



^{226}Ra e ^{228}Ra em área anômala de Pocinhos-Paraíba

C. M. Silva^{1,2}

¹Universidade de Pernambuco, Campus Mata Norte, Departamento de Biologia

Rua Amaro Maltês de Farias, S/N, CEP- 55800-000, Nazaré da Mata, Pernambuco, Brasil

²Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável (GDLS)-FCAP-UPE

Av. Sport Club do Recife, 252, bloco C, 4º andar – Madalena – CEP 50740-500 – Recife, Pernambuco, Brazil, phone:

+55 (81) 30401430

cleomacio@hotmail.com

RESUMO

No final da década de 1970, a antiga NUCLEBRAS realizou estudos geológicos no município de Pocinhos, no estado brasileiro da Paraíba, em um local onde foram encontradas anomalias radioativas. Nesse local, o ^{238}U e ^{232}Th estão presentes na rocha granítica, onde atualmente existe uma fazenda com intensa atividade agropecuária, com pecuária leiteira, além do cultivo de plantas forrageiras. O ^{228}Ra e ^{226}Ra são absorvidos pelas raízes das plantas de maneira semelhante ao cálcio, entrando assim na cadeia alimentar do gado. Uma vez ingeridos pelo homem através do consumo de carne e leite, os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra são incorporados na estrutura óssea, o que pode induzir o surgimento de sarcoma e carcinoma. O objetivo do presente trabalho foi determinar as concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra em amostras de solos localizados em uma área com anomalia radioativa natural localizada no município de Pocinhos. As concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra nas amostras de solo foram determinadas após separação radioquímica seguida de espectrometria alfa e beta, e variaram de 1 a 214 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e de 0,3 a 118 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente. Os resultados mostraram alta disponibilidade de ^{228}Ra e ^{226}Ra para a cadeia alimentar do gado da região estudada.

Palavras-chave: Forragem, Radioatividade Natural, Rádio.

ABSTRACT

In the late 1970s, the ancient NUCLEBRAS carried out geological studies in the municipality of Pocinhos, in the Brazilian state of Paraíba, in a place where radioactive anomalies were found. In this place, ^{238}U and ^{232}Th are present in the granitic rock and currently there is a farm with intense agricultural and livestock activity, with cattle breeding and milk, as well as cultivation of forage plants. ^{228}Ra and ^{226}Ra are absorbed by the roots of the forage plants in a similar way to calcium, entering the feed chain of cattle. Once ingested by man through the consumption of meat and milk, radionuclides ^{228}Ra and ^{226}Ra are incorporated into the bone structure, which may induce the appearance of sarcoma and carcinoma. The objective of the present work was to determine the concentrations of ^{228}Ra and ^{226}Ra in samples of soils located in an area with natural radioactive anomaly located in the municipality of Pocinhos. The concentrations of ^{228}Ra and ^{226}Ra in the soil samples were determined after radiochemical separation followed by alpha and beta spectrometry and ranged from 1 to 214 Bq.kg⁻¹ and from 0.3 to 118 Bq.kg⁻¹, respectively. The results showed high availability of ^{228}Ra and ^{226}Ra for the cattle feed chain of the studied region.

Keywords: Forage, Natural Radioactivity, Radium.

1. INTRODUÇÃO

O município de Pocinhos encontra-se localizado na região do Cariri paraibano. Conhecida como cidade das Pedras, Pocinhos possui ocorrências anômalas de urânio e tório em rochas graníticas. Decorrente disso, entre 1972 e 1982, a antiga NUCLEBRAS realizou pesquisas com a finalidade de explorar economicamente o urânio [1]. Porém, as jazidas de urânio encontradas eram ocorrências de enriquecimento superficial, onde o teor de U_3O_8 é alto na superfície e muito baixo na profundidade [1]. Recentemente, estudos realizados por Souza et al. [2] mostraram que a mineralização de urânio em Pocinhos é epigenética (depósitos minerais introduzidos posteriormente na rocha), com origem metassomática (rocha que sofreu modificação importante de seus minerais). Nesse caso, o urânio encontra-se associado à albitização (transformação que ocorre no ortoclásio para passar à albita pela substituição das moléculas de potássio de feldspato pelas de sódio), hematização (processo de alteração hidrotermal caracterizada pela formação de hematita) e lixiviação da sílica, com enriqueci-

