



^{210}Pb numa região anômala de Pocinhos-Paraíba

C. M. Silva^{*1,2}, C. A. S. Filho³, C. E. O. Costa Júnior⁴

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

³Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste

Avenida Professor Luiz Freire, 200, Cidade Universitária,

CEP 50.740-540, Recife, Pernambuco, Brazil, phone: +55 (81) 3797-8000

⁴Faculdade Integrada de Pernambuco

Avenida Caxangá, 4477, CEP: 50670-000, Recife, Pernambuco, Brazil, phone: +55 (81) 3878-5100

*Corresponding Author E-mail: cleomacio@hotmail.com

RESUMO

De 1979 a 1982, a extinta empresa NUCLEBRAS realizou em Pocinhos, cidade localizada na região agreste do estado da Paraíba, localizado na Região do Nordeste do Brasil, estudos sobre a ocorrência de urânio, onde atualmente existem fazendas de pecuária leiteira. O ^{210}Pb , descendente da série radioativa do ^{238}U , é depositado no solo e nas plantas, principalmente devido ao *fallout* natural. Uma vez presente nas plantas, o ^{210}Pb pode ser ingerido por vacas leiteiras, sendo então transferido para o leite. Assim, o consumo de leite pode se constituir uma via importante de ingestão de ^{210}Pb pelo homem. No corpo humano, o ^{210}Pb é rapidamente transferido para os ossos, podendo induzir o aparecimento de leucemia. Dentro desse contexto, o objetivo com o presente trabalho foi determinar as concentrações de ^{210}Pb em amostras de solos e de palma forrageira (*Opuntia spp.*) de fazendas localizadas na anomalia de urânio da cidade de Pocinhos. Para tanto, utilizou-se a amostragem aleatória, com a finalidade de se evitar coletas tendenciosas. O ^{210}Pb foi determinado pela técnica da resina trocadora de íons. As concentrações de ^{210}Pb nas amostras de solos variaram de 7 a 5.098 Bq.kg⁻¹. Para as amostras de palma forrageira, as concentrações variaram de 4 a 178 Bq.kg⁻¹ na matéria seca. Nos resultados obtidos foi observada grande disponibilidade de ^{210}Pb para a cadeia alimentar dos bovinos das fazendas estudadas.

Palavras-chave: Forragem, Radioatividade Natural, Chumbo Radioativo.

ABSTRACT

From 1979 to 1982, the extinct company NUCLEBRAS performed in Pocinhos City, located in the Agreste region of Paraíba state, in northeastern Brazil, studies about the uranium occurrence, where dairy farms currently exist. The ^{210}Pb , descendant of ^{238}U radioactive decay series, is deposited in soil and plants, mainly due to the natural fallout. Once present in plants, the ^{210}Pb can be ingested by dairy cows and, this way, transferred to milk. Thus, the consumption of milk can constitute an important route of ^{210}Pb incorporation in humans. In human body, this element is quickly transferred to the bones and may induce leukemia. In this context, the aim of this work was to determine the ^{210}Pb concentrations in soil samples and forage (*Opuntia spp.*) from farms located in the uranium anomaly of Pocinhos, in the Brazilian state of Paraíba. For this, random sampling was used, in order to avoid tendentious collections. The ^{210}Pb was determined by the ion exchange resin technique. The concentrations of ^{210}Pb varied from 7 to 5,098 Bq.kg⁻¹ in soil samples. In forage dry, the concentration varied from 4 to 178 Bq.kg⁻¹. In the obtained results, a highly available of ^{210}Pb to enter in the cattle feed chain of the farms studied was observed.

Keywords: Forrage, natural radioactivity, radiolead.

1. INTRODUÇÃO

De acordo com os estudos realizados por Filho e Andrade [1], a extinta empresa Nuclebras realizou no período de 1977 a 1982, pesquisas sobre a existência de urânio na cidade de Pocinhos, na Paraíba [1]. 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]. Estudos mais recentes mostraram que a mineralização de urânio em Pocinhos é epigenética, com origem metassomática. Neste caso, o urânio encontra-se associado à albitização, hematitização e lixiviação da sílica, com enriquecimento 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 porfírica e granulação variando de grossa a muito grossa, com concentrações médias de ^{238}U e de ^{226}Ra , de 19,2 kBq kg⁻¹ e 20,00 kBq kg⁻¹, respectivamente [2]. Economicamente, a exploração das jazidas de urânio da cidade de Pocinhos foi considerada inviável [1]. E do ponto de vista radioecológico? Será que a presença de urânio e seus produtos de decaimento, trariam algum risco à saúde da população

do município? As ocorrências anômalas de urânio em Pocinhos estão localizadas em áreas ocupadas por fazendas especializadas na criação de bovinos leiteiros. Para a alimentação volumosa do rebanho, os proprietários cultivam diferentes tipos de plantas forrageiras.

