UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIA
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR

PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

URÂNIO NATURAL NA DIETA E NO LEITE DO BOVINO NO AGRESTE SEMI-ÁRIDO DO ESTADO DE PERNAMBUCO

(DEFESA DE DISSERTAÇÃO)

FABIANA DA SILVA AQUINO

RECIFE - PERNAMBUCO - BRASIL
AGOSTO - 2006

URÂNIO NATURAL NA DIETA E NO LEITE DO BOVINO NO AGRESTE SEMI-ÁRIDO DO ESTADO DE PERNAMBUCO

FABIANA DA SILVA AQUINO

URÂNIO NATURAL NA DIETA E NO LEITE DO BOVINO NO AGRESTE SEMI-ÁRIDO DO ESTADO DE PERNAMBUCO

Defesa de dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear

Orientador: **Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral (DEN-UFPE)**

Co-orientador: **Prof. Dr. Ademir de Jesus Amaral (DEN-UFPE)**

RECIFE - PERNAMBUCO - BRASIL
AGOSTO - 2006

URÂNIO NATURAL NA DIETA E NO LEITE DO BOVINO NO AGRESTE SEMI-ÁRIDO DO ESTADO DE PERNAMBUCO

FABIANA DA SILVA AQUINO

Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral

Co-orientador: Prof. Dr. Ademir de Jesus Amaral

Seminário apresentado ao Departamento de Energia Nuclear, no Programa de Pós - Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, da Universidade Federal de Pernambuco, fazendo parte da comissão examinadora os seguintes professores:

_____

_____

_____

_____

Prof. Dr. André Maciel Neto
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas
e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco

SUMÁRIO

PÁGINA

ÍNDICE DE FIGURAS 3

ÍNDICE DE TABELAS 4

RESUMO 5

ABSTRACT 6

1 INTRODUÇÃO 7

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 10

2.1 RADIONUCLÍDEOS NO MEIO AMBIENTE 10

2.2 RADIONUCLÍDEOS EM PLANTAS 12

2.3 PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO URÂNIO NATURAL 14

2.4 URÂNIO NATURAL EM ÁGUA 17

2.5 URÂNIO NATURAL NO SOLO 18

2.6 URÂNIO NATURAL EM ALIMENTOS 19

2.7 URÂNIO NATURAL EM RUMINANTES 20

2.8 INGESTÃO E INCORPORAÇÃO DO URÂNIO NATURAL NO HOMEM 23

2.9 MÉTODOS DE ANÁLISE DE URÂNIO 27

2.10 INGESTÃO E DOSE 28

3 MATERIAIS E MÉTODOS 30

3.1 DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDOS 30

3.2 SELEÇÃO DOS LOCAIS DE COLETA DAS AMOSTRAS 33

3.3 PROCEDIMENTOS DE COLETA DE AMOSTRAS 33

3.4 PROCEDIMENTOS PARA ESTOCAGEM DAS AMOSTRAS 35

3.5 ABERTURA DAS CINZAS 37

3.5.1 Determinação de Urânio Natural nas Amostras 37

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 40

4.1. CONCENTRAÇÃO DE URÂNIO NATURAL NAS AMOSTRAS DE VOLUMOSOS 41

4.2. CONCENTRAÇÃO DE URÂNIO NATURAL NAS AMOSTRAS DE CONCENTRADOS 44
4.3. CONCENTRAÇÃO DE URÂNIO NATURAL NAS AMOSTRAS DE ÁGUAS 46
4.4. CONCENTRAÇÃO DE URÂNIO NATURAL NAS AMOSTRAS DE LEITE 48
4.5. CONCENTRAÇÃO DE URÂNIO NATURAL NAS AMOSTRAS DE DERIVADOS DO LEITE 49
4.6. ANÁLISE ESTATÍSTICA DAS AMOSTRAS DE URÂNIO NATURAL 50
4.7. ANÁLISE DA INGESTÃO DE URÂNIO NATURAL 53
5. CONCLUSÃO 55
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 58

ÍNDICE DE FIGURAS

PÁGINA

Figura 1. Vias de exposição para indivíduos 11
Figura 2. Transporte de radionuclídeos em plantas 13
Figura 3. Série de decaimento dos Actinídeos 15
Figura 4. Série de decaimento do Urânio – Rádio 16
Figura 5. Esquema do sistema digestório dos ruminantes 21
Figura 6. Vias de transferência de urânio natural no organismo 24
Figura 7. Néfron humano 25
Figura 8. Percentual do urânio absorvido no corpo humano 26
Figura 9. Mapa de localização das cidades de Pedra e Venturosa 32
Figura 10. Esquema da coleta das amostras de leite e água 34
Figura 11. Esquema da coleta das amostras de palma..... 35
Figura 12. Processo de calcinação para as amostras de forragem 36
Figura 13. Processo de calcinação das amostras de leite..... 36
Figura 14. Esquema da abertura das amostras..... 37
Figura 15. Fluxograma das etapas da técnica de fluorimetria 38
Figura 16. Distribuição das concentrações de urânio natural no leite 51
Figura 17. Ajuste das concentrações de urânio natural no leite à distribuição normal. 51
Figura 18. Distribuição dos logaritmos neperianos das concentrações de urânio natural no leite. 52
Figura 19. Ajuste das concentrações de urânio natural no leite à distribuição lognormal. . 53

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 Concentração de urânio natural em alimentos 20

Tabela 2. Concentrações de urânio natural nas amostras de volumosos. 42

Tabela 3. Concentrações de urânio natural nas amostras de concentrados 45

Tabela 4. Concentrações de urânio natural na água. 47

Tabela 5. Concentração de urânio natural nas amostras de leite. 48

Tabela 6. Concentrações de urânio natural nos derivados de leite. 49

URÂNIO NATURAL NA DIETA E NO LEITE DO BOVINO NO AGRESTE SEMI-ÁRIDO DO ESTADO DE PERNAMBUCO

Autora: Fabiana da Silva Aquino

Orientador: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral

Co-orientador: Prof. Dr. Ademir de Jesus Amaral

RESUMO

Atualmente, estudos sobre a nutrição de bovinos vêm crescendo para obtenção de produtos derivados com maior qualidade para o mercado. O urânio natural pode ser encontrado em todos os ambientes, podendo fazer parte da cadeia alimentar. O presente trabalho tem como principal objetivo avaliar os níveis de urânio natural na dieta bovina e no leite produzido por esses animais, e estimar o nível de ingestão desse radionuclídeo a que estão expostos os usuários dessa fonte de alimento, com a utilização de amostras representativas dos municípios de Pedra e Venturosa. Para tanto, foi utilizada a técnica de fluorimetria convencional e para a veracidade dos resultados, o teste de não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov e Lilliefors. Os resultados demonstraram que a concentração do urânio natural observada nas amostras de palma forrageira (grande), apresentou um intervalo de 4 a 440 $mBq.kg^{-1}$ na matéria seca (MS), enquanto que nas amostras de capim em geral, a concentração variou de 6 a 107 $mBq.kg^{-1}$ (MS), sendo que o capim búffel apresentando uma faixa de variação de 6 a 68 $mBq.kg^{-1}$ (MS), e o capim elefante uma variação de 26 a 107 $mBq.kg^{-1}$ (MS). Para as amostras de silagem de sorgo as concentrações variaram de 17 a 65 $mBq.kg^{-1}$ (MS). Nas amostras de concentrado obteve-se concentração de urânio natural variando de 7 a 78 $mBq.kg^{-1}$ (MS). No sal mineral as concentrações foram as mais elevadas, variando de 652 a 4.774 $mBq.kg^{-1}$ (MS). Para as amostras de farelo de algodão observou-se uma variação de 2 a 84 $mBq.kg^{-1}$ (MS). As amostras de água apresentaram concentrações mais baixas, variando de 2 a 19 $mBq.L^{-1}$. O leite e os seus derivados apresentaram concentrações de 12 até 1.835 $mBq.L^{-1}$ e de 2 a 3.102 $mBq.L^{-1}$ na matéria úmida, respectivamente. A taxa de ingestão média de urânio natural através do leite, queijo e soro pela população da região estudada, foi de 34,45 μg/dia. Segundo dados da literatura, este valor de ingestão é insuficiente para produzir toxicidade nos rins dos seres humanos.

Palavra Chave: Energia Nuclear; Radioatividade Ambiental; Urânio; Forragem; Leite Bovino; Derivados de leite.

NATURAL URANIUM IN THE DIET AND MILK OF DAIRY COWS FROM RURAL REGION OF PERNAMBUCO , BRAZIL

Author: Fabiana da Silva Aquino

Adviser: Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral

Co-adviser: Prof. Dr. Ademir Amaral

ABSTRACT

Studies about bovine nutrition have been increased in last years in other to provide lactic products with high quality. On the other hand, the presence of natural uranium (U_{nat}) in the environment makes possible the presence of such radioelement in human food chain. The present research was aimed at evaluating the concentration levels of uranium in the diet and milk of dairy cows on the basis of the study of representative samples obtained from Pedra and Venturosa, two districts in the rural region of the state of Pernambuco-Brazil. For this, Kolmogov-Smirnov test for goodness of fit was applied. The results demonstrated that the concentration of U_{nat} in different samples of forages varied as following (in $mBq.kg^{-1}$ of dry weight): **I)** Palm forage: 4 to 440; **II)** Grass in general: 6 to 107 (while for Buffel and Elephant grass respectively: 6 to 68 and 26 to 107); **III)** Sorghum: 17 to 65; **IV)** Concentrate rations: 7 to 78. Samples of mineral salt showed high levels of uranium from 652 to 4,774 $mBq.kg^{-1}$ of dry weight. In the case of samples of cotton bran the concentration of U_{nat} ranged from 2 to 84 $mBq.kg^{-1}$ of dry weight. On the other hand, water samples presented low levels of this radioelement: from 2 to 19 $mBq.kg^{-1}$. The evaluations of samples of milk together with its byproducts revealed concentration of U_{nat} from 12 to 1,835 and from 2 to 3,102 $mBq.kg^{-1}$ of wet matter, respectively. The mean intake rate of natural uranium as a result of ingestion of milk, cheese and milk whey for the population of the studied region was estimated in 34.45 µg per day. Based on the knowledge concerning biological endpoints due to uranium incorporation, this result does not represent a potential risk for human in terms of toxicity.

Keywords: Nuclear Energy; Environmental Radioactivity; Uranium; Forage; Bovine Milk; Derivatives of Milk.

1 INTRODUÇÃO

Os bovinos são animais que necessitam de um manejo nutricional adequado para manter um desempenho produtivo satisfatório e no caso dos bovinos leiteiros, uma maior produção de leite. A criação destes animais em pastejo traz grandes benefícios, pois o animal busca seu próprio alimento em quantidade e qualidade. Por outro lado, o confinamento traz ao animal um equilíbrio alimentar balanceado, tendo como resultado uma maior produção (DASSIE, 1999).

A alimentação fornecida para os bovinos leiteiros no Brasil é composta de alimentos volumosos, concentrados e suplementos. Nos alimentos volumosos estão incluídos os capins verdes, silagens, fenos, mandioca integral, etc., que são alimentos ricos em fibras. Os alimentos concentrados apresentam altos teores energéticos e protéicos, estando incluídos nestes alimentos farelo de soja, farelo de milho, farelo de algodão, etc. O principal suplemento alimentar é o sal mineral, que é balanceado para suprir todas as deficiências minerais dos bovinos (GALLAN & NUSSIO , 1998).

Em Pernambuco, as opções de material volumoso são bastante limitadas, principalmente na região do agreste semi-árido. Nesta região predominam a palma forrageira, o capim elefante, plantas nativas e capim búffel que estão disponíveis para os animais na estação chuvosa e início de verão. Existem ainda o milho e o sorgo forrageiro, em menores proporções, que são volumosos de boa qualidade usados para corte e silagem, e, em certas épocas do ano, a raspa (casca) de mandioca, que também é usada como volumoso.

As deficiências minerais estão entre os principais fatores responsáveis pelos baixos índices de produtividade do rebanho bovino brasileiro. A diminuição da taxa de crescimento, baixa eficiência reprodutiva e a redução da produção de leite são algumas das conseqüências da deficiência de minerais. O suplemento mineral deve então ser acrescido à alimentação bovina, que consiste, na maioria dos casos, de uma mistura de sal grosso comum e sal mineral concentrado (COPPOCK, 2004). Essa mistura contém quantidade significativa de fosfato bicálcico que é a principal fonte de fósforo para os bovinos.

Apesar da preocupação em monitorar os níveis de radionuclídeos no suplemento alimentar de bovinos leiteiros, leite e derivados em países do primeiro mundo, as informações sobre os níveis de radionuclídeos naturais são bastante escassas no Brasil. No nordeste não se tem conhecimento de trabalhos voltados para o assunto (STAPLES et al., 1994).

Em 1975, as Empresas Nucleares Brasileiras (NUCLEBRÁS) juntamente com a Companhia de Pesquisas e Recursos Minerais (CPRM) realizaram um estudo de prospecção radiogeológica nos Estados de Pernambuco, Alagoas e Sergipe intitulado: Projeto Garanhuns. Foram detectadas 263 anomalias, nos quais apenas uma delas apresentava concentração significativa de urânio (SCHEID, 1975). Em 1977, a NUCLEBRÁS viabilizou um projeto no agreste de Pernambuco, intitulado: Estudos Geológicos e Radiométricos na Folha Venturosa, através do Convênio UFPE/NUCLEBRÁS. O principal objetivo do convênio foi o mapeamento geológico e radiométrico visando à determinação de áreas anômalas, com o intuito de localizar ocorrências minerais de urânio natural nos municípios de Pedra e Venturosa (CALHEIROS, 1977).

No agreste de Pernambuco, especialmente nos municípios de Pedra e Venturosa, está concentrada grande parte da produção de leite da região. As fazendas produtoras comercializam uma parcela do leite produzido na própria região e a outra parte serve de matéria prima para as indústrias de laticínios do Estado de Pernambuco. O alimento volumoso fornecido aos bovinos é produzido exclusivamente com vegetais cultivados nas

próprias fazendas. Isto é devido a uma exigência do Ministério da Agricultura, na qual a alimentação do bovino deve ser constituída de alimentos de origem vegetal, entretanto parte das fazendas que apresentam criações de bovinos está em áreas onde existe ocorrência anômala de urânio natural.

Devido a descoberta da ocorrência de urânio natural, localizada nos municípios de Pedra e Venturosa, tornou-se de grande importância o estudo desse radionuclídeo nessa área, uma vez que esses municípios são responsáveis por parte da matéria prima fornecida para as indústrias de laticínios do Estado de Pernambuco. Além do estudo do urânio natural no leite, também se faz necessário avaliar o nível de ingestão desse radionuclídeo por consumidores de leite e seus derivados. O consumo do leite e de derivados na região do agreste semi-árido e no Estado de Pernambuco é de grande proporção. A metodologia utilizada para determinação do urânio natural em matrizes de alimentos volumosos, concentrados, suplemento minerais e alimentares, água, leite e derivados de leite, foi implementada no Laboratório de Monitoração Ambiental, uma vez que a análise desses radionuclídeos com essas matrizes não foi feita anteriormente. Este trabalho tem como principal objetivo avaliar os níveis de urânio natural na dieta bovina e no leite produzido por estes animais e estimar o nível de ingestão desse radionuclídeo a que estão expostos os usuários dessa fonte de alimento.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Radionuclídeos no meio ambiente

O comportamento dos radionuclídeos nos diversos compartimentos ambientais é governado por uma série de fatores físicos, químicos e biológicos. Praticamente todos os compartimentos do ambiente contêm traços de radionuclídeos naturais.

O ar, a água e o solo são considerados meios primários para desenvolvimento de diversos ecossistemas, sendo que a contaminação de um ecossistema pode levar à contaminação dos outros, chegando desta forma à cadeia alimentar. Parte dos radionuclídeos que estão presentes no solo podem ser transferidos para a planta (transferência solo-planta). Desta maneira os animais herbívoros estarão expostos e, conseqüentemente, o homem também será exposto, visto que ele encontra-se no final da cadeia alimentar (ROCHEDO, 2003).

Quando os radionuclídeos e suas principais vias de dispersão no meio ambiente são identificados, amostras representativas são selecionadas para determinação de suas concentrações, tendo em vista o comportamento dos radionuclídeos no ambiente, como também suas características. A mobilidade no ambiente dependerá do tempo de meia-vida, das características físico-químicas do radionuclídeo e do meio onde está disperso, levando em consideração as características vegetais e organismos presentes no meio (LAURIA, et al., 2003).