mento na rocha hospedeira, de maneira semelhante às outras ocorrências encontradas na região Nordeste [2]. Na cidade de Pocinhos, a ocorrência de urânio está associada à rocha granítica que apresenta coloração creme avermelhada, textura porfirítica e granulação variando de grossa a muito grossa, com concentrações médias de ^{238}U , ^{232}Th e ^{226}Ra de 19,2 kBq kg⁻¹, 2,02 kBq kg⁻¹ e 20,00 kBq kg⁻¹, respectivamente [2].

O rádio é um radionuclídeo natural bastante difundido no meio-ambiente, possuindo diferentes níveis de concentrações no solo, rocha e fontes de águas, onde é encontrado em quatro formas isotópicas: ^{223}Ra ($T_{1/2} = 11,4$ dias), ^{224}Ra ($T_{1/2} = 3,7$ dias), ^{226}Ra ($T_{1/2} = 1622$ anos) e o ^{228}Ra ($T_{1/2} = 5,8$ anos) [3]. O ^{226}Ra e ^{228}Ra são provenientes, respectivamente, da série de decaimento natural dos radionuclídeos primordiais ^{238}U e ^{232}Th existentes na crosta terrestre. O ^{226}Ra é mais abundante no meio ambiente do que o ^{228}Ra [4]. Esses dois isótopos do rádio são de maior interesse em estudos radioecológicos, pois as suas meias-vidas são suficientemente longas para promover acumulação nas amostras ambientais que fazem parte da cadeia alimentar. O ^{226}Ra decai emitindo partícula alfa, enquanto que o ^{228}Ra por emissão de radiação beta. Entretanto, em ambos os decaimentos, são sempre acompanhados por emissão de raios gama [5].

O rádio entra no corpo humano através da ingestão de alimentos e água, incorporando-se no esqueleto [6]. Por esta razão, é considerado um radionuclídeo muito importante do ponto de vista da proteção radiológica [7]. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency - USEPA) considera o rádio um agente carcinogênico devido à sua radiotoxicidade [8]. Estudos sobre a radiotoxicidade do rádio são de grande interesse não apenas pela significância radioepidemiológica, mas por causa da sua biodistribuição no meio ambiente [9]. A radiotoxicidade do rádio resulta: (1) da fixação deste radionuclídeo nos ossos; (2) da meia-vida física e biológica longas e (3) da emissão da partícula alfa devido ao seu decaimento [7].

As ocorrências anômalas de urânio e tório no município de Pocinhos estão localizadas numa fazenda de criação de bovinos de corte e leiteiro. Para a alimentação volumosa do rebanho, os proprietários cultivam diferentes tipos de plantas forrageiras. Nas fazendas produtoras de leite da cidade de Pocinhos, a alimentação dos bovinos é predominantemente composta de vegetais cultivados nas próprias fazendas, principalmente a palma forrageira (*Opuntia spp.*). Isso é muito importante, do

ponto de vista radioecológico, pois o leite de vaca é considerado uma das maiores fontes de ingestão de radionuclídeos pelo homem, principalmente se ele for produzido em decorrência do consumo de forragem fresca pelos animais [10].

