Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

**Dose de radiação ionizante decorrente
do uso de fertilizantes agrícolas**

Nancy Kuniko Umisedo

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Saúde Pública para obtenção do título de
Doutor em Saúde Pública

Área de Concentração: Saúde Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Colacioppo
Co-orientadora: Profa. Dra. Emico Okuno

São Paulo
2007

Dose de radiação ionizante decorrente do uso de fertilizantes agrícolas

Nancy Kuniko Umisedo

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública
da Universidade de São Paulo para obtenção do
título de Doutor

Área de Concentração: Saúde Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Colacioppo
Co-orientadora: Profª. Dra. Emico Okuno

São Paulo
2007

É expressamente proibida a comercialização deste documento tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da tese/dissertação.

*A meus pais
pelo milagre da vida*

*e ao Marcos
pela alegria de viver*

*A todos aqueles que
cultivam a terra para prover de alimento,
o mundo.*

AGRADECIMENTOS

Ao professor Sérgio Colacioppo por aceitar a orientação deste trabalho e mostrar a importância de sua realização. Sua iniciativa foi crucial para ir adiante com o projeto.

À professora Emico, minha especial gratidão por todos esses muitos anos de orientação. A sua atitude mostra que é possível fazer ciência e praticar ensino de qualidade sem se preocupar muito com os índices e números. Além disso a convivência diária mostra como é ser humana e não simplesmente ser humano como as correções que me fez.

À professora Beth sempre disposta a me esclarecer as dúvidas e me incentivar em todos os momentos.

Ao professor Medina, do grupo Gama do Departamento de Física Nuclear do IF por me ensinar os detalhes de aquisição e análise em espectrometria gama. Ao grupo Gama pelo empréstimo, sem restrições, dos valiosos detectores de germânio hiperpuro para a tomada das medidas. Foi muito bom dirigir as "Ferraris".

À professora Márcia Rizzutto pela amizade e colaboração na manutenção dos detectores. Ao Marcos Matsumoto por abastecer os detectores em muitos fins de semana. Ao Dennis e Paula que não deixaram faltar nitrogênio líquido em momento algum.

Ao professor Hiodo, do IAG, pelas constantes sugestões e pela cessão dos padrões de atividade. Eles foram imprescindíveis para a realização deste trabalho.

A todo o pessoal do Laboratório de Dosimetria do IFUSP, Ana Regina, Carla, Martha, Chico, Roberto e todos que por aqui passaram, pelo ambiente de trabalho saudável.

Ao pessoal das oficinas mecânicas e eletrônica do IFUSP pelo apoio técnico: agradeço ao Edmilson, ao Serginho, ao Marcos pelo sempre pronto atendimento e ao Otávio e Pedro que prepararam parte da blindagem naquela véspera de férias para que eu não ficasse o período sem fazer medidas. A boa vontade deles com certeza fez diferença para o cumprimento do prazo. Ao Sr. Luís e sr. Edmundo por me ajudarem

nos fins de semana.

Ao professor Meigikos da UFF pela amizade e colaborações desde Goiânia.

Aos engenheiros agrônomos Anita e Hélio e técnico Borges da CEAGESP com suas sugestões e auxílio nas coletas de verduras para as primeiras medidas de espectrometria gama em hortaliças.

Ao Sérgio Otsubo e a seu pai que primeiro me levou a uma fazenda de hortaliças em Suzano.

À Nice Mitie, responsável pela Casa de Agricultura de Embu-Guaçu, pelo interesse e grande ajuda nas coletas de amostras para a realização deste projeto.

Ao engenheiro Blair da Casa de Agricultura de Suzano, pela sua disposição em auxiliar no trabalho e pelo seu esforço em preservar o meio ambiente sem prejudicar os produtores de alimento.

Ao engenheiro Takenobu e sua assessora Edí, pela grande colaboração na coleta de amostras em Itapeccerica da Serra. As conversas animadas durante os percursos até as fazendas foram bem interessantes.

A todos aqueles proprietários que preferiram ficar no anonimato e nos doaram amostras sem restrição.

Aos professores Giannini e André Sawakuchi do IGc-USP pela permissão de uso do Laboratório de Sedimentologia para a análise granulométrica de solos. A Elaine e ao Vitor pelo apoio técnico impecável.

Ao pessoal das secretarias e da biblioteca da Faculdade de Saúde Pública pelo atendimento e esclarecimentos.

Ao IFUSP e ao Laboratório de Dosimetria pela infra-estrutura necessária à realização deste trabalho.

À minha família pelo incentivo irrestrito nas minhas empreitadas.

RESUMO

Umisedo NK. Dose de radiação ionizante decorrente do uso de fertilizantes agrícolas [tese de doutorado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo; 2007.

Introdução. Dentre os diversos agentes existentes no meio ambiente que podem nos expor a diferentes riscos e efeitos, há a radiação ionizante cujo conhecimento da dose é de importância para o efetivo controle e prevenção dos seus possíveis danos aos seres humanos e ao ambiente. A transferência de radionuclídeos dos adubos para/e dos solos para os alimentos podem resultar em incremento na dose interna ao serem consumidos pelo ser humano. **Objetivo.** Este trabalho avalia a contribuição dos fertilizantes para o aumento da dose de radiação ionizante no meio ambiente e no ser humano. **Método.** Amostras de fertilizantes, de solos e de hortaliças produzidas em solos adubados foram analisadas através da espectrometria gama com o uso de um detector semicondutor de germânio hiperpuro. Medidas de dose ambiente também foram realizadas com dosímetros termoluminescentes. **Resultados.** Nas amostras de solos adubados foram obtidos valores de atividades específicas de 36 a 342 Bq·kg⁻¹ para ⁴⁰K, de 42 a 142 Bq·kg⁻¹ para ²³⁸U e de 36 a 107 Bq·kg⁻¹ para ²³²Th. Nas hortaliças os valores variaram de 21 a 118 Bq·kg⁻¹ para ⁴⁰K e para os elementos da série do urânio e tório os valores foram menores que 2 Bq·kg⁻¹. Para fertilizantes o valor máximo obtido foi de 5800 Bq·kg⁻¹ para ⁴⁰K, 430 Bq·kg⁻¹ para ²³⁸U e 230 Bq·kg⁻¹ para ²³²Th. As médias dos valores de fator de transferência solo-planta

não foram significativamente diferentes entre os tipos de hortaliças analisados. A dose efetiva comprometida anual de 0,882 μSv devido à ingestão de ^{40}K das espécies estudadas é bem pequena em relação ao valor de referência de 170 μSv dada pela United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR, 2000). A dosimetria termoluminescente forneceu valores de taxa de equivalente de dose ambiente anual entre 1,5 e 1,8 mSv, sem diferenças entre locais cultivados e não cultivados. **Discussão.** Através dos resultados obtidos, não foi observada uma transferência significativa de radionuclídeos dos fertilizantes para os alimentos e para os solos nas condições adotadas neste trabalho e conseqüentemente não há incremento de dose de radiação devido à prática da adubação.

Descritores: radiação ionizante; radionuclídeos naturais; fertilizantes; solos; hortaliças.

ABSTRACT

Umisedo NK. Dose de radiação ionizante decorrente do uso de fertilizantes agrícolas./ Ionizing radiation dose due to the use of agricultural fertilizers [Thesis]. São Paulo (BR): Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo; 2007.

Introduction. Among several agents that exist in the environment which can expose us to different risks and effects, there is the ionizing radiation whose knowledge of dose is of importance to the effective control and prevention of possible damages to human beings and to the environment. The transfer of radionuclides from fertilizers to/and soils to the foodstuffs can result as an increment in the internal dose when they are consumed by the human beings. **Objective.** This work evaluates the contribution of fertilizers to the ionizing radiation dose in the environment and in the human being. **Methods.** Samples of fertilizers, soils and vegetables produced in fertilized soils were analysed through gamma spectrometry with the use of a hyperpure germanium detector. Measurements of ambient dose with thermoluminescent dosimeters were also performed. **Results.** In the fertilized soil samples values of specific activities from 36 to 342 Bq·kg⁻¹ for ⁴⁰K, from 42 to 142 Bq·kg⁻¹ for ²³⁸U and from 36 to 107 Bq·kg⁻¹ for ²³²Th were obtained. In the vegetables the values varied from 21 to 118 Bq·kg⁻¹ for ⁴⁰K and for the elements of uranium and thorium series the values were less than 2 Bq·kg⁻¹. In fertilizers the maximum value of 5800 Bq·kg⁻¹ was obtained for ⁴⁰K, 430 Bq·kg⁻¹ for ²³⁸U and 230 Bq·kg⁻¹ for ²³²Th. The average values of soil to plant transfer factor were not significantly different among the types of

vegetables. The annual committed effective dose of 0.882 μSv due to the ingestion of ^{40}K from the analysed vegetables is very small if compared to the reference value of 170 μSv given by United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR, 2000). The thermoluminescent dosimetry provided the annual ambient dose equivalent from 1.5 to 1.8 mSv without differences between cultivated and non cultivated fields. **Discussion.** Through the results obtained, it was not observed a significant transfer of radionuclides from fertilizers to soils and to foodstuffs in the conditions adopted in this work and consequently there is no increment in the radiation dose due to the practice of fertilization.