Em ambiente hidrológico, a migração dos radioisótopos é limitada pela adsorção em partículas, seguida da sedimentação, incorporação em plantas e organismos aquáticos. Dependendo das características do radionuclídeo, a incorporação em plantas pode fornecer importantes informações a respeito da dispersão atmosférica e/ou impacto decorrente da utilização de água na irrigação (LAURIA, et al., 2003).

A maior parte da radiação recebida pelo homem provém de fontes terrestres naturais, através das quais os radionuclídeos presentes no meio ambiente incorporam-se ao homem por intermédio de vias de transferência. Essas vias podem ser pelas plantas, água, animais e seus derivados (FOURATI & FALUDI, 1998). As vias de exposição definem as rotas pelas quais os radionuclídeos atingem um indivíduo ou uma população através do meio ambiente. A Figura 1 ilustra as vias pelas quais um indivíduo pode estar exposto após uma liberação de material radioativo para a atmosfera ou para o meio hídrico (LAURIA et al., 2003).

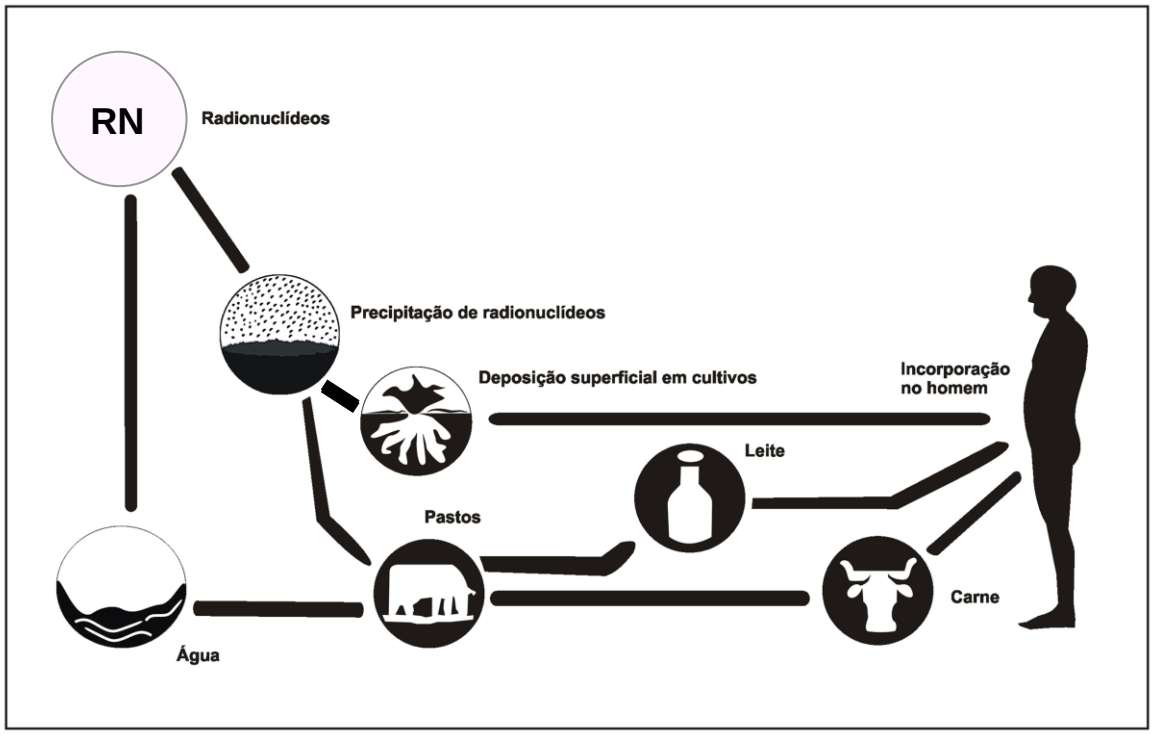

Figura 1. Vias de exposição para indivíduos (ROCHEDO, 2003)

2.2 Radionuclídeos em plantas

A presença de radionuclídeos em plantas pode ocorrer devido à adsorção e deposição de material radioativo na superfície foliar da planta ou nos processos de absorção fisiológica. Fatores climáticos tais como precipitação e vento, podem contribuir para a deposição de radionuclídeos nos vegetais. Além disso, fatores de natureza física e química do solo, também podem influenciar a sua presença nas plantas, favorecendo sua migração para fora da zona radicular como ilustra a Figura 2. A presença de radionuclídeos em vegetais pode ser considerada um mecanismo primário para a presença destes elementos em alimentos, podendo chegar a um total 97%, uma vez que a maior parte do alimento consumido pelos humanos é de origem vegetal (ROCHEDO, 2003).

A distribuição de íons e moléculas no interior das plantas é denominada de translocação. O fator de translocação pode ser definido pela deposição do radionuclídeo na superfície das folhas e também pelo que é absorvido e transferido para toda a planta, principalmente para as partes comestíveis. O grau de translocação depende da natureza da planta, ou seja, das suas características, do ambiente em que está se desenvolvendo, das propriedades químicas do radionuclídeo e do estágio de desenvolvimento da planta, sendo que as plantas mais jovens necessitam de uma maior absorção de nutrientes e água para seu desenvolvimento (ROCHEDO, 2003).

As diferenças nas características fisiológicas, estruturais e morfológicas das espécies vegetais, têm grande efeito na acumulação de radionuclídeos nas plantas (ROCHEDO, 2003). As plantas que crescem em solos onde existam radionuclídeos, não conseguem evitar sua absorção, mas somente limitar sua translocação de forma que, quando acumulados, terão diferentes graus de concentrações (BAKER, 1981).

O aumento da quantidade de um determinado elemento na raiz da planta, em relação à sua parte aérea, indica uma maior resistência dessa espécie à absorção do radioisótopo, pois quanto maior a sua resistência, maior será a quantidade de radioisótopo que ficará acumulada na raiz (SOUZA, 2001).

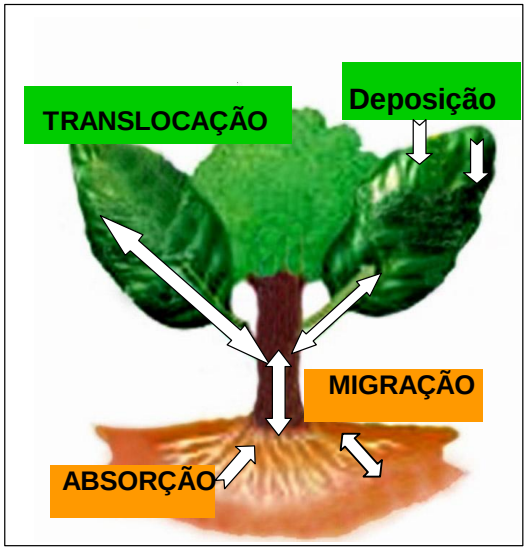

Figura 2. Transporte de radionuclídeos em plantas (ROCHEDO, 2003)

A transferência dos radionuclídeos do solo para a planta pode levar à contaminação do homem através da inserção deste na cadeia alimentar. A estimativa da transferência em diferentes compartimentos de um ecossistema pode ser feita através de modelagens matemáticas. Nestes modelos, os valores que mostram a interação entre os diferentes compartimentos como água, solo, plantas, entre outros, são referenciados como parâmetros dos modelos. Em agrossistemas, o parâmetro que descreve a transferência entre os compartimentos solo e planta são quantificados pelo Fator de Transferência (FT). Este fator é calculado levando em conta o conteúdo total do radionuclídeo presente na planta e o total presente no solo (ROCHEDO, 2003).

As plantas podem absorver os radionuclídeos que estão presentes no solo durante o seu crescimento. Essa absorção pode ocorrer pelo fato dos radionuclídeos apresentarem similaridades com os nutrientes. A bivalência do íon uranila e sua similaridade com o cálcio, permitem que ele seja absorvido da mesma forma que o cálcio (AMARAL, 1994). O cálcio entre outros, é considerado um macronutriente da planta, de forma que é requerido pelas plantas em proporções relativamente altas. Este elemento estimula o desenvolvimento das raízes e das folhas, como também, melhora as condições para o desenvolvimento das raízes, aumentando a absorção de outros nutrientes (SOUZA, 2001).

O cálcio é absorvido pelas raízes na forma de íon cátion bivalente, e está presente na planta, incorporado na parede celular, como também distribuído em várias partes, em concentrações diferentes (AMARAL, 1994).

2.3 Propriedades Físico-Químicas do Urânio Natural

Em 1789 o químico alemão Martin Heinrich Klaproth descobriu o óxido de urânio natural. O elemento foi isolado em 1842 por Peligot (GEORGE, 1950). O urânio na forma natural é formado pela junção de três radioisótopos, o ^{234}U, ^{235}U e ^{238}U. O urânio natural de massa atômica 238 (^{238}U) é responsável pela maior parte da massa total de urânio, pela toxicidade química e pela metade da radioatividade (ARGENTIERE, 1954). Por outro lado, o urânio natural de massa 234 (^{234}U) é responsável pela outra metade da radioatividade. A contribuição radioativa do (^{235}U) pode ser desprezada devido a sua baixa concentração no urânio natural (COWART E BURNETT, 1994).

Os isótopos das séries radioativas encontram-se envolvidos em processos de transmutação, onde são formados isótopos de características físico-químicas completamente diferentes. Se estivessem presentes num sistema fechado, sem interação com outros componentes ambientais, as séries estariam em equilíbrio radioativo, isto é, a atividade de todos os radionuclídeos da série seria igual. Entretanto, como estão em ambientes abertos, a interação dos diferentes isótopos com o ar e a água resulta no desequilíbrio radioativo (LAURIA et al., 2003).

O processo de desequilíbrio radioativo acontece dentro das séries de decaimento, onde o ^{235}U e ^{238}U são precursores de duas séries independentes, que pela emissão de partículas alfa e beta se finalizam em isótopos estáveis de ^{207}Pb e ^{206}Pb, respectivamente, como mostram as figuras 3 e 4 (LAURIA et al., 2003).

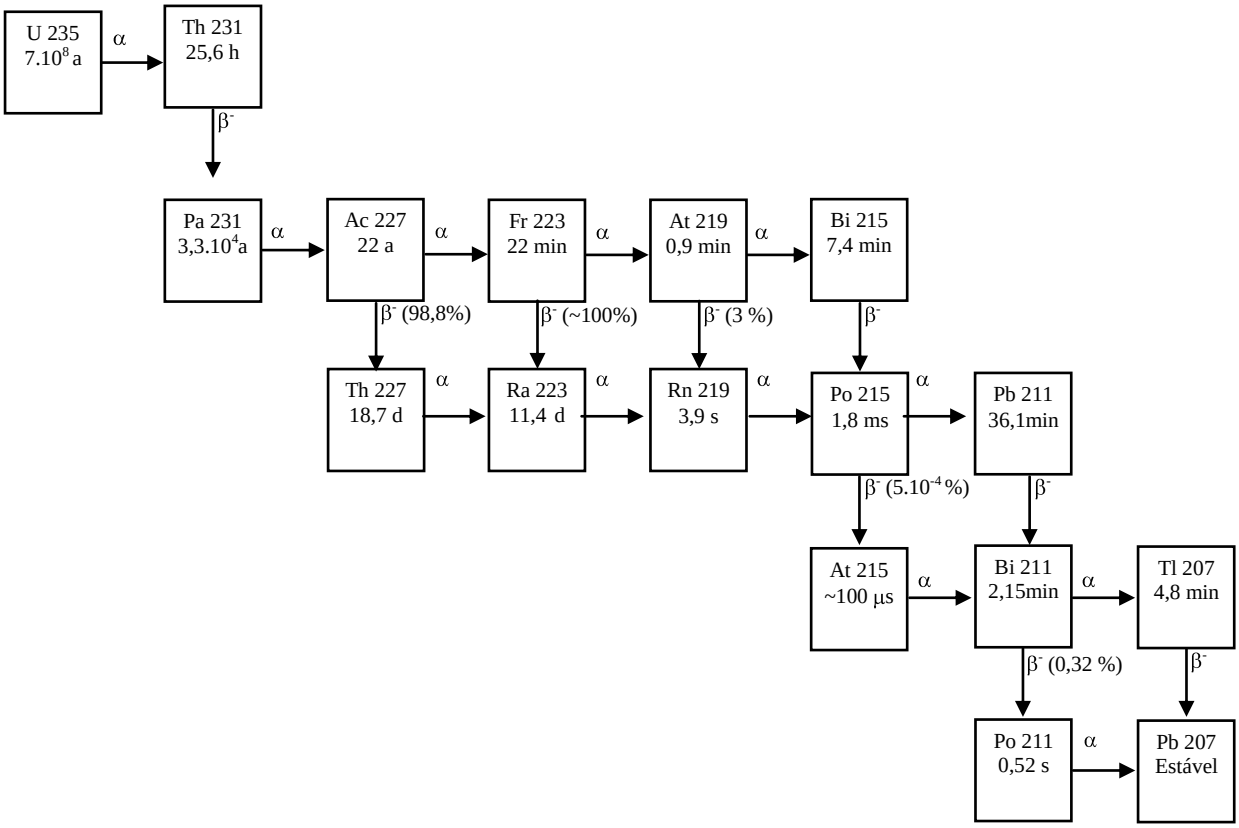

Figura 3. Série de decaimento dos Actinídeos (EGGEBERT-SEELMANN et al., 1974)

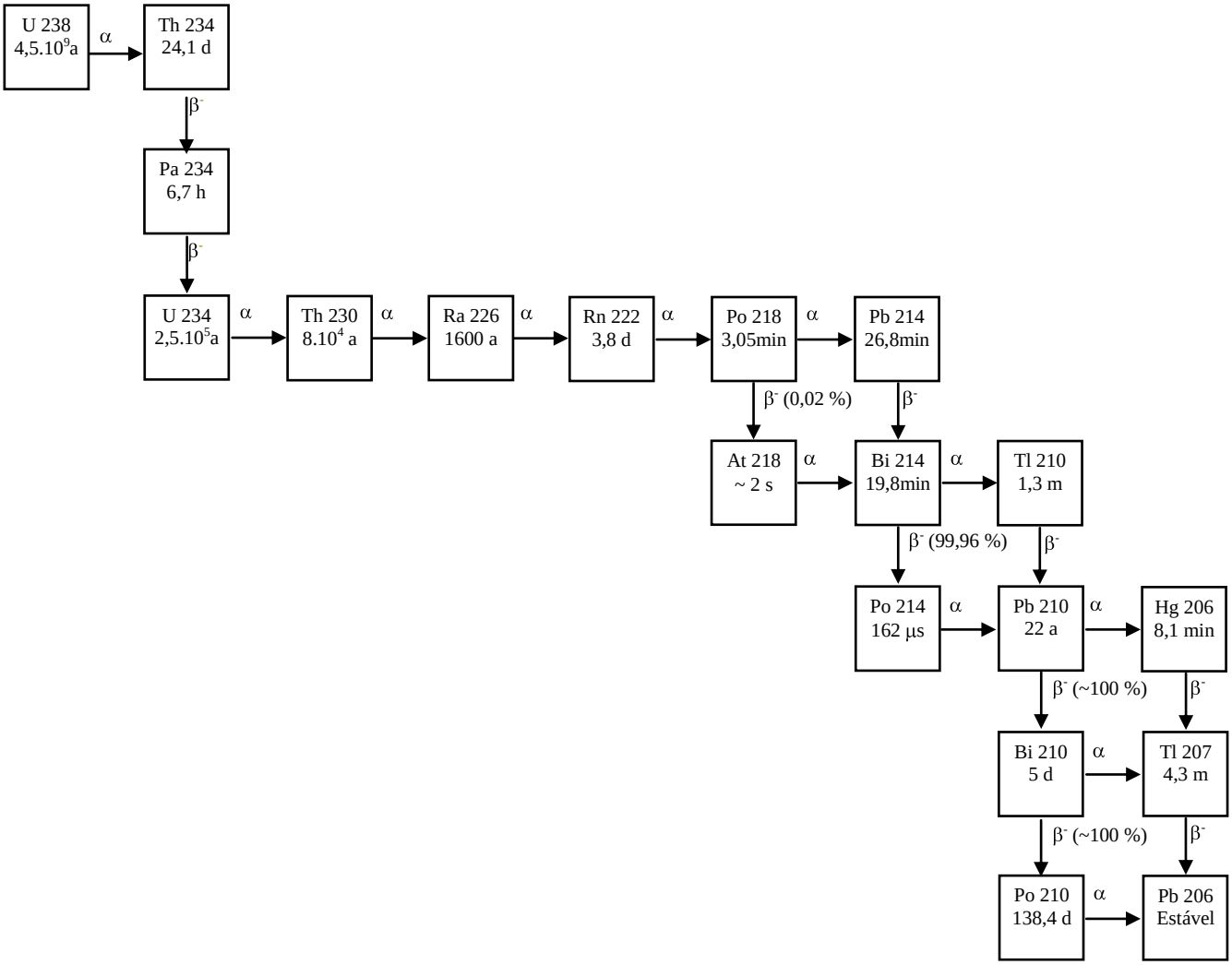

Figura 4. Série de decaimento do Urânio - 238 (EGGEBERT-SEELMANN et al., 1974)

O urânio natural é um elemento distribuído na crosta terrestre com uma concentração de aproximadamente 2 ppm no solo (AIETA, 1987). A distribuição de radionuclídeos naturais na crosta é aproximadamente uniforme, contudo, algumas regiões do planeta apresentam áreas com níveis de radioatividade ambiental mais elevados que a média. Estes níveis elevados podem ocorrer provavelmente, devido aos teores de minerais radioativos presentes em rochas (ROCHEDO, 2003).