A absorção preferencial de rádio pelas raízes foi verificada em estudos realizados em plantas cultivadas em locais de elevado nível de radioatividade natural [3]. Nesse caso, se as raízes das plantas penetrarem diretamente em local com enriquecimento de rádio solúvel, as concentrações desse radionuclídeo serão mais elevadas do que nos vegetais cultivados em local não enriquecido. Como na região estudada a alimentação dos bovinos de corte e leiteiro é predominantemente de plantas forrageiras cultivadas no local, a transferência de ^{226}Ra e ^{228}Ra é bastante significativa no processo solo-forragem-leite-carne [11]. Por outro lado, pesquisas sobre ocorrência de ^{228}Ra e ^{226}Ra em solos de fazendas produtoras de leite de bovinos são raras na literatura científica.

O objetivo do presente trabalho foi determinar as concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra em amostras de solos da área anômala do município de Pocinhos, com a finalidade de verificar a disponibilidade desse radionuclídeo na cadeia alimentar de bovinos leiteiros.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Localização da área estudada

As amostras de solos foram coletadas na fazenda onde a antiga empresa NUCLEBRAS encontrou anomalias radioativas no município de Pocinhos, Paraíba, no final dos anos 70. Nessa fazenda encontra-se localizada a principal anomalia de urânio e tório da cidade da região (Figura 1). Durante os procedimentos de coletas, observou-se que a antiga NUCLEBRAS escavou três trincheiras de prospecção na mesma propriedade rural. As coletas de solos superficiais e seus correspondentes à profundidade de 25 cm foram realizadas no centro das trincheiras. Utilizou-se da amostragem aleatória, com a finalidade de se evitar coletas tendenciosas. Assim, em decorrência da uniformidade nos procedimentos de amostragens, foram coletadas sete (7) amostras de solo em diferentes localidades de cada trincheira. Todos os procedimentos de coletas foram baseados nos procedimentos téc-

nicos do Instituto de Radioproteção e Dosimetria [12]. No presente trabalho essas trincheiras foram denominadas de trincheira-1, trincheira-2 e trincheira-3. Cada trincheira encontrava-se separadas pela distância de aproximadamente, 50 m.

Figura 1: Local de amostragem.



2.2. Preparação das amostras

500 g de solos foram trituradas ($\leq 150 \mu\text{m}$) e colocadas para secar em estufa a 60°C . O procedimento de digestão das amostras de solos foi baseado no método desenvolvido pela USEPA [13]. Inicialmente, tomou-se 2 g de cada amostra e transferindo-a para um frasco volumétrico (Teflon®), adicionando-se 9,0 ml de HNO_3 e 3,0 ml de HF sob aquecimento. Após o resfriamento, a amostra foi filtrada e completou-se até o volume de 20 ml com água de alta pureza ($18 \text{ M}\Omega$).

