



**UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA**

VIVIANE SCHEIBEL

**DETERMINAÇÃO DAS DOSES EFETIVAS POR INGESTÃO
DE FARINHAS DE CEREAIS ATRAVÉS DA
ESPECTROMETRIA DE RAIOS GAMA**

Londrina
2006

VIVIANE SCHEIBEL

**DETERMINAÇÃO DAS DOSES EFETIVAS POR INGESTÃO
DE FARINHAS DE CEREAIS ATRAVÉS DA
ESPECTROMETRIA DE RAIOS GAMA**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação, do Departamento de Física da Universidade Estadual de Londrina, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Física.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto Appoloni

Londrina
2006

VIVIANE SCHEIBEL

**DETERMINAÇÃO DAS DOSES EFETIVAS POR INGESTÃO
DE FARINHAS DE CEREAIS ATRAVÉS DA
ESPECTROMETRIA DE RAIOS GAMA**

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Carlos R. Appoloni
Universidade Estadual de Londrina

Prof. Dr. Marcio Bacchi
Universidade de São Paulo

Prof. Dra. Márcia Rizzuto
Universidade de São Paulo

Prof. Dr. Otávio Portezan Filho
Universidade Estadual de Londrina

Prof. Dra. Melayne M. Coimbra
Universidade Estadual de Londrina

Londrina, 23 de fevereiro de 2006.

DEDICATÓRIA

Ao meu noivo Eduardo

AGRADECIMENTOS

Sinto-me uma pessoa privilegiada por ter encontrado como orientador o Prof. Appoloni, pois durante todos esses seis anos de convivência desde o mestrado, sempre me orientou profissionalmente com grande atenção e dedicação. Mas também me sinto uma pessoa muito honrada por conhecê-lo pessoalmente, pois também como amigo abriu os meus olhos para a vida. Devo grande parte de meu crescimento pessoal e emocional a você, Appoloni, meu grande amigo.

Agradeço aos meus pais, Milton e Dirce, pelo eterno apoio, incentivo e carinho que sempre me dedicaram. Aos meus irmãos Maiko e Fernanda, e meu cunhado Cristiano, por sempre estarem ao meu lado me dando a maior força.

Ao meu noivo Eduardo, por sempre estar ao meu lado me oferecendo apoio, atenção e carinho, e principalmente por me agüentar com tanta paciência nos momentos de stress; também à sua família por todo zelo e atenção.

Aos amigos do laboratório de física nuclear aplicada, Anderson, Ricardo, Fábio Melquíades, Rodrigo, Paulo, Jaquiel, Natasha, Avacir, Diego, Felipe, Leonardo, Fábio Lopes, e todos os outros membros do grupo pela amizade e companheirismo.

Aos amigos e companheiros de doutoramento, Vanderlei, Zhanna, Maria Sélia e Fernando, pela grande amizade e convivência diária que certamente trará saudades no futuro.

Ao Prof. Dr. Helio Schechter, da UFRJ, por ter desenvolvido um programa usando o método de Monte Carlo exclusivamente para o meu trabalho, e também por sua amizade.

À Deus e à Nossa Senhora Aparecida, por guiarem os meus caminhos, dando-me luz, paz e sabedoria.

À CAPES, pelo apoio financeiro.

Scheibel, Viviane. Determinação das doses efetivas por ingestão de farinhas de cereais através da espectrometria de raios gama. 2006. Tese (Doutorado em Física) – Universidade Estadual de Londrina.

RESUMO

O impacto à saúde devido à ingestão de radionuclídeos em alimentos foi determinado a partir das doses efetivas comprometidas verificadas em farinhas de cereais sul brasileiras (farinhas de soja, trigo, milho (fubá), mandioca, centeio, aveia, cevada e arroz). Os traços radioativos dos radionuclídeos ^{228}Th , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{40}K , ^7Be e ^{137}Cs foram medidos por espectrometria gama, empregando-se um detector HPGe de 66% de eficiência relativa. A resolução em energia para a linha 1332,46 keV do ^{60}Co foi de 2,03 keV. As doses efetivas comprometidas foram calculadas com as atividades verificadas nas amostras de farinhas, com as correspondentes taxas de consumo (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) e os coeficientes de dose de ingestão (Comissão Internacional de Proteção Radiológica). A confiabilidade das atividades médias foi verificada com o teste de χ^2 , assegurando a qualidade dos ajustes. As maiores atividades foram encontradas para o ^{228}Th e ^{40}K com $3,5 \pm 0,4$ e $1469 \pm 17 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente, para a farinha de soja, com 95% de confiança. O limite mínimo de detecção para o ^{137}Cs variou de 0,04 a 0,4 Bq.kg^{-1} . A maior dose efetiva comprometida foi verificada para o ^{228}Ra , com $0,36 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ referente à farinha de mandioca (para adultos). Todas as doses efetivas comprometidas determinadas no presente trabalho ficaram abaixo do limite de $140 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ da UNSCEAR e muitíssimo abaixo do limite de 1 mSv.a^{-1} da ICRP (1991), para o público em geral. Existem poucas referências na literatura para radionuclídeos naturais e artificiais em alimentos, principalmente para dose efetiva comprometida. Este trabalho traz dados sobre a farinha de cevada ainda não existentes na literatura, e também dados sobre o ^7Be , não encontrado na literatura para alimentos, além de informações sobre atividades e doses efetivas por ingestão para todas as outras farinhas.

Palavras-chave: Espectrometria gama, dose efetiva comprometida, alimentos, farinhas, cereais.

SCHEIBEL,, Viviane. **Committed effective dose determination in cereal flours by gamma-ray spectrometry**. 2006. Tese (Doutorado em Física) – Universidade Estadual de Londrina.

ABSTRACT

The health impact from radionuclides ingestion of foodstuffs was evaluated by the committed effective doses determined in commercial samples of South-Brazilian cereal flours (soy, wheat, corn, manioc, rye, oat, barley and rice flour). The radioactivity traces of ^{228}Th , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{40}K , ^7Be and ^{137}Cs were measured by gamma-ray spectrometry employing a 66% relative efficiency HPGe detector. The energy resolution for the 1332.46 keV line of ^{60}Co was 2.03 keV. The committed effective doses were calculated with the activities analyzed in the present flour samples, the foodstuff rates of consumption (Brazilian Institute of Geography and Statistics) and the ingestion dose coefficients (International Commission of Radiological Protection). The reliability median activities were verified with χ^2 tests, assuring the fittings quality. The highest concentration levels of ^{228}Th and ^{40}K were 3.5 ± 0.4 and $1469 \pm 17 \text{ Bq.kg}^{-1}$ for soy flour, respectively, with 95% of confidence level. The lower limit of detection for ^{137}Cs ranged from 0.04 to 0.4 Bq.kg^{-1} . The highest committed effective dose was $0.36 \mu\text{Sv.y}^{-1}$ for ^{228}Ra in manioc flour (adults). All committed effective doses determined at the present work were lower than the UNSCEAR limits of $140 \mu\text{Sv.y}^{-1}$ and much lower than the ICRP (1991) limits of 1 mSv.y^{-1} , for general public. There are few literature references for natural and artificial radionuclides in foodstuffs and mainly for committed effective doses. This work brings the barley flour data, which is not present at the literature and ^7Be data which is not encountered in foodstuffs at the literature, besides all the other flours data information about activities and committed effective doses.

Keywords: Gamma-ray spectrometry, committed effective dose, foodstuffs, flours, cereals.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Urânio segundo a lei de deslocamento de Soddy (Kaplan, 1963)	25
Figura 2	Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Actínio segundo a lei de deslocamento de Soddy (Kaplan, 1963).....	25
Figura 3	Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Tório segundo a lei de deslocamento de Soddy (Kaplan, 1963)	26
Figura 4	Esquema de decaimento das série do Urânio, Tório e Actínio. Os radionuclídeos mensuráveis por espectrometria gama apresentam – se destacadas em azul. Os decaimentos da série do Actíneo estão representados até o ^{223}Ra , já que o restante da cadeia não é de interesse.	27
Figura 5	Diagrama de nuclídeos (extraído de Mueller, 1993).....	31
Figura 6	Geometria da Blindagem	51
Figura 7	Esquema de blocos para componentes da eletrônica utilizada	55
Figura 8	Sistema de Aquisição	56
Figura 9	Comparação da taxa de consumo entre os Estados do Sul do Brasil	58
Figura 10	Comparação entre a taxa de consumo das diferentes farinhas para todo o Brasil.....	59
Figura 11	Taxa de consumo para as diferentes regiões do Brasil	59
Figura 12	Espectro de fundo típico em espectrometria gama	71
Figura 13	Exemplos do espectros verificados para as farinhas analisadas.....	87
Figura 14	Espectro divididos por escala, para melhor visualização.....	88
Figura 15	Acompanhamento do canal e FWHM para o K (1460 keV) para as oito farinhas analisadas	91
Figura 16	Curva de calibração em eficiência para o fubá adicionado à amostra certificada IAEA – 327, referente aos radionuclídeos das séries do ^{232}Th e ^{238}U , ^{40}K e ^{137}Cs	96

Figura 17	Curva de calibração em eficiência para o fubá adicionado à amostra certificada IAEA – 327, referente aos radionuclédeos das séries do ^{232}Th e ^{238}U , ^{40}K , e ^{197}Cs	97
Figura 18	Curva de calibração em eficiência para a farinha de soja adicionada à amostra certificada IAEA – 327, referente aos radionuclédeos das séries do ^{232}Th , ^{40}K e ^{197}Cs	98
Figura 19	Curva de calibração em eficiência para a farinha de soja adicionada à amostra certificada IAEA – 327, referente aos radionuclédeos da série do ^{232}Th e ^{238}U , ^{40}K e ^{197}Cs	99
Figura 20	Curva de calibração em eficiência para a farinha de soja adicionada á amostra certificada IAEA – 327, referente aos radionuclédeos da série do ^{238}U (^{226}Ra)	99
Figura 21	Validação para a curva de eficiência obtida com a amostra certificada. ...	101
Figura 22	Validação para a curva de eficiência obtida com a amostra	103
Figura 23	Presença nos espectros da linha gama do ^7Be	113
Figura 24	Exemplo da soma entre as linhas do ^{40}K com o ^{228}Ac	114
Figura 25	Doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Ra , para os estados do Sul do Brasil	121
Figura 26	Doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Th , para os estados do Sul do Brasil	121
Figura 27	Doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Ra , para os estados do Sul do Brasil	122
Figura 28 -	Simulação das doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Th , para as diferentes regiões do Brasil.....	125
Figura 29 -	Simulação das doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Ra , para as diferentes regiões do Brasil.	126
Figura 30 -	Simulação das doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{226}Ra , para as diferentes regiões do Brasil.	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Produtos iniciais das série radioativas (Burcham, 1974)	20
Tabela 2 - Lista dos membros da cadeia do Urânio com o modo de decaimento, meia – vida e a energia da partícula emitida (Kaplan, 1963, Firestone, 1999)	22
Tabela 3 - Lista dos membros da cadeia do Actínio com o modo de desintegração, meia – vida e energia da partícula emitida (Kaplan, 1963, Firestone, 1999).....	23
Tabela 4 - Lista de membros da cadeia do Tório, com o modo de desintegração, meia- vida e a energia da partícula emitida (Kaplan, 1963, Firestone, 1999).....	24
Tabela 5 - Dados biocinéticos dos radionuclídeos de interesse	41
Tabela 6 - Valores médios para o fundo de radiação natural	42
Tabela 7 - Limites de Raioatividade para leite em pó e outros produtos (CNEN,1988)	44
Tabela 8 - Aquisição alimentar domiciliar per capta anual por Regiões	58
Tabela 9 - Aquisição alimentar domiciliar per capta anual – Região Sul	58
Tabela 10 - Número de amostras necessárias para representar um certo lote, com 95% de confiabilidade.....	65
Tabela 11 - Valores de densidades (p) e umidades em massa das amostras	67
Tabela 12 - Coeficientes de dose efetiva comprometida (e (g)) por unidade de ingestão para membros do público.....	73
Tabela 13 - Ingestão anual e dose efetiva por ingestão para os radionucleídeos das séries do Tório e do Urânio (UNSCEAR, 2000).....	73
Tabela 14 - Probabilidade de freqüências observadas e esperadas	74
Tabela 15 - Atividade dos radionucleídeos presente nas amostras calibradas	80
Tabela 16 - Coeficientes de correção para o efeito soma coincidência para as energias	83
Tabela 17 - Validação da metodologia : atividades obtidas para a mostra calibrada (fubá + IAEA – 385), COM 95% de confiança (n= 4), usando- se a curva de eficiência obtida com a amostra calibrada fubá + IAEA – 327	100

Tabela 18 - Validação da metodologia : atividades obtidas para a amostra calibrada (fubá + IAEA – 327	102
Tabela 19 - Validação da metodologia: atividades obtidas para a amostra certificada (IAEA 375), com 95% de confiança (n = 4), usando – se as curvas de eficiência obtidas com as amostras de fubá + IAEA – 327 e farinha de centeio + IAEA – 327	104
Tabela 20 - Atividade (A) e limite mínimo de detecção (LLD)	106
Tabela 21 - Atividade (A) e limite mínimo de detecção (LLD) para as emissões do radionuclídeo ²²⁸ Ac pertencentes à sub – série do ²²⁸ Ra, com 95% de confiança	107
Tabela 22 - Atividade (A) e limite mínimo de detecção (LLD) para as emissões do radionuclídeos ²¹⁴ Pb, com 95% de confiança	108
Tabela 23 - Atividade (A) e limite mínimo de detecção (LLD) para as emissões do radionuclídeo ²¹⁴ Bi, com 95% de confiança	109
Tabela 24 - Atividade (A) e/ou limite mínimo de detecção (LLD).....	110
Tabela 25 - Atividade (A) e/ou limite mínimo de detecção (LLD).....	111
Tabela 26 - Valores para as correções nas atividades do ⁴⁰ K.....	115
Tabela 27 - Doses efetivas comprometidas por ingestão (Sv a ⁻¹) por idade, referente ao consumo no Paraná	119
Tabela 28 - Simulação das doses efetivas comprometidas por ingestão (Sv a ⁻¹) ...	123
Tabela 29 - Comparação com as atividades encontradas na literatura	128
Tabela 30 - Comparação das doses efetivas por ingestão (D ec) com a literatura, em Sv a ⁻¹	133
Tabela 31 - Limites de dose recomendados ¹ (ICRP, 1991).....	152
Tabela 32 - Coeficientes de peso da radiação ¹ (Wr).....	156
Tabela 33 - Coeficiente de dose de ingestão e (t) dependentes da idade e fatores de transferência f	157

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1 RADIOATIVIDADE NATURAL.....	16
2.1.1 Origem dos Radionuclídeos Naturais	16
2.1.2 Cadeias Radioativas	20
2.1.3 Localização da Natureza	28
2.2 RADIOATIVIDADE ARTIFICIAL.....	30
2.3 RADIONUCLÍDEOS EM ALIMENTOS.....	33
2.4 RADIONUCLÍDEOS NO ORGANISMO.....	37
2.5 DOSE EFETIVA POR INGESTÃO	42
3 INSTRUMENTAÇÃO E AMOSTRAGEM	45
3.1 ECPECTROMETRIA – GAMA	45
3.1.1 Detector de Germânio Hiper – Puro (HPGe).....	45
3.1.1.1 Resolução em Energia	47
3.1.1.2 Eficiência de Detecção	49
3.1.1.3 Blindagem do Sistema de Detecção.....	50
3.1.1.4 Calibração em Energia	52
3.1.2 Eletrônica Nuclear.....	53
3.1.3 Configuração do Sistema,	55
3.2 AMOSTRAGEM.....	57
3.2.1 Dados do IBGE	57
3.2.2 Origem e importância das Amostras	60
3.2.3 Dimensionamentos das Amostras.....	63
3.2.4 Preparação das Amostras	66
4 METODOLOGIA DE ANÁLISE	68
4.1 EXPRESSÃO PARA A ATIVIDADE	68
4.2 LIMITE MÍNIMO DE DETECÇÃO	70
4.3 DOSE EFETIVA COMPROMETIDA	71
4.4 TESTE DE QUI – QUADRADO (χ^2)	74
4.5 ANÁLISE DAS AMOSTRAS.....	75

4.6	SOFTWARES UTILIZADOS	77
4.7	EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO.....	78
4.8	MONTE CARLO	81
4.9	CORREÇÃO PARA O EFEITO SOMA – COINCIDÊNCIA	82
4.10	VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA.....	84
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	87
5.1	ANÁLISE DOS ESPECTROS.....	87
5.1.1	Estabilidade do Sistema	90
5.2	CURVAS DE CALIBRAÇÃO EM EFICIÊNCIA	95
5.2.1	Validação da Metodologia.....	100
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	105
5.3.1	Atividades.....	105
5.3.1.1	Correções nas Atividades	113
5.3.2	Doses Efetivas Comprometidas	117
5.4	COMPARAÇÃO COM RESULTADOS DA LITERATURA	127
5.4.1	Atividades em Alimentos.....	127
5.4.2	Doses Efetivas por Ingestão.....	132
6	CONCLUSÃO	136
	REFERÊNCIAS	139
	ANEXOS	145
	ANEXO I Efeitos Biológicos da Radiação Ionizante e Cálculo de Doses (para o público em geral).....	146
	ANEXO II Tabela dos Parâmetros para a Distribuição de x^2	159

1 INTRODUÇÃO

O acompanhamento de traços radioativos em alimentos paranaenses tem sido realizado em trabalhos desenvolvidos no Laboratório de Física Nuclear Aplicada (LFNA-UEL) desde 2000 (Melquíades e Appoloni, 2000). Em um deles foram analisados alguns alimentos de exportação do Paraná, verificando-se que a soja concentrava potássio, no caso o ^{40}K , no farelo, enquanto que nos óleos as contagens eram baixíssimas (^{a,b}Scheibel e Appoloni, 2002). A partir deste trabalho, surgiu a idéia de verificar os traços radioativos em farinhas, derivadas dos cereais produzidos no Paraná, por serem alimentos para consumo direto humano. Assim como, também calcular as doses efetivas comprometidas, para verificação do impacto à saúde devido a ingestão dos radionuclídeos presentes nessas farinhas.

A contribuição das doses efetivas comprometidas calculadas neste trabalho é de grande importância à literatura, uma vez que dados de doses por ingestão a partir de alimentos provenientes de áreas não contaminadas são muito escassos (Fisenne et al., 1987). Na literatura foram encontrados pouquíssimos trabalhos. Para o Brasil encontraram-se somente três referências para alimentos consumidos em São Paulo e no Rio de Janeiro (^bSantos et al., 2002; Malanca, et al., 2000 e Venturini e Sordi, 1999).

Este trabalho traz resultados sobre atividades, limites mínimos de detecção e doses efetivas comprometidas a partir de alimentos básicos presentes na alimentação diária da população brasileira, principalmente para as farinhas de mandioca, trigo e fubá, as mais consumidas a nível nacional. Contribui também com dados de radioatividade natural para farinha de aveia, soja e centeio, dentre outras,

bastante escassos na literatura. Este é o primeiro trabalho que apresenta dados sobre radioatividade natural para a farinha de cevada na literatura.

No decorrer deste trabalho, toda a metodologia de medida e análise, característica à espectrometria gama será descrita. No capítulo 2, temos uma revisão dos fundamentos da radioatividade natural e artificial, descrevendo as principais cadeias radioativas, sua localização na natureza, nos alimentos e no organismo, assim como os seus efeitos.

No capítulo 3, serão vistos os principais detalhes da espectrometria gama e seu funcionamento. Neste mesmo capítulo, temos também os detalhes das amostras analisadas, como os seus dados nutricionais e importância à saúde, dimensionamento e todo o procedimento para preparação das amostras.

No capítulo 4, será descrito todo o procedimento para redução dos dados, com as equações utilizadas, tratamento estatístico, cálculos dos parâmetros vinculados às atividades, validações e as correções necessárias.

No capítulo 5 apresentamos todos os resultados obtidos e discussões, como o acompanhamento da eletrônica, as curvas de calibração em eficiência, as atividades, as doses efetivas comprometidas e suas devidas comparações com a literatura, e finalmente as conclusões do trabalho.

Para o enriquecimento das informações abordadas neste trabalho, no anexo I temos um breve resumo sobre as definições de doses e as grandezas utilizadas em proteção radiológica, segundo as normas da Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP), os efeitos da radiação ionizante no organismo e os limites de dose ocupacional e para o público.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 RADIOATIVIDADE NATURAL

O fundo de radiação natural deve-se quase que exclusivamente à presença de átomos radioativos no meio ambiente. Esse fundo de radiação é proporcionado pela radiação da crosta terrestre (rochas e solo), pelos radionuclídeos inalados, aos radionuclídeos incorporados internamente e pela exposição à radiação cósmica.

2.1.1 Origem dos Radionuclídeos Naturais

As teorias sobre a origem dos elementos químicos no Universo e na Terra indicam as estrelas como os locais onde se desenvolvem os processos de síntese. As estrelas, compostas inicialmente por hidrogênio, conseguem formar muitos elementos químicos por meio de reações nucleares de fusão, induzidas por temperaturas na faixa de 10^7 a 10^{10} K, provocadas por contrações gravitacionais de suas massas e pela energia liberada nas reações. O conteúdo e a massa da estrela estabelecem o caminho de sua evolução. A produção em larga escala de elementos químicos ocorre na fase de “explosão de supernova”, que algumas estrelas atingem, se suas massas forem 4 a 8 vezes maiores que a massa do Sol. Neste evento catastrófico, de duração média de 2 segundos, é sintetizada a maioria dos núcleos conhecidos (Tauhata et al., 2003).

Devido ao processo de captura rápida de nêutrons durante o processo de explosão da supernova, a maioria dos núcleos dos elementos químicos sintetizados são instáveis. Num pequeno intervalo de tempo muitos deles se tornam estáveis ao emitir radiações, por terem a meia-vida muito pequena. Os nuclídeos de meia-vida longa podem compor, juntamente com os estáveis, os objetos cósmicos e a crosta terrestre, por mecanismo de acumulação gradual. O ^{40}K , o ^{238}U , o ^{235}U e o ^{232}Th contribuem, juntamente com os radionuclídeos originados pelos seus decaimentos e os cosmogênicos, para a radioatividade natural da crosta terrestre (Tauhata et al., 2003).

Quando a Terra foi formada, há 4,8 bilhões de anos, diversos radionuclídeos estavam presentes na composição da massa original – os chamados radionuclídeos primordiais. Desde então estes vêm decaindo, e somente os radionuclídeos de meias-vidas acima de 100 milhões de anos, ou os radionuclídeos originários destes, ainda existem na natureza. Como exemplo, temos o ^{40}K (meia-vida de 1,26 bilhões de anos) e o ^{238}U (meia-vida de 4,5 bilhões de anos).

O primordial ^{238}U seria encontrado em equilíbrio secular com todos os seus filhos de meia-vida curta, se não sofresse perturbações com processos físicos e químicos na natureza. É verificado, no entanto, que o equilíbrio secular acontece somente em certos setores da série. Uma significativa mudança acontece quando o ^{226}Ra decai para o ^{222}Rn . O filho, radônio, é um gás nobre, não encontrado quimicamente nos materiais onde seus pais residem (Turner, 1995).

Há ainda uma fração de radionuclídeos criados continuamente, através da interação dos raios-cósmicos de alta energia com os átomos da atmosfera. Esses radionuclídeos, em geral de baixo número atômico, são chamados radionuclídeos cosmogênicos.

Os raios cósmicos são produzidos através de processos existentes em nosso Sol, em outras estrelas, ou por eventos como explosões de supernovas, pulsares ou núcleos de galáxias ativas. Juntamente com essas partículas também se encontram fótons de alta energia de origem extraterrestre que incidem sobre a Terra.

A composição da radiação cósmica depende da faixa de energia observada, sendo de modo geral formada por 79% de prótons, 15% de núcleos de hélio, e o restante de íons dos demais elementos. Em uma proporção menor, fótons e elétrons de alta energia também fazem parte da radiação cósmica incidente (Biral, 2002).

A espessura da atmosfera terrestre funciona como uma blindagem que impede que a superfície terrestre receba uma exposição direta dessas partículas, atenuando e absorvendo as radiações. Muitas são freadas pela atmosfera terrestre ou desviadas pelo cinturão magnético de Van Allen (Tauhata et al., 2003). No entanto, o resultado das interações dessas partículas de alta energia na atmosfera terrestre é o fenômeno chamado “chuveiro atmosférico”.

O chuveiro atmosférico acontece porque as partículas secundárias, geradas a partir da interação inicial na atmosfera, normalmente têm energia suficiente para outra série de interações. O processo de multiplicação do número de partículas continua à medida que a atmosfera se torna mais densa, até que a energia média das partículas seja baixa o suficiente para que comece a ser dominante o processo de perda de energia. Desse modo, após um máximo número de partículas (que tipicamente ocorre entre 12 e 15 km de altura), as partículas de um chuveiro atmosférico começam a diminuir em número e em energia média, em geral até a sua completa exaustão.

Geralmente os raios cósmicos não têm energia suficiente para chegarem até a superfície. No entanto, o processo de produção dos chuueiros atmosféricos leva ao surgimento de partículas subatômicas carregadas chamadas múons, instáveis, e que basicamente só interagem com a matéria através de processos de perda de energia por colisão (Biral, 2002).

Dessa forma, ao nível do mar, cerca de 75% da radiação cósmica é constituída de múons que resultam do decaimento dos mésons π . O restante é constituído essencialmente por elétrons e fótons.

Um dos resultados do bombardeio constante da atmosfera superior pelos raios cósmicos, principalmente nêutrons, é a produção dos radionuclídeos cosmogênicos: ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na e ^{85}Kr . Como quase todos os organismos vivos tem grande quantidade de carbono e hidrogênio, um pequeno percentual é radioativo (Tauhata et al., 2003).

Aproximadamente 70% do ^7Be é produzido na estratosfera, com apenas 30% produzido nas altitudes mais baixas da troposfera. A atividade produzida na estratosfera tem um tempo de residência de aproximadamente um ano e é transferido para a troposfera. O tempo de residência na troposfera é de aproximadamente seis semanas e a transferência para a superfície da Terra é basicamente concluída por deposição gravitacional e processos de precipitação (Kathren, 1998).

2.1.2 Cadeias Radioativas

Após ser estabelecida a natureza física e química de todos os elementos radioativos existentes na natureza, descobriu-se que geralmente o produto do decaimento radioativo é também radioativo e que cada um dos produtos do decaimento se comporta quimicamente diferente de seu núcleo pai e de seu núcleo filho. Verificou-se que cada radionuclídeo é um membro de uma das quatro séries ou cadeias radioativas, com exceção de poucos radioisótopos de origem cosmogênica ou de linha gama única, como o ^{40}K .

Três das séries são encontradas na natureza e são consideradas de origem terrestre: a do ^{238}U (abundância natural: 99,27%), a do ^{235}U (abundância natural: 0,7%) e a do ^{232}Th (abundância natural: 100%). Cada uma dessas séries é iniciada a partir de um isótopo do urânio ou do tório, tendo uma meia-vida longa, comparada à idade da Terra, e termina em um isótopo estável do chumbo. Na Tabela 1, estão relacionadas as quatro séries radioativas, seus nuclídeos iniciais, finais e seu número de massa.

A série do Netúnio não pode mais ser observada na natureza, devido a este elemento ter meia-vida menor que a idade da Terra, podendo então ser verificada apenas artificialmente.

Tabela 1 - Produtos iniciais e finais das séries radioativas (Burcham, 1974).

Nome da série	Número de massa	Inicial	Período	Final
Tório	4n	^{232}Th	$1,4 \times 10^{10}$ a	^{208}Pb
Netúnio	4n+1	^{237}Np	$2,2 \times 10^6$ a	^{209}Bi
Urânio	4n+2	^{238}U	$4,5 \times 10^9$ a	^{206}Pb
Actínio	4n+3	^{235}U	$7,2 \times 10^8$ a	^{207}Pb

Destas séries, freqüentemente a do ^{235}U é a menos detectada devido à pequena porcentagem do isótopo na natureza (em uma amostra de urânio natural, 99,27% é constituída pelo ^{238}U , e apenas 0,72% pelo ^{235}U). O decaimento dos núcleos destas séries ocorre preferencialmente por emissões de partículas alfa e/ou beta.

Dentro dos radionuclídeos descendentes do ^{238}U destaca-se o ^{226}Ra , que possui uma meia-vida de 1600 anos e que, por emissão alfa forma o ^{222}Rn , o radônio, de meia-vida de 3,82 dias. Seus descendentes são o ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po , todos com meias-vidas muito curtas. Na série do ^{232}Th ocorre um processo semelhante com o ^{220}Rn , também chamado de torônio, de meia-vida de 55 segundos e com os descendentes, ^{216}Po , ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{208}Tl e ^{212}Po .

Nas Tabelas 2, 3 e 4 estão listados os membros das cadeias e seus respectivos modos de desintegração, meia-vida e a energia máxima da partícula emitida.

As Figuras 1, 2 e 3 mostram a variação no número atômico e no número de massa segundo a lei de deslocamento de Soddy, para cada uma das cadeias do Urânio, do Actínio e do Tório.

Tabela 2 - Lista dos membros da cadeia do Urânio, com o modo de decaimento, meia-vida e a energia da partícula emitida (Kaplan, 1963; Firestone, 1999).

Elemento	Desintegração	Meia-vida	Energia/Partícula
${}_{92}\text{U}^{238}$	α	$4,5 \times 10^9$ a	4,2 MeV
${}_{90}\text{Th}^{234}$	β	24,1 d	190 keV
${}_{91}\text{Pa}^{234}$	β	1,18 min 6,7 h	2,32 MeV 1,13 MeV
${}_{92}\text{U}^{234}$	α	$2,5 \times 10^5$ a	4,768 MeV
${}_{90}\text{Th}^{230}$	α	8×10^4 a	4,68 MeV
${}_{88}\text{Ra}^{226}$	α	1620 a	4,777 MeV
${}_{86}\text{Em}^{222}$	α	3,82 d	5,486 MeV
${}_{84}\text{Po}^{218}$	α, β	3,05 min	α : 5,998 MeV
${}_{82}\text{Pb}^{214}$	β	26,8 min	700 keV
${}_{85}\text{At}^{218}$	α	1,5-2 s	6,63 MeV
${}_{83}\text{Bi}^{214}$	α, β	19,7 min	α : 5,51 MeV β : 3,17 MeV
${}_{84}\text{Po}^{214}$	α	$1,64 \times 10^{-4}$ s	7,683 MeV
${}_{81}\text{Tl}^{210}$	β	1,32 min	1,9 MeV
${}_{82}\text{Pb}^{210}$	β	19,4 a	17 keV
${}_{83}\text{Bi}^{210}$	β	5 d	1,155 MeV
${}_{84}\text{Po}^{210}$	α	138,3 d	5,3 MeV
${}_{81}\text{Tl}^{206}$	β	4,2 min	1,51 MeV
${}_{82}\text{Pb}^{206}$	estável		

Para os casos de decaimento β a energia citada na tabela refere-se à energia máxima do espectro.

Tabela 3 - Lista dos membros da cadeia do Actínio, com o modo de desintegração, meia-vida e a energia da partícula emitida (Kaplan, 1963; Firestone, 1999).

Elemento	Desintegração	Meia-vida	Energia/Partícula
${}_{92}\text{U}^{235}$	α	$7,1 \times 10^8$ a	4,559 MeV
${}_{90}\text{Th}^{231}$	β	25,6 h	300 keV
${}_{91}\text{Pa}^{231}$	α	$3,43 \times 10^4$ a	5,046 MeV
${}_{89}\text{Ac}^{227}$	α, β	21,6 a	α : 4,94 MeV β : 46 keV
${}_{90}\text{Th}^{227}$	α	18,17 d	6,03 MeV
${}_{87}\text{Fr}^{223}$	α, β	22 min	α : 5,34 MeV β : 1,2 MeV
${}_{88}\text{Ra}^{223}$	α	11,68 d	5,864 MeV
${}_{85}\text{At}^{219}$	α, β	0,9 min	α : 6,39 MeV β : 1,7 MeV
${}_{86}\text{Em}^{219}$	α	3,92 s	6,81 MeV
${}_{83}\text{Bi}^{215}$	α, β	8 min	β : 2,25 MeV
${}_{84}\text{Po}^{215}$	α, β	$1,83 \times 10^{-3}$ s	α : 7,526 MeV β : 0,72 MeV
${}_{82}\text{Pb}^{211}$	β	36,1 min	1,39 MeV
${}_{85}\text{At}^{215}$	α	10^{-4} s	8 MeV
${}_{83}\text{Bi}^{211}$	α, β	2,15 min	α : 6,75 MeV β : 0,579 MeV
${}_{84}\text{Po}^{211}$	α	0,52 s	7,442 MeV
${}_{81}\text{Tl}^{207}$	β	4,79 min	1,44 MeV
${}_{82}\text{Pb}^{207}$	estável		

Tabela 4 - Lista dos membros da cadeia do Tório, com o modo de desintegração, meia-vida e a energia da partícula emitida (Kaplan, 1963; Firestone, 1999).

Elemento	Desintegração	Meia-vida	Energia/Partícula
${}_{90}\text{Th}^{232}$	α	$1,39 \times 10^{10}$ a	4,007 MeV
${}_{88}\text{Ra}^{228}$	β	6,7 a	40 keV
${}_{80}\text{Ac}^{228}$	β	6,13 h	2,18 MeV
${}_{90}\text{Th}^{228}$	α	1,91 a	5,423 MeV
${}_{88}\text{Ra}^{224}$	α	3,64 d	5,681 MeV
${}_{86}\text{Em}^{220}$	α	51,5 s	6,28 MeV
${}_{84}\text{Po}^{216}$	α, β	0,16 s	6,774 MeV
${}_{82}\text{Pb}^{212}$	β	10,6 h	580 keV
${}_{85}\text{At}^{216}$	α	3×10^{-4} s	7,79 MeV
${}_{83}\text{Bi}^{212}$	α, β	60,5 min	α : 6,086 MeV β : 2,25 MeV
${}_{84}\text{Po}^{212}$	α	3×10^{-7} s	8,78 MeV
${}_{81}\text{Tl}^{208}$	β	3,1 min	1,79 MeV
${}_{82}\text{Pb}^{208}$	estável		

Figura 1 - Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Urânio segundo a lei de deslocamento de Soddy (Kaplan, 1963).

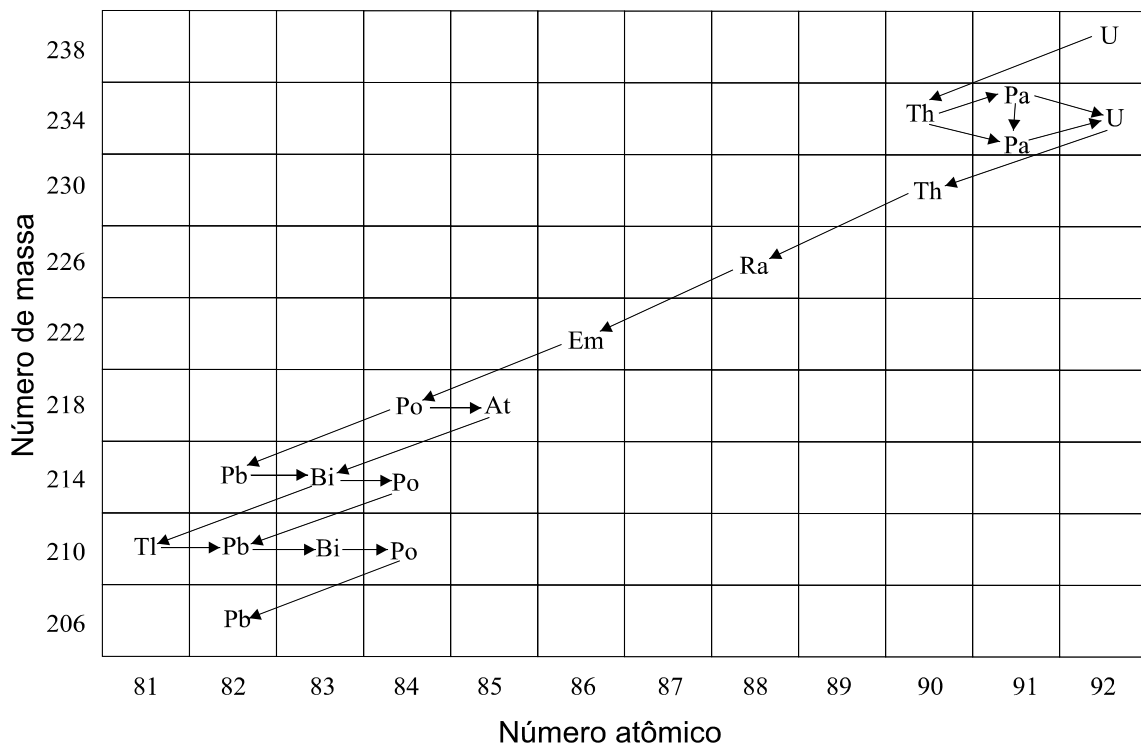


Figura 2 - Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Actínio segundo a lei de deslocamento de Soddy (Kaplan, 1963).