Muitos depósitos de rochas fosfáticas foram convertidos em fertilizantes nos Estados Unidos (BOUWER & MCKLVEEN, 1978). Esses fertilizantes são utilizados geralmente em culturas destinadas à alimentação humana (MENZEL, 1968). Muitos radionuclídeos das séries naturais estão presentes em matérias-primas utilizadas na fabricação de alguns fertilizantes, podendo levar à contaminação dos solos intensamente fertilizados (SOUZA, 2001). O urânio natural, quando substituinte do cálcio nas estruturas das rochas fosfáticas, permanece nelas por um longo período, e por isto se torna presente nos fertilizantes fosfatados que são manufaturados destas rochas (BOUWER & MCKLVEEN, 1978). Tais rochas apresentam em média, uma concentração de 150 ppm de urânio (SPALDING & SACKETT, 1972). A sua utilização na produção de fertilizantes é de aproximadamente 5700 toneladas/ano de fertilizantes fosfatados industrializados (BOUWER & MCKLVEEN, 1978).

2.4 Urânio Natural em Água

O urânio natural em ambiente hidrológico, desperta grande interesse devido a importância econômica, química e radiológica de seus nuclídeos descendentes, principalmente o ^{226}Ra (HICKOX, 2001). Numa escala global, as concentrações de urânio natural solúvel geralmente variam de 0,1 a 10 $\mu g.L^{-1}$ em rios, lagos e águas subterrâneas (OSMOND & COWART, 1976).

O limite máximo de concentração de urânio natural recomendado em águas potáveis é de 15 $\mu g.L^{-1}$,baseado exclusivamente no limiar de toxicidade (WREEN, 1987). Em nível internacional a EPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), recomenda um valor de 15 $\mu g.L^{-1}$ (370 $mBq.L^{-1}$), quando se refere a considerações radiológicas (LIMA, 1986). Referente ao valor de urânio natural em água potável a EPA propôs um valor de 30 $\mu g.L^{-1}$e a Organização Mundial de Saúde (OMS) propôs um valor de 2 $\mu g.L^{-1}$ (WHO,1998). A avaliação de risco e o estabelecimento de limites para exposição ao urânio natural em água potável são de grande importância nas áreas com rochas graníticas, como por exemplo, na Finlândia, onde aproximadamente 1/7 da

população consome água com concentrações de urânio acima de 2μg.L^{-1} (MAKELAINEN et al., 2001). Em nível nacional, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), do Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, na resolução de n° 20 de 18 de Junho de 1986, publicado no Diário Oficial da União, estabelece os teores máximos de substâncias potencialmente prejudiciais. No caso do urânio natural, é estabelecido que para mananciais destinados ao abastecimento de uso doméstico, os teores máximos sejam de 20 μg.L^{-1}.

2.5 Urânio Natural no solo

A maior característica química do solo é sua capacidade de adsorver e reter íons na forma relativamente móvel. Essa adsorção e retenção dependerão de seu teor de argila e matéria orgânica (MENZEL, 1968). Os radionuclídeos podem apresentar alto, médio ou baixo grau de mobilidade e o seu movimento no solo é provocado pela influência de água e soluções salinas, podendo estar ou não disponível para as plantas. O urânio natural no solo, encontra-se na forma de cátion bivalente (UO^{+2}_2) e nestas condições ele é móvel (SCHULZ, 1965).

Em solos ricos em argila e matéria orgânica, os níveis de urânio natural aumentam, pelo fato desses solos agirem como armadilhas, ou seja, ocorre a adsorção pela negatividade do urânio no solo. Por outro lado, solos com altos teores de areia apresentam baixa quantidade de urânio, isto se da pelo fato destes solos não apresentarem malhas para capturar o urânio presente (AMARAL, 1994).

A transferência de qualquer elemento do solo para as plantas dependerá da presença e da disponibilidade deste elemento no solo e das necessidades das plantas em relação ao elemento, ou seja, nutriente, ou a um outro elemento de comportamento químico similar, que a planta não consegue diferenciar (SUTELIFFE & BAKER, 1989).

2.6 Urânio Natural em Alimentos

Os alimentos consumidos pelos seres humanos devem conter nutrientes capazes de garantir um funcionamento adequado do organismo. A alimentação humana é constituída de alimentos de origem vegetal, com um percentual de 73%, e de origem animal com 27% (SANTOS, 2003). Alguns radionuclídeos por estarem presentes em alimentos consumidos pelo homem, podem apresentar um efeito prejudicial à saúde humana, devido ao seu potencial tóxico e radiológico (LAL & et al., 1982).

Pelo fato de estar presente em todos os tipos de solos em concentrações diferentes, o urânio natural também pode ser encontrado em quase todos os alimentos, inclusive carne e leite. Tal comportamento pôde ser comprovado no estudo de Hamilton (1972), o qual determinou que a variação da concentração de urânio em alimentos foi de 0,3 a 30 μg de urânio natural por quilo de peso úmido em vegetais, e de 0,0005 a 4 μg de urânio por quilo de peso úmido em produtos de origem animal.

A presença de urânio natural em produtos de origem animal, depende da espécie animal; do produto considerado para consumo; como exemplo carne, leite dentre outros; das características do radionuclídeo; bem como do seu comportamento metabólico no animal e do processo de incorporação (AMARAL, 1995).

O leite é uma importante fonte de nutrientes para todas as idades, sendo que 2% das crianças de 1 mês de idade toma leite bovino, tendo um crescimento de cerca de 50% nas idades de 4 – 5 meses. Com um ano, praticamente todas as crianças ingerem leite bovino, diminuindo no período de 3 anos, quando volta a crescer, atingindo um máximo na adolescência, e voltando a diminuir na fase adulta (PEREIRA, 1983).

Segundo Lal et al. (1982), a toxicidade do urânio natural pode ser transferida para o corpo humano por via alimentar. A concentração máxima permitida de urânio natural, em relação a determinados alimentos do consumo humano, está especificada na tabela 1.

Tabela 1 Concentração máxima de urânio natural permitida em alimentos (LAL et al., 1982)

Alimentos	Concentração de Urânio
	$mg.L^{-1}$
Água potável (Adulto)	4
Água potável (Criança)	0,4
Leite (0,7 L diários)	0,6
	$mg.g^{-1}$
Carne (200 g diárias)	0,2

2.7 Urânio Natural em Ruminantes

O que difere os ruminantes dos demais animais é o fato de apresentarem o estômago dividido em quatro câmaras: pança ou rúmen, barrete ou retículo, folhoso ou omaso e coagulador ou abomaso, sendo considerados poligástricos. A Figura 5 representa o sistema digestório de um ruminante. O alimento ingerido chega até a pança, que é a maior das quatro câmaras do estômago, em seguida retorna para boca onde é novamente mastigado, processo conhecido como ruminação. Após a ruminação o alimento vai para o barrete e depois para o folhoso, de onde passa para o coagulador, que recebe o suco gástrico. Daí, o alimento vai para o intestino, onde as substâncias são absorvidas (KUNT, 2002).

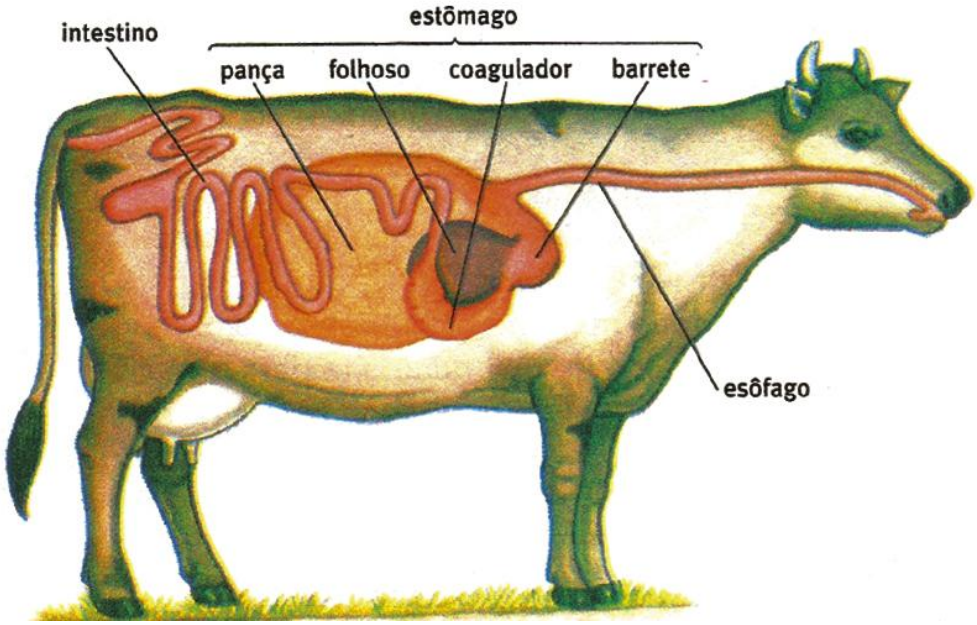

Figura 5. Esquema do sistema digestório dos ruminantes (KUNT, 2002)

Os ruminantes são animais que consomem quantidades consideráveis de solo enquanto pastam, de modo que a ingestão de solo é potencialmente importante para a presença de radionuclídeos na cadeia alimentar. A quantidade de radionuclídeo ingerido, dependerá, em parte, da quantidade de solo, a qual varia de acordo com o clima e da espécie animal (COOKE et al., 1995). O consumo máximo de forragem de boa qualidade fica entre 3.5 a 4% em matéria seca do peso vivo (DASSIE, 1999). Na ingestão diária de pastagem natural contendo urânio natural, 1% é absorvido pelo intestino e 0,014% está presente em cada litro de leite produzido. A ingestão diária de 0,4mg de urânio pode causar moderados efeitos (toxicidade nos rins) em bovinos leiteiros (LAL et al., 1982). Estudos realizados por Thornton e Abrahams (1983) estimaram que a ingestão de solo pelo bovino poderia representar até 18% da ingestão diária de matéria seca. Portanto, a ingestão de solo por animais passa a ser um fator potencialmente importante para explicar a presença de radionuclídeos, como no caso do urânio natural, na cadeia alimentar humana (GREEN & DODD, 1988).

A presença de radionuclídeos em ruminantes é observada em animais que pastam em áreas contendo forragens com esses elementos, como também, em alimentos suplementares, ricos em fosfato bicálcico. Os radionuclídeos podem ser incorporados através de transferência pela raiz e pela aderência do solo nas superfícies foliares da planta ou pelo consumo direto da superfície do solo (COOKE et al. 1995). A deposição de radionuclídeos na superfície dos vegetais, tais como palmas, capim, etc., pode ocorrer de várias maneiras: com a ação do vento, da chuva e do solo alterado pela atividade humana (BERESFORD & HOWARD, 1991).

Dietas para bovinos leiteiros incluem alimentos volumosos, concentrados e suplementos minerais. São alimentos volumosos aqueles que possuem teores de fibra bruta superior a 18% na matéria seca. Os alimentos concentrados, são aqueles com menos de 18% de fibra bruta na matéria seca e altos teores energéticos e protéicos. Os alimentos são usualmente descritos ou classificados com base na matéria seca, de forma a poderem ser comparados quanto as suas características nutricionais, custo de nutrientes dentre outros (FARIA, 1998). Em Pernambuco, as bacias leiteiras têm utilizado a palma forrageira, para alimentação do bovino leiteiro, com resultado satisfatório na época de estiagem. Esta forrageira contém em média 90% de água, que representa uma importante contribuição para o suprimento de água nos animais, como também de alimento verde (SANTOS et al., 1997). O benefício da inclusão de alguns subprodutos na dieta está ligado ao aumento nos teores de fibra digestível, contribuindo para a melhoria do ambiente ruminal (FARIA, 1998).

Trabalhos realizados por Lal et al. (1982) mostraram traços de urânio no leite em pó comercializado no Norte da Índia e em amostras de leite de búfalo e bovinos desta mesma região. Segundo um trabalho feito sobre a ingestão diária de urânio natural pelo bovino leiteiro em dieta normal, concluiu-se que em média o leite contém 2% do urânio natural que é ingerido por dia, levando em consideração que 98% da ingestão diária é excretada direto na urina e fezes. A presença de radionuclídeos no leite pode também ocorrer devido a utilização de fertilizantes fosfatados nos cultivos de herbáceas e gramíneas forrageiras.

2.8 Ingestão e incorporação do urânio natural no homem

Os efeitos do urânio natural na saúde humana são determinados pela exposição interna. O principal efeito relacionado à exposição interna é a toxicidade química, mas depende da extensão da exposição, onde dois fatores existem para que a absorção possa ocorrer: a inalação e a ingestão de alimentos e água contaminados (HARLEY et al., 1999).

Todos os alimentos e a água que consumimos apresentam urânio natural, sendo em maior ou menor quantidade, onde a origem deste elemento pode ser natural ou pode ter sido incorporado no ambiente por fontes artificiais, tais como a aplicação de fertilizantes fosfatados ou contaminação ambiental (HARLEY et al., 1999). O urânio quando ingerido pelo homem, pode ser absorvido devido as suas características físico-químicas, cuja parte solúvel vai rapidamente para a circulação sangüínea, apresentando uma absorção gastrintestinal, que, segundo Wreen et al. (1985), está em torno de 1,4% para o homem padrão de 70 kg. Entretanto a USEPA (United States Environmental Protection Agency) recomenda que seja adotado como sendo de 1%, o valor máximo do urânio natural absorvido pelo organismo (USEPA, 1991).

Após ingestão, uma parcela do urânio natural é absorvida pelo organismo humano e retida em diferentes compartimentos do corpo, como mostra a Figura 6; o restante é eliminado pela urina e fezes. A excreção diária na urina fornece uma importante informação a respeito da exposição do homem a este radionuclídeo, sendo que sua concentração em amostras de urina varia de 3 a 30ng.L^{-1} em condições de exposição normal. As variações podem ser obtidas utilizando-se a técnica de fluorimetria, empregada para medir concentrações de urânio em níveis baixos (DANG et al., 1992).

Segundo Wreen et al. (1985), o urânio natural é encontrado em tecidos moles e ossos do homem e animais, por serem locais onde se encontra uma quantidade considerável de cálcio. De acordo com a solubilidade do urânio natural no organismo humano, os compostos mais solúveis tal como o UO^{+2}_2, são absorvidos rapidamente dentro de horas ou dias. No entanto, os compostos menos solúveis requerem semanas para serem

solubilizados e absorvidos, entre eles o UO_3, o UO_2 e o U_3O_8 . A solubilidade do urânio natural, é que determina a facilidade de absorção pelo organismo (HARLEY, et al., 1999).