O ^{210}Pb é um radionuclídeo natural bastante difundido no meio-ambiente, possuindo diferentes níveis de concentrações na rocha, solo, água e plantas. O ^{210}Pb é proveniente da série de decaimento natural do ^{238}U , sendo de grande interesse em estudos radioecológicos, pois a sua meia-vida ($T_{1/2} = 22$ anos) é suficientemente longa para promover acumulação nas amostras ambientais que fazem parte da cadeia alimentar [3]. Devido à ação das chuvas, o ^{210}Pb que se encontra aderido às partículas existentes na atmosfera, retorna para o solo. Uma vez no solo, esse radionuclídeo forma compostos que são rapidamente distribuídos no meio ambiente. Uma vez no solo, o ^{210}Pb , na forma iônica $^{210}\text{Pb}^{2+}$ compete com o Ca^{2+} durante o mecanismo de absorção de nutrientes pelas plantas [3].

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 [4]. A presença de ^{210}Pb em vegetais é decorrente de sua absorção direta pelas raízes [5], como também pela deposição foliar devido ao *fallout* natural do ^{210}Pb [6]. Em solos de elevada radioatividade natural, esse radionuclídeo é facilmente absorvido pelos vegetais que são consumidos por bovinos leiteiros [7]. Dependendo do local, devido ao *fallout* natural, o ^{210}Pb é o radionuclídeo que mais contamina os pastos, principalmente, se esses são formados por vegetais folhosos [8].

Parte do chumbo radioativo ingerido por bovinos leiteiros, é transferida para o leite [9, 10]. Na cidade de Pocinhos, a principal atividade econômica é a produção de leite e derivados que são consumidos em grande parte pela população local. Uma vez ingerido pelo homem, o ^{210}Pb deposita-se nos ossos podendo induzir o aparecimento de diversas doenças, inclusive a leucemia. O ^{210}Pb tem preferência em se depositar nos ossos trabecular e cortical do ser humano [11]. Aproximadamente, 22% da quantidade total de ^{210}Pb ingerido pelo homem, depositado-se nos ossos [11]. A acumulação do ^{210}Pb no osso ocorre através da troca iônica entre o Pb^{+2} e o Ca^{+2} , daí a

similaridade metabólica do chumbo com o cálcio no corpo humano, apesar dos mecanismos de metabolização não serem necessariamente idênticos [12]. Portanto, dentro deste contexto, o objetivo com o presente trabalho foi determinar as concentrações de ^{210}Pb em amostras de solos e de palma forrageira (*Opuntia spp.*), 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 e palma forrageira foram coletadas em uma fazenda da cidade de Pocinhos. Por questão de anonimato, esta fazenda foi denominada de Fazenda F-1. Nessa fazenda encontra-se localizada a principal anomalia de urânio da região (Figura 1). Durante os procedimentos de coletas, observou-se que a antiga Nuclebras escavou três trincheiras de prospecção, onde atualmente encontra-se a Fazenda F-1 (Figura 1). As coletas de solos superficiais e seus correspondentes à profundidade de 25 cm foram realizadas no centro das trincheiras. Para tanto, 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. Semelhantemente, tal procedimento foi aplicado também à coleta das amostras de palma forrageira. Todos os procedimentos de coletas foram baseados nos procedimentos técnicos do Instituto de Radioproteção e Dosimetria [13]. No presente trabalho essas trincheiras foram denominadas de trincheira-1, trincheira-2 e trincheira-3. Cada trincheira encontrava-se separadas pela distância de 50 m.

2.2. Determinação do ^{210}Pb

2.2.1. Amostras de solo

Utilizou-se o método da troca iônica apresentado por Godoy et al. [14], para determinar as concentrações de ^{210}Pb nas amostras de solos e de palma forrageira. Inicialmente, 500 g de solos foram trituradas ($\leq 150 \mu\text{m}$) e colocadas para secar a $60 \text{ }^\circ\text{C}$. Em seguida, 2 g de cada amostra

foram colocadas para lixiviar com 100 ml de HBr 0,5 M e 1,0 g de cloridrato de hidroxilamina, por um período de 12 horas. A solução foi filtrada e adicionou-se 1 ml de carreador de Pb^{++} (20 mg/l de $Pb(NO_3)_2$). Depois, a solução foi colocada para percolar numa coluna contendo resina trocadora de íons do tipo BIO-RAD DOWEX 1-X8 50-100 mesh chloride form. Durante esta etapa, o ^{210}Pb fica retido na resina, sendo depois, eluido com 50 ml de HNO_3 1M. A solução obtida foi aquecida até a secagem total. Adicionou-se 50 ml de água deionizada e corrigiu-se o pH (que deve estar entre 4,5 a 5,0) com acetato de amônio a 40%. A solução foi aquecida até a ebulição, e depois adicionou 2 ml de Na_2CrO_4 a 25%. A solução foi filtrada em papel quantitativo, cobrindo-se o precipitado com papel contato. Depois, esperou-se aproximadamente, trinta e cinco (35) dias para se obter o equilíbrio radioativo entre o ^{210}Pb e o ^{210}Bi . Depois dessa etapa, o precipitado foi levado para o detector para determinar a contagem beta. Para tanto, foi utilizado o detector Canberra Tennelec S5E de baixo background. Esse 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 faz parte do Programa de Intercomparação Nacional. A concentração de ^{210}Pb (C_{Pb-210}) em $Bq.kg^{-1}$ foi determinada utilizando a Equação 1 [15].

$$C_{Pb-210} = \frac{A_L}{(1 - e^{-\lambda_{Bi}t})\eta y w} \quad (1)$$

Onde:

A_L = contagem líquida obtida no detector (cpm);

t = tempo do crescimento do Bi (bismuto);

λ_{Bi} = constante de decaimento do Bi ($dias^{-1}$);

η = eficiência de detecção do Bi (cpm/Bq);

y = rendimento químico (%);

w = quantidade de rocha em matéria seca utilizada na análise (kg).