2.3. Determinação do ^{228}Ra e ^{226}Ra

Para a determinação do ^{228}Ra e ^{226}Ra nas amostras de solo utilizou-se o método da separação radioquímica sequencial desenvolvido por Godoy et al. [14]. Nesse método, os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra foram coprecipitados na forma química de sulfato pela adição de H_2SO_4 . Inicialmente, de cada amostra preparou-se a quantidade de 1 litro, adicionando-se à mesma 1 ml de carreador de bário (20 mg Ba^{2+}/ml). Posteriormente, adicionou-se em cada amostra 5 ml de ácido cítrico 1M para evitar a precipitação do Fe ou do Al que porventura estivesse presente nas amostras. Depois desta etapa corrigiu-se o pH com hidróxido de amônio (NH_4OH) concentrado, até atingir a faixa entre 4,5 a 5,0. Aqueceu-se a solução até a ebulição, e em seguida adicionou-se 50 ml de H_2SO_4 3M. Nessa fase, o ^{228}Ra e ^{226}Ra foram coprecipitados na forma química de sulfato, o sobrenadante foi descartado e o precipitado foi centrifugado por 5 minutos. Após a centrifugação, descartou-se a solução e adicionou-se ao precipitado 20 ml de H_2SO_4 0.1M. Realizou-se nova centrifugação e descartou-se a solução. Adicionou-se ao precipitado 15 ml de ácido nitrilotriacético. A solução foi aquecida à temperatura de 80 °C até a dissolução completa do precipitado. Depois, o pH foi ajustado com ácido acético glacial até a faixa entre 4.5 a 5.0, e em seguida adicionou-se 1 ml de H_2SO_4 1.8 N. A solução obtida foi novamente aquecida à temperatura de 80 °C, e depois centrifugada. Ao precipitado adicionou-se 15 ml de EDTA (Ethylenediamine tetraacetic acid) 0,25M, 1 ml de hidróxido de amônio (NH_4OH) concentrado e 1 ml de H_2SO_4 1,8 N. Depois, o pH foi ajustado com ácido acético glacial até a faixa entre 4,5 a 5,0. O precipitado foi novamente dissolvido à temperatura de 80 °C. Após o resfriamento, a solução foi filtrada a vácuo em papel quantitativo. O precipitado obtido, após trinta dias, foi levado para um detector Canberra® Tennelec S5E de baixo background para a determinação das contagens das partículas beta e alfa, respectivamente, do ^{228}Ra e do ^{226}Ra . O detector apresentou background médio de 0,50 cpm no platô beta e eficiência média de contagem do ^{210}Bi de aproximadamente, 33%, com limite de detecção de 0.31 Bq. As amostras foram analisadas no Laboratório de Monitoração Ambiental do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, que participa do Programa de Nacional Intercomparação conduzido pelo IRD. A concentração do ^{226}Ra ($A_{\text{Ra-226}}$) foi determinado pela Equação 1 [15].

$$A_{\text{Ra-226}} = \frac{C_A - C_B}{60 \times R_Q \times Q \times \varepsilon_\alpha \times \eta_{\text{abs(Ra-226)}} \left[1 + K \left(1 - e^{-\lambda_{\text{Rn-222}} \times t} \right) \right]}$$

(1)

Onde:

 C_A = Taxa de contagem da amostra (cpm); C_B = Taxa de contagem do background (cpm);

60 = Fator de conversão de cpm para Becquerel;

 R_Q = Rendimento químico; Q = Quantidade de amostra utilizada na análise [massa (kg) ou volume (l)]; ε_α = Eficiência de contagem alfa (α) do sistema, calculada com uma fonte de amerício (^{241}Am); $\eta_{\text{abs(Ra-226)}}$ = Coeficiente de auto-absorção;

$$K = \text{Coeficiente expresso por: } K = \frac{\eta_{\text{abs(Rn-222)}} - \eta_{\text{abs(Po-218)}} + \eta_{\text{abs(Po-214)}}}{\eta_{\text{abs(Ra-226)}}};$$

 $\lambda_{\text{Rn-222}}$ = Constante de decaimento do radônio-222 = 0,181 d⁻¹; t = Tempo transcorrido entre a precipitação do rádio e a contagem em dias.

Os valores de $\eta_{\text{abs(Ra-226)}}$ e de K foram obtidos fazendo-se contagens alfa, logo após a secagem do precipitado de sulfato de rádio (RaSO_4), durante 30 dias de pelo menos, 3 padrões de ^{226}Ra , com cerca de 4 Bq cada [15]. Estes padrões passaram pelo mesmo tratamento das amostras. Para cada

padrão plotou-se na abscissa, o fator de crescimento do radônio $\left[1 - e^{-\lambda_{\text{Rn-222}} \times t} \right]$ e na ordenada

$\frac{C_A - C_B}{60 \times R_Q \times A_{\text{Ra-226}} \times M}$, onde M é a massa em gramas do padrão de ^{226}Ra e $A_{\text{Ra-226}}$ é a concen-

tração de atividade do padrão de ^{226}Ra em Bq.g⁻¹. A interseção da reta com o eixo das ordenadas é o

valor de $\eta_{\text{abs(Ra-226)}}$. A inclinação da reta é o produto $\eta_{\text{abs(Ra-226)}} \times K$. O valor utilizado para ambos

os parâmetros foi a média aritmética simples. A concentração do ^{228}Ra ($A_{\text{Ra-228}}$) foi determinada pela Equação 2 [15].