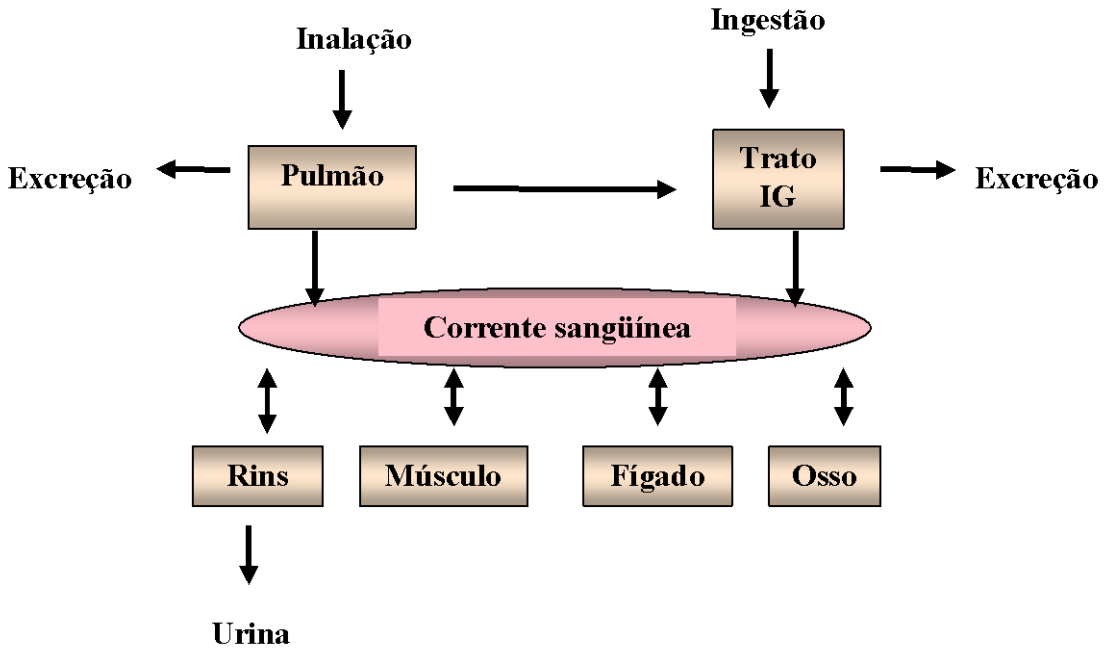

Figura 6. Vias de transferência de urânio natural no organismo (HARLEY et al., 1999)

O rim é considerado o órgão alvo para a toxicidade do urânio natural, causando danos funcionais e histológicos ao túbulo proximal e glomérulos (KURTTIO et al., 2002). A ingestão de 10 a 30 mg de urânio solúvel por dia, já é suficiente para produzir toxicidade nos rins. A toxicidade química do urânio é exercida somente por íons hexavalentes em solução aquosa, sendo esta toxicidade dependente da concentração de U^{+6} nos rins (WREEN et al., 1985). A quantidade de urânio depositado nos rins, depende da quantidade que é introduzida no sangue, da acidez da urina e da taxa de filtração (WREEN, 1987). A Figura 7 mostra a fisiologia de um néfron presente no rim humano. A toxicidade química resulta da absorção do urânio natural sob a forma de composto solúvel. Estudos mostraram que sua toxicidade provoca nefrite (AMARAL, 1997).

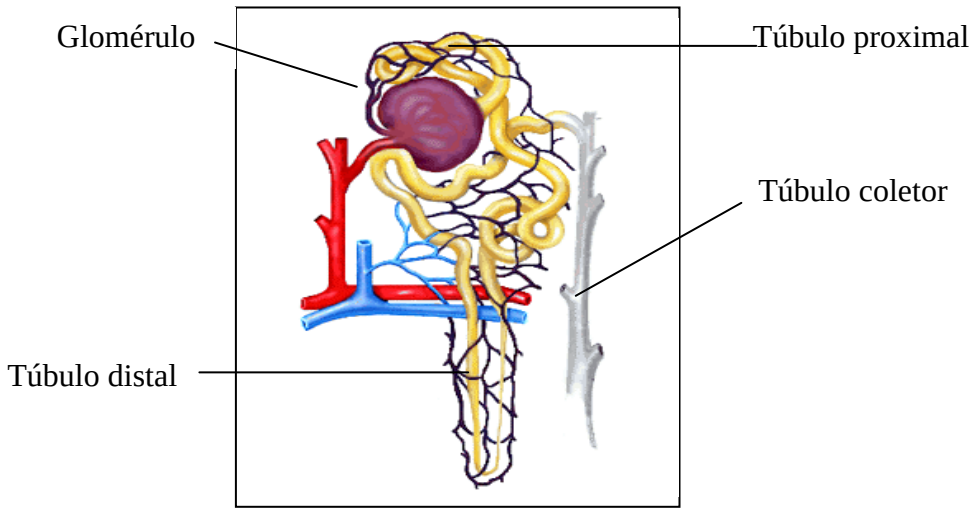

Figura 7. Néfron humano (HARLEY et al., 1999)

A primeira região de ação do urânio natural no rim é o túbulo proximal, onde o íon uranila reage com as células do epitélio tubular, reduzindo a função glomerular e a reabsorção de glicose e dos aminoácidos pelo túbulo proximal (HARLEY et al., 1999). O íon uranila, forma uma variedade de sais e de complexos biológicos, como os carbonatos. (AMARAL, 1997). Observou-se que a alcalinização da urina aumenta a excreção de urânio natural. Parte do urânio presente no sangue é excretado pela urina, e o restante é distribuído entre os ossos e tecidos moles, como apresentado na Figura 8 (HARLEY et al., 1999).

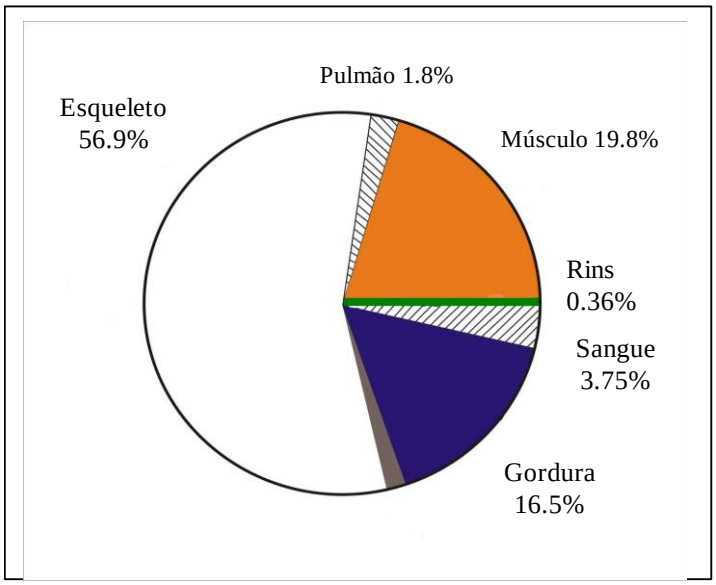

Figura 8. Percentual do urânio absorvido no corpo humano (HARLEY et al, 1999)

Depois da distribuição e da exposição nos vários compartimentos do corpo, o urânio natural é eliminado dos tecidos em diferentes taxas. Em torno de 92 a 95% do urânio absorvido é eliminado do organismo com meia-vida de 2 a 6 dias, e o restante de 5 a 8%, é eliminado com meia-vida de 30 a 340 dias, mostrando que provavelmente estes resíduos que estão livres na corrente sangüínea, são os responsáveis pela presença do urânio nos rins. A meia-vida biológica no osso é de aproximadamente 300 dias, nos rins o seu tempo de meia-vida está em torno de seis dias, enquanto que no sangue é inferior a 36 horas. Nos pulmões, a retenção depende da solubilidade dos óxidos a que o pulmão é exposto inicialmente (HARLEY et al, 1999).

2.9 Métodos de análise de Urânio

A determinação do urânio em amostras orgânicas e inorgânicas pode ser feita por procedimentos volumétricos, espectrométricos ou fluorimétricos, sendo a escolha do método, determinada pela precisão desejada e pelo conteúdo do urânio na amostra (NASCIMENTO, 1992). Dentre as técnicas que têm sido utilizadas para determinação de urânio natural em amostras ambientais, estão a espectrometria gama, a fluorimetria convencional, a fluorimetria a laser, a espectrometria alfa, a cintilação em meio líquido e a análise por ativação de nêutrons térmicos (LAURIA et al., 2003).

A técnica de fluorimetria convencional é usada para análise de amostras que contêm baixos teores de urânio natural (CENTANNI et al., 1956). Este método permite a determinação de urânio natural em concentrações da ordem de 10^{-10} g (0,1 ng). Esta técnica consiste na extração do urânio natural por meio de um extrator orgânico, seguido de fusão em pastilhas de compostos químicos, e a leitura da intensidade de fluorescência é realizada em um fluorímetro (CENTANNI et al., 1956). A prática consiste na excitação de um íon metálico, através da radiação ultravioleta ou visível, onde a intensidade da luz emitida é proporcional à concentração da amostra. Teoricamente, a menor concentração que se pode medir pela fluorescência é de 10^{-4} ppb (LAURIA et al., 2003).

Estudos constataram que a extração de urânio natural utilizando solventes orgânicos como, por exemplo, o TOPO (Óxido Tri-ni-octilfosfina), apresentava características superiores aos demais solventes para extração. Também foi observado que íons fosfatos presentes nas amostras reduziam a eficiência da extração do TOPO; no entanto, esta interferência poderia ser eliminada por meio da adição de íons de alumínio (BOUWER & MCKLVEEN, 1978).

As pastilhas utilizadas para fundir o urânio natural são geralmente compostas de alta concentração de fluoretos e/ou compostos com alta concentração de carbonatos. As concentrações de 1 a 3% de Fluoreto de Lítio (LiF) produzem uma melhor leitura de

fluorescência, sendo selecionada a composição de 2% de LiF com 98% de NaF (Fluoreto de Sódio), como sendo a composição ideal para fluorimetria. A utilização desta mistura fornece melhores resultados com relação a sensibilidade e precisão (CENTANNI ET AL., 1956). Na fusão da mistura dos Fluoretos com as alíquotas orgânicas contendo urânio natural extraído, é formado um composto de Tetrafluoreto de Urânio que, uma vez excitado pela luz ultravioleta do fluorímetro, produz uma fluorescência que é captada pelo aparelho e transformada em energia para leitura da concentração de urânio.

2.10 Ingestão e Dose

Para determinar a dose total no corpo inteiro ou de um determinado órgão, as contribuições de todos os radionuclídeos relevantes e vias de exposição devem ser somadas para os membros de um grupo homogêneo da população (GRS, 1980).

A exposição interna devida à radiação, é provocada por inalação ou ingestão. Na exposição por inalação, a dose dependerá da atividade dos radionuclídeos no ar do ambiente, enquanto que a exposição por ingestão dependerá da concentração dos radionuclídeos presentes nos alimentos e na água potável (GRS, 1980).

A ingestão de alimentos contaminados é uma forma muito importante de exposição interna, que deve ser considerada para avaliar a dose no homem devido aos radionuclídeos presentes no ambiente (NG, 1982). O transporte de radionuclídeos por meio da cadeia alimentar é geralmente avaliado com modelos projetados para situações de exposições, onde as concentrações dos radionuclídeos nos produtos alimentares e a concentração média no ambiente são consideradas como estando em equilíbrio (NG, 1982).

A dose interna devida à ingestão depende da concentração do radionuclídeo no alimento e de suas meias-vidas física e biológica. Para estimar esta dose, é preciso determinar a concentração nos alimentos e na água. Para o cálculo da dose interna, usam-se

normalmente amostras da dieta total e a quantidade de alimento ingerido por dia. A ingestão pelo homem deve ser reconstruída dessas medidas usando-se um modelo que relacione a concentração média da ingestão via alimento e água e a dose. Neste trabalho, tomaremos como base a ingestão de alimentos produzidos pelos bovinos da região de estudo, e com base na pesquisa "per capita" da ingestão de leite e seus derivados pela população.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição das áreas de estudos

Os municípios de Pedra e Venturosa localizam-se entre os paralelos 08°30$^{'}$ e 09°00$^{'}$ de latitude sul e meridianos 36°30$^{`}$ e 37°00 de longitude oeste de Greenwich (Figura 9). A área estudada encontra-se num ponto de transição entre o agreste semi-árido e o sertão, sendo seu tipo climático quente e seco. As temperaturas anuais médias variam de 24° a 26°C, no entanto, nos meses mais quentes (Dezembro a Fevereiro) a temperatura varia de 26° a 33°C e nos meses mais frios (Junho a Agosto), esta varia entre 16° a 26°C. (CALHEIROS, 1977).

Apesar dos municípios de Pedra e Venturosa não estarem delimitados no mapa da Figura 9, observa-se que as ocorrências de urânio natural especificadas como "rocha anômala", estão circundadas pelas fazendas produtoras. Nesta figura também podemos observar os pontos de controle localizados nos municípios de São Bento do Una e Arcoverde, os quais estão 70 e 35 km de distância das ocorrências de urânio natural, respectivamente. As fazendas apresentadas no mapa são denominadas de locais de amostragem e são classificadas como sendo F01, F02, F03, F04, F05, F06, F07, F08 e F09. Os pontos de controle que estão localizados nas Fazendas Experimentais do IPA (Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária) de Arcoverde e de São Bento do Una, receberam o código F10 e F11, respectivamente. Além das fazendas de amostragem, existem também os laticínios LT1, LT2, LT3 e LT4, onde foram coletados queijo e soro. As amostras de água fornecida aos animais apresentam três procedências: poços amazonas,

e mananciais (água de superfície). Os municípios de Pedra e Venturosa fazem parte da micro-região do Ipanema, onde o rio Ipanema é que comanda a drenagem, que ocorre no sentido Norte - Sul. Estes municípios se destacam pela elevada produção de leite, estando localizados dentro da bacia leiteira de Pernambuco. (CALHEIROS, 1977).

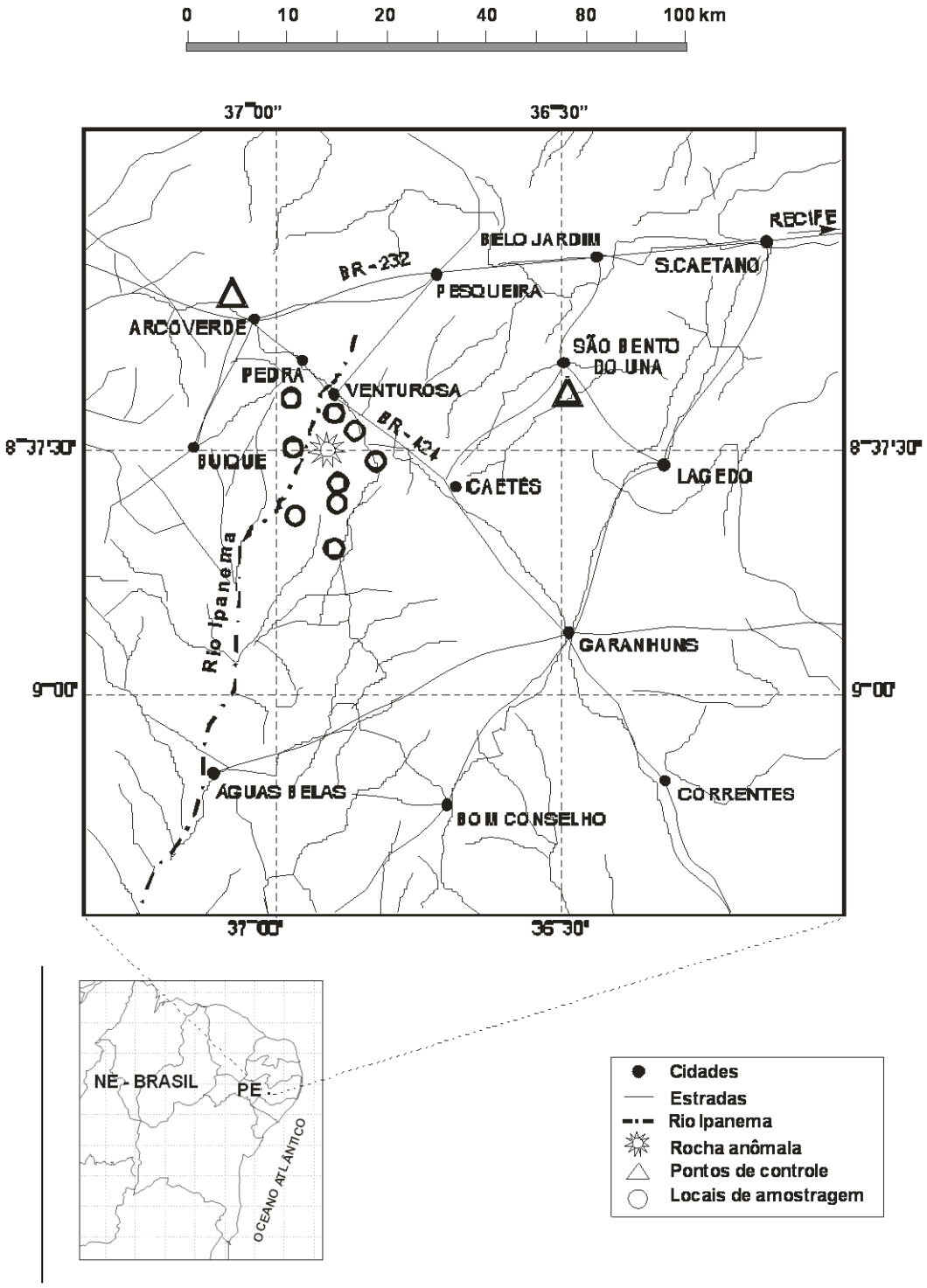

Figura 9. Mapa de localização das cidades de Pedra e Venturosa

3.2 Seleção dos locais de coleta das amostras

Foi realizado primeiramente um estudo para identificar os pontos de coleta significativos para o trabalho, com a finalidade de obter amostras representativas para realização das análises. Desta forma, foram selecionadas as fazendas que apresentam as maiores produções de leite, por serem responsáveis por parte do comercio de leite na região, e que estão localizadas próximas às ocorrências de urânio natural, como também quatro laticínios responsáveis por parte do processamento do leite produzido na região. Para coleta das amostras controles, foram escolhidas duas fazendas distantes o suficiente para não sofrerem influência das anomalias, ou seja, em outros municípios onde não existem ocorrências anômalas de urânio natural.