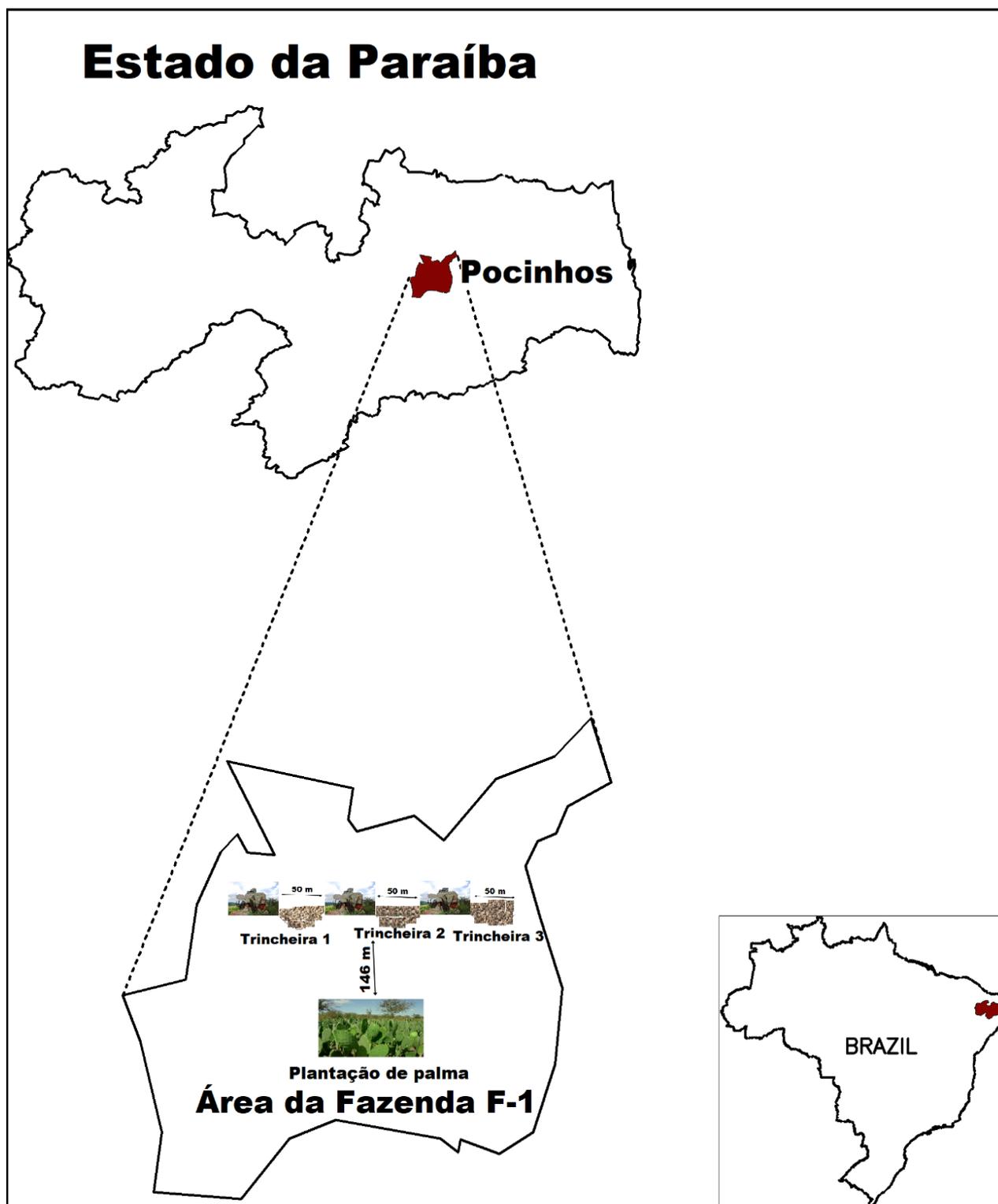
2.2.2. Amostras de palma forrageira

Foram coletadas sete amostras de aproximadamente, 5 kg de palma forrageira e acondicionadas em recipientes de polietileno. No laboratório, as amostras foram cortadas e colocadas para secar a 60 °C, até obter peso constante. A matéria seca obtida foi levada ao forno, aumentando-se a temperatura gradativamente a uma taxa constante de 3 °C a cada 30 minutos, até atingir 450 °C, e então, deixando-se a essa temperatura, até a obtenção das cinzas. Após esses procedimentos, 2 g de cada amostra foram colocadas para lixiviar com 100 ml de HBr 0,5 M e 1,0 g de cloridrato de hidroxilamina, por um período de 12 horas. As etapas seguintes foram semelhantes às amostras de solo.

