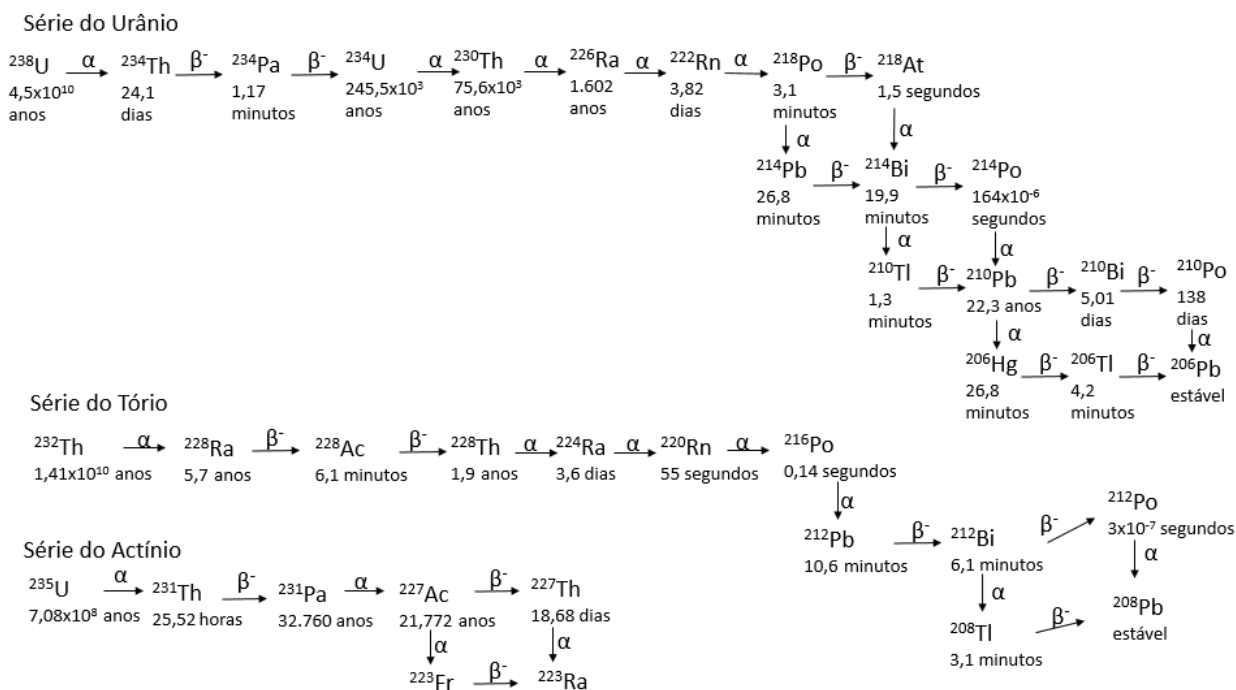
Fonte: Adaptado de KATHREN (1998).

O C-14 é o radionuclídeo cosmogênico mais importante do ponto de vista bioambiental por estar inserido no ciclo do carbono, no qual o nuclídeo C-14 é oxidado em CO₂ e absorvido pelas plantas durante a fotossíntese, que por sua vez são ingeridas pelos animais. Quando o vegetal ou animal morre, cessa a absorção de CO₂ com C-14, e começa o decaimento beta do carbono-14 (KATHREN, 2008; UNSCEAR, 2000). Nesse decaimento, após 5.730 anos, a radioatividade cairá para a metade. Desse modo, é possível fazer a datação de fósseis medindo a radioatividade residual e, assim, calcular a sua idade (FRANCISCO et al., 2011).

Os radionuclídeos considerados primordiais estão presentes na crosta terrestre e possuem meias-vidas equivalentes à idade da Terra como K-40, Rb-87 e os precursores das séries do urânio, iniciada com U-238 (abundância natural: 99,27%), do tório, iniciada com Th-232 (abundância natural: 100%), e do actínio, iniciada com

U-235 (abundância natural: 0,7%). Dentre as séries radioativas (Figura 1), a do U-235 é a de menor contribuição na radioatividade natural devido à baixa porcentagem desse isótopo na natureza, e, portanto, não é considerada para determinação de parâmetros radiométricos (CARDOSO, 2012).

Figura 1 - Séries radioativas do Urânio, Tório e Actínio.



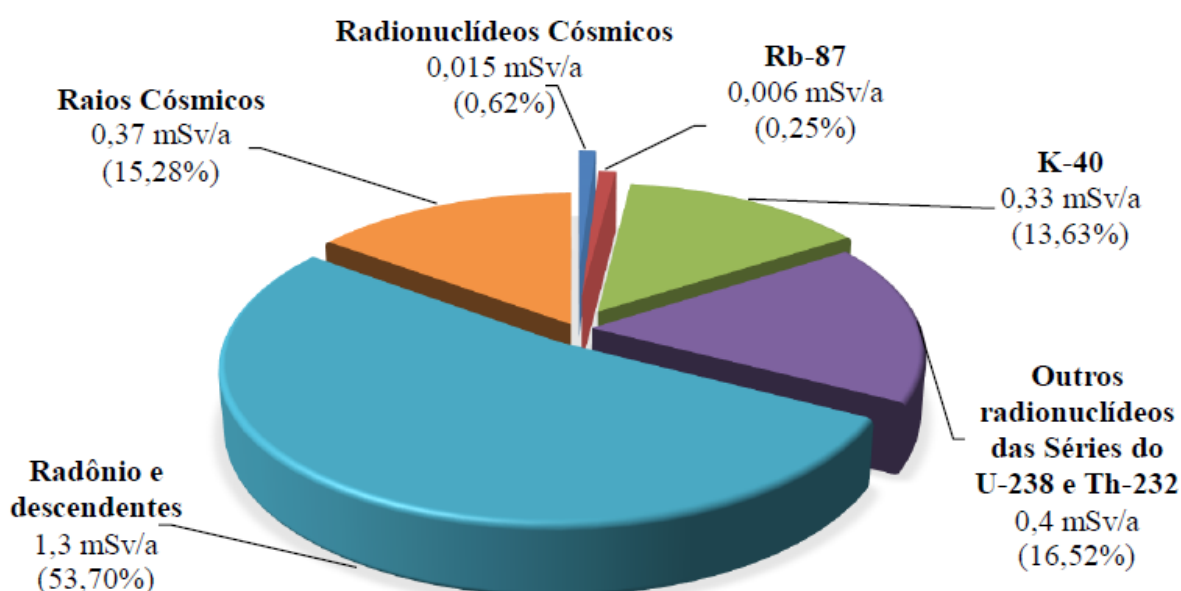
Fonte: Modificado de Cardoso (2012).

K-40 está presente essencialmente em todas as amostras ambientais, decai para Ca-40 89% das vezes, emitindo uma partícula beta de 1,314 MeV durante o processo. Desconsiderando uma pequena fração dos decaimentos por captura de elétrons, os 11% restantes decaem por emissão de pósitrons, emitindo um fóton característico de energia 1.460 MeV, muito útil para identificação e quantificação de K-40 por EGAR. Rb-87 sofre decaimento por emissão de partícula beta ($E = 0,274$ MeV) para o nuclídeo estável Sr-87, o qual pode depositar-se nos ossos devido às semelhanças químicas com o cálcio (KATHREN, 1998).

Na série do urânio, destaca-se Ra-226 (meia-vida de 1.600 anos) que, por emissão alfa, forma Rn-222, um gás inerte natural que tem a propriedade de se acumular em ambientes fechados, como residências e minas por exemplo. A Figura 2

apresenta a dose anual recebida pelos seres vivos por fonte natural, em que 16% correspondem a radiação cósmica e, aproximadamente, 84% advém da radiação terrestre, na qual cerca de 53% é emitida pelo Rn-222 e seus filhos não gasosos Po-214 e Po-218 (UNSCEAR, 2000).

Figura 2 – Dose anual recebida e seus respectivos percentuais de acordo com as fontes mais relevantes.



Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2000).

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2000), os isótopos de Ra, principalmente Ra-226 e Ra-228, são classificados como agentes carcinogênicos devido à sua radiotoxicidade. Pesquisas sobre a radiotoxicidade de Ra-226 são de grande interesse, não só pela importância radioepidemiológica, mas também por sua grande biodisponibilidade no ambiente (MILLS, 1994). A radiotoxicidade do Ra-226 resulta da (a) fixação desse radionuclídeo nos ossos, devido à similaridade química e fisiológica ao cálcio, (b) da meia vida física e biológica longas e (c) da emissão de partícula alfa devido ao seu decaimento (IYENGAR, 1990). As emissões alfa podem ser acompanhadas por radiação gama, tanto para o radioisótopo Ra-226 como para o Ra-228, a qual pode causar danos a nível celular, conduzindo a uma maior incidência de câncer (SPENCER).

A complexidade desse tópico estende-se, ainda mais, pelo fato de ocorrerem materiais geológicos com alto teor de radionuclídeos naturais, aumentando localmente à exposição dos seres vivos à radiação ionizante.

2.2. Materiais radioativos naturalmente ocorrentes - NORM

A concentração de atividade dos radionuclídeos presentes no solo depende do tipo de rocha que o originou. As rochas ígneas, como granito por exemplo, apresentam maior radioatividade do que com rochas sedimentares, exceto alguns xistos e rochas fosfáticas. De modo geral, os valores médios encontrados nos solos são 33 Bq kg^{-1} , 32 Bq kg^{-1} e 45 Bq kg^{-1} para U-238, Ra-226 e Th-232, respectivamente (UNSCEAR, 2008). No entanto, alguns lugares do mundo possuem elevado nível de tório em solos com depósito de areia monazítica, como Guarapari no Espírito Santo, Poços de Caldas em Minas Gérias, Yangjiang na China, os estados de Kerala e Madras na Índia e o Delta do rio Nilo no Egito, e com rochas graníticas como na porção central da França e no Irã (UNSCEAR, 2000).

Ademais, já foi relatada alta radioatividade em áreas de mineração de urânio como o norte de Saskatchewan no Canadá, o Planalto do Colorado e a região central da Flórida, na qual é extraído minérios de fósforo. O teor de urânio presente em rochas fosfáticas usadas na produção de fertilizantes varia de 50 a 2.400 Bq kg^{-1} (4 a 190 mg kg^{-1}) (UNSCEAR, 2016). De acordo com Amaral (1994), a concentração de U-238 na região de fosforito uranífero em Pernambuco varia em média de 150 a 300 mg kg^{-1} . A Tabela 2 apresenta os valores de concentração de U-238 presentes em rochas fosfáticas em diferentes lugares do mundo.

Ra-226 ocorre como constituinte traço nos minerais de rochas graníticas, metamórficas e depósitos sedimentares em mineralizações fosfáticas. Admite-se que os radionuclídeos naturais da série do urânio e do tório estão em equilíbrio secular se a rocha permanece intacta, como um sistema fechado. Entretanto, devido ao intemperismo, o rádio pode ser adsorvido no solo por meio da interação com hidróxidos de ferro e argila (BENES, et al. 1984; BENES, et al. 1985), e seguir para a cadeia alimentar, tornando-se disponível para plantas e, assim, alcançando o homem pela ingestão de alimentos com potencial de acumulação desse radionuclídeo.

Tabela 2 – Concentração de U-238 e sua equivalência em Bq kg⁻¹ em rochas fosfáticas encontradas mundialmente.

Procedência	Concentração (mg kg⁻¹)	Concentração de atividade (Bq kg⁻¹)
EUA(Flórida)	100 - 150	1235 - 1852
EUA (Carolina)	80 - 120	988 - 1481
Marrocos	100 - 160	1235 - 1975
Tunísia	30 - 50	370 - 617
Argélia	100 - 120	1235 - 1481
Israel	80 - 140	988 - 1728
Jordânia	80 - 110	988 - 1358
Togo	100 - 110	1235 - 1358
Senegal	100 - 120	1235 - 1481
Curaçao	20	247
Kola (Rússia)*	20	247
Brasil (Pernambuco)	150 - 300	1852 - 3704

Fonte: Adaptado de Cioroianu (1998) apud Silva Neto (2019).

Por outro lado, processos tecnológicos podem alterar a composição de radionuclídeos em NORM ou, até mesmo, enriquecê-los e modificá-los quimica e fisicamente.

2.3. TENORM

Atividades antrópicas podem ocasionar a acumulação de radionuclídeos naturalmente presentes em rochas, solos, água e minerais, formando materiais radioativos de ocorrência natural enriquecidos tecnologicamente, conhecidos como TENORM. Dessa forma, o nível de exposição à radiação aumentada devido ao

TENORM pode ser perigoso, em comparação à exposição de NORM (OJOVAN; LEE, 2005, LANDA, 2007).

A formação de TENORM pode ocorrer decorrentes de indústrias que usam água em seus processos, como indústria de produção de energia (incrustações e borras geradas na produção de petróleo) e de mineração (GAZINEU, 2005; KLEINSCHMIDT; AKBER, 2007). Poggi (2015) constatou que incrustações formadas em caldeiras industriais no estado de Pernambuco possuem em média o valor de índice gama igual a 8 Bq kg^{-1} , cujo valor limite estabelecido é 1 Bq kg^{-1} pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP, 1993), e, portanto, 8 vezes maior do que o valor de referência, indicando a necessidade dos órgãos competentes em fiscalizar o armazenamento e o descarte dos resíduos de incrustações quanto à radioproteção.

Os resíduos TENORM produzidos nas indústrias de gás e óleo possuem concentrações de radionuclídeos em níveis alarmantes como mostra a Tabela 3. É possível visualizar que Ra-226 é o isótopo mais concentrado, especialmente nas incrustações. Certamente, incrustações são consideradas um dos mais perigosos resíduos da indústria do petróleo (ALI et al., 2019).

Tabela 3 – Concentrações de materiais radioativos naturais na indústria de petróleo.

Isótopo radiativo	Incrustações (Bq kg^{-1})	Lodo (Bq kg^{-1})	Água produzida (Bq L^{-1})	Óleo cru (Bq kg^{-1})	Gás natural (Bq m^{-3})
<i>U-238</i>	1–500	5–10	0,0003–0,1	0,0001–10	—
<i>Th-232</i>	1–2	2–10	0,0003–0,001	0,3–2	—
<i>Ra-226</i>	100–15.000.000	5–800.000	0,002–1.200	0,1–40	—
<i>Ra-228</i>	50–2.800.000	500–50.000	0,3–180	3–17	—
<i>Rn-222</i>	—	—	—	3–17	5–200.000

Fonte: Ali et al. (2019).

Dada a problemática das incrustações, tratamento desses resíduos deve ser considerado prioritário, assim como ensaios sobre possíveis contaminações radioativas e seus efeitos em plantas reconhecidamente acumuladoras de Ra-226 como é o caso de *I. batatas*.

2.4. Ipomea batatas: aspectos fisiológicos e químicos

A espécie *Ipomoea batatas* pertence à família Convolvulaceae e é popularmente conhecida como “camote” no México, Chile, América Central e Filipinas, “boniato” na Espanha e Uruguai, “kumara” na Polinésia e outros países da Oceania e “batata-doce” no Brasil (LEBOT, 2009). A batata doce originou-se no continente americano (LEBOT, 2009), mas a origem botânica, o período e a localização geográfica de sua domesticação permanecem desconhecidos (ROULLIER et al., 2013b). É a sétima cultura mais importante em todo o mundo, depois do trigo, arroz, milho, batata, cevada e mandioca, sendo cultivada em 111 países. Aproximadamente 80% são produzidos na Ásia, 14% na África e 4% no restante do mundo. A China é a maior produtora de batata-doce, enquanto o Brasil ocupa a 16ª posição, sendo o principal produtor da América do Sul (FAO, 2017).