$$A_{\text{Ra-228}} = \frac{C_A - C_B}{60 \times R_Q \times Q \times \epsilon_{\text{Ra-228}}} - \frac{\epsilon_{\text{Ra-226}} \times A_{\text{Ra-226}} \times (1 - e^{-\lambda_{\text{Rn-222}} \times t})}{\epsilon_{\text{Ra-228}}} \quad (2)$$

Onde:

C_A = Taxa de contagem da amostra (cpm);

C_B = Taxa de contagem do background (cpm);

60 = Fator de conversão de cpm para Becquerel;

R_Q = Rendimento químico;

Q = Quantidade de amostra utilizada na análise [massa (kg) ou volume (L)];

$\epsilon_{\text{Ra-228}}$ = Eficiência de contagem beta (ϵ) do ^{228}Ra ;

$\epsilon_{\text{Ra-226}}$ = Eficiência de contagem beta (ϵ) do ^{226}Ra ;

$A_{\text{Ra-226}}$ = Concentração de atividade do ^{226}Ra em Bq/unidade de Q ;

$\lambda_{\text{Rn-222}}$ = Constante de decaimento do radônio-222 = 0,181 d⁻¹;

t = Tempo transcorrido entre a precipitação do rádio e a contagem em dias.

A eficiência do ^{226}Ra foi calculada pela Equação 3 [15]. A eficiência utilizada foi, então, a média aritmética simples dos valores calculados.

$$\epsilon_{\text{Ra-226}} = \frac{C_A - C_B}{60 \times R_Q \times A_{\text{Ra-226}} \times M \times \left[(1 - e^{-\lambda_{\text{Rn-222}} \times t}) \right]} \quad (3)$$

Onde:

C_A = Taxa de contagem da amostra (cpm);

C_B = Taxa de contagem do background (cpm);

60 = Fator de conversão de cpm para Becquerel;

R_Q = Rendimento químico;

$A_{\text{Ra-226}}$ = Concentração de atividade do padrão de ^{226}Ra em Bq.g⁻¹;

$\lambda_{\text{Rn-222}}$ = Constante de decaimento do radônio-222 = 0,181 d⁻¹;

t = Tempo transcorrido entre a precipitação do rádio e a contagem em dias.

A eficiência beta do ^{228}Ra foi calculada pela Equação 4 [15]. A eficiência utilizada foi, então, a média aritmética simples dos valores calculados.

$$\varepsilon_{\text{Ra-228}} = \frac{C_A - C_B}{60 \times R_Q \times A_{\text{Ra-228}} \times M}$$

(4)

Onde:

 C_A = Taxa de contagem da amostra (cpm); C_B = Taxa de contagem do background (cpm);

60 = Fator de conversão de cpm para Becquerel;

 R_Q = Rendimento químico; $A_{\text{Ra-228}}$ = Concentração de atividade do padrão de ^{226}Ra em Bq.g^{-1} ; M = Massa do padrão em gramas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A precisão do método foi avaliada através de material de referência certificado IAEA-135-*Marine Sediment* para ^{226}Ra e ^{228}Ra . As amostras padrões foram analisadas em triplicatas e submetidas aos mesmos procedimentos experimentais das amostras de solo. Na Tabela 1 encontram-se apresentados as médias dos valores das concentrações de ^{226}Ra e ^{228}Ra obtidos das amostras padrões (experimental) em relação às concentrações de referência (padrão). Observa-se que as concentrações médias (experimental) pertenceram ao intervalo das concentrações de referência (padrão). Isto mostra a precisão do método utilizado no presente trabalho na determinação do ^{226}Ra e ^{228}Ra nas amostras de solos (Tabelas 2 e 3).

Tabela 1: Concentração de ^{228}Ra e ^{226}Ra no material de referência (IAEA-135-Marine Sediment).