2.2.3. Preparação das amostras padrões

Devido à ausência de amostras padrões certificados de solos e de vegetais, houve a necessidade da criação de procedimentos de avaliação do método da troca iônica desenvolvido por Godoy et al. [14]. Na avaliação do método da troca iônica, realizaram-se procedimentos de intercomparação no Laboratório de Monitoração Ambiental do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco. Para tanto, utilizaram-se padrões líquidos certificados de ^{210}Pb fornecidos pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD). Os padrões líquidos foram diluídos em ácido nítrico 1 N, conformes recomendações do IRD [13]. Inicialmente, prepararam-se amostras de água deionizada em quadruplicatas. Nessas amostras foram adicionados 3 Bq de padrão de ^{210}Pb , sendo então, submetidas aos mesmos procedimentos de análise das amostras de solo e palma forrageira. Nesse caso, devido ao elevado grau de exigência radioanalítica, foram seguidos os procedimentos de validação de métodos analíticos e bioanalíticos estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) do Ministério da Saúde do Brasil [16].

Figure 1: Local de amostragem.



3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Avaliação do método de análise do ^{210}Pb

Os valores médios da precisão e da exatidão foram respectivamente, 3,5% e 96%, respectivamente. O rendimento químico médio da técnica utilizada foi de 97%. Esse resultado indica a grande adaptabilidade e a aplicabilidade do método da troca iônica na quantificação do ^{210}Pb . Entretanto, segundo Jia e Torri [15], a exatidão do resultado final é afetada diretamente pela pureza das fontes de ^{210}Pb . De acordo com esses autores, os radionuclídeos emissores beta das séries radioativas naturais do urânio e de tório interferem grandemente na quantificação do ^{210}Pb em análise de amostras ambientais. Por outro lado, segundo, Godoy et al. [14] e Jia e Torri [15], o método da resina trocadora de íons, constitui-se um procedimento altamente eficaz para separar o ^{210}Pb de outros emissores beta em amostras ambientais. Decorrente disso, no presente trabalho, foi verificado nas amostras padrões, preparadas conforme item 2.2.3, o grau de separação do ^{210}Pb dos demais emissores beta. Para tanto, observou-se o crescimento radioativo do ^{210}Bi nas amostras padrões. As Figuras 2, 3, 4 e 5 mostram o crescimento do ^{210}Bi nas amostras de água deionizada, nas quais foram adicionados padrões de ^{210}Pb com concentrações iguais a 3 Bq. Nas Figuras 2, 3, 4 e 5, observa-se que, quando os valores experimentais e teóricos tendem ao valor do equilíbrio secular radioativo, a curva experimental e teórica coincidem. Nesse caso, o equilíbrio secular entre o ^{210}Pb e o ^{210}Bi foi alcançado num tempo de aproximadamente, 50.000 minutos ($\cong 35$ dias), após o procedimento de eluição do ^{210}Pb da resina trocadora de íons. Sendo assim, foi considerada desprezível, a interferência dos demais emissores beta existentes nas amostras analisadas. O tempo de equilíbrio secular calculado no presente trabalho, foi aproximadamente igual, àqueles encontrados por Jia e Torri [15] em amostras de rochas e solos.

Figura 2: Tempo de crescimento do ^{210}Bi na amostra padrão 1 após a eluição.

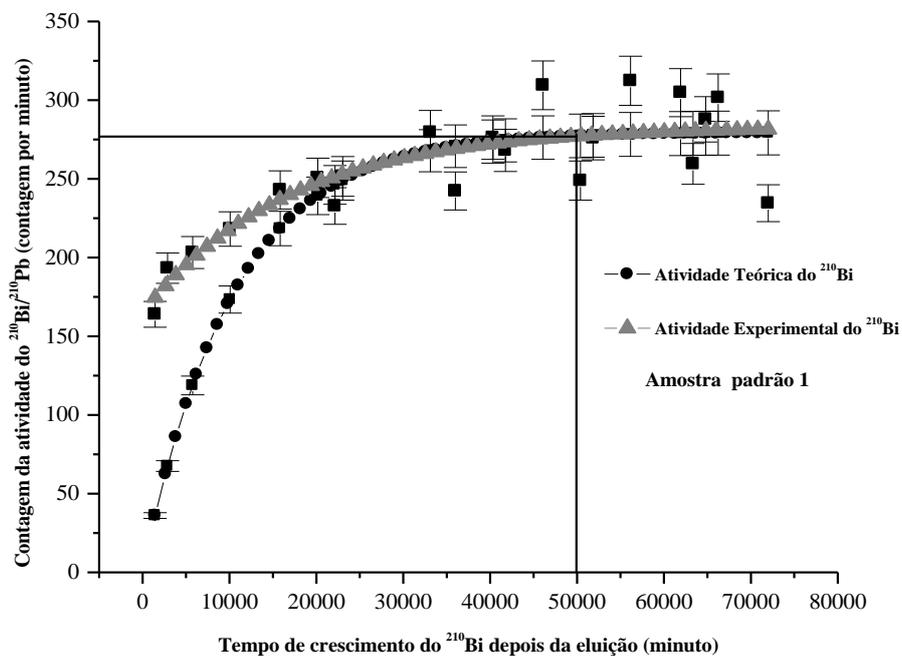


Figura 3: Tempo de crescimento do ^{210}Bi na amostra padrão 2 após a eluição.