As plantas possuem flores brancas e púrpuras simpétalas (Figura 3A) e possuem um grande sistema de raízes para estocagem e nutrição. As folhas podem ser cordiformes ou com lóbulos palmados, longas e cônicas (Figura 3B). As raízes da batata-doce possuem casca suave e podem ser amareladas, alaranjadas, avermelhadas, amarronzadas ou púrpuras dependendo do cultivar (Figura 3C). O sistema radicular desenvolve-se horizontalmente e obliquamente no solo, densamente ocupando o volume do solo em profundidades de até 57 cm e perfazendo 92% das raízes nessa profundidade (RAVI; SARAVANAN, 2012).

As raízes, folhas e caules de batatas-doces são comestíveis e nutritivos e desempenham papel vital para a garantia de alimentos em muitos países desenvolvidos (MU; SINGH, 2019). O desenvolvimento e produção das plantas são determinadas por várias características morfofisiológicas resultantes das interações planta e ambiente (FERREIRA et al., 2019). A Figura 4 mostra o crescimento absoluto de planta de batata-doce conforme os dias após transplante das mudas no campo – DAT. A maior parte dos cultivares atingem a produção máxima de tubérculos em 12-22 semanas após plantio (RAVI; SARAVANAN, 2012).

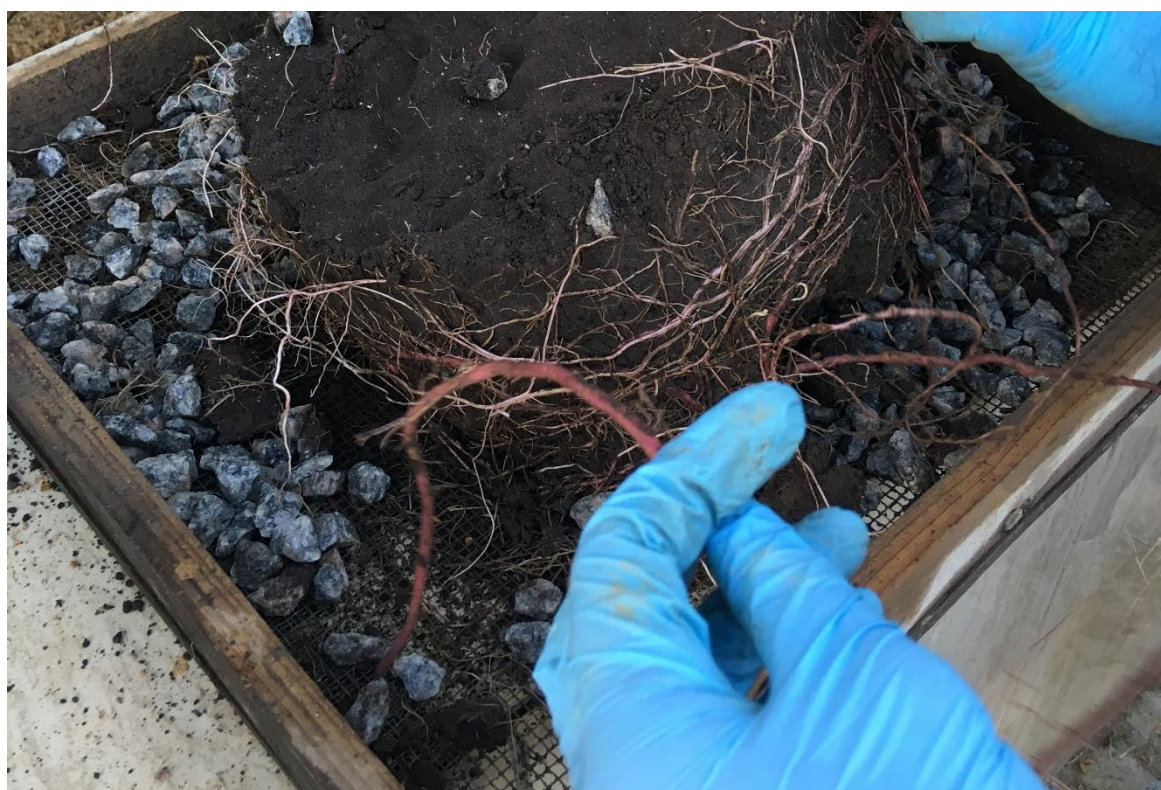
Figura 3 – Flores de batata-doce (A). Sistema radicular (B). Folhas cordiformes (C).



A



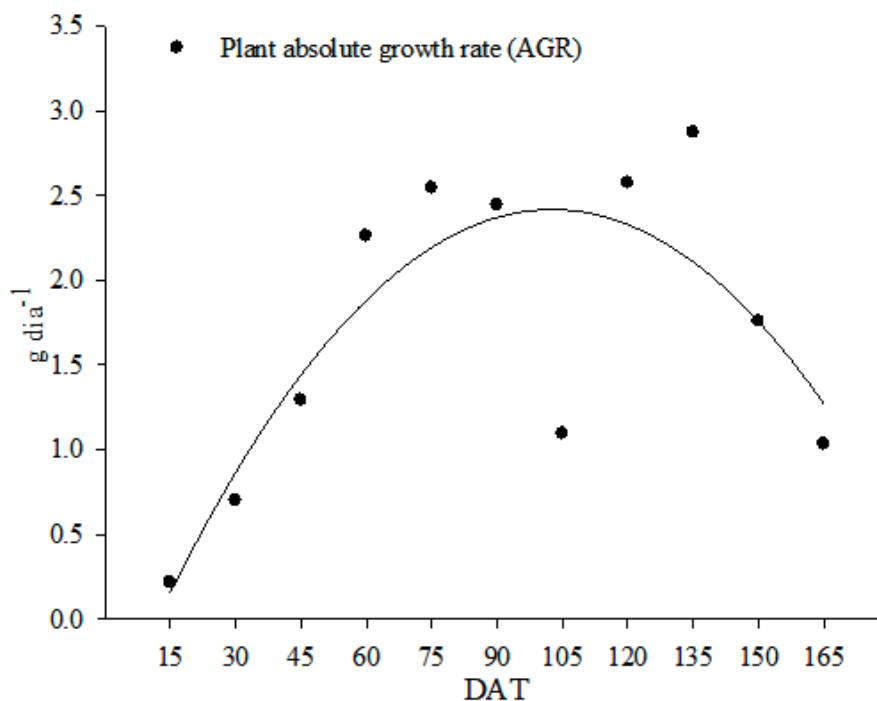
B



C

Fonte: A autora.

Figura 4 – Taxa de crescimento absoluto da planta de batata-doce. DAT = dias após transplante das mudas no campo.



Fonte: Ferreira et al. (2019).

A batata doce apresenta cerca de 30% de matéria seca, em que 85%, em média, são carboidratos, cujo componente principal é o amido. Comparada com tubérculos, possui maior teor de matéria seca, carboidratos, lipídios, cálcio e fibras e proteína (EMBRAPA, 2018). A composição média mineral da batata doce consumida no Brasil pode ser encontrada na Tabela Brasileira de Composição de Alimentos (TACO, 2011), descrita na Tabela 3 para alguns nutrientes minerais.

Tabela 4 - A composição média mineral da batata doce.

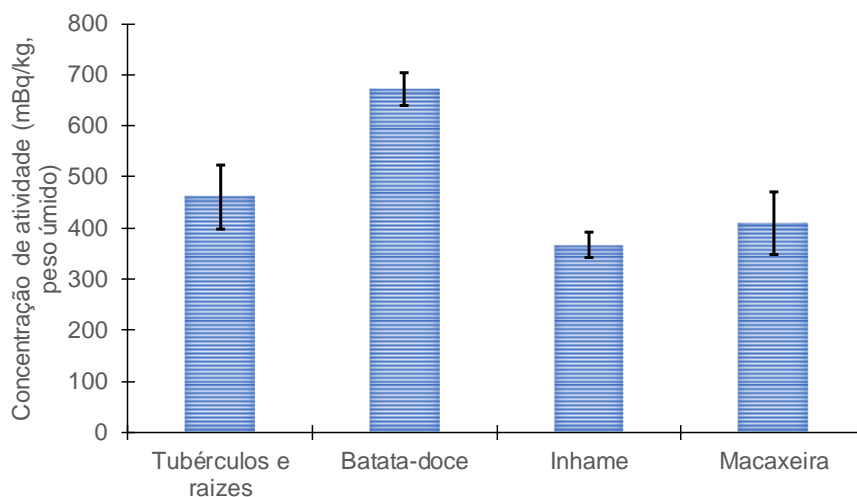
	K	Fe	Mg	P	Zn	Ca	Cu
Concentração (mg kg⁻¹)	34.000	40	1.700	3.600	20	2.100	11

Fonte: Adaptado de TACO (2011).

A absorção de cálcio pode levar a acumulação de elementos químicos associados como Sr e Ba, ou, até mesmo Ra (FRANÇA et al., 2010). Em condições normais de cultivo em solos contendo teores “normais”, batatas-doces não acumulam radionuclídeos naturais conforme mostra o trabalho de Hernández et al. (2004). Todavia, Amaral et al. (2005) avaliaram diversos tubérculos e raízes produzidos no Município de Abreu e Lima, possivelmente cultivados na região de ocorrência do

fosforito uranífero. Os resultados obtidos indicaram a acumulação de Ra-226 nas batatas-doces (n = 6) em detrimento aos inhames e macaxeiras analisados (Figura 5), sendo que os solos apresentaram concentrações de Ra-226 de 14 a 240 Bq kg⁻¹.

Figura 5 – Concentração de atividade em tubérculos e raízes, batata-doce, inhame e macaxeira amostrados no Município de Abreu e Lima.



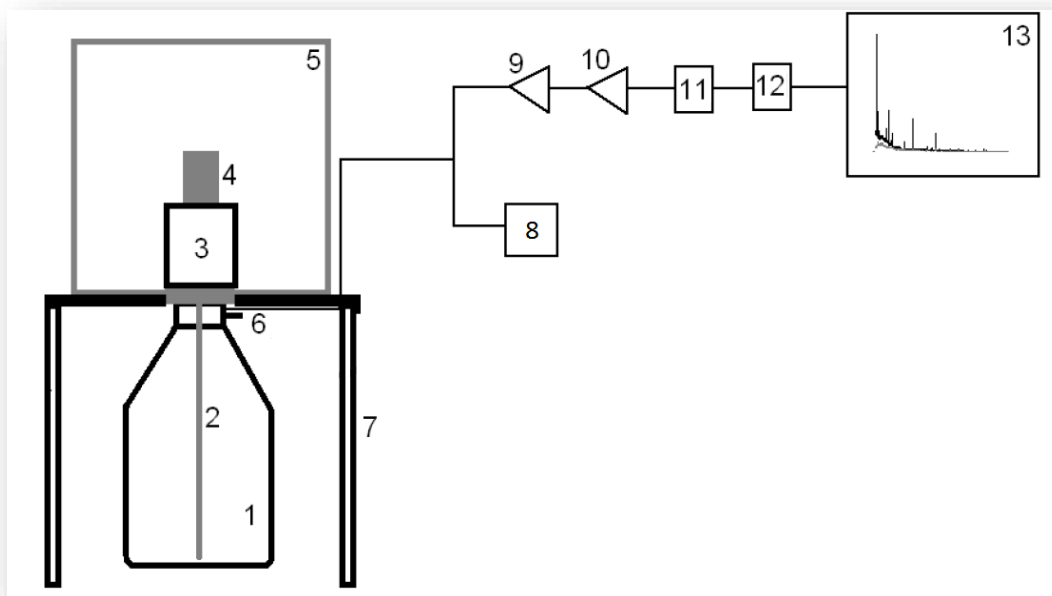
Fonte: Modificado de Amaral et al. (2005).

Ainda, a resposta fisiológica da batata-doce em substratos enriquecidos com isótopos de Ra ainda é desconhecida. Além disso, a comparabilidade dos resultados obtidos é favorecida pelo emprego de técnicas analíticas nucleares de alto nível metrológico e sensíveis o suficiente para a quantificação de radionuclídeos naturais em matrizes com baixa concentração de atividade.

2.5. Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR

Um sistema de Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR baseia-se na interação da radiação gama emitida pela fonte com o detector de cintilação, o qual converte a radiação de alta energia em fótons de luz (elétrons), cuja energia cinética é proporcional à intensidade da radiação incidente. Os elétrons são amplificados, transformados em sinais elétricos, digitalizados, filtrados e interpretados por um sistema computadorizado, gerando por fim, um espectro de energia. A Figura 6 apresenta um esquema com os principais componentes do sistema de EGAR.

Figura 6 – Esquema de um sistema de Espectrometria Gama de Alta Resolução com detector HPGe.



1- Recipiente nitrogênio líquido; 2- Haste para resfriamento do HPGe (dedo frio); 3- Detector HPGe; 4- Amostra em recipiente de polietileno; 5- Blindagem de Pb; 6- Entrada para abastecimento de $N_{2(l)}$; 7- Suporte para blindagem; 8- Alta tensão do pré-amplificador; 9- Pré-amplificador; 10- Amplificador; 11- Controlador analógico digital; 12- Analisador multicanal; 13- Sistema computacional.

Fonte: Adaptado de Santos Júnior (2009).

EGAR é amplamente empregada em análises ambientais para identificação e quantificação de radionuclídeos naturais devido à obtenção de muitas informações em uma única análise, ser multielementar, não destrutiva e não necessitar de tratamento químico da amostra para análise (KNOLL, 2010). Entretanto, o uso de EGAR em amostras ambientais apresenta problemas de sensibilidade quando aplicada na análise de radionuclídeo em amostras com baixas concentrações, ou para as quais se dispõe de massa limitada (VASCONCELOS, 2010).

Além disso, outro problema da EGAR para análise de baixas energias, geralmente abaixo de 100 keV, é a ocorrência de interferências da radiação de fundo, autoabsorção gama e efeitos secundários (AMARAL, 1987). Para evitar estas interferências, deve-se priorizar, sempre que possível, as análises dos fotopicos com

energia localizada entre 120 e 1.500 keV, pois são as mais adequadas para análise com espectrometria gama (MACIEL, 2017)

Nesta técnica, o tipo de geometria (porta-amostra) e a quantidade de massa influenciam na eficiência de detecção. Portanto, quanto maior a superfície de contato da amostra com o detector e a quantidade de massa da amostra, maior será a possibilidade de interação entre os raios gama e o detector, melhorando a eficiência da detecção (MARISCO, 2005).

Os detectores mais utilizados para análises ambientais são os de iodeto de sódio dopado com tálio - NaI(Tl) - e de germânio hiperpuro - HPGe. O detector de NaI(Tl) possui alta eficiência de detecção em baixas energias, opera em temperatura ambiente e é mais barato. Entretanto, apresenta como desvantagens a baixa resolução de energia, é quebradiço e sensível a variações de temperatura. Por essa razão, o detector HPGe é mais utilizado, pois fornece resolução de área de pico mais precisa e menor limite de detecção. Em contrapartida, precisa funcionar em resfriamento com nitrogênio líquido (-196 °C) para garantir a existência da região de semi-condução (GILMORE, 2008).