Descriptors: ionizing radiation; natural radionuclides; fertilizers; soils; vegetables.

ÍNDICE

INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Considerações gerais.....	1
1.2 Efeitos biológicos.....	6
1.3 Radiação natural.....	11
1.3.1 O potássio-40.....	12
1.3.2 O urânio.....	14
1.3.3 O tório.....	18
1.3.4 Fatores de conversão de concentração de radioelementos no tecido para equivalente de dose anual.....	19
1.3.5 Coeficientes de conversão de dose efetiva comprometida para ingestão de radionuclídeos.....	21
1.4 Fertilizantes.....	22
1.5 Proteção radiológica.....	23
1.6 Objetivos.....	26
2 METODOLOGIA.....	27
2.1 Tipo de estudo.....	27
2.2 As amostras.....	27
2.2.1 As hortaliças.....	30
2.2.2 As amostras de solos.....	31
2.2.3 As amostras de fertilizantes.....	31
2.2.4 Tratamento das amostras.....	32
2.3 A espectrometria gama.....	34
2.3.1 O arranjo experimental.....	38
2.3.2 Cálculo das concentrações.....	41
2.3.3 Incertezas nas atividades específicas.....	43
2.3.4 Atividade mínima detectável (AMD).....	44
2.4 Dosimetria termoluminescente.....	45
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49

3.1 Concentração de radionuclídeos em fertilizantes.....	49
3.2 Concentração de radionuclídeos em solos.....	54
3.3 Concentração de radionuclídeos em hortaliças.....	64
3.4 Fator de transferência.....	67
3.5 Correlações entre concentrações.....	70
3.5.1 Comparação entre solos adubados e solos não adubados.....	70
3.5.2 Comparação entre solos adubados e fertilizantes.....	73
3.5.3 Comparação entre hortaliças e solos adubados e entre hortaliças e fertilizantes	75
3.6 Estimativas de dose.....	77
3.7 Equivalente de dose ambiente.....	80
4 CONCLUSÕES.....	83
5 PERSPECTIVAS.....	87
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	88
ANEXOS.....	99
ANEXO 1 Definições das grandezas físicas da área de radiação ionizante utilizadas neste trabalho.....	A1.1
ANEXO 2 Espectro do solo de alta relação sinal/ruído.....	A2.1
ANEXO 3 Análise granulométrica de solos.....	A3.1
ANEXO 4 Documentos informativos sobre o projeto de pesquisa e parciais.....	A4.1

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações gerais

A radiação ionizante pode estar presente em várias atividades humanas e, devido ao possível dano sobre os seres vivos, a avaliação da dose¹ na população exposta assume papel preponderante no gerenciamento deste problema de Saúde Pública.

Os efeitos de doses altas são bem conhecidos e estão relacionados com a capacidade de células realizarem mitoses e com a quantidade de células mortas, podendo levar à morte do indivíduo exposto à radiação. Por outro lado, os efeitos de doses baixas são motivos de controvérsias e a insuficiência de dados dificulta a elaboração de modelos que descrevem as respostas dos organismos vivos a doses por exemplo de radiação natural inferiores às médias internacionais (Polikarpov, 1998).

No Brasil, não há muitos trabalhos sobre doses populacionais, embora iniciativas recentes na cidade de São Paulo possam contribuir para estudos estatísticos e epidemiológicos dos efeitos estocásticos da radiação no ser humano. Oliveira (2001), Otsubo (2001) e Medeiros (2003) realizaram medidas de radiação gama na cidade a céu aberto, em parques e praças públicas e no interior de estabelecimentos comerciais. Da Silva (2005) fez avaliação da concentração do radônio e filhos em residências e Freitas (2005) realizou medidas de dose de

¹ Para definições de grandezas físicas da área de radiação ionizante como dose, dose absorvida, dose efetiva, atividade, etc ver Anexo 1

exposições médicas em hospitais do Estado de São Paulo.

Uma teoria sobre os efeitos benéficos e aumento de longevidade dos organismos vivos devido a baixas doses (Strom e Cameron, 2002) aumenta ainda mais a polêmica em relação aos efeitos de doses baixas de radiação.

O câncer ainda é o efeito estocástico da radiação mais importante e figura como a segunda maior causa de mortes por doença (Kligerman, 2001) e a estimativa para o Brasil, no ano de 2006, é da ocorrência de 472.050 casos novos de câncer (INCA, 2005). Assim, a avaliação do incremento de dose de radiação na população decorrente da interferência humana sobre o ambiente é uma preocupação de pesquisadores de diferentes áreas de atuação.

Pode-se citar, como exemplo de mudança do ambiente causada pelo ser humano, o aumento do nível de radiação de fundo devido à precipitação da poeira radioativa dos testes nucleares dos anos 50 (UNSCEAR, 2000), da detonação das bombas atômicas no Japão em 1945 (Sternglass, 1981) e do acidente do reator nuclear de Chernobyl (Ucrânia) na antiga União Soviética (Arutyunyan et al., 1996). Estima-se que houve um aumento do acúmulo de estrôncio-90 após 1954, de 5 a 10 vezes no hemisfério norte e de 1,5 a 3 vezes no hemisfério sul (Okuno, 1988). Nos últimos anos, o que se tem noticiado com relação à contaminação ambiental refere-se à chamada “bomba suja” (IAEA, 2002). Trata-se de um dispositivo que usa uma bomba convencional carregada com material radioativo e sua explosão pode contaminar uma região extensa impossibilitando seu uso para habitação e também para agricultura.

A aplicação de fertilizantes em grandes extensões de terra e por um longo

período pode aumentar a dose de radiação ionizante na população como um todo. Essa suposição vem do fato de que os adubos contêm, além de traços de metais pesados, o potássio e seu isótopo radioativo e os radionuclídeos naturais que são membros da série de decaimento do urânio e do tório (Hamamo et al., 1995). Eisenbud (1987) relata que concentrações relativamente altas de urânio são encontradas na matéria prima de produção dos fertilizantes provenientes das minas de fosfato de formações sedimentares.

Na América Latina, houve um aumento do uso de fertilizantes de 4 vezes nos últimos 30 anos e chegou-se a um total de 12 milhões de toneladas em 2000, sendo a participação brasileira de 50% desse total segundo a United Nations Environment Programme (UNEP, 2003). Como e quanto o uso de fertilizantes contribui para a exposição da população à radiação é uma questão importante a se investigar (Boothe, 1977).

Pesquisa recente realizada numa fábrica de fertilizantes na Itália (Righi et al., 2005) mostra que para indivíduos ocupacionalmente expostos, o excesso na dose efetiva total varia de 0,6 a 1,4 mSv por ano e para o público das vizinhanças estima-se uma dose acima da radiação de fundo de 4 μ Sv por ano.

Estudo realizado na antiga República Federal Alemã indica que os fertilizantes fosfatados contêm radionuclídeos naturais com atividades específicas que excedem em até 50 vezes as atividades específicas médias de solos comuns (Philipp et al., 1979). Pode também dobrar o conteúdo de urânio e rádio no solo o que significa que poderá dobrar esse conteúdo nos nossos ossos (Eisenbud, 1987). Por outro lado, no Brasil, Conceição e Bonotto (2003) mostraram que o uso de

fertilizantes fosfatados em plantação de cana no Estado de São Paulo contribui muito pouco para o aumento de exposição da população à radiação.

Normalmente os radioisótopos presentes no solo passam pelo sistema radicular da mesma maneira que os seus isótopos não radioativos e acabam fazendo parte da cadeia alimentar, contribuindo para o aumento de dose interna. Como o urânio e seus descendentes ocorrem naturalmente no solo e também nos fertilizantes, esses elementos estão presentes nos alimentos e nos tecidos humanos.