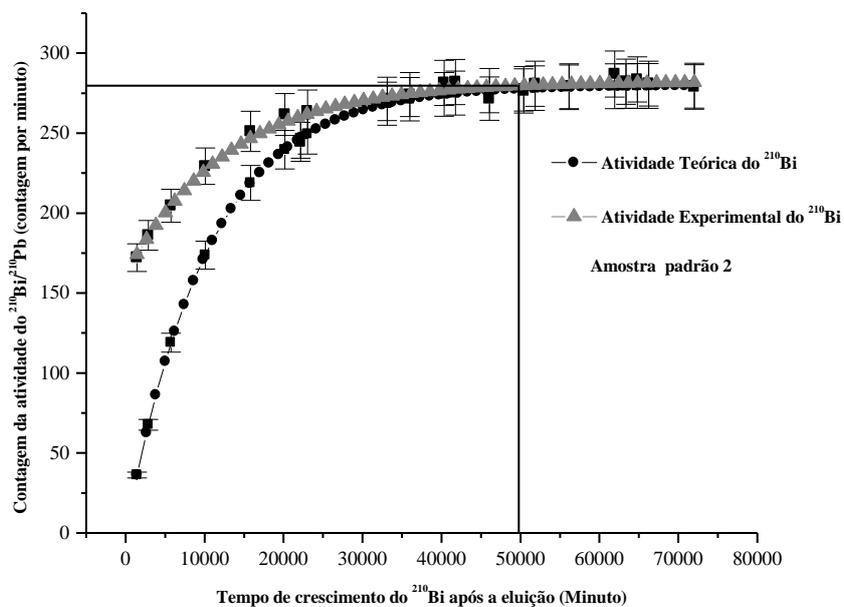


Figura 4: Tempo de crescimento do ^{210}Bi na amostra padrão 3 após a eluição.

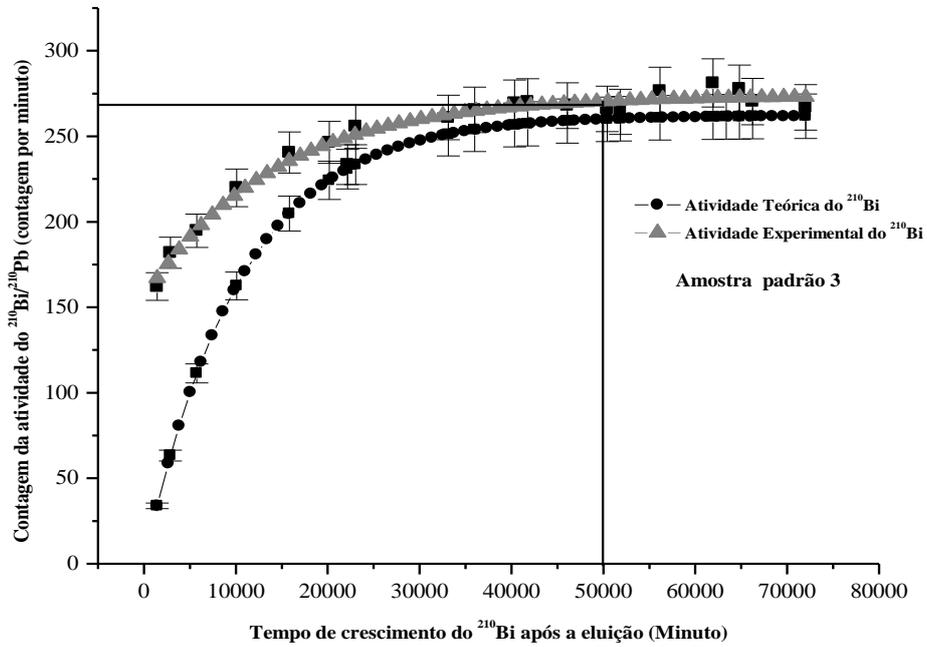
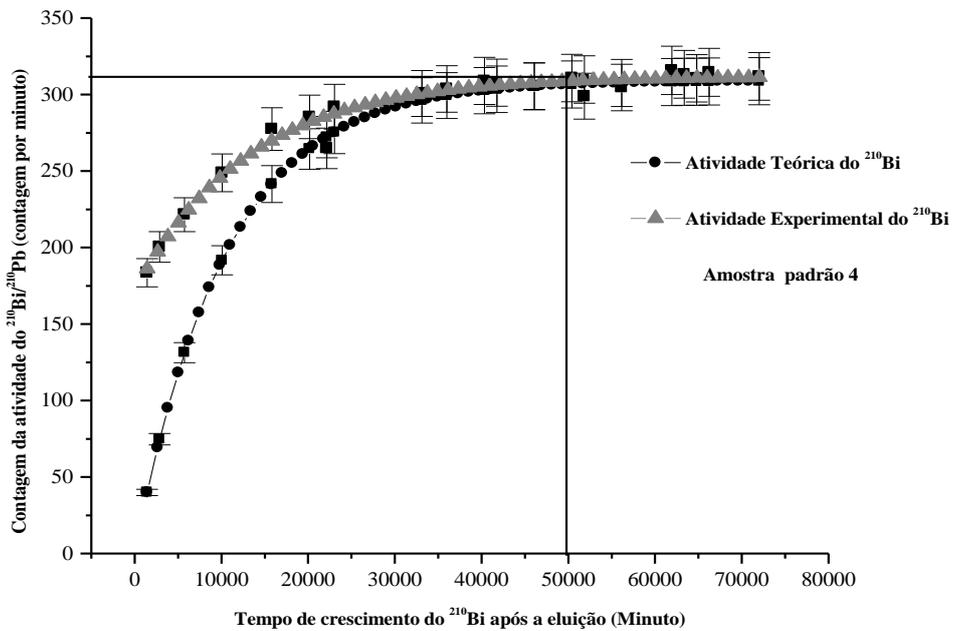


Figura 5: Tempo de crescimento do ^{210}Bi na amostra padrão 4 após a eluição.