3.3 Procedimentos de coleta de amostras

Em visita às fazendas, foram identificados os tipos de alimentos consumidos pelos bovinos leiteiros, tanto os que eram produzidos na própria fazenda, como também os industrializados de produção desconhecida. As amostras de leite (5 litros) foram coletadas diretamente nas fazendas produtoras, como também nos laticínios que processam o leite. As amostras de água (5 litros) foram coletadas diretamente nos cochos utilizados como bebedouro pelos animais. Tanto as amostras de leite quanto as amostras de água, foram acondicionadas em recipientes de polietileno e acidificadas.

No caso do leite, foram adicionados 2mL de ácido clorídrico e 2mL de formaldeído por litro de amostra para preservação da mesma, uma vez que, entre as coletas e o pré-tratamento das amostras são decorridos vários dias (Figura 10). Todos os recipientes de polietileno foram lacrados com fita adesiva para melhor vedação e identificados de acordo com o tipo da amostra, local e data de coleta.

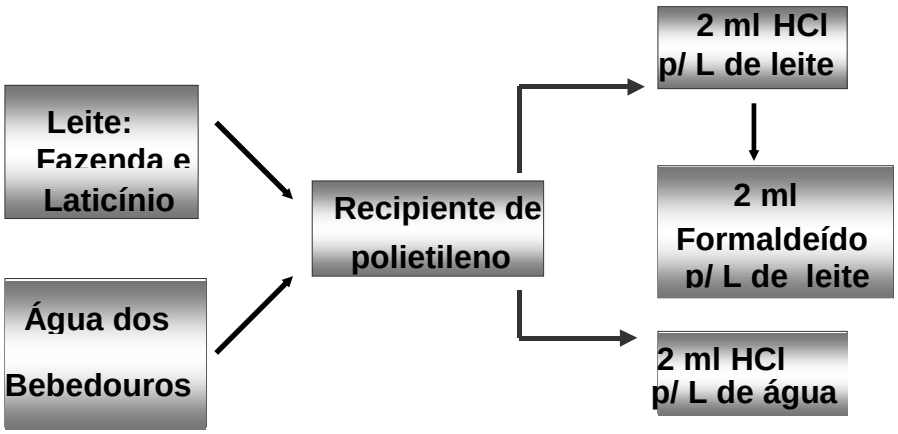

Figura 10. Esquema da coleta das amostras de leite e água

Para as coletas de pasto, coletou-se a parte superior do pasto, por ser a parte consumida pelo bovino em pastejo, até atingir a massa necessária para análise, aproximadamente 10 kg de matéria verde. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados.

O maior número de amostras de palma forrageira gigante (*Opuntia fícus*) foi obtido diretamente no cocho, destinado à alimentação dos animais, enquanto que o restante das amostras foi coletado no campo. Neste local foram escolhidas as raquetes (folhas) intermediárias e imediatamente inferiores dessa forrageira. Essa escolha foi motivada pelo fato dessas folhas serem mais antigas do que as de ponta e assim apresentarem uma concentração intermediária de minerais, fibras, e conseqüentemente de radionuclídeos. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados, Figura 11.

Foram coletados 5 kg de cada produto industrializado (farelo em geral, sal mineral dentre outros). A coleta das amostras de sorgo, casca e mandioca integral, capim elefante e

sal mineral seguiram o mesmo procedimento que os produtos industrializados, e foram acondicionados em sacos plásticos.

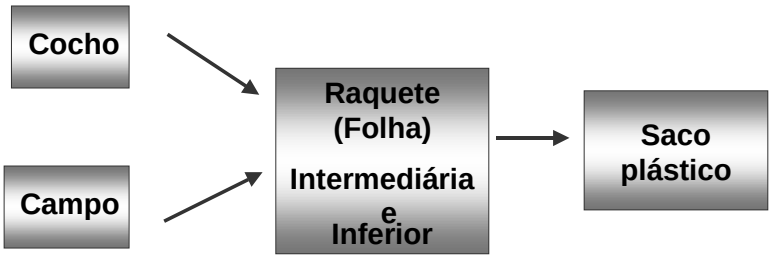

Figura 11. Esquema da coleta das amostras de palma

3.4 Procedimentos para estocagem das amostras

Devido à fácil deteorização das amostras orgânicas, devem-se tomar alguns cuidados no seu armazenamento. A calcinação se torna uma excelente opção para a redução de volume, e conseqüentemente um aumento da concentração mineral na amostra, e ainda auxilia no problema de conservação das amostras, como também dos radionuclídeos.

No laboratório de monitoração ambiental, as amostras de forragem sólidas foram pesadas para determinação da massa úmida e levadas à secura em estufa a 80^0C por 24 horas. Após este período foram pesadas para obtenção da matéria seca. Algumas amostras, como o capim e a palma, foram picotadas para facilitar a secagem na estufa, e trituradas em um moinho para facilitar a calcinação. Para a calcinação, as amostras de forragem foram levadas ao forno, cuja temperatura foi elevada gradativamente por um período de aproximadamente de 48h, até atingir 450^0C, permanecendo neste valor durante mais 48 horas, (Figura 12). Após calcinação as cinzas foram pesadas e acondicionadas em recipientes de polietileno, previamente identificados.

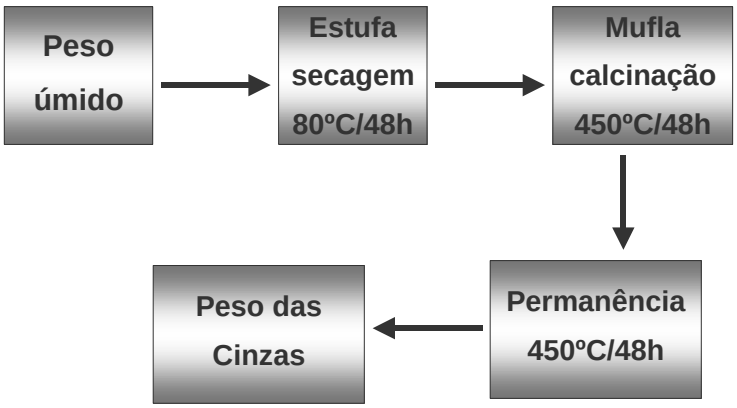

Figura 12. Processo de calcinação para as amostras de forragem

As amostras de leite foram evaporadas em chapa de aquecimento numa temperatura de 70^0C, que leva cerca de 96 horas. Após a evaporação, essas amostras seguem o mesmo procedimento de calcinação já descrito (Figura 13).

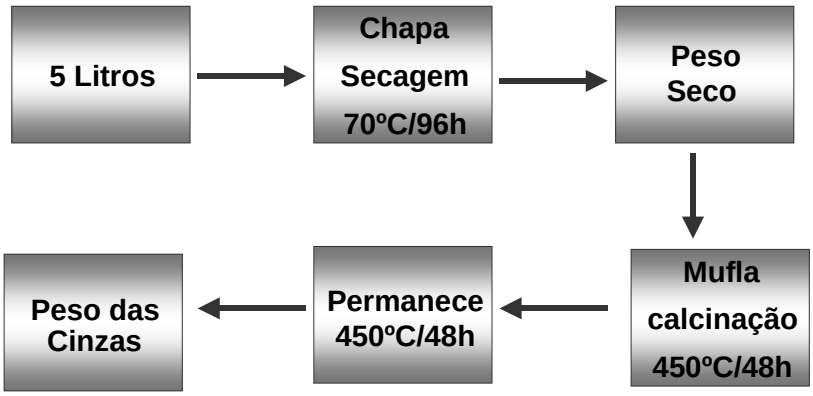

Figura 13. Processo de calcinação das amostras de leite

Para as amostras de água, tomaram-se inicialmente alíquotas de 1500 mL, que foram evaporadas a uma temperatura de 70^0C, até a redução do volume para 250 mL, esse procedimento serve como uma pré-concentração do radionuclídeo. Após a evaporação, as amostras foram transferidas para recipientes de polietileno com capacidade de 300 mL, identificadas e estocadas para posterior análise.

3.5 Abertura das cinzas

Para dissolver as cinzas, tomaram-se 2 gramas das amostras de alimento, acrescentou-se 10 mL de ácido nítrico concentrado, 3 mL de ácido perclórico e 5 mL de ácido nítrico 1:1 para digestão das amostras. A solução foi completada com água destilada para um volume de 50 mL, Figura 14.

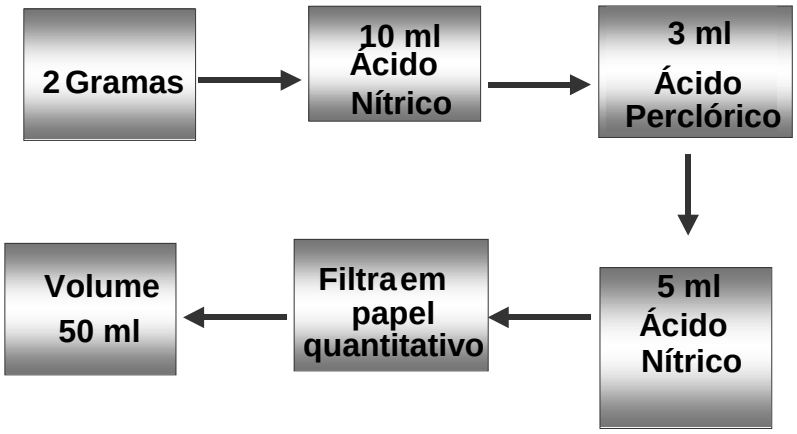

Figura 14. Esquema da abertura das amostras

3.5.1 Determinação de Urânio Natural nas Amostras

Para determinação das concentrações de urânio natural, foram tomadas alíquotas de 20 mL da solução das amostras, dos padrões e de água deionizada, colocando-os em tubos de extração. Em seguida, adicionou-se a cada tubo 1 mL de uma solução saturada de Nitrato de Alumínio e 1 mL do extrator orgânico (TOPO). Os tubos foram agitados por 10 minutos e a solução transferida para tubos específicos para extração, permanecendo em repouso por 1 hora. Neste período de repouso, foram preparadas as pastilhas contendo a mistura de LiF/NaF. Para análise, foram tomadas alíquotas de 100 μL (0,1 mL) da fase orgânica das amostras, dos padrões e da água deionizada e transferidas para os cadinhos de

platina contendo a mistura dos fluoretos, sempre em duplicata. Foram secados em estufa a 130°C por 30 minutos e fundidos em um forno específico a 1000 ^{o}C durante, 6 minutos. (Figura 15).

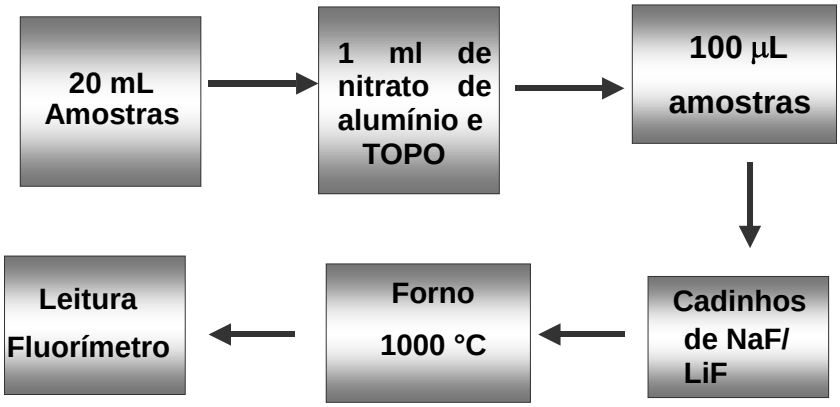

Figura 15. Fluxograma das etapas da técnica de fluorimetria.

Para obtenção das curvas de calibração, foram utilizados padrões de urânio produzidos com nitrato de uranila no laboratório de monitoração ambiental e padronizados segundo programa de intercomparação do IRD (IRD, 1983). Foram retiradas alíquotas de 20 ml cada padrão em duplicata e colocados em recipientes de polietileno (IRD/CENEN, 1990). Para realizar a validação do método, foram feitos 3 duplicatas de cinzas de leite com padrão e urânio e 3 duplicatas sem padrão, onde não foi verificada variação significativa. De posse da leitura dos padrões, construíram-se curvas de calibração, que servirão para determinar as concentrações de urânio natural das amostras.

3.6 Ingestão de urânio natural

Para quantificar o consumo alimentar domiciliar “per capita” anual na área pesquisada, utilizou-se a pesquisa sobre a Cadeia Produtiva do Leite em Pernambuco, realizada pelo Serviço de Apoio as Micro e Pequenas Empresas de Pernambuco -

SEBRAE/PE. Os dados adquiridos foram de 33,58 kg/ano para os laticínios em geral (leite e derivados) (SEBRAE/PE, 2002).

Tentou-se determinar o consumo alimentar anual “per capita” dos residentes da área de estudo, porém as informações a respeito do consumo de leite e derivados fornecido pelos próprios funcionários das fazendas, não foram precisas. Por isso o cálculo baseou-se exclusivamente nos dados obtidos pelo SEBRAE/PE.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram separados por grupos para melhor apresentação, sendo estes: volumosos, concentrados, água, leite e seus derivados. Nos volumosos foram analisadas amostras de capins de várias espécies, palmas forrageiras, silagens, cevadas e mandioca integral. Para as amostras de concentrados foram analisados rações balanceadas, farelos, caroço de algodão e sal mineral e nos derivados de leite, amostras de queijo e soro. As amostras de água fornecida aos animais foram oriundas de três tipos de poços: os poços tubulares, poços amazonas e águas superficiais.

As médias das concentrações de urânio natural nas amostras do alimento bovino, foram determinadas utilizando a média aritmética, com os respectivos desvios padrões associados. O tratamento estatístico utilizado na determinação da concentração média e do desvio padrão de uma série de medidas experimentais, pode resultar em valores significativamente diferentes. Por este motivo, foram aplicados testes para estimar a distribuição estatística dos resultados, no qual, o teste não-paramétrico que mais expressou estatisticamente os resultados obtidos, foi o teste de verificação de normalidade de Lilliefors e Kolmogorov-Smirnov .

A simples visualização das freqüências dos dados experimentais em um histograma, não é suficiente para mostrar a distribuição de probabilidade que melhor se ajuste aos dados em questão. Portanto, foi necessária a utilização do teste não-paramétrico de aderência de Kolmogorov-Smirnov, para verificar se a distribuição de probabilidade dos dados experimentais ajusta-se melhor a uma distribuição teórica (MURTEIRA, 1990).