A radiação gama emitida pela fonte pode interagir com o detector pode ocorrer por três fenômenos: efeito fotoelétrico, efeito Compton e produção de pares. Quando fótons interagem com o material dentro do detector, partículas carregadas são produzidas e depois removidas pelo campo elétrico produzido pelos eletrodos *p* e *n*. Estas partículas carregadas com energia dos fótons de entrada do detector são, por fim, convertidas em pulsos de tensão por um amplificador (CANBERRA, 2009).

A calibração em energia é feita por meio da associação entre as energias dos radionuclídeos com o seu respectivo canal no analisador multicanal. Após a calibração de energia, é possível determinar o radionuclídeo baseado na associação entre o canal do pico e a energia correspondente (PAIVA, 2018).

A eficiência de uma análise por EGAR é a razão entre o número de contagens registrados, correspondentes ao número de fótons absorvidos, e o número de fótons incidentes no detector (CID, 2011), ou seja, quanto maior o número de interações, maior é a eficiência de um pico de energia. Devido a possíveis atenuações da radiação gama, o tipo de geometria e a densidade da amostra influenciam na detecção, é recomendável a elaboração de uma curva de eficiência para correção da medida.

3. MATERIAL E MÉTODOS

De acordo com os objetivos delineados, o presente trabalho avaliou o nível de acumulação de radionuclídeos naturais em raízes de *I. batatas* cultivados em solos enriquecidos em radioisótopos da Série do Urânio-238 (Etapa 1), avaliando-se a possível transferência de radionuclídeos para as raízes das plantas. Também realizou o ensaio de simulação de contaminação do solo com incrustações radioativas de petróleo (Etapa 2), que envolveu a dopagem de solos, simulando diversos níveis de contaminação (0, 250, 500, 750 e 1000 Bq kg⁻¹) em condições de cultivo de *Ipomea batatas*.

3.1. Etapa 1 – Acumulação de radionuclídeos naturais em raízes de *I. batatas*

Para a realização desse ensaio, foram realizados a amostragem de solo enriquecido em radionuclídeos naturais, a montagem das unidades experimentais (vasos), a obtenção e seleção de mudas, o plantio e a manutenção até seu desenvolvimento e início da floração.

3.1.1. Coleta de solo enriquecido em radionuclídeos naturais

Foram coletados aproximadamente 400 kg de solo na área de afloramento do fosforito uranífero (Figura 7) localizada nas proximidades do Bairro do Fosfato no Município de Abreu e Lima, Estado de Pernambuco, Brasil. O fosforito encontrado na Bacia Sedimentar da Paraíba é referente a um conjunto de depósitos com características gerais similares, que embora apresentem certa independência entre si, são recorrências de um mesmo horizonte (SOUZA, 2006; SILVA NETO, 2019). A espessura da camada de fosforito uranífero pode variar desde alguns centímetros até um máximo de 4,7 m, porém apresenta em média valores em torno de 1,3 m (SOUZA, 2006). Nessa região, os solos são naturalmente enriquecidos em radionuclídeos naturais da Série do U-238 conforme documentado por Amaral et al. (2005) e possuem coloração amarelada. Para a localização dos solos, foi utilizado equipamento de cintilação sólida portátil, em que contagens por segundo na ordem de 250 foram indicadoras da presença de NORM.

Figura 7 - Localização do ponto de coleta localizado no Município de Abreu e Lima, Pernambuco. Detalhe da área de afloramento de fosforito.

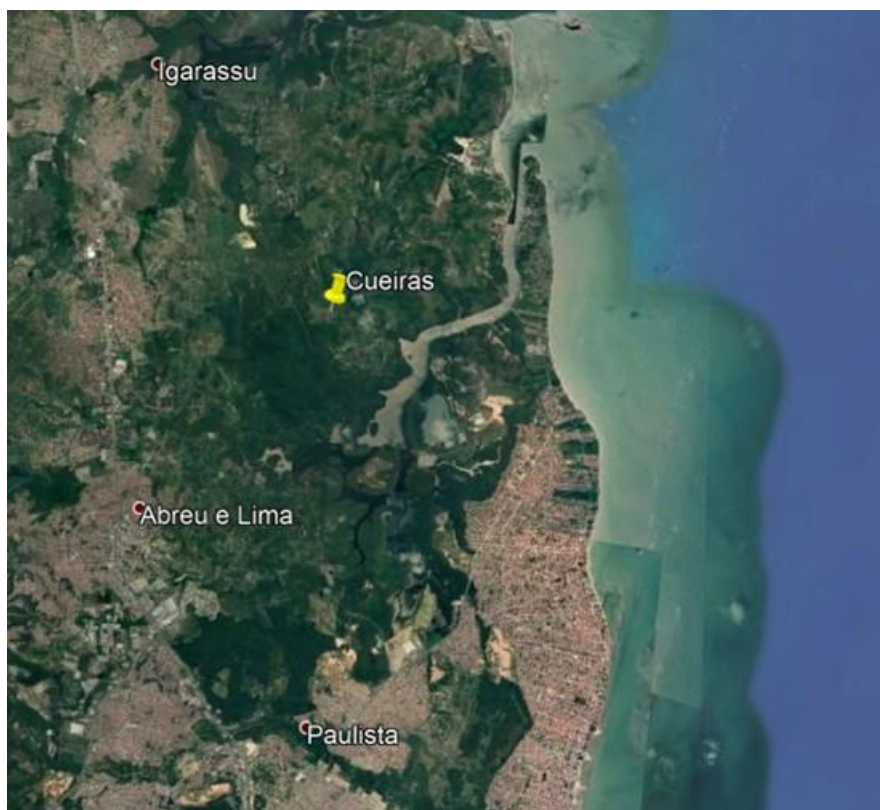


Fonte: Silva Neto (2019).

3.1.2. Obtenção das mudas

Os tubérculos (massa de 9 kg) de batata-doce foram adquiridos de um sítio de cultivo orgânico no Bairro de Cueiras, no Município de Igarassu, Estado de Pernambuco (Figura 8). A escolha desse fornecedor foi baseada no fato desse bairro estar localizado próximo à região de Abreu e Lima, porém afastada de afloramentos do fosforito uranífero (SOUZA, 2006). A fim de atestar a baixa concentração de atividade de radionuclídeos naturais, foi coletada amostra de solo na profundidade de 0-20 cm para posterior análise por Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR (Seção 3.1.6 para a preparação da amostra e Seção 3.3 para a análise radiométrica).

Figura 8 – Localização do sítio de cultivo orgânico no Bairro de Cueiras, Igarassu, Pernambuco.



Fonte: Modificado de Google Earth (2019).

No laboratório do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – CRCN-NE, as extremidades dos tubérculos foram colocadas em um recipiente com água, com o cuidado de não cobrir toda a porção para não putreficar (Figura 9A). Após um período de 2 semanas, 75 mudas (altura média de 15 cm) estavam prontas para o plantio (Figura 9B). As mudas foram direcionadas tanto para esse ensaio quanto para o ensaio da Etapa 2, referente à simulação de contaminação de solos com resíduos radioativos.

Figura 9 – Propagação de mudas de batata-doce: A) Plântulas em desenvolvimento;
B) Mudas prontas para o plantio.



Fonte: A autora.

3.1.3. Montagem dos vasos

A montagem dos vasos consistiu na perfuração com auxílio de broca no fundo dos recipientes, seguido pela descontaminação dos recipientes com detergente científico (solução de Extran 5%) e água destilada. Uma camada de brita lavada com 5 cm de altura (Figura 10A) coberta por tecido de feltro (Figura 10B) foi posicionada no fundo do recipiente para facilitar a drenagem. Finalmente, os solos da Seção 3.1.1 foram cuidadosamente transferidos para os vasos numerados – 4, 5, 6, 19, 20, 21, 22, 23, 24 e 25 (Figura 10C). Após 2 dias da disposição dos solos, foi efetuada calagem com cerca de 5 g de calcário.

Figura 10 - Passo a passo da preparação dos vasos: A) Camada de brita; B) Feltro; C) Preenchimento com solo.



Fonte: A autora

3.1.4. Plantio das mudas

Antes dos transplantes, foi empregado adubo especial para plantio. Foram transplantadas três mudas por vaso a fim de garantir o desenvolvimento de, ao menos, uma planta. Após 1 mês, foi realizado o desbaste, restando apenas uma muda por vaso para evitar competição intra-indivíduos (Figura 11).

Figura 11 – Plantas em desenvolvimento na casa de vegetação.



Fonte: A autora

3.1.5. Manutenções periódicas

As condições ambientais da casa de vegetação (Figura 12) foram mantidas, periodicamente, a partir de sistema de irrigação automático e tela sombrite para a redução da incidência solar. Além disso, as plantas tiveram adubação química de manutenção (foliar e disposta nos vasos) a partir fertilizante foliar e de liberação lenta (Forth) seguindo as recomendações do fabricante.

Figura 12 – Casa de vegetação com sistema de irrigação automático do CRCN-NE.



Fonte: A autora

3.1.6. Amostragem e preparação do material geológico

As amostras de solo de cada vaso foram coletadas com auxílio de um amostrador com 40 mm de diâmetro nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm. As amostras foram coletadas de maneira independente para possibilitar a comparação por técnicas estatísticas entre os resultados de cada camada. Em seguida, as amostras, incluindo a amostra de solo do local de coleta dos turbéculos, foram secas em estufa de circulação forçada à 60 °C até peso constante, cominuídas manualmente por meio de almofariz e pistilo de porcelana até tamanho de partículas menor que 1 mm.

3.1.7. Amostragem e preparação do material biológico

Após 5 meses do plantio (EMBRAPA, 2008), as plantas foram removidas para a amostragem das raízes utilizando utensílios confeccionados em aço inoxidável (Figura 13). As raízes foram lavadas em água corrente, secas em estufa de circulação forçada à 60 C até peso constante (diferenças sucessivas menores que 1 g), trituradas utilizando um liquidificador industrial com hélices de titânio (Figura 14) até tamanho de partículas menor que 1 mm.

Figura 13 – Remoção da parte aérea e amostragem das raízes de batata-doce após 5 meses de cultivo.



Fonte: A autora.

Figura 14 - Liquidificador industrial com hélices de titânio.



Fonte: A autora.

3.2. Etapa 2 – Simulação de contaminação de solos com níveis crescentes de incrustações radioativas

Para a realização desse experimento, foi desenvolvido método de dopagem de solos utilizando resíduos radioativos da indústria do petróleo (incrustações), o plantio de mudas de *I. batatas* e a amostragem de perfis de solos e de raízes das plantas após 5 meses de cultivo.

3.2.1. Amostras de solos dopados

Cerca de 500 kg de terra vegetal foram adquiridos de um fornecedor do Município de Vitória de Santo Antão. As incrustações enriquecidas com Ra-226 e Ra-228 foram cedidas pelo CRCN-NE, cujas concentrações de atividade variaram, respectivamente, de 3 a 100 kBq kg⁻¹ e de 1,5 a 15 kBq kg⁻¹. A mistura dopada foi obtida a partir da homogeneização em uma betoneira contendo 7 kg de terra vegetal com as incrustações de diferentes concentrações de atividade, de modo que resultassem nas concentrações de atividade de Ra-226 teóricas de 250, 500, 750, e 1000 Bq kg⁻¹. Amostras de terra dopadas foram reservadas para posterior análise por EGAR a fim de atestar as concentrações de atividade resultantes.

3.2.2. Montagem dos vasos

A montagem dos vasos ocorreu simultaneamente àqueles da Seção 3.1.3. Contudo, foram preenchidos com terra vegetal disposta sobre a brita e o tecido tipo feltro até 7 cm de altura. Os vasos foram numerados – 1, 2, 3, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17 e 18. Após 2 dias da montagem dos vasos, também foi efetuada calagem com cerca de 5 g de calcário.

3.2.3. Distribuição do solo dopado nos vasos montados

Cada porção dopada (250, 500, 750 e 1000 Bq kg⁻¹) foi disposta em camadas de 1 cm de espessura a uma profundidade de 8 cm, pois é a região de maior contato com as raízes da planta. Uma nova camada de terra vegetal foi adicionada com

espessura de 6 cm à cada vaso. O experimento foi realizado em triplicata para avaliar a mobilidade dos radionuclídeos no solo sob influência do crescimento do vegetal. Nos vasos 1, 2 e 3, foram dispostos somente terra vegetal, sendo denominados como vasos controle.

3.2.4. Plantio das mudas e manutenção das plantas

As mudas foram transplantadas de acordo com a Seção 3.1.4. Também foi empregado adubo em plantio da marca Forth. Os vasos foram mantidos na mesma casa de vegetação dos demais vasos da Etapa 1 (Seção 3.1.5). Desse modo, houve manutenção das mesmas condições ambientais para ambos os experimentos.

3.2.5. Amostragem e preparação de amostras

As amostras de solo de cada vaso foram coletadas com auxílio de cano de PVC com 40 mm de diâmetro nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm. As amostras foram coletadas de maneira independente para possibilitar a comparação por técnicas estatísticas entre os resultados de cada camada. Em seguida, as amostras, incluindo as amostras de terra dopada com incrustações, foram secas em estufa de circulação forçada à 60 °C até peso constante, cominuídas manualmente por meio de almofariz e pistilo de porcelana até tamanho de partículas menor que 1 mm.

3.1.7. Amostragem e preparação do material biológico

Similarmente ao ensaio anterior, após 5 meses do plantio, as plantas foram removidas para a amostragem das raízes. As raízes foram lavadas em água corrente, secas em estufa de circulação forçada à 60 C até peso constante (diferenças sucessivas menores que 1 g), trituradas utilizando um liquidificador industrial com hélices de titânio até tamanho de partículas menor que 1 mm.

3.3. Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR

A técnica utilizada para a quantificação dos radionuclídeos naturais foi a Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR com detector de germânio hiperpuro, após o encapsulamento dos materiais e repouso por 21 dias para garantir o equilíbrio secular.

3.3.1. Preparação de amostras para análise

Porções analíticas de 20 g das amostras de material geológico (perfis de solos dos vasos, solos dopados e solo de Cueiras) e de 7 g das raízes de cada vaso foram acondicionadas em placas de petri de polietileno (diâmetro de 5 cm de diâmetro e 1 cm de altura). Os recipientes foram vedados com selante à base de silicone, impedindo o escape de gás Radônio. As amostras encapsuladas permaneceram por 21 dias sob condições controladas para garantir o equilíbrio secular entre os radionuclídeos-filhos e Rn-222 (Figura 15).

Figura 15 - Amostras encapsuladas e seladas para a quantificação de radionuclídeos naturais por EGAR.



Fonte: A autora.

3.3.2. Medição da radiação gama

A quantificação dos radionuclídeos foi realizada por meio de 3 sistemas de Espectrometria Gama de Alta Resolução (EGAR), todos com o detector de Germânio hiper puro (HPGe), da Canberra, modelos GC4019 (DET-01), GC3018 (DET-02) e

GC1019 (DET-03), apresentados na Figura 16. Foi utilizado o sistema de computador Genie 2000 para o cálculo das concentrações de atividade e incertezas. As características físicas dos detectores em relação à Eficiência Relativa (%), a Resolução (FWHM – 1,33 MeV), a Geometria, o Diâmetro ativo (mm) e a Espessura (mm) estão apresentadas na Tabela 5.

Figura 16 – Blindagens dos detectores de Germânio Hiperpuro (HPGe) da Canberra.



Fonte: A autora.

Tabela 5 - Características dos detectores utilizados para a análise radiométrica.