Radionuclídeo	Tipo	Concentração (Bq.kg^{-1})	Intervalo de confiança (Bq.kg^{-1})
^{226}Ra	Padrão	23,9	20,6 – 25,0
^{226}Ra	Experimental	24,3	Dentro
^{228}Ra	Padrão	36,7	34,4 – 39,7
^{228}Ra	Experimental	38,6	Dentro

Os valores das concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra nas amostras de solos coletadas na área anômala encontram-se apresentadas nas Tabelas 2 e 3. Observa-se nessas tabelas, grande variabilidade nos

valores das concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra nas amostras de solos. Verifica-se que as concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra foram mais elevadas nas amostras de solo à profundidade de 25 cm do que no solo superficial, nas trincheiras 1, 2 e 3.

Tabela 2: Concentração de ^{228}Ra em amostras de solos da área anômala.

Tipo de solo	Local de Coleta		
	Trincheira 1	Trincheira 2	Trincheira 3
	Concentração de ^{228}Ra (Bq.kg ⁻¹)		
Solo superficial 1	1 ± 0.3	25 ± 10	1 ± 0.3
Solo (25 cm)	214 ± 87	47 ± 7	27 ± 5
Solo superficial 2	12 ± 2	57 ± 6	7 ± 2
Solo (25 cm)	50 ± 8	157 ± 12	67 ± 21
Solo superficial 3	1 ± 0.2	38 ± 4	26 ± 9
Solo (25 cm)	103 ± 15	147 ± 18	145 ± 19
Solo superficial 4	2 ± 0.4	87 ± 8	87 ± 14
Solo (25 cm)	32 ± 12	235 ± 12	210 ± 18
Solo superficial 5	5 ± 1	47 ± 9	15 ± 2
Solo (25 cm)	38 ± 2	275 ± 18	28 ± 9
Solo superficial 6	9 ± 2	101 ± 10	33 ± 8
Solo (25 cm)	42 ± 8	304 ± 9	125 ± 21
Solo superficial 7	19 ± 3	176 ± 17	146 ± 23
Solo (25 cm)	38 ± 4	276 ± 27	169 ± 34

Tabela 3: Concentração de ^{226}Ra em amostras de solos da área anômala.

Tipo de solo	Local de Coleta		
	Trincheira 1	Trincheira 2	Trincheira 3
	Concentração de ^{226}Ra (Bq.kg ⁻¹)		
Solo superficial 1	2 ± 0.4	13 ± 2	45 ± 9
Solo (25 cm)	118 ± 23	28 ± 4	157 ± 28
Solo superficial 2	17 ± 3	10 ± 2	77 ± 21
Solo (25 cm)	30 ± 7	102 ± 22	129 ± 25
Solo superficial 3	7 ± 2	25 ± 3	78 ± 12
Solo (25 cm)	57 ± 10	98 ± 9	109 ± 14
Solo superficial 4	1 ± 0.3	22 ± 6	137 ± 10

Solo (25 cm)	24 ± 10	112 ± 21	275 ± 15
Solo superficial 5	8 ± 2	67 ± 12	98 ± 9
Solo (25 cm)	22 ± 5	137 ± 16	207 ± 27
Solo superficial 6	2 ± 0.4	49 ± 17	38 ± 9
Solo (25 cm)	27 ± 9	154 ± 31	157 ± 25
Solo superficial 7	14 ± 6	32 ± 8	76 ± 8
Solo (25 cm)	18 ± 3	147 ± 7	289 ± 41