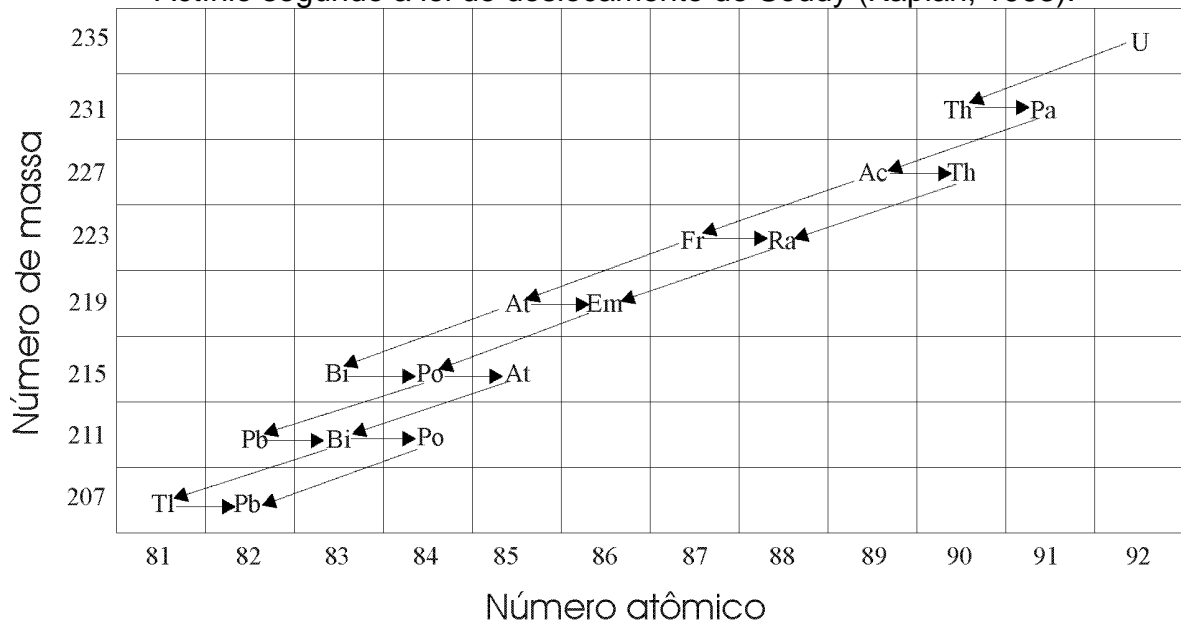
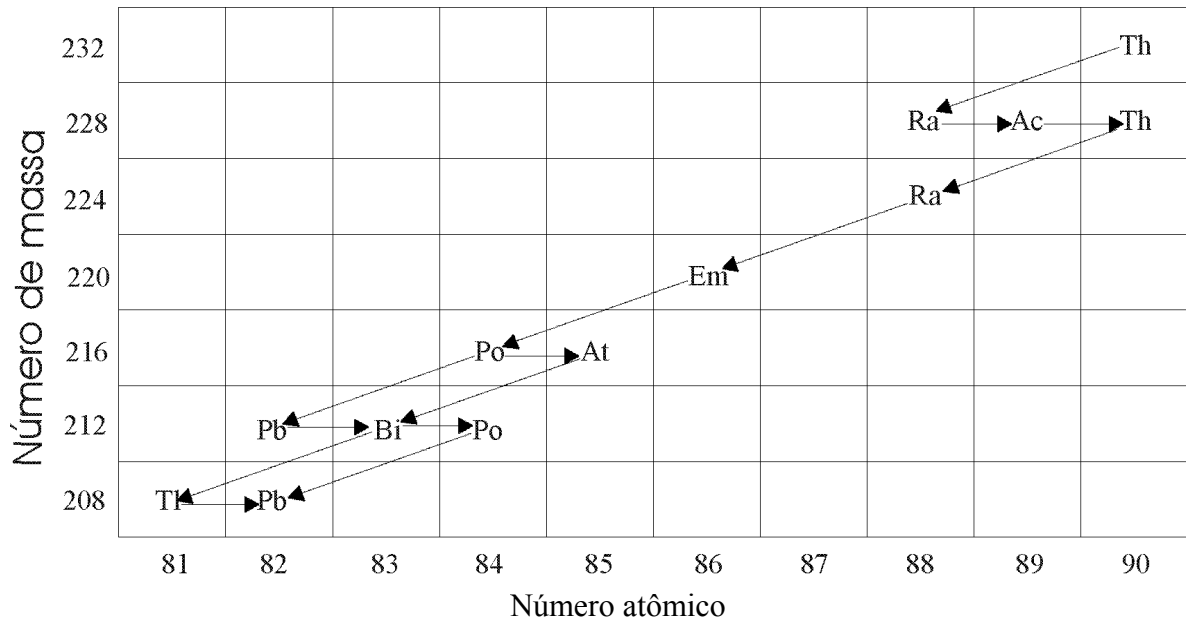


Figura 3 - Variação no número atômico e no número de massa para a cadeia do Tório segundo a lei de deslocamento de Soddy (Kaplan, 1963).



Na Figura 4 estão representadas as seqüências dos decaimentos para as séries do urânio, tório e actínio, com suas respectivas meias-vidas (Garcia-Talavera et al., 2001). Os radionuclídeos cujas atividades podem ser determinadas quantitativamente em espectros de radiação gama de análises ambientais aparecem destacados, sendo o restante não mensurável.

2.1.3 Localização na Natureza

Os radionuclídeos presentes na atmosfera sofrem decaimento em trânsito ou são depositados na superfície da Terra através de deposição seca ou úmida. Os radionuclídeos são inicialmente depositados na camada superficial do solo, mas rapidamente se espalham no primeiro centímetro do solo, principalmente se forem depositados pelas chuvas. A erosão e também o fato da superfície do solo não ser plana, reduz o campo de radiação aos níveis de referência geralmente usados de 1 m de profundidade. Outros mecanismos, como aragem e sedimentação podem reduzir as taxas de exposição (UNSCEAR, 2000).

A maioria das rochas, solos, sedimentos e minérios contém concentrações significativas de urânio e tório, e como consequência dos decaimentos, estes materiais vão conter também os radionuclídeos pertencentes às famílias radioativas. O radônio e o torônio são gasosos, e nos ambientes construídos por materiais como cerâmica, tijolo, revestimento de pedra, granito, argamassa, concreto, gesso, etc., ocorrerá o fenômeno de emanção destes gases radioativos. Como estes possuem peso atômico elevado, sua concentração é maior em níveis próximos do solo, devido à decantação gravitacional. Assim, juntamente com os gases componentes do ar, o homem e os animais respiram gases e aerossóis radioativos. Devido às meias-vidas curtas dos radionuclídeos descendentes do radônio e do torônio, compatíveis com o tempo de metabolismo, a maioria dos radionuclídeos incorporados por inalação ou ingestão decai no interior dos organismos, irradiando os seus órgãos e tecidos (Tauhata et al., 2003).

O urânio está difundido no ambiente. A maioria das rochas da crosta contém algum urânio, com atividades variando em torno de 33 Bq.kg^{-1} . O fosfato extraído das rochas, freqüentemente utilizado como fertilizante ou adubo, contém

concentrações significativas de urânio. O urânio também é encontrado em carvão vegetal, cinzas e outros efluentes vegetais em forma de carvão (Kathren, 1998).

O ^{226}Ra decai por emissão alfa para o ^{222}Rn , e é o “cabeça” de uma importante sub-série que inclui o radônio. Diferente do urânio e tório, o rádio é solúvel, podendo facilmente ocorrer lixívia nos solos e formar compostos que podem ser recebidos por plantas e animais, sofrendo metabolismo por estes como o cálcio (deposição no tecido ósseo).

O radônio é liberado principalmente a partir das camadas superficiais do solo com, em média, 10% do ^{222}Rn formado no solo liberado para a atmosfera.

Uma vez liberado para a atmosfera, ambos ^{220}Rn e ^{222}Rn começam a decair para os filhos de sua série (os quais possuem meia-vida curta) e que, por serem carregados eletricamente, prendem-se à matéria em segundos, como em partículas de poeira presentes na atmosfera. A maioria da atividade dos filhos do radônio são associados a partículas de pequeno diâmetro, de 0,006 a 0,2 μm , com diâmetro médio dos carregadores de aerossol de aproximadamente 0,025 μm (Kathren, 1998).

Em certos locais do mundo, ocorrem níveis elevados de tório no solo, causando um aumento na exposição à radiação natural. Isto inclui áreas de areias monazíticas* da costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro, áreas do estado de Minas Gerais, o estado de Kerala na Índia, regiões monazíticas da província de Guangdong na China, porções na França, Irã, Itália, Madagascar e Nigéria (UNSCEAR, 1982).

O potássio está amplamente distribuído na crosta terrestre com concentrações que variam de aproximadamente 0,1% para calcários, a mais de 4% para alguns granitos.

As concentrações de potássio no solo têm mostrado um aumento nas últimas décadas em solos sob cultivo, particularmente devido à aplicação de potássio através dos fertilizantes (Klement, 1982).

- Monazita é um mineral raro e insolúvel, rico em fosfato de cério, lantânio e tório; uma monazita típica pode conter aproximadamente 10% de tório por peso.

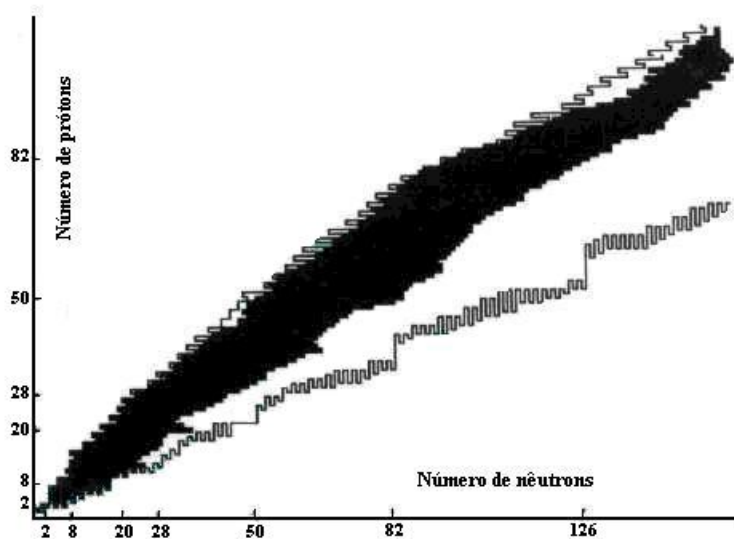
2.2 RADIOATIVIDADE ARTIFICIAL

A descoberta de Curie e Joliot, em 1934, mostrou que os produtos de algumas transformações nucleares induzidas são radioativos, iniciando uma nova etapa na física nuclear. Em seus estudos descobriram que o bombardeio de partículas sobre núcleos de elementos leves pode originar elementos radioativos, daí o nome radioatividade artificial. Descobriu-se ainda que reações nucleares induzidas por prótons, dêuterons, nêutrons e fótons também podem resultar em produtos radioativos.

Os radionuclídeos artificiais podem ser caracterizados por sua meia-vida e pela radiação que estes emitem, analogamente aos radionuclídeos naturais.

A Figura 5 mostra um gráfico dos radionuclídeos artificiais e naturais conhecidos. A área escura da figura representa os núcleos estáveis ou núcleos de meia-vida muito longa encontrados na natureza e a área sombreada é a região dos núcleos sintetizados em laboratório.

Figura 5 - Diagrama de núclídeos (extraído de Mueller, 1993).



Os testes superficiais das bombas nucleares ou o vazamento de reatores nucleares ocasionaram o surgimento de vários elementos radioativos artificiais encontrados atualmente em todo o globo terrestre devido ao “fallout”.

Quando uma explosão nuclear ocorre, uma nuvem de gás e vapor a alta temperatura é produzida. A altura e o diâmetro da nuvem depende da potência da bomba nuclear.

A explosão de armas nucleares de potência menor que um megaton, na superfície terrestre, produz uma nuvem que atinge apenas a troposfera, sendo que os fragmentos maiores caem à terra por efeito gravitacional provocando o “fallout” local poucas horas depois da explosão, numa extensão de alguns quilômetros ao redor do ponto da explosão. Os fragmentos menores que alcançam a troposfera são transportados ao redor do globo terrestre pelos ventos, que tem sentido predominante de oeste para leste, sendo depositados na superfície terrestre pela precipitação atmosférica numa faixa de 20° a 30° a partir da latitude onde ocorre a explosão, num período de 4 a 7 semanas (Glasstong, 1964).

A explosão de armas nucleares de potência maior que um megaton, na superfície terrestre, produz uma nuvem que atinge a estratosfera, onde os ventos tem sentido de leste a oeste. Os fragmentos menores ficam bastante tempo na estratosfera devido esta ter movimento lento e pouca umidade, impedindo a precipitação destes fragmentos. Estes fragmentos são transferidos para a troposfera terrestre no início da primavera, quando ocorre o surgimento da descontinuidade na tropopausa, devido a elevação desta pelo aumento da temperatura do ar.

Eventos locais como o acidente de Chernobyl mostrou um impacto significativo na região onde o mesmo ocorreu, ou seja, na região local do “fallout”, apresentando um impacto limitado nas taxas do “fallout” global.

Em uma escala global, a incorporação dos elementos radioativos na biosfera provém da deposição dos elementos da atmosfera para a superfície da Terra, ou seja, através do “fallout”. Portanto, não podemos imaginar o fallout como um perigo imediato após precipitação, mas sim, um perigo em potencial. Ao precipitar-se sobre o solo, os produtos de uma explosão nuclear podem se depositar diretamente sobre os alimentos de homens ou animais, ou então, se incorporarem aos nutrientes dos vegetais e serem por eles absorvidos, quer por via foliar quer através do solo. Ora, os animais herbívoros estão sujeitos à contaminação, tomando grande importância quando se trata de animais de alimentação. Por exemplo, o gado leiteiro, a composição do leite que estes produzem não escapa à poluição radioativa. Disto se pode concluir que o leite que se constitui num dos mais completos alimentos e cujo consumo mundial é enorme, pode vir a se tornar um integrador de contaminação radioativa (Bitelli, 1982).

2.3 RADIONUCLÍDEOS EM ALIMENTOS

As plantas são os receptores primários da contaminação radioativa da cadeia alimentar, seguido dos radionuclídeos da atmosfera. A vegetação está sujeita a contaminação direta e indireta. A contaminação direta refere-se à deposição dos materiais radioativos da atmosfera diretamente nas partes superficiais da planta e a contaminação indireta refere-se à sorção dos radionuclídeos do solo a partir do seu sistema de raízes. Os receptores secundários da cadeia alimentar são os animais, que consomem as plantas ou outros animais. Ambas plantas e produtos animais entram na dieta humana.

No primeiro período após a contaminação radioativa, o caminho dominante é a deposição direta na superfície das plantas. Para um longo período, a contaminação da dieta humana dependerá da absorção através das raízes das plantas. O processo de absorção dos radionuclídeos a partir do solo não depende somente da sua fisiologia, mas também dos processos no solo (UNSCEAR, 2000).

A absorção dos radionuclídeos pelas plantas a partir do solo é normalmente descrita por um fator de transferência (B_v), que é a razão da concentração do radionuclídeo no vegetal e no solo, ambos em peso seco ($Bq.kg^{-1}$). Os valores para B_v variam amplamente, principalmente para diferentes tipos de solo, tipos de vegetação e condições ambientais. Práticas de manejo como aragem, viscosidade, adubação e irrigação também podem influenciar. Algumas variabilidades aparecem se comparadas às absorções da planta inteira em relação a partes da planta, como os grãos. O fator de transferência B_v não é constante no tempo. Ocorrem decréscimos quando os radionuclídeos do solo ficam menos disponíveis às plantas através das trocas nas formas físico e químicas ou mudanças abaixo da zona das

raízes. Em alguns casos, a taxa de absorção aumenta no tempo quando intempéries físicas ou transformações das formas químicas tomam lugar, ou quando os radionuclídeos atingem uma profundidade ótima/limite para compreensão das raízes.

As principais características que afetam na transferência dos radionuclídeos do solo para as plantas através das raízes são: argila e conteúdo de matéria orgânica, pH e capacidade de troca de cátions. Essas características do solo interagem causando variações na transferência em diferentes circunstâncias, mas certas generalizações não são sempre válidas. Um alto conteúdo de argila no solo proporciona uma maior ligação do céσιο e reduz a absorção pela raiz. Um alto conteúdo de matéria orgânica geralmente aumenta a absorção de céσιο pela raiz, mas também pode ter o efeito oposto. O excesso de potássio dilui os íons de céσιο, o qual diminui a absorção, mas pode causar desorção de céσιο fixos aumentando a absorção (UNSCEAR, 2000).

Existem outros caminhos de transferência de radionuclídeos para a cadeia alimentar humana tradicional, e dependendo do radionuclídeo e do metabolismo do organismo, as concentrações podem aumentar ou diminuir, comparado aos primeiros passos da cadeia alimentar. Pode-se tomar como exemplos as partes dos animais que não são consumidas, como ossos, conchas, peles e penas, evitando assim a transferência a partir de produtos animais. Os tecidos ósseos podem, às vezes, voltar à cadeia alimentar através da farinha de osso presente em várias forragens, ou também em fertilizantes.

O conhecimento dos efeitos do processamento e da preparação culinária dos alimentos com radionuclídeos são necessários quando se trata da dose de radiação por ingestão, principalmente em alimentos contaminados. No entanto, o Comitê Internacional de Proteção Radiológica não faz essas especificações em seus

cálculos. Em alguns casos, perdas via processamento dos alimentos são considerados implícitos, se a contribuição se baseia em conteúdo de núclídeos por pessoa. Os fatores de retenção no processamento de alimentos, ou seja, a quantidade fracional de radionuclídeos restantes no alimento após seu processamento são completamente variáveis, dependendo do alimento e do processamento. Alimentos secos aumentam as concentrações em produtos secos, tipicamente por um fator cinco comparados com alimentos frescos. O processo de moagem de grãos cereais, por exemplo, proporciona em relação à concentração de radionuclídeos para o grão inteiro, a uma significativa diminuição na concentração para farinhas e um aumento correspondente para os farelos (UNSCEAR, 2000).

Entre as plantas que apresentam as maiores atividades devido à presença de rádio está a castanha do Pará. A árvore da castanheira é uma das espécies que de fato assimilam bário do solo pelas suas raízes. A combinação da existência de solos ricos em tório no Brasil, mais a alta proporção relativa de potássio que a castanha do Pará apresenta em sua composição, faz com que a castanha do Pará seja considerada como um dos alimentos mais radioativos do mundo (Biral, 2002). No trabalho de Hiromoto et al. (1996) verificou-se que a castanha do Pará apresentou atividades máximas de $63,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para o ^{228}Ra e de $63,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para o ^{226}Ra , e considerando-se uma taxa de consumo de 100 g semanais, tais atividades acarretariam numa dose efetiva comprometida de $1,0 \text{ mSv.a}^{-1}$.

O rádio pode ser ingerido também através de ovos, grãos, vegetais verdes e frutas, exceto em áreas de alto consumo de produtos animais locais e água proveniente de fontes primárias. O salmão do Pacífico, por exemplo, que forma uma grande parte da dieta de esquimós e índios nativos norte americanos é rica em ^{226}Ra ,

contendo aproximadamente 740 Bq.g^{-1} e contribuindo a uma dieta de alta ingestão (Kathren, 1998).

Outros radionuclídeos como o ^{232}Th , o ^{210}Pb e o ^{238}U também acabam sendo levados “à mesa” das pessoas, sendo possivelmente ingeridos através do consumo de alimentos ou através da ingestão de águas minerais que apresentam uma certa quantidade desses radioisótopos em sua composição. O dito “homem referência” contém aproximadamente $100\text{--}125 \mu\text{g}$ de urânio com ingestão diária e excreção de aproximadamente $1 \mu\text{g}$ (ICRP, 1976), isto equivale a uma ingestão diária média anual (mundial) de aproximadamente 5 Bq para o ^{238}U , principalmente a partir de alimentos. Um terço desses alimentos equivale a mariscos, 20% a vegetais frescos e produtos panificados e pouco menos de 10% a água potável (Fisene et al., 1987; UNSCEAR, 1988).

O potássio é incorporado no organismo através da alimentação, mas sabe-se que aproximadamente 0,0118% do conteúdo de potássio da Terra é composto pelo radioisótopo ^{40}K , portanto toda matéria orgânica ingerida apresentará, de uma forma ou de outra, uma pequena quantidade de radioatividade. Contudo, não existe uma relação precisa entre o conteúdo médio de potássio no alimento e a atividade radioativa associada. Isso porque fatores outros (como a distribuição geográfica do ^{40}K no solo, a capacidade de assimilação e incorporação de potássio pela planta ou organismo em particular, ou mesmo particularidades sobre a adubação e técnicas agrícolas utilizadas) acarretam uma larga distribuição de valores.

Entre alguns alimentos que apresentam as maiores quantidades relativas de potássio, estão alguns grãos (como o feijão, soja e lentilha), frutos secos (como nozes, amêndoas e castanhas), e em especial, frutas secas ou em conserva (tâmara, damasco, passas, figos, ameixas, etc). Frutas (como abacates, bananas,

melão), assim como raízes e tubérculos (como batata, batata doce, mandioca, beterraba e cenoura) também contêm uma quantidade relativamente maior de potássio (Biral, 2002).

Entre os isótopos artificialmente criados destaca-se o ^{137}Cs . Presente na poeira radioativa liberada pelas explosões atômicas, o ^{137}Cs carregado por ventos da estratosfera e da alta troposfera se deposita nas folhagens usados na alimentação de animais e humanos. É consumido tipicamente através do leite (30%), grão (25%), carne (20%) ou vegetais (10%).

O ^{137}Cs foi encontrado em quantidades anormais em pimenta preta e no alho (com atividades superiores a $2,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$), quando normalmente os vegetais consumidos no Brasil apresentam atividades abaixo de $0,01 \text{ Bq.kg}^{-1}$. Estas concentrações, ainda que muito baixas, ocorrem porque tais alimentos são provenientes das partes mais ao norte do país, mais exposto, portanto ao fallout (Biral, 2002).

2.4 RADIONUCLÍDEOS NO ORGANISMO

Normalmente os seres vivos apresentam radioatividade natural maior que a radioatividade natural de fundo encontrada ao seu redor. Um dos motivos é a necessidade de potássio em seus organismos. Em plantas, o potássio é conhecido como um dos três “nutrientes primários” (junto com o nitrogênio e o fósforo). Por sua vez, em seres humanos, o potássio é o terceiro mineral mais abundante no corpo humano (somente atrás do cálcio e do fósforo).

O potássio é um elemento básico, tanto no que se refere ao funcionamento e ao metabolismo interno de uma célula (transformação da glicose em glicogênio, síntese de proteínas, entre outros processos), e fundamental no que se refere aos mecanismos de equilíbrio dinâmico apresentado pelas membranas de uma célula. Juntamente com o sódio, o potássio tem papel fundamental no equilíbrio homeostático de uma célula. O potássio é essencial para a contratilidade da musculatura (lisa, esquelética e cardíaca) e para a excitabilidade do tecido nervoso (Biral, 2002).

Um homem de 70 kg (homem referência) contém aproximadamente 140 g de potássio, estando a maioria nos músculos, o que corresponde a 16,5 mg de ^{40}K no corpo ou 4,4 kBq (ICRP, 1976). A quantidade de potássio no corpo varia de acordo com a idade e o sexo. Devido a maior massa muscular e a menor percentagem de gordura no corpo, a concentração de ^{40}K no homem é aproximadamente 25 – 30% maior do que em mulheres da mesma idade (Kathren, 1998).

Apesar de diversos radionuclídeos cosmogênicos estarem presentes em pequenas quantidades na atmosfera, um dos principais problemas refere-se à inalação de radônio. O radônio não se acumula no aparelho respiratório de uma pessoa, pois por ser um gás nobre é inspirado e expelido continuamente. Dessa forma, apenas uma pequena fração se difunde através dos alvéolos pulmonares diretamente para o sangue, sendo responsável por uma pequena dose depositada internamente ao corpo. Mais preocupantes são os filhos do radônio, pois ao decair emitindo uma partícula alfa agrega-se a partículas de poeira ou aerossóis da atmosfera local, se depositando nas paredes do trato respiratório onde continuarão as

suas cadeias de decaimentos. Esses efeitos associam-se à exposição a níveis anormais de radônio, e são a principal causa de câncer de pulmão em não-fumantes.

O radônio ingerido é eliminado quase que completamente 1 hora após a sua ingestão. A partir da absorção pelas paredes do estômago e do intestino delgado, a fração de radônio que é transferida para o sangue é expelida pelo sistema respiratório através de trocas de gás nos alvéolos pulmonares. Durante o tempo que permanece no corpo, porém, o tecido adiposo se mostra como o mais propenso à sua acumulação (Biral, 2002).

O urânio é um metal nefrotóxico (prejudicial ao funcionamento dos rins). A toxicidade química do urânio suplanta a toxicidade radiológica. A absorção de urânio via intestino é pequena, somente uma pequena percentagem é ingerida. O urânio absorvido para o sangue tende a se concentrar no esqueleto, onde essa quantidade depende das concentrações referente à localização geográfica, mas estima-se um valor aproximado de 70 μg para adultos (ICRP, 1976).

Em muitos casos, a quantidade de radionuclídeos presente no organismo de uma pessoa pode ser descrita a partir de uma queda exponencial com o tempo. Isso se dá porque além do próprio decaimento a que o radionuclídeo se encontra sujeito, o conteúdo de uma dada substância no organismo se vê diminuído por processos de excreção.

Nesses casos, o parâmetro “meia-vida efetiva” quantifica, tal como a “meia-vida física” de um isótopo radioativo, o intervalo de tempo para que a concentração de um dado material radioativo decaia pela metade no corpo humano (Biral, 2002). A “meia-vida efetiva” ($T_{1/2 \text{ eff}}$) é, de fato, uma composição entre a “meia-vida física” de um dado isótopo ($T_{1/2 \text{ fís}}$) e a “meia-vida biológica”, de permanência

dos átomos de um determinado elemento químico no organismo de uma pessoa (“ $T_{1/2\text{biol}}$ ”). A meia-vida efetiva é dada pela relação

$$\frac{1}{T_{1/2\text{eff}}} = \frac{1}{T_{1/2\text{fis}}} + \frac{1}{T_{1/2\text{biol}}} . \quad (1)$$

Desse modo, apresentando um valor da ordem daquela que se apresenta como a menor dentre as duas “meias-vidas” que a compõe.

Os metais alcalino-terrosos (Ba, Sr, Ra) possuem propriedades químicas semelhantes ao do cálcio, se depositando juntamente ao tecido ósseo e podendo ter um tempo de permanência no organismo relativamente longo. Encontrados na natureza em pequenas concentrações, esses elementos são normalmente incorporados ao corpo humano pela ingestão de alimentos, ou pela água que tenha parte de seu curso sobre depósitos minerais desses elementos. Muita atividade depositada nos ossos retorna ao plasma num período de alguns dias ou semanas, mas uma fração pode migrar para regiões dos ossos onde a transferência para o plasma acontece de maneira bem mais lenta. Nesses casos, a meia-vida efetiva associada aos ossos pode ultrapassar várias dezenas de anos (Biral, 2002).

O tório apresenta uma baixa absorção no trato gastrointestinal (0,05% em adultos). Dessa forma, a principal via de contaminação se dá através da inalação do material particulado que contenha tório. Insolúvel em fluidos biológicos, a sua meia-vida de permanência no pulmão pode alcançar vários anos.

O céσιο apresenta comportamento químico semelhante ao do potássio, sendo prontamente absorvido pelo organismo, tanto pelo trato gastrointestinal

como também por via respiratória. Assim como o potássio, dentro do corpo humano o céσιο se deposita uniformemente, preferencialmente nos músculos.

Na Tabela 5 temos a comparação entre a meia-vida física e a efetiva (a qual nos fornece o tempo de retenção do radionuclídeo no organismo) para os radionuclídeos de interesse.

Tabela 5 - Dados biocinéticos dos radionuclídeos de interesse.

Nuclídeo	Meia-vida física	Meia-vida efetiva	Fonte
^{40}K	$1,28 \cdot 10^9$ a	30 d	ICRP, 1978 (2)
^{226}Ra	$1,60 \cdot 10^3$ a	No sangue: 29% - 5 d 11% - 60 d 4% - 700 d 2% - 5000 d 54% - excretado prontamente No tecido ósseo: 16000 d	ICRP, 1989
^{238}U	$4,47 \cdot 10^9$ a	Ossos: 20% - 20 d 2,3% - 5000 d Rins: 12% - 6 d 0,052% - 1500 d Corpo todo: 12% - 6 d 0,032% - 1500 d Fração restante – excretada prontamente	ICRP, 1978 (1)
^{232}Th	$1,40 \cdot 10^{10}$ a	Se administrado por via intravenosa: Ossos: 70% - 8000 d Fígado: 4% - 700 d Outros órgãos: 16% - 700 d 10% restantes – excretado prontamente	ICRP, 1994
^{137}Cs	30,0 a	10% - 2 d 90% - 110 d	ICRP, 1978 (1)

Os principais radionuclídeos cosmogênicos, ^3H e ^{14}C estão uniformemente dispersos na atmosfera. No entanto, exposições por inalação desses radionuclídeos são desprezíveis comparados à exposição por ingestão (UNSCEAR, 2000).

2.5 DOSE EFETIVA POR INGESTÃO

Existe um número de circunstâncias em que as concentrações dos radionuclídeos naturais em água e alimentos excedem as concentrações de referência ou os limites típicos adotados.

A UNSCEAR, 1993 estipulou os intervalos de dose típicos para o fundo de radiação natural, apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Valores médios para o fundo de radiação natural.

	Valor típico	Valor elevado
Raios- γ de origem terrestre	0,46 mSv.a ⁻¹	4,3 mSv.a ⁻¹
Radionuclídeos cosmogênicos	0,01 mSv.a ⁻¹	-
Radionuclídeos internos	0,23 mSv.a ⁻¹	0,6 mSv.a ⁻¹
Radiação cósmica	0,38 mSv.a ⁻¹	2 mSv.a ⁻¹
Devido ao ²²² Rn e filhos	1,2 mSv.a ⁻¹	10 mSv.a ⁻¹
Devido ao ²²⁰ Rn e filhos	0,07 mSv.a ⁻¹	0,1 mSv.a ⁻¹
Devido à ingestão de radônio	0,005 mSv.a ⁻¹	0,1 mSv.a ⁻¹
Total (fundo natural)	2,4 mSv.a ⁻¹	

Estima-se ainda que, em média, normalmente uma pessoa receba um adicional médio de 0,3 a 0,5 mSv.a⁻¹ devido a fontes artificiais, majoritariamente associadas a radiografias e procedimentos médicos (Biral, 2002).

Poucos lugares habitados no mundo se encontram sujeitos a um fundo de radiação natural muito maior que a média global de 2,4 mSv.a⁻¹, como exemplo temos Guarapari (Espírito Santo) e a faixa litorânea do estado de Kerala (Índia). Os doze mil habitantes de Guarapari, recebem em média uma dose equivalente anual de corpo todo de 6,4 mSv a partir da radiação externa, aproximadamente seis vezes

maior que a média anual permissível do limite de exposição ocupacional (Kathren, 1998).

Outros exemplos incluem a cadeia alimentar do Ártico e os altos níveis dos radionuclídeos da série do urânio em suas águas. No entanto, nem todos componentes da dieta são afetados e devido a ampla distribuição dos alimentos das diversas origens e regiões, as doses individuais da população local não são habitualmente elevadas (UNSCEAR, 2000).

Pessoas localizadas sobre o mar ou sobre o gelo, tendem a receber uma contribuição muito menor do fundo de radiação de origem terrestre. Isso porque uma parte significativa desse fundo é proporcionada pela crosta terrestre, para o qual a água e o gelo se comportam como uma blindagem.

As doses internas de radiação são significativas e contribuem em cerca de 80% para a dose total recebida pelo homem devido à radioatividade natural, sendo que esta contribui com 60 a 70% da exposição total à radiação ionizante. O principal radioisótopo responsável pela dose associada a radionuclídeos internos é o ^{40}K , contribuindo com 60 a 70% da dose total.

Em casos gerais, as doses por ingestão de radionuclídeos naturais em alimentos e água potável têm sido verificadas a partir de concentrações de radionuclídeos medidas em tecidos ou órgãos. Para o ^{40}K , o balanço metabólico mantém os níveis do corpo independente da quantidade ingerida. Para adultos o seu conteúdo é de aproximadamente 0,18% e em crianças de aproximadamente 0,2%.

No entanto, para os radionuclídeos das séries do urânio e do tório, isto não acontece e as concentrações em alimentos, água e dieta total tem sido úteis para determinações no peso corpóreo equivalente às variações geográficas. O urânio no

organismo acarreta em uma dose equivalente efetiva anual de aproximadamente 5 μSv à superfície óssea e 3 μSv a tecidos leves (NCRP, 1987).

A dose efetiva total a partir da ingestão e inalação de radionuclídeos terrestres é 310 μSv , onde 170 μSv deve-se ao ^{40}K e 140 μSv aos radionuclídeos das séries do urânio e do tório (UNSCEAR, 2000).

O acidente nuclear de Chernobyl em 1986 causou a difusão de uma grande quantidade de radionuclídeos no ambiente. Radionuclídeos como o ^{134}Cs e ^{137}Cs ainda hoje são detectáveis em certos alimentos devido à contaminação no solo e a deposição na vegetação. Com isso a comunidade Européia retomou as doses máximas permitidas de radioatividade em alimentos e estabeleceu as concentrações de atividades permissíveis, expressas como a soma de ^{134}Cs e ^{137}Cs , sendo 370 Bq.kg^{-1} para o leite, seus derivados e alimentos para bebês; e de 600 Bq.kg^{-1} para outros alimentos (Beljaars et al., 1995).

A Comissão Nacional de Energia Nuclear no Brasil estabeleceu então, em 1988, os limites de atividade mostrados na Tabela 7:

Tabela 7 - Limites de Radioatividade para Leite em pó e outros produtos (CNEN, 1988).

Produto	Radionuclídeo	Nível Máximo (Bq.kg^{-1})
Leite em pó	^{134}Cs e ^{137}Cs	3700 (*)
Demais produtos	^{134}Cs e ^{137}Cs	600

- * a) o leite com níveis de radiação, devido aos radioisótopos de Césio, inferiores a 370 Bq.kg^{-1} de pó podem ser imediatamente liberados para consumo.
- b) O produto que apresentar níveis de radiação entre 370 e 3700 Bq.kg^{-1} de pó, somente pode ser liberado para o consumo após detalhada avaliação sócio-econômica.
- c) Leite cujos níveis de radiação estejam superiores a 3700 Bq.kg^{-1} de pó, não deve ser consumido em hipótese alguma.

3.INSTRUMENTAÇÃO E AMOSTRAGEM

3.1 ESPECTROMETRIA GAMA

A espectrometria de raios gama é uma técnica não-destrutiva que permite a identificação e a determinação da atividade dos emissores gama diretamente da amostra, sem a necessidade da realização de separação química dos elementos. A seguir temos a descrição detalhada do sistema de espectrometria gama utilizado no presente trabalho.

3.1.1 Detector de Germânio Hiper-Puro (HPGe)

O uso de materiais semicondutores como detectores de radiação ionizante é o mais apropriado, pois necessita de um número muito maior de carregadores (par elétron-buraco) para uma dada radiação incidente comparado com qualquer outro tipo de detector (Knoll, 2000). Sistemas de detecção de baixo fundo de radiação, como o germânio hiper-puro (HPGe) são os instrumentos mais adequados na medida direta para baixos níveis de radioatividade em amostras ambientais.

O detector utilizado no presente trabalho constitui-se de um cristal de germânio hiper-puro, modelo GEM-M 7080-P-S, ORTEC, específico para geometria béquer Marinelli. A geometria do cristal utilizado é coaxial e de extremidade fechada, tipo-p, o que resulta num detector com volume ativo maior e reduz as correntes de fuga. O cristal tem um diâmetro igual a 69,9 mm e comprimento de 84,2 mm, envolto

em uma camada protetora de alumínio de 1 mm de espessura situado a uma distância de 4 mm do cristal.

O cristal é como um diodo, capaz de suportar alta voltagem a temperatura criogênica. Sob estas condições, os pares elétron-buraco produzidos pela absorção de um raio gama são direcionados para os contatos opostos por um campo elétrico. A energia média gasta para criar um par elétron-buraco é denominada energia de ionização e depende do tipo e energia da radiação incidente. No caso do germânio, a energia necessária para criação de um par elétron-buraco é da ordem de 3 eV. O grande número de pares criados propicia duas vantagens aos detectores semicondutores sob o ponto de vista de resolução: diminui a flutuação estatística e diminui a influência do ruído eletrônico, levando a uma melhor relação sinal-ruído (Tauhata et al., 2003).

O cristal de germânio pode ser do tipo-p (aceitadores de elétrons) ou do tipo-n (doadores de elétrons) dependendo da concentração de átomos aceitadores ou doadores no cristal. Os cristais podem ter várias formas, sendo que na forma cilíndrica ainda podem ter um buraco central (coaxial), o que possibilita construir cristais com maior comprimento.

O contato elétrico do cristal para que as cargas geradas pelos raios gama absorvidos sejam recebidas como sinal elétrico é feita através da implantação de lítio e boro nas superfícies (externa e interna) do cristal. Dependendo o tipo do cristal, se n ou p, os contatos são feitos de maneiras diferentes. No cristal tipo-p a superfície externa do cristal recebe uma camada de lítio, também chamada de camada morta ou inativa e é da ordem de 700 μm . A superfície interna recebe uma camada de íons de boro implantados de 0,3 μm . No cristal tipo-n as implantações acontecem ao contrário.

Quando a temperatura dos detectores em funcionamento fica acima de 110/120 K, existe o aparecimento de corrente de fuga e aumento do ruído eletrônico no detector. Por isso os detectores de HPGe permanecem em contato térmico com nitrogênio líquido (77 K) para reduzir as correntes de fuga que podem ser induzidas termicamente, estabilizando a temperatura do detector entre 85 e 100 K.

O pré-amplificador normalmente é acoplado como parte do pacote do criostato e é o primeiro elemento da cadeia de processamento de sinais. A grande proximidade do pré-amplificador e do detector possibilita a diminuição da capacitância para a otimização da relação sinal-ruído e faz o casamento da impedância do detector com o amplificador. Outros detalhes da eletrônica serão discutidos na seção 3.1.2.