Detector	GC4019	GC3018	GC1019
Eficiência relativa (%)	40	30	10
Resolução (FWHM – 1.33 Mev)	1,9	1,8	1,9
Geometria	Coaxial	Coaxial	Coaxial
Diâmetro ativo (mm)	61	61,7	-
Espessura (mm)	62	42	-

Fonte: A autora.

Os tempos de contagem aplicados na análise foram de 80.000 segundos para os solos e 200.000 segundos para as raízes, tempos de detecção baseados na monitoração da área líquida e erro do ajuste do fotopico de menor intensidade (critério: área líquida 3 vezes superior ao erro do ajuste).

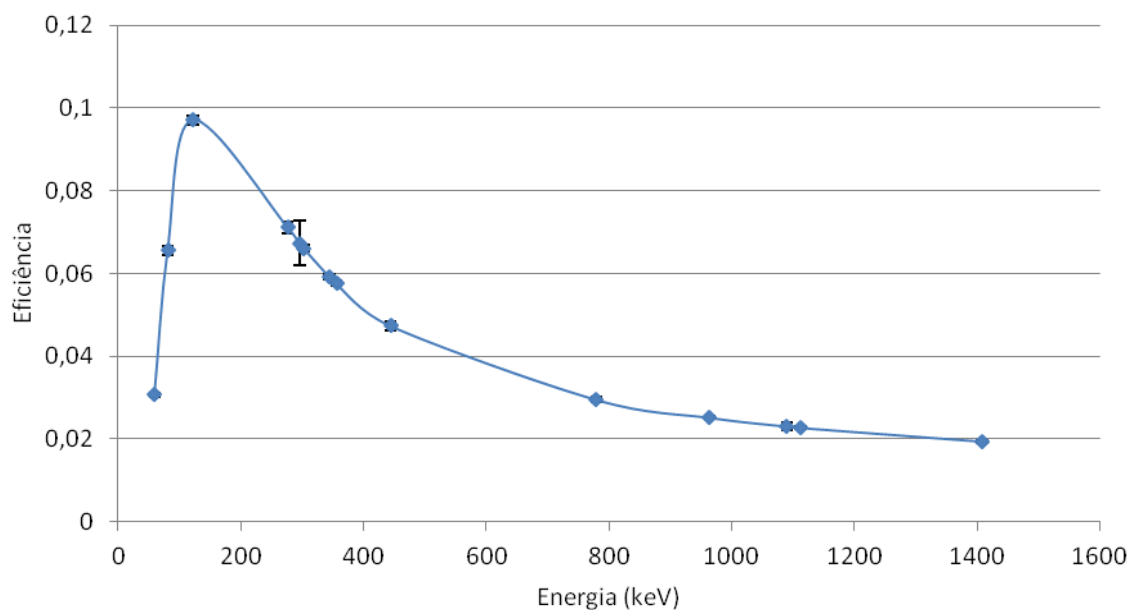
3.3.3. Calibração em energia

A calibração em energia dos espectrômetros gama foi realizada utilizando três fontes seladas de ^{60}Co , ^{152}Eu e ^{241}Am , todas certificadas pelo IRD/CNEN. Esses radionuclídeos foram utilizados por serem geradores de fotopico gama com probabilidade de emissão adequada (entre 30 e 99%) e de energias distribuídas pelo espectro. Para ^{60}Co , foram utilizadas as energias 1173 keV e 1332 keV, com probabilidades de emissão de 99,85% e 99,98% respectivamente. Para ^{152}Eu , foram utilizadas as energias 344 keV e 778 keV, com probabilidades de emissão de 26,59% e 12,93% respectivamente. Para ^{241}Am , foi utilizada a energia 59,54 keV com probabilidade de emissão de 35,9% (SILVA NETO, 2019).

3.3.4. Curvas de eficiência

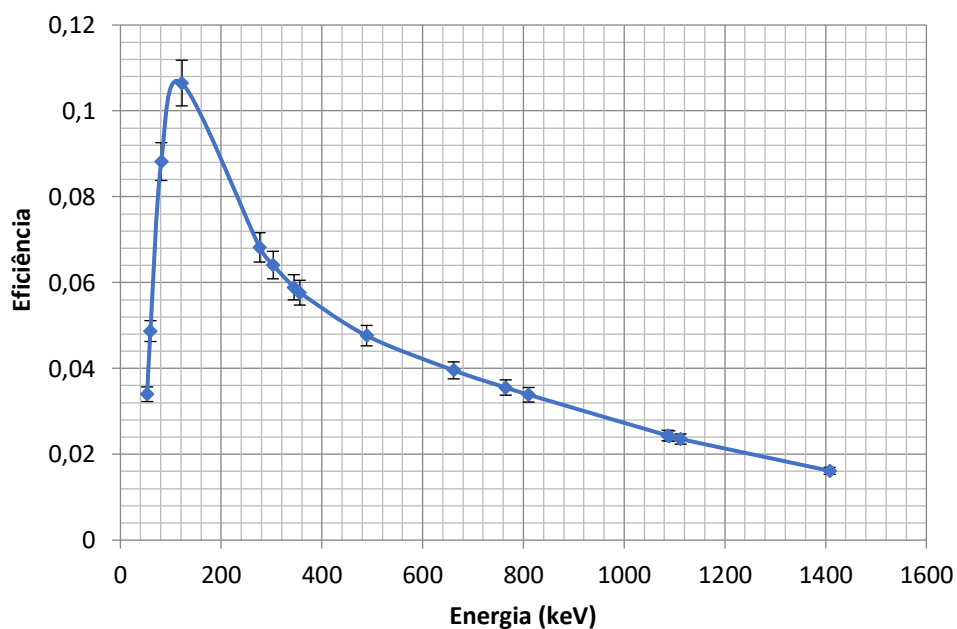
Curvas de eficiência empregadas nos cálculos das atividades foram construídas a partir da dopagem de padrão interno de material geológico (solos) e biológico (raízes) com os radionuclídeos ^{152}Eu (atividade total de 27,99 Bq), ^{133}Ba (25,70 Bq), ^{241}Am (30,18 Bq) e ^{137}Cs (27,76 Bq) conforme apresentado por Paiva (2018) e apresentadas nas Figuras 17 e 18.

Figura 17 - Curva de eficiência utilizada na caracterização radiométrica dos solos.



Fonte: Paiva (2018).

Figura 18 - Curva de eficiência utilizada na caracterização radiométrica das raízes.



Fonte: Paiva (2018).

3.3.5. Cálculos de concentração de atividade

Para os cálculos de concentração de atividade, foi empregado o programa de computador Genie (CANBERRA, 2009) para deconvolução espectral e cálculo das concentrações de atividade de acordo com a Equação 1. Os fotopicos utilizados foram 238 keV e 727 keV para Th-228; 295 keV, 351 keV, 1.377 keV e 1764 keV para Ra-226; 911 keV e 968 keV para Ra-228 e 1.460 keV para K-40.

$$CA = \frac{C - C_{Bg}}{\varepsilon \cdot \gamma \cdot t \cdot M} \quad (1)$$

em que,

CA = concentração de atividade do radionuclídeo na amostra (Bq kg⁻¹);

C = área do fotopico;

C_{Bg} = área do fotopico no espectro do branco analítico (*background*);

ε = eficiência para energia gama utilizada;

γ = probabilidade de emissão para energia gama utilizada;

t = tempo de contagem,

M = massa de amostra (kg).

As incertezas analíticas foram estimadas de acordo com a Equação 2, considerando as principais fontes de incertezas relativas ao branco analítico, à contagem no fotopico, à massa e à estimativa de eficiência. As incertezas analíticas combinadas foram expandidas em nível de 95% de confiança (k = 2).

$$u_A = A \cdot \sqrt{\left(\frac{u_c}{C}\right)^2 + \left(\frac{u_{BG}}{BG}\right)^2 + \left(\frac{u_m}{m}\right)^2 + \left(\frac{u_{\varepsilon_\gamma}}{\varepsilon_\gamma}\right)^2} \quad (2)$$

na qual,

A = atividade do radionuclídeo na amostra (Bq kg⁻¹);

BG = número de contagens no branco analítico

C = número de contagens do radionuclídeo na amostra;

m = massa da amostra em quilogramas;

ε_γ = eficiência do detector na região específica do fotopico,

u_i = incerteza das variáveis A, C, BG, m e ε_γ.

3.3.6. Atividade Mínima Detectável (MDA)

A Atividade Mínima Detectável do inglês *Minimum Detectable Activity* - MDA descreve a menor concentração de atividade a ser medida com um certo nível de confiança. É calculada a partir da Equação 3 (KHANDAKER, et al. 2016).

$$MDA = \frac{K \cdot \sqrt{B}}{\varepsilon \cdot \rho \cdot t \cdot m} \quad (3)$$

na qual, K é igual a 1,645 para um nível de confiança de 95%; B é a radiação de fundo (Bq kg⁻¹); ε é a eficiência de detecção para a energia de interesse; ρ é a probabilidade de emissão gama; t é o tempo de contagem (s); m é a massa da amostra (kg).

3.3.7. Validação do procedimento analítico

A qualidade do procedimento experimental a técnica EGAR foi garantida a partir da análise dos materiais de referência IAEA-312 *Soil* e IAEA-314 *Stream Sediment*, produzidos pela Agência Internacional de Energia Atômica. Materiais biológicos enriquecidos em radionuclídeos naturais são raramente disponíveis no mercado. Desse modo, o controle da qualidade do procedimento analítico somente foi discutido com base nos materiais de referência geológicos. O erro normalizado (E_n) foi utilizado como parâmetro analítico para validação do procedimento analítico adotado, aplicando-se a Equação 4:

$$E_n = \frac{X_{obs} - X_{ref}}{\sqrt{U_{obs}^2 + U_{ref}^2}} \quad (4)$$

na qual, X_{obs} é o valor obtido experimentalmente do material certificado, X_{ref} é o valor certificado do material de referência, U_{obs}^2 e U_{ref}^2 são os valores quadráticos das incertezas experimental e de referência, respectivamente. Os valores de E_n entre -1 e

1 conferem a exatidão exigida na validação da metodologia para um nível de confiança de 95% (INMETRO, 2016).

3.4. Análise dos resultados

3.4.1. Etapa 1 – Fatores de transferência e ajuste de modelo

O fator de transferência foi utilizado como um parâmetro para verificar a possibilidade de transferência de Ra-226 para raízes de batata-doce cultivadas em solos naturalmente radioativos (CALMON et al., 2009). O cálculo dos fatores de transferência é baseado nas concentrações de atividades presentes nos compartimentos raiz e solo, de acordo com a Equação 5:

$$FT = \frac{C}{C_{substrato}} \quad (5)$$

na qual,

C = concentração de atividade do radionuclídeo nas raízes (Bq kg⁻¹)

C substrato = concentração de atividade do radionuclídeo no solo (Bq kg⁻¹)

O ajuste do modelo entre FT e a concentração de atividade quantificada nos substratos foi realizado no programa de computador Statistica, empregando o método de estimação não linear com 1.000 iterações para a estimativa dos parâmetros K e b da Equação 6 (SIMON et al., 2002).

$$FT = K C_{substrato}^{1-b} \quad (5)$$

3.4.2. Etapa 2 – ANOVA e teste t

Os dados obtidos foram avaliados estatisticamente, utilizando a análise de variâncias (ANOVA) com dois fatores de variação (Profundidade e Dose) no programa de computador Statistica®. A avaliação da normalidade dos resíduos e, por

consequência, a homocedasticidade das variâncias, foi realizada por meio do teste de Shapiro-Wilk. Caso necessária, foi aplicada função estabilizadora de variâncias para o atendimento desses requisitos. A comparação entre a profundidade dos solos dopados com o controle também foi realizada a partir do teste t de Student, utilizando a modalidade do teste para médias independentes e variância desiguais. O nível de significância utilizado nas análises estatísticas foi 0,05.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para o Capítulo 4 – Resultados e Discussão, optou-se por apresentar a qualidade do procedimento analítico de todos os ensaios realizados, seguidos dos resultados e discussão para a Etapa 1 – Acumulação de radionuclídeos naturais em raízes de *I. batatas* e a Etapa 2 – Simulação de contaminação de solos com níveis crescentes de incrustações radioativas.

4.1. Qualidade do procedimento analítico

A qualidade do procedimento analítico para a determinação de radionuclídeos nas amostras de raízes e solos por EGAR foi garantida a partir das análises dos materiais de referência IAEA 312 *Ra-226, Th and U in soil* e IAEA 314 *Stream Sediment* produzidos pela Agência Internacional de Energia Atômica. As concentrações médias obtidas, as respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% e os valores de referência, assim como os valores de Número E_n estão na Tabela 6 para o material de referência IAEA 312, enquanto os mesmos resultados podem ser visualizados na Tabela 7 para o IAEA 314.

Tabela 6 - Concentrações médias obtidas, as respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% e valores de referência, assim como os valores de Número E_n para IAEA 312.

Nuclídeo	Valor de referência (Bq kg ⁻¹)	Detector 1		Detector 2		Detector 3	
		Valor obtido (Bq kg ⁻¹)	E_n	Valor obtido (Bq kg ⁻¹)	E_n	Valor obtido (Bq kg ⁻¹)	E_n
Ra-226	269 ± 19	259,5±20,10	-0,17	229,6±15,97	-0,79	242 ±12	-0,60
Ra-228	369 ± 20	372±34,10	0,04	410,7±45,17	0,42	361 ±14	-0,16
Th-228	369 ± 20	414,2 ± 20,3	0,79	461 ± 42,8	0,97	410 ± 27	0,61

Fonte: A autora.

Tabela 7 - Concentrações médias obtidas, as respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% e valores de referência, assim como os valores de Número E_n para IAEA 314.

Nuclídeo	Valor de referência (Bq kg ⁻¹)	Detector 1		Detector 2		Detector 3	
		Valor obtido (Bq kg ⁻¹)	E_n	Valor obtido (Bq kg ⁻¹)	E_n	Valor obtido (Bq kg ⁻¹)	E_n
Ra-226	732 ± 55	700 ± 25	-0,26	715 ± 11	-0,15	735 ± 16	0,03
Ra-228	73 ± 14	80 ± 6	0,25	79 ± 7	0,22	80 ± 6	0,24
Th-228	73 ± 14	70 ± 9	-0,08	59 ± 11	-0,38	78 ± 10	0,15

Fonte: A autora.

Considerando as respectivas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança, os valores obtidos para todos os analitos estiveram em concordância com os certificados de análise dos materiais de referência. Sendo assim, os valores de E_n obtidos encontraram-se no intervalo entre -1 e 1, comprovando o controle de qualidade do procedimento analítico em nível de 95% de confiança para a quantificação de Ra-226, Ra-228 e Th-228 a partir dos seus respectivos radionuclídeos-filhos (ISO, 2005; INMETRO, 2016; ELLISON, 2002; SILVA NETO, 2019). Como foi empregada as energias 1.377 keV e 1746 keV do Bi-214 para o cálculo das atividades de Ra-226, assumiu-se que o procedimento analítico também conseguiu reproduzir resultados adequados para K-40, uma vez que a energia utilizada nos cálculos é 1460 keV.

4.2. Etapa 1 – Acumulação de radionuclídeos naturais em raízes de *I. batatas*

As concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 em Bq kg⁻¹ determinadas nos solos dos vasos nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-15 cm, a média geral e do solo de Cueiras encontram-se na Tabela 8.