3.2. Concentração de ^{210}Pb nas amostras de solo

Os valores das concentrações de ^{210}Pb nas amostras de solos coletadas nas Fazenda 1, encontram-se apresentadas na Tabela 1. Os procedimentos radioquímicos foram baseados no Programa Nacional de Intercomparação do Instituto de Radioproteção e Dosimetria [13]. Observa-se na Tabela 1, grande variabilidade nos valores das concentrações de ^{210}Pb nas amostras de solos. Verifica-se que as concentrações de ^{210}Pb foram mais elevadas nas amostras de solo superficial do que no solo correspondente à profundidade de 25 cm, nas trincheiras 1, 2 e 3. A grande variabilidade existente nos resultados apresentados na Tabela 1, está relacionada com a origem do ^{210}Pb no meio ambiente. O ^{210}Pb quando gerado no solo local pela desintegração direta do ^{226}Ra , sem escapamento do ^{222}Rn , é denominado ^{210}Pb suportado e encontra-se em equilíbrio com o ^{226}Ra [17]. Por outro lado, quando o ^{210}Pb é produzido na atmosfera pela emissão do ^{222}Rn que escapa das rochas ou dos solos, é chamado de ^{210}Pb não suportado. Neste caso, o ^{210}Pb não se encontra em equilíbrio com o ^{226}Ra [17]. Devido à ação das chuvas, o ^{210}Pb que se encontra aderido às partículas existentes na atmosfera, deposita-se no solo. Esse processo é denominado de *fallout* natural [3]. Uma vez no solo, o ^{210}Pb forma compostos que são rapidamente distribuídos no meio ambiente [3]. Pesquisas sobre ocorrência de ^{210}Pb em solos de fazendas produtoras de leite de bovinos, são raras na literatura científica. Entretanto, Silva et al. [18] avaliaram a presença de ^{210}Pb em solos superficiais de fazendas produtoras de leite de vaca, localizadas numa área anômala da região do Agreste Semiárido de Pernambuco. Segundo esses autores, as concentrações de ^{210}Pb variaram de 195 a 86.400 Bq.kg⁻¹, e foram consideradas elevadas. Observar-se na Tabela 1 que, grande parte dos valores das concentrações de ^{210}Pb em solos coletados nas trincheiras 1, 2, 3 encontram-se na mesma faixa de variação daquelas determinadas por Silva et al. [18]. Assim, todos os valores apresentados na Tabela 1 que estão acima de 195 Bq.kg⁻¹ podem ser considerados elevados. Nas fazendas produtoras de leite de bovinos, localizadas numa área anômala da cidade mineira de Poços de Caldas, Amaral et al. [7] determinaram em amostras de solos, concentrações de ^{210}Pb variando de 60 a 253 Bq.kg⁻¹. Estes valores pertencem ao intervalo das concentrações apresentados na Tabela 1. Em outro estudo, Pereira e Júnior [19] determinaram concentração média de ^{210}Pb de 87 Bq.kg⁻¹ em amostras de solos coletados nas fazendas

produtoras de leite de bovinos, localizadas em áreas anômalas da cidade baiana de Caetité. Observa-se que, esse valor pertence ao intervalo de valores apresentados na Tabela 1.

Do ponto de vista radioecológico, concentrações elevadas de ^{210}Pb em amostras de solo superficial, como aquelas apresentadas na Tabela 1, são muito importantes, não apenas pela sua disponibilidade para as plantas forrageiras, que o absorvem eficientemente [18], como também, pelo fato, dos bovinos ingerirem solo. A ingestão de solos por bovinos, ocorre de forma acidental ou proposital [20]. No primeiro caso, a ingestão ocorre, em decorrência do solo, geralmente, encontrar-se aderido às plantas forrageiras ou devido às pastagens degradadas [21]. No segundo caso, os bovinos ingerem solos propositalmente, com o objetivo de suprir deficiências minerais [22]. 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 [22]. É bastante significativo, o transporte de radionuclídeos naturais para os bovinos, em decorrência da ingestão de solo superficial [23]. Uma vez ingerido pelos bovinos leiteiros, parte do chumbo radioativo é transferida para o leite [9, 10]. De acordo com McDowell-Boyer et al. [24] e Amaral et al. [7], parte do ^{210}Pb ingerido por uma vaca em lactação é transferida para o leite. A ingestão de ^{210}Pb através do consumo de leite de bovinos aumenta significativamente a dose interna no homem [25]. Sendo assim, o consumo de solo pode se constituir uma via importante de contaminação de ^{210}Pb nos bovinos leiteiros da região estudada.