3.1.1.1 Resolução em energia

A principal característica dos detectores de germânio é a sua excelente resolução em energia quando aplicada à espectrometria gama, pois permite a separação dos picos de energias muito próximas.

A resolução em energia de um detector está relacionada com a largura à meia altura do pico, FWHM (“full width at half maximum”), que o detector exhibe para uma determinada linha de energia. Quanto menor é a largura a meia altura do pico, melhor é a habilidade do detector em identificar a energia da radiação incidente.

A resolução em energia total, apresentada por um detector de germânio, é determinada normalmente pela combinação de três fatores: distribuição

estatística do número de carregadores de carga, variação na eficiência na coleção de carga e contribuição do ruído eletrônico. O domínio de qualquer um desses fatores dependerá da energia da radiação, do tamanho e da qualidade inerente do detector em uso. A largura máxima à meia altura $(FWHM)_T$ de um pico típico no espectro, devido à detecção de um raio gama monoenergético, pode ser escrita como (Knoll, 2000):

$$(FWHM)_T^2 = (FWHM)_D^2 + (FWHM)_X^2 + (FWHM)_E^2 \quad (2)$$

O primeiro destes termos, $(FWHM)_D^2$, representa a flutuação estatística no número de carregadores de carga criados no detector e é dado por:

$$(FWHM)_D^2 = (2,35)^2 F \delta E, \quad (3)$$

onde F é o fator de Fano, δ é a energia necessária para criar um par elétron-buraco e E é a energia do raio gama.

A contribuição do segundo termo, $(FWHM)_X^2$, é devido à coleta incompleta de carga e é mais significativa em detectores de volume grande e campo elétrico baixo. O terceiro fator, $(FWHM)_E^2$, representa os efeitos de borda em todos os componentes eletrônicos que cercam o detector, ou seja, é a contribuição do ruído eletrônico. Este termo é medido utilizando um gerador de pulsos, que é ligado ao pré-amplificador e cujo sinal de saída passa por todos os componentes eletrônicos. O pico do sinal do gerador de pulsos é comparado com o pico do sinal vindo do detector e com isso determina-se a largura devida somente ao detector.

O termo $(FWHM)_x^2$ segue o padrão ajustado pelo comportamento da eficiência de coleta de carga e, de acordo com Zuliger et al. (1969), sua contribuição na resolução em energia total de um detector de germânio é menor que 1% para energias maiores que 50 keV e continua decrescendo para energias mais elevadas. Assim o termo $(FWHM)_x^2$ será desprezado nas considerações deste trabalho.

A resolução em energia medida para o HPGe para as linhas 1,17 MeV e 1,33 MeV do ^{60}Co foram 1,95 e 2,03 keV, respectivamente, e resolução de 1,51 keV para o ^{137}Cs .

3.1.1.2 Eficiência de Detecção

A eficiência de detecção é a capacidade dos detectores de produzir um pulso de saída para cada quantum de radiação que interage com o volume ativo do detector. Para detectores de radiação secundária (radiação eletromagnética e partículas sem carga), que é o caso deste trabalho, a eficiência de detecção intrínseca é menor que 100% devido ao fato de que radiações secundárias têm um livre caminho médio muito grande, podendo passar pelo detector sem interagir ou interagindo parcialmente com o seu volume ativo.

A eficiência de detectores de radiação secundária pode ser dividida em três classes: eficiência absoluta, eficiência intrínseca e eficiência relativa. A eficiência absoluta é definida como a razão entre o número de pulsos registrados no detector pelo número de quanta de radiação emitido pela fonte. A eficiência intrínseca é a razão entre o número de pulsos registrados no detector pelo número de quanta de radiação incidente no detector. A eficiência relativa, no caso, para detectores de

germânio é a razão da eficiência absoluta do detector pela eficiência absoluta de um detector de cintilação de NaI(Tl) de 3" x 3" a 25 cm de distância da fonte, como definido em "Standard Test Procedures for Germanium Gamma-Rays Detectors" (I.E.E.E., 325). A eficiência relativa do detector de HPGe utilizado é 66%, de acordo com o certificado fornecido pelo fabricante.

3.1.1.3 Blindagem do sistema de detecção

As características do fundo do sistema de detecção são de grande importância, pois dele depende o limite mínimo de detecção (Currie, 1968). O fundo de radiação natural deve-se ao contínuo bombardeio de radiação que atinge a superfície terrestre, proveniente dos raios cósmicos e raios gama de fontes naturais e artificiais. Um exemplo é o potássio natural presente no concreto e em outros materiais de construção, que apresenta uma linha de 1460 keV bastante destacada no espectro de fundo.

As fontes dessa radiação de fundo podem também ser provenientes dos materiais constituintes do detector, dos equipamentos ou da blindagem localizada ao redor do detector, por isso é de extrema importância a blindagem do sistema de detecção, com materiais cuidadosamente selecionados de alta densidade e com o menor fundo de radiação possível (Mouchel e Wordel, 1992).

Quando se analisam fontes com alta taxa de emissão, o espectro de fundo não interfere relevantemente. Porém, na análise de baixa emissão de radiação ou de amostras ambientais, o fundo contaminará todo o espectro. Para que a contribuição dos raios gama externos (espectro de fundo) seja mínima no espectro da

amostra ou da fonte analisada, é preciso fazer uma blindagem para o sistema detector/recipiente de detecção.

O material mais usado em castelos de blindagem é o chumbo, devido ao seu alto número atômico e sua alta densidade. No entanto, existe ainda a possibilidade da emissão de radiação por traços de isótopos radioativos encontrados no chumbo e pelo fato da radiação cósmica, ao interagir com a blindagem de chumbo, produzir radiação secundária. Normalmente se usam outros materiais menos densos, justapostos à parede interna dos blocos de chumbo em ordem decrescente de densidade ou número atômico (Knoll, 2000).

Para as medidas com o HPGe, foi utilizada a blindagem da ORTEC, modelo HPLBS1, como mostra a Figura 6.

Figura 6 - Geometria da Blindagem.



A blindagem é composta por um volume de 101 mm de chumbo recoberto internamente por 0,5 mm de estanho e 1,6 mm de cobre para diminuir a incidência no detector dos raios X gerados no chumbo. A blindagem é recoberta externamente por 9,5 mm de aço com baixa porcentagem de carbono. Toda a superfície externa é finalizada com poliuretano e as superfícies internas (chumbo e cobre) são polidas e revestidas com 0,5 mm de verniz de acrílico. A blindagem possui uma cavidade com diâmetro interno de 27,9 cm por 40,6 cm de profundidade que acomodam béqueres de até 4 L.

3.1.1.4 Calibração em Energia

Os sistemas de espectrometria podem apresentar não-linearidades. Para se realizar a identificação correta das linhas gama presentes no espectro, torna-se necessário uma cuidadosa calibração em energia do sistema.

A calibração em energia é realizada através da medida de espectros de fontes de radionuclídeos dos quais se conhecem os raios gama emitidos, fazendo-se a associação destas energias com o seu respectivo canal no MCA (multicanal) por inspeção manual ou via análise computacional. Normalmente essa calibração é realizada com três ou mais linhas gama conhecidas, de energias distribuídas dentro da faixa de energia de interesse. Após a calibração em energia do sistema, é possível associar ao canal do centróide de um pico a sua energia correspondente e através de tabelas de radionuclídeos, determinar a qual radionuclídeo pertence tal raio gama. A calibração em energia foi realizada diretamente no programa Gamma Vision, responsável pelo controle e armazenamento dos dados adquiridos pelo MCA, que faz um ajuste linear quando duas linhas de energia são definidas e um ajuste quadrático se três ou mais linhas de energia são definidas.

A calibração foi realizada com fontes certificadas tipo pastilha de ^{137}Cs , ^{60}Co (linhas 1,17 e 1,33 MeV) e dez linhas do ^{152}Eu , estas no intervalo entre 121 e 1408 keV.

3.1.2 Eletrônica Nuclear

Os detectores de radiação transformam os sinais originais da interação da radiação com o material sensível do detector em sinais elétricos, que são depois processados em uma cadeia de medição. Os módulos eletrônicos usados para a aquisição dos dados foram:

- 1) Fonte de alta tensão, modelo ORTEC 659, cuja função é alimentar o detector. A fonte de alta tensão foi utilizada em 3000 V.

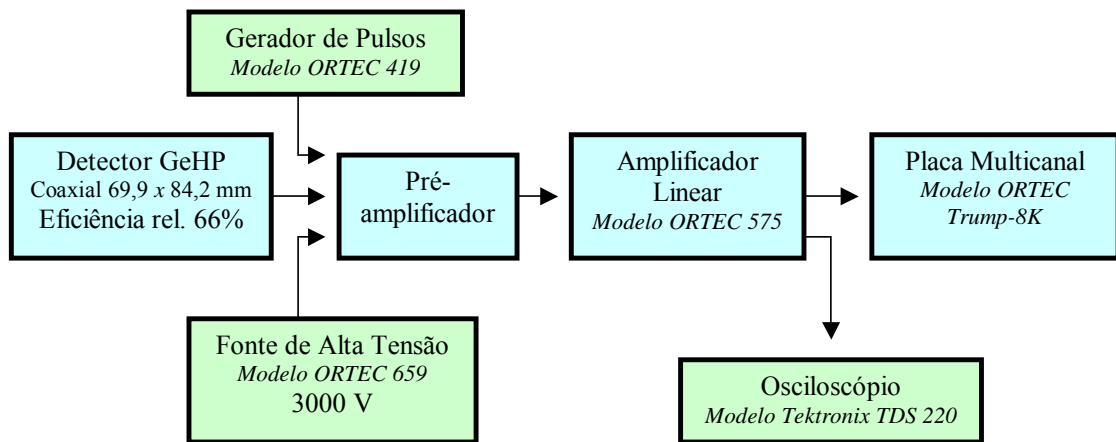
- 2) Amplificador linear, modelo ORTEC 575, para processar os sinais vindos do pré-amplificador do detector. Ele tem a função de dar forma e ganho de amplitude aos pulsos medidos, provenientes do sinal de carga coletado. Um fator importante a ser considerado na escolha do amplificador é o tempo de formação do pulso, que deve ser selecionado para otimizar a performance total quando altas taxas de contagens precisam ser medidas. Para detectores de Ge coaxiais, a constante de tempo para otimizar a resolução está entre 2 – 4 μs . Entretanto, se as taxas de contagens são maiores que 200 s^{-1} , constantes de tempo de 2 μs ou maiores contribuem para a produção de *pile up* e para as incertezas no cálculo das áreas dos picos, devido a distorções na sua forma. O tempo de formação do pico do amplificador utilizado foi de 0,5 μs . O amplificador, modelo ORTEC 575 possui dois estágios de ajuste de ganho, um grosso e um fino, que juntos fornecem uma faixa de ganho de 5 a 750 vezes. Pode-se ainda

escolher a polaridade do pulso de entrada vindo do pré-amplificador, para positiva ou negativa, e também selecionar a forma de saída do pulso para unipolar ou bipolar. O amplificador foi ajustado com um fator de ganho fino de 1,394 e um fator de ganho grosso de 20, com o circuito de entrada analisando pulsos de entrada positivos e resultando em pulsos de saída unipolares.

- 3) Placa multicanal, modelo EG&G ORTEC Trump-8K/2K (multichannel buffer – MCB), acoplada a um computador PC ajustado para 8192 canais, com software Gamma Vision for Windows, modelo A66-B32, versão 5.10.
- 4) Osciloscópio, modelo Tektronix TDS 220, ligado na saída do amplificador para analisar a forma do pico de saída. O osciloscópio usado é do tipo digital, de tempo real com largura de banda de 100 MHz, taxa de amostra de 1GS/s e extensão de registro de 2500 pontos para cada canal.

A Figura 7 mostra o diagrama de blocos da eletrônica.

Figura 7 - Esquema de blocos para os componentes da eletrônica utilizada.



Seu funcionamento básico pode ser descrito da seguinte forma: o cristal do detector absorve a energia de um raio gama incidente e produz um pulso de corrente, cuja energia é proporcional à energia absorvida. Em seguida o pulso inicial de carga formado no detector e no pré-amplificador, que está acoplado junto ao detector adquire a forma gaussiana e é amplificado no amplificador. Os pulsos de saída deste amplificador vão para o analisador multicanal, onde são classificados e armazenados de acordo com sua altura. Assim um espectro adquirido pelo analisador multicanal representa o número de contagens por canal como uma função da altura do pulso ou da energia.

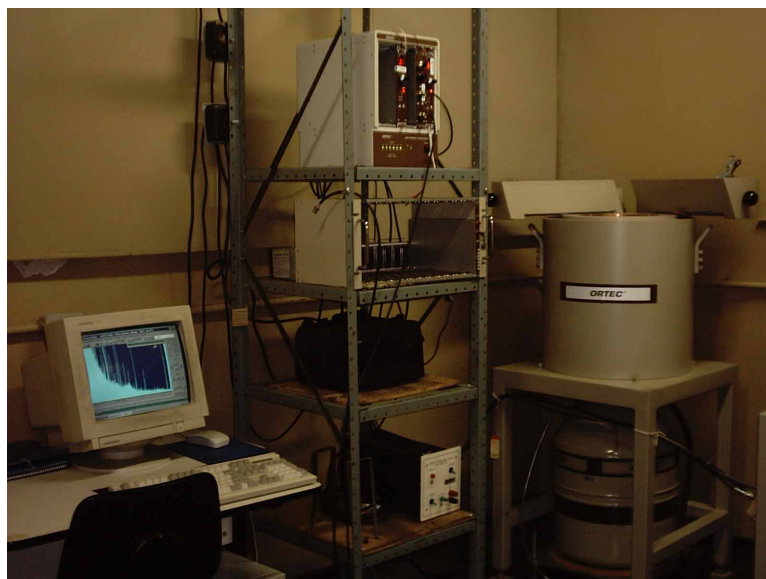
3.1.3 Configuração do Sistema

Na Figura 8 podemos ver um esquema completo de toda configuração do sistema, incluindo a geometria da blindagem, a posição do detector e a eletrônica nuclear utilizada.

A geometria da amostra usada neste trabalho foi do tipo béquer Marinelli, que são frascos cilíndricos dotados de uma reentrância também cilíndrica em seu fundo. Este tipo de geometria acomoda maior volume de amostra próximo ao detector, permitindo posicionar a amostra ao redor do mesmo, e não somente sobre ele, aumentando desta forma a eficiência de detecção. Foram utilizados béqueres Marinelli de 1 litro fabricados pela Ga-Ma & Associates Incorporation, de polietileno de baixo fundo radioativo, totalmente preenchidos.

Os béqueres Marinelli devem ser preenchidos com a amostra ambiental e acondicionados em volta do detector, de forma que a geometria béquer-detector se torne corretamente reprodutível. A radiação contida nas amostras pode ser corretamente medida se a eficiência do detector tiver sido adequadamente medida com padrões de atividades conhecidas com as mesmas dimensões, densidades e composições químicas semelhantes.

Figura 8 - Sistema de aquisição.



3.2 AMOSTRAGEM

Finalizado o meu trabalho de mestrado sobre “Traços radioativos em amostras alimentares de exportação do Paraná” (Scheibel e Appoloni, 2002), verificou-se que a soja em suas diversas fases para consumo concentrava alguns radionuclídeos, principalmente na forma de farelo. A partir daí, surgiu a idéia de se verificar como estariam os níveis radioativos e também as doses por ingestão em alimentos para consumo humano direto. A seguir serão discutidos os principais dados destes alimentos, assim como a sua importância para a dieta alimentar humana e todo o procedimento para as suas análises.

3.2.1 Dados do IBGE

Na pesquisa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística referente ao período de 2002 a 2003, foram verificadas, entre outros dados, as aquisições alimentares per capita da população brasileira (IBGE, 2004), onde podemos verificar a taxa de consumo de determinados alimentos. Esses dados serão utilizados nos cálculos de dose por ingestão, que serão discutidos posteriormente.

Nas Tabelas 8 e 9 temos os dados para aquisição alimentar domiciliar per capita para as grandes regiões e especificamente para o sul do Brasil, ou seja, o consumo anual dos alimentos de interesse para o presente trabalho, os quais serão discutidos em detalhes na seção 3.2.2.

Na Figura 9 temos uma visão mais clara entre os diferentes consumos para os Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Tabela 8 - Aquisição alimentar domiciliar per capita anual, por Regiões.

Alimento (kg)	Brasil	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro-oeste
Farinha de mandioca	7,766	33,827	15,333	1,427	1,040	1,359
Farinha de trigo	5,083	2,158	1,486	3,712	17,975	3,914
Fubá de milho	3,188	1,713	6,006	2,143	2,726	0,896
^a Farinha vitaminada	0,098	0,108	0,127	0,099	0,059	0,051
* Outras farinhas	0,065	0,037	0,101	0,048	0,074	0,040

Tabela 9 - Aquisição alimentar domiciliar per capita anual – Região Sul

Alimento (kg)	PR	SC	RS
Farinha de mandioca	0,743	1,533	1,058
Farinha de trigo	12,256	21,496	21,487
Fubá de milho	2,785	2,881	2,587
^a Farinha vitaminada	0,082	0,070	0,032
* Outras farinhas	0,082	0,054	0,077

* Outras farinhas: Farinha de centeio, farinha de quibe, germe, glúten e fibra de trigo, farinha não-especificada, farinha de araruta, farinha de soja, outras farinhas.

^a Normalmente as farinhas vitaminadas são compostas pela mistura das farinhas de aveia, arroz e cevada.

Figura 9 - Comparação da taxa de consumo entre os Estados do Sul do Brasil.

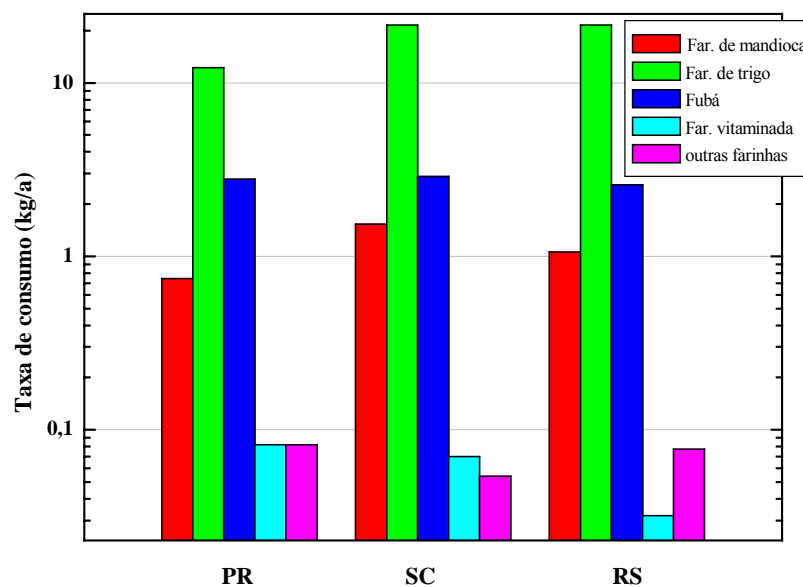
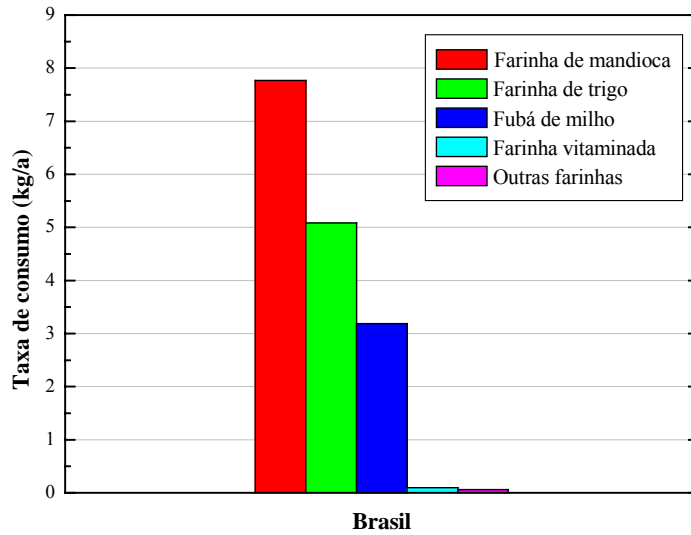
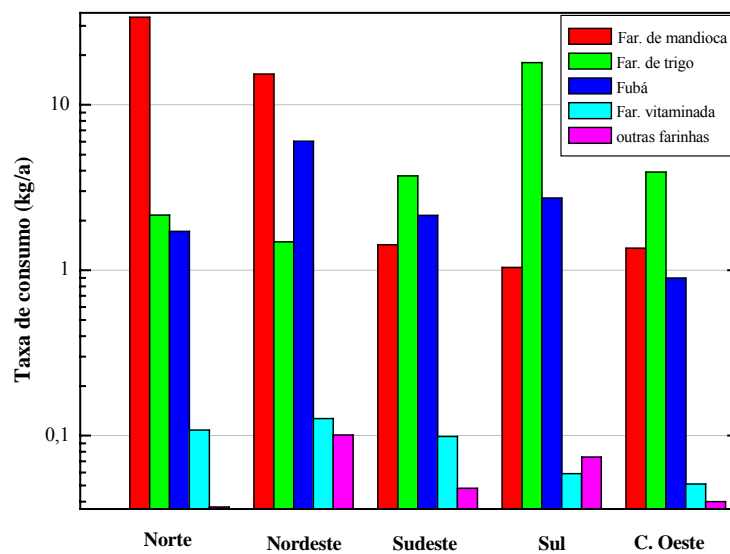


Figura 10 - Comparação entre a taxa de consumo das diferentes farinhas para todo o Brasil



Pode-se verificar também nas Figuras 10 e 11 as taxas de consumo de farinhas para o Brasil, e seu consumo para suas diferentes regiões.

Figura 11 - Taxa de consumo para as diferentes regiões do Brasil.



3.2.2 Origem e Importância das Amostras

O Estado do Paraná possui apenas 2,3% da área total do Brasil, mas participa com 24% da produção nacional de cereais. O Paraná é o primeiro produtor nacional de milho, trigo, feijão, aveia, cevada, triticale, farinha e fécula de mandioca; O segundo produtor de soja, cana-de-açúcar, centeio e batata; O terceiro produtor de mandioca, fumo e maçã e o quarto produtor de café e leite do país (SEAB, 2004).

Tendo conhecimento desses dados, decidiu-se analisar todos os tipos de farinhas derivados desses cereais produzidos no sul do Brasil, e também a farinha de arroz por ser derivado de um dos principais constituintes da base alimentar brasileira. Todas as amostras analisadas foram produzidas no Paraná, onde suas distribuidoras localizam-se nas cidades paranaenses de Londrina, Maringá, Ponta Grossa, Araruna e Cambará, com a única exceção da farinha de arroz, que é proveniente de São Paulo.

As farinhas são importantes ingredientes de alguns alimentos, pois possuem valores nutricionais muito ricos e compõem grande parte da dieta diária normal da população. Cada farinha possui uma característica intrínseca e sua importância ao organismo. A seguir serão descritas algumas características das farinhas analisadas:

A farinha de soja é obtida da moagem do grão de soja integral e pode substituir as farinhas convencionais nas mais diversas preparações culinárias. Fornece óleo de ótima qualidade biológica, além de proteínas, fibras, sais minerais, vitaminas e aminoácidos essenciais. Possui proteína de ótimo valor biológico, pois dentre os vinte aminoácidos que o homem necessita, nove a soja é capaz de fornecer; fibras insolúveis; vitaminas do complexo B; minerais como: cálcio, ferro,

potássio, zinco; as isoflavonas e os ácidos graxos poliinsaturados que não elevam o colesterol.

Além de seu valor nutricional, as isoflavonas são capazes de agir na prevenção de doenças cardiovasculares, na redução do colesterol, no combate aos sintomas da menopausa e da osteoporose, e na prevenção dos tipos de câncer de mama e de útero que crescem com a influência dos hormônios. As isoflavonas possuem a estrutura muito parecida com a do estrogênio, hormônio cuja produção cai na menopausa. Por isso elas suprem a carência de estrogênio e ainda promovem uma proteção contra o aparecimento de tumores sensíveis à ação de hormônios (Folha de SP, 24/10/2002). Pesquisas também apontam que as substâncias da soja são capazes de prevenir o surgimento de tumores na próstata, baixar a pressão arterial e estão associadas à redução de triglicérides e colesterol.

A farinha de mandioca constitui um dos principais produtos da mandioca, seu uso é muito difundido em todo o país, fazendo parte da refeição diária de muitos brasileiros. É um alimento rico em carboidratos e fibras e, quando integral, contém um pouco de proteína, cálcio, fósforo, sódio e potássio. A mandioca é cultivada em todas as regiões do Brasil, assumindo destacada importância na alimentação humana e animal, além de ser utilizada como matéria-prima em inúmeros produtos industriais.

A farinha de aveia é o produto obtido da moagem das sementes integrais da aveia. É um alimento recomendado principalmente para crianças por ser rico em proteínas, vitaminas, sais minerais e fibras (solúveis e insolúveis). As fibras são componentes nutricionais que não são digeridos pelas enzimas do intestino e, portanto são absorvidos pelo organismo. As fibras insolúveis apresentam um poder de absorção de água bastante elevado, contribuindo para uma melhor formação do

bolo fecal, mantendo a integridade das mucosas intestinais. As fibras solúveis na aveia, chamadas de β -glucanas, atuam favoravelmente na redução do colesterol, além de ser uma boa fonte de ferro. A farinha de aveia contém carboidratos complexos, proteínas, fibras, vitaminas do complexo B, vitamina E, e minerais como cálcio, ferro e fósforo; e são normalmente utilizadas na fabricação de pães ou como ingredientes de cereais matutinos.

A farinha de centeio é obtida a partir do centeio em grão *Secale cereale L.*, é o segundo cereal de maior importância para a indústria da panificação. O grão de centeio apresenta composição nutricional semelhante ao trigo, sendo, entretanto sua farinha mais rica em fibras e com menor teor de glúten do que a farinha de trigo. A farinha de centeio contém carboidratos complexos, aminoácidos essenciais, fibras insolúveis, minerais como fósforo, potássio, ferro, cálcio e magnésio, e é indicada para o preparo de pães e bolos.

A farinha de cevada é um cereal de inverno obtido a partir de grãos de cevada (Gramineae), selecionados e moídos. É utilizado amplamente nas indústrias cervejeiras, mas também como farinha para alimentação infantil, cereais matutinos, na fabricação de rações, doces e confeitos, na panificação, como concentrados de leite maltados (dando-lhe sabor) e para fins terapêuticos. A farinha de cevada não contém cafeína, e quando torrada é utilizada em substituição ao café ou no preparo de chás.

A farinha de trigo é obtida pela moagem dos grãos de trigo. Contém carboidratos complexos responsáveis pelo fornecimento de energia ao organismo, minerais como o ferro e o cálcio, e fibras insolúveis que estimulam o sistema gastrointestinal. A farinha de trigo é amplamente utilizada para o preparo de bolos, pães, macarrão, biscoitos, tortas, etc. Possui como alguns de seus componentes a

gliadina e a glutenina, que combinadas formam o glúten, extremamente importante devido a sua capacidade de influenciar na qualidade dos produtos finais.

A farinha de arroz é um alimento 100% natural e é obtida a partir dos grãos selecionados de arroz. Contém carboidratos complexos, fibras insolúveis, vitaminas do complexo B e minerais. Esta farinha é utilizada na preparação de mingaus, bolos, pães, tortas, croquetes, almôndegas, vitaminas, biscoitos... O produto permite uma digestão mais rápida do que da farinha de trigo. Por não conter glúten, torna-se especialmente indicada para os celíacos. A doença celíaca é uma intolerância ao glúten da farinha de trigo e outras proteínas semelhantes ao glúten presentes na aveia, cevada e centeio, permanecendo por toda a vida.

O fubá é o resultado do processo de moagem que ocorre através do sistema de degerminação, em que o grão do milho (*Zea Mays L*) é quebrado e separado em três partes: endosperma (canjica), gérmen (parte do grão que concentra o maior percentual do óleo) e pericarpo (pele que envolve o grão). O produto desse processo é a farinha de milho, ou fubá mimoso, que é consumido em forma de polentas, bolos, broas, etc. (<http://www.integrada.coop.br/>). O fubá é rico em carboidratos, proteínas e fibras.

3.2.3 Dimensionamento das Amostras

Uma das etapas de toda pesquisa científica é determinar o tamanho da amostra que represente uma população ou lote da amostra considerada. Este dimensionamento é feito através de um procedimento que envolve a inferência estatística.

A inferência estatística pode ser dividida em duas grandes áreas: estimação e testes de hipóteses, que estão diretamente ligadas aos objetivos da pesquisa. A estimação tem por objetivo calcular, através de dados amostrais, alguma estatística proposta como uma aproximação do parâmetro da população. Os testes de hipótese têm por objetivo auxiliar os pesquisadores na tomada de decisão com relação a uma população, examinando uma amostra.

Na fase de planejamento da pesquisa, objetivando a inferência estatística, é necessário estabelecer o tamanho da amostragem ou o número de amostras. Usar uma amostragem grande, ou seja, além do necessário, pode ser um desperdício em relação ao custo, tempo, mão de obra, etc. Por outro lado, uma amostragem pequena poderá conduzir a resultados inadequados, por não representar adequadamente o lote considerado.

O sistema de aquisição por espectrometria gama nos permite obter uma boa estatística de contagem, e também os desvios padrões das áreas líquidas. Quando temos uma estimativa do desvio padrão obtido a partir de uma série histórica de extensão razoável, podemos estimar o tamanho da amostra a partir da seguinte expressão (Neto et al., 2001):

$$N \geq \left(\frac{z \cdot \sigma}{L} \right)^2, \quad (4)$$

onde L é a precisão desejada, σ é o desvio padrão e z é o ponto da distribuição normal padrão para o nível de confiança escolhido.

Foi estabelecido para este trabalho 5% de precisão desejada, com 95% de confiabilidade. Com isso z assume o valor de 1,96 (Neto et al., 2001) e σ é o desvio padrão. Os números de amostras foram calculados a partir das contagens

líquidas (N_L) e seus respectivos desvios de uma amostra de farinha de um determinado lote, utilizando a equação (4). Os dados estão dispostos na Tabela 10 a seguir.

Tabela 10 - Número de amostras necessárias para representar um certo lote, com 95% de confiabilidade.

Energia (keV)	$N_L \pm \sigma$	Nº de amostras
238,63	781 ± 6	5,5
351,92	204 ± 17	44
583,19	210 ± 15	35
911,07	172 ± 21	68
1460,78	$45758 \pm 0,5$	0,04
2614,53	169 ± 8	10

Desta forma, para um desvio de 5%, o número mínimo de amostras necessárias é de 5 e o máximo de 68 amostras. Realizou-se também uma pesquisa bibliográfica verificando-se o número de amostras normalmente utilizados na literatura, tendo como base a mesma técnica do presente trabalho. No trabalho de Hiromoto et al. (1996) foram utilizadas 15 amostras; em Cokesa et al. (1995), 17 amostras; em Majid et al. (1995), 20 amostras; entre vários outros trabalhos.

Com base nestes dados, tanto calculados quanto pesquisados, e considerando o tempo disponível para as medidas, foi estabelecida a utilização de 15 amostras para representar cada lote de farinha a ser analisado, ou seja, 15 amostras de 8 tipos de farinhas diferentes, totalizando 120 amostras para serem medidas.

Devido a alguns problemas no início das medidas, foram analisadas 13 amostras para a farinha de soja, dentre as 15 preparadas, constituindo-se uma única exceção no tamanho da amostragem.

3.2.4 Preparação das Amostras

As amostras das farinhas foram medidas *in natura* e preparadas tomando o devido cuidado para que fossem provenientes do mesmo lote, verificando a data de fabricação, validade e a origem. O processo de preparação das amostras foi realizado de maneira análoga, onde todas as amostras foram previamente homogeneizadas e acondicionadas cuidadosamente nos béqueres para não alterar as suas densidades com possíveis compactações.

Foram preparadas 15 amostras de cada farinha, todas em béqueres Marinelli de 1 L completamente preenchidos. Inicialmente determinou-se a massa do béquer Marinelli, a massa do béquer preenchido com a amostra e então a massa da amostra.

Por fim, as amostras montadas nos béqueres Marinelli foram tampadas, lacradas com fita adesiva para assegurar uma melhor vedação e guardadas por 40 dias para se atingir o equilíbrio secular.

O tempo de repouso da amostra para se atingir o equilíbrio secular é (Bacchi, 1996):

$$t = 8 t_{1/2} \text{ do núcleo filho.} \quad (5)$$

Como a meia-vida do radônio é 3,8 dias, a equação acima resulta em 30,4 dias, portanto o tempo de repouso estabelecido foi adequado.

As densidades e a umidade de cada farinha foram medidas e calculadas. As medidas referentes à umidade foram realizadas com amostras de aproximadamente 3 g cada, acondicionadas em cadinhos de porcelana rasos. Mediram-se inicialmente as massas úmidas, sendo depois mantidas a 105°C na

estufa por períodos de 1 h. Após cada intervalo de medida, deixou-se esfriar a amostra e então se verificou a massa, repetindo-se o mesmo procedimento até obter dados de massa constante. Os valores das respectivas densidades (ρ) e umidades das amostras encontram-se na Tabela 11:

Tabela 11 - Valores das densidades (ρ) e umidades em massa das amostras.

Amostra	ρ (g.cm ⁻³)	Umidade (%)
Farinha de soja	0,42 ± 0,01	4*
Farinha de trigo	0,58 ± 0,01	2,7 ± 0,1
Farinha de centeio	0,61 ± 0,01	0,4 ± 0,1
Farinha de aveia	0,42 ± 0,01	2,90 ± 0,01
Farinha de arroz	0,65 ± 0,01	1,63 ± 0,01
Farinha de cevada	0,52 ± 0,01	1,83 ± 0,01
Farinha de mandioca	0,78 ± 0,01	**
Fubá	0,74 ± 0,01	1,9 ± 0,9

* Umidade nominal do produto.

** A umidade do produto não foi fornecida pelo fabricante, e por tratar-se de farinha torrada, não foi possível obter resultados coerentes em suas medidas.

4 METODOLOGIA DE ANÁLISE

Neste capítulo serão definidas as principais grandezas e equações calculadas e analisadas no decorrer do trabalho, como o cálculo da atividade, limites mínimos de detecção, dose efetiva comprometida, as variáveis associadas a esses cálculos e todo o procedimento detalhado da análise experimental.

4.1 EXPRESSÃO PARA A ATIVIDADE

A atividade de um dado radionuclídeo depende de vários fatores e é calculada pela seguinte equação (IAEA,1989):

$$A = \frac{N_L}{\varepsilon.P_\gamma.m.t} \quad (6)$$

A é a atividade da amostra em Bq.kg^{-1} , N_L o número de contagens líquido medido sob o fotopico, ε é a eficiência de detecção do sistema, P_γ é a probabilidade de transição absoluta por decaimento gama para uma dada energia, m é a massa da amostra (kg) e t é o tempo de medida (s).

O número de contagens depende da eficiência de detecção, que por sua vez, depende da quantidade de radiação que atinge o detector e sua energia. Esta quantidade de radiação depende das dimensões e da densidade da amostra, por isso foi tomado o devido cuidado em utilizar-se sempre da mesma geometria, com volume de amostra constante de 1 L. A eficiência de detecção do sistema será melhor discutida no item 4.7.

Como foi visto na Figura 4, os radionuclídeos seguem uma certa seqüência de decaimento por série ou cadeia. O cálculo das atividades dos radionuclídeos medidos por espectrometria gama deve referir-se ao pai da série, ou no caso, devido ao desequilíbrio radioativo que ocorre em certos setores da série, as atividades devem referir-se então à sub-série (Santos et al., 2000).

Os resultados para as atividades da série do ^{232}Th foram dados em relação às sub-séries do ^{228}Th e ^{228}Ra e para a série do ^{238}U , foram dados em relação ao ^{238}U e sua sub-série ^{226}Ra , considerando as amostras em equilíbrio secular.

As atividades finais foram calculadas pela atividade média ponderada, a partir das linhas gama pertencentes a cada sub-série, dada por:

$$\bar{A} = \frac{\left(\frac{A_1}{\sigma_1^2} + \frac{A_2}{\sigma_2^2} + \frac{A_3}{\sigma_3^2} + \dots \right)}{\left(\frac{1}{\sigma_1^2} + \frac{1}{\sigma_2^2} + \frac{1}{\sigma_3^2} + \dots \right)} \quad (7)$$

onde A_1, A_2, \dots são as atividades médias por radionuclídeo (para n amostras) e σ seus respectivos desvios (desvio padrão da média).

Propagando-se os desvios, obteve-se a seguinte expressão para o desvio da atividade média ponderada:

(8)

As atividades para a sub-série do ^{228}Th foram calculadas a partir das energias 238,6 (^{212}Pb) e 583,2 keV (^{208}Tl), para a sub-série do ^{228}Ra pelas energias 338,4; 911,2 e 968,9 keV (^{228}Ac). A série do ^{238}U foi calculada a partir da sub-série do ^{226}Ra , através das energias 295 e 351 keV do ^{214}Pb e 609,0; 1120,3 e 1764,5 keV do ^{214}Bi .

As atividades e/ou limite mínimo de detecção para o ^{40}K , ^{137}Cs e ^7Be foram calculados a partir das energias de suas emissões gama 1460,78; 661,66 e 477,59 keV, respectivamente.

4.2 LIMITE MÍNIMO DE DETECÇÃO

Para a maioria das aplicações de medidas de baixo nível de radiação é imprescindível definir um limite de detecção para uma dada emissão em estudo.