Tabela 8 - Concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 (Bq kg⁻¹) para os solos dos vasos nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15 cm, média geral e o solo de Cueiras

Solos	Profundidade (cm)	Estatística	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40
Vasos	0 – 5	Média	239	86,7	85,4	67,7
		CV%	18,5	4,8	4,8	43,5
	5 – 10	Média	221	86,4	87,4	87,9
		CV%	4,9	5,0	8,4	89,5
	10 – 15	Média	222	85,2	82,9	105
		CV%	16,1	9,7	7,9	85,5
Média Geral	0 – 15	Média	227	86	85	87
		CV%	14,7	6,6	7,3	80,8
Cueiras*	0 – 20	Média	17,3	40,1	40,2	50,0
		U%	22,5	15,0	24,5	18,6

*Local de proveniência dos tubérculos utilizados para a obtenção das plântulas. U% = incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança.

Fonte: A autora.

Conforme os dados da Tabela 8, as baixas variações (coeficiente de variação em %) das concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228 e Th-228 entre as profundidades nos solos dos vasos apontaram para homogeneidade da distribuição desses radioisótopos. Este fato não foi verificado para K-40 devido ao alto CV% de 80,8 (Tabela 8). Em comparação com os valores obtidos nos solos de Cueiras, notaram-se as altas concentrações de atividade para de todos os radionuclídeos nos solos de Abreu e Lima, principalmente Ra-226 com média 13 vezes superior à de Cueiras. Há indícios, assim, de que houve aumento natural na concentração de

radionuclídeos das séries de U-238 e Th-232. A média geral de Ra-226 para os solos dos vasos foi condizente com o valor máximo encontrado por Amaral et al. (2005) de 240 Bq kg⁻¹.

Os resultados médios (Bq kg⁻¹) das concentrações de atividade dos mesmos radionuclídeos determinados nas raízes das plantas estão na Tabela 9. Os valores de concentração de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 estiveram acima daqueles de referência reportado pela UNSCEAR (2000) para raízes, 0,030 Bq kg⁻¹, 0,020 Bq kg⁻¹ e 0,0005 Bq kg⁻¹, respectivamente. Dessa forma, houve acumulação dos radionuclídeos citados nas raízes de plantas cultivadas em solos enriquecidos com radionuclídeos naturais. As altas concentrações de K-40 nas raízes foram esperadas devido à sua absorção concomitante com o K estável.

Tabela 9 – Média geral das concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 (Bq kg⁻¹) para as raízes das plantas de *I. batatas*.

Estatística	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40
Média	60,8	53,6	40,2	438
CV %	27,9	18,3	36,4	29,6

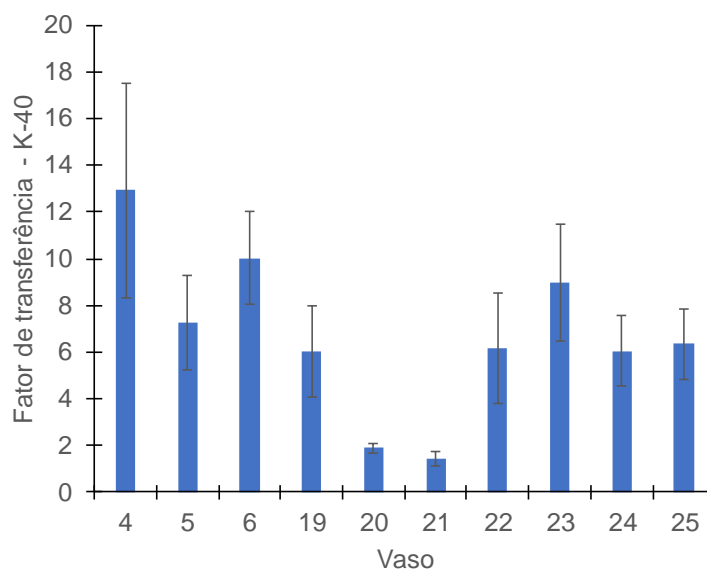
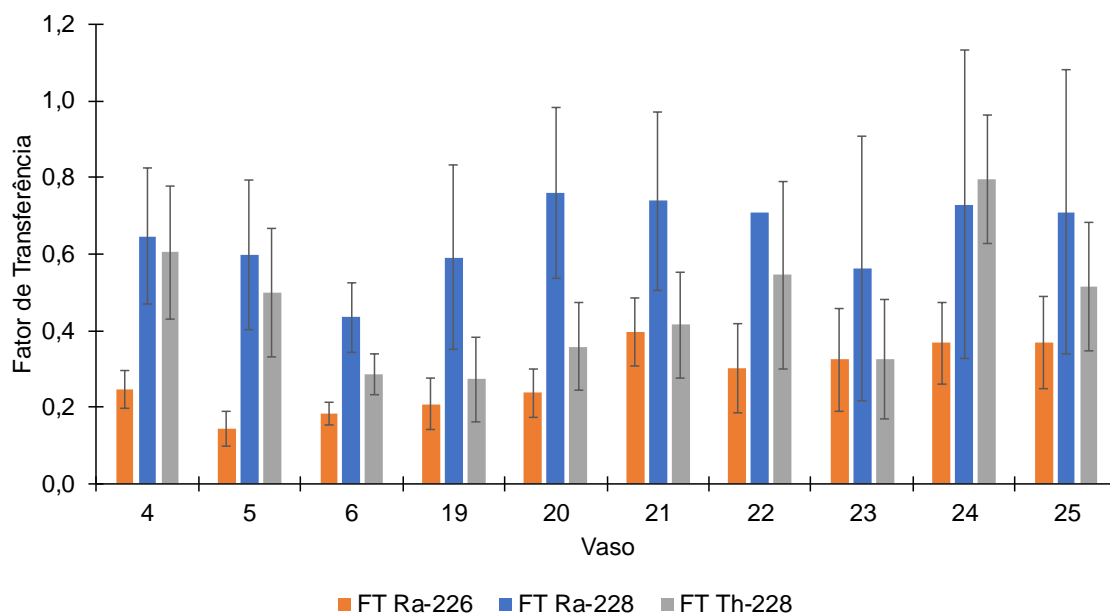
Fonte: A autora.

O fator de transferência (FT) raiz-solo para Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 a partir das concentrações de atividade presentes nos solos dos vasos e nas respectivas raízes, de acordo com o cálculo descrito na Seção 3.4.1, estão apresentados na Figura 19. Os valores de FT encontrados variaram entre 0,14 a 0,40 para Ra-226, 0,44 a 0,76 para Ra-228, 0,27 a 0,80 para Th-228 e 1,44 a 12,93 para K-40. De acordo com os dados de literatura (SIMON, 1987), espera-se menor valor relacionado com o solo de maior concentração de atividade e o maior valor relacionado com o solo de menor concentração de atividade.

Asaduzzaman et al. (2014) relataram valores de FT para Ra-226 em raízes de batata-doce variando entre 0,50 e 0,82 para solos com concentrações médias de

atividade entre 91 e 114 Bq kg⁻¹. Os FTs encontrados foram maiores devido à menor concentração de atividade encontrada nos solos.

Figura 19 - Curva de eficiência utilizada na caracterização radiométrica das raízes.

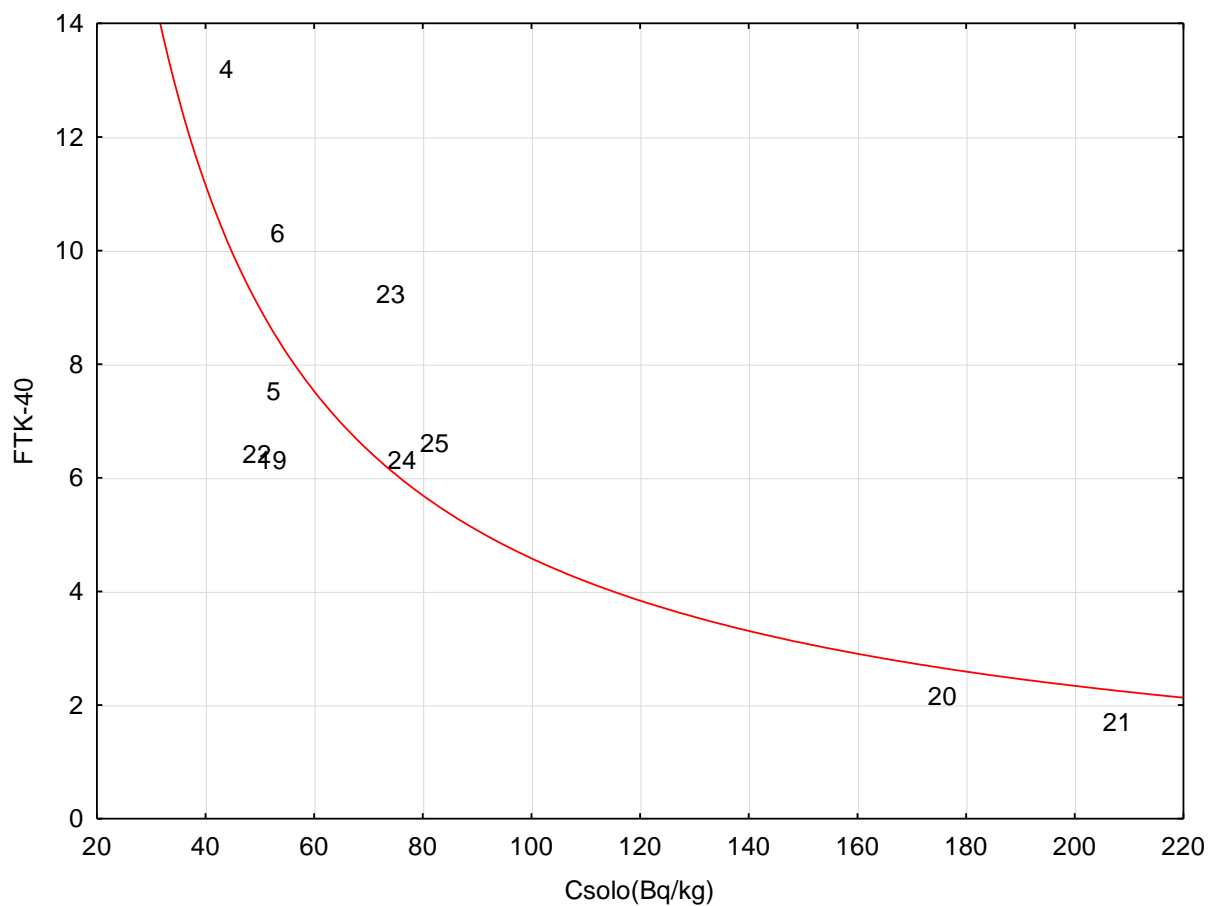


Fonte: A autora.

Com relação ao modelo de Simon et al. (2002), a relação entre FT e a concentração do radionuclídeo no substrato segue um comportamento exponencial como foi observado para K-40 com ajuste de 0,82 (r^2) (Figura 20). De acordo com Simon (1987), o fator de transferência de uma substância necessária ao crescimento da planta tende a diminuir com o aumento da concentração no substrato devido a

teoria de saturação. Assim, as plantas acumulam até um certo nível máximo ou acumulam lentamente em substratos com concentração mais alta.

Figura 20 – Ajuste aos modelos exponenciais de FT para K-40.

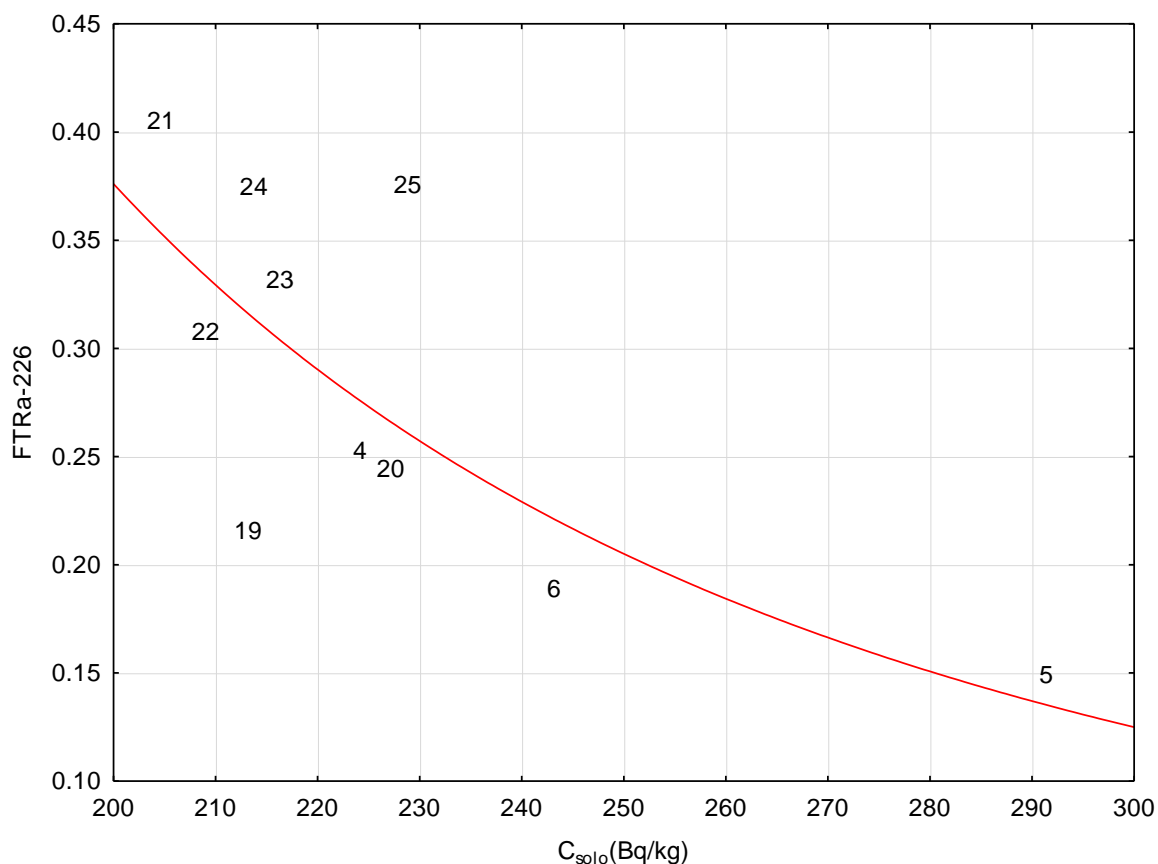


Números indicam os vasos.

Fonte: A autora.

Outras substâncias não essenciais podem ser absorvidas devido à similaridade química com nutrientes como, por exemplo, K e Rb, Ca e Sr (FRANÇA et al., 2010) como encontrado neste trabalho para Ra-226 ($r^2 = 0,72$) (Figura 21), cuja absorção pode estar associada à elementos químicos da mesma Família IIA.

Figura 21 – Ajuste aos modelos exponenciais de FT para Ra-226.