4.1. Concentração de urânio natural nas amostras de volumosos

Ao observar a tabela 2, verifica-se que entre todas as amostras de volumosos, a palma forrageira gigante *(Opuntia ficus – indica)* apresenta os maiores valores de concentração de urânio natural, existindo uma elevada dispersão nos valores das concentrações entre essas amostras, com uma variação de 4 a 440 $mBq.kg^{-1}$ (MS). Os valores mais acentuados foram encontrados nas fazendas F01 e F09. A concentração de 440 $mBq.kg^{-1}$ na palma forrageira gigante, ocorre provavelmente, pelo fato que nestes locais de coleta, existem as principais ocorrências de urânio natural nas rochas e com isto, devido ao intemperismo, o solo das vizinhanças apresenta teores anômalos desse radionuclídeo (JÚNIOR, 2005).

Nas amostras de capins observou-se também elevada dispersão dos valores de concentração, com uma faixa de variação de 2 a 107 $mBq.kg^{-1}$ (MS), onde, as amostras de capim búffel *(Cenechrus ciliaris)* apresentaram uma variação de 2 a 68 $mBq.kg^{-1}$ (MS). As fazendas F01 e F03 foram as que apresentaram valores mais acentuados. A fazenda F03 utiliza esterco bovino para adubação dos cultivos de capim búffel, onde 90% do urânio natural ingerido por bovinos é eliminado nas fezes e urina.

O capim elefante *(Pennisetum purpureum)* da fazenda F01, quando analisado separadamente, apresentou uma concentração de 26 $mBq.kg^{-1}$, e quando misturado ao bagaço de cana, apresentou um aumento no valor da concentração, passando a 107 $mBq.kg^{-1}$. Desta forma observa-se que a adição de bagaço de cana altera a concentração de urânio natural. O principal motivo desta alteração é a forma como o bagaço de cana é armazenado a céu aberto no pátio das usinas produtoras, sujeito a contaminação do solo. Tanto para as amostras de capim elefante quanto para as amostras de capim búffel, as fazendas controles apresentaram valores de concentração menores quando comparadas às demais fazendas estudadas.

Tabela 2. Concentrações de urânio natural nas amostras de volumosos.

Tipo de pastagem	Código da fazenda	Ano de coleta	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Concentração ($mBq.kg^{-1}$ (MS))
Palma	F05	2002	8°44'16"	37°00'41"	468	4 ± 1
Capim Elefante	F 01	2002	8°36'16"	37°00'24"	482	26 ± 4
Capim Buffel	F 01	2002	8°36'16"	37°00'24"	482	6 ± 2
Palma	F 07	2002	8°39'10"	37°00'19"	489	5 ± 1
Palma	F 10*	2002	8°27'14"	37°10'21"	682	12 ± 3
Palma	F 11*	2002	8°29'30"	36°43'09"	582	8 ± 3
Silagem de Sorgo	F 11*	2002	8°29'30"	36°43'09"	582	19 ± 4
Palma	F06	2003	8°02'14"	37°00'32"	486	21 ± 3
Palma	F 01	2003	8°36'16"	37°00'24"	482	106 ± 18
Palma	F 04	2003	8°49'09"	37°00'42"	494	21 ± 3
Palma	F 03	2003	8°55'09"	37°00'59"	461	85 ± 13
Palma	F 01	2003	8°36'16"	37°00'24"	482	28 ± 4
Palma	F 05	2003	8°44'16"	37°00'41"	468	28 ± 4
Palma	F 03	2003	8°55'09"	37°00'59"	461	40 ± 8
Palma	F 11*	2003	8°29'30"	36°43'09"	582	12 ± 3
Cevada	F 05	2003	8°44'16"	37°00'41"	468	29 ± 5
Silagem de Cana	F 05	2003	8°44'16"	37°00'41"	468	18 ± 4
Capim Búffel	F 03	2003	8°55'09"	37°00'59"	461	68 ± 11
Silagem de Sorgo	F 11*	2003	8°29'30"	36°43'09"	582	17 ± 4
Silagem de Sorgo	F 10*	2003	8°27'14"	37°10'21"	682	25 ± 5
Cevada	F 05	2003	8°44'16"	37°00'41"	468	10 ± 2
Capim Elefante/ Bagaço de Cana	F 01	2003	8°36'16"	37°00'24"	482	107 ± 18
Sorgo/ Capim Elefante/ Milho	F 07	2004	8°39'10"	37°00'19"	489	65 ± 12
Mandioca Integral	F 08	2004	8°32'20"	37°00'18"	472	32 ± 5
Mandioca Integral	F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	48 ± 9
Capim Búffel	F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	15 ± 3
Capim Búffel	F 08	2004	8°32'20"	37°00'18"	472	10 ± 2
Palma	F 07	2004	8°39'10"	37°10'19"	489	45 ± 9
Palma	F 07	2004	8°39'10"	37°00'19"	489	56 ± 5
Capim Búffel	F09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	35 ± 6
Capim Búffel	F05	2004	8°44'16"	37°00'41"	468	16 ± 3
Palma	F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	440 ± 35
Capim Elefante	F 11*	2004	8°29'30"	36°43'09"	582	11 ± 3
Palma	F 06	2004	8°02'14"	37°00'32"	486	7 ± 2
Palma	F 07	2004	8°39'10"	37°00'19"	489	11 ± 3
Palma	F 05	2004	8°44'16"	37°00'41"	468	43 ± 8
Capim Búffel	F10*	2004	8°27'14"	37°10'21"	682	2 ± 1
Capim Estrela	F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	39 ± 6
Capim Braquiária	F 03	2004	8°55'09"	37°00'59"	461	51 ± 5

F-Fazenda ; * Controle

De um modo geral, as concentrações de urânio natural em todas as amostras de volumoso, variaram de 4 a 440 mBq.kg^{-1} (MS), a média aritmética foi de 42±71 mBq/kg^{-1} (MS). Este valor de 440 mBq.kg^{-1}, é referente ao principal volumoso consumido pelos bovinos leiteiros da região do agreste semi-árido de Pernambuco, que é a palma forrageira gigante. Entretanto, a concentração de urânio na palma forrageira foi elevada nas fazendas F01 e F09. Essa forrageira é utilizada na alimentação dos bovinos leiteiros, durante todo ano, principalmente na época de estiagem quando existe escassez de outros volumosos. Além de alimento, a palma forrageira gigante também é uma importante fonte de água de boa qualidade para as vacas (SEBRAE, 2002). Deve-se observar que a palma forrageira gigante apresentou média de 56,9±98 mBq.kg^{-1} (MS), ligeiramente superior a média geral do volumoso. Como a palma forrageira gigante é usada em grande quantidade, ela é a principal fonte de ingestão de urânio dentro da classe dos volumosos.

De acordo com os valores apresentados na Tabela 2, os locais de controle (fazendas F10 e F11) apresentaram concentrações de urânio natural na palma forrageira gigante inferiores as das fazendas estudadas, apesar de terem sido adubadas com fertilizantes fosfatados no momento do plantio. Os valores encontrados nestes locais de controle, Estações Experimentais do IPA em Arcoverde e São Bento do Una, não apresentaram anomalias desse radionuclídeo, ao contrário do que cita o trabalho realizado por Hamilton (1972), onde ele diz que os fertilizantes fosfatados possuem quantidades consideráveis de urânio natural, que podem ser transferidos em parte para as culturas.

As amostras de silagem de sorgo *(Sorghum bicolor)* encontradas nos locais de controle, apresentaram uma faixa de variação de 17 a 65 mBq.kg^{-1}(MS). A fazenda F07, foi a que apresentou maior concentração de urânio natural. Este valor ocorre provavelmente pelo fato desta amostra, quando coletada, formar um composto com outras amostras, como milho e capim elefante. As fazendas controles apresentaram valores de concentrações inferiores às fazendas estudadas.

4.2. Concentração de urânio natural nas amostras de concentrados

Os níveis de urânio natural nas amostras de concentrados e sais minerais podem ser observados na Tabela 3. A título de esclarecimento, o concentrado desta tabela é uma mistura de subprodutos da indústria que envolve alguns dos seguintes ingredientes: farelo de soja, milho, farelo de trigo, farelo de algodão, caroço de algodão, etc. Nesta tabela, observa-se que as amostras de concentrado, tiveram uma variação de 2 a 78 $mBq.kg^{-1}$ (MS). As fazendas que apresentaram as mais baixas concentrações de urânio para esse item, foram aquelas que não adicionavam o sal mineral ao concentrado. Para as amostras de farelo de algodão, observou-se uma variação de 2 a 84 $mBq.kg^{-1}$ (MS). Provavelmente essas faixas de variação dos concentrados e dos farelos de algodão, são devidas às diferentes procedências e locais de cultivos, além do sal mineral. No sal mineral, as concentrações variaram de 652 a 4.774 mBq/kg^{-1} (MS), com média aritmética de 3.189±2.219 $mBq.kg^{-1}$ (MS), enquanto que as amostras de suplemento alimentares (concentrados e farelos), apresentaram média aritmética de 31,5±31,3 $mBq.kg^{-1}$ (MS).

Tabela 3. Concentrações de urânio natural nas amostras de concentrados.

Tipo de suplemento	Código da fazenda	Ano de coleta	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Concentração ($mBq.kg^{-1}$ MS)
Farelo de Algodão	F 05	2002	8°44'16"	37°00'41"	468	84± 11
Concentrado	F 05	2002	8°44'16"	37°00'41"	468	9 ± 2
Concentrado	F 11*	2002	8°29'30"	36°43'09"	582	3 ± 1
Concentrado	F 10*	2002	8°27'14"	37°10'21"	682	2 ± 1
Aveia	F 05	2003	8°44'16"	37°00'41"	468	84 ± 13
Concentrado	F 01	2003	8°36'16"	37°00'24"	482	6 ± 2
Concentrado	F 06	2003	8°02'14"	37°00'32"	486	24 ± 4
Concentrado	F 01	2003	8°36'16"	37°00'24"	482	29 ± 4
Concentrado	F 11*	2003	8°29'30"	36°43'09"	582	33 ± 5
Concentrado	F 01	2003	8°36'16"	37°00'24"	482	65 ± 7
Concentrado	F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	65 ± 7
Concentrado	F 04	2004	8°49'09"	37°00'42"	494	5 ± 2
Farelo de Algodão	F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	2 ± 1
Farelo de Algodão	F 03	2004	8°53'39"	37°00'59"	461	4 ± 1
Sal Mineral	F 05	2004	8°44'16"	37°00'41"	468	652 ± 99
Sal Mineral	F 01	2004	8°36'16"	37°00'24"	482	4.774 ± 639
Sal Mineral	F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	4.140 ± 536
Concentrado	F 07	2004	8°39'10"	37°00'19"	489	8 ± 3
Concentrado	F 02	2004	8°48'30"	37°00'51"	474	34 ± 5
Concentrado	F 03	2004	8°53'39"	37°00'59"	461	78 ± 12

F- Fazenda; * Controle

Nesta análise foi observado que houve uma larga variação das concentrações de urânio natural para os suplementos alimentares e minerais. Esta variabilidade de valores obtidos ocorre devido à utilização de fosfato bicálcico na produção de complementos minerais. Este fosfato é o constituinte primário deste produto, e é o responsável por 50% da composição básica deste suplemento, sendo a principal fonte de fósforo e cálcio que irá compor a mistura mineral. Esta evidência da contribuição de urânio natural em misturas minerais é mostrado por Arruda-Neto et al. (1997), onde ele mostra que o fosfato bicálcico contém quantidades consideráveis de urânio natural. A dispersão dos valores para o sal mineral ocorre devido à procedência de fabricação, cujos valores mais altos são do mesmo fabricante, enquanto que o de menor valor é de outro fabricante.

As amostras de concentrados coletadas, apresentaram dispersão significativa das concentrações. Essa dispersão se dá, provavelmente, devido à composição básica de cada ração para bovinos em lactação. Em uma das rações, sua composição básica é composta de milho integral moído, farelo de soja, farelo de algodão, farelo de trigo, farelo proteinoso de milho, óleo de soja, premix mineral vitamínico, uréia pecuária carbonato de cálcio e cloreto de sódio. A outra ração coletada também para bovinos em lactação, é composta basicamente de milho integral moído, farelo de soja, farelo de trigo, melaço, carbonato de cálcio, fosfato bicálcico, cloreto de sódio, bicarbonato de sódio, uréia pecuária, premix vitamínico mineral.

Como observado, uma das rações fornecida para os bovinos leiteiros como complemento alimentar, apresentava em sua composição fosfato bicálcico. Este composto utilizado extensamente na alimentação de bovinos em fase de lactação é rico em urânio natural, como especificado anteriormente, mostrando desta forma a dispersão dos valores encontrados deste radionuclídeo nos concentrados coletados nas fazendas de estudo.

As amostras de farelo de algodão, por ser um alimento natural, sem nenhum constituinte adicional, apresentaram concentrações de urânio natural relativamente baixa. A fazenda F05 foi a que apresentou concentração um pouco mais acentuada, isto ocorreu provavelmente pelo fato destes alimentos quando coletados já estarem misturados com sal mineral, que é a maneira mais correta de fornecer os alimentos aos animais, mostrando desta forma a provável elevação em relação às demais fazendas.

4.3. Concentração de urânio natural nas amostras de águas

Os valores das concentrações de urânio natural nas amostras de água fornecida aos animais, coletadas nas 11 fazendas, estão apresentadas na Tabela 4. Para todas as fazendas a variação foi de 2 a 19 $mBq.L^{-1}$, com média aritmética de 8,5±6,3 $mBq.L^{-1}$.

Tabela 4. Concentrações de urânio natural na água.

Tipo de amostra (Água)	Código da fazenda	Ano de coleta	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Concentração ($mBq.L^{-1}$)
PT	F 02	2003	8°48'30"	37°00'51"	474	10 ± 2
PA	F 05	2003	8°44'16"	37°00'41"	468	10 ± 2
PA	F 01	2003	8°36'16"	37°00'24"	482	19 ± 3
PAS	F 10*	2004	8°27'14"	37°10'21"	682	2 ± 1
PAS	F 10*	2004	8°27'14"	37°10'21"	682	3 ± 1
PA	F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	13 ± 2
PA	F 01	2004	8°36'16"	37°00'24"	482	10 ± 2
PA	F 07	2004	8°39'10"	37°10'19"	489	18 ± 3
PA	F 08	2004	8°32'20"	37°00'18"	472	3 ± 1
PAS	F 11*	2004	8°29'30"	36°43'09"	582	2 ± 1
PT	F 03	2004	8°55'09"	37°00'59"	461	4 ± 1

PA - Poço amazonas; AS – Água de superfície; PT-Poços tubulares * Controle.

Os valores contidos na Tabela 4 são oriundos de águas de poços que possuem profundidade média de 4 m e estão localizados no rio Ipanema, exceto no caso das fazendas F 10 e F 11, nas quais as coletas foram realizadas nas estações experimentais do IPA de São Bento do Una e de Arcoverde. Os valores das concentrações de urânio natural em águas, obtidos no presente trabalho estão na mesma faixa daquelas encontradas por Lima (1996) nas águas dos poços amazonas da região fosfática de Pernambuco e nas águas dos rios das Antas e o rio Verde que banham o Planalto de Poços de Caldas (LIMA, 1986).

As dispersões das concentrações de urânio natural nas águas dos poços amazonas tiveram como fator determinante a intermitência do rio Ipanema. No período de seca, as águas dos poços encontram-se no nível mais baixo, aumentando a concentração de urânio natural. Na época das chuvas, ocorre a lixiviação dos sais, como também, diluição maior através do escorrimento das águas superficiais da região (à montante) não anômalas. Com o decorrer do tempo, existe o abastecimento de águas de drenagem, carregando assim os sais para o leito do rio (período de maior diluição). Apesar de existirem 11 pontos de coleta de amostras de água, pode-se verificar que não houve variação considerável nas concentrações desse radionuclídeo.

4.4. Concentração de urânio natural nas amostras de leite

As concentrações de urânio natural no total das amostras de leite, observadas na tabela 5, apresentaram variação de 9 a 1.835 $mBq.L^{-1}$, com média aritmética de 273 ± 489 $mBq.L^{-1}$. Para as amostras de leite produzidos nas fazendas controle F10 e F11, observou-se uma variação de 9 a 33 $mBq.L^{-1}$.

Tabela 5. Concentração de urânio natural nas amostras de leite.