O limite mínimo de detecção de um espectrômetro de raios gama é a medida de sua habilidade em detectar um raio gama na presença de interferência da radioatividade natural e do espalhamento Compton de raios gama de alta energia originados na fonte, e dependerá do tipo de amostra, da energia da radiação, da geometria de contagem, do tipo de detector, do fundo do sistema e do tempo de medida.

Quando uma amostra é introduzida no detector, a equação usualmente associada com o limite mínimo de detecção (LLD) é expressa pela equação (9), com 95% de confiabilidade (IAEA, 1989).

$$LLD = \frac{N_{Lmin}}{P_{\gamma} \cdot \epsilon \cdot m \cdot t} \quad (9)$$

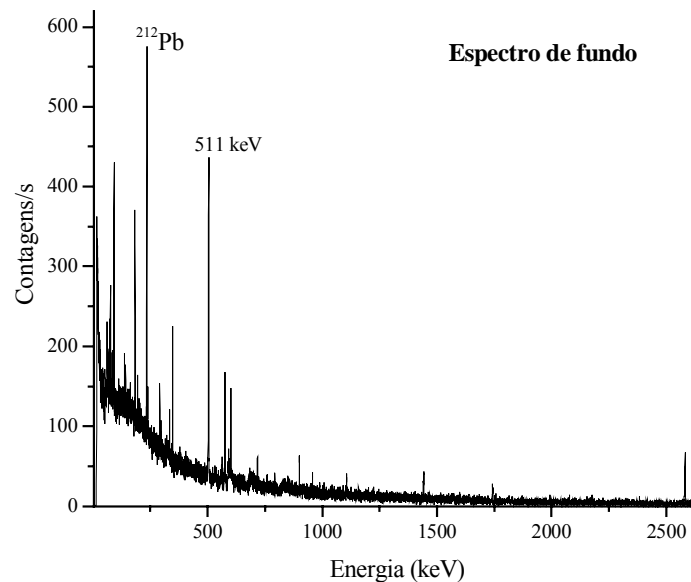
onde N_{Lmin} representa a área líquida mínima do espectro medido, dada por:

$$N_{L_{\min}} = 4,66\sqrt{F_c} \quad (10)$$

onde F_c é o fundo Compton na região da linha gama de interesse, para o espectro da amostra considerada.

A área líquida é obtida após a subtração do espectro bruto (amostra + béquer) com o espectro de fundo (béquer vazio), realizada com o auxílio do software Gamma Vision. Na Figura 12 temos um exemplo de um espectro de fundo.

Figura 12 – Espectro de fundo típico em espectrometria gama.



4.3 DOSE EFETIVA COMPROMETIDA

Os cálculos de dose por unidade de ingestão são providos pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP). Quando os radionuclídeos são incorporados ao organismo, pode-se considerar que seu tempo de residência no organismo será governado por sua meia-vida efetiva. Isso implica que, do momento

da incorporação em diante, sempre haverá uma dose devido às desintegrações radioativas que ainda estão por acontecer. Por esse motivo, a denominação “dose comprometida” – a incorporação provocará a presença de uma dose até o final da vida da pessoa.

Tendo conhecimento de que a dose efetiva é a soma ponderada das doses equivalentes em todos os tecidos e órgãos do corpo, consideraremos no presente trabalho a dose efetiva comprometida, devido à dose proporcionada pelos decaimentos dos radioisótopos incorporados até o fim da vida de uma pessoa (50 anos para adultos e 70 anos para crianças), através da ingestão dos alimentos definidos anteriormente.

A potencialidade do impacto radiológico através da ingestão de alimentos é avaliada a partir do cálculo da dose efetiva comprometida (D_{EC}) em $Sv.a^{-1}$, dada pela seguinte equação:

$$D_{EC} = e(g).A.T, \quad (11)$$

onde $e(g)$ é a dose efetiva comprometida por unidade de ingestão, ou o coeficiente de dose efetiva ($Sv.Bq^{-1}$); A é a atividade média do radionuclídeo ($Bq.kg^{-1}$) e T a taxa de consumo anual ($kg.a^{-1}$) do referido alimento.

Os valores para os coeficientes de dose efetiva são baseados em modelos e dados metabólicos recentes e usados pela avaliação da UNSCEAR. Os referidos coeficientes de dose efetiva, de interesse para o presente trabalho, estão resumidos na Tabela 12 (IAEA, 1996):

Tabela 12 - Coeficientes de dose efetiva comprometida (e (g)) por unidade de ingestão para membros do público.

Nuclídeo	f ₁ (> 1 a)	e (g) / idade (Sv.Bq ⁻¹)				
		1-2 a	2-7 a	7-12a	12-17 a	> 17 a
⁴⁰ K	1,000	4,2.10 ⁻⁸	2,1.10 ⁻⁸	1,3.10 ⁻⁸	7,6.10 ⁻⁹	6,2.10 ⁻⁹
¹³⁷ Cs	1,000	1,2.10 ⁻⁸	9,6.10 ⁻⁹	1,0.10 ⁻⁸	1,3.10 ⁻⁸	1,3.10 ⁻⁸
²¹² Pb	0,200	6,3.10 ⁻⁸	3,3.10 ⁻⁸	2,0.10 ⁻⁸	1,3.10 ⁻⁸	6,0.10 ⁻⁹
²¹⁴ Pb	0,200	1,0.10 ⁻⁹	5,2.10 ⁻¹⁰	3,1.10 ⁻¹⁰	2,0.10 ⁻¹⁰	1,4.10 ⁻¹⁰
²¹⁴ Bi	0,050	7,4.10 ⁻¹⁰	3,6.10 ⁻¹⁰	2,1.10 ⁻¹⁰	1,4.10 ⁻¹⁰	1,1.10 ⁻¹⁰
²²⁶ Ra	0,200	9,6.10 ⁻⁷	6,2.10 ⁻⁷	8,0.10 ⁻⁷	1,5.10 ⁻⁶	2,8.10 ⁻⁷
²²⁸ Ac	5,0.10 ⁻⁴	2,8.10 ⁻⁹	1,4.10 ⁻⁹	8,7.10 ⁻¹⁰	5,3.10 ⁻¹⁰	4,3.10 ⁻¹⁰
²²⁸ Th	5,0.10 ⁻⁴	3,7.10 ⁻⁷	2,2.10 ⁻⁷	1,5.10 ⁻⁷	9,4.10 ⁻⁸	7,2.10 ⁻⁸
²²⁸ Ra	0,200	5,7.10 ⁻⁶	3,4.10 ⁻⁶	3,9.10 ⁻⁶	5,3.10 ⁻⁶	6,9.10 ⁻⁷
²³² Th	5,0.10 ⁻⁴	4,5.10 ⁻⁷	3,5.10 ⁻⁷	2,9.10 ⁻⁷	2,5.10 ⁻⁷	2,3.10 ⁻⁷
²³⁴ Th	5,0.10 ⁻⁴	2,5.10 ⁻⁸	1,3.10 ⁻⁸	7,4.10 ⁻⁹	4,2.10 ⁻⁹	3,4.10 ⁻⁹
²³⁸ U	0,020	1,2.10 ⁻⁷	8,0.10 ⁻⁸	6,8.10 ⁻⁸	6,7.10 ⁻⁸	4,5.10 ⁻⁸

f₁ – absorção fracional (fator de transferência do radionuclídeo do trato gastrointestinal para o sangue - ver Anexo I)

e (g) – coeficiente de dose efetiva

Na Tabela 13 temos os valores de referência para a dose efetiva comprometida calculada para bebês (1–2 anos), crianças (7-12 anos) e adultos (> 17 anos), para os radionuclídeos das séries naturais.

Tabela 13 - Ingestão anual e dose efetiva por ingestão para os radionuclídeos das séries do Tório e do Urânio (UNSCEAR, 2000).

Radion.	Atividade ingerida ^a (Bq)			e (g) (μSv.Bq ⁻¹)			D _{EC} (μSv.a ⁻¹)			
	Bebês	Crianças	Adultos	Bebês	Crianças	Adultos	Bebês	Crianças	Adultos	Média ^b
²³⁸ U	1,9	3,8	5,7	0,12	0,068	0,045	0,23	0,26	0,25	0,25
²³⁴ U	1,9	3,8	5,7	0,13	0,074	0,049	0,25	0,28	0,28	0,28
²³⁰ Th	1,0	2,0	3,0	0,41	0,24	0,21	0,42	0,48	0,64	0,58
²²⁶ Ra	7,8	15	22	0,96	0,80	0,28	7,5	12	6,3	8,0
²¹⁰ Pb	11	21	30	3,6	1,9	0,69	40	40	21	28
²¹⁰ Po	21	39	58	8,8	2,6	1,2	180	100	70	85
²³² Th	0,6	1,1	1,7	0,45	0,29	0,23	0,26	0,32	0,38	0,36
²²⁸ Ra	5,5	10	15	5,7	3,9	0,69	31	40	11	21
²²⁸ Th	1,0	2,0	3,0	0,37	0,15	0,072	0,38	0,30	0,22	0,25
²³⁵ U	0,1	0,2	0,2	0,13	0,071	0,047	0,011	0,012	0,012	0,011
Total							260	200	110	140

^a Taxa de consumo e concentrações referente água e alimentos, extraídos de tabelas de referência da UNSCEAR 2000, Report vol. I.

^b Valores ponderados em função da idade: bebês 0,05, crianças 0,3 e adultos 0,65.

4.4 TESTE DE QUI - QUADRADO (χ^2)

Os resultados obtidos por meio de amostras nem sempre concordam exatamente com os valores teóricos esperados, de acordo com as regras de probabilidade.

Suponha-se que em uma determinada amostra, observou-se que um conjunto de eventos possíveis, $E_1, E_2, E_3, \dots, E_k$, ocorreram com as freqüências $o_1, o_2, o_3, \dots, o_k$, denominadas freqüências observadas, e que, de acordo com as regras de probabilidade, se esperaria que elas ocorressem com as freqüências $e_1, e_2, e_3, \dots, e_k$, denominadas freqüências esperadas ou teóricas, como mostra a Tabela 14.

Tabela 14 - Probabilidades de freqüências observadas e esperadas.

Evento	E_1	E_2	E_3	...	E_k
Freqüência Observada	o_1	o_2	o_3	...	o_k
Freqüência Esperada	e_1	e_2	e_3	...	e_k

A verificação de diferenças significativa entre as freqüências observadas e as esperadas é uma informação importante para o descarte de dados para uma dada população.

Uma medida da discrepância existente entre as freqüências observadas e esperadas é proporcionada pela estatística χ^2 , expressa por (Spiegel, 1976):

$$\chi^2 = \frac{(o_1 - e_1)^2}{e_1} + \frac{(o_2 - e_2)^2}{e_2} + \dots + \frac{(o_k - e_k)^2}{e_k} = \sum_{j=1}^k \frac{(o_j - e_j)^2}{e_j} \quad (12)$$

Quando $\chi^2 = 0$, as freqüências teóricas e observadas concordam exatamente, enquanto que, quando $\chi^2 > 0$, isso não se dá. Quanto maior for o valor de χ^2 , maior será a discrepância entre as freqüências observadas e esperadas.

No presente trabalho, como se tratam de dados experimentais, os valores para as freqüências esperadas foram tomadas como o valor médio das atividades obtidas para o radionuclídeo analisado, considerando uma população de 15 amostras.

Se o valor calculado de χ^2 através da equação (12) for maior que os valores críticos $\chi_{0,95}^2$ (0,05 de significância) para n-1 graus de liberdade, pode-se concluir que as freqüências observadas diferem de modo significativo das esperadas, e este valor será rejeitado no nível de significância correspondente. No caso contrário o valor será aceito. A tabela com os valores críticos para a distribuição de χ^2 está apresentada no Anexo II.

Várias estatísticas foram testadas para se verificar qual melhor se adequava às análises dos resultados, como o teste t e o teste de Grubbs (Iglewicz e Hoaglin, 1993). O teste de χ^2 mostrou-se ser o mais adequado pela possibilidade de se comparar n dados em relação a um valor teórico (médio).

4.5 ANÁLISE DAS AMOSTRAS

Antes de iniciar realmente as medidas, foram realizados alguns testes de geometria para verificar a melhor opção em termos de tempo, estatística de contagem e economia (quantidade de amostra a ser adquirida). Foram testados os béqueres Marinelli de 1 e 2 litros, e também um pequeno pote cilíndrico de 35 ml

de volume, todos testados para os detectores HPGe de 10 % e 66% de eficiência relativa.

Como era o esperado, a melhor estatística de contagem com o menor tempo foi obtida com o detector de 66% de eficiência, empregando o béquer Marinelli de 1 l, que é a geometria mais adequada para o referido detector, conforme o fabricante.

O tempo de medida foi definido usando a seguinte expressão (Knoll, 2000):

$$\frac{1}{t} = \xi^2 \frac{S^2}{(\sqrt{S + F_c} + \sqrt{F_c})^2} \quad (13)$$

onde S corresponde à área bruta do espectro líquido, F_c ao fundo Compton, t ao tempo a ser definido e ξ à figura de mérito, a qual define a qualidade da medida, definida por $\xi \equiv \frac{\sigma_S}{S}$, ou seja, o desvio padrão fracional da área bruta dividido pelo valor da área bruta. Para este cálculo foram utilizadas as áreas líquidas de algumas linhas gama típicas, como o ^{228}Ac (911,07 keV), ^{40}K (1460,78 keV) entre outros.

O tempo mínimo necessário para uma medida foi calculado, obtendo-se o valor de 8 h. Para garantir uma boa estatística, resolveu-se então, tendo conhecimento do tempo mínimo, realizar medidas de 24 h. O mesmo tempo foi utilizado para as medidas de fundo realizadas no intervalo de cada sete amostras, medidas com o béquer vazio.

Todas as amostras analisadas foram acondicionadas em béqueres Marinelli com volume de 1 l. As massas líquidas variaram de 0,50 a 0,57 kg para as farinhas de soja, farinha de trigo, farinha de aveia, farinha de centeio e farinha de

cevada, enquanto que as massas das farinhas de mandioca, farinha de arroz e fubá variaram de 0,70 a 0,80 kg.

Os espectros brutos foram subtraídos dos espectros de fundo (com o auxílio do software Gamma Vision – ver item 4.6), obtendo assim os espectros líquidos, os quais são os espectros de interesse por fornecerem os resultados referentes à amostra pura.

As amostras foram analisadas por espectrometria gama e através da medida da área líquida sob o pico, da eficiência de detecção obtida (ver item 4.7) e do P_γ (extraídas de Firestone, 1999), foi calculada a atividade dos radionuclídeos identificados no espectro. A atividade foi calculada de acordo com uma publicação técnica da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 1989).

4.6 SOFTWARES UTILIZADOS

Para selecionar e contar eventos em tempo real foi utilizado o software Gamma Vision for Windows Model A66-B32 – versão 5.10, acoplado a uma placa multicanal de hardware específico. As contagens adquiridas são organizadas em um espectro em tempo real e através deste software é possível identificar os picos do espectro, sua energia e radionuclídeo, assim como obter a área sob o pico desejado, realizar a subtração de espectros para se obter o espectro líquido da amostra, exportar os valores das áreas selecionadas para as planilhas, entre várias outras funções.

Utilizou-se ainda o software Spedac para converter os arquivos de extensão “CHN”, fornecidos pelo Gamma Vision, para arquivos de extensão “ASC”,

para assim poderem ser transferidos para o software Origin 7.0 SRO, com o qual os espectros foram impressos. Com este software também foram realizadas várias análises de interesse, como as curvas de eficiência de detecção.

Todas as planilhas de dados foram analisadas com o auxílio do programa Excel (Microsoft Excel 2000) para calcular as atividades, seus limites mínimos de detecção, doses efetivas, desvios, entre outras grandezas necessárias.

4.7 EFICIÊNCIA DE DETECÇÃO

Uma vez calibrado em energia o sistema, torna-se possível a identificação dos radionuclídeos presentes nas amostras e, portanto suas áreas líquidas para cada fotopico de interesse, em contagens, através da aquisição dos espectros pela eletrônica nuclear. Com essa informação podem-se então converter as contagens obtidas da amostra medida em atividade.

Para determinar a atividade específica de cada radionuclídeo devemos conhecer previamente a eficiência de detecção para cada uma das energias de interesse, de modo que é necessário obter uma equação de calibração em eficiência que relacione a área sob o pico desejado com a atividade deste radionuclídeo na amostra calibrada. Assim, com esta equação será possível determinar a atividade do radionuclídeo de interesse nas amostras analisadas.

Para se obter a equação de calibração em eficiência é necessária construir a curva de eficiência, da qual serão extraídos os parâmetros de interesse para a referida equação. Para isto, foram preparadas amostras calibradas com diferentes atividades conhecidas de diversos radionuclídeos.

As amostras calibradas utilizadas foram preparadas usando-se um material de referência certificado da Agência Internacional de Energia Atômica, identificada como IAEA-327 (solo).

Decidiu-se usar o material de referência certificado misturado a três farinhas de densidades distintas para obtenção das amostras calibradas, todas com as mesmas condições geométricas (tamanho do béquer e altura de preenchimento), composição química semelhante às amostras que seriam estudadas para que os desvios devidos a estes dois parâmetros pudessem ser desprezados, e densidades mais próximas possível das amostras analisadas, fatores estes importantes para a auto-absorção e conseqüentemente para a eficiência de detecção.

Foram preparadas três amostras calibradas, uma tendo como base a farinha de soja ($\rho = 0,42 \text{ g.cm}^{-3}$), sendo misturada a 50 g de material de referência certificado IAEA-327; uma de fubá ($\rho = 0,74 \text{ g.cm}^{-3}$) misturada a 60 g de material de referência certificado IAEA-327 e a última de farinha de centeio ($\rho = 0,61 \text{ g.cm}^{-3}$) misturada a 50 g de material de referência certificado IAEA-327.

Todas essas amostras foram preparadas com as farinhas previamente medidas, selecionadas aleatoriamente dentre uma das quinze amostras (farinha de soja, centeio e fubá), e utilizadas como amostras de “fundo” em relação às medidas das amostras de farinha com adição de padrões e, portanto para a confecção das amostras calibradas. Tomou-se o devido cuidado para que o volume e também as massas das amostras calibradas fossem os mais próximos possíveis às amostras base de farinha já medidas, para que dessa forma fosse possível realizar a subtração dos espectros, obtendo assim os espectros líquidos com as áreas dos fotopicos de interesse. Para esse procedimento verificaram-se também os canais e o FWHM de

ambos os espectros para as energias de interesse, obtendo assim uma subtração confiável.

As três amostras calibradas foram preparadas seguindo-se o mesmo procedimento: juntando-se 5 g de material de referência a 5 g de farinha e homogeneizando, repetindo-se esse passo até completar a adição total da quantidade do material de referência (50 a 60 g), e então adicionando-se de 10 em 10 g de farinha, e homogeneizando-se a cada adição até completar a massa inicial do béquer escolhido. As amostras foram então lacradas, seladas e guardadas por 40 dias para atingir o equilíbrio secular. As atividades dos radionuclídeos utilizados para a calibração estão descritas na Tabela 15.

Tabela 15 - Atividade dos radionuclídeos presente nas amostras calibradas

Amostra base	IAEA-327 (Bq.kg ⁻¹)				
	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²³² Th	²³⁸ U
Farinha de soja	62 ± 1	2,49 ± 0,03	3,4 ± 0,1	3,9 ± 0,1	3,3 ± 0,1
Fubá	53 ± 1	2,13 ± 0,03	2,9 ± 0,1	3,3 ± 0,1	2,8 ± 0,1
Farinha de centeio	56 ± 1	2,26 ± 0,03	3,1 ± 0,1	3,5 ± 0,1	3,0 ± 0,1

As variações nos valores das atividades para o mesmo radionuclídeo devem-se às diferentes massas para cada amostra e quantidades das amostras de referência.

Na preparação das amostras foram tomados todos os cuidados em relação à proteção radiológica através da utilização de monitor de radiação, dosímetro pessoal, luvas de borracha e máscaras descartáveis.

4.8 MONTE CARLO

A radiação natural que está sendo medida é emitida por todo volume da amostra contida no béquer Marinelli e detectada, no caso, pelo detector HPGe. Parte dessa radiação emitida é atenuada pela própria amostra e também pelo ar e não é detectada.

A partir de uma colaboração com a Universidade Federal do Rio de Janeiro, o Prof. Dr. Helio Schechter desenvolveu um programa em Fortran usando o método de Monte Carlo para simular os coeficientes de auto-atenuação, realizando as devidas correções para as amostras medidas no presente trabalho. Nesse programa são informados os dados referentes às dimensões do béquer e do detector, a resolução do sistema e a eficiência de detecção, sendo também possível alterar a composição química da amostra de interesse, fator esse importante para análises de qualquer alimento ou outros tipos de amostras.

Pode-se também informar, nos dados de entrada, a energia de interesse, em keV, e a densidade da amostra, simulando assim o coeficiente de auto-atenuação específico por energia, a ser multiplicado pela atividade para a sua devida correção.

Para se obter a composição química das farinhas requerida na simulação, realizou-se uma detalhada busca na literatura, sendo possível calcular as quantidades dos elementos C, H, O e N (por átomo) para cada farinha (Coulter, 1989; Kent-Jones & Amos, 1967; Belitz & Grosch, 1987).

4.9 CORREÇÃO PARA O EFEITO SOMA-COINCIDÊNCIA

A soma-coincidência ocorre quando dois ou mais fótons em cascata, emitidos a partir de um radionuclídeo cujo esquema de decaimento tenha uma transição em cascata e sejam simultaneamente detectados no tempo de resolução do detector. O grau da soma-coincidência depende do tipo do esquema de decaimento do radionuclídeo e da geometria fonte/detector.

O efeito soma-coincidência aumenta conforme a distância fonte/detector diminui, e este efeito, especialmente para geometria béquer Marinelli, o qual é medido a uma curta distância a partir do detector, deve, em princípio, ser levado em consideração (Park & Jeon, 1995).

As correções para o efeito soma-coincidência para a geometria béquer Marinelli são tipicamente de 5 a 10% (Debertin & Ren, 1989), além de diminuir com o aumento do tamanho do béquer (Debertin & Jianping, 1989; Debertin & Schotzig, 1979).

Antes de iniciar os cálculos para obter os coeficientes de correção, realizou-se uma pesquisa na literatura para verificar quais seriam os coeficientes para detectores HPGe e geometria Marinelli normalmente utilizados.

No trabalho de García-Talavera et al. (2001), foi verificado o comportamento dos decaimentos para as séries naturais do urânio, tório e actínio, e selecionados somente os radionuclídeos pertencentes a essas séries para os quais a correção soma-coincidência torna-se necessária. Os radionuclídeos selecionados para a família do urânio foram o ^{234}Th , $^{234\text{m}}\text{Pa}$, ^{214}Pb e ^{214}Bi ; para a família do tório o ^{228}Ac , ^{212}Bi e ^{208}Tl e para a família do actínio o ^{235}U e o ^{227}Th . Após detalhada pesquisa bibliográfica, considerou-se que as emissões gama mais prováveis de

sofrer o efeito soma são, para as linhas do ^{214}Bi , as energias 609,3 e 1120,3 keV; para as linhas do ^{228}Ac , as energias 911,2 e 969,0 keV; a energia 727,3 keV do ^{212}Bi e principalmente a energia 583,3 keV do ^{208}Tl , por freqüentemente seguir-se à emissão da linha 2614,5 keV do mesmo radionuclídeo. Os coeficientes obtidos estão apresentados na Tabela .

No trabalho de Dryak et al. (2002), os coeficientes de correção estão apresentados em função de vários detectores para diferentes eficiências relativas. Os valores apresentados na Tabela 16 foram extrapolados da curva apresentada no artigo,

Tabela 16 - Coeficientes de correção para o efeito soma-coincidência para as energias de interesse encontrados na literatura.

Geometria	Coeficiente de correção (C)				Referência
	583 keV	609 keV	911 keV	969 keV	
Marinelli 0,25 L (amostra sedimentos), detector HPGe, 28,3% de efic. relat.	1,170	1,120	1,050	1,070	García-Talavera et al. (2001)
Marinelli 1 L (padrão de ^{152}Eu), detector HPGe, 52,5% de eficiência relativa	0,915	0,936	0,915	0,915	Dryak et al. (2002)

No trabalho de Wang et al. (1996) também foram calculados os coeficientes de correção para o efeito soma-coincidência, onde foi utilizado um detector HPGe com geometria béquer Marinelli de 1 L (entre outros) e preenchido com solução aquosa de ^{152}Eu . Os coeficientes de correção foram apresentados para as emissões características do ^{152}Eu , e tomando como referência as energias mais próximas às apresentadas na Tabela verifica-se que os coeficientes variam entre 0,99 e 1,00.

Com base nos dados da Tabela 16, verificou-se que as correções ficariam no máximo em torno de 5 a 17%, valor tal que pode ser considerado dentro dos desvios nas atividades como será visto no capítulo dos resultados, onde os desvios variaram de 9 a 40% (com 95% de confiança) tornando, portanto desnecessária a correção para o efeito soma-coincidência.

4.10 VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA

Para certificar se as equações de calibração em eficiência foram obtidas com confiabilidade, e com isso ter segurança em relação às conversões das contagens em atividades, foram preparadas três amostras calibradas com material de referência certificado da Agência Internacional de Energia Atômica para a validação do método.

Foram preparadas três amostras calibradas. Duas tendo como base o fubá ($\rho = 0,74 \text{ g.cm}^{-3}$), uma misturada a 50 g de material de referência certificado IAEA-385 e a outra a 50 g de material de referência certificado IAEA-326. Seguiu-se o mesmo procedimento para preparação de amostra calibrada citado no item 4.7. A terceira amostra trata-se de um solo puro (IAEA-375), de massa líquida 1 kg e densidade $2,77 \text{ g.ml}^{-1}$ (Centurion et al., 1995). Com o auxílio do Método de Monte Carlo foram realizadas as devidas correções de auto-atenuação em função das diferentes composições químicas e densidades.

As amostras calibradas com os materiais de referência IAEA-326 e IAEA-385 misturados ao fubá, e a amostra IAEA-375 pura foram medidas com quatro repetições cada, com duração de 24 h como definido para todas as outras amostras medidas.

As atividades para as referidas amostras certificadas, tabeladas nos relatórios da IAEA, foram convertidas para as respectivas quantidades misturadas às matrizes, sendo estes valores nomeados como 'atividade referência'.

A partir das contagens líquidas dos fotopicos das amostras medidas, calcularam-se as atividades para as linhas gama de interesse utilizando a equação de calibração em eficiência obtida no item 4.7, para a amostra de referência IAEA-327

misturada ao fubá, por ser a mesma amostra base utilizada nesta análise. Considerando que as amostras tinham aproximadamente as mesmas composições químicas e densidades, desprezaram-se então as correções de auto-atenuação, para este caso.

A amostra de referência IAEA-375 foi utilizada para validação das curvas de calibração em eficiência para a farinha de centeio ($\rho = 0,61 \text{ g.cm}^{-3}$) e também para o fubá. A partir das medidas do solo puro, calcularam-se as atividades para as linhas gama de interesse usando-se as equações para eficiência encontradas no item 4.7. Como se tratam de densidades e composições químicas bastante distintas, foi necessário o auxílio do método Monte Carlo para as devidas correções.

Com o Monte Carlo simularam-se os coeficientes de auto-atenuação para as linhas de interesse primeiramente com a densidade e composição química do solo (Appoloni e Rios, 1994), e depois para as mesmas linhas gama, com as densidades e composições químicas separadamente para cada farinha.

As atividades foram corrigidas com a seguinte expressão:

$$A = A' \cdot \frac{C_f}{C_s} \quad (14)$$

onde A' é a atividade calculada com a curva de calibração em eficiência de matrizes diferentes, C_f é o coeficiente de auto-atenuação para a farinha e C_s o coeficiente de auto-atenuação para o solo.

A curva de calibração em eficiência para a farinha de soja não foi testada devida ter apresentado uma separação entre as séries do ^{232}Th e do ^{238}U , fato já observado por outros autores e justificado devido a questões físico-químicas (Santos et al., 2000).

As atividades de referência calculadas para as amostras calibradas, referentes a 50g de solo misturados à matriz, foram calculadas com o auxílio da seguinte equação:

$$A_{\text{cal.}} = \frac{A_{50\text{g}}}{m} \quad (15)$$

onde $A_{50\text{g}}$ é a atividade de referência convertida para 50 g de amostra (Bq) e m é a massa total (matriz + amostra de referência) em kg. Os desvios foram calculados a partir da propagação de erros (Knoll, 2000):

$$\sigma_{A_{\text{cal.}}} = \sqrt{\left(\frac{1}{m}\right)^2 \sigma_{A_{50\text{g}}}^2 + \left(\frac{-A_{50\text{g}}}{m^2}\right)^2 \sigma_m^2} \quad (16)$$

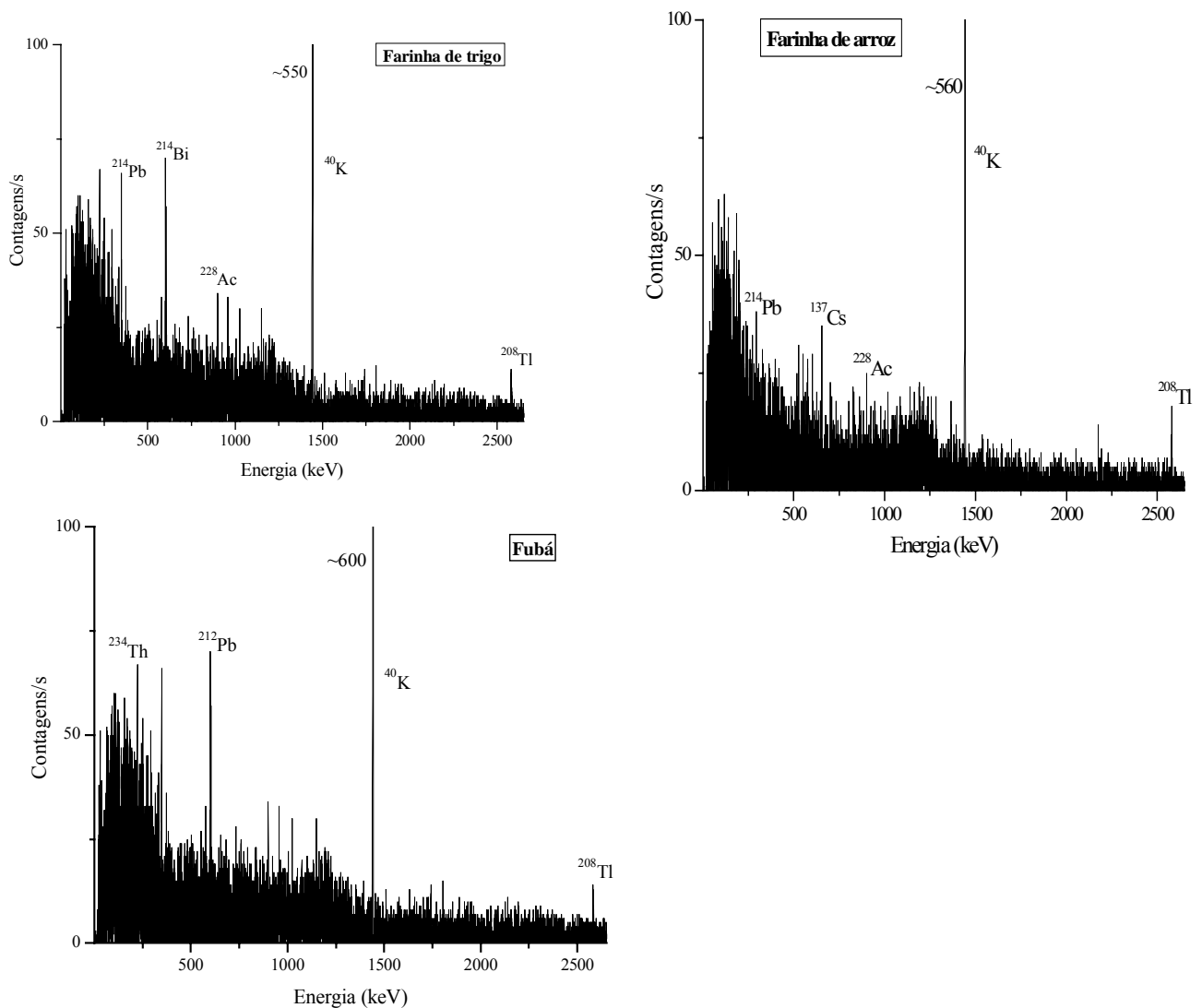
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados todos os resultados para as atividades, seus desvios, discussão sobre a qualidade dos ajustes, os resultados para as doses efetivas comprometidas, simulações e possíveis implicações à saúde.

5.1 ANÁLISE DOS ESPECTROS

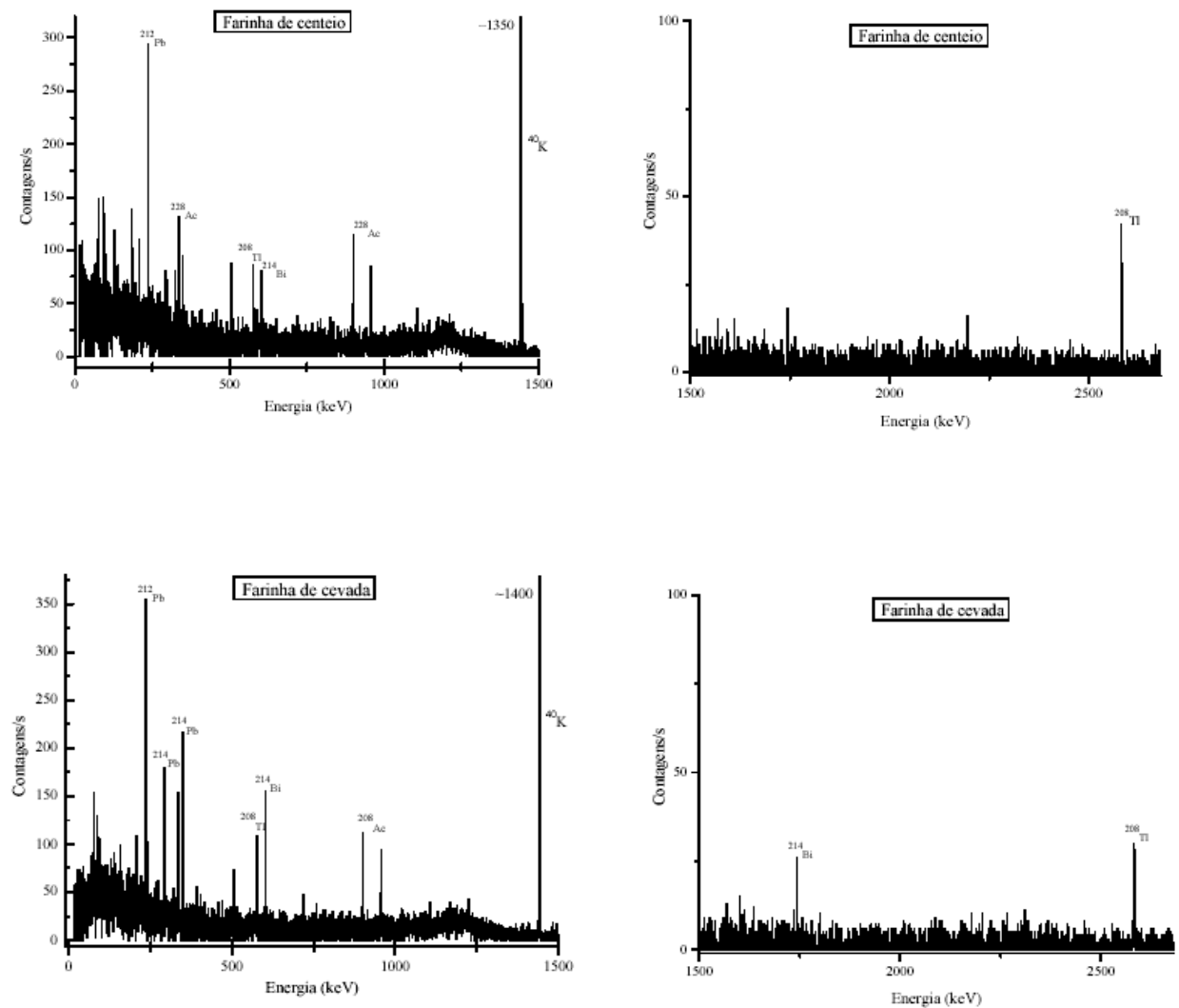
Na Figura 13 temos alguns exemplos dos espectros líquidos analisados no presente trabalho, para cada farinha.