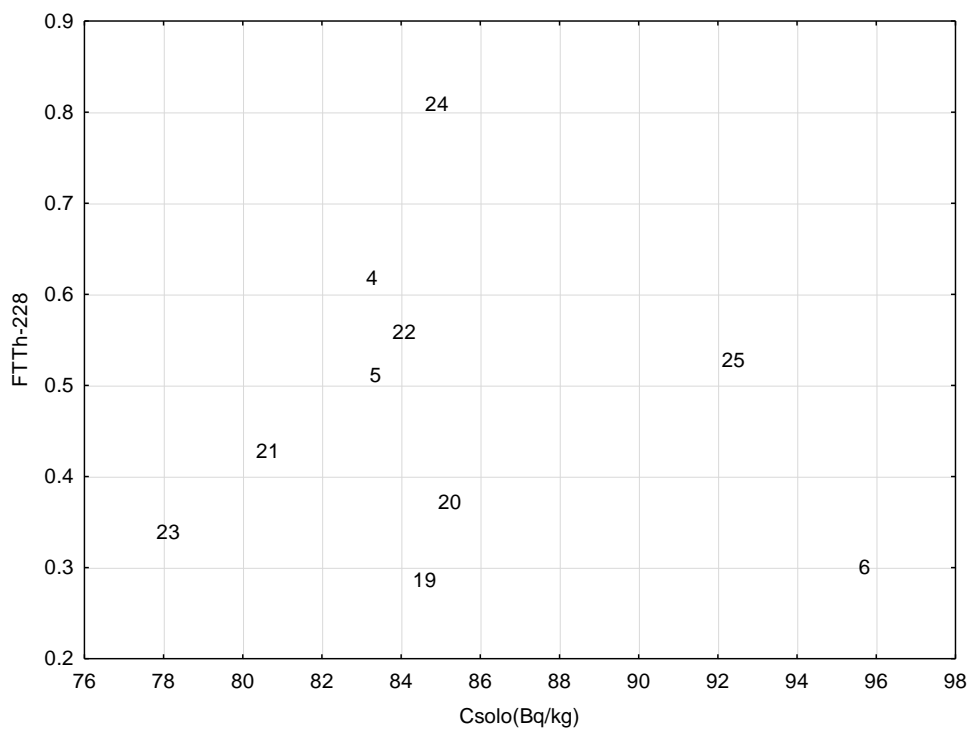
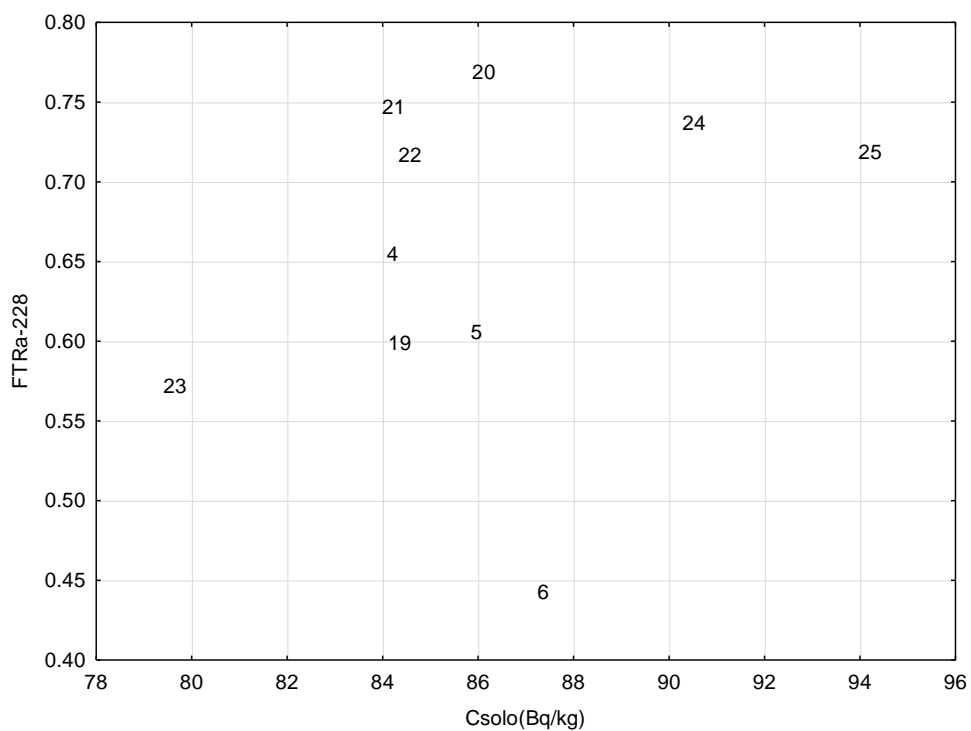
Números indicam os vasos.

Fonte: A autora.

Entretanto, substâncias tóxicas não devem responder ao modelo (FERREIRA, 2016), cujo ajuste é insatisfatório como ocorreu para Ra-228 e Th-228 (Figura 22).

O comportamento da curva de FT para Ra-228 não era esperado, visto que esse radionuclídeo é análogo ao Ra-226. Logo, a hipótese é de que os resultados de Ra-228 sejam oriundos do decaimento de Th-232 é bastante plausível. Valores altos de FT para Th-232 em raiz de batata-doce, variando entre 0,7 e 1,4, foram reportados para solos com pH entre 4,2-6,5 (ASADUZZAMAN et al., 2014).

Figura 22 – Ajuste aos modelos exponenciais de FT para Ra-228 e Th-228.



Números indicam os vasos.

Fonte: A autora.

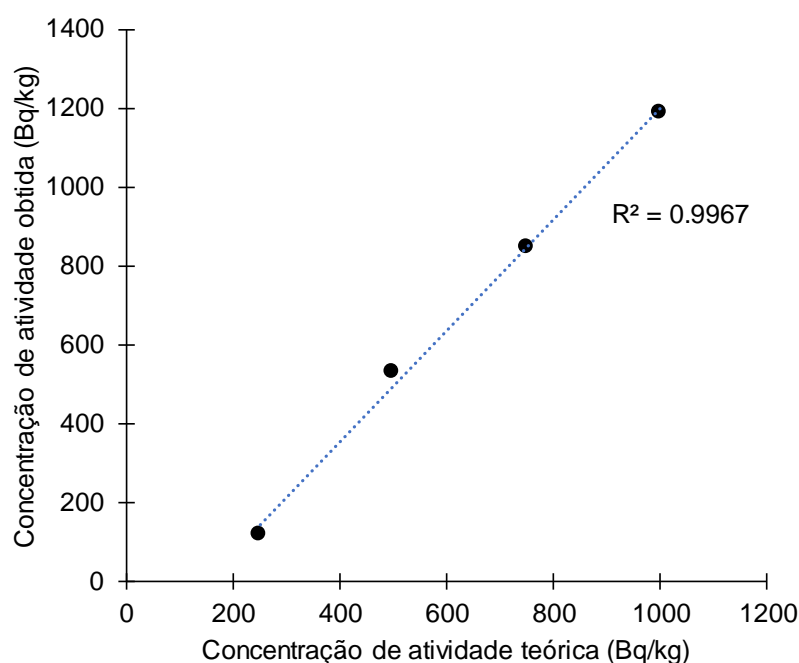
A transferência de Ra-226 do solo para a planta pode estar relacionada às semelhanças químicas desse elemento com o cálcio, sendo então absorvido pela

planta por não fazer a distinção entre os elementos químicos (AMARAL, 2012). Essa hipótese corrobora com os resultados desse trabalho, visto que os solos de Abreu e Lima possuem alta concentração de cálcio, cerca de $84.500 \text{ mg.kg}^{-1}$ (SILVA NETO, 2019). Contudo, vale ressaltar que alguns autores não encontraram correlações significativas em nível de 95% de confiança entre os dados Ca e Ra em plantas (ASADUZZAMAN et al., 2014).

4.3. Etapa 2 – Simulação de contaminação de solos com níveis crescentes de incrustações radioativas

Nesse ensaio, foi avaliada a possibilidade de mobilidade dos radionuclídeos para maiores profundidades no solo, simulando uma contaminação em solo com vegetação. Para tal, foram dopados porções de terra vegetal com incrustações nas concentrações de atividade de Ra-226 de 250, 500, 750 e 1.000 Bq kg^{-1} . A comparação entre as concentrações de atividade obtidas e teóricas encontra-se na Figura 23.

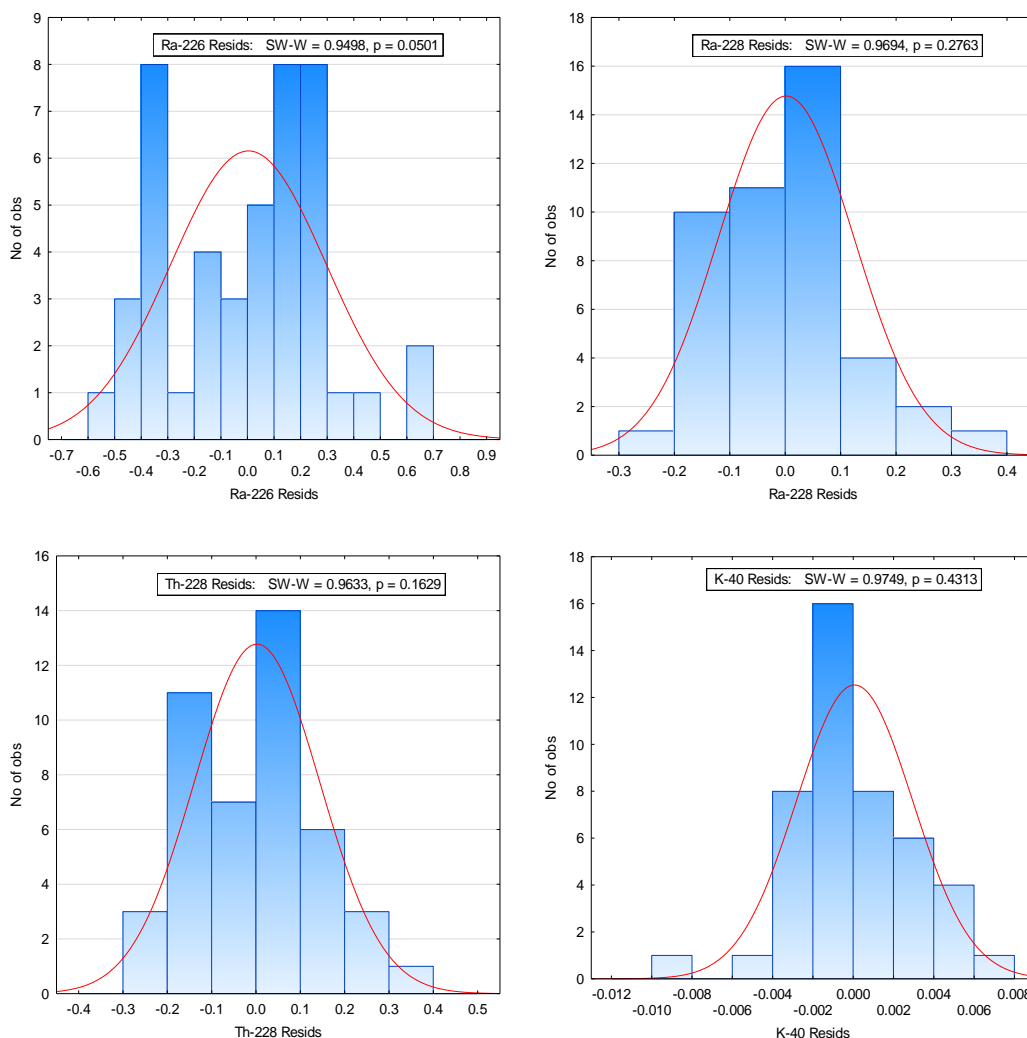
Figura 23 – Concentrações de atividade (Bq kg^{-1}) teóricas e quantificadas das terras dopadas com incrustações.



Fonte: A autora.

Considerando a independência dos resultados entre as profundidades amostradas, a Análise de Variância (ANOVA) foi aplicada aos dados das concentrações de atividade dos radionuclídeos nos diferentes níveis 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm. Inicialmente, foi avaliada a normalidade dos resíduos pelo teste Shapiro-Wilk (nível de confiança de 95%), cujo valor de p deve ser maior do que 0,05 para aceitar-se a hipótese nula de que os dados possuem distribuição normal. A Figura 24 apresenta os histogramas dos resíduos obtidos para Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40, respectivamente. K-40 foi adicionado para a verificação da qualidade nutricional dos solos, pois as plantas não conseguem diferenciá-lo do seu isótopo análogo natural, porém, as incrustações não foram fontes significativas de K-40 (menor que 50 Bq kg^{-1}).

Figura 24 – Histogramas dos resíduos da ANOVA para Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40.



Fonte: A autora.

Os histogramas apresentaram distribuição aproximada da normalidade para todos os resíduos com valores de p iguais a 0,0501 para Ra-226, 0,2763 para Ra-228, 0,1629 para Th-228 e 0,4313 para K-40 em nível de 95% de confiança. Assim, os requisitos da ANOVA foram atendidos, corroborando os resultados da Tabela 10. Esta tabela contém os valores de probabilidade (p valor) para os resultados obtidos a partir do ANOVA para os radionuclídeos Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 com relação aos tratamentos de doses (0, 250, 500, 750 e 1.000 Bq kg⁻¹) e as profundidades estudadas (0-5 cm; 5-10 cm e 10-15 cm).

Tabela 10 – Resultados da ANOVA com os valores de probabilidade (p valor) para avaliação de mobilidade dos radionuclídeos Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 em

relação aos tratamentos (250, 500, 750 e 1000 Bq.kg⁻¹) e profundidades (0-5, 5-10 e 10-15 cm).

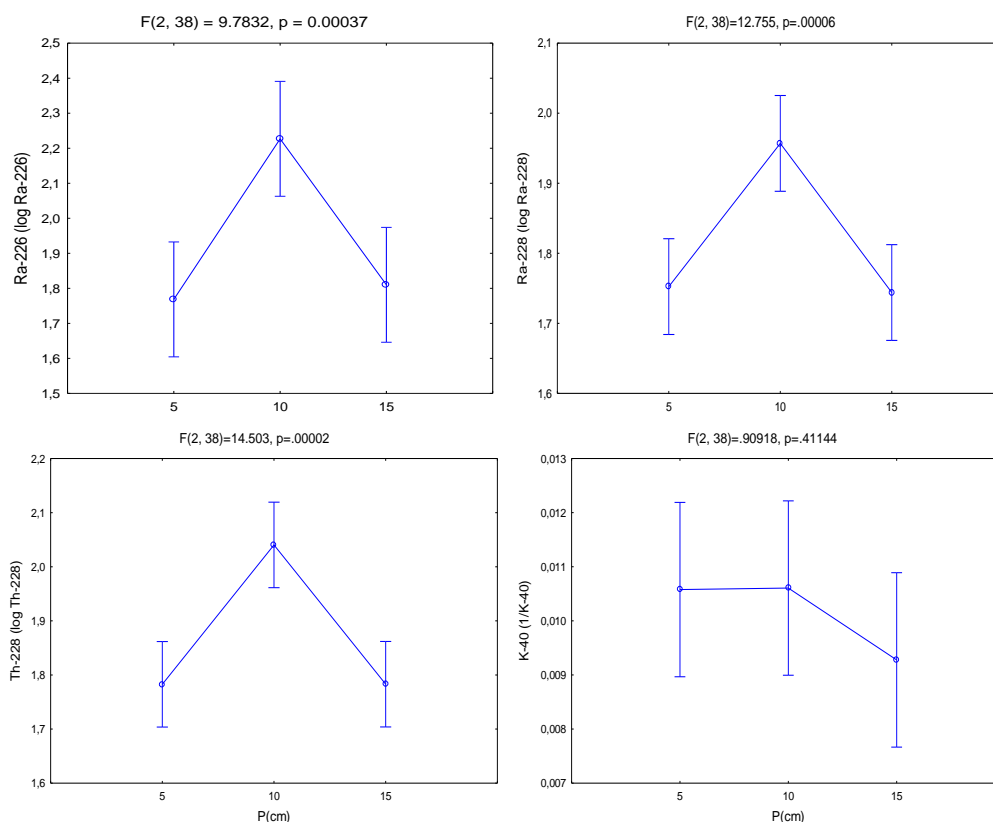
Tratamento (Bq.kg ⁻¹)	p valor			
	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40
Tratamento	0,0012	0,0015	0,0011	0,3600
Profundidade	0,0003	0,0001	0,0001	0,4114

Fonte: A autora.