Código da fazenda	Ano de coleta	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Concentração ($mBq.L^{-1}$)
F 01	2002	8°36'16"	37°00'24"	482	877 ± 123
F 11*	2002	8°29'30"	36°43'09"	582	24 ±4
F 10*	2002	8°27'14"	37°10'21"	682	18 ± 3
F 10*	2003	8°27'14"	37°10'21"	682	9 ± 2
F 03	2003	8°55'09"	37°00'59"	461	263 ± 37
F 06	2003	8°02'14"	37°00'32"	486	12 ± 2
F 11*	2003	8°29'30"	36°43'09"	582	29 ± 4
F 08	2004	8°32'20"	37°00'18"	472	35 ± 6
F 06	2004	8°02'14"	37°00'32"	486	24 ± 4
F 02	2004	8°48'30"	37°00'51"	474	24 ± 4
F 04	2004	8°49'09"	37°00'42"	494	21 ± 3
F 10*	2004	8°27'14"	37°10'21"	682	10 ± 2
F 07	2004	8°39'10"	37°10'19"	489	143 ± 20
F 11*	2004	8°29'30"	36°43'09"	582	33± 5
F 05	2004	8°44'16"	37°00'41"	468	617 ± 83
F 01	2004	8°36'16"	37°00'24"	482	899 ± 117
F 02	2004	8°48'30"	37°00'51"	474	56± 8
F 09	2004	8°53'39"	37°00'44"	487	1.835 ± 256

F-Fazenda; * Controle.

As fazendas que apresentaram maior concentração de urânio natural foram às fazendas F01 e F09. Como dito na página 35, estas fazendas localizam-se na principal ocorrência de urânio natural, além disso, nestas fazendas são cultivados alimentos verdes fornecidos aos animais produtores de leite. Como complementos, são fornecidos suplementos alimentares, suplementos minerais e água. Todos estes complementos foram analisados e constataram-se concentrações significativas no suplemento mineral. A

constituição química do leite, provavelmente facilitou a absorção do urânio natural. Segundo Sheppard et al., (2005), o urânio é facilmente adsorvido pela matéria orgânica.

4.5. Concentração de urânio natural nas amostras de derivados do leite

Os resultados das concentrações de urânio natural nas amostras dos derivados de leite encontram-se na Tabela 6. Observa-se que não apenas as indústrias de laticínios produzem queijo, mas também algumas fazendas processam seu leite. A variação das concentrações de urânio natural destas amostras foi de 2 a 3.102 $mBq.kg^{-1}$ (MS), com média aritmética de 232 ± 223 $mBq.kg^{-1}$ (MS).

Tabela 6. Concentrações de urânio natural nos derivados de leite.

Tipo de derivado	Códigos	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Ano de coleta	Concentração ($mBq.L^{-1}$ (MS))
Queijo	LT4	8°55'09"	37°00'59"	461	2003	2 ± 1
Soro	LT2	8°55'09"	37°00'59"	461	2003	799 ± 108
Soro	LT3	8°55'09"	37°00'59"	461	2003	3102 ± 396
Queijo	LT1	8°55'09"	37°00'59"	461	2003	2 ± 1
Queijo	LT3	8°55'09"	37°00'59"	461	2003	2 ± 1
Queijo	LT2	8°55'09"	37°00'59"	461	2003	3 ± 1
Queijo	LT4	8°55'09"	37°00'59"	461	2003	3 ± 1
Queijo	LT2	8°44'16"	37°00'41"	468	2004	2 ± 1
Queijo	LT1	8°29'30"	36°43'09"	582	2004	2 ± 1
Queijo	LT2	8°29'30"	36°43'09"	582	2004	2 ± 1
Queijo	LT4	8°29'30"	36°43'09"	582	2004	3 ± 1
Queijo	LT3	8°44'16"	37°00'41"	468	2004	2 ± 1
Queijo	LT2	8°29'30"	36°43'09"	582	2004	2 ± 1
Soro	LT1	8°44'16"	37°00'41"	468	2004	143 ± 19
Queijo	LT1	8°29'30"	36°43'09"	582	2004	3± 1
Queijo	LT1	8°44'16"	37°00'41"	468	2004	2± 1
Queijo	LT1	8°29'30"	36°43'09"	582	2004	3± 1
Soro	LT3	8°44'16"	37°00'41"	468	2004	99± 13

LT- Laticíneo

Analisando a Tabela 6, percebe-se que o urânio natural foi lixiviado para o soro durante o processo de fabricação do queijo. O soro é a parte líquida resultante do processo

de formação do queijo coalho. Esse subproduto, em alguns casos, é repassado em grande parte para as indústrias de laticínios com finalidade de produção de iorgute, ou então, é totalmente usado para alimentação de suínos. As indústrias de laticínios presentes na região de estudo utilizam o leite comercializado pelas fazendas produtoras da região, mostrando desta forma o fato das indústrias de laticínios 1, 2 e 3 apresentarem maiores concentrações de urânio natural. As fazendas que comercializam o leite para as indústrias de laticínios localizam-se próximo à ocorrência de urânio natural.

4.6. Análise estatística das amostras de urânio natural

Os testes utilizados para análise estatística das distribuições das concentrações de urânio natural nas amostras, foram os testes não-paramétricos de normalidade de Lilliefors e Kolmogorov-Smirnov, sendo o teste de Lilliefors uma adaptação do teste de Kolmogorov-Smirnov. O teste de normalidade de Lilliefors é usado para verificação de normalidade de um conjunto de dados. O teste de Kolmogorov-Smirnov é uma prova de aderência que mede o grau de concordância entre a distribuição de um conjunto de valores amostrais (observados) e uma determinada distribuição teórica. A diferença básica entre eles, é que o teste de Lilliefors avalia a normalidade a partir de média e desvio fornecidos, enquanto que o teste de Kolmogorov-Smirnov usa a média e o desvio-padrão calculados do logneperiano do conjunto de dados (CONOVER, 1999).

A Figura 16 mostra a distribuição estatística das concentrações de urânio natural nas amostras de leite que foram apresentados na Tabela 5. Segundo o teste de verificação de normalidade de Lilliefors (MURTEIRA, 1990) os dados apresentados, não possuem distribuição de probabilidade normal, ou seja, não apresentam simetria.

A Figura 17 mostra o ajuste dos valores experimentais e teóricos para a distribuição de probabilidade normal para as amostras de leite. Pode-se observar que as concentrações de urânio natural não se ajustaram à reta teórica normal, pois os pontos encontram-se dispersos e afastados da reta teórica confirmando assim, que a Figura 16 não apresenta simetria, o que é confirmado pelo teste de Lilliefors.

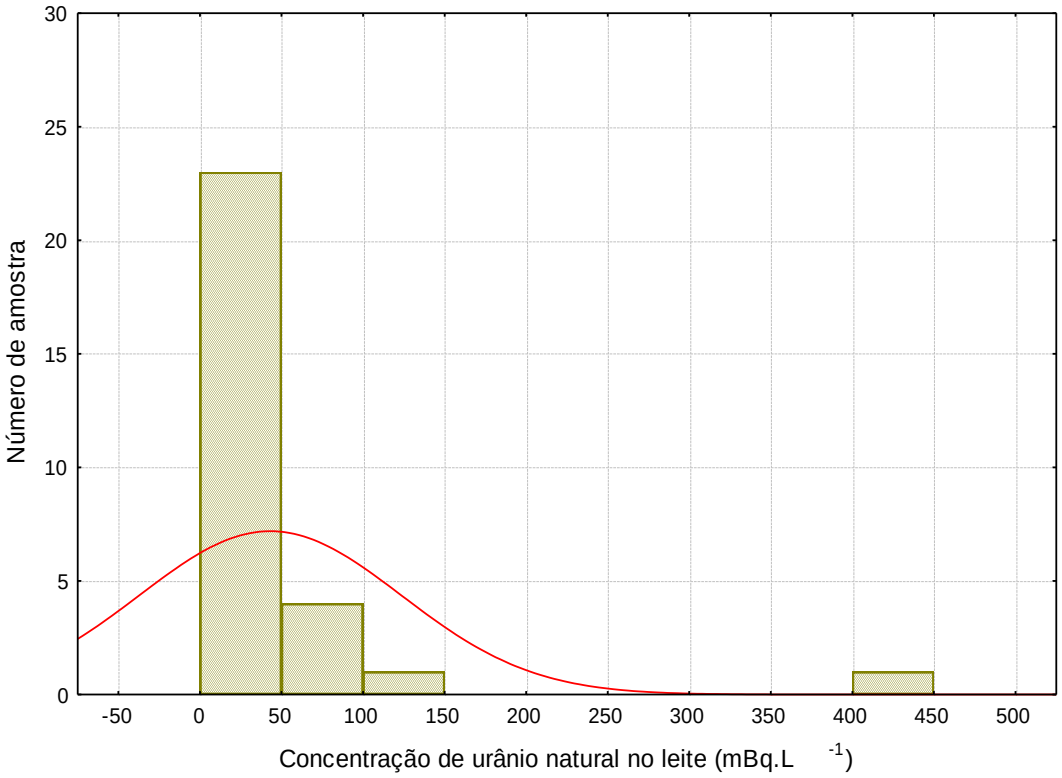

Figura 16. Distribuição das concentrações de urânio natural no leite

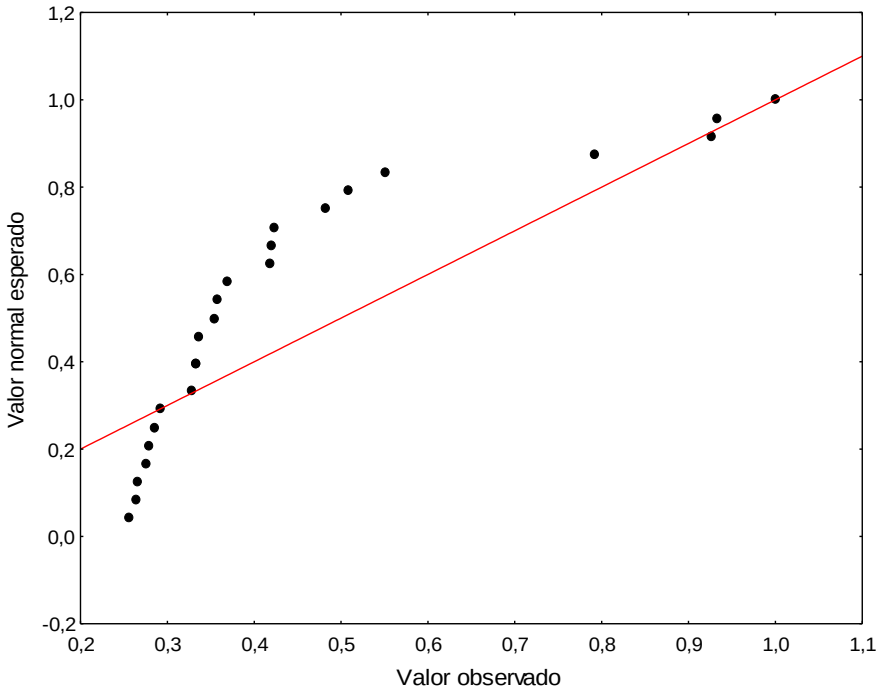

Figura 17. Ajuste das concentrações de urânio natural no leite à distribuição normal.

O teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov mostrou que a distribuição lognormal foi a que melhor ajustou os valores contidos na Tabela 5. Interpretações estatísticas semelhantes foram observadas por Amaral (1994) e Lima (1986) em estudos realizados nos cultivares e águas de poços da região fosfática de Pernambuco, respectivamente. Eles verificaram que as concentrações de urânio natural apresentam características de uma distribuição lognormal. A Figura 18 mostra a distribuição dos logaritmos neperianos das concentrações de urânio natural no leite. A Figura 19 mostra o ajuste dos valores experimentais à distribuição de probabilidade lognormal, onde se verifica uma boa concordância com a reta teórica lognormal, confirmando assim, a veracidade da prova de aderência de Kolmogorov-Smirnov. Os demais grupos de amostras apresentam a mesma distribuição estatística das amostras de leite descrita acima.

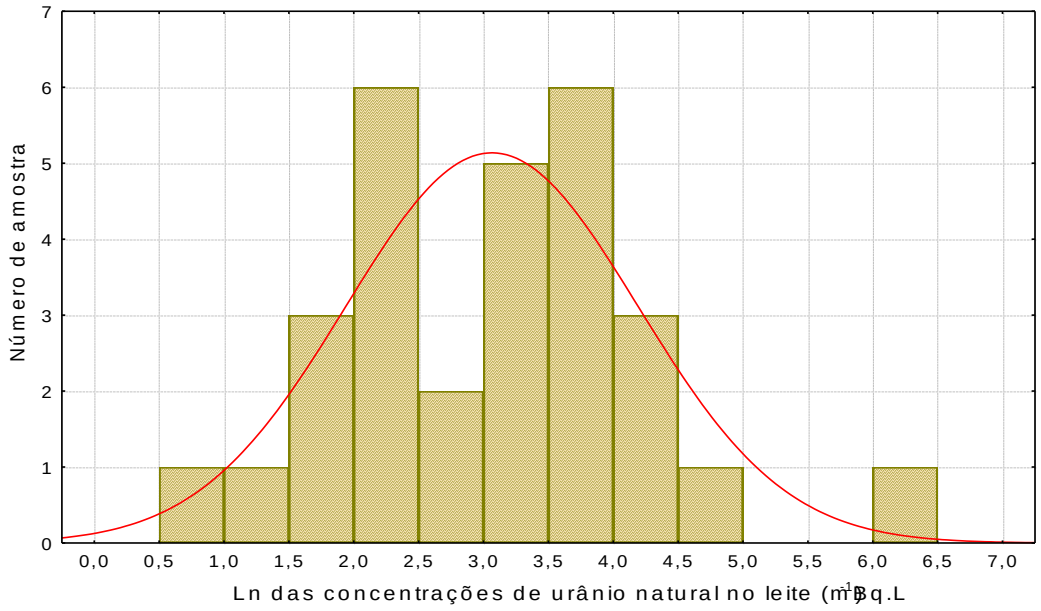

Figura 18. Distribuição dos logaritmos neperianos das concentrações de urânio natural no leite.

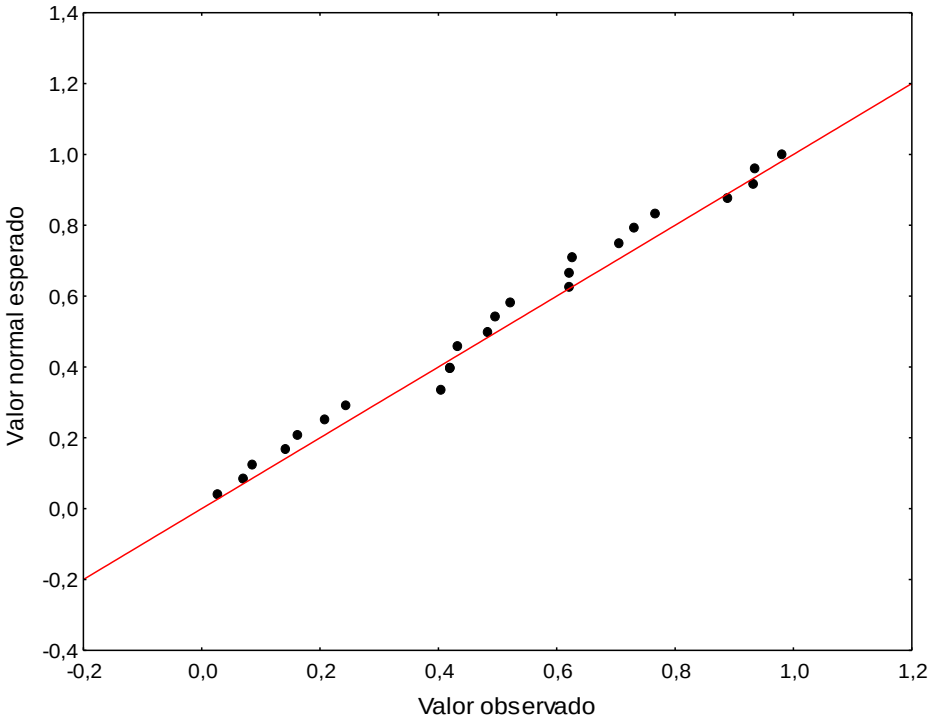

Figura 19. Ajuste das concentrações de urânio natural no leite à distribuição lognormal.