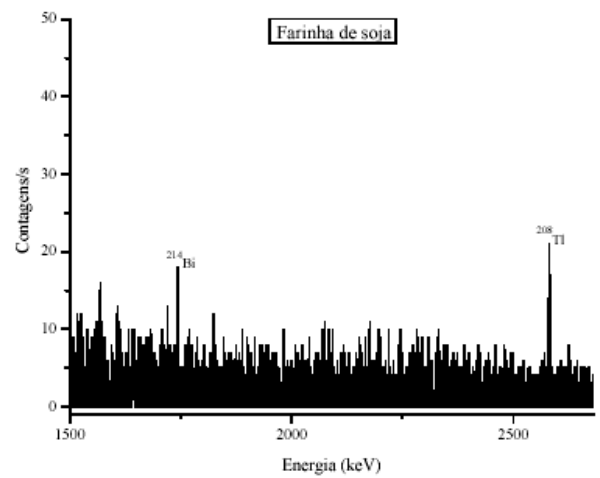
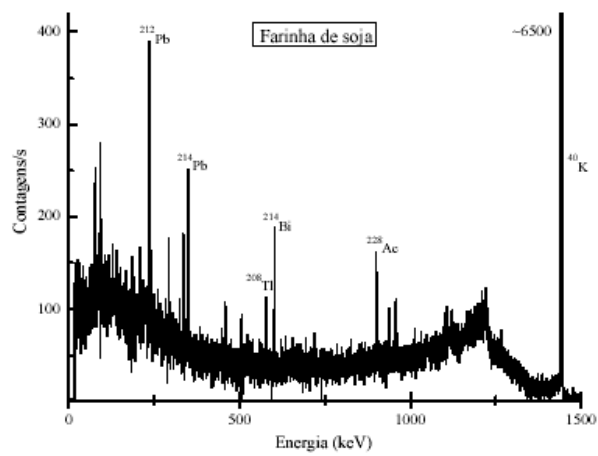
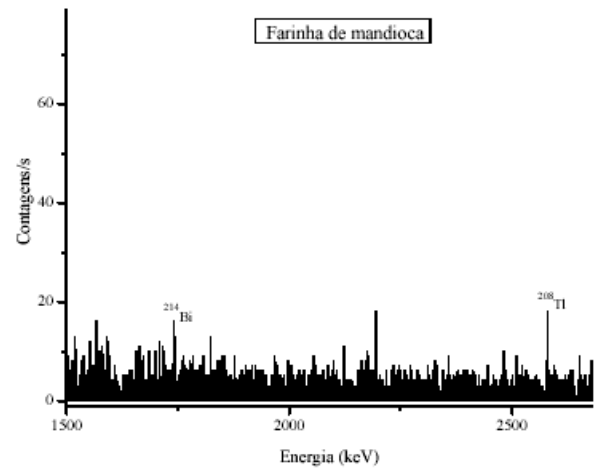
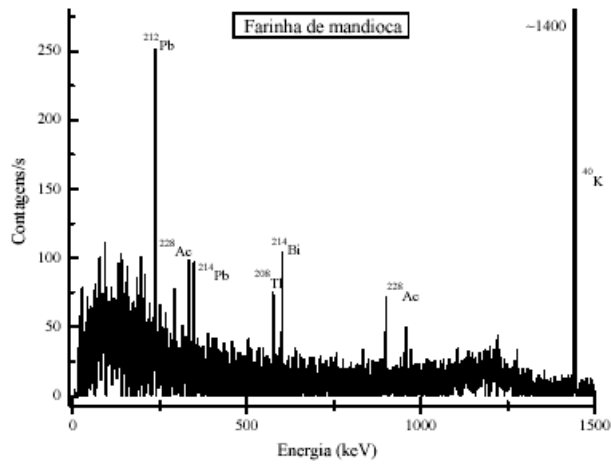
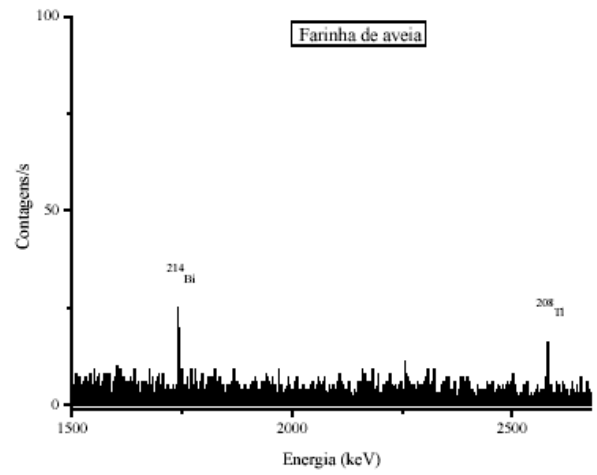
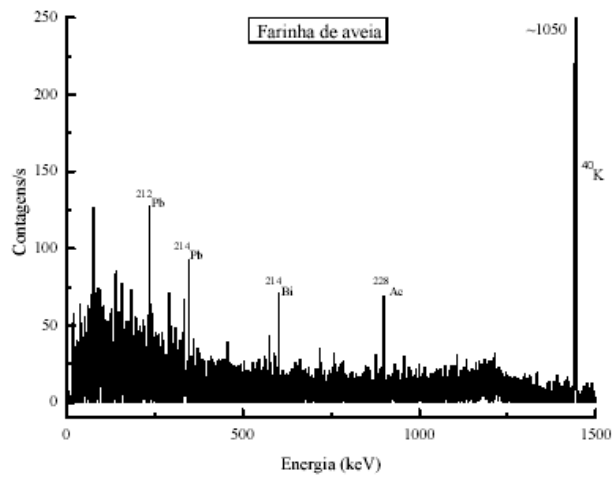
Figura 13 - Exemplos dos espectros verificados para as farinhas analisadas.



Os espectros a seguir, mostrados na Figura 14, por apresentarem taxas de contagem um pouco maiores que os espectros das farinhas de arroz, trigo e fubá, principalmente para baixa energia, serão apresentados divididos em dois espectros, com escalas diferentes para melhor visualização.

Figura 14 - Espectros divididos por escala, para melhor visualização.



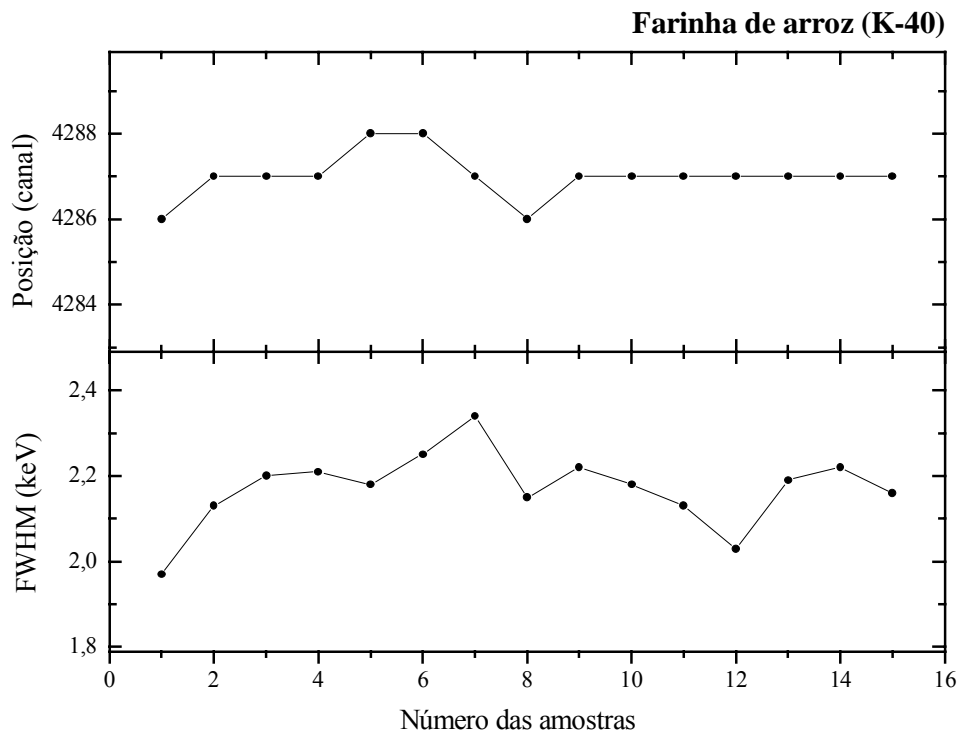
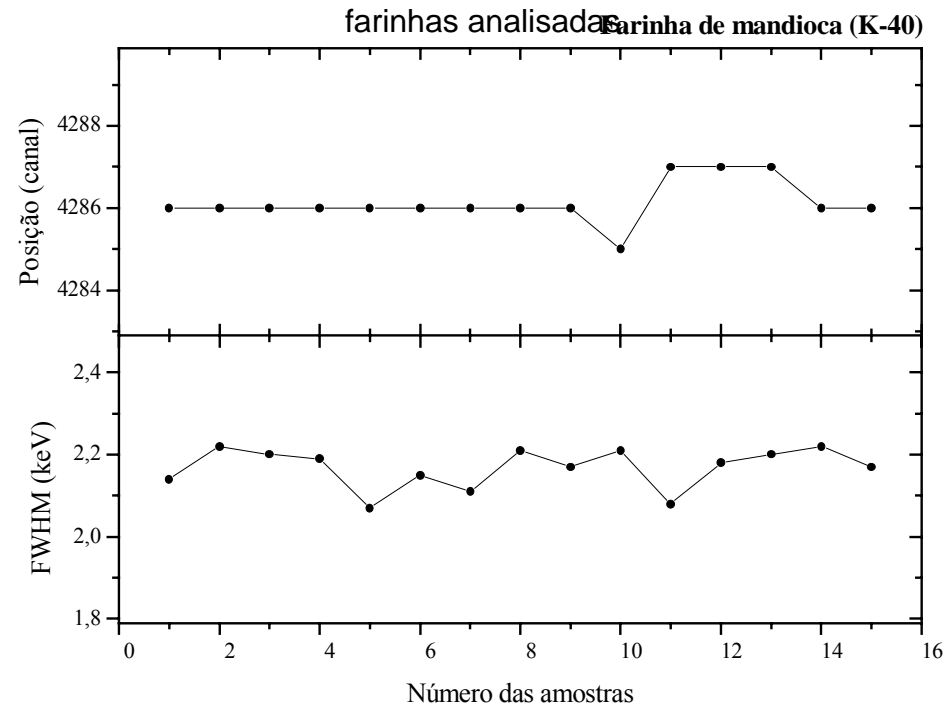


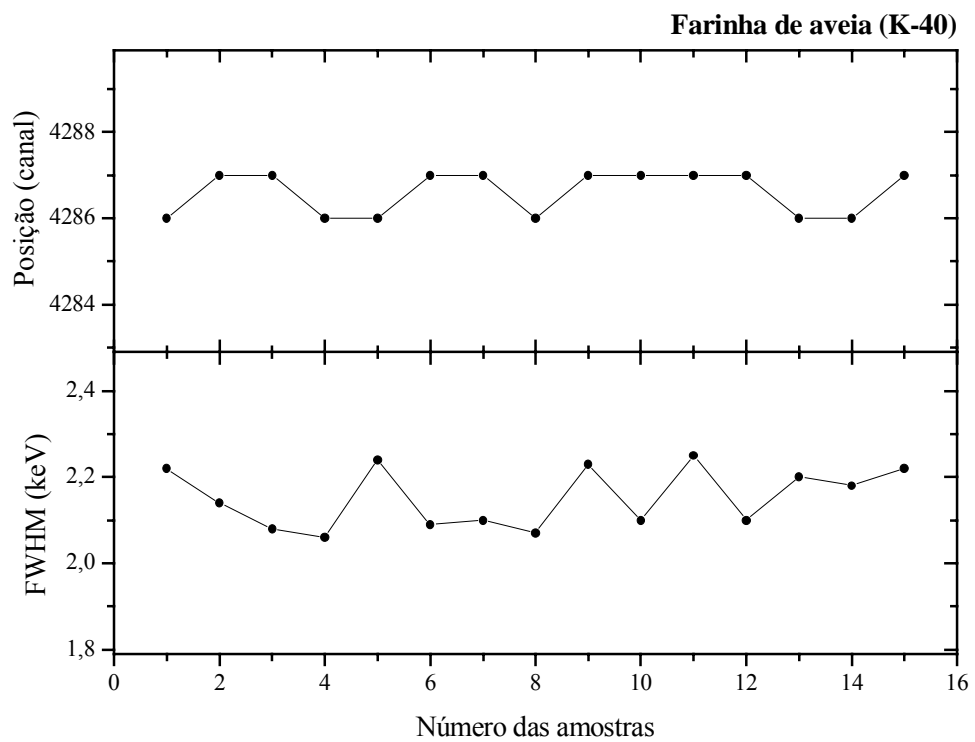
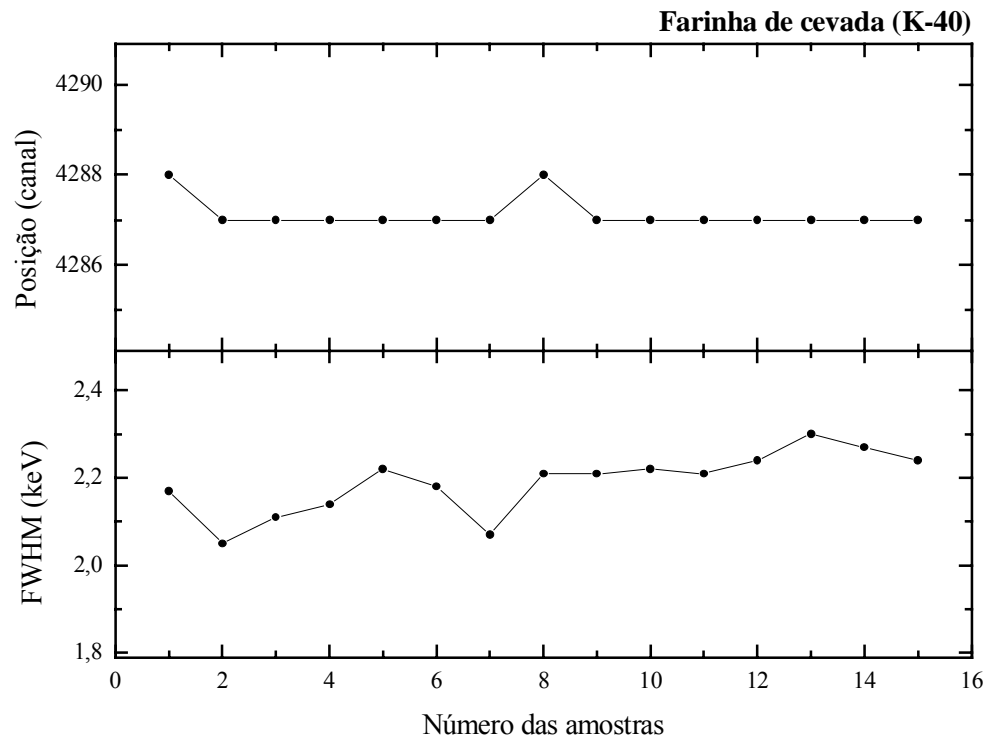
Em alguns espectros, como os das farinhas de trigo, aveia, cevada, mandioca e soja, pode-se notar a soma entre as linhas 1459,2 keV (^{228}Ac) e 1460,8 keV (^{40}K). A correção no cálculo da atividade para o ^{40}K será descrita no item 5.3.1.1.

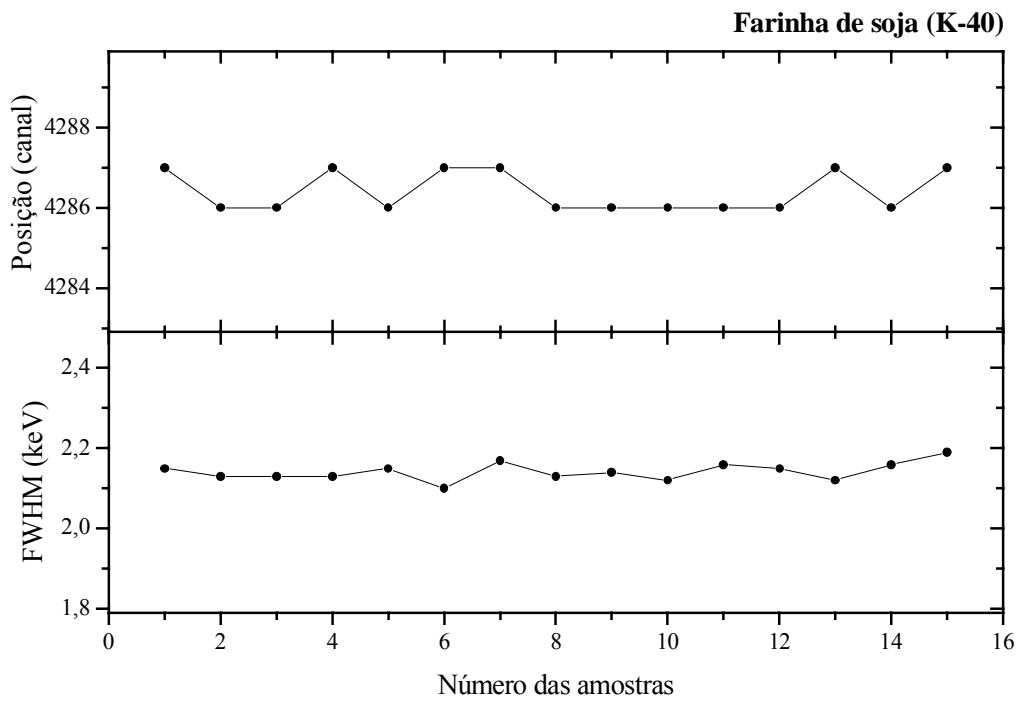
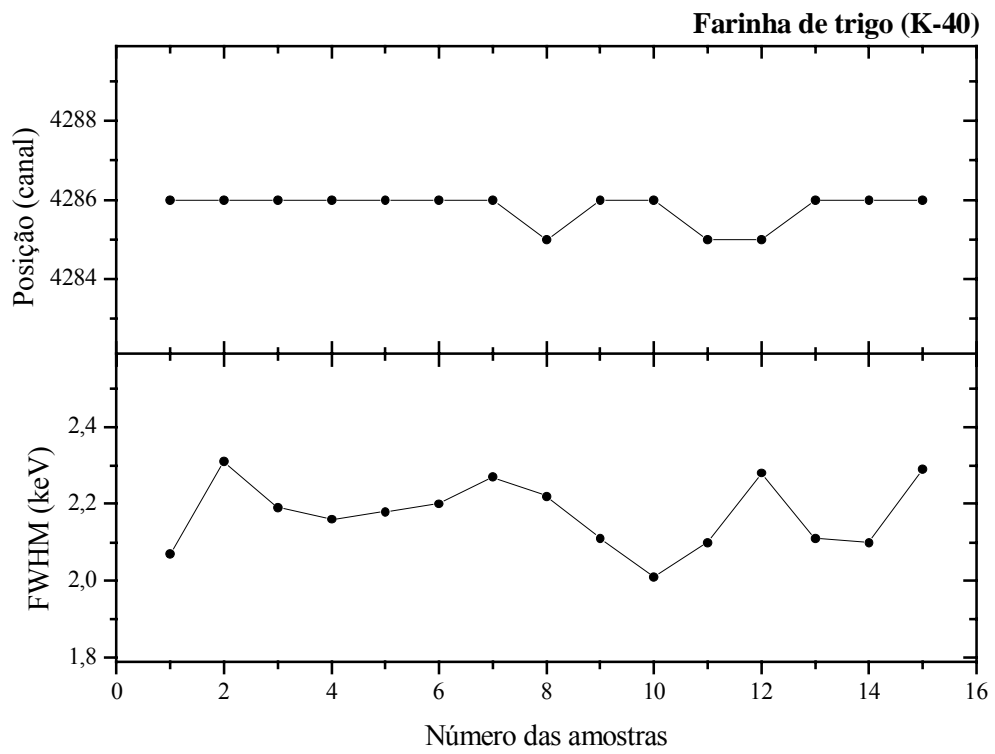
5.1.1 Estabilidade do Sistema

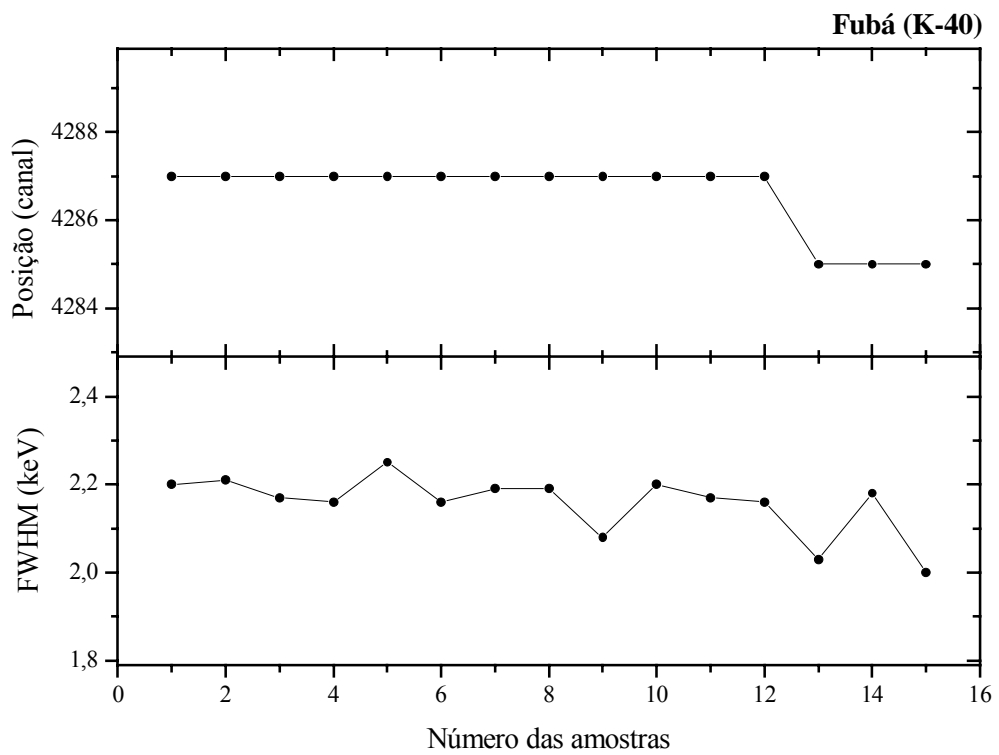
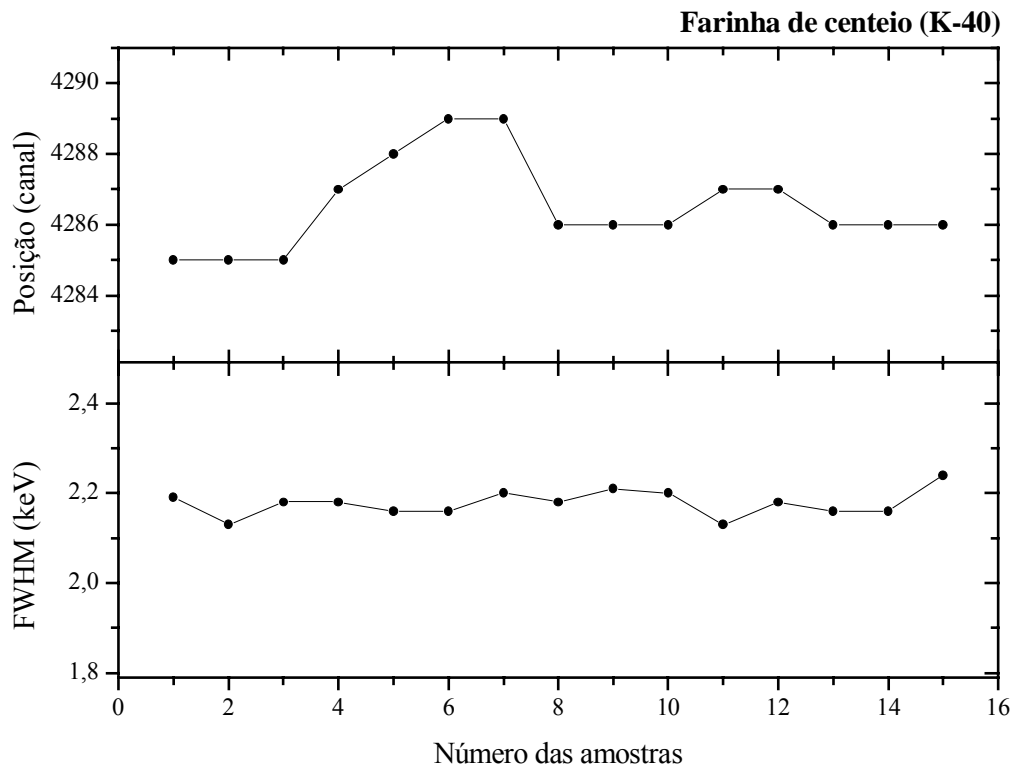
A verificação da estabilidade do sistema foi realizada acompanhando-se a posição dos canais e a largura à meia altura (FWHM) de pelo menos três fotopicos de baixa, média e alta energia durante toda a série de medidas. No acompanhamento do FWHM de um fotopico foi verificado se houve alteração de ganho durante a medição, que pudesse degradar a resolução em energia do espectro. Na Figura temos o acompanhamento das posições e do FWHM para o pico do ^{40}K (1460 keV) referente às 15 amostras de cada farinha analisada, medidas consecutivamente. Verifica-se que o sistema manteve-se razoavelmente estável durante o período das medidas.

Figura 15 - Acompanhamento do canal e FWHM para o ^{40}K (1460 keV) para as oito









As medições duraram efetivamente em torno de seis meses, mas distribuídas ao longo de 36 meses, com frequência descontínua devido ao revezamento do detector com outro aluno da pós-graduação e a problemas que ocorreram com o detector.

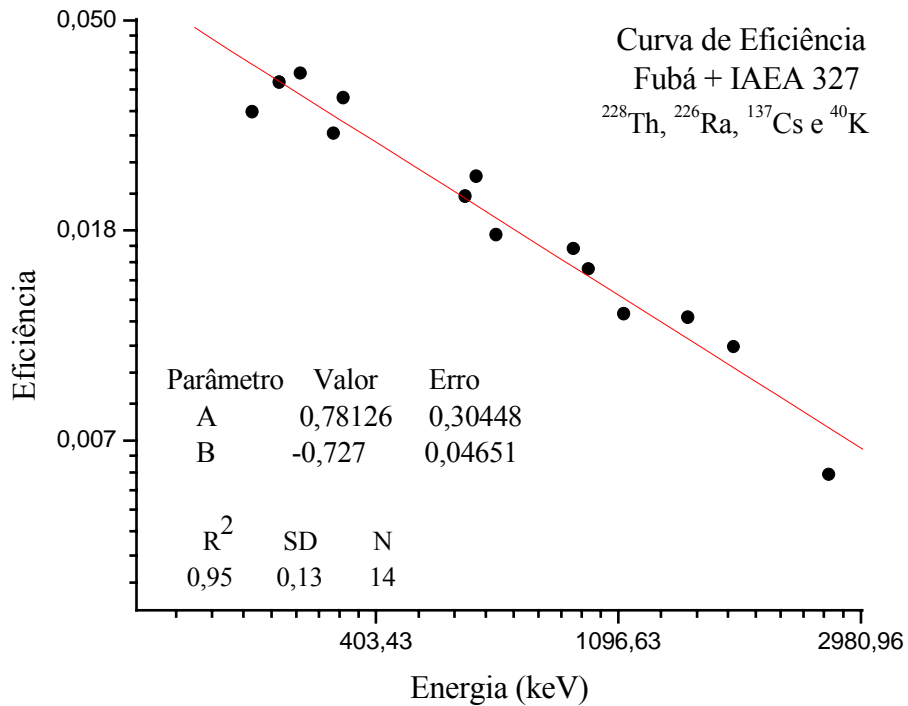
5.2 CURVAS DE CALIBRAÇÃO EM EFICIÊNCIA

Após as medidas das amostras preparadas com o material de referência da IAEA, verificaram-se então as contagens líquidas dos fotopicos de interesse, e isolando a eficiência de detecção na equação (6), obtiveram-se as curvas de calibração em eficiência em função da energia que serão apresentadas a seguir.

Com base nos parâmetros encontrados no ajuste linear dos pontos medidos, mostrados na Figura 16, verificou-se que a equação de calibração em eficiência para as farinhas de mandioca e fubá ($\rho = 0,74$ a $0,78 \text{ g.cm}^{-3}$) é:

$$\varepsilon = e^{(0,78126)} \cdot E^{(-0,727)}, \quad (17)$$

Figura 16 - Curva de calibração em eficiência para o fubá adicionado à amostra certificada IAEA-327, referente aos radionuclídeos das séries do ^{232}Th e ^{238}U , ^{40}K e ^{137}Cs .



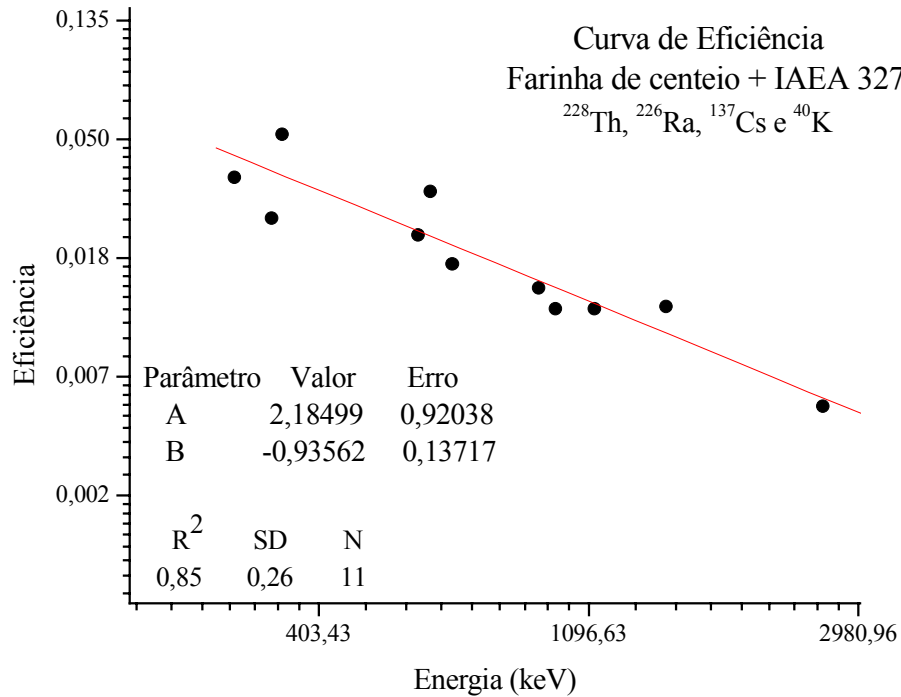
Para as farinhas de trigo, centeio e arroz ($\rho = 0,58$ a $0,65 \text{ g.cm}^{-3}$),

temos:

$$\varepsilon = e^{(2,18499)} \cdot E^{(-0,93562)}, \quad (18)$$

obtido a partir da curva de calibração em eficiência para a farinha de centeio adicionado à amostra certificada IAEA-327, como mostrada na Figura 17.

Figura 17 - Curva de calibração em eficiência para a farinha de centeio adicionada à amostra certificada IAEA-327, referente aos radionuclídeos das séries do ^{232}Th e ^{238}U , ^{40}K e ^{137}Cs .



Para as farinhas de soja, aveia e cevada ($\rho = 0,42$ a $0,52 \text{ g.cm}^{-3}$), verificaram-se que as séries do ^{232}Th e do ^{238}U mostraram eficiências distintas para cada série, mostrando uma clara separação de seus radionuclídeos na curva de eficiência. Para obter um melhor ajuste para o cálculo das atividades, resolveu-se analisar separadamente as curvas de acordo com a sua série, onde o ^{40}K e o ^{137}Cs apresentaram eficiências mais próximas à série do ^{232}Th , ajustando-se então os seus pontos na referida curva. As equações de calibração em eficiência encontradas foram:

$$\varepsilon_{(^{228}\text{Th})} = e^{(3,57977)} \cdot E^{(-1,18499)} \quad (19)$$

$$\varepsilon_{(^{226}\text{Ra})} = e^{(0,4520)} \cdot E^{(-0,50847)} \quad (20)$$

onde E é a energia de interesse (keV). A curva de calibração em eficiência com todos os pontos para as séries do ^{232}Th , ^{238}U , ^{40}K e ^{137}Cs , apresenta-se na Figura 18. Nas Figuras 19 e 20 estão as curvas de calibração em eficiência separadas por série, como justificado acima.

Figura 18 - Curva de calibração em eficiência para a farinha de soja adicionada à amostra certificada IAEA-327, referente aos radionuclídeos das séries do ^{232}Th e ^{238}U , ^{40}K e ^{137}Cs .

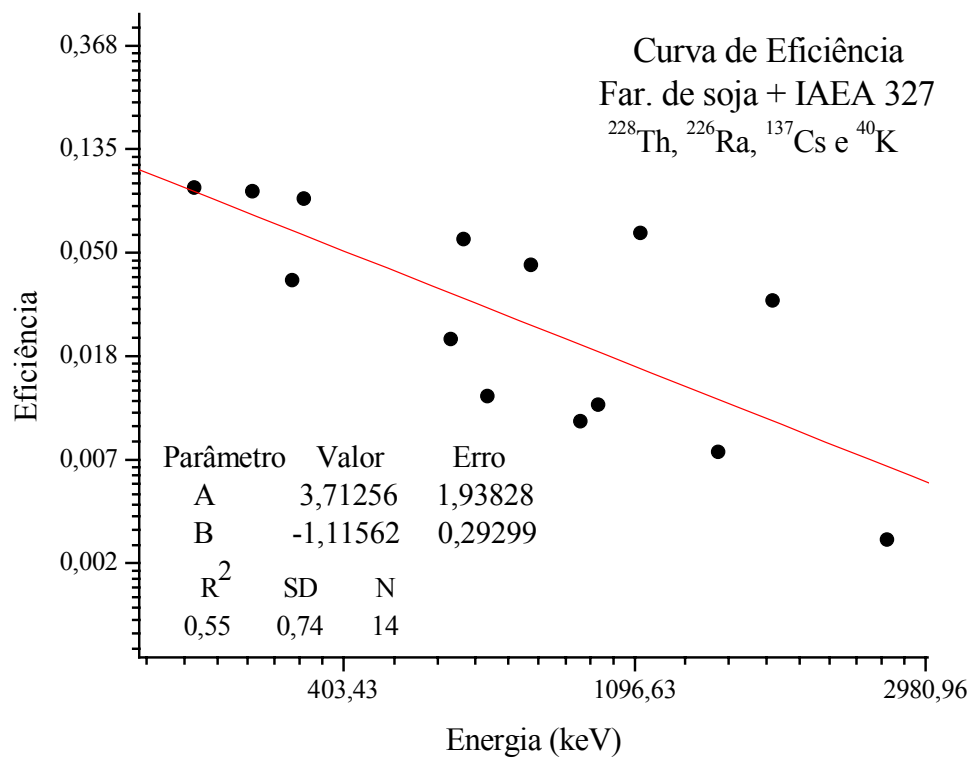


Figura 19 - Curva de calibração em eficiência para a farinha de soja adicionada à amostra certificada IAEA-327, referente aos radionuclídeos da série do ^{232}Th , ^{40}K e ^{137}Cs .

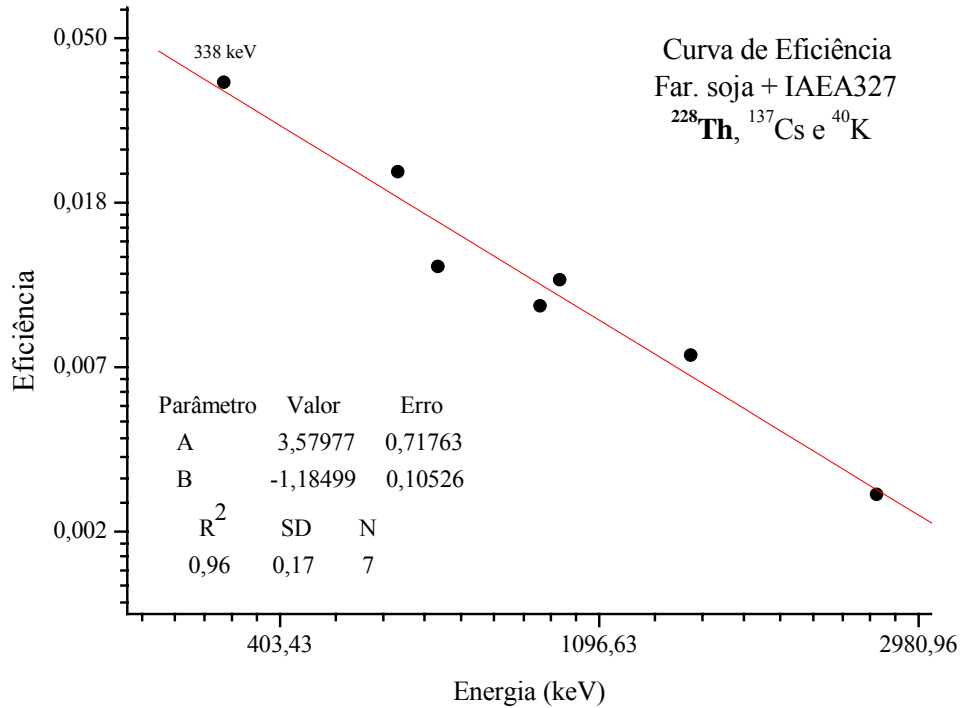
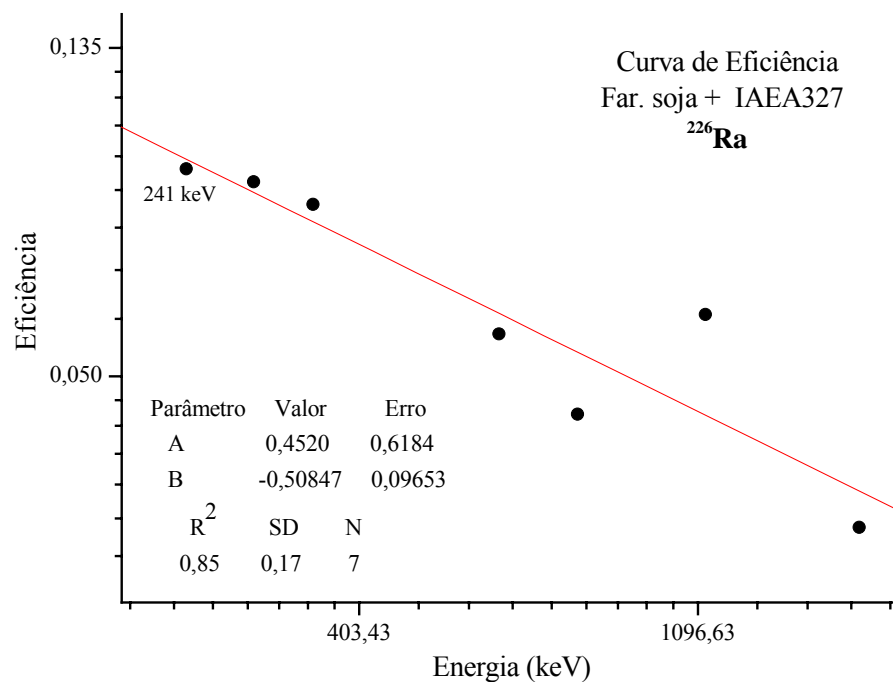


Figura 20 - Curva de calibração em eficiência para a farinha de soja adicionada à amostra certificada IAEA-327, referente aos radionuclídeos da série do ^{238}U (^{226}Ra).