Santos Júnior et al. [16] determinaram concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra em solos de fazendas produtoras de leite dos municípios pernambucanos de Pedra e Venturosa, onde também existem ocorrência de valores anômalos de ^{238}U , variando de 73 a 429 Bq.kg^{-1} e de 14 a 367 Bq.kg^{-1} , respectivamente. Observa-se nas Tabelas 2 e 3 que grande parte dos valores das concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra em solos coletados nas trincheiras 1, 2, 3 encontram-se na mesma faixa de variação daquelas determinadas por Santos Júnior et al. [16]. Nas fazendas produtoras de leite de bovinos localizadas numa área anômala da cidade mineira de Poços de Caldas, Amaral et al. [17] determinaram, em amostras de solos, concentrações de ^{226}Ra variando de 68 a 262 Bq.kg^{-1} . Estes valores pertencem ao intervalo das concentrações apresentados nas Tabelas 2 e 3. Amostras de solos coletadas em fazendas produtoras de leite de bovinos do município de Caetité, na Bahia, localizadas próximas à Unidade de Concentrado de Urânio (URA), apresentaram concentrações médias de ^{228}Ra e ^{226}Ra de 59,4 e 61 Bq.kg^{-1} [18]. Esses valores pertencem ao intervalo de concentrações apresentadas nas Tabelas 2 e 3.

Do ponto de vista radioecológico, concentrações elevadas de ^{228}Ra e ^{226}Ra em amostras de solo superficial, como aquelas apresentadas nas Tabelas 2 e 3, são muito importantes, não apenas pela sua disponibilidade para as plantas forrageiras, que os absorvem eficientemente [17], e também pelo fato dos bovinos ingerirem solo de forma acidental ou proposital [19]. No primeiro caso, a ingestão ocorre em decorrência do solo, geralmente, encontrar-se aderido às plantas forrageiras ou devido às pastagens degradadas [19]. No segundo caso, os bovinos ingerem solos propositalmente, com o objetivo de suprir deficiências minerais [20]. Nos estados do Piauí e do Maranhão, as fezes dos bovinos contêm quantidades elevadas de solo, a tal ponto que elas têm aspecto e consistência de cerâmica [20]. É bastante significativo o transporte de radionuclídeos naturais para os bovinos em decorrência da ingestão de solo superficial [19]. De acordo com McDowell-Boyer et al. [21] e Amaral et

al. [17], parte do ^{226}Ra ingerido por uma vaca em lactação é transferida para o leite. A ingestão de ^{228}Ra e ^{226}Ra através do consumo de leite e carne de bovinos aumenta significativamente a dose interna de radiação no homem [11]. Portanto, o consumo de solo pelos animais pode se constituir uma via importante de transferência de ^{228}Ra e ^{226}Ra para a cadeia alimentar dos bovinos leiteiros da região estudada.

4. CONCLUSÕES

As concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra nas amostras de solo provenientes de uma área anômala da cidade de Pocinhos, foram semelhantes às existentes em outras áreas com elevados níveis de radioatividade natural localizadas no Brasil. As elevadas concentrações de ^{228}Ra e ^{226}Ra determinadas nas amostras de solo demonstram a necessidade de se realizar estudos mais detalhados para se avaliar o risco de ingestão desses radionuclídeos em decorrência do consumo de leite e carne de bovinos pela população local.

REFERÊNCIAS

- [1] FILHO, J.S., ANDRADE, V.A. Comentários sobre a avaliação Fotogeológica da Área do Projeto Venturosa. **NUCLEBRÁS/EFOR.PM.** 1988.
- [2] SOUZA, E.M., FARIAS, E.E., FILHO, C.A.S., VILLAR, H.P., FRANÇA, E.J., HAZIN, C.A. Ocorrência de urânio em Pocinhos, Paraíba-anomalia de Sítio Bravo: Petrografia e radiometria. **Estudos Geológicos**, v. 22(2), p. 93-103, 2012.
- [3] JAWOROWSKI, Z. The natural distribution of radium. In: The Environmental Behavior of Radium. v. 1. **Technical Reports Series** nº 310. IAEA, p.129, 1990.
- [4] ROSE, A.W., HAWKES, H.E., WEBB, J.S. **Geochemistry in mineral exploration.** 2ed. London-New York. Academic Press, 1979, 657 p.