4.7. Análise da ingestão de urânio natural

Os dados que definiram a taxa média de ingestão anual de urânio natural através do leite e seus derivados, foram baseados no consumo anual "per capita" do Estado de Pernambuco, segundo dados do SEBRAE/PE (SEBRAE, 2002), e nas médias das concentrações de leite e derivados da Tabela 7.

Tabela 7. Concentração total de urânio natural na dieta, água e no leite de cada fazenda.

Fazendas	U total dieta (mBq/kg) (MS)	U leite (mBq/L)	Laticínios	Queijo (mBq/kg)	Soro (mBq/L)
F01	5.176	1.776	LT1	10	143
F02	44	24	LT2	9	799
F03	330	263	LT3	6	3.102
F04	26	21	_	_	_
F05	987	617	_	_	_
F06	52	36	_	_	_
F07	208	143	_	_	_
F08	45	35	_	_	_
F09	4.797	1.835	_	_	_
F10*	46	37	_	_	_
F11*	105	86	_	_	_

F – Fazenda; LT - Laticínios * Controle

A taxa de ingestão média anual de urânio natural através do leite e seus derivados pela população da região estudada foi de 14,88 Bq/ano, considerando um consumo médio anual de todos os derivados do leite. Este valor foi obtido com base no consumo médio anual de 33,58 kg/ano, considerando o leite e seus derivados (SEBRAE, 2002). A taxa de ingestão diária (I) foi calculada usando a equação 1 (USNRC, 1977).

$$I = Q \times C \qquad (1)$$

Onde:

Q = quantidade de leite ou queijo ingerido por ano (L/ano ou kg/ano);

C = concentração de urânio natural (mBq/L ou mBq/kg).

Segundo os estudos realizados por Wreen et al., (1985), a absorção gastrintestinal de urânio pelo homem padrão é de cerca 1,4%. Com base em estudos realizados por este

mesmo autor, a absorção diária de 10 a 30 mg/dia de urânio é suficiente para produzir toxicidade nos rins de humanos adultos. Convertendo o valor da atividade ingerida em Bq mostrada anteriormente, para unidade de massa em mg, tem-se que o nível de ingestão foi de 0,60 mg/ano de urânio natural. Com isto obtém-se o valor médio de $2,3 \times 10^{-5}$ mg/dia que é absorvido pela população da região Nordeste. Assim, com base nos níveis estabelecidos por Wreen et al., (1985), esse valor é totalmente insuficiente para produzir toxicidade nos rins de indivíduos adultos.

5. CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, chegou-se as seguintes conclusões:

1. A palma forrageira gigante se constitui no principal reservatório de urânio natural, devido a elevada quantidade fornecida aos animais e ser o alimento que apresentou as maiores concentrações desse radionuclídeo, neste último caso, por ser cultivada nas fazendas que apresentaram as principais ocorrências deste radionuclídeo;

2. Os concentrados fornecidos as vacas leiteiras mantidas na área de estudo, apresentaram níveis elevados de urânio natural, porque continham em sua composição em torno de 1 a 2% de sal mineral;

3. A dispersão dos valores de urânio natural nas águas dos poços tem como fator determinante a intermitência do rio Ipanema. As amostras de água de superfície não apresentaram variação considerável na concentração de urânio natural;

4. As maiores concentrações de urânio natural para o leite foram encontradas nas fazendas F01 e F09, deixando clara a influência das principais ocorrências deste radionuclídeo;

5. A baixa concentração de urânio natural do queijo se deve ao fato deste radionuclídeo ter sido lixiviado juntamente com o soro;

6. A taxa média de ingestão de urânio natural na área pesquisada teve um valor de 2,3 x 10^{-5} mg/dia. Este valor não acarreta toxicidade química para os seres humanos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIETA, E. M.; SINGLEY, J. E.; TRUSSEL, A. R.; THORBJARNARSON, K. W.; McGUIRE, M. J. Radionuclides in Drinking Water: In overview. **Journal Am. Water Works Assoc**. p. 144-153, 1987.

AMARAL, A. J. **Application de la spectrometrie de masse d'ions secondarires dans la detection et la mesure de l'uranium dans les milieux liologiques .** 1997 These (Douteur en Sciences de la vie et de la sante) – Universite Paris XII, Paris, 1997.

AMARAL, E. C. S.; PARETZKE, H. G.; CAMPOS, M. J.; PIRES, M. .A.; FRANKLIN, M. Transfer of ^{137}Cs from soil to chicken meat and eggs. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 29, n. 3, p. 237-255. 1995.

AMARAL, R. S. **Dose na população da região urano-fosfática pernambucana, devida á presença de Urânio e ^{226}Ra nos cultivares**. 1994. Tese, IPEN/CNEN (Doutorado em Ciências, na área de Tecnologia Nuclear) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

ARGENTIERE, R. **Urânio e Tório no Brasil:** Introdução a física nuclear aplicada. São Paulo: LEP, 1954. 555 p.

ARRUDA-NETO, J. D. T.; TAVARES, M. V.; FILADELFO, M. Concentrations of uranium in animal feed supplements: measurements and dose estimates. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 221, n^{0S} 1-2, p. 97 –104, 1997.

BAKER, A. J. M. Acumulatons and excluders-strateges in the response of plants to heavy metals.**Journal of Nutrition**. v. 3, n. 1-14, p. 643-644. New York, 1981.

BERESFORD, N. A.; HOWARD, B. J. The importance of soil adhered to vegetation as a Source of radionuclides ingested by grazing animals. **Science Total Environment**, n. 107 p. 237-254, 1991.

BOUWER, J. E.; MCKLVEEN, J. Uranium Assay of Phosphate Fertilizers and Other Phosphatic Materials. **Health Physics**. v. 34, p.345-352 , 1978.

CALHEIROS, M. E. V. **Projeto Venturosa:** Estudos Geológicos e Radiométricos na Folha Venturosa – área I, Sub-área E. 1977. 58p. Relatório de conclusão de curso (Graduação em Geologia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1977.

CENTANNI, F. A.; ROSS, A. M.; DESESA, M. A. Fluorimétric Determination of Uranium. **Analytical Chemistry**. v. 2, p. 1651-1657, 1956.

COWART, J. B.; BURNETT, W. C. The distribution of Uranium and Thorium Decay-series Radionuclides in the Environment. **Journal Environment Qual.**. v. 23, p. 651-662 , 1994.

COOKE, A. I.; GREEN, N.; RIMMER, D. L.; WEEKES, T. E. C.; WILKINS, B. T. Development of an In *Vitro* Method to Assess the Avail-ability of Soil-Associated Radionuclides for Uptake by Ruminants. **Journal Environment of radioactivity** 28 n. 2, p. 191-207, 1995.

COPPOCK, C. E. Ração total: nutrição certa com economia. **Revista Balde Branco**. n. 77, p. 32-35, Julho, 2004.

CONOVER, W. J**. Pratical Nonparametric Statistics**, 3th ed, John Wiley & Sons, INC: New York, 1999.

DASSIE, C. Trocando confinamento por leite a pasto. **Revista Balde Branco**. n. 415, p. 20-28, Maio, 1999.

DANG, H. S.; PULLAT, V. R.; PILLAI, K. C. Determining the normal concentration of uranium in urine and application of the data to its biokinetics. **Healthe Physics**. v. 62, n. 6, p. 562-565, 1992.

FARIA, V. P. Manejo nutricional de vacas no período de transição. **Revista Balde Branco**. n. 408, p. 22-27, 1998.

FOURATI, A.; FALUDI, G. Changes in radioactivity of phosphate rocks during the process of production. **Journal Radioanalytical and Nuclear Chemistry**. v. 125, n. 2, p. 287-293, 1998.

GALLAN, V. B.; NUSSIO, L. G. CUSTOS DE ALIMENTOS VOLUMOSOS PARA O INVERNO. **Revista balde branco**. N. 408, P. 44-50, 1998.

GEORGE, H. T. K. ; MARTIN, H. S. The occurrence of Uranium. **Nucleonic**. 48/51 p. 1950.

GREEN, N.; DODD, N. J. The uptake of radionuclides from inadvertent consumption of soil by grazing animals. **Science Total Environment**., v. 69, p. 367-77, 1988.

Guidelines for drinking – water quality. Health criteria and other supporting information addendum. **WHO/EOS/98**. Geneva: World health organization, 1998.

HAMILTON, E. L. The concentration of uranium in man and his diet. **Health Physics**. v. 22, 149 p., 1972.

HARLEY, N. H.; FOULKES, C. E.; HILBORNE, L. H.; HUDSON, A.; ANTHONY, C. R. **Chapter Two: Health Effects**. 1999. Disponível em:
< http://www.gulflink.osd.mil/library/randrep/du/mr1018.7.chap2.html > acesso em: 26/11/04 as 14:51:31.

HICKOX, W. H. Uranium in Drinking Water. **Environmental Protection Agency**: California. 37 p. Aug. 2001.

KUNT, S. N. **Fisiologia animal: adaptação e meio ambiente**. 5 ed. Santos livraria, São Paulo. 600 p. 2002.

KURTTIO, P.; AUVINEN, A.; SALONEN, L. SALRA, H.; PEKKANEN, J.; MAKELAINEN, I.; VAISANEN, S. B.; PENTTILA, I. M.; KOMULAINEN, H. Renal effects of uranium in drinking water. **Environmental Health Perspectives**. v. 110, n. 4, p. 337-342, 2002.

LAL, N.; SHARMA, I. P.; SHARMA, P. K.; TALWAR, I. M.; NAGPAUL, K. K.; CHAKARVART, S. K. Uranium Assay in Milk. **Health Physics**. v. 43, n. 3, p. 425-428, 1982.

LAURIA, D. C.; MARTINS, N. S. F.; ZENARO, R. **Monitoração Ambiental**. Instituto de Radioproteção e Dosimetria. Rio de Janeiro, Outubro, 25 p. 2003.

LIMA, R. A. **Avaliação da Dose na população da Região Urano-Fosfática do Nordeste que Utiliza os Recursos Hídricos da Região**. 1996. Tese IPEN/CNEN (Doutorado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1986.

MAKELAINEN, I. HUIKURI, P. SALONEN, L. ARVELA, H.; Talousveden radioaktiivisuus – perusteita laatuvaatimuksille (Radioactivity of drinking water in Filand basis for quality requirements in finnish). **Stuk – Radiation and nuclear safety authority a 182**. Helsinki: Oy Edita April, 2001.

MENZEL, R. G. Uranium, Radium and Thorium content in Phosphate Rocks and Their Posible Hazards. **Journal Agric. Food Chemistry.** v. 16, 231 p. 1968.

MURTEIRA, B.J.F.; **Probabilidades e Estatística**, 2th ed., McGraw-Hill: Lisboa,1990.

NASCIMENTO, M. B. M. R. **Determinação do teor de urânio natural no Rio Botafogo.** 1992. 57p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1992.

NG, Y. C.; A review of transfer factors for assessing tere dose from radionuclides in agricultural products. **Nucl. Saf**. v. 23, n. 1, 1982.
OSMOND, J.K. ; COWART, J.B. The theory and uses of natural uranium isotopic variations in Hydrology. **At. Energy Rev**., v. 14, p. 621-679, 1976.

PEREIRA, O. A. G. **Alimentação do lactente**. 7 ed. Cultura médica, Rio de Janeiro, p. 124-125.,1983.

Programa de Intercomparação de Resultados de Análises Radioquímicas para Determinação de Radionuclídeos em Matrizes Artificiais. Amostra 01IU085/1190. **Determinações de urânio natural, Ra-226 e Ra-228**. Rio de Janeiro, IRD/CNEN, 1990.

ROCHEDO, E. R. R. **Avaliação de Impacto Radiológico ambiental**. Instituto de Radioproteção e Dosimetria. Rio de janeiro, 132p. 2003.

SANTOS, D. C **A palma forrageira (*Opuntia ficus*- indica Mill e *Nopalea cochenillifera* Salm Dyck) em Pernambuco: Cultivo e Utilização.** 23 p. IPA, Recife, 1997.

SANTOS, E. E. **Pesquisa estabelece método para medir ingestão de átomos radioativos em metais pesados presentes em alimentos vegetais**. 2003. Disponível em: www. Canalcience. Ibict. br/manutencao/arquivos/pesquisa/00107-2.ppg.

SCHULZ, R. K.; SOIL CHEMISTRY OF RADIONUCLIDES. **Health physics**. V. 11, P. 1317-1324, 1965.

SCHEID, C. Projeto Garanhuns, Reconhecimento Radiogeológico. Relatório Final. **CPRM/NUCLEBRÁS**. Recife, 1975.

SHEPPARD, S. C.; SHEPPARD, M. I.; GALLERAND, M. O.; SANIPELLI, B. Devation of ecotoxicity thresholds for uranium. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 79, p. 55-83, 2005.

SEELMANN, E. W; PFENNIG, G.; MUNZEL, H. **Chart of the nuclides tableau des nucleides tabla de nuclidos**. ed. Kernforschungszentrum Karlsruhe, Rússia. 28 p. 1974.

SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS DE PERNAMBUCO (SEBRAE). **Cadeia produtiva de leite em Pernambuco**. Recife, Edição SEBRAE, 2002.

SOUZA, V. L. B. **A presença de metais no solo e suas influências em plantas**. Dissertação (Monografia do curso de Especialização em Controle e Gestão Ambiental) – Universidade de Pernambuco, Recife, 62 p. 2001.

SPALDING, R. F. ; SACKETT, W. M. Uranium in Runoff from the Gulf of Mexico Distribution Province: Anomalous Concentration. **Science**, p.165-629, 1972.

STAPLES, C. R.; UMANA, R.; STRICKER, J. A.; SHIBLES, D.; HAYEN, M. J.; HISSEN, C. D.; LOUGH, D. S. & DEMOREST, D. L. Radionuclides in milk of dairy heifers raised on forages harvested from Phosphatic clay soil on reclaimed mined land. **Journal in Environmental Quality**. v. 23, p. 663-667, 1994.
SUTELIFFE, J. F.; BAKER, D. A. **As plantas e sais minerais**. Editora Pedagógica e Universitária Ltda. v. 33, 80 p. 1989.

THORNTON, I.; ABRAHAMS, P. Soil ingestion-a Major Pathway of Heavy Metals Into Livestock Grazing Contaminated Land. **Science Total Environment**., v. 28, p. 287-294, 1983.

GRS. **Translations – safety codes and guides**. General principle of calculation for the radiation exposure resulting from radioactive effluents in exhaust air and surface waters. Edition 11/80.

U. S. NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. **Calculation of annual dose to man routine releases of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR 50**. Appendix I. Washington . October, 1977. (Regulatory Guide. 1.109/77).

United States Environmental Protection Agency. Drinking water criteria document for uranium. USA, Jun., 1991.

WREEN, M. E.; DURBIN, P. W.; HOWARD, B.; LIPSZTEIN, J; RUNDO, J.; STILL, E. T.; WILLIS, D. L. Metabolism of ingested U and Ra. **Health Physics**. v. 48, p. 601-633, 1985.

WREEN, M. E. The potencial toxicity of uranium in water. **J. Water Works Assoc**. v.74 n. 4, p. 177-184, 1987.

URÂNIO NATURAL NA DIETA E NO LEITE DO BOVINO NO AGRESTE SEMI-ÁRIDO DO ESTADO DE PERNAMBUCO

Fabiana da Silva Aquino

APROVADA EM: 11.12.2006

ORIENTADOR : Prof. Dr. Romilton dos Santos Amaral
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Ademir de Jesus Amaral

COMISSÃO EXAMINADORA:

Jorge Cardoso

Prof. Dr. Jorge João Ricardo Ferreira Cardoso – DG/UFPE

Prof. Dr. José Nildo Tabosa – IPA

Edvane Borges da Silva

Profa. Dra. Edvane Borges da Silva – DB/UFPE

Visto e permitida a impressão

Coordenador do PROTEN/DEN/UFPE

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
Biblioteca Central
Registro 20942 Data 02/06/10

A657u **Aquino, Fabiana da Silva**

Urânio natural na dieta e no leite do bovino no Agreste Semi-Árido do Estado de Pernambuco / Fabiana da Silva Aquino. – Recife: O Autor, 2006.

61 f.; il., gráfs., tabs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Depto. de Energia Nuclear. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares (PROTEN), 2006.

Inclui referências bibliográficas.

1. Energia Nuclear. 2. Radioatividade Ambiental. 3. Urânio. 4. Leite Bovino – Radiação. I. Título.

612.01448 CDD (22.ed.) UFPE/BCTG/2006-133