5.2.1 VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA

A seguir temos as tabelas com os resultados para os testes de validação nos quais, como descrito no item 4.10, mediram-se as amostras certificadas e calcularam-se as atividades usando as eficiências a partir das curvas de calibração em eficiência obtidas experimentalmente, para verificar a confiabilidade dos resultados, ou seja, as conversões das contagens em atividade.

Nas Tabelas 17 e 18 temos os resultados para as amostras certificadas de fubá + IAEA-385 e fubá + IAEA-326, cujas atividades foram calculadas com as curvas de calibração em eficiência obtidas com a amostra certificada de fubá + IAEA-327.

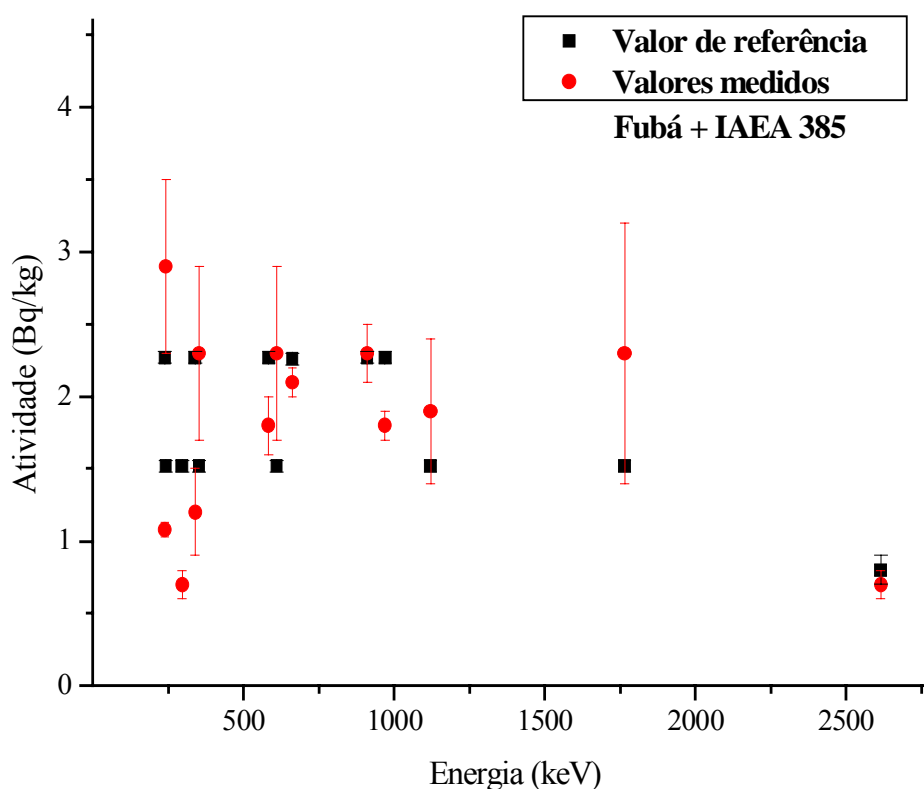
Tabela 17 - Validação da metodologia: Atividades obtidas para a amostra calibrada (fubá + IAEA-385), com 95% de confiança ($n = 4$), usando-se a curva de eficiência obtida com a amostra calibrada fubá + IAEA-327.

Radionuclídeo	Energia (keV)	Atividade (Bq.kg ⁻¹) (referência)*	Atividade (Bq.kg ⁻¹) Medida
²¹² Pb	238,63	2,23 – 2,31	0,92 - 1,24
²¹⁴ Pb	241,92	1,48 – 1,56	0,84 - 4,87
²¹⁴ Pb	295,22	1,48 – 1,56	0,29 - 1,15
²²⁸ Ac	338,40	2,23 – 2,31	0,10 - 2,34
²¹⁴ Pb	351,99	1,48 – 1,56	0,54 - 4,11
²⁰⁸ Tl	583,14	2,23 – 2,31	1,21 - 2,37
²¹⁴ Bi	609,32	1,48 – 1,56	0,30 - 4,28
¹³⁷ Cs	661,62	2,22 – 2,30	1,88 - 2,33
²²⁸ Ac	911,07	2,23 – 2,31	1,63 - 3,07
²²⁸ Ac	968,90	2,23 – 2,31	1,37 - 2,30
²¹⁴ Bi	1120,28	1,48 – 1,56	0,18 - 3,56
⁴⁰ K	1460,78	40,5 – 41,5	33,09 - 45,21
²¹⁴ Bi	1764,51	1,48 – 1,56	0 - 5,35
²⁰⁸ Tl	2614,47	0,7 – 0,9	0,48 - 1,02

* Atividade de referência fornecida pela IAEA (solo-385), calculada para 50 g de solo misturado em 0,695 kg de fubá.

Os resultados demonstram concordância aceitável entre as atividades para a amostra medida (calculada com base experimental) em relação às atividades referência. A maioria das atividades estão próximas ou dentro do intervalo de confiança. Na Figura 21 os resultados estão apresentados de uma forma mais clara.

Figura 21 - Validação para a curva de eficiência obtida com a amostra certificada fubá + IAEA-327 a partir da amostra de fubá + IAEA-385.



Os pontos pretos correspondem aos valores de referência, calculados a partir do relatório da IAEA, e os pontos vermelhos às atividades calculadas para a amostra calibrada (fubá + IAEA-385), calculada usando-se a eficiência obtida experimentalmente com a amostra fubá + IAEA-327. Para uma melhor visualização, os valores para o ^{40}K não foram incluídos nos gráficos devido à grande diferença na escala.

Na Tabela 18 estão apresentadas as atividades para a amostra calibrada fubá + IAEA-326, onde realizou-se o mesmo tipo de comparação descrita para a amostra fubá + IAEA-385.

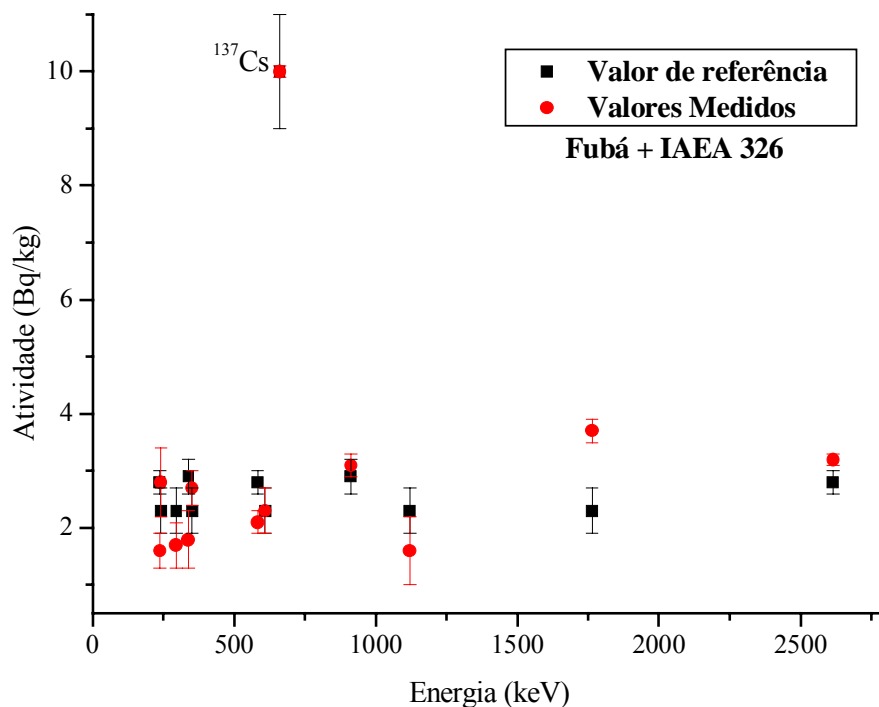
Verifica-se, com base na Tabela 18 e na Figura 22, que as atividades estão próximas ou dentro dos intervalos de confiança, onde somente os pontos referentes às energias 238,63 keV (^{212}Pb) e 1764,51 keV (^{214}Bi) ficaram fora do intervalo.

Tabela 18 - Validação da metodologia: Atividades obtidas para a amostra calibrada (fubá + IAEA-326), com 95% de confiança ($n = 4$), usando-se a curva de eficiência obtida com a amostra calibrada fubá + IAEA-327.

Radionuclídeo	Energia (keV)	Atividade (Bq.kg^{-1}) (referência)*	Atividade (Bq.kg^{-1}) Medida
^{212}Pb	238,63	2,6 - 2,8	0,69 - 2,45
^{214}Pb	241,92	1,9 - 2,7	0,74 - 4,87
^{214}Pb	295,22	1,9 - 2,7	0,35 - 2,98
^{228}Ac	338,40	2,6 - 3,2	0,14 - 3,39
^{214}Pb	351,99	1,9 - 2,7	1,56 - 3,82
^{208}Tl	583,14	2,6 - 3,0	1,55 - 2,61
^{214}Bi	609,32	1,9 - 2,7	1,04 - 3,57
^{137}Cs	661,62	9 - 11	9,67 - 10,26
^{228}Ac	911,07	2,6 - 3,2	2,58 - 3,70
^{214}Bi	1120,28	1,9 - 2,7	0 - 3,55
^{40}K	1460,78	37 - 45	43,85 - 57,53
^{214}Bi	1764,51	1,9 - 2,7	2,97 - 4,34
^{208}Tl	2614,47	2,6 - 3,0	2,84 - 3,62

* Atividade de referência fornecida pela IAEA (solo-326), calculada para 50 g de solo misturado a 0,65 kg de fubá.

Figura 22 - Validação para a curva de eficiência obtida com a amostra certificada fubá + IAEA-327 a partir da amostra de fubá + IAEA-326.



A amostra de referência IAEA-375 foi utilizada para a validação das curvas de calibração em eficiência para a farinha de centeio e para o fubá. Na Tabela 19 estão apresentadas as atividades para a amostra certificada (referência) e as obtidas usando-se as curvas de eficiência a partir das amostras de fubá + IAEA-327 e farinha de centeio + IAEA-327. Com o auxílio do método de Monte Carlo, foram simulados os coeficientes de auto-atenuação e realizadas as devidas correções em função das diferentes composições químicas e densidades.

Tabela 19 - Validação da metodologia: Atividades obtidas para a amostra certificada (IAEA-375), com 95% de confiança ($n = 4$), usando-se as curvas de eficiência obtidas com as amostras de fubá + IAEA-327 e farinha de centeio + IAEA-327.

Radionuclídeo	Energia (keV)	Atividade (Bq.kg ⁻¹) (referência)*	Atividade (Bq.kg ⁻¹) (eficiência/fubá)	Atividade (Bq.kg ⁻¹) (eficiência/far.centeio)
²²⁸ Ac	338,40	17 - 25	17 – 20	14 – 17
²¹⁴ Pb	351,99	18 - 22	25 – 29	22 – 24
²¹⁴ Bi	609,32	18 - 22	12 – 29	12 – 27
¹³⁷ Cs	661,62	5200 - 5360	6110 – 6551	5901 – 6322
²¹² Bi	727,17	17 - 25	32 – 38	32 – 37
²¹⁴ Bi	768,36	18 - 22	13 – 26	13 – 25
²²⁸ Ac	911,07	17 - 25	31 – 36	32 – 37
²²⁸ Ac	968,90	17 - 25	28 – 33	29 – 34
²¹⁴ Bi	1120,28	18 - 22	22 – 30	24 – 32
⁴⁰ K	1460,78	417 - 432	675 – 679	765 – 769
²¹⁴ Bi	1764,51	18 - 22	27 – 34	31 – 39
²⁰⁸ Tl	2614,47	17 - 25	27 – 31	34 – 40

* Atividade de referência fornecida pela IAEA (solo-375), referente a 1 kg de solo padrão puro.

Tanto as atividades referentes à curva de eficiência do fubá quanto à curva de eficiência para a farinha de centeio mostraram resultados próximos às atividades certificadas, mostrando que os cálculos de Monte Carlo para os coeficientes de auto-atenuação foram satisfatórios.

Com base em todas as análises e simulações, pode-se verificar uma boa coerência entre os resultados obtidos com as curvas de calibração em eficiência experimentais e os valores das amostras certificadas, validando as curvas de calibração em eficiência obtidas. Pequenas discordâncias entre alguns intervalos de atividades podem ser justificadas devido à mistura de amostras com diferentes composições químicas (farinha + solo, por menor que tenham sido as quantidades

de solo), a possíveis compactações na acomodação das amostras nos béqueres ou à imprecisão das composições químicas incluídas no programa Monte Carlo para simulação dos coeficientes de correção.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.3.1 Atividades

Como discutido no item 4.1, as atividades foram calculadas de acordo com as linhas gama pertencentes às séries ou sub-séries. As atividades são dadas em função da atividade média ponderada e o desvio como o desvio da atividade média ponderada.

Para verificar se as médias ponderadas representam os valores individuais das atividades, aplicou-se o teste χ^2 às médias calculadas, certificando a qualidade do ajuste.

Em todas as tabelas de resultados para as atividades, é mostrado o valor de χ^2 . Cada valor calculado de χ^2 foi comparado ao seu respectivo valor crítico $\chi_{0,05}^2$ (0,95 de significância) para n-1 graus de liberdade. A hipótese nula neste caso é que as atividades individuais estão bem ajustadas pelas médias.

A seguir, apresentamos as tabelas de resultados para as atividades e/ou limites mínimos de detecção referentes às oito farinhas, para os radionuclídeos detectados, com 95% de confiança.

Os resultados para as atividades da série do ^{232}Th foram dadas em relação às sub-séries do ^{228}Th , a partir da média ponderada das atividades dos

radionuclídeos ^{212}Pb e ^{208}Tl , e do ^{228}Ra a partir da média ponderada das atividades das linhas de emissão gama do ^{228}Ac .

Na Tabela 20 temos as atividades calculadas para o ^{228}Th . Verifica-se que somente as farinhas de soja e cevada apresentaram atividade acima do limite mínimo de detecção, mas com desvios da ordem ou maior de 30%. Para as outras farinhas, os limites mínimos de detecção ficaram entre 0,1 e 0,5 Bq.kg^{-1} .

Tabela 20 - Atividade (A) e limite mínimo de detecção (LLD) para os radionuclídeos pertencentes à sub-série do ^{228}Th , com 95% de confiança.

Farinha	^{212}Pb			^{208}Tl			^{228}Th média Bq.kg^{-1}	χ^2	$\chi^2_{0,05}$ crít.
	238,6 keV			583,2 keV					
	n	A Bq.kg^{-1}	LLD Bq.kg^{-1}	n	A Bq.kg^{-1}	LLD Bq.kg^{-1}			
Soja	13	$0,5 \pm 0,2$	0,3	13	-	0,9	$0,5 \pm 0,2$	1,10	5,23
Cevada	14	$0,6 \pm 0,2$	0,3	15	$0,3 \pm 0,1$	0,2	$0,3 \pm 0,1$	2,12	16,9
Aveia	13	-	0,2	13	-	0,5	-	-	-
Fubá	11	-	0,1	7	-	0,2	-	-	-
Mandioca	15	-	0,2	15	-	0,4	-	-	-
Trigo	11	-	0,1	9	-	0,2	-	-	-
Centeio	15	-	0,2	9	-	0,5	-	-	-
Arroz	-	-	-	-	-	-	-	-	-

n – número de amostras que apresentaram a referida linha gama.

De acordo com a distribuição de χ^2 , os dois valores para as atividades encontradas para o ^{228}Th estão abaixo dos valores críticos com significância de 0,05, portanto as atividades individuais estão bem ajustadas às médias ponderadas.

Na Tabela 21 temos as atividades calculadas para o ^{228}Ra . A atividade média ponderada foi calculada a partir das emissões do ^{228}Ac , verificando-se que a linha gama mais presente em todas as amostras foi a de 911,2 keV.

Tabela 21 - Atividade (A) e limite mínimo de detecção (LLD) para as emissões do radionuclídeo ^{228}Ac pertencentes à sub-série do ^{228}Ra , com 95% de confiança.

Farinha	338,4 keV			911,2 keV			968,9 keV			^{228}Ra média Bq.kg ⁻¹	χ^2	$\chi^2_{0,05}$ crit
	n	A Bq.kg ⁻¹	LLD Bq.kg ⁻¹	n	A Bq.kg ⁻¹	LLD Bq.kg ⁻¹	n	A Bq.kg ⁻¹	LLD Bq.kg ⁻¹			
Soja	13	-	1,6	13	3,5± 0,4	1,4	13	-	3,5	3,5± 0,4	1,17	5,23
Cevada	15	1,6± 0,2	1,1	15	3,5± 0,4	1,2	15	2,7± 0,4	2,1	1,9± 0,2	7,29	26,5
Aveia	14	-	0,9	15	-	1,2	13	-	1,8	-	-	-
Fubá	3	-	0,7	10	-	0,3	4	-	0,7	-	-	-
Mandioca	15	-	0,7	15	0,7± 0,2	0,6	15	-	0,9	0,7± 0,2	1,68	6,57
Trigo	10	-	0,6	14	-	0,5	6	-	0,9	-	-	-
Centeio	15	-	1,0	15	2,2± 0,2	0,9	15	-	1,5	2,2± 0,2	1,54	6,57
Arroz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

n – número de amostras que apresentaram a referida linha gama.

A farinha de mandioca apresentou atividade de $0,7 \pm 0,2$ Bq.kg⁻¹, com desvio da ordem de 30%, enquanto que as farinhas de soja, cevada e centeio apresentaram atividades em níveis um pouco maiores. Para as farinhas restantes, seus limites mínimos de detecção ficaram entre 0,3 e 3,5 Bq.kg⁻¹.

A farinha de cevada apresentou um valor de 7,29 para χ^2 , valor este abaixo do valor crítico para n = 45 graus de liberdade.

As atividades para o ^{226}Ra foram dadas pela média ponderada das atividades dos radionuclídeos ^{214}Pb e ^{214}Bi . As atividades para cada radionuclídeo, com suas respectivas emissões gama apresentam-se nas Tabelas 22 e 23.

Tabela 22 - Atividade (A) e limite mínimo de detecção (LLD) para as emissões do radionuclídeo ^{214}Pb , com 95% de confiança.

Farinha	295 keV			351 keV			^{214}Pb média Bq.kg ⁻¹	χ^2	$\chi^2_{0,05}$ crít.
	n	A Bq.kg ⁻¹	LLD Bq.kg ⁻¹	n	A Bq.kg ⁻¹	LLD Bq.kg ⁻¹			
Soja	13	-	0,9	13	-	0,5	-	-	-
Cevada	14	0,3 ± 0,2	0,2	15	0,5 ± 0,2	0,2	0,3 ± 0,2	8,60	16,9
Aveia	12	-	0,4	15	-	0,3	-	-	-
Fubá	12	-	0,2	7	-	0,2	-	-	-
Mandioca	14	-	0,4	14	-	0,2	-	-	-
Trigo	6	-	0,4	9	-	0,2	-	-	-
Centeio	15	-	0,5	15	-	0,3	-	-	-
Arroz	6	-	0,4	3	-	0,5	-	-	-

n – número de amostras que apresentaram a referida linha gama.

As atividades acima do limite mínimo de detecção para o ^{214}Pb foram verificadas apenas na farinha de cevada, mas com desvio considerável. O valor de 8,60 para χ^2 está abaixo do valor crítico para n = 29 graus de liberdade. As demais farinhas apresentaram limite mínimo de detecção entre 0,2 e 0,9 Bq.kg⁻¹.

Na Tabela 23 apresentam-se os resultados para a atividade referente ao radionuclídeo ^{214}Bi , onde também se verificou a presença de atividade acima do limite mínimo de detecção somente para a farinha de cevada, com melhor ajuste da média comparado ao ^{214}Pb . As demais farinhas apresentaram limite mínimo de detecção entre 0,1 e 2,8 Bq.kg⁻¹.

Tabela 23 - Atividade (A) e limite mínimo de detecção (LLD) para as emissões do radionuclídeo ^{214}Bi , com 95% de confiança.

Farinha	609,0 keV			1120,3 keV		1764,5 keV		^{214}Bi média Bq.kg ⁻¹	χ^2	$\chi^2_{0,05}$ crit
	n	A Bq.kg ⁻¹	LLD Bq.kg ⁻¹	n	LLD Bq.kg ⁻¹	n	LLD Bq.kg ⁻¹			
Soja	13	-	0,7	3	8,1	12	2,8	-	-	
Cevada	13	0,5 ± 0,2	0,1	8	0,5	11	0,4	0,5 ± 0,2	2,96	5,23
Aveia	11	-	0,4	4	2,7	10	2,0	-	-	
Fubá	5	-	0,2	-	-	4	0,9	-	-	
Mandioca	13	-	0,2	-	-	11	0,7	-	-	
Trigo	6	-	0,3	1	-	8	0,9	-	-	
Centeio	15	-	0,4	4	2,0	8	1,4	-	-	
Arroz	3	-	0,5	2	0,7	-	-	-	-	

n – número de amostras que apresentaram a referida linha gama.

Na Tabela 24 temos os resultados para o ^{226}Ra (farinha de cevada).

Os resultados mostram que, para a estimativa da atividade média para o ^{226}Ra , a hipótese nula não pode ser rejeitada com nível de significância de 0,95. Portanto pode-se considerar que a média ponderada é representativa para as medidas individuais.

Tabela 24 - Atividade (A) e/ou limite mínimo de detecção (LLD) para o ^{226}Ra .

Farinha	^{226}Ra			
	$(^{214}\text{Pb} + ^{214}\text{Bi})^*$			
	n	A Bq.kg ⁻¹	χ^2	$\chi^2_{0,05}$ crit
Soja		-	-	-
Cevada	42	0,4 ± 0,1	11,57	26,50
Aveia		-	-	-
Fubá		-	-	-
Mandioca		-	-	-
Trigo		-	-	-
Centeio		-	-	-
Arroz		-	-	-

* Média ponderada

n – número de amostras que apresentaram a referida linha gama.

As atividades e/ou limites mínimos de detecção para os radionuclídeos ^{40}K , ^{137}Cs e ^7Be são apresentados na Tabela 25. Os valores calculados de χ^2 para estes radionuclídeos foram comparados aos valores críticos ($\chi^2_{0,10}$) com 0,10 de significância.

Tabela 25 - Atividade (A) e/ou limite mínimo de detecção (LLD) para os radionuclídeos ^{40}K , ^{137}Cs e ^7Be , com 95% de confiança.

Farinha	^{40}K					^{137}Cs		^7Be	
	n	LLD Bq.kg^{-1}	A Bq.kg^{-1}	χ^2	$\chi^2_{0,10}$ crit.	n	LLD Bq.kg^{-1}	n	LLD Bq.kg^{-1}
Soja	13	9	1469 ± 17	6,19	6,30	12	0,4	3	2,0
Cevada	15	6	316 ± 4	1,96	7,79	15	0,1	15	0,6
Aveia	15	6	235 ± 6	6,20	7,79	14	0,1	12	0,5
Fubá	15	2	54 ± 1	1,25	7,79	11	0,04	5	0,5
Mandioca	15	3	121 ± 4	5,86	7,79	14	0,1	15	3,3
Trigo	15	3	73 ± 2	1,89	7,79	12	0,1	14	0,3
Centeio	15	4	191 ± 5	7,13	7,79	14	0,1	11	0,6
Arroz	15	3	56 ± 2	2,39	7,79	15	0,05	15	0,3

n – número de amostras que apresentaram a referida linha gama.

As farinhas que apresentaram as maiores atividades para o ^{40}K foram as de soja, cevada e aveia, com 1469 ± 17 , 316 ± 4 e 235 ± 6 Bq.kg^{-1} , respectivamente, mostrando um bom ajuste segundo a distribuição de χ^2 . Nota-se que a farinha de soja mostra uma atividade dez vezes maior em relação às outras farinhas para o ^{40}K , mostrando uma maior quantidade de potássio, comportamento já verificado em trabalho anterior (^aAppoloni & Scheibel, 2002) para derivados da soja. As farinhas de arroz e fubá apresentaram os menores níveis, com 56 ± 2 e 54 ± 1 Bq.kg^{-1} . Os limites mínimos de detecção variaram entre 2 e 9 Bq.kg^{-1} .

Os valores médios de concentração de atividade de ^{40}K em alimentos são bem mais elevados do que os valores de atividade dos radionuclídeos naturais das séries do ^{238}U e ^{232}Th . Esse fato era de se esperar visto que o ^{40}K é um isótopo do elemento K, um macro-nutriente indispensável às plantas. Além disso, a adição de

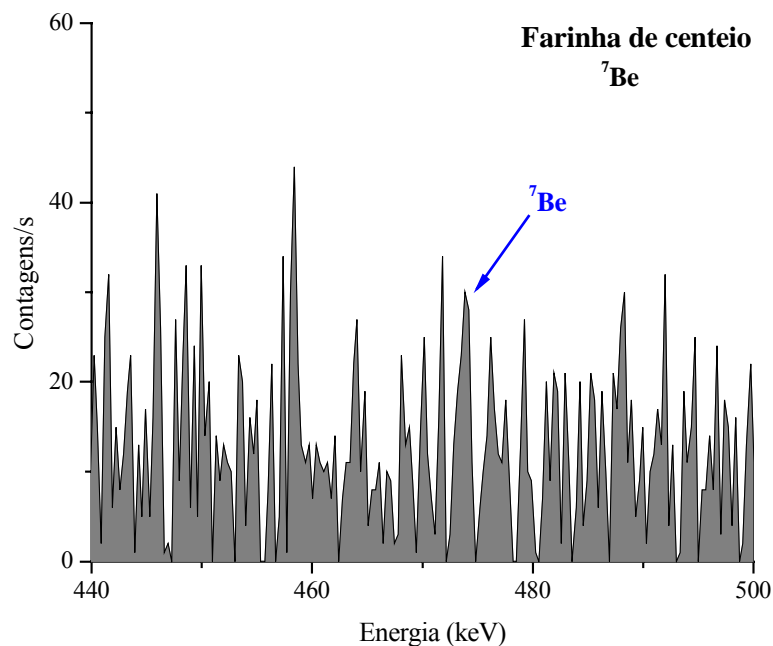
potássio aos solos através dos fertilizantes, pode aumentar as concentrações de potássio nas plantas (Santos et al., 2002). A discrepância entre os níveis de atividade nos alimentos deve-se à absorção do potássio se comportar de forma distinta em cada tipo de planta. Um exemplo é as diferentes concentrações apresentadas para o ^{40}K nas farinhas, onde se verifica que a soja absorve muito mais potássio do que os outros cereais analisados.

Para o ^{137}Cs , verificou-se que os limites mínimos de detecção ficaram entre 0,04 e 0,4 Bq.kg^{-1} , presente na maioria das amostras.

A medida do ^7Be em amostras alimentares foi um resultado interessante, pois apesar de apresentar apenas resultados confiáveis para o limite mínimo de detecção (0,3 a 3,3 Bq.kg^{-1}), a linha gama deste radionuclídeo estava visivelmente presente nos espectros, como mostrado na Figura 23. O ^7Be tem meia-vida de 53,17 dias, e por decair num período razoavelmente curto, pode-se verificar então que os alimentos chegaram ao consumidor rapidamente, ou seja, o intervalo colheita-preparação-mercado foi pequeno, confirmando a qualidade desses alimentos em relação às validades para consumo.¹ Para as farinhas de soja e fubá foi verificada a presença do ^7Be em apenas 3 e 5 amostras, respectivamente, dentre os 15 analisados, mostrando então um tempo maior de armazenamento destes alimentos (“tempo de prateleira”).

¹ Uma aplicação interessante seria verificar a viabilidade do uso da medida da atividade do ^7Be para testar os prazos de validade de alguns alimentos.

Figura 23 - Presença nos espectros da linha gama do ^7Be .



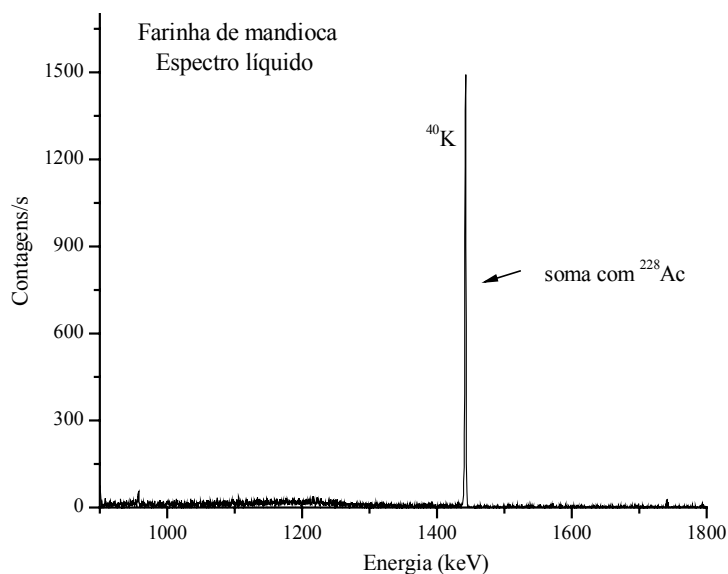
Todos os cálculos das atividades foram realizados utilizando a massa úmida das amostras, por ser a forma em que as farinhas são consumidas.

5.3.1.1 Correções nas atividades

Correção para a soma das linhas 1460,8 keV (^{40}K) e 1459,2 keV (^{228}Ac)

Uma grande maioria dos trabalhos encontrados na literatura apresenta atividade para o ^{40}K sem nenhum tipo de correção. Nos espectros medidos no presente trabalho, como mostrados no item 5.1, verificou-se que as farinhas de soja, cevada, mandioca e centeio apresentaram as linhas gama 1460,8 keV (^{40}K) sobreposta à linha 1459,2 keV do ^{228}Ac (^{228}Ra) e dentro da resolução do detector, como mostra a Figura 24.

Figura 24 - Exemplo da soma entre as linhas do ^{40}K com o ^{228}Ac .



Decidiu-se então, verificar a importância desta correção nas atividades calculadas para o ^{40}K , já que esta se apresenta somada à atividade do ^{228}Ra .

Seguindo o trabalho de Lavi et al. (2004), que trata desse tipo de correção, consideramos as probabilidades de decaimento (P_γ) para a linha 1459,2 keV (^{228}Ra) como 0,83% e para a linha 1460,8 keV (^{40}K) como 10,67% (Firestone et al., 1988). A razão das contribuições do ^{232}Th (^{228}Ra) e do ^{40}K é

$$\frac{0,83}{10,67} = 7,78\% \quad (21)$$

e a correção na atividade para o ^{40}K é

$$\text{correção}A_{^{40}\text{K}} = \left(\frac{K}{Th} \right), \quad (22)$$

onde a correção é dada em % e as atividades em Bq.kg^{-1} .

Os valores usados para a razão K/Th referem-se aos valores das Tabelas 21 e 25. As atividades calculadas para o ^{228}Ra referente às linhas do ^{228}Ac ,

são as mesmas para a linha 1459,2 keV também do ^{228}Ac , pertencentes à série do ^{232}Th .

As razões e as correções nas atividades para o ^{40}K , para as farinhas que apresentaram atividade para o ^{228}Ra (^{232}Th) estão na Tabela 26.

Tabela 26 - Valores para as correções nas atividades do ^{40}K .

Farinha	^{232}Th (Bq.kg ⁻¹)	^{40}K (Bq.kg ⁻¹)	$^{40}\text{K}/^{232}\text{Th}$	Correção (^{40}K) %
Soja	3,5 ± 0,4	1469 ± 17	419,7	0,018
Cevada	1,9 ± 0,2	316 ± 4	166,3	0,0468
Mandioca	0,7 ± 0,2	121 ± 4	172,8	0,045
Centeio	2,2 ± 0,2	191 ± 5	86,8	0,09

Como foi apresentado na Tabela 26 com os resultados para as atividades para o ^{40}K , seus desvios ficaram da ordem de 1%, desvios estes bem maiores que as correções apresentadas na Tabela 26. De acordo com Lavi et al. (2004), as correções para esses níveis podem ser desprezadas.

Correção para a soma das linhas 186,2 keV (^{226}Ra) e 185,7 keV (^{235}U)

A atividade do ^{238}U pode ser estimada a partir da atividade do ^{235}U , medida a partir da linha gama 185,7 keV. No entanto, para esse cálculo, é necessário realizar um cálculo de correção na atividade para o ^{238}U devido à soma desse pico com a da linha de 186,2 keV do ^{226}Ra .

A única amostra que apresentou a linha de 186,2 keV foi a farinha de soja. Assumindo que as amostras medidas e a certificada (padrão) estejam em equilíbrio secular e que apresentem a mesma razão entre as atividades de $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$,

segundo Ribeiro et al. (2001), pode-se fazer a seguinte correção na atividade para o ^{238}U .

$$A(^{238}\text{U})_{\text{am.}} = (2,332 \pm 0,026) \cdot \frac{N_{\text{am}} t_{\text{pd}}}{N_{\text{pd}} t_{\text{am}}} \cdot A(^{226}\text{Ra})_{\text{pd}} - (1,332 \pm 0,026) \cdot A(^{226}\text{Ra})_{\text{am}} \quad (23)$$

onde N_{am} e N_{pd} são os números de contagens para a amostra medida e para a amostra certificada ou padrão (pd), t é o tempo de contagem (86400 s), os quais foram cancelados na equação por serem iguais, $A(^{226}\text{Ra})_{\text{am}}$ e $A(^{226}\text{Ra})_{\text{pd}}$ as atividades calculadas nas amostras medidas e na padrão ou certificada.

As atividades referentes às amostras de farinha de soja ($A(^{226}\text{Ra})_{\text{am}}$) para a linha de 186,2 keV do ^{226}Ra foram calculadas usando-se a eficiência de detecção obtida com a curva de calibração em eficiência da amostra calibrada de farinha de soja adicionada ao padrão IAEA-327, cuja atividade média foi $0,45 \pm 0,27$ Bq.kg⁻¹ com 95% de confiança.

A atividade da amostra certificada ($A(^{226}\text{Ra})_{\text{pd}}$) foi calculada usando-se os valores de referência dos relatórios da IAEA, para 50g de solo-327, e divididos pela massa total da amostra. O valor calculado para a atividade foi $3,78 \pm 0,15$ Bq.kg⁻¹.

O valor de N_{pd} foi de 1314 contagens, valor médio de seis medidas da amostra certificada (espectro líquido). O valor para N_{am} variou entre seis valores diferentes, verificados dentre as 13 amostras medidas para a farinha de soja.

O valor médio para as atividades corrigidas a partir da equação (23) para o ^{238}U foi de $0,26 \pm 0,36$ Bq.kg⁻¹, mas como o desvio apresentou-se maior que o valor para a atividade, o resultado para esta linha não foi utilizado.

A atividade para a linha 186,2 keV do ^{226}Ra não foi incluída nas tabelas de resultado, devido ser uma linha que se apresenta somada à linha do ^{235}U , não sendo normalmente empregada nos trabalhos da literatura.

5.3.2 Doses Efetivas Comprometidas

Como para o cálculo das doses são necessárias as atividades, serão apresentados os resultados para as doses efetivas comprometidas para as farinhas de soja, cevada, mandioca e centeio, que foram as únicas entre as oito farinhas que apresentaram atividade acima do limite mínimo de detecção para as séries naturais do ^{232}Th e ^{238}U .

Na Tabela 27 estão apresentados os resultados para as doses efetivas a partir da ingestão das farinhas produzidas no Paraná, referente às taxas de consumo anuais para o referido Estado em função de três intervalos de idades: 1 a 2 anos para bebês, 7 a 12 anos para crianças e maior de 17 anos para adultos, como avaliada pela UNSCEAR, 2000 (para o público).

Segundo as análises dos resultados, puderam ser obtidas as doses efetivas comprometidas para os radionuclídeos ^{228}Th , ^{228}Ra e ^{226}Ra .

A farinha de cevada foi a que apresentou dose efetiva para o maior número de radionuclídeos. As doses efetivas comprometidas para adultos para o ^{228}Th e ^{226}Ra foram de 1,77 e 9,18 $\text{nSv}\cdot\text{a}^{-1}$, valores bastante abaixo dos referidos na tabela da UNSCEAR, que são da ordem de $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$. O ^{228}Ra apresentou dose da ordem das referências da UNSCEAR (μSv), mas com valor de 0,11 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ bem abaixo do valor referido para adultos (11 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$).

A farinha de soja apresentou dose efetiva comprometida de 2,95 nSv.a⁻¹ para o ²²⁸Th e de 0,20 μSv.a⁻¹ para o ²²⁸Ra (adultos), abaixo dos valores apresentados pela UNSCEAR, 2000.

As farinhas de mandioca e centeio apresentaram doses efetivas somente para o radionuclídeo ²²⁸Ra, com 0,36 e 0,12 μSv.a⁻¹, respectivamente, para adultos. As doses também se mostram bem abaixo dos valores de referência da UNSCEAR, de 11 μSv.a⁻¹ (adultos), mas verifica-se que entre todas as doses efetivas comprometidas calculadas, a farinha de mandioca foi a que apresentou o maior nível. Essa dose foi para o ²²⁸Ra, filho do ²³²Th e que está presente principalmente no solo, facilitando uma maior absorção nesse alimento por ser uma raiz, e também por apresentar a maior taxa de consumo em relação a todas as outras farinhas.