A partir dos valores de p para tratamento, pode-se afirmar que houve diferenças significativas em nível de 95% de confiança para todos os radionuclídeos quantificados entre os tratamentos de doses e as profundidades, exceto para K-40. Obviamente, era esperado visto que os tratamentos possuíam diferentes dosagens e as incrustações não foram fontes de K-40. Igualmente, pôde-se inferir que, com relação ao valor de p para as profundidades, a terra vegetal dopada (camada de 1 cm) manteve-se na camada intermediária de solos nos vasos (5-10 cm) conforme mostra a Figura 25, em que todas as médias da profundidade 5-10 cm estiveram significativamente acima das demais para todos os radionuclídeos, com exceção para K-40.

A Figura 25 indica a não migração vertical de Ra-226, Ra-228 e Th-228, mesmo sob condições de cultivo de *I. batatas* para a profundidade de 10-15 cm. Para K-40, há indicação de que os fertilizantes utilizados levaram à distribuição homogênea do radionuclídeo no perfil dos vasos.

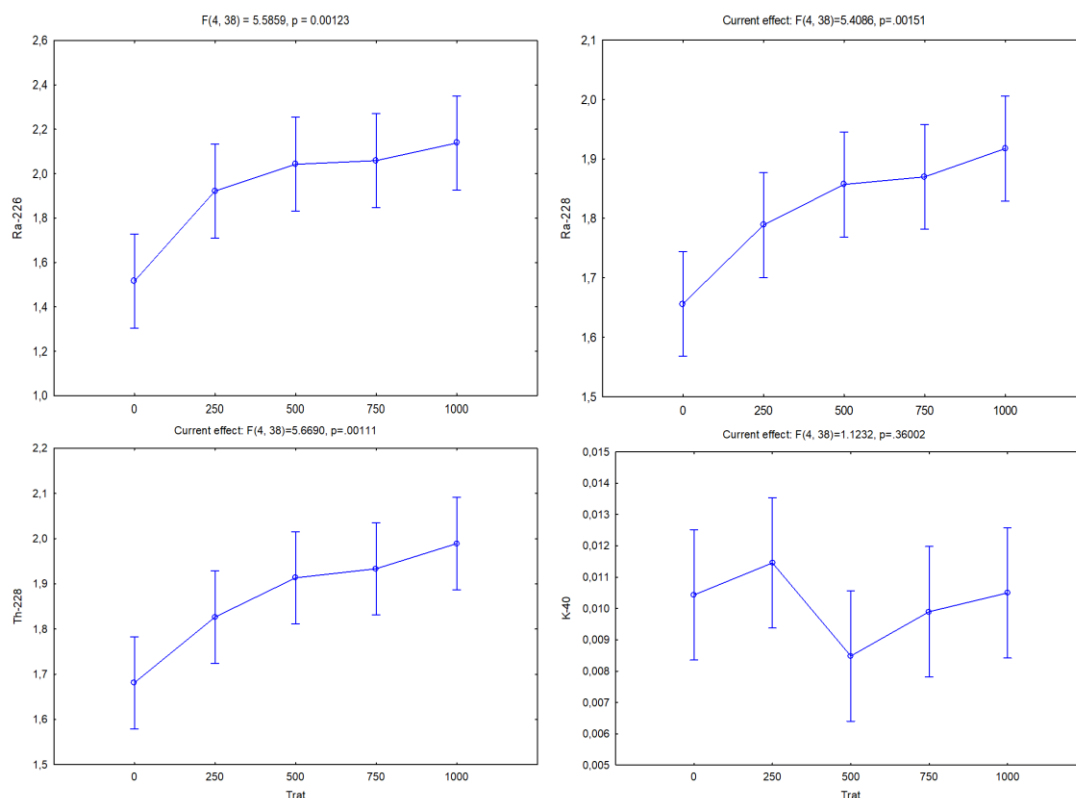
Figura 25 – Comparações múltiplas (estatística *LS Means*) para as médias de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm.



Fonte: A autora.

A Figura 26 apresenta claramente a variação de concentração de atividade, de forma crescente, para os radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e Th-228 na terra dopada com incrustações (0, 250, 500, 750 e 1.000 mg kg⁻¹). A exceção ocorreu para K-40, que não houve diferenças significativas em nível de 95% de confiança para os tratamentos referentes às doses pelos motivos já discutidos anteriormente.

Figura 26 – Comparações múltiplas (estatística *LS Means*) para as médias de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm.



Fonte: A autora.

De modo geral, não houve mobilidade para os radionuclídeos Ra-226, Ra-228 e Th-228 nas profundidades avaliadas. Entretanto, as concentrações de atividade foram comparadas entre as profundidades utilizando teste t, para os vasos ($n = 3$) de todos os tratamentos, a fim de verificar individualmente se o comportamento foi exatamente igual para todos os vasos. Os dados das concentrações médias (aritmética e geométrica) de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as doses nas profundidades analisadas estão apresentados nas Tabelas 11, 12 e 13 para 0-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm, respectivamente.

Tabela 11 – Concentrações médias de atividade (aritmética e geométrica) em Bq kg⁻¹ de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as doses na profundidade 0-5 cm.

Dose	Estatística	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40
0	Aritmética	36	46	48	117
	Geométrica	36	46	48	114
	CV%	0,7	3,6	1,5	26,4
250	Aritmética	37	46	47	89
	Geométrica	37	46	47	89
	CV%	11,3	7,1	3,3	13,5
	Teste t	0,6278	0,8445	0,5047	0,2503
500	Aritmética	91	65	71	108
	Geométrica	62	62	65	107
	CV%	108,0	36,4	51,6	16,2
	Teste t	0,4308	0,3039	0,3927	0,6716
750	Aritmética	153	74	87	80
	Geométrica	87	66	74	79
	CV%	125,6	62,8	73,7	19,9
	Teste t	0,4007	0,4044	0,4009	0,1589
1000	Aritmética	122	69	78	99
	Geométrica	98	67	74	98
	CV%	63,4	27,2	37,4	12,2
	Teste t	0,1928	0,1670	0,2144	0,4150

Teste t para médias independentes com desigualdade de variâncias. Valores em negrito indicam médias diferentes em nível de 95% de confiança. n = 3. CV% = coeficiente de variação em %

Fonte: A autora.

Tabela 12 – Concentrações médias de atividade (aritmética e geométrica) em Bq kg⁻¹ de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as doses na profundidade 5-10 cm.

Dose	Estatística	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40
0	Aritmética	31	45	50	90
	Geométrica	31	45	50	86
	CV%	2,1	4,5	8,4	34,1
250	Aritmética	152	76	90	146
	Geométrica	133	74	87	112
	CV%	52,5	24,6	31,0	91,6
	Teste t	0,1195	0,1021	0,1283	0,5449
500	Aritmética	241	99	125	109
	Geométrica	230	97	122	109
	CV%	38,3	24,1	27,2	13,4
	Teste t	0,0588	0,0589	0,0603	0,3857
750	Aritmética	316	120	149	114
	Geométrica	311	118	148	112
	CV%	21,7	20,4	17,2	23,9
	Teste t	0,0188	0,0335	0,0194	0,3532
1000	Aritmética	472	160	206	92
	Geométrica	462	158	202	89
	CV%	26,5	18,8	22,5	28,9
	Teste t	0,0257	0,0218	0,0273	0,9155

Teste t para médias independentes com desigualdade de variâncias. Valores em negrito indicam médias diferentes em nível de 95% de confiança. n = 3. CV% = coeficiente de variação em %

Fonte: A autora.

Tabela 13 – Concentrações médias de atividade (aritmética e geométrica) em Bq kg⁻¹ de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as doses na profundidade 10-15 cm.

Dose	Estatística	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40
0	Aritmética	32	45	46	107
	Geométrica	32	45	46	103
	CV%	13,0	6,9	8,3	30,5
250	Aritmética	146	70	74	85
	Geométrica	118	69	73	84
	CV%	80,5	27,1	22,9	21,8
	Teste t	0,2347	0,1429	0,0953	0,3785
500	Aritmética	97	62	70	190
	Geométrica	93	62	69	166
	CV%	37,0	8,0	22,1	65,6
	Teste t	0,0863	0,0111	0,1080	0,3703
750	Aritmética	64	53	59	133
	Geométrica	56	52	58	132
	CV%	69,0	25,8	32,1	20,8
	Teste t	0,3347	0,3920	0,3466	0,3491
1000	Aritmética	78	54	64	108
	Geométrica	57	53	62	106
	CV%	98,5	27,6	37,0	23,4
	Teste t	0,4102	0,3786	0,3115	0,9769

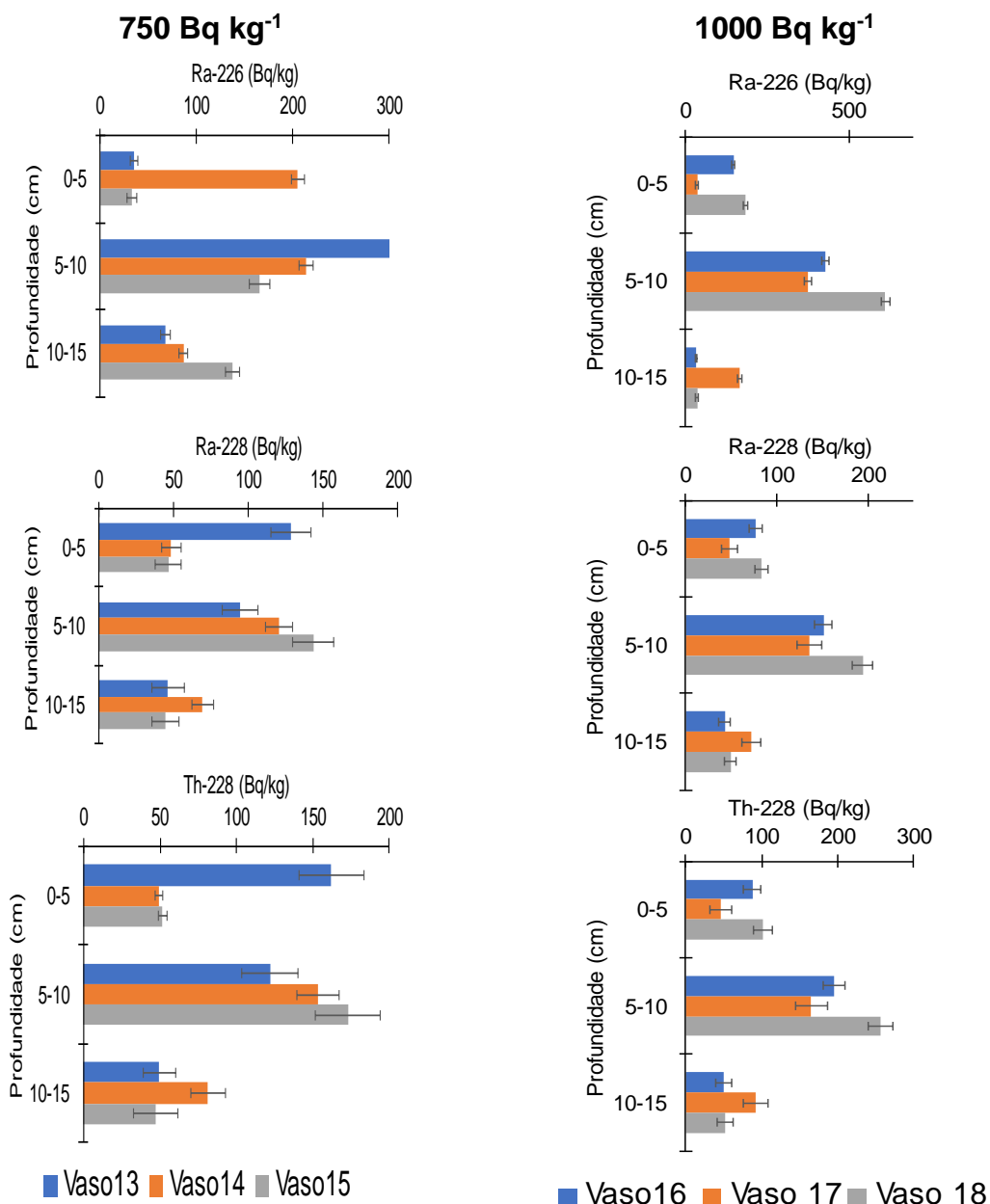
Teste t para médias independentes com desigualdade de variâncias. Valores em negrito indicam médias diferentes em nível de 95% de confiança. n = 3. CV% = coeficiente de variação em %

Fonte: A autora.

Conforme apresentado nas tabelas acima, houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre a dose e o controle para as concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 na profundidade de 5-10 cm para os tratamentos (doses) de 750 (p valor igual a 0,0187, 0,0334 e 0,01936, respectivamente) e 1000 (p valor igual 0,02572, 0,021836 e 0,027337, respectivamente), indicando que as diferenças foram

acentuadas para as maiores doses (750 e 1000). A Figura 27 ilustram os dados discutidos para os tratamentos 750 e 1000 Bq.kg⁻¹.

Figura 27 – Concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228 e Th-228 nos perfis de solo dos vasos para os tratamentos 750 e 1.000 Bq kg⁻¹.

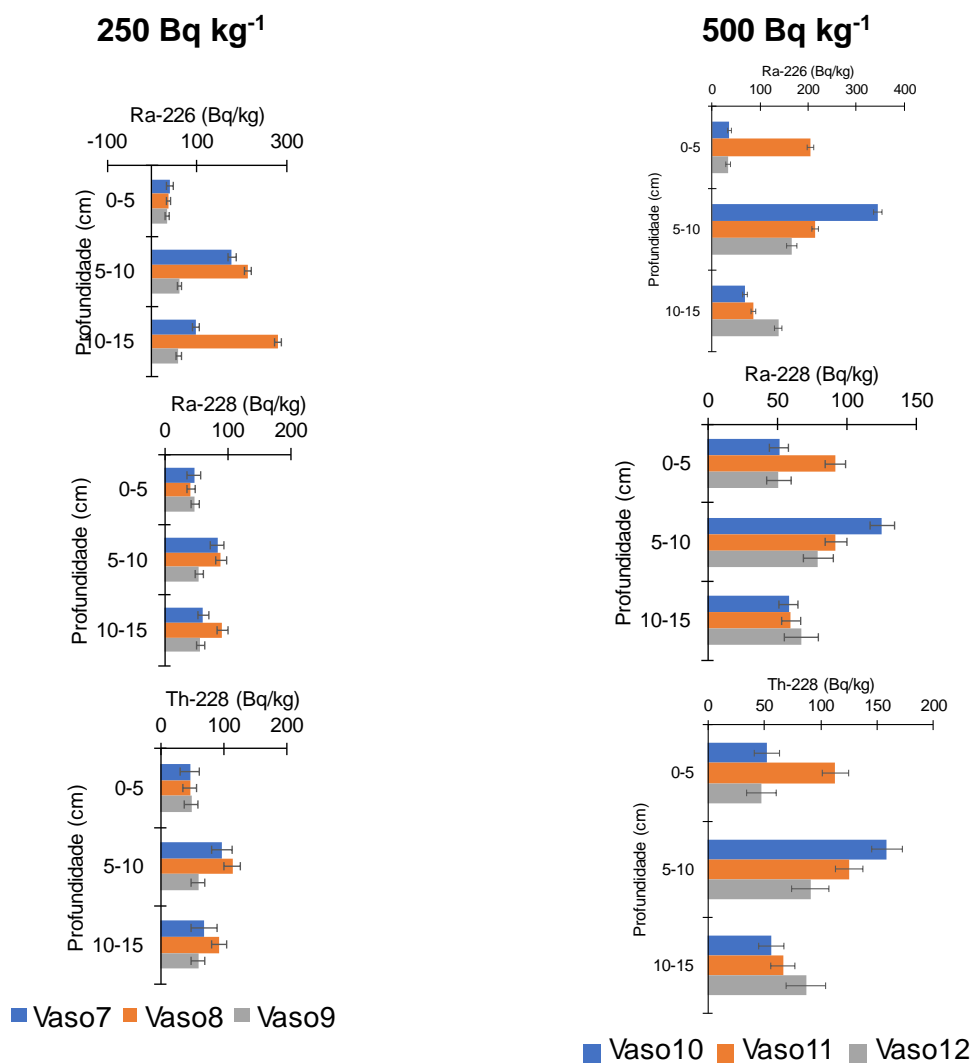


Fonte: A autora.