Estudo realizado na cidade do Rio de Janeiro (Santos et al., 2002) mostra que, no consumo diário de produtos vegetais, são ingeridos os principais radionuclídeos naturais (^{232}Th , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{228}Ra) que resultam em atividade de 10 a 69 mBq. Em São Paulo, Garcia e colaboradores (Garcia et al., 2006) fizeram uma avaliação da dose devido à ingestão de urânio contida em vários itens da dieta de moradores da cidade.

Uma revisão da literatura elaborada por Maul e O'Hara (1989) mostra através de uma coletânea de dados, valores de concentração de radionuclídeos naturais cujas atividades específicas variam de 40 a 240 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para vegetais verdes e uma média de 130 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para raízes em geral.

A Tabela 1.1 mostra dados relacionados com o presente trabalho, de estudos realizados no Brasil e em outros países, evidenciando a preocupação de pesquisadores de diferentes regiões do mundo com esse assunto.

Tabela 1.1 Dados de concentração de radionuclídeos em fertilizantes, solos e hortaliças de trabalhos de diferentes autores. As colunas 2, 3 e 4 mostram ou valores médios, ou o intervalo de valores encontrados para atividades específicas dos radioelementos.

<i>Atividade específica (Bq/kg)</i>				
<i>Amostra</i>	<i>⁴⁰K</i>	<i>série do</i> <i>²³⁸U</i>	<i>série do</i> <i>²³²Th</i>	<i>Referência</i>
Fertilizantes NPK	38643	3419	107,3	Pfister et al. (1976) - Alemanha
Fertilizantes NPK	8900	590	20-31	Conceição e Bonoto (2003) - Brasil
Fertilizantes NPK	7500	78-88	3-5	Olszewska-Wasiolek (1995) - Polônia
Fertilizantes	...	67,2 - 705,9	...	Yamazaki (2003) -Brasil
Fertilizantes	...	182-1158	81-546	Saueia e Mazzilli (2006) - Brasil
Fertilizantes fosfatados	446-883	135-681	125-239	El-Bahi et al. (2004) - Egito
Solos	222	44	88	Medeiros (2003) - SP, Brasil
Areia Guarapari	63	4043	55500	Veiga et al. (2005) - ES, Brasil
Solos cultivados	170-480	16-40	6-25	Komosa et al. (2005) - Polônia
Solos não cultivados	180-480	16-43	9-25	Komosa et al. (2005) - Polônia
Vegetais verdes	...	$6,13 \times 10^{-3}$	$3,89 \times 10^{-3}$	Shiraishi et al. (2000) - Japão
Outros vegetais	...	$2,73 \times 10^{-3}$	$1,21 \times 10^{-4}$	Shiraishi et al. (2000) - Japão
Alface	...	0,068	0,112	Ribeiro (2004) - RJ, Brasil
Cenoura	...	0,27	0,45	Ribeiro (2004) - RJ, Brasil

1.2 Efeitos Biológicos

Existem dois mecanismos pelos quais a radiação ionizante interage com o material biológico, produzindo danos. A primeira forma chama-se mecanismo *direto* e a interação se dá diretamente com componentes celulares como o ADN (ácido desoxirribonucleico), proteínas e lipídios provocando alterações estruturais em suas moléculas. O segundo mecanismo é denominado *indireto* e a interação da radiação se dá com as moléculas de água que circundam os componentes celulares produzindo radicais livres¹. São eles que vão se associar às outras macromoléculas das células produzindo os danos. Admite-se que 70% dos efeitos biológicos das radiações são produzidos pelo mecanismo *indireto*, pois a água é o principal constituinte da célula viva (Okuno, 1988).

Estudos recentes mostram que células exibem alguma resposta deletéria mesmo quando não são atingidas diretamente pela radiação ionizante, bastando estar próxima de uma célula atingida. Prise (2006) faz uma revisão dessas novas descobertas que podem elucidar como as baixas doses induzem o câncer em uma célula viva. Nagasawa e Little (1992) mostraram pela primeira vez esse efeito quando observaram que 30% de células de uma cultura apresentaram aberrações cromossômicas enquanto apenas 1% delas haviam sido atingidas por partículas alfa. Esse efeito foi chamado de *bystander response* e refere-se às modificações que ocorrem em uma célula quando somente sua vizinha é irradiada. Essa resposta das células não atingidas diretamente por radiação incluem os seguintes efeitos:

¹ Radicais livres são componentes reativos resultantes da radiólise da água que apresentam número ímpar de elétrons.

bystander effect, instabilidade genômica e resposta adaptativa.

Prise (2006) e Feinendegen e Neumann (2005) mostram a importância de pesquisas interdisciplinares para o entendimento dos efeitos de doses baixas de radiação ionizante. Para esses autores, a explicação mais aceita para o *bystander effect* é de que há transferência para o meio de agentes como radicais livres, através do oxigênio reativo e pequenas proteínas chamadas citoquinas, provenientes das células atingidas, que vão modificar células que estão nesse meio, mas que não foram atingidas por radiação.

Segundo esses mesmos autores, a instabilidade genômica caracteriza-se pelas mutações gênicas e morte celular atrasada de células descendentes daquelas que foram atingidas por radiação.

Com relação à resposta adaptativa, eles mostram que é o efeito em que doses baixas reduzem os efeitos de doses altas quando aplicadas horas depois das modificações já estabelecidas. Esse efeito foi comprovado *in vitro* e também *in vivo* (Prise, 2006 e Feinendegen e Neumann, 2005).

O ADN (Figura 1.1) é o alvo mais importante dos efeitos da radiação e as lesões podem aparecer como: alterações estruturais; eliminação de bases nitrogenadas gerando sítios apurínicos² ou apirimidínicos³; rompimento das pontes de hidrogênio entre as bases da dupla-hélice; quebra de uma ou de ambas as cadeias polinucleotídicas e translocação entre as moléculas de ADN.

Existe uma estimativa de que 1 Gy de dose absorvida produz aproximadamente 1000 quebras simples na cadeia polinucleotídica e 40 quebras da

² Com falta das bases purinas: Adenina (A) ou Guanina (G).

³ Com falta das bases pirimidinas: Timina (T) ou Citosina (C).

dupla hélice de ADN além de outros tipos de lesões (Ward, 1988).

Figura 1.1 Diagrama esquemático da estrutura do ADN. As ligações fracas entre as bases nitrogenadas constituídas de pontes de hidrogênio estão mostradas pelas linhas tracejadas. As letras representam: A (adenina), T (timina), C (citosina) e G (guanina). Extraído de Stryer (1979).

Os efeitos produzidos no ADN podem se caracterizar por:

a. dano na molécula com subsequente reparo;

b. morte celular através de processos como a diferenciação, senescência, necrose ou apoptose (González 2001). A morte por apoptose está associada a doses mais baixas de radiação enquanto a morte por necrose a doses mais altas (Segreto et al., 1998). A apoptose é de certa forma uma proteção do organismo como um todo, pois é um processo que elimina células danificadas evitando assim a proliferação do defeito;

c. transformação celular ou mutação.

Dois tipos principais de efeitos induzidos pela radiação ionizante são descritos quando são consideradas as modificações produzidas nas células vivas.

O primeiro é chamado efeito **determinístico** e é aquele cuja severidade aumenta com a dose e é detectado somente acima de um certo limiar de dose. Esse efeito passa a ser chamado de reação tecidual na nova publicação da International Commission on Radiological Protection (ICRP, 2007). A quantidade de células que são mortas e a diminuição das mitoses após a irradiação estão diretamente relacionadas a esse efeito. Os exemplos mais comuns são a indução à esterilidade, catarata, eritema e descamação da pele, necrose dos tecidos, diminuição das células sanguíneas e retardo mental quando o embrião é irradiado. Para dose muito alta (> 2 Gy no corpo todo) surge sob a forma de síndrome aguda da radiação na pessoa irradiada. Esta se manifesta com sintomas que vão desde náuseas, vômitos, diarreia, fadiga, febre, queda de cabelos, alterações sanguíneas, letargia e convulsões. Normalmente, o efeito aparece após um período curto desde a exposição à radiação e esse tempo é tanto menor quanto maior a dose e está associado a doses e taxas de dose relativamente altas. Há também os efeitos tardios de reação tecidual como queimaduras em pessoas que se submeteram subsequentemente à cateterismo e angioplastia resultando em dose muito alta. Foram também detectados problemas nos vasos sanguíneos similares a aterosclerose nessas pessoas ou naquelas submetidas à radioterapia de mama ou de pulmão.