Tabela 27 - Doses efetivas comprometidas por ingestão (Sv.a^{-1}) por idade, referente ao consumo no Paraná.

Farinha	$D_{EC} (\text{Sv.a}^{-1})$			
	^{228}Th			
	*Bebês	*Crianças	*Adultos	**Média
	Soja	$1,52.10^{-8}$	$6,15.10^{-9}$	$2,95.10^{-9}$
Cevada	$9,10.10^{-9}$	$3,69.10^{-9}$	$1,77.10^{-9}$	
Média	$1,21.10^{-8}$	$4,92.10^{-9}$	$2,36.10^{-9}$	$3,61.10^{-9}$
^{228}Ra				
Soja	$1,64.10^{-6}$	$1,12.10^{-6}$	$1,98.10^{-7}$	
Cevada	$8,88.10^{-7}$	$6,08.10^{-7}$	$1,08.10^{-7}$	
Mandioca	$2,96.10^{-6}$	$2,03.10^{-6}$	$3,59.10^{-7}$	
Centeio	$1,03.10^{-6}$	$7,04.10^{-7}$	$1,24.10^{-7}$	
Média	$1,63.10^{-6}$	$1,11.10^{-6}$	$1,97.10^{-7}$	$5,42.10^{-7}$
^{226}Ra				
Cevada	$3,15.10^{-8}$	$2,62.10^{-8}$	$9,18.10^{-9}$	
Média	$3,15.10^{-8}$	$2,62.10^{-8}$	$9,18.10^{-9}$	$1,54.10^{-8}$
Total				$5,61.10^{-7}$

* Bebês (1-2 anos), Crianças (7-12 anos) e Adultos (> 17 anos)

** Valores ponderados em função da idade: 0,05 para bebês, 0,3 para crianças e 0,65 para adultos

Considerando os valores médios ponderados das doses efetivas, por radionuclídeo, verifica-se que o ^{228}Th apresentou dose efetiva comprometida média de $0,004 \mu\text{Sv.a}^{-1}$, valor que se apresenta duas ordens de grandeza abaixo dos valores de referência da UNSCEAR (Tabela 13) de $0,25 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ para o referido radionuclídeo.

Para o ^{228}Ra , a dose efetiva média ponderada foi de $0,54 \mu\text{Sv.a}^{-1}$, valor 50 vezes menor que o de referência $21 \mu\text{Sv.a}^{-1}$. Para o ^{226}Ra , a dose efetiva foi verificada somente para a farinha de cevada, obtendo-se um valor médio ponderado

de $0,015 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$, que também se mostra bastante abaixo do valor de referência de $8 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ citado na Tabela 13 pela UNSCEAR.

As doses efetivas comprometidas médias, verificadas no presente trabalho estão bastante abaixo dos valores de referência da UNSCEAR refletindo, portanto no valor da dose efetiva média total, de $0,56 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ frente a $140 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ da UNSCEAR para a série do tório e do urânio. As doses efetivas comprometidas, por tratarem de doses referentes somente a farinhas, correspondem a uma pequena porcentagem de uma dieta alimentar diária. Nos dados da UNSCEAR, as doses efetivas por ingestão referem-se a taxas de consumo e concentrações para água e alimentos, que são amostras mais abrangentes e com consumo bem maior comparados a este trabalho, por isso a verificação de doses efetivas tão abaixo dos referidos valores.

Para o ^{40}K não foram calculadas as doses efetivas comprometidas, pois a sua dose independe da quantidade de potássio ingerida, por este elemento estar sob controle homeostático no organismo. Com abundância natural de $1,17\cdot 10^{-4}\%$ e atividade específica de $2,6\cdot 10^8 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, as doses equivalentes anuais para tecidos a partir do ^{40}K são 165 e $185 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ para adultos e crianças, respectivamente. A dose efetiva total a partir da ingestão para o ^{40}K é de $170 \mu\text{Sv}$ (UNSCEAR, 2000).

Nas Figuras 25, 26 e 27, verificam-se as doses efetivas por ingestão calculadas para o Paraná e também para os outros estados do sul (SC e RS). Para os outros estados, foram consideradas as atividades calculadas para as farinhas produzidas no Paraná e consumidas também nestes dois estados, levando em conta as diferentes taxas de consumo.

Figura 25 - Doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Ra , para os estados do Sul do Brasil.

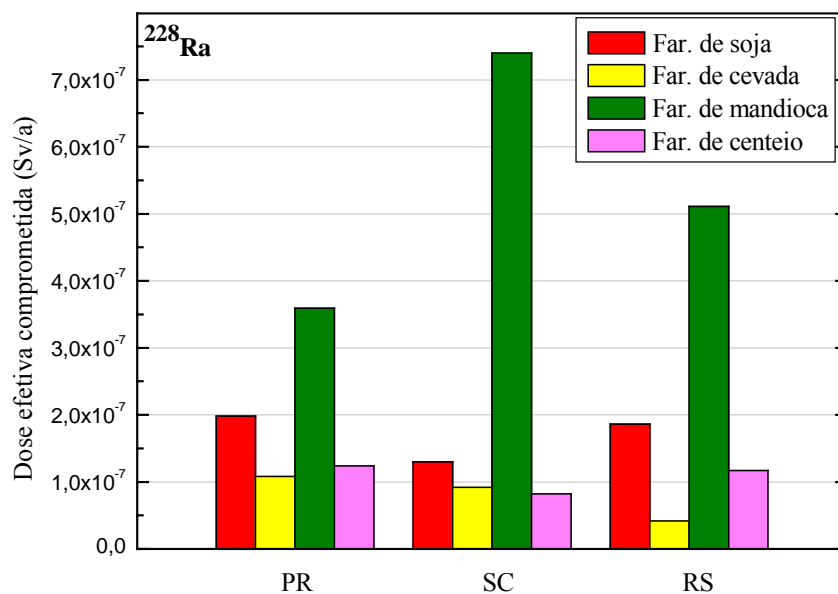


Figura 26 - Doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Th , para os estados do Sul do Brasil.

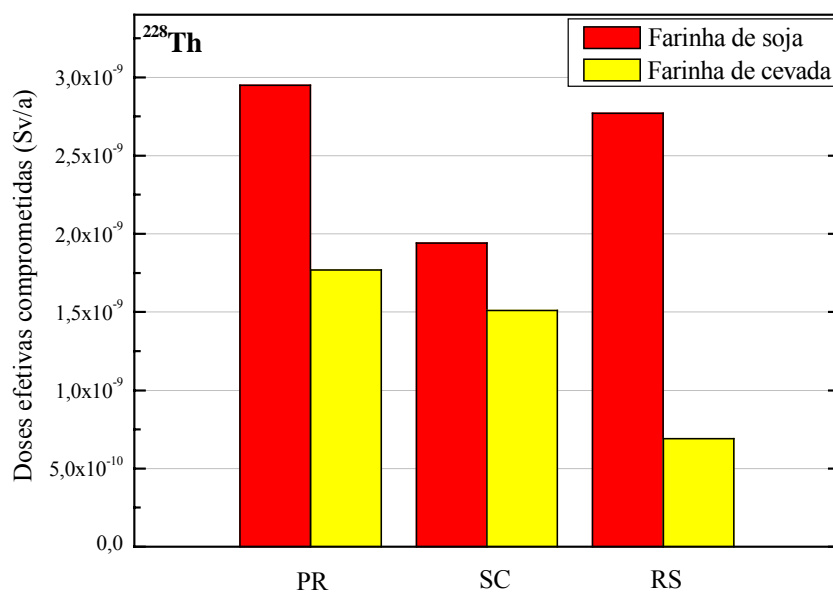
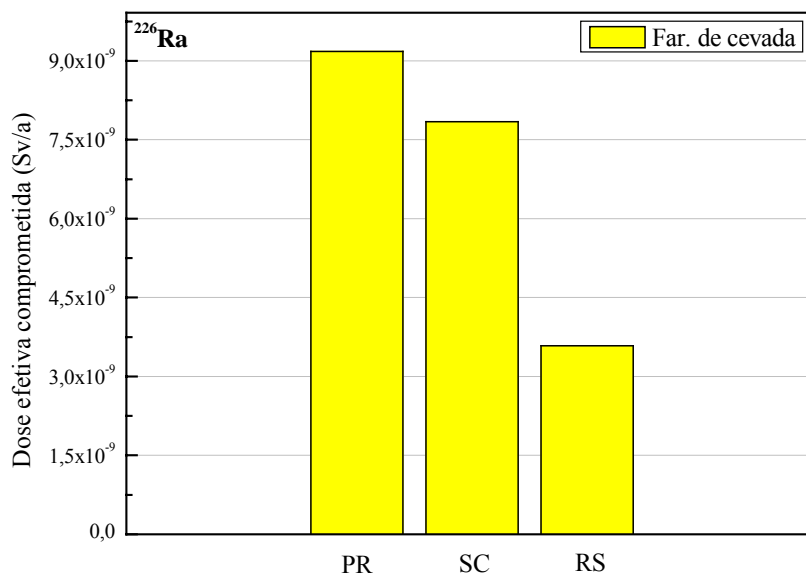


Figura 27 - Doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{226}Ra , para os estados do Sul do Brasil.



Como discutido anteriormente, para as amostras analisadas no presente trabalho foram obtidas as doses efetivas por ingestão para os radionuclídeos ^{228}Th , ^{228}Ra e ^{226}Ra . O efeito da dose no organismo varia de acordo com o radionuclídeo.

Nos resultados para dose efetiva foram verificadas as doses para o ^{228}Th e ^{228}Ra , ambos filhos do ^{232}Th . O tório apresenta baixa absorção no trato gastrointestinal, e apenas causariam algum tipo de dano caso fossem administrados por via intravenosa (ICRP, 1994), o que não é o caso do presente trabalho.

O ^{226}Ra é depositado tanto no tecido ósseo quanto no sangue. A meia-vida efetiva associada aos ossos é da ordem de 16000 dias, e a meia-vida efetiva para o sangue, para as maiores proporções variam de 5 a 60 dias (ICRP, 1989). Verificou-se que somente a farinha de cevada apresentou dose efetiva para o ^{226}Ra , mas com baixíssima dose, mostrando total segurança no consumo desse alimento.

Segundo a UNSCEAR (1993), o valor médio obtido para dose a partir de radionuclídeos cosmogênicos é de $0,01 \text{ mSv.a}^{-1}$, dado este que reflete uma informação para o ^7Be .

Considerando as atividades calculadas para as amostras paranaenses, e simulando essa atividade em relação ao Brasil para a taxa de consumo total brasileira, as doses efetivas comprometidas seriam como mostradas na Tabela 28.

Tabela 28 - Simulação das doses efetivas comprometidas por ingestão (Sv.a^{-1}) por idade, para o consumo total do Brasil.

Farinha	$D_{EC} (\text{Sv.a}^{-1})$			
	^{228}Th			
	*Bebês	*Crianças	*Adultos	**Média
Soja	$1,20.10^{-8}$	$4,88.10^{-9}$	$2,34.10^{-9}$	
Cevada	$1,09.10^{-8}$	$4,41.10^{-9}$	$2,12.10^{-9}$	
Média	$1,14.10^{-8}$	$4,65.10^{-9}$	$2,23.10^{-9}$	$3,41.10^{-9}$
	^{228}Ra			
Soja	$1,30.10^{-6}$	$8,87.10^{-7}$	$1,57.10^{-7}$	
Cevada	$1,06.10^{-6}$	$7,26.10^{-7}$	$1,28.10^{-7}$	
Mandioca	$3,10.10^{-5}$	$2,12.10^{-5}$	$3,75.10^{-6}$	
Centeio	$8,15.10^{-7}$	$5,58.10^{-7}$	$9,87.10^{-8}$	
Média	$8,54.10^{-6}$	$5,84.10^{-6}$	$1,03.10^{-6}$	$2,85.10^{-6}$
	^{226}Ra			
Cevada	$3,76.10^{-8}$	$3,14.10^{-8}$	$1,10.10^{-8}$	
Média	$3,76.10^{-8}$	$3,14.10^{-8}$	$1,10.10^{-8}$	$1,84.10^{-8}$
Total				$2,87.10^{-6}$

* Bebês (1-2 anos), Crianças (7-12 anos) e Adultos (> 17 anos)

** Valores ponderados em função da idade: 0,05 para bebês, 0,3 para crianças e 0,65 para adultos

Comparando-se a Tabela 28 com a Tabela 27, as quais mostram os resultados para doses efetivas por ingestão para o Paraná e simuladas para o Brasil, verifica-se que os níveis para as doses não variam muito, principalmente para o ^{228}Th e ^{226}Ra . Para o ^{228}Ra , observa-se um aumento de um fator 10 na dose efetiva média, justificada pelo grande aumento na taxa de consumo de farinha de mandioca a nível nacional, principalmente para as regiões norte e nordeste. De qualquer forma, o valor médio da dose efetiva calculada para taxa de consumo nacional, de $2,85 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ é quase um décimo do valor de referência da tabela da UNSCEAR (2000), de $21 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ para o ^{228}Ra .

A dose efetiva comprometida média total verificada para o Brasil de $2,87 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ também está bastante abaixo do valor de referência da UNSCEAR de $140 \mu\text{Sv.a}^{-1}$ para a série do tório e do urânio.

Nas Figuras 28, 29 e 30 estão apresentadas as doses efetivas comprometidas, com base nas atividades encontradas para as farinhas produzidas no Paraná, e simuladas como se estas fossem consumidas em todas as regiões do país, para as diferentes taxas de consumo por região.

Figura 28 - Simulação das doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Th , para as diferentes regiões do Brasil.

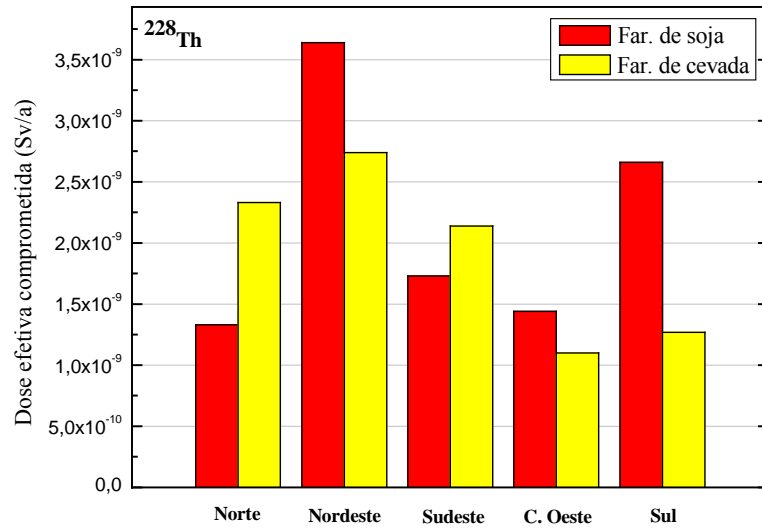
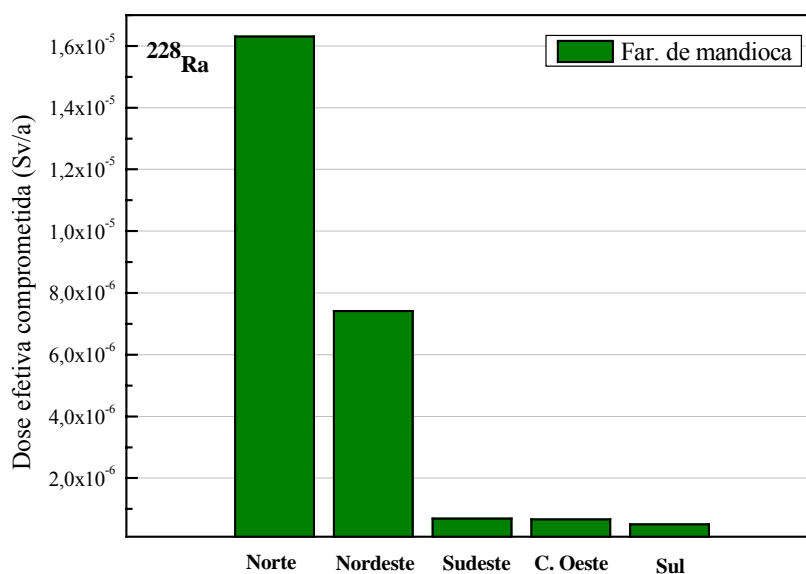
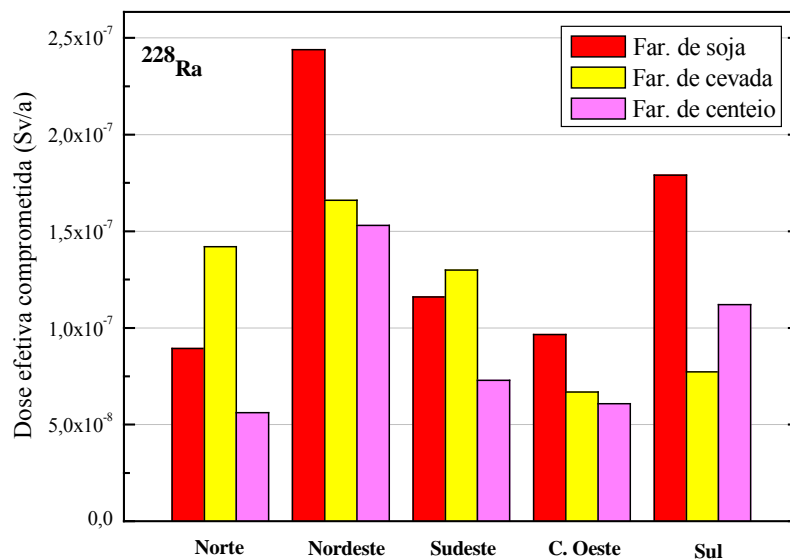
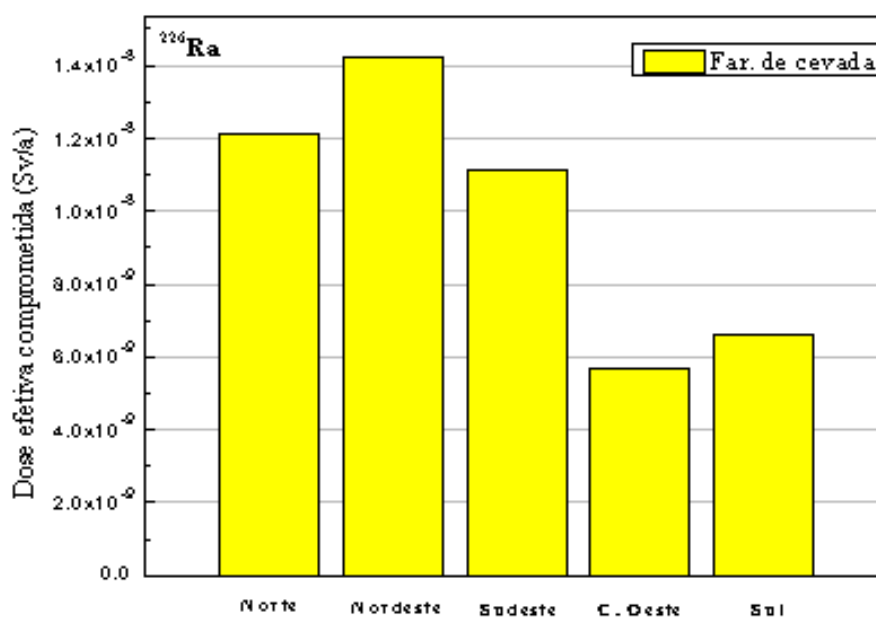


Figura 29 - Simulação das doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{228}Ra , para as diferentes regiões do Brasil.



Na Figura 29, a dose efetiva comprometida referente ao ^{228}Ra para a farinha de mandioca foi mostrada separadamente para melhor visualização dos resultados em função da escala, reflexo da grande taxa de consumo da referida farinha.

Figura 30 - Simulação das doses efetivas comprometidas (adultos) para o ^{226}Ra , para as diferentes regiões do Brasil.



5.4 COMPARAÇÃO COM RESULTADOS DA LITERATURA

5.4.1 Atividades em Alimentos

Existem poucos dados na literatura sobre radioatividade natural em amostras alimentares. Na Tabela 29 estão apresentadas as atividades para os alimentos que mais se assemelharam aos analisados no presente trabalho.

Na literatura, para os alimentos de maior interesse, os dados mais comumente encontrados foram para arroz, seguido das amostras de trigo e mandioca. Para os outros alimentos próximos às outras farinhas, foi encontrada em média somente uma referência. Não foram encontrados dados sobre atividade para a farinha de cevada.

Para o ^{228}Th , foi encontrado somente dados de uma referência para os alimentos indianos arroz e trigo (Ramachandran e Mishra, 1989), com atividades de 0,15 e 0,25 Bq.kg^{-1} . Para o presente trabalho, as farinhas que mostraram atividade acima do limite mínimo de detecção para o ^{228}Th foram a soja e a cevada, com $0,5 \pm 0,2$ e $0,3 \pm 0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ respectivamente.

Para o ^{228}Ra , foi verificado que a farinha de soja apresentou atividade de $3,5 \pm 0,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$, bem maior que o limite mínimo de detecção citada no trabalho de Venturini e Sordi (1999), de $0,57 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para soja de São Paulo. Para a farinha de mandioca foi verificada a atividade de $0,7 \pm 0,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$, onde a referência mais próxima foi verificada para o trabalho de Santos et al. (2002), com $0,937 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para farinha do Rio de Janeiro, e bem menor em relação a dados de atividade para farinha de mandioca do Rio de Janeiro e São Paulo (Venturini e Sordi, 2000; Malanca et al., 2000) com 1,14; 1,8 e $2,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$. Para as atividades das farinhas de centeio e cevada não foram encontrados dados de alimentos semelhantes para comparação na literatura.

As atividades para o ^{238}U ficaram dentro do limite mínimo de detecção, com $0,2 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para a farinha de soja e $0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para todas as outras farinhas. Na literatura foram encontradas referências para as farinhas de mandioca, trigo e fubá, e também para o arroz (grão). O limite mínimo encontrado para a farinha de arroz para o presente trabalho foi maior comparado aos trabalhos de Santos et al. (2002), com $0,0026 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e Yu e Mao (1999), com $0,005 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para arroz de Hong Kong, e

menor comparado ao trabalho de Arogunjo et al. (2004), com $2,75 \pm 1,23 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para arroz da Nigéria. Para a farinha de mandioca, o limite mínimo para o presente trabalho foi menor comparado à atividade de $4,16 \pm 1,04 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de Arogunjo et al. (2004) e maior em relação do trabalho de ^bSantos et al. (2002), com $0,0077 \text{ Bq.kg}^{-1}$. O limite mínimo de detecção para a farinha de trigo ($< 0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$) foi dez vezes o limite encontrado em ^bSantos et al. (2002) com $0,013 \text{ Bq.kg}^{-1}$. O menor limite mínimo de detecção para o ²³⁸U foi encontrado para o fubá com $0,00013 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (^bSantos et al., 2002), valor abaixo do limite mínimo encontrado no presente trabalho para o fubá.

Para o ²²⁶Ra, foram encontrados na literatura dados de atividade para arroz, trigo, mandioca, fubá, aveia e soja, mas nenhum dado para comparação com a farinha de cevada, única a apresentar atividade dentre todas as farinhas analisadas, com $0,4 \pm 0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$. A menor atividade para o ²²⁶Ra foi verificada no arroz de Hong Kong (Yu e Mao, 1999) com $0,006 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e a maior na farinha de mandioca de São Paulo, com $2,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (Malanca et al., 2000).

Na literatura foram encontradas várias referências de atividades para o ⁴⁰K, principalmente para arroz, trigo e mandioca. A farinha de arroz analisada no presente trabalho apresentou $56 \pm 2 \text{ Bq.kg}^{-1}$, atividade que se encontra dentro dos intervalos encontrados para o arroz de Bombay com 44,4 a 88,8 Bq.kg^{-1} e do arroz de Kerala com 31,5 a 88,7 Bq.kg^{-1} (Lalit e Shukla, 1982), do arroz do Rio de Janeiro com 30 a 69 Bq.kg^{-1} (^cSantos et al., 2002), e atividade maior comparada ao arroz paranaense medido por Venturini e Sordi (1999), com $14,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$.

A farinha de trigo apresentou atividade para o ⁴⁰K de 73 Bq.kg^{-1} , da ordem da encontrada no trabalho de ^cSantos et al. (2002) de 60 a 65 Bq.kg^{-1} e um pouco abaixo, mas da mesma ordem que a atividade encontrada para o trigo do Rio Grande do Sul, com 96 Bq.kg^{-1} (Venturini e Sordi, 1999). As atividades para trigo

indiano (Ramachandran e Mishra, 1989) e da Síria (Othman e Yassine, 1995) apresentaram $150,8$ e $128 \pm 20 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente, atividades bem maiores em relação ao presente trabalho.

Para a farinha de mandioca obteve-se a atividade para o ^{40}K de $121 \pm 4 \text{ Bq.kg}^{-1}$, valor que se mostrou bastante próximo aos dados da literatura, como para as farinhas de mandioca do Rio de Janeiro (Santos et al., 2002) com intervalo de 66 a 116 Bq.kg^{-1} e São Paulo (Venturini e Sordi, 1999) com 120 Bq.kg^{-1} , e para farinha da Nigéria (Arogunjo et al., 2004) com 128 Bq.kg^{-1} .

O fubá ($54 \pm 1 \text{ Bq.kg}^{-1}$) apresentou atividade para o ^{40}K da mesma ordem do trabalho de Santos et al. (2002) que mostrou intervalo de 50 a 73 Bq.kg^{-1} para fubá do Rio de Janeiro. A atividade para a aveia do Rio Grande do Sul (Venturini e Sordi, 1999) apresentou 119 Bq.kg^{-1} , ordem da metade da atividade verificada para a farinha de aveia do presente trabalho com $235 \pm 6 \text{ Bq.kg}^{-1}$. A atividade encontrada para a farinha de soja, com $1469 \pm 17 \text{ Bq.kg}^{-1}$, se mostrou mais de quatro vezes maior que a única referência encontrada para soja com 311 Bq.kg^{-1} , amostra de São Paulo (Venturini e Sordi, 1999).

Não foram encontradas na literatura, atividades para comparação para as farinhas de cevada e centeio para o ^{40}K .

Os limites mínimos de detecção para o ^{137}Cs variaram de 0,05 a 0,4 Bq.kg^{-1} . O limite mínimo de detecção para a farinha de arroz ($< 0,05 \text{ Bq.kg}^{-1}$) está dentro dos intervalos de atividade de 0,05 a 0,43 (Radhakrishna et al., 1996), 0,02 a 1,31 (Rajan et al., 1987) e $0,04 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (Venturini e Sordi, 1999) para amostras de arroz da literatura. O limite mínimo de detecção para a farinha de mandioca é maior comparado às farinhas de São Paulo, com $0,05 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (Venturini e Sordi, 1999) e $0,01 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (Malanca et al., 2000).

Para a farinha de trigo encontraram-se dois valores de atividade na literatura para o ^{137}Cs , sendo um da mesma ordem com $0,07 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (Venturini e Sordi, 1999) e outro bem maior de $2,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para farinha da Ucrânia (Hoshi et al., 1989), comparado ao limite mínimo de detecção verificado no presente trabalho de $0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$. Para a farinha de centeio, aveia e soja foram encontradas apenas uma referência para cada um destes alimentos, onde os limites mínimos de detecção da literatura se mostraram maior ($2,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$) para farinha de centeio da Ucrânia (Hoshi et al., 1989), da mesma ordem ($0,13 \text{ Bq.kg}^{-1}$) para aveia do Rio Grande do Sul e menor ($0,13 \text{ Bq.kg}^{-1}$) para soja de São Paulo (Venturini e Sordi, 1999), comparados aos limites mínimos de detecção encontrados no presente trabalho para as respectivas farinhas. Não foram encontrados dados para comparação de atividade para o ^{137}Cs na literatura para o fubá e a farinha de cevada.

Como verificado nas farinhas analisadas no presente trabalho, na maioria das amostras foi possível se verificar a presença do radionuclídeo cosmogênico ^7Be , onde na Tabela foram apresentados seus respectivos limites mínimos de detecção. Na literatura não foram encontrados dados para atividade de ^7Be em alimentos, mostrando um fator diferencial nas análises realizadas.

5.4.2 Doses Efetivas por Ingestão

Existem poucos dados na literatura sobre doses efetivas por ingestão de alimentos, principalmente quando se trata de radioatividade natural. Foi realizada uma detalhada busca na literatura, procurando dados para dose efetiva

comprometida para os alimentos mais próximos aos analisados neste trabalho. Os poucos trabalhos encontrados apresentam-se na Tabela 30.

Tabela 30 - Comparação das doses efetivas por ingestão (D_{EC}) com a literatura, em $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$.

$D_{EC} (\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1})$							Referência
^{232}Th	^{228}Th	^{228}Ra	^{238}U	^{226}Ra	^{40}K	^{137}Cs	
	0,0024	0,20		0,0092			Presente trabalho
		29		7	122	0,4	Radhakrishna et al., 1996
		36,7		4,9	87,4	0,04	Venturini e Sordi, 1999
		4,5		0,8			(RJ) Malanca et al., 2000
		2,7		0,4			(SP)
		0,67	0,014	0,11		0,21	Yu e Mao, 1999
1,4		7,1	0,1	2,2			^b Santos et al., 2002

A maioria dos dados para dose efetiva por ingestão encontrados na literatura é dada para adultos. Para se obter comparações coerentes, as doses efetivas referentes ao presente trabalho apresentadas também na Tabela 30, são para adultos e para a taxa de consumo do Paraná.

Na tabela pode-se verificar que existem pouquíssimos dados para dose efetiva por ingestão para farinhas ou para os cereais de que estas provêm. Como pode ser observado, encontrou-se somente uma referência com dose efetiva para o ^{232}Th . Normalmente não são verificados na literatura dados de dose para o ^{232}Th , pois este não pode representar toda a sua cadeia por motivos de equilíbrio radioativo. O mais correto é referir-se às doses para as “sub-séries” do ^{228}Th e ^{228}Ra .

O ^{228}Ra e o ^{226}Ra foram os que mais apresentaram resultados de dose efetiva comprometida para os alimentos de interesse ou relacionados ao presente trabalho. O resultado mais próximo para o ^{228}Ra foi do trabalho de Yu e Mao (1999), com dose efetiva comprometida de $0,67 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ em relação à dose efetiva média de $0,20 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ do presente trabalho. Este trabalho retrata doses efetivas para o arroz de Hong Kong, que apresenta uma radioatividade normalmente

alta e um grande consumo desse alimento. As maiores doses foram encontradas em alimentos consumidos no sul da Índia, principalmente o arroz, com $29 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ (Radhakrishna et al., 1996) medido por métodos radioquímicos, e em alimentos de São Paulo com $36,7 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ (Venturini e Sordi, 1999).

A dose efetiva para o ^{226}Ra verificado no presente trabalho foi bastante baixa, com $0,0092 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$, cujos valores mais próximos na literatura foram para farinha de mandioca com 0,4 e $0,8 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ para farinhas de São Paulo e Rio de Janeiro, respectivamente (Malanca et al., 2000) e $0,11 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ para alimentos de Hong Kong de Yu e Mao (1999). Para os resultados apresentados em Malanca et al. (2000), um certo cuidado deve ser tomado na avaliação de seus dados, pois na descrição de seu artigo foi desprezada a auto-atenuação nas correções da atividade, considerando-se as densidades como iguais para a mandioca e a água. As maiores doses efetivas encontradas foram de $7 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ também para arroz indiano (Radhakrishna et al., 1996) medido por método emanométrico, e de $4,9 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ referente ao trabalho de Venturini e Sordi (1999).

Para o ^{238}U foram encontradas apenas duas referências na literatura, uma referente a dose efetiva a partir da ingestão de arroz, com $0,014 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ (Yu e Mao, 1999) e outra de alimentos (cereais) do Rio de Janeiro com $0,1 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ (Santos et al., 2002). Dados para dose efetiva em alimentos para o ^{238}U também são raros de se encontrar na literatura, devida também a problemas com o equilíbrio radioativo na amostra.

Como comentado anteriormente, para o ^{40}K comumente não se calcula doses efetivas por ingestão devido ao organismo o manter sob controle homeostático. De qualquer forma foram encontrados dois trabalhos com resultados para doses efetivas, um com $122 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ (Radhakrishna et al., 1996) e outro com

87,4 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ (Venturini e Sordi, 1999), valores que se apresentam significativos devido às altas atividades normalmente verificadas em amostras alimentares, já que o potássio é um elemento básico às plantas. Na descrição dos cálculos referente ao trabalho de Venturini e Sordi (1999), demonstrou-se detalhadamente a forma com que as doses efetivas foram calculadas, e verificando-se os cálculos, observou-se que o resultado para a dose efetiva comprometida para o ^{40}K apresenta um erro de três ordens de grandeza, pois onde aparece 87,4 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ na Tabela e no referido artigo, o correto seria 0,0874 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$.

Para o ^{137}Cs foram verificados três trabalhos na literatura com dados para dose efetiva comprometida, informação bastante rara por se tratar de amostras alimentares, onde normalmente as atividades se encontram abaixo do limite mínimo de detecção. As doses efetivas comprometidas para o ^{137}Cs foram de 0,4 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ para Radhakrishna et al. (1996); de 0,04 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ para Venturini e Sordi (1999), e de 0,21 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ para Yu e Mao (1999).

Não se verificou nenhuma referência na literatura para dose efetiva comprometida para as referidas farinhas para o ^{228}Th , dose verificada no presente trabalho para as farinhas de soja e cevada, com valor médio de 0,0024 $\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ para adultos.

6 CONCLUSÃO

As atividades medidas na maioria das farinhas analisadas foram da ordem ou abaixo do limite mínimo de detecção. A menor atividade foi encontrada para o ^{228}Th com $0,3 \pm 0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para a farinha de cevada, e a maior foi para o ^{228}Ra com $3,5 \pm 0,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para a farinha de soja. O ^{40}K foi o radionuclídeo que apresentou as maiores atividades, sendo que a farinha de soja apresentou a maior concentração, com $1469 \pm 17 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e o fubá a menor, com $54 \pm 1 \text{ Bq.kg}^{-1}$. As atividades para o ^{137}Cs e o ^7Be ficaram dentro do limite mínimo de detecção.

A qualidade no ajuste para o cálculo das médias ponderadas para as atividades foram verificadas com o auxílio da distribuição de χ^2 . Para todos os valores médios das atividades, compararam-se os valores calculados para χ^2 com os valores críticos, correspondente ao grau de liberdade para o distinto radionuclídeo e amostra. Em todos os casos, os valores calculados foram inferiores aos valores críticos, não havendo, portanto a necessidade de descarte de dados e certificando a qualidade dos ajustes. Os melhores ajustes das atividades à média foram verificados para o ^{228}Th e ^{228}Ra , ambos referentes à farinha de soja, com χ^2 de 1,10 e 1,17, respectivamente.

A partir da validação da metodologia verificou-se que as curvas de calibração em eficiência obtidas experimentalmente no presente trabalho mostraram-se bem ajustadas e com parâmetros confiáveis, garantindo assim a confiabilidade dos resultados.

Os coeficientes de auto-atenuação simulados a partir do método de Monte Carlo possibilitaram um ajuste coerente na validação da curva de calibração em eficiência para as farinhas de centeio e fubá, obtida também a partir da amostra certificada IAEA-375 de solo. Tais coeficientes simulados mostraram a versatilidade

e a eficiência do programa desenvolvido para este trabalho, útil para as correções de auto-atenuação para qualquer amostra.

As correções para as atividades devido à soma dos picos do ^{228}Ac (1459,2 keV) com o ^{40}K (1460,8 keV), e dos picos do ^{226}Ra (186,2 keV) com o ^{235}U (185,7 keV) mostraram-se dentro dos desvios nas atividades calculadas para o ^{40}K e para o ^{226}Ra , respectivamente. Portanto tais correções tornaram-se desnecessárias, sendo desprezadas.

A presença do ^7Be nas farinhas (meia-vida de 53,17 d) mostra um pequeno intervalo de tempo entre o processo colheita-processamento-mercado, principalmente para as farinhas de soja e mandioca. A medida do ^7Be talvez possa se tornar uma metodologia para a verificação da data de validade dos alimentos. Não consta na literatura nenhum resultado de atividade para o ^7Be em amostras alimentares.

Dentre as oito farinhas analisadas no presente trabalho, verificou-se que as farinhas de soja, cevada, mandioca e centeio foram as únicas a apresentarem atividade acima do limite mínimo de detecção para os radionuclídeos ^{228}Th , ^{228}Ra e ^{226}Ra , tornando possível avaliar as respectivas doses efetivas por ingestão.

A maior dose efetiva comprometida foi verificada para o ^{228}Ra , referente à farinha de mandioca (para adultos). Levando-se em conta a taxa de consumo para o Paraná ($0,74 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$), tal farinha obteve uma dose de $0,36 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$, mas quando o cálculo da dose efetiva foi simulado para a taxa de consumo nacional ($7,77 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$), considerando-se a atividade para a farinha paranaense, a dose obtida seria de $3,75 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$, aumentando por um fator 10. Com base nesses resultados, seria interessante a realização de estudos mais detalhados sobre as farinhas de mandioca das regiões norte e nordeste, usando-se as atividades das farinhas

produzidas localmente, pois estas apresentam taxas de consumo realmente altas, de 33,83 e 15,33 kg.a⁻¹, respectivamente.

Todas as doses efetivas comprometidas verificadas no presente trabalho apresentam doses muito abaixo dos limites da UNSCEAR (2000) por radionuclídeo, não oferecendo risco algum à saúde a partir da ingestão das referidas farinhas analisadas. As doses efetivas médias totais, de 0,56 μSv.a⁻¹ para o Paraná e de 2,87 μSv.a⁻¹ simulada para o Brasil, estão bastante abaixo de 140 μSv.a⁻¹ da UNSCEAR (2000) para as séries naturais do tório e do urânio e bastante abaixo do limite de dose recomendado de 1 mSv.a⁻¹ pela ICRP (1991), para público em geral.