- [5] CEPA (2006). Public health goals for chemicals in drinking water: radium-226 and radium-228. California Environmental Protection Agency. **Office of Environmental Health Hazard Assessment**.
- [6] EISENBUD, M.; GESELL, T. **Environmental radioactivity**: from natural, industrial, and military sources. New York: Academic Press, 4. ed., 1997. 656 p.
- [7] IYENGAR, M. A. R. The natural distribution of radium. In: The Environmental Behavior of Radium. v. 1. **Technical Reports Series** n° 310. IAEA. 1990. p. 59.
- [8] ATSDR (1990). Toxicological Profile for Radium. **Agency for Toxic Substances and Disease Registry**, U.S. Public Health Service. December 1990.
- [9] MILLS, W. A. Estimates of human cancer risks associated with internally deposited radionuclides. In: RAABE, O.G. **Internal Radiation Dosimetry**. Madison, Wisconsin: Medical Physics Publishing, 1994.p. 609-631.
- [10] BERESFORD, N.A, HOWARD, B.J. The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals. **Sci Total Environ**, v. 107, p. 237-242, 1999.
- [11] RAYNO, D.R. Estimated dose to man from uranium milling via the beef/milk food-chain pathway. **Sci Total Environ**, v. 31(3), p. 219-241, 1983.
- [12] VIANNA, L.T.; TAUHATA, L., OLIVEIRA, A.E., OLIVEIRA, J.P., CLAIN, A.F., FERREIRA, A.C.M. (1998). Evaluation of Brazilian intercomparison program data from 1991 to 1995 of radionuclide assays in environmental samples. **Appl Radiat Isot**, v. 49 (9), p. 1463-1466, 1998.
- [13] United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1996). Method 3052. **Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices**. Available from: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3052.pdf>. Access in: August 28th, 2011.
- [14] GODOY, J.M., LAURIA, D.C., GODOY, M.L.D.P., CUNHA, R.P. Development of a sequential method for the determination of ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{228}Ra , ^{226}Ra , and ^{210}Pb in environmental samples. **J Radioanal Nucl Chem**, v. 182 (1), p. 165-169, 1994.
- [15]. GODOY, J.M. Methods for measuring radium isotopes: gross alpha and beta counting. In The Environmental Behaviour of Radium. **Technical Reports Series of International Agency Energy Atomic (IAEA)**, v.1 (310), p. 205-211, 1990.

- [16] SANTOS JÚNIOR, J.A., AMARAL, R.S., SILVA, C.M., MENEZES, R.S., BEZERRA, J.D. Radium-228 as an indicator of thorium-232 presence in a soil in Pernambuco, Brazil. **Bull Environ Contam Toxicol**, 82(6):650-652, 2009.
- [17] AMARAL, E.C.S., CARVALHO, Z.L., GODOY, J.M. Transfer of ^{226}Ra and ^{210}Pb to forage and milk in Brazilian high natural radioactivity region. **Radiat Prot Dosim**, v. 24, p. 119-121, 1988.
- [18] PEREIRA, W.S., JÚNIOR D.A.P. Monitoração ambiental da unidade de concentrado de urânio (URA) em Caetité, BA, Brasil. **Rev Bras Pesq Des**, v. 4(3), p. 673-677, parte 1, 2002.
- [19] FRIES, G.F., MARROW, G.S., SNOW, P.A. Soil ingestion by dairy cattle. **J Dairy Science**, v. 65, p. 611-618, 1982.
- [20] TOKARNIA, C.H., DÖBEREINER, J., PEIXOTO, P. V. Deficiências minerais em animais de fazenda, principalmente bovinos em regime de campo. **Pesq Vet Bras**, v. 20(3), p.127-138, 2000.
- [21] MCDOWELL-BOYER, L.M.; WATSON, A.P.; TRAVIS, C.C. A review of parameters describing terrestrial food-chain transport of ^{210}Pb and ^{226}Ra . **Nuclear Safety**, p. 486-495, 1980.