3.3. Concentração de ^{210}Pb nas amostras de palma forrageira

Na Tabela 2 estão apresentadas as concentrações de ^{210}Pb nas amostras de palma forrageira gigante (*Opuntia spp.*) cultivadas na fazenda F-1. Observa-se que a palma forrageira perdeu muita água durante a secagem, o que resultou em quantidade bastante reduzida de matéria seca em todas as amostras analisadas. Estudos realizados por Santos [26] mostraram que a palma forrageira possui baixo teor de matéria seca. Todos os procedimentos de análises foram realizados de maneira semelhante às amostras de solos, conforme procedimentos padrões do Instituto de Radioproteção e Dosimetria [13]. Semelhante às amostras de solos apresentadas na Tabela 1, as concentrações de ^{210}Pb apresentadas na Tabela 2, também apresentaram grande variabilidade nos

resultados. A área aonde estava cultivada as palmas forrageiras localizava-se à distância de 146 m das trincheiras 1, 2 e 3 (Figura 1). A palma forrageira é um cacto suculento, ramificado, de porte arbustivo, ramos clorofilados achatados, de coloração verde-acinzentada, com folhas pequenas, decíduas precoces [26]. A fisiologia das folhas da palma forrageira dificulta que ela absorva o ^{210}Pb proveniente do *fallout* natural. Segundo Athalye e Mistry [6], apenas vegetais folhosos têm a capacidade de reter quantidades elevadas de ^{210}Pb proveniente do *fallout* natural. De acordo com Santos [26], a palma forrageira possui raízes superficiais que penetram, normalmente, até oitenta centímetros de profundidade no solo e atingem vários metros de extensão formando verdadeira rede capilar, com elevada capacidade de absorção da água do solo. Por outro lado, o ^{210}Pb possui elevada mobilidade em soluções do solo, estando facilmente biodisponível para as plantas forrageiras [26]. Sendo assim, o comportamento fisiológico da distribuição das raízes da palma forrageira cultivada nos solos da Fazenda F-1, foi um fator importante na transferência de níveis elevados de ^{210}Pb para as plantas (Tabela 2), tais como os valores 43 e 178 Bq.kg^{-1} na matéria seca. Assim, os valores apresentados na Tabela 2 indicaram diferentes níveis de biodisponibilidade do ^{210}Pb no solo da Fazenda F-1, como também diferentes pontos de mineralizações de urânio. De acordo com Santos [26], a palma forrageira apresenta raízes superficiais que penetram, normalmente, até oitenta centímetros de profundidade no solo e atingem vários metros de extensão formando verdadeira rede capilar, com elevada capacidade de absorção da água do solo. Sendo assim, a distribuição das raízes da palma forrageira gigante (*Opuntia spp.*) cultivada nos solos da Fazenda F-1 foi um fator importante na transferência de níveis elevados de ^{210}Pb na palma forrageira, principalmente, naquela que apresentou valor de 178 Bq.kg^{-1} na matéria seca (Tabela 2).

A literatura é muito escassa de pesquisa sobre a transferência de ^{210}Pb em palma forrageira. Entretanto, trabalho realizado por Silva et al. [27] nas fazendas produtoras de leite de bovinos da região do Agreste Semiárido de Pernambuco mostraram que as palmas forrageiras absorveram eficientemente o ^{210}Pb presente em solos anômalos. De acordo com esses autores, as concentrações desse radionuclídeo nas amostras de palma forrageira variaram de 2 a 127 Bq.kg^{-1} na matéria seca, cujo valor máximo pertence ao intervalo de concentração da Tabela 2. Para Silva et al. [27], concentrações de ^{210}Pb acima de 50 Bq.kg^{-1} na matéria seca podem ser consideradas elevadas para a palma forrageira. Logo, a concentração de 178 Bq.kg^{-1} na matéria seca (Tabela 2) é considerada elevada. Amaral et al. [7] realizaram pesquisas nas fazendas produtoras de leite de

vaca, localizadas sobre as anomalias de urânio e tório existentes na cidade mineira de Poços de Caldas. Nestas pesquisas, os autores não informaram os tipos de plantas forrageiras que foram pesquisadas. Entretanto, as concentrações de ^{210}Pb nas plantas forrageiras cultivadas nas fazendas, variaram de 9,4 a 83,0 Bq.kg^{-1} na matéria seca. Nestes valores pertencem ao intervalo das concentrações oriundos das palmas forrageiras cultivadas na fazenda F-1 (Tabela 2).

Tabela 1: Concentração de ^{210}Pb em amostras de solos da Fazenda F-1.

Tipo de solo	Local de Coleta		
	Trincheira 1	Trincheira 2	Trincheira 3
	Concentração de ^{210}Pb (Bq.kg^{-1})		
Solo superficial 1	1.577 ± 121	5.098 ± 101	822 ± 69
Solo (25 cm)	433 ± 43	4.790 ± 72	454 ± 52
Solo superficial 2	165 ± 15	1.225 ± 32	189 ± 21
Solo (25 cm)	77 ± 10	578 ± 40	48 ± 17
Solo superficial 3	241 ± 31	413 ± 45	347 ± 72
Solo (25 cm)	205 ± 22	127 ± 12	216 ± 29
Solo superficial 4	987 ± 38	1.505 ± 78	569 ± 45
Solo (25 cm)	310 ± 12	675 ± 40	157 ± 13
Solo superficial 5	80 ± 11	98 ± 15	104 ± 9
Solo (25 cm)	9 ± 2	15 ± 5	19 ± 7
Solo superficial 6	20 ± 4	17 ± 3	33 ± 8
Solo (25 cm)	7 ± 1	11 ± 2	25 ± 5
Solo superficial 7	19 ± 5	15 ± 4	18 ± 8
Solo (25 cm)	11 ± 2	9 ± 3	16 ± 4

Tabela 2: Concentração de ^{210}Pb em amostras de palma forrageira da fazenda F-1.