O cálculo das doses efetivas comprometidas por idade, calculadas para bebês, crianças e adultos, como na tabela de referência da UNSCEAR, mostrou-se como um dos fatores diferenciais no presente trabalho, pois na literatura somente são encontrados dados de dose efetiva comprometida para adultos.

Este trabalho traz uma relevante contribuição de dados para a literatura, principalmente para as doses efetivas comprometidas devido à ingestão de radionuclídeos naturais em alimentos a partir de áreas não contaminadas. Na literatura, dados semelhantes de dose efetiva comprometida foram encontrados somente para arroz da Índia e da China (Hong Kong), e três referências com doses efetivas comprometidas para alimentos brasileiros, referentes ao consumo em São Paulo e Rio de Janeiro.

REFERÊNCIAS

Appoloni, C. R. e Rios, E. A. *Mass Attenuation Coefficients of Brazilian Soils in the Range 10 – 1450 keV*. Appl. Radiat. Isot. Vol 45 (3) pag. 287-291, 1994.

Arogunjo, A. M., Ofuga, E. E. e Afolabi M. A. *Levels of natural radionuclides in some Nigerian cereals and tubers*. Journal of Environm. Radioactivity, Vol. 82, pag. 1-6, 2004.

Bacchi, M. A. *Quantificação de terra em carregamentos de cana-de-açúcar pela determinação de radionuclídeos de ocorrência natural*. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, USP, Piracicaba, Cap. 2, pág. 75, 1996.

Belitz H.-D. e Grosch.W. *Food Chemistry*. Ed. Springer-Verlag, 1987.

Beljaars, P. R.; Van Dijk, R.; Geerten, J. A. M.; Nootenboom, H. *Determination of Long-Life Radiocesium Cs-134 e Cs-137 in Food by Gamma-Ray Spectrometry: Interlaboratory Study*. Journal of AOAC International, Vol. 78, (5), 1995.

Biral, A. R. *Radiações ionizantes para médicos, físicos e leigos*. Florianópolis: Ed. Insular Ltda., 2002.

Bitelli, T. *Dosimetria e Higiene das Radiações*. Ed. Grêmio Politécnico, 1982.

Burcham, E. M. *Física Nuclear*, Editorial Reverté, S.A., 1974.

Centurion, J. F., Andrioli, L., Marques Jr, J. e Marchiri, D. G. *Características de latossolos roxos desenvolvidos de rochas alcalinas e básicas de Jaboticabal, SP*. Scientia Agrícola. Vol 52 (2), Piracicaba, 1995.

CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear)-NE-3.01. *Diretrizes Básicas de Radioproteção*, 1988.

Cokesa, Dj. M., Markovik, M. M., Solesa, M. I., Adzic, P. R., Skoro, G. P., Milonjic S. K. e Kukoc, A. H. *Determination of K^{40} e ^{137}Cs concentration in selected honey samples*. J. Radioanal. Nucl. Chem., Letters. Vol 199 (6), pag. 465-469, 1995.

Cooperativa Agropecuária de Produção Integrada do Paraná. Disponível em: <<http://www.integrada.coop.br/>>. Acesso em: 06 de outubro de 2004.

Coulter J. P. *Food – The Chemistry of its Components*. Ed. Royal Society of Chemistry, 1989;

Currie, L. A. *Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination*. Analytical Chemistry, Vol 40, (3), pag. 586-593, 1968.

Debertin, K.; Ren, J. *Measurement of the Activity of Radioactive Samples in Marinelli Beakers*. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Vol A278, pag. 541-549, 1989.

Debertin, K.; Schotzig, U. Nucl. Instr. And Meth., Vol 158, pag. 471, 1979. apud: Debertin, K.; Ren, J. *Measurement of the Activity of Radioactive Samples in Marinelli Beakers*. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Vol A278, pag. 541-549, 1989.

Dryak P., Kovar P. e Suran J. *Determination of corrections to true summations of photons for measurements in Marinelli beakers*. Applied Radiation and isotopes. Vol. 56, pag. 111-116, 2002.

Firestone, R. B. Table of Isotopes, 1999.

Fisenne, I. M., Perry, P. M., Decker, K. M. e Keller H. W. *The daily intake of 234 , 235 , 238 U, 228 , 230 , 232 Th and 226 , 228 Ra by New York city residents*. Health Physics. Vol. 53 (4), pag. 357-363, 1987.

Folha de São Paulo (Caderno 'Equilíbrio'). Reportagem – Proteína e isoflavona fazem a fama da soja. 24/10/2002.

García-Talavera M., Laedermann J. P., Décombaz M., Daza M. J. e Quintana, B. *Coincidence summing corrections for the natural decay series in gamma-ray spectrometry*. Journal of Radiation and Isotopes. Vol. 54, pag. 769-776, 2001.

Glasstong, S. *The Effects of Nuclear Weapons*. Oak Ridge, USAEC, 1964.

Hiromoto, G., Oliveira, J., Carvalho, J. S., Vicente, R. e Bellintani, S. A. *Collective Dose and Risk Assessment from Brazil Nut Consumption*. Rad. Prot. Dosimetry. Vol. 67 (3), pag. 229-230, 1996.

Hoshi, M., Yamamoto, M., Kawamura, H., Shinohara, K., Shibata, Y., Kozlenko, M. J., Jakatsuji, J., Yamashita, S., Namba, H., Yokoyama, N., Izumi, M., Fujimura, K., Danilyuk, V., Nagataki, S., Kuramoto, A., Okajima, S., Kiikuni, K., Shigematsu, I. *Fallout radioactivity in soil and food samples in the Ukraine: Measurements of Iodine, Plutonium, Cesium and Strontium isotopes*. Health Phys. Vol. 67 (2), pag. 187, 1994.

IAEA - International Atomic Energy Agency. *Measurements of radionuclides in food and the environment*, Technical Reports Series 295, Vienna, 1989.

IAEA – International Atomic Energy Agency. *International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources*. Safety series nº 115, 1996.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - *Pesquisa de Orçamentos Familiares - Aquisição Alimentar Domiciliar Per Capta (2002 – 2003)*, 2004.

ICRP - International Commission on Radiological Protection – *Reference man: Anatomical, Physiological, and Metabolic Characteristics*. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford. 1976.

ICRP - International Commission on Radiological Protection – *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers (Part 1)*. ICRP Publication 30. Pergamon Press, Oxford. 1978.

ICRP - International Commission on Radiological Protection – *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers* (Part 2). ICRP Publication 30. Pergamon Press, Oxford. 1978.

ICRP - International Commission on Radiological Protection - *Age-dependent dose to members of the public from intake of radionuclides* (Part 1). ICRP Publication 56. Pergamon Press, Oxford. 1989.

ICRP - International Commission on Radiological Protection – *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 60. Pergamon Press, Oxford. 1991.

ICRP - International Commission on Radiological Protection – *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2 – Ingestion Dose Coefficients*. ICRP Publication 67. Pergamon Press, Oxford. 1993.

ICRP - International Commission on Radiological Protection – *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 3 – Ingestion Dose Coefficients*. ICRP Publication 69. Pergamon Press, Oxford. 1994.

ICRP - International Commission on Radiological Protection – *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5 – Compilation of Ingestion & Inhalation Dose Coefficients*. ICRP Publication 72. Pergamon Press, Oxford. 1996.

Iglewicz B. and Hoaglin D. C. *How to detect and handle outliers*. ASQC Quality Press, 1993.

Kaplan, I. *Nuclear Physics*, Addison-Wesley Publishing Comp., Inc., 1963.

Kathren, R. L. *NORM sources and their origins*. Applied Radiation and Isotopes. Vol. 49 (3), pag. 149-168, 1998.

Kent-Jones & Amos. *Modern Cereal Chemistry*. Food Trade Press Ltda, 1967.

Klement, Jr. A. W. *Natural sources of environmental radiation*. In Handbook of Environmental Radiation, pag. 15-21. CRC Press, Boca Raton, FL., 1982.

Knoll, G. P. *Radiation Detection and Measurement*, John Wiley & Sons, 2000.
Lalit, B. Y. e Shukla, V. K. Natural radioactivity in foodstuffs from high natural radioactivity areas of southern India. *In Proceedings of 2nd Special Symposium on Natural Radiation Environment*. 1982.

Lavi, N., Groppi, F. e Alfassi, Z. B. *On the measurement of ⁴⁰K in natural and synthetic materials by the method of high-resolution gamma-ray spectrometry*. Radiation Measurements. Vol. 38 pp. 139-143, 2004.

Majid, A. AB., Sarmani, S., Yusoff, N. I., Wei, Y. K. e Hamzah, F. *Trace elements in Malasian medicinal plants*. J. Radioanal. Nucl. Chem. Vol. 195 (1), pág. 173-183, 1995.

Malanca, A., Sogni, R. e Leal, J. S. R. *Radioactivity in Brazilian manioc-root flour*. Radiat. Prot. Dosim., Vol. 92 (4), pág. 329, 2000.

Melquíades, F. e Appoloni, C. R. *Medida de traços radioativos em amostras de leite em pó da região de Londrina – PR.* Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Londrina – UEL. 2000.

Mouchel D. e Wordel R. *Measurement of Low Level Radioactivity in Environmental Samples by Gamma-Ray Spectrometry*. Appl. Radiat. Isto. , Vol 43, (1 e 2) , pag. 49-59 , 1992.

Mueller, A. Annu. Rev. Nucl.Part. Sci., Vol 43, pag. 529-583, 1993.

NCRP. *Exposure of the population of the United States and Canada from Natural Background Radiation*. NCRP Report nº 94. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, 1987.

Neto, B. B., Scarminio, I. S. e Bruns, R. E. *Como fazer experimentos: Pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria*. Campinas, SP. Editora da Unicamp, 2001.

Othman, I e Yassine, T. *Natural radioactivity in the Syrian environment*. The Science of the Total Environment. Vol. 170, pag. 119-124, 1995.

Park, T. S.; Jeon, W. J. *Measurement of Radioactive Samples in Marinelli Beakers by Gamma-Ray Spectrometry*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol 193, (1), pag. 133-144, 1995.

Radhakrishna, P., Somashekarappa, H. M., Narayana, Y. e Siddappa, K. *Distribution of some natural and artificial radionuclides in Mangalore environment of South India*. J. Environ. Radioactivity. Vol. 30 (1), pag. 31-54, 1996.

Rajan, M. P., Kannan, V., Ganapathy, S. E Yengar, M. A. R. *Radiation exposure estimates from natural and man made sources in environment of Kalpakkam*. Seventh National Symposium on Radiation Physics, Mangalore, India. Pag. 16-20, 1987.

Ramachandran, T. V. e Mishra, U. C. *Measurement of natural radioactivity levels in Indian foodstuffs by gamma spectrometry*. Appl. Radiation Isotopes. Vol. 40 (8), pág. 723, 1989.

Ribeiro F. B., Roque, A. Boggiani, P. C. e Flexor, J-M. *Uranium and thorium series disequilibrium in quaternary carbonate deposits from the Serra da Bodoquena and Pantanal do Miranda, Mato Grosso do Sul State, central Brazil*. Applied Radiation and Isotopes. Vol. 54, pag. 153-173, 2001.

^aSantos R. N., Marques, L. S. e Brenha-Ribeiro F. *Estudo do equilíbrio radioativo das séries do ²³⁸U e ²³²Th em rochas vulcânicas das ilhas da Trindade e Martin Vaz*. Geochimica Brasiliensis. Vol. 14 (1), pag. 135-153, 2000.

^bSantos, E. E., Lauria, D. C, Amaral, E. C. S e Rochedo, E. R. *Daily ingestion of ²³²Th, ²³⁸U, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra and ²¹⁰Pb in vegetables by inhabitants of Rio de Janeiro city.* J. Environ. Radioactiv. Vol. 62, pag. 75-86, 2002.

^cSantos, E. E., Lauria, D. C, Amaral, E. C. S e Carvalho, L. L. *Avaliação da exposição interna a ⁴⁰K dos residentes da cidade do Rio de Janeiro.* Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento. Vol. 4, (3), pag. 927-930, 2002.

^aScheibel, V., Appoloni, C. R. *Traços radioativos em amostras alimentares de exportação do Paraná.* Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Londrina – UEL. 2002.

^bScheibel, V., Appoloni, C. R. *Medida de traços radioativos em alimentos de exportação do Paraná.* Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento Vol. 4 (3), pag. 1129, 2002.

SEAB - Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento, 2004.

Spiegel, M. R. *Estatística.* (Coleção Schaum) Ed. Mc Graw-Hill do Brasil, 1976.

Tauhata, L., Salati I. P. A., Prinzió R.Di e Prinzió, M. A. R. R.Di. *Radioproteção e Dosimetria: Fundamentos.* Rio de Janeiro – IRD/CNEN, 2003.

Turner, J. E. *Atoms, Radiation, and Radiation Protection.* Second Edition. John Wiley & Sons, Inc., 1995.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects.* Publication E.82.IX.8, United Nations, New York, 1982.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation.* Publication E.88.IX.7. United Nations, New York. 1988.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation,* Report to the General Assembly, United Nations, New York. 1993.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources and Effects of Ionizing Radiation.* Report Vol. I. United Nations, New York, 2000.

Venturini, L. e Sordi, A. A. *Radioactivity in and committed effective dose from some Brazilian foodstuffs.* Health Phys. Vol. 76 (3), pag. 311, 1999.

Wang T. K., Ying T. H., Mar W. Y., Tseng C. L., Liao C. H. e Wang M. Y. *HPGe detector true-coincidence correction for extended cylinder and Marinelli-beaker sources.* Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A. Vol. 376, pag. 192-202, 1996.

Yu, K. N e Mao, Y.. *Assessment of radionuclide contents in food in Hong Kong*. Health Physics. Vol. 77 (6), pag. 686-696, 1999.

Zulliger, M. R.; Middleman, L. M.; Aitken, D. *Linearity and Resolution of Semiconductor Radiation Detectors*. IEEE Transactions on Nuclear Science, Vol 16 pag 47-61, 1969.

ANEXOS

ANEXO I – Efeitos Biológicos da Radiação Ionizante e Cálculo de Doses (para o público em geral)

Os problemas relacionados com acidentes envolvendo exposições a raios-X começaram após o seu emprego em larga escala. Em 1922, foi estimado que aproximadamente 100 radiologistas morreram devido aos efeitos à exposição de raios-X. Por esse motivo, a comunidade de médicos radiologistas introduziu dois dos principais órgãos internacionais (ICRP e ICRU), os quais se destacaram na tarefa de padronização das grandezas referentes a dosimetria, tornando-se referências internacionais de práticas e limites, visando tanto a saúde do trabalhador como do público exposto à radiação (Biral, 2002).

Os limites de dose usados no presente trabalho são tomados segundo as recomendações dos órgãos internacionais: ICRP (International Commission on Radiological Protection, ou Comissão Internacional em Proteção Radiológica), UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation, ou Comitê Científico das Nações Unidas sobre Efeitos da Radiação Atômica) e IAEA (International Atomic Energy Agency, ou Agência Internacional de Energia Atômica), sendo os dois últimos vinculados à ONU (Biral, 2002). No Brasil, as diretrizes relacionadas a radioproteção se encontram nas chamadas 'normas do grupo 3' da CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear), sendo que a norma NE-3.01 é referência constante.

Efeitos Biológicos da Radiação Ionizante (ICRP, 1991)

Vários milhões de pares de íons são criados a cada ano na massa celular humana pela exposição do organismo a fontes de radiação natural. Apesar de todas as macromoléculas e estruturas de uma célula estarem sujeitas às alterações provocadas pelas radiações ionizantes, considera-se como potencialmente deletéria a interação das mesmas com o DNA (Biral, 2002). De cada quatro mortes atribuídas ao câncer, apenas uma fração menor que um deve-se a câncer por exposição à radiação. Claramente, o processo da criação de um par de íons no DNA à manifestação de um câncer raramente é completa.

Para pequenos incrementos de dose acima do fundo de radiação natural, a probabilidade de indução de câncer é certamente pequena e o número de casos atribuídos a esse incremento de dose para um determinado grupo é muito menor que um, mas dependendo o tamanho do grupo não existe um limite real.

A irradiação de tecidos causa a morte de uma determinada quantidade de células e se essa perda for severa, pode causar um dano clínico das funções do tecido ou órgão. Esse efeito depende da dose, existindo um limite no qual a perda de células é tão pequena que não alteram as funções dos órgãos ou tecidos.

Existem várias formas da radiação causar danos às células, como danos no DNA, que podem atingir a sua sobrevivência ou reprodução, mas esse dano freqüentemente é reparado pela própria célula. Se este reparo não for perfeito, poderá ocasionar uma célula modificada. Uma célula somática modificada pode perder a sua capacidade de reprodução e originar clones de células modificadas, eventualmente resultando em um câncer.

A radiação ionizante causa tanto efeitos estocásticos quanto determinísticos em tecidos irradiados. A proteção radiológica visa a diminuição dos

efeitos determinísticos estabelecendo limites de dose. Efeitos estocásticos podem acontecer, embora com pouca frequência, e mesmo com baixíssimas doses devem ser levados em conta.

Efeitos Determinísticos

A morte ou a perda suficiente de células causada pela irradiação total ou localizada de um tecido é um efeito determinístico. Os efeitos determinísticos se manifestam através da exposição a altas doses de radiação, acima de um limiar, especialmente em tecidos onde as células estejam sendo substituídas a uma taxa elevada. Tecidos que necessitam de uma renovação celular constante, como o da mucosa intestinal ou da medula óssea estão entre os mais propensos a danos por radiação (Biral, 2002). A probabilidade de efeito determinístico é nula para valores de dose abaixo do limiar e 100% acima.

Entre os efeitos determinísticos resultantes da ação localizada das radiações ionizantes em seres humanos tem-se a esterilidade (temporária ou permanente), a ocorrência de catarata, queimaduras na pele (eritema) e depilações. Vômitos, náusea, fadiga, anorexia, diarreia, infecções e sangramentos pelas gengivas também são efeitos determinísticos associados à exposição a radiação (Biral, 2002).

Efeitos Estocásticos

A deposição de energia pela radiação ionizante é um processo randômico. No entanto, mesmo para baixas doses é possível que energia suficiente possa ser depositada em volumes críticos de uma célula resultando na sua

modificação ou mesmo na sua morte. A morte de uma ou um pequeno número de células, na maioria dos casos, não ocasionará conseqüências no tecido, mas modificações em uma única célula como mudanças genéticas ou transformações podem causar uma malignidade levando a sérias conseqüências. Esses efeitos são chamados estocásticos.

Efeitos estocásticos são efeitos não aparentes, aos quais são associados períodos de latência da ordem de meses ou anos. Devido a esse grande intervalo de tempo, a relação 'causa e efeito' é bem menos definida (Biral, 2002). O período de aparecimento do câncer após a exposição pode chegar até 40 anos. No caso da leucemia, a freqüência passa por um máximo entre 5 e 7 anos, com período de latência de 2 anos (Tauhata et al., 2003).

Existe uma probabilidade finita para a ocorrência de eventos estocásticos mesmo para pequenas doses e a freqüência aumenta conforme os eventos aumentam, mas na ausência de outros fatores de modificação não há severidade nas mudanças resultantes, ao contrário dos efeitos determinísticos.

Vale a pena notar que, desde o começo da vida na Terra, todos os organismos vivos se encontram sujeitos aos efeitos do chamado 'fundo de radiação natural'. Responsável por uma contínua dose de radiação ambiental, ele responde pela quase totalidade da dose de radiação a que as pessoas normalmente se encontram expostas durante a vida, não podendo, na prática, ser evitado.

Tipos de Exposição

Exposição Ocupacional

Como fontes naturais de exposição, temos o ^{40}K do organismo, raios cósmicos e radionuclídeos da crosta terrestre. A Comissão Internacional de Proteção Radiológica leva em conta as exposições a fontes naturais como parte de exposição ocupacional somente nos seguintes casos:

- Operações em que os níveis de radônio forem relevantes no ambiente.
- Armazenamento de materiais não classificados como radioativos, mas que contém traços significantes de radionuclídeos naturais, os quais devem ser identificados pelos regulamentos da agência.
- Operações com jatos de aeronaves.
- Vôos espaciais.

A relação entre a dose acumulada e a anual é válida somente para fontes externas de exposição e fontes internas de vida curta. Se os radionuclídeos do organismo são de vida longa e possui tempos de retenção biológica longa, a dose é propagada no tempo e não será toda eliminada durante o tempo de vida do indivíduo. É estimado que o tempo de exposição interna para dose equivalente cometida para esses casos é de 50 anos.

Para exposição interna, os limites anuais de ingestão são baseados na dose efetiva cometida de 20 mSv. A ingestão estimada é a média de um período de 5 anos. Os limites ocupacionais para o radônio estão sob consideração.

Exposição Médica

Trata-se da exposição de pessoas como parte de diagnósticos ou tratamento.

Exposição do Público

Envolve todos os outros tipos de exposição. Existem variações nos níveis de dose a partir de fontes naturais. Este fundo natural nem sempre é inofensivo, mas pode causar uma pequena contribuição de danos a saúde, variando conforme a sua posição geográfica.

Excluindo a grande variação de exposição ao radônio, a comissão recomenda que o limite de exposição para o público deve ser expressa em termos da dose efetiva anual a partir de fontes naturais, que é de aproximadamente 1 mSv, com valores a altitudes acima do nível do mar.

A medida ou avaliação da dose é fundamental para a prática de proteção radiológica. Tanto a dose equivalente de um órgão quanto a dose efetiva não podem ser medidas diretamente. Estes valores devem ser inferidos com a ajuda de modelos, usualmente envolvendo componentes ambientais, metabólicos e dosimétricos. Idealmente, esses modelos e valores escolhidos para esses parâmetros devem ser realísticos, os quais raramente são disponíveis.

As recomendações de dose para as pessoas do público não pressupõem uma dosimetria individual, mas limites relacionados ao ambiente que elas freqüentam (como corredores, estacionamento, secretarias, cozinhas etc.). Este procedimento não leva em conta os hábitos e características do indivíduo.

Para exposição pública, o período de integração para dose efetiva comprometida para crianças a partir da idade de ingestão é de 70 anos. Para adultos este período é de 50 anos.

A Tabela 31 apresenta os limites de dose recomendados pela ICRP (1991) para exposição ocupacional e do público em geral.

Tabela 31 - Limites de dose recomendados¹ (ICRP, 1991)

Aplicação	Limite de Dose	
	Ocupacional	Público
Dose efetiva	20 mSv ao ano, média de um período de 5 anos consecutivos ²	1 mSv ao ano ³
Dose equivalente anual em:		
Cristalino dos olhos	150 mSv	15 mSv
pele ⁴	500 mSv	50 mSv
mãos e pés	500 mSv	-

¹ As doses aplicam-se a soma das doses relevantes a partir de exposições externas no período especificado, 50 anos para dose cometida (70 anos para crianças) de ingestão no mesmo período.

² Com a precaução da dose efetiva não exceder 50 mSv em um único ano ou 100 mSv em 5 anos. Restrições adicionais são aplicadas para exposição ocupacional para mulheres grávidas.

³ Em especiais circunstâncias, um valor maior da dose efetiva pode ser permitido em um único ano, desde que a média de 5 anos não exceda 1 mSv.

⁴ A limitação da dose efetiva proporciona proteção suficiente para pele, ao contrário dos efeitos estocásticos. Ainda é necessário um limite adicional para prevenir os efeitos determinísticos.

Grandezas usadas em Proteção Radiológica (ICRP, 1993 e ICRP, 1994)

O objetivo deste trabalho é tratar dos radionuclídeos ingeridos através de alimentos, então serão definidas apenas as grandezas de interesse.

Serão verificados alguns tipos de dose, que é dada pela energia depositada através da soma da energia total dos decaimentos (deixada dentro do corpo de uma pessoa, ao longo de toda sua vida) dividida pelo seu peso.

Dose Equivalente (H)

Indica as implicações biológicas da exposição à radiação em níveis de dose absorvida encontradas em proteções normais de radiação. A dose equivalente, $H_{T,R}$, em tecidos ou órgãos devido a radiação R é dada por:

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R} \quad (24)$$

onde $D_{T,R}$ é a dose média da radiação em tecidos ou órgãos (T), e w_R é o coeficiente de peso da radiação. Desde que w_R seja adimensional, a unidade da dose equivalente é a mesma para a dose absorvida, $J \cdot kg^{-1}$, que no sistema internacional denomina-se Sievert (Sv).

Quando a radiação é composta de vários tipos de radiações ionizantes com valores de w_R diferentes, a dose equivalente é dada pela soma das doses absorvidas referentes a cada tipo de radiação ionizante, multiplicado pelo coeficiente de peso da radiação correspondente, dada pela expressão:

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R} \quad (25)$$

Dose Efetiva (E)

A dose efetiva é a soma das doses equivalentes absorvidas em todos tecidos e órgãos do organismo, dada pela expressão:

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T \quad (26)$$

onde H_T é a dose equivalente do tecido T e w_T é o fator de peso para o tecido T. A dose efetiva pode também ser expressa como a soma do dobro da dose absorvida em todos tecidos e órgãos do organismo.

Dose Comprometida

Exposições a campos de radiações penetrantes ou radiações aplicadas externamente resultam em uma deposição simultânea de energia no tecido. Os tecidos irradiados a partir de radionuclídeos incorporados, no entanto, são espalhados no tempo, onde as deposições de energia ocorrem conforme o decaimento dos radionuclídeos. O tempo de distribuição da deposição de energia irá variar com a forma química do radionuclídeo e seu subsequente comportamento biocinético.

No caso de incorporação de um radionuclídeo, pode-se considerar que seu tempo de residência no corpo humano será governado por uma “meia-vida efetiva”. Isso implica que, do momento da incorporação em diante, sempre haverá uma dose devido às desintegrações radioativas que ainda estão por acontecer. Por esse motivo, a denominação ‘dose comprometida’: a incorporação provocará a presença de uma dose até o final da vida da pessoa (Biral, 2002).

Dose Equivalente Comprometida $H_T(\tau)$

A ICRP recomenda o uso da dose equivalente comprometida como a ‘integração’ no tempo da taxa de dose equivalente em um tecido ou órgão em particular que será recebido por um indivíduo seguido da ingestão de um material radioativo, onde τ é o tempo de integração em anos a seguir da ingestão. O tempo de integração é 50 anos para adultos e 70 anos para crianças.

Dose Efetiva CComprometida $E_t(\tau)$

É a soma dos produtos das doses equivalentes depositadas nos órgãos ou tecidos e o fator de peso apropriado (w_T) dos órgãos ou tecidos, onde τ é o tempo de integração em anos a seguir da ingestão. O tempo de integração é 50 anos para adultos e 70 anos para crianças.

$$E_\tau = \sum_T w_T \cdot H_T(\tau) \quad (27)$$

Coefficiente de Peso da Radiação w_R

A distribuição dos danos em tecidos e órgãos é classificada pela probabilidade de câncer fatal em cada um deles, multiplicado por um fator apropriado para câncer não fatal, somado da probabilidade de efeitos hereditários e ajustados para o tempo de sobrevivência. Esta distribuição agregada aos danos entre os

órgãos e tecidos é representada pelo fator de peso da radiação w_R . Na Tabela 32 temos os coeficientes recomendados pela publicação 60 do ICRP, 1991:

Tabela 32 - Coeficientes de peso da radiação¹ (w_R)

Tipo e alcance da energia	w_R
Fótons (todas energias)	1
Elétrons e múons (todas energias) ²	1
Nêutrons, de energia < 10 keV	5
10 keV a 100 keV	10
> 100 keV a 2 MeV	20
> 2 MeV a 20 MeV	10
> 20 MeV	5
Prótons, (exceto prótons de recuo), energia > 2 MeV	5
Partículas alfa, fragmentos de fissão, núcleos pesados	20

¹ Todos os valores referem-se a radiação incidente no corpo ou a fontes internas, emitidas a partir da fonte.

² Elétrons Auger emitidos a partir do núcleo carregado do DNA foram excluídos.

A ICRP especifica os coeficientes de peso que devem ser aplicados à dose absorvida em tecidos ou órgãos e são baseados no tipo e qualidade do campo da radiação externa ou no tipo e qualidade da radiação emitida por um radionuclídeo depositado internamente.

Os coeficientes de peso w_T para tecido ou órgão estão associados à radiosensibilidade do órgão. Os valores não serão citados pois não são de interesse para o presente trabalho.

Fator de Transferência (f_1)

Contabiliza o fator de transferência do radionuclídeo do trato gastrointestinal para o sangue, em função das diferentes formas químicas com que o radionuclídeo pode apresentar. A variação do fator f_1 é muito pequena quando radionuclídeos se encontram na forma de sais inorgânicos insolúveis, mas pode ser 100% quando se encontram associados a formas químicas solúveis em fluidos biológicos, como nos alimentos (Biral, 2002).

Coeficientes de Dose de Ingestão w (τ)

Também chamados de fatores de conversão de dose, e (τ) dependem da faixa etária das pessoas consideradas, do radionuclídeo em questão e implicitamente do fator de transferência f_1 (ICRP, 1996).

Tabela 33 - Coeficiente de dose de ingestão e (τ) dependentes da idade e fatores de transferência f_1 .

Radionuclídeo	Meia-vida física	f_1	e (τ) Sv.Bq ⁻¹		
			1 a 2 anos	7 a 12 anos	> 17 anos
⁴⁰ K	1,28.10 ⁹ anos	1,000	4,2.10 ⁻⁸	1,3.10 ⁻⁸	6,2.10 ⁻⁹
⁶⁰ Co	5,27 anos	0,100	2,7.10 ⁻⁸	1,1.10 ⁻⁸	3,4.10 ⁻⁹
¹³⁷ Cs	30,0 anos	1,000	1,2.10 ⁻⁸	1,0.10 ⁻⁸	1,3.10 ⁻⁸
²¹⁰ Pb	22,3 anos	0,200	3,6.10 ⁻⁶	1,9.10 ⁻⁶	6,9.10 ⁻⁷
²¹⁴ Pb	0,447 h	0,200	1,0.10 ⁻⁹	3,1.10 ⁻¹⁰	1,4.10 ⁻¹⁰
²¹⁴ Bi	0,332 h	0,050	7,4.10 ⁻¹⁰	2,1.10 ⁻¹⁰	1,1.10 ⁻¹⁰
²²⁶ Ra	1,60.10 ³ anos	0,200	9,6.10 ⁻⁷	8,0.10 ⁻⁷	2,8.10 ⁻⁷
²²⁸ Ac	6,13 h	5,0.10 ⁻⁴	2,8.10 ⁻⁹	8,7.10 ⁻¹⁰	4,3.10 ⁻¹⁰
²³² Th	1,40.10 ¹⁰ anos	5,0.10 ⁻⁴	4,5.10 ⁻⁷	2,9.10 ⁻⁷	2,3.10 ⁻⁷
²³⁸ U	4,47.10 ⁹ anos	0,020	1,2.10 ⁻⁷	6,8.10 ⁻⁸	4,5.10 ⁻⁸

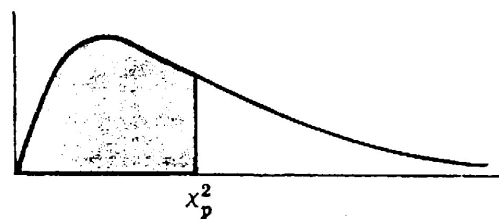
O chumbo é absorvido mais rapidamente em forma de substâncias que quando ingerido com alimentos.

No modelo biocinético para o chumbo, rádio, tório e urânio, os valores dos parâmetros para adultos foram aplicados para idades maiores de 25 anos, onde os coeficientes de dose baseiam-se na dose integrada de 50 anos a seguir da ingestão aos 25 anos.

Vale a pena destacar que o potássio (assim como o seu isótopo radioativo, o ^{40}K) se encontra em equilíbrio homeostático no organismo, sendo que a sua assimilação ou retenção não se encontra sujeita unicamente à quantidade inicialmente ingerida (Biral, 2002).

ANEXO II – Tabela dos Parâmetros para a Distribuição de χ^2

VALORES DOS PERCENTIS (χ_p^2)
da
DISTRIBUIÇÃO DE QUI QUADRADO
com ν graus de liberdade
(área sombreada = p)



ν	$\chi_{0,995}^2$	$\chi_{0,99}^2$	$\chi_{0,975}^2$	$\chi_{0,95}^2$	$\chi_{0,90}^2$	$\chi_{0,75}^2$	$\chi_{0,50}^2$	$\chi_{0,25}^2$	$\chi_{0,10}^2$	$\chi_{0,06}^2$	$\chi_{0,025}^2$	$\chi_{0,01}^2$	$\chi_{0,005}^2$
1	7,88	6,63	5,02	3,84	2,71	1,32	0,455	0,102	0,0158	0,0039	0,0010	0,0002	0,0000
2	10,6	9,21	7,38	5,99	4,61	2,77	1,39	0,575	0,211	0,103	0,0506	0,0201	0,0100
3	12,8	11,3	9,35	7,81	6,25	4,11	2,37	1,21	0,584	0,352	0,216	0,115	0,072
4	14,9	13,3	11,1	9,49	7,78	5,39	3,36	1,92	1,06	0,711	0,484	0,297	0,207
5	16,7	15,1	12,8	11,1	9,24	6,63	4,35	2,67	1,61	1,15	0,831	0,554	0,412
6	18,5	16,8	14,4	12,6	10,6	7,84	5,35	3,45	2,20	1,64	1,24	0,872	0,676
7	20,3	18,5	16,0	14,1	12,0	9,04	6,35	4,25	2,83	2,17	1,69	1,24	0,989
8	22,0	20,1	17,5	15,5	13,4	10,2	7,34	5,07	3,49	2,73	2,18	1,65	1,34
9	23,6	21,7	19,0	16,9	14,7	11,4	8,34	5,90	4,17	3,33	2,70	2,09	1,73
10	25,2	23,2	20,5	18,3	16,0	12,5	9,34	6,74	4,87	3,94	3,25	2,56	2,16
11	26,8	24,7	21,9	19,7	17,3	13,7	10,3	7,58	5,58	4,57	3,82	3,05	2,60
12	28,3	26,2	23,3	21,0	18,5	14,8	11,3	8,44	6,30	5,23	4,40	3,57	3,07
13	29,8	27,7	24,7	22,4	19,8	16,0	12,3	9,30	7,04	5,89	5,01	4,11	3,57
14	31,3	29,1	26,1	23,7	21,1	17,1	13,3	10,2	7,79	6,57	5,63	4,66	4,07
15	32,8	30,6	27,5	25,0	22,3	18,2	14,3	11,0	8,55	7,26	6,26	5,23	4,60
16	34,3	32,0	28,8	26,3	23,5	19,4	15,3	11,9	9,31	7,96	6,91	5,81	5,14
17	35,7	33,4	30,2	27,6	24,8	20,5	16,3	12,8	10,1	8,67	7,56	6,41	5,70
18	37,2	34,8	31,5	28,9	26,0	21,6	17,3	13,7	10,9	9,39	8,23	7,01	6,26
19	38,6	36,2	32,9	30,1	27,2	22,7	18,3	14,6	11,7	10,1	8,91	7,63	6,84
20	40,0	37,6	34,2	31,4	28,4	23,8	19,3	15,5	12,4	10,9	9,59	8,26	7,43
21	41,4	38,9	35,5	32,7	29,6	24,9	20,3	16,3	13,2	11,6	10,3	8,90	8,03
22	42,8	40,3	36,8	33,9	30,8	26,0	21,3	17,2	14,0	12,3	11,0	9,54	8,64
23	44,2	41,6	38,1	35,2	32,0	27,1	22,3	18,1	14,8	13,1	11,7	10,2	9,26
24	45,6	43,0	39,4	36,4	33,2	28,2	23,3	19,0	15,7	13,8	12,4	10,9	9,89
25	46,9	44,3	40,6	37,7	34,4	29,3	24,3	19,9	16,5	14,6	13,1	11,5	10,5
26	48,3	45,6	41,9	38,9	35,6	30,4	25,3	20,8	17,3	15,4	13,8	12,2	11,2
27	49,6	47,0	43,2	40,1	36,7	31,5	26,3	21,7	18,1	16,2	14,6	12,9	11,8
28	51,0	48,3	44,5	41,3	37,9	32,6	27,3	22,7	18,9	16,9	15,3	13,6	12,5
29	52,3	49,6	45,7	42,6	39,1	33,7	28,3	23,6	19,8	17,7	16,0	14,3	13,1
30	53,7	50,9	47,0	43,8	40,3	34,8	29,3	24,5	20,6	18,5	16,8	15,0	13,8
40	66,8	63,7	59,3	55,8	51,8	45,6	39,3	33,7	29,1	26,5	24,4	22,2	20,7
50	79,5	76,2	71,4	67,5	63,2	56,3	49,3	42,9	37,7	34,8	32,4	29,7	28,0
60	92,0	88,4	83,3	79,1	74,4	67,0	59,3	52,3	46,5	43,2	40,5	37,5	35,5
70	104,2	100,4	95,0	90,5	85,5	77,6	69,3	61,7	55,3	51,7	48,8	45,4	43,3
80	116,3	112,3	106,6	101,9	96,6	88,1	79,3	71,1	64,3	60,4	57,2	53,5	51,2
90	128,3	124,1	118,1	113,1	107,6	98,6	89,3	80,6	73,3	69,1	65,6	61,8	59,2
100	140,2	135,8	129,6	124,3	118,5	109,1	99,3	90,1	82,4	77,9	74,2	70,1	67,3

Fonte: Catherine M. Thompson, *Table of percentage points of the χ^2 distribution*, Biometrika, Vol. 32 (1941) com permissão dos autores e editores.