O efeito **estocástico**, que é probabilístico, é o segundo tipo e está relacionado com a modificação celular ou mutação. Caracteriza-se pela transmissão do dano para

as células originadas a partir da mutante, sendo o câncer o mais importante dos efeitos estocásticos, podendo em geral, aparecer até muitos anos após a irradiação. Nesse tipo de efeito, a gravidade da resposta biológica independe da dose, mas a probabilidade de ocorrência é função da dose. Pessoas que apresentaram a síndrome aguda da radiação e que se recuperaram dos efeitos determinísticos não estão isentos de apresentar os efeitos estocásticos anos mais tarde. Assim, somente estudos epidemiológicos de uma população extensa podem estabelecer a relação que existe entre o agente e o efeito biológico. Quanto menor for o efeito, maior deve ser a população a ser considerada.

O efeito é chamado de **hereditário** quando a mutação ocorre nas células reprodutivas do indivíduo irradiado e o dano é transmitido para seus descendentes. Esse efeito também é estocástico.

Polikarpov (1998) afirma que tentativas de elaboração de modelos para descrever os efeitos estocásticos da radiação nos seres vivos são dificultados pela escassez de dados. Esse mesmo autor mostra que níveis de radiação ambiental (1×10^{-5} a $4 \times 10^{-5} \text{ Gy} \cdot \text{ano}^{-1}$) muito menor que a média mundial ($2,4 \times 10^{-3} \text{ Gy} \cdot \text{ano}^{-1}$) provocam decréscimo na taxa de reprodução de *Artemia sp* e de culturas de *Paramecium sp*. Há também uma teoria chamada hormesis, que se baseia no fato de que doses baixas de radiação são benéficas à saúde dos seres vivos. Os adeptos desta teoria concluem que alguns organismos, incluindo os mamíferos, vivem melhor e por mais tempo quando expostos à radiação um pouco mais alta do que a média natural ambiental. Esses pesquisadores sugerem que taxas de doses moderadas de radiação estimulam o sistema imunológico que cancelam o excesso de mortes por câncer e

que, portanto deve haver uma dose ótima para a boa saúde e longevidade (Strom e Cameron 2002).

1.3 Radiação Natural

A radiação natural ao qual o ser humano está exposto é composta pela radiação de origem cósmica, pela originada de radionuclídeos presentes na crosta terrestre e da que resulta da ingestão e inalação de elementos radioativos presentes nos alimentos e no ambiente (Tabela 1.2). Apesar de variar de local para local, estima-se que a dose efetiva média mundial devido à radiação natural seja de $2,4 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ (UNSCEAR, 2000).

Tabela 1.2 Média global da dose efetiva anual para adultos devido a fontes naturais de radiação ionizante (UNSCEAR 2000).

Componente da exposição	Dose efetiva anual (mSv)
Raios cósmicos e radionuclídeos cosmogênicos	0,39
Radionuclídeos terrestres: exposição gama externa	0,48
Radionuclídeos no corpo: exposição interna (exceto radônio)	0,29
Radônio e filhos	1,26
Total	2,42

Radionuclídeos naturais de origem terrestre, também chamados de primordiais, ocorrem em todos os compartimentos do ambiente, inclusive nos organismos vivos. A irradiação externa do corpo humano devido a esses elementos se dá principalmente através da radiação gama dos radionuclídeos das séries naturais do

^{238}U e do ^{232}Th e do decaimento do ^{40}K . Outra série natural, a do actínio, começa com o ^{235}U com composição isotópica relativa de 0,71% enquanto que a de ^{238}U é de 99,28%. Internamente, além da radiação gama, o organismo é irradiado pelas partículas alfa e beta produzidas no processo de decaimento desses elementos (UNSCEAR, 2000). A ingestão através dos alimentos e da água é a principal via de incorporação desses radionuclídeos no organismo e depende dos hábitos alimentares, do tipo de solo e de práticas de agricultura de uma dada população. Como regra geral, os radioisótopos comportam-se da mesma forma que seus isótopos não radioativos com relação à absorção pelas raízes das plantas e mesmo não tendo função metabólica, podem estar presentes nos tecidos vegetais (Eisenbud, 1987).

1.3.1 O potássio-40

O potássio é encontrado em níveis altos na maioria dos solos, mas a sua disponibilidade para as plantas é baixa devido à grande porcentagem estar na forma insolúvel. O potássio encontra-se na forma acessível quando está presa às partículas de argila e pode trocar de lugar com outros íons positivos na dissolução do solo. Esta é a forma mais fácil das plantas absorverem o potássio, porém é também a forma sujeita à lixiviação (Brady, 1989).

Nas plantas, o potássio é importante no processo de fotossíntese para a obtenção de energia. A deficiência de potássio nas plantas prejudica o desenvolvimento adequado de suas raízes, as bordas das folhas aparecem como queimadas e elas tornam-se vulneráveis ao ataque de pragas e às intempéries.

Figura 1.2 Esquema de decaimento radioativo do isótopo ^{40}K .

Um dos radioisótopos do potássio mais importante é o $^{40}_{19}\text{K}$ que tem uma abundância isotópica de 0,0119% e meia-vida de $1,3 \times 10^9$ anos. Quando um núcleo desse radionuclídeo decai, ele pode emitir uma partícula β^- com energia máxima de 1,314 MeV e se transformar no elemento estável $^{40}_{20}\text{Ca}$. Essa forma de decaimento ocorre com 89,3 % de probabilidade. Mas há outra forma desse núcleo decair com 10,7 % de probabilidade que é via captura eletrônica¹, seguido de emissão de um fóton da radiação gama com energia de 1,46 MeV. Nesse caso o elemento resultante é o $^{40}_{18}\text{Ar}$ estável (Figura 1.2).

No corpo humano, o ^{40}K comporta-se como um nutriente essencial à semelhança do K estável, sendo distribuído uniformemente nos tecidos musculares e sua concentração mantém-se constante devido ao equilíbrio homeostático. O corpo de um ser humano de 70 kg (homem padrão caucasiano) contém aproximadamente

¹ Na captura eletrônica (CE) o núcleo de $^{40}_{19}\text{K}$ captura um elétron orbital, transformando assim um próton do núcleo em um nêutron o que resulta no elemento $^{40}_{18}\text{Ar}$ no estado excitado.

140 g de potássio; conseqüentemente a atividade de ^{40}K correspondente é de $3,7 \times 10^3 \text{ Bq}$ (0,1 μCi). Este isótopo é responsável por equivalente de dose anual no corpo humano de 0,17 mSv para adultos e de 0,19 mSv para crianças (UNSCEAR, 2000), sendo que a maior contribuição é devida à partícula β^- em vez da radiação gama emitida.

1.3.2 O urânio

O urânio é o elemento mais pesado encontrado na natureza e consiste em três isótopos com números de massa de 234, 235 e 238. Os isótopos ^{235}U e ^{238}U são radioativos e decaem sucessivamente em outros elementos também radioativos constituindo uma série de decaimentos, chamados simplesmente uma série, até chegarem ao elemento estável chumbo. A série do ^{238}U (Figura 1.3) é a mais extensa e esse nuclídeo tem uma abundância de 99,98%, enquanto seu descendente ^{234}U apresenta-se com uma abundância de 0,0058% (Eisenbud, 1987). Qualquer amostra de urânio natural contém 0,72% de ^{235}U que encabeça a série do actínio (Figura 1.4). Neste trabalho vamos dar ênfase à série do ^{238}U devido à sua grande abundância em relação ao ^{235}U .

O urânio ocorre na maioria das rochas e solos e a concentração encontrada nas rochas fosfáticas pode chegar a 120 ppm. Essa relativa alta concentração reflete-se na correspondente alta concentração encontrada nos fertilizantes fosfatados comerciais (Eisenbud, 1987). Nos últimos 50 anos a quantidade de urânio no ambiente aumentou como conseqüência das atividades humanas tais como extração de urânio das minas,

indústria nuclear, e uso de fertilizantes na agricultura (Rivas, 2005).

Figura 1.3 Esquema de decaimento da série do ^{238}U . Os símbolos α e β ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meias vidas. O asterisco mostra que o isótopo é um emissor gama. Adaptado de Eisenbud (1973).

A exposição interna de uma pessoa ao urânio ocorre através da ingestão de alimento e água ou pela inalação quando respiramos. A ingestão diária média de urânio varia de 0,07 μg a 1,1 μg . Muito pouco é inalado. Cerca de 98% do urânio que adentra o corpo não é absorvido. Dos cerca de 2% que é efetivamente absorvido,

70% passarão pelos rins. Estes são considerados o principal sítio de danos devido à radiação e também pela toxicidade química deste elemento. O urânio se acumula nos ossos podendo aparecer também nos pulmões. Dentre os componentes de decaimento do urânio encontra-se o radônio que é um gás, que por sua vez produz filhos que aderem-se aos pulmões aumentando o risco de câncer nesses órgãos (USEPA, 2006).

Estima-se que no esqueleto humano há um conteúdo de 25 μg de urânio que equivale a 0,296 Bq de atividade e responsável por uma dose de 0,003 $\text{mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Eisenbud, 1987).

Figura 1.4 Esquema de decaimento da série do ^{235}U . Os símbolos α e β ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meias vidas. O asterisco mostra que o isótopo é um emissor gama. Adaptado de Eisenbud (1973).

1.3.3 O tório

O tório está presente naturalmente na maioria das rochas e solos com concentrações que variam de 8,1 a 33 ppm para as rochas ígneas.

O pai da série do tório é o ^{232}Th , e quando ocorre o decaimento radioativo uma partícula alfa é emitida acompanhada de radiação gama formando o ^{228}Ra . O processo de decaimento com a liberação de radiação e formação de um novo radionuclídeo continua até que o ^{208}Pb , um elemento estável, é finalmente formado (Figura 1.5). A meia-vida do ^{232}Th é de aproximadamente 14 bilhões de anos. Outros dois isótopos de tório são encontrados na natureza, o ^{230}Th e o ^{228}Th , respectivamente com meias-vida de 75.400 anos e 1,9 anos (USEPA, 2006).

Devido à baixa solubilidade do ^{232}Th , a absorção pelas plantas é baixa e sua concentração em materiais biológicos é insignificante (Eisenbud, 1987).

O tório tem o mesmo comportamento do urânio. Devido à similaridade química do ^{226}Ra e ^{228}Ra (produtos de decaimento da série do ^{238}U e do ^{232}Th , respectivamente) com o Ca, há uma certa competição entre eles, com tendência à assimilação pelos ossos.

O tório junto com seus produtos de decaimento contribuem com 0,09 mSv na dose efetiva anual devido à exposição interna a radionuclídeos naturais (UNSCEAR, 2000).

Figura 1.5 Esquema de decaimento da série do ^{232}Th . Os símbolos α e β ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meias vidas. O asterisco mostra que o isótopo é um emissor gama. Adaptado de Eisenbud (1973).

1.3.4 Fatores de conversão de concentração de radioelementos no tecido para equivalente de dose anual

Uma vez determinada a concentração de radionuclídeos naturais em (Bq/kg)

nos tecidos é preciso calcular o equivalente de dose em (mSv/ano). Para isso usam-se os fatores de conversão que já foram calculados e encontram-se tabelados (ICRP, 1996). Esses fatores foram obtidos no caso do ^{40}K considerando a emissão de partícula β^- e fóton. No caso dos elementos das séries do urânio e do tório, todos os decaimentos da série completa dentro do corpo foram considerados. Além disso, para o cálculo do fator de conversão foi usado para fator de qualidade da partícula α o valor 20 e para partículas β e γ , 1. Como a densidade de ionização da partícula α é muito maior que a da partícula β , a primeira é vinte vezes potencialmente mais danosa e esse fato foi levado em conta.

A Tabela 1.3 mostra os fatores de conversão de interesse no presente trabalho e foram adaptadas da publicação da norma norte americana da National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP, 1987).

Tabela 1.3 Fator de conversão de concentração no tecido de radionuclídeos naturais para equivalente de dose anual (mSv·ano⁻¹/Bq·kg⁻¹). Adaptado de NCRP (1987).

Radionuclídeo	Tecido mole	Osso		
		<i>osteócito</i>	<i>superfície</i>	<i>medula</i>
^{40}K	0,003	...	...	...
Urânio*	0,92	0,92	0,43	0,08
^{230}Th	0,46	0,46	0,23	0,04
^{226}Ra	1,0	1,0	0,51	0,09
^{210}Pb - ^{210}Po	0,54	0,54	0,26	0,05
^{232}Th	0,40	0,40	0,19	0,04
^{228}Ra - ^{228}Th	3,0	3,0	1,4	0,26

* Concentração em equilíbrio do urânio natural (^{238}U , ^{234}Th , ^{234}Pa , ^{234}U e ^{235}U)

1.3.5 Coeficientes de conversão de dose efetiva comprometida para ingestão de radionuclídeos

A principal via de incorporação de radionuclídeos ocorre por ingestão. Os elementos incorporados via alimento são prontamente absorvidos pelo trato gastrointestinal. Essa incorporação resultará em dose efetiva comprometida. A ICRP tem várias publicações com atualizações sucessivas de valores de coeficientes de conversão de vários radioelementos de atividade ingerida para dose efetiva comprometida. O cálculo é feito levando em conta uma única ingestão, mas diz que pode ser aplicado para ingestões crônicas. Nesse caso, para calcular a dose efetiva comprometida em 50 anos, há que se obter a atividade incorporada a cada ano a partir do consumo de cada alimento e da atividade específica média. Disso se obtém a contribuição à dose efetiva interna anual que somada durante 50 anos chega-se a dose efetiva comprometida devido a cada radionuclídeo ingerido cronicamente.

Segundo a ICRP (ICRP, 1996), para um adulto, os coeficientes de dose comprometida de alguns radioelementos são dadas pela Tabela 1.4.

Tabela 1.4 Coeficientes de conversão para cálculo de dose efetiva comprometida para ingestão de radionuclídeos. (ICRP, 1996).

<i>Radioelemento</i>	<i>Coeficiente de conversão (Sv/Bq)</i>
^{40}K	$6,2 \times 10^{-9}$
^{238}U	$4,5 \times 10^{-8}$
^{234}U	$4,9 \times 10^{-8}$
^{235}U	$4,7 \times 10^{-8}$
^{232}Th	$2,3 \times 10^{-7}$

1.4 Fertilizantes

São produtos aplicados aos solos com o objetivo de fornecer aos vegetais os nutrientes necessários para o seu crescimento e produção. Esses nutrientes podem ser classificados como macronutrientes primários (N, P e K), macronutrientes secundários (Ca, Mg e S) e micronutrientes (B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn e Co), segundo sua importância no desenvolvimento das plantas (Kulaif, 1999).

Os fertilizantes são qualificados em nitrogenados, fosfatados ou potássicos dependendo de apresentar em sua composição somente o macronutriente indicado ou se a concentração de um deles (N, P ou K) for maior que a dos outros componentes (Kulaif, 1999). Quando a denominação fertilizante fosfatado for aplicada, entende-se como aquele que em sua fórmula o fosfato está em maior teor ou se é o único macronutriente presente. Esse tipo de fertilizante tem sua importância devido ao valor comercial mundialmente crescente (Kulaif, 1999) e também pela conhecida presença do urânio em quantidades relativamente altas proveniente da matéria prima para sua produção (Eisenbud, 1987).

Segundo Alcarde et al. (1991), os fertilizantes fosfatados são os insumos mais importantes na agricultura, contribuindo com um aumento de produtividade de 30 a 50%, quando corretamente aplicados. Além disso, o conjunto de consumidores engloba desde o pequeno produtor rural que trabalha para sua própria subsistência, até grandes empresas interessadas em produção agrícola volumosa, apontando para um crescimento do uso porque o Brasil é um país com muita disponibilidade de terras e também promissor em relação à agroindústria (Kulaif, 1999).

1.5 Proteção Radiológica

Pouco tempo depois da descoberta dos raios X por Roentgen em 1895, já havia relatos dos efeitos causados pela exposição a esses raios. Alguns médicos perceberam queda de cabelos após radiografarem seus próprios crânios (Okuno, 1988). Nessa época os cientistas começaram demonstrando a preocupação em estabelecer normas de proteção contra os efeitos danosos visíveis da radiação.

Por volta de 1927, Muller apresentou a primeira prova crucial de que os raios X produzem mutação em *Drosophila sp* (Freire-Maia, 1972). A partir dessa época, após a comprovação da propriedade mutagênica da radiação, a proteção radiológica adotou como objetivo a redução dos riscos genéticos com conseqüente redução dos limites recomendados de dose.

Com o intuito de desenvolver normas e padronizar grandezas e unidades de radiação, algumas comissões internacionais foram criadas visando a proteção dos seres vivos contra os efeitos danosos das radiações ionizantes.

A primeira delas, a ICRU (Comissão Internacional de Medidas e Unidades de Radiação) foi formada no primeiro Congresso Internacional de Radiologia em 1925 com o objetivo de desenvolver normas e estudar as recomendações sobre grandezas e unidades, procedimentos de medidas e coleta de dados para assegurar a uniformidade dos relatos.

A segunda comissão foi constituída em 1928, no congresso subsequente, a ICRP (Comissão Internacional de Proteção Radiológica) tendo como principal função fornecer guias gerais para o uso da radiação e estabelecer limites de exposição

para trabalhadores e para o público em geral.

No Brasil, o órgão fiscalizador e responsável pela legislação e normatização do uso de material radioativo no território nacional é a CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear).

O limite de dose efetiva para indivíduos ocupacionalmente expostos difere do limite para público em geral e o recomendado pela ICRP-60 (ICRP, 1990) é de $20 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ enquanto para o público é de $1 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$. No Brasil o limite que era de $50 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ para trabalhadores (CNEN, 1988) passa agora também a ser de $20 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ (CNEN, 2005). Para o público, o limite é o mesmo adotado pela ICRP, ou seja, $1 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$. Esses valores não incluem as doses devidas a radiação natural e a exposições médicas (CNEN, 1988).

O objetivo da proteção radiológica com relação aos efeitos determinísticos da radiação ionizante é evitá-los e para isso recomenda limites bastante abaixo dos limiares de doses para que o efeito aconteça. Quanto aos efeitos estocásticos, embora se acredite que a frequência de ocorrência é baixa, mesmo com níveis baixos de radiação, todas as doses devem ser consideradas (ICRP, 1990). Assim o princípio ALARA (As Low As Reasonably Achievable) apresentada na ICRP-26 de 1977, deve ser obedecido quando se trata de exposição à radiação. Além disso, há o princípio da justificativa pelo qual qualquer exposição deve ser justificada com algum benefício líquido. O terceiro princípio a ser obedecido é o da otimização, isto é, a exposição *deve ser tão baixa quanto razoavelmente exeqüível*, levando em conta fatores econômicos e sociais.

Apesar das novas descobertas sobre os efeitos biológicos de doses baixas de

radiação, que mostram às vezes serem benéficos à saúde, a ICRP assume que o risco de câncer cresce em proporção direta com a dose absorvida em órgãos e tecidos a partir de dose zero cujo modelo se chama modelo linear sem limiar (ICRP, 2005). Essa visão também é aceita pela UNSCEAR (UNSCEAR, 2000).

A ICRP tem se preocupado não só com a proteção do ser humano, mas também com outros organismos vivos e defende a tese de que “se o homem está protegido, o ambiente também está” (Alexakhin, 2000). Em sua nova publicação, que está sob consulta pública (ICRP, 2005), a comissão inclui os seres vivos não humanos e elabora um fluxograma com objetivos comuns de proteção do ser humano e dos outros organismos vivos visando também a proteção do ambiente. Leva em consideração a redução dos níveis de radiação que causam mortalidade ou diminuição da taxa de reprodução de plantas e animais para níveis em que a biodiversidade e a saúde da comunidade sejam conservadas. A comissão propõe o estabelecimento de padrões internacionais para o despejo de material radioativo no ambiente e que para isso a divulgação de níveis de concentração em animais e plantas seria de muita utilidade.

Este trabalho procura mostrar com um estudo sistemático e com técnicas adequadas, se os fertilizantes significam risco à nossa saúde e ao ambiente quando aplicados usualmente na agricultura convencional. Optamos também pela coleta de amostras de hortaliças prontas para colheita, sem qualquer tratamento, para não diferenciar daquilo como é consumido pela população. Através desse estudo podemos ainda estimar a quantidade de radionuclídeos que ingerimos considerando os produtos dos locais investigados.

1.6 Objetivos

1. Determinar as atividades específicas de ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K em:

- a) amostras de fertilizantes industrializados utilizados em chácaras de produção de hortaliças;
- b) amostras de solos adubados e solos não adubados dessas chácaras;
- c) alguns produtos vegetais cultivados nos solos adubados das respectivas chácaras.

1.1 Comparar os dados obtidos com dados da literatura.

1.2 Estimar a partir desses dados, a dose devido à ingestão dos produtos vegetais estudados

3. Medir o nível de radiação gama no ambiente através da dosimetria termoluminescente.

4. Propor eventuais medidas de controle adequadas.

2 METODOLOGIA

2.1 Tipo de estudo

Este trabalho é um estudo do tipo analítico (FSP/USP, 1998) que visa quantificar os elementos radioativos naturais, geralmente aumentados nos fertilizantes e investigar se há aumento da concentração em solos e em hortaliças cultivadas nesses solos adubados. A partir desses dados é objetivo também estimar a dose devido ao consumo desses vegetais.

2.2 As amostras

A escolha das amostras de hortaliças para o estudo foi feita de acordo com as informações fornecidas pelo MLP (Mercado Livre do Produtor) da CEAGESP (Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo). Os dados do MLP mostram quais são os produtos vegetais que chegam em maior quantidade para serem comercializados na cidade de São Paulo. Os cinco produtos com maior participação no ano de 2003 estão apresentados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 Quantidade e porcentagem de hortaliças que chegaram à CEAGESP em 2003.

Esses produtos representam 80% do volume comercializado.

PRODUTO	TONELADAS	%
repolho	63.976	30,83
milho verde	52.550	25,33
alface	26.473	12,76
brócolis	13.242	6,38
couve-flor	9.052	4,3

Fonte: www.ceagesp.gov.br [acesso em 31/01/2005].

Inicialmente, foram contactadas as Casas de Agricultura de alguns dos municípios vizinhos da cidade de São Paulo e que produzem em maior quantidade as hortaliças mencionadas acima e que abastecem a cidade de São Paulo. À exceção do milho verde que é produzido em regiões distantes da capital, os outros quatro produtos são cultivados em municípios vizinhos à cidade de São Paulo, sendo o município de Mogi das Cruzes o maior produtor de alface do Brasil. Essas informações foram obtidas na página da rede mundial de computadores da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI), órgão da Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, que divide o Estado em 40 regiões agrícolas (Figura 2.1). Cada região agrícola engloba vários municípios e cada município possui uma Casa da Agricultura com um responsável que tem a função de informar os produtores rurais dando-lhes orientações gerais e assistência técnica, visando a melhoria da produtividade local.

Figura 2.1 Regiões agrícolas do Estado de São Paulo segundo a CATI. Extraído de www.cati.sp.gov.br/novacati/index.php [acesso em 15/10/2006].

Após o envio de mensagens eletrônicas (ANEXO 4) a mais de uma dezena de Casas de Agricultura, obtivemos resposta somente dos responsáveis de 3 municípios que se mostraram interessados na pesquisa aceitando prontamente as condições. Um outro mostrou-se preocupado com a repercussão negativa que a pesquisa poderia causar na comercialização dos produtos e solicitou maiores informações sobre o projeto. Mesmo com conversa telefônica e comunicação adicional sobre detalhes do trabalho, a visita a chácaras desse município infelizmente não se efetivou.

Optou-se assim, pela coleta de amostras somente nas chácaras dos municípios de Embu-Guaçu, Itapeceira da Serra e Suzano, da região metropolitana de São Paulo (Figura 2.2). As chácaras visitadas foram escolhidas pelos responsáveis das casas de agricultura de acordo com a produção das hortaliças por nós mencionadas como de interesse.

Figura 2.2 Mapa da região metropolitana de São Paulo com os contornos dos 39 municípios que compõem a região. Em destaque aparecem os municípios de Itapequerica da Serra e Embu-Guaçu a oeste de São Paulo e o município de Suzano a leste.

No município de Embu-Guaçu foram visitadas 6 chácaras. Em Itapequerica da Serra visitamos mais 3 chácaras e Suzano contribuiu com 9 chácaras.

Um documento informando ao proprietário das chácaras sobre os objetivos do projeto e também o compromisso em não divulgar nomes nem endereços foi deixado nas propriedades agrícolas e também nas Casas de Agricultura que participaram do estudo (ANEXO 4).

2.2.1 As hortaliças

Alface (*Lactuca sativa*), Repolho (*Brassica oleracea* var. *capitata*), Brócolis (*Brassica oleracea*) e Couve-flor (*Brassica oleracea* var. *Botrytis cauliflora*) foram

selecionadas para estudo. A Beterraba (*Beta vulgaris*) foi incluída por se tratar de uma espécie de família diferente das demais, e que poderia acrescentar informações diversas, por se tratar de uma raiz tuberosa.

2.2.2 As amostras de solos

As amostras de solos adubados foram sempre coletadas nos canteiros onde as hortaliças estavam plantadas. Para cada amostra de hortaliça coletou-se uma amostra de solo.

As amostras de solos não adubados foram coletadas em pontos da chácara onde o proprietário afirmava que o local não fora adubado.

Todas as amostras de solo são superficiais e foram retiradas de camadas de até no máximo 10 cm de profundidade.

2.2.3 As amostras de fertilizantes

Nem todas as chácaras tinham disponíveis amostras dos fertilizantes que foram aplicados na plantação das hortaliças que foram coletadas. Apesar desse fato, os proprietários que não nos doaram amostras, afirmaram que os fertilizantes usados em suas plantações não diferem dos de seus vizinhos. A compra muitas vezes é feita com o mesmo fornecedor.

Em geral, existem duas categorias de adubos aplicados nas plantações de hortaliças: um chamado de PLANTIO e outro de COBERTURA. O primeiro é

aplicado no preparo do solo, misturado a ele, antes do transplante das mudas e o segundo é aplicado ao redor das plantas após o seu crescimento inicial.

Neste trabalho não fizemos distinção entre fertilizantes fosfatados, nitrogenados ou potássicos. Utilizamos simplesmente o termo fertilizante para denominar o produto industrializado utilizado como aditivo ou corretivo na agricultura convencional com a finalidade de melhorar a produção.

2.2.4 Tratamento das amostras

As amostras de hortaliças utilizadas no trabalho consistem somente da parte comestível que são então pesadas. Obtêm-se assim o **peso fresco**. Após reduzir as folhas dos vegetais em pedaços pequenos, eles são secados inicialmente ao sol e assim consegue-se uma redução significativa de volume. Um arranjo com lâmpadas de 150 W foi construído para a secagem principalmente das hortaliças, quando a exposição à luz solar não foi possível em dias nublados (Figura 2.3). Quando disponível, esse aparato foi utilizado também para as amostras de solo e de fertilizante.

Após essa desidratação inicial todas as amostras foram colocadas numa estufa com temperatura ajustada para 100 ± 5 °C e tempo de secagem de no mínimo 24 h. Normalmente as amostras de hortaliças necessitam de mais tempo de secagem.

Uma forma de verificar se a amostra perdeu toda a água é a pesagem sequencial até constatar-se que seu peso não se altera mais.

Figura 2.3. Arranjo de madeira com 3 lâmpadas de 150 W utilizado para secagem de amostras.

Um almofariz foi utilizado para moagem da maioria das amostras. Algumas amostras de hortaliças foram trituradas com o auxílio de um liquidificador. Peneiras granulométricas com malhas de abertura de 2 mm foram utilizadas para obtenção de uma amostra homogênea.

Todas as amostras são acondicionadas em recipientes cilíndricos de 80 mm de diâmetro por 38 mm de altura (Figura 2.4) de poliestireno . Estes são lacrados com fita adesiva e deixados em repouso por pelo menos 25 dias para se atingir o equilíbrio radioativo secular, ou seja, a condição em que todos os elementos de cada uma das séries de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th estejam com igual atividade.

O **peso seco** é obtido após todos os procedimentos de secagem, homogeneização e embalagem das amostras.

Figura 2.4 Embalagens de poliestireno contendo as amostras identificadas e prontas para as medidas.

2.3 A espectrometria gama

Basicamente a espectrometria gama foi a técnica utilizada em laboratório para a determinação da concentração dos radionuclídeos das amostras. Uma descrição simples da detecção de radiação gama utilizando a espectrometria gama é dada por Jester (1994).

“A detecção e análise do espectro de radiação de uma amostra radioativa podem ser consideradas um problema na teoria da informação:

Os radionuclídeos da amostra que emitem raios gama de várias energias são a fonte de mensagem. O detector e sua eletrônica associada são considerados os transdutores e codificadores que convertem o sinal de radiação para um sinal elétrico. A capacidade de processamento de dados do analisador multicanal (MCA), às vezes combinada com a experiência do usuário age como receptor-decodificador e permite

a recuperação da informação sobre o conteúdo de radionuclídeos da amostra”.

Essa técnica permite a identificação do radioisótopo e para isso obtém-se um espectro da radiação gama utilizando-se um cristal cintilador, por exemplo, de iodeto de sódio dopado com tálio [NaI(Tl)] e/ou um cristal semiconductor do tipo germânio hiperpuro (HPGe).

A detecção da radiação ocorre quando um fóton de radiação atinge o detector transferindo toda ou parte de sua energia para o cristal através de processos conhecidos de interação da radiação com a matéria que são principalmente: o efeito fotoelétrico, o efeito Compton e a produção de pares (Knoll, 1989). No efeito fotoelétrico o fóton incidente é totalmente absorvido com a transferência de quase toda sua energia para um elétron orbital das camadas mais internas do átomo. Uma pequena parte dessa energia é usada para ejetá-lo da órbita. No efeito Compton, o fóton transfere parte de sua energia para um elétron das camadas mais externas do átomo e segue o seu trajeto em outra direção com outra energia. No processo de produção de pares, o fóton incidente se converte em um elétron e um pósitron. Essa interação só é possível quando o fóton tiver energia superior à 1,02 MeV que corresponde à soma das massas de repouso dessas partículas.

O cristal cintilador tem a propriedade de produzir um pulso de luz ou pico (Figura 2.5) quando a radiação ionizante o atravessa. No caso do NaI(Tl), essa luz é detectada por uma válvula fotomultiplicadora (PMT) acoplada opticamente ao cristal, cuja função é converter o pulso de luz em um sinal elétrico apropriado.

No HPGe, quando a radiação ionizante atinge a matriz do cristal formam-se pares elétron-buraco gerando um pulso ou sinal elétrico. Nesses detectores, os

portadores de carga são os buracos que são posições em que os elétrons estão faltando. Eles comportam-se como se estivessem positivamente carregados e podem mover-se através da matriz cristalina quando um campo elétrico é aplicado.

A amplitude do sinal elétrico é em geral proporcional à energia do fóton gama incidente no material. Um arranjo eletrônico possibilita discriminar os pulsos de tensão distribuindo-os em janelas ou canais correspondentes às energias das radiações emitidas por vários elementos, gerando os espectros (Figura 2.5 e Figura 2.6). As linhas ou picos formam-se à medida que as contagens dos pulsos discriminados vão acumulando-se nos respectivos canais e assim é possível determinar as energias e as intensidades dos fótons originais, após as adequadas calibrações. A habilidade do detector para produzir essas linhas é caracterizada pela largura do pico e eficiência de detecção (Debertin e Helmer, 1988).

A largura do pico é normalmente especificada como a FWHM (largura à meia altura) do pico em keV e quantifica a resolução em energia, sendo ela tanto melhor quanto mais estreito for o pico.

A eficiência intrínseca de detecção é a razão entre o número de contagens registrados correspondente ao número de fótons absorvidos e número de fótons incidentes no detector.

Figura 2.5 Espectro de uma amostra de fertilizante obtido com um detector de NaI(Tl) no Laboratório de Instrumentação em Geofísica Aplicada do IAG-USP, mostrando o fotopico do ^{40}K em 1460 keV (Silva, 2005).

Figura 2.6 Espectro de radiação gama da mesma amostra de fertilizante da figura 2.5, obtido com o detector de HPGe usado neste trabalho, mostrando o pico de 1460 keV do ^{40}K .

A principal vantagem de um detector cintilador é a sua eficiência. Já a vantagem de um detector semicondutor é a sua excelente resolução, que na época do

seu surgimento era de 5 keV e atualmente chega a menos do que 2 keV em 1332 keV (Debertin e Helmer, 1988). Esse tipo de detector quando aplicado em espectroscopia alfa pode apresentar resolução menor do que 1%, enquanto um detector de NaI(Tl) apresenta tipicamente resolução de 5 a 10% (Knoll, 1989).

2.3.1 O Arranjo experimental

O sistema de medidas de radiação gama pertence ao Grupo Gama do Laboratório Pelletron do Departamento de Física Nuclear do Instituto de Física da USP (IFUSP) e encontra-se instalado no 1º andar do Edifício Oscar Sala do Departamento de Física Nuclear do IFUSP.

O detector de germânio hiperpuro utilizado no presente trabalho é um detector portátil da marca Canberra, com cristal de 73,5 mm de diâmetro por 61,5 mm de comprimento. Esse detector apresentou resolução de energia em torno de 2,6 keV para o pico de 1332 keV do ^{60}Co . Esse valor é bastante próximo da resolução nominal (2,4 keV) para a mesma energia, apresentada pelo fabricante.

Quando em operação, a tensão aplicada ao detector foi de -4900 V, exigindo-se o abastecimento manual com nitrogênio líquido a cada 12 horas.

Como as amostras estudadas, em geral, apresentam baixa atividade, foi construída uma blindagem de chumbo, com formato de caixa, com aproximadamente 5 cm de espessura. Em sua parte mais sensível, o detector foi envolto com anéis de chumbo de espessuras aproximadas de 7 cm. Essa blindagem, com a finalidade de

minimizar a radiação de fundo (*background*) proveniente do ambiente no detector e melhor detectar a radiação emitida pela amostra, mostrou-se eficiente com a diminuição de aproximadamente 600 vezes nas contagens de fundo na região do pico de 1460 keV, da radiação gama emitida pelo radionuclídeo ^{40}K . Gilmore e Hemingway (1995) sugerem como ideal, uma redução de 1000 vezes nas contagens de fundo dos picos com energia em torno de 1000 keV.

As aberturas das duas extremidades da blindagem, com uma espécie de portas de chumbo móveis sobre rodas, permite a troca de amostras, assim como o abastecimento manual do detector com nitrogênio líquido sem a necessidade de movimentá-lo e assim garantir uma boa reprodutibilidade das medidas (Figura 2.7).

Para as medidas, os recipientes contendo as amostras são colocados junto à extremidade frontal do detector com o cuidado em posicioná-los sempre no mesmo lugar (Figura 2.7).

O tempo de medida variou de 5 a 12 horas, dependendo da amostra. Fertilizantes normalmente apresentam taxa de contagem alta e por isso os tempos de contagem foram menores, enquanto as amostras de hortaliças foram medidas por mais tempo, normalmente da ordem de 12 horas.

Para se medir a radiação de fundo ou do ambiente, foi utilizado um recipiente idêntico ao das amostras preenchido com material inerte, no caso, um pedaço de isopor. As contagens devido à radiação do ambiente são descontadas daquelas proporcionadas pelas amostras.

Figura 2.7. Detector de radiação gama de germânio hiperpuro utilizado para as as medidas, no alto à esquerda. Abaixo, esquema mostrando o detector dentro da blindagem de chumbo com a amostra (hachurada) encostada na sua extremidade frontal. Nessa figura não estão mostrados os anéis que envolvem a amostra e o detector na sua parte mais sensível. Na frente e atrás do compartimento do detector há placas de chumbo de 10 cm de espessura, móveis para troca de amostra e abastecimento manual com nitrogênio líquido. À direita está a eletrônica associada, e no alto, o microcomputador para controle, aquisição e análise dos dados.

A análise dos dados foi realizada com o auxílio do programa de computador DAMM (Milner, 1987), que permite a identificação e o cálculo da área sob os picos de interesse, dadas em contagens de pulsos.

Para a identificação dos picos com relação à sua energia, é necessário fornecer ao sistema valores conhecidos de energia de fótons gama de uma amostra padrão. No caso, uma fonte radioativa padrão de ^{60}Co com emissões gama de energias de 1173 keV e 1332 keV foi utilizada para relacionar a energia de espectro em função de cada canal. Com o uso do próprio programa DAMM ou manualmente, pode-se ajustar uma reta cujos coeficientes são utilizados para a análise dos espectros adquiridos. O procedimento de calibração quanto à energia é repetido todas as vezes que se inicia uma série de medidas após aplicação da tensão no detector e estabilização eletrônica de todos os equipamentos. Essa calibração é importante também para a verificação da deriva dos picos durante as medidas.

2.3.2 Cálculo das concentrações

As concentrações dos radioelementos ^{238}U e ^{232}Th são determinadas indiretamente através das emissões gama de suas progênes ou filhos, após estabelecida a condição de equilíbrio radioativo secular. Aitken (1985) sugere que ao invés de quantificar os vários membros da série, é melhor e mais simples especificar a atividade λN de um dos membros, pois para a série em equilíbrio, a atividade é a mesma para todos. A unidade internacionalmente recomendada de atividade é o *Becquerel* e 1 Bq é igual a um decaimento por segundo. A atividade por unidade de massa é conhecida como *atividade específica* (Aitken1985) que corresponde à concentração de um determinado radionuclídeo nas amostras. Neste trabalho vamos utilizar os termos atividade específica e concentração indistintamente.

Figura 2.8. Espectro de raios gama de uma amostra de solo obtido com o detector de HPGe utilizado neste trabalho.

Para a determinação das atividades específicas do ^{238}U e do ^{232}Th é comum utilizar o pico correspondente à emissão gama do ^{214}Bi com energia de 1762 keV e da emissão de ^{208}Tl com energia de 2614 keV que são filhos do urânio e do tório respectivamente (Beretka e Mathew, 1985). Esses picos (Figura 2.8) foram utilizados porque são únicos sem superposição de um pico vizinho e porque possuem energia alta de modo a minimizar as diferenças de auto-absorção da radiação na amostra em estudo e na amostra padrão. Segundo Medeiros (2003), o fator de correção devido à diferença de densidades, calculadas pelo método de Monte Carlo, variaram em torno de 5% para picos com energias de 1460 keV, 911 keV, 609 keV e 583 keV. Neste trabalho, não foi utilizada nenhuma correção devido à auto-absorção da radiação pelas amostras.

A concentração de ^{40}K é determinada diretamente pela sua linha de emissão gama de 1460 keV (Figura 2.8).

As atividades específicas dadas em $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ dos radionuclídeos das amostras podem ser calculadas comparando-se as áreas dos picos de interesse, normalizadas pelo tempo de medida, com as áreas dos picos da amostra padrão.

No presente trabalho dispusemos de três amostras padrão com massas conhecidas dos radioelementos, cada uma com sua especificidade. Uma delas tem $15,45\times 10^{-9}$ g de ^{226}Ra que é descendente do ^{238}U e que fornecerá o pico de radiação gama do ^{214}Bi , uma outra é constituída de areia monazítica contendo 0,0788 g de ^{232}Th que fornecerá o pico de 2614 keV do ^{208}Tl e a última, de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) com 65,01 g de K que será usada como padrão para o pico de 1460 keV do ^{40}K .

Os espectros de radiação gama das amostras padrão foram obtidos sempre no início ou no fim de uma série de medidas das amostras para análise. Procurou-se manter iguais, à medida do possível, os parâmetros de configuração de todos os equipamentos durante todo o processo ao longo da aquisição dos dados.

Os padrões utilizados neste trabalho foram gentilmente cedidos pelo Laboratório de Instrumentação em Geofísica Aplicada (LIGA), do Departamento de Geofísica do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da USP (IAG-USP).

2.3.3 Incertezas nas atividades específicas

Para o cálculo das incertezas nas atividades específicas, levamos em conta o erro estatístico das contagens das amostras e da radiação de fundo e que obedecem à distribuição de Poisson. Foi também considerada a incerteza nas massas das amostras devido à pesagem, obedecendo a uma distribuição normal. A incerteza nas atividades específicas das amostras padrão foi estimado em 5%. Tais incertezas podem ser classificadas como do tipo B, segundo a ISO-15572 (ISO, 1998). Estes erros foram propagados no cálculo das incertezas que são apresentadas ao lado dos valores de atividades específicas nas Tabelas 3.1 a 3.3.

2.3.4 Atividade mínima detectável (AMD)

A atividade mínima detectável é a quantidade mínima de um dado radionuclídeo que pode ser determinada com um certo grau de confiança. A atividade mínima detectável é definida como a incerteza expandida com fator de abrangência três vezes o desvio padrão do nível de radiação de fundo para o limite de confiança de 99,7%:

$$AMD = 3 \sigma_b \quad (1)$$

onde σ_b é o desvio padrão do nível de radiação de fundo.

2.4 Dosimetria termoluminescente

A dosimetria termoluminescente utiliza-se da capacidade que alguns cristais possuem de armazenar a energia proveniente da radiação ionizante a que estão expostos. A liberação da energia em forma de luz quando os cristais são aquecidos controladamente dá origem ao fenômeno da termoluminescência (TL). A curva de emissão da TL em função da temperatura do cristal usado neste trabalho pode ser vista na Figura 2.9. No caso foi utilizado o LiF:Mg,Ti, comercialmente conhecido como TLD-100 da Harshaw Chemical Co. que se apresenta como um paralelepípedo com massa aproximada de 20 mg e dimensão de 3,0 mm × 3,0 mm × 0,9 mm.

Os detectores devem ser termicamente tratados antes do uso para eliminar qualquer dose previamente acumulada, isto é, “zerá-los” e estabilizá-los. No caso do TLD-100, esse tratamento é de 1 hora a 400 °C seguido de 2 horas a 100 °C. Após o recozimento, são embalados constituindo assim os dosímetros ou