As altas concentrações de atividade de Ra-226 presente no vaso 14 na profundidade de 0-5 cm para o tratamento de 750 Bq kg⁻¹ pode ser justificada por possível contaminação com a camada intermediária no momento da amostragem do

perfil, visto que essa condição ocorreu para apenas 1 vaso da triplicata. O mesmo comportamento foi notado para o vaso 11 na dose de 500 Bq.kg⁻¹, apresentado na Figura 28.

Figura 28 – Concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228 e Th-228 nos perfis de solo dos vasos para os tratamentos 250 e 500 Bq kg⁻¹.



Fonte: A autora.

O aumento da concentração de Th-228 com relação a Ra-228 na profundidade 5-10 cm para as doses de 750 e 1000 Bq kg⁻¹ evidencia um desequilíbrio da série no solo, possivelmente devido a ocorrência de lixiviação do Ra-228 (Figura 27). O mesmo fenômeno foi observado para Ra-226 presente no solo do vaso 8 da dose de 250 Bq kg⁻¹, apresentado na Figura 28.

Diferentemente do resultado apresentado aplicando ANOVA, não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre a dose e o controle para as concentrações de atividade de Ra-226, Ra-228, Th-228 entre as profundidades dos tratamentos de 250 Bq kg⁻¹ (valor de p igual a 0,1195, 1,1021 e 0,1283, respectivamente) e 500 Bq kg⁻¹ (valor de p igual a 0,0588, 0,0589 e 0,0603, respectivamente). Esse comportamento pode ser justificado devido à variação uniforme entre os valores, apesar das concentrações de atividade desses radionuclídeos serem maiores na profundidade 5-10 cm em comparação com as demais.

As raízes das plantas cultivadas em solos dopados também foram analisadas a fim de constatar se efeito das incrustações na acumulação de radionuclídeos presentes na incrustação, os valores de concentração de atividade encontrados estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 – Concentrações médias de atividade (aritmética e geométrica) em Bq kg⁻¹ de Ra-226, Ra-228, Th-228 e K-40 para as raízes das plantas cultivadas nos solos contendo concentrações crescentes de incrustações.

Tratamentos	Estatística	Ra-226	Ra-228	Th-228	K-40
0	Média	<18	27	19	409
	CV %	-	11,2	1,7	11,1
250	Média	<13	28	38	374
	CV %	-	42,2	-	4,1
500	Média	22	30	35	453
	CV %	-	25,2	48,5	19,6
750	Média	30	<16	19	331
	CV %	-	-	36,8	32,2
1000	Média	<35	30	19	450
	CV %	-	24,5	28,3	40,4

Fonte: A autora.

De acordo com os dados apresentados, não houve acumulação de Ra-226, Ra-228, Th-228 nas raízes cultivadas em solos com diferentes dosagens. As concentrações de atividades de K-40 não foram alteradas nas raízes de plantas dopadas em comparação com o controle, assim se assumiu que a nutrição das plantas não foi afetada.

Com base nesses resultados, pôde-se afirmar que, em um cenário hipotético de contaminação em uma área de solo com vegetação, não haveria migração dos radionuclídeos contaminantes para as camadas profundas do solo, facilitando tratamentos para mitigação e remediação do problema.

5. CONCLUSÕES

Neste trabalho, o primeiro ensaio foi realizado a fim de investigar a acumulação de radionuclídeos em raízes de batata-doce cultivadas em NORM (solo) e o segundo visando estudar a mobilidade de radionuclídeos provenientes de TENORM em solos cultivados com plantas acumuladoras. Dessa forma, pôde-se concluir que:

- Como as raízes de batata-doce cultivadas em solo naturalmente enriquecido em radionuclídeos naturais acumularam Ra-226, Ra-228 e Th-228, a planta pode ser considerada um mecanismo de incorporação de radionuclídeos na cadeia trófica, acarretando risco à saúde humana pelo consumo do tubérculo cultivados em NORM;
- O modelo exponencial de FT para Ra-226 apresentou curva em concordância com a teoria de saturação, na qual a acumulação tende a diminuir em solos com maiores concentrações de atividade;
- O modelo exponencial de FT para Ra-228 não teve o comportamento igual ao modelo de FT para Ra-226, apesar de ambos apresentarem as mesmas propriedades químicas, corroborando a complexidade de estudos de Radioecologia;
- Não houve mobilidade de radionuclídeos entre as profundidades em solo dopados com incrustações (TENORM), apesar de ter sido encontrado comportamento diferenciado para os vasos dopados com maiores concentrações (750 e 1000 Bq kg^{-1});
- A característica multielementar da Espectrometria Gama de Alta Resolução favoreceu o estudo de acumulação e mobilidade de radionuclídeos naturais a partir da determinação de K-40, aplicando esse radionuclídeo como indicador de mobilidade e para aspectos nutricionais das plantas e a fertilidade dos solos,
- Solos “contaminados” com TENORM não possibilitaram aumento na capacidade de absorção das raízes das plantas de *I. batatas*, indicando que acidentes ambientais poderiam ser mitigados e remediados com mais facilidade nessas situações.

A pesquisa desenvolvida foi inovadora por disponibilizar o conhecimento sobre a transferência raiz-solo de radionuclídeos naturais em solos enriquecidos (NORM) e contaminados com TENORM, bem como suas condições de mobilidade e efeitos sobre o crescimento de plantas de batata-doce.

6. PERSPECTIVAS

Após a conclusão desse trabalho, sugere-se os seguintes ensaios para aprimorar os conhecimentos adquiridos no desenvolvimento do projeto com relação à acumulação e mobilidade de radionuclídeos naturais em solos cultivados com *I. batatas*:

- Estudo do pH em solo NORM, a fim de verificar se há interferência na acumulação de radionuclídeos em raízes de batata-doce;
- Quantificação de Ca, Ba e Sr nas amostras, para avaliar se há relação entre a presença desses metais e a acumulação de Ra-226 e Ra-228;
- Quantificação de U-238 e Th-232 por Espectrometria de Massas com Plasma Acoplado Indutivamente – ICP-MS para avaliar se as concentrações de atividade encontradas para Ra-226, Ra-228 e Th-228 não foram produtos exclusivos do decaimento de U e Th absorvidos pelas plantas,
- Cultivo da batata-doce em recipientes de maior volume, garantindo um melhor desenvolvimento das raízes da planta.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALI, Mohsen M M; ZHAO, Hongtao; LI, Zhongyu; MAGLAS, Najeeb N. M. Imagens Concentrations of TENORMs in the petroleum industry and their environmental and health effects. **Royal Society of Chemistry**, Reino Unido, v. 9, p. 39201-39229, 2019.

AMARAL, R. S. **Determinação de Urânio na Fosforita por Meio de Medidas Radiométricas e Análise por Ativação**. 1987. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Nuclear) - Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1987.

AMARAL, R. S. **Dose na população da região urano-fosfática Pernambucana, devida a presença de urânio e ^{226}Ra nos cultivares**. 1994. Tese (Doutorado em Energia Nuclear) – Departamento de Energia Nuclear, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

AMARAL, Romilton dos Santos; VASCONCELOS, Wagner Eustáquio; BORGES, Edvane; SILVEIRA, Sueldo Vita; MAZZILLI, Barbara Paci. Intake of uranium and radium-226 due to food crops consumption in the phosphate region of Pernambuco-Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 82, p. 383-393, 2005.

ASADUZZAMAN, Kh. et al. Soil-to-root vegetable transfer factors for ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , and ^{88}Y in Malaysia. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 135, p. 120-127, 2014.

CALMON, Philippe; THIRY, Yves; ZIBOLD, Gregor; RANTAVAARA, Aino; FESENKO, Sergei. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 100, p. 757-766, set. 2009.

CANBERRA. **Genie 2000 2.3**. Customization tools manual. Meriden: Canberra, 2009. 587p.

CARDOSO, L. X. **Análise de radionuclídeos naturais e artificiais do solo de produtos alimentícios no estado de Sergipe, principalmente na Região do Platô de Neópolis (SE)**. Tese (Doutorado em Física) – Departamento de Física, Universidade Federal de Sergipe, 2012.

CARLOS, P. M. S. **Radioatividade nas águas destinadas a consumo humano**. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) - Instituto Politécnico de Coimbra, Coimbra, 2017.

ELLISON, S. L. R.; WILLIAMS, A. (Eds). **Eurachem/CITAC guide: Quantifying Uncertainty in Analytical Measurement**, 3ed, 2012. disponível em:<www.eurachem.org>. Acesso em 17 de set de 2019.

FERREIRA, Marcos Aurélio M et al. Physiological characterization of plant growth in sweet potato. **Horticultura brasileira**, Brasil, v 37, n 1, p. 112-118, 2019.

FILGUEIRAS, R. A. **Padrões de concentrações, mapeamento e estimativa de dose de radionuclídeos naturais em solos do estado de Alagoas e distribuição da concentração de ^{137}Cs** . Tese (Doutorado em Engenharia Nuclear) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **Production of commodity in selected country**. Rome: FAO, 2013. Disponível em: <faostat3.fao.org/browse/Q/QC/E>. Acesso em: 16 set. 2019.

FRANÇA, Elvis Joacir et al. Native plant bioaccumulation strategies: A baseline study for biomonitoring the Atlantic Forest. **International Journal of Environment and Health**, v.4, p. 181-200, 2010.

GARCÊZ, R. W. D. **Determinação das atividades específicas de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{40}K em amostras de fertilizantes minerais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Nuclear) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

GREGER, M. **Uptake of nuclides by plants**. Technical Report. Department of Botany, Stockholm University, 2004.

HERNAÁNDEZ, F.; HERNAÁNDEZ-ARMAS, J; CATALAÂN, A; FERNAÁNDEZ-ALDECOA, J. C.; LANDERAS, M. I. Activity concentrations and mean annual effective dose of foodstuffs on the island of Tenerife, Spain. **Radiation Protection Dosimetry**, Reino Unido, v. 111, n. 2, p. 205-210, 2004.

ICRP – INTERNATIONAL COMMISSION RADIATION PROTECTION. **Protection Against ^{222}Rn at Home and at Work**. ICRP Publication 65, Annals of the ICRP 23, 1993.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA – INMETRO. **Orientação sobre Validação de Métodos Analíticos**. DOQ-CGCRE-008. 2016;

ISO 13528- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO **Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparisons**. Genebra: ISO, 2005, 66p (ISO 13528).

KHANDAKER, Mayeen Uddin et al. Evaluation of radionuclides transfer from soil-to-edible flora and estimation of radiological dose to the Malaysian populace. **Chemosphere**, v. 154, p. 528-536. 2016

KNOLL, Glenn F. **Radiation detection and measurement**. John Wiley & Sons, 2010

LOPES, J. M. **Dose efetiva comprometida devida aos radionuclídeos ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{228}Th contidos nos alimentos da dieta da população do estado do Rio de Janeiro**. Tese (Doutorado em Engenharia Nuclear) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

MARISCO E. T. **Bioacumulação de ^{210}Po e ^{210}Pb em pescado**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2005.

MU, TAI-HUA; SINGH, JASPREET. **Sweet potato: chemistry, processing, and nutrition—an introduction**. Cap. 1, p. 1-4. 2019

NETO, J. A. M. **Avaliação de Radionuclídeos primordiais em solos nativos com diferentes atividades agrícolas no estado de Pernambuco**. Tese (Doutorado em Tecnologia Energéticas e Nucleares) - Comissão Nacional de Energia Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

OJOVAN, M. I., LEE, W. E. **An introduction to nuclear waste immobilisation**. Great Britain: Elsevier LTD. ISBN: 978-0-08-044462-8. 2005

OLIVEIRA, K. A. P. **Aplicação do fosfogesso na agricultura do Cerrado e suas implicações radiológicas**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais) - Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte, 2008.

PAIVA, C. T. **Estudo da mobilidade e dispersão de ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra e ^{222}Rn e metais pesados no sistema solo-rocha do depósito de U-ERT de São José de Espinharas (PB)**. Tese (Doutorado em Geociências) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

PAIVA, J. D. S. **Remediação por fitoextração de contaminação radioativa por espécies nativas de manguezais**. Tese (Doutorado em Ciências) - Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

RAVI, V.; SARAVANAN, R. Crop physiology of sweetpotato. **Fruit, Vegetable and Cereal Science and Biotechnology**, v 6, p 17-29. 2012

SANTOS JÚNIOR, J. A. **Avaliação Radiométrica do U-238, Ra-226, Th-232 e K-40 em uma Área Anômala do Agreste de Pernambuco**. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009, 139 p.

SILVA NETO, P. C. **Candidato a Material de Referência de Solo Naturalmente Enriquecido com Radionuclídeos**. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, 2019.

SIMON, Steven L. et al. Uptake of ^{40}K and ^{137}Cs in native plants of the Marshall Islands. **Journal of Environmental Radioactivity**, v 59, p. 223–243, 2002.

SIMON, Steven L.; IBRAHIM, Shawki A. The Plant/Soil Concentration Ratio for Calcium, Radium, Lead, and Polonium: Evidence for Non-linearity with Reference to Substrate Concentration. **Journal of Environmental Radioactivity**, v 5, p. 123-142, 1987.

SOUZA, E. M. **Levantamento radiométrico das unidades estratigráficas da Bacia Paraíba**. Dissertação (Mestrado), UFPE, Recife, 1999.

TACO. TABELA BRASILEIRA DE COMPOSIÇÃO DE ALIMENTOS / NEPA – UNICAMP. - 4. ed. rev. e ampl. -- Campinas: NEPA- UNICAMP. p. 161, 2011.

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects Atomic Radiation. **Sources and effects of ionizing radiation**. Viena, 2000.

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects Atomic Radiation. **Report to the general assembly with scientific annexes**. New York, 2008.

VASCONCELOS, D.C. **Estudo da radioatividade natural em areias de praias do extremo sul da Bahia utilizando métodos de análises nucleares**. Tese (Doutorado em Ciências e Técnicas Nucleares) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.

VIZZOTTO, Márcia et al . Composição mineral em genótipos de batata-doce de polpas coloridas e adequação de consumo para grupos de risco. **Braz. J. Food Technol**, Campinas, v. 21, 2018.