Amostra	Peso úmido (g)	Peso seco (g)	Concentração de ^{210}Pb (Bq.kg⁻¹ na matéria seca)
Amostra 1	5030	57	43 ± 8
Amostra 2	5085	64	5 ± 1
Amostra 3	4950	47	4 ± 1
Amostra 4	5100	53	178 ± 21
Amostra 5	5210	45	4 ± 1
Amostra 6	4970	51	5 ± 1
Amostra 7	5027	57	4 ± 1

4. CONCLUSÕES

As concentrações de ^{210}Pb nas amostras de solo e de palma forrageira provenientes de uma área anômala da cidade de Pocinhos, são semelhantes às aquelas originadas de áreas com elevados níveis de radioatividade natural localizadas no Brasil. As elevadas concentrações de ^{210}Pb determinadas nas amostras de solo e de palma forrageira indicam a necessidade de realizar estudos mais detalhados para avaliar o risco de ingestão deste radionuclídeo, em decorrência do consumo de leite pela população local. É necessário que haja estudos radioecológicos em outras fazendas produtoras de leite da cidade de Pocinhos, com a finalidade de se estimar os efeitos da radiação natural no meio ambiente e no homem.

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. et al. 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. Radioactive lead in the environment and in the human body. **At Energy Rev**, v. 7, p. 3-27, 1969.
4. 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.
5. D'SOUZA, T.J., MISTRY, K.B. Comparative uptake of thorium-230, radium-226, lead-210 and polonium by plants. **Radiat Bot**, v. 10, p. 293-295, 1970.
6. ATHALYE, V.V., MISTRY, K.B. Foliar retention, transport and leaching of polonium-210 and lead-210. **Radiat Bot**, v. 12, p. 287-290, 1972.
7. AMARAL, E.C.S et al. 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.
8. HILL, C.R. Lead-210 and polonium-210 in grass. **Nature**, v. 187, p. 211-212, 1960.
9. POTTER, G.D., MCINTYRE, D.R., VATTUONE, G.M. The fate and implications of ^{203}Pb ingestion in a dairy cow and a calf. **Health Phys**, v. 20, p. 650-653, 1971.
10. STANLEY, R.E., MULLEN, A.A., BRETTHAUER, E.W. Transfer to milk of ingested radiolead. **Health Phys**, v. 21, p. 211-215, 1971.
11. SALMON, P.L., BONDARENKO, O.A., HENSHAW, D. L. DOSE210, a semi-empirical model for prediction of organ distribution and radiation doses from long term exposure to ^{210}Pb and ^{210}Po . **Radiat Prot Dosim**, v. 82(3), p. 175-192, 1999.

12. POUNDS, J.G., MITTELSTAEDT, R.A. Mobilization of cellular calcium-45 and lead-210: effect of physiological stimuli. **Science**, v. 220(4594), p. 308-310, 1983.
13. Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD). Manual de procedimentos técnicos do Departamento de Proteção Radiológica Ambiental. **IRD/CNEN**, Rio de Janeiro, Brasil, 1983.
14. GODOY, J.M., MOREIRA, I., WANDERLEY, C., SIMÕES FILHO, F.F, MOZETO, A.A. An alternative method for the determination of excess ^{210}Pb in sediments. **Radiat Prot Dosim**, v. 75, p. 111-115, 1998.
15. JIA, G., TORRI, G. Determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in soil or rock samples containing refractory matrices. **Appl Radiat Isto**, v. 65, p. 1-8, 2007.
16. ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Guia para validação de métodos analíticos e bioanalíticos. Resolução - RE nº 899, de 29 de maio de 2003.
17. WALLING, D.E., HE, Q. Using fallout lead-210 measurements to estimate soil erosion on cultivated land. **Soil Sci Soc Am J**, v. 63(5), p. 1404-1412, 1999.
18. SILVA, C.M. et al. Pb-210 in rock and soils of the Semi-Arid Agreste Region of Pernambuco, Brazil. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 82(6), p. 647-649, 2009.
19. 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.
20. FRIES, G.F., MARROW, G.S., SNOW, P.A. Soil ingestion by dairy cattle. **J Dairy Science**, v. 65, p. 611-618, 1982.
21. 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. 237-254, 1999.
22. 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.

23. LANDINSKAYA, L.A et al. ^{210}Pb and ^{210}Po content in air, water, foodstuffs and the human body. **Arch Environ Health**, v. 27, p. 254-258, 1973.
24. 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.
25. 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.
26. SANTOS, D.C. **Estimativa de parâmetros genéticos em caracteres de clones da palma forrageira. *Opuntia ficus-indica* Mill e *Nopalea cochenillifera* Salm-Dyck**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1992. 119p. Dissertação de Mestrado.
27. SILVA, C.M. ^{210}Pb in forage consumed by dairy cows. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 83, p. 943-946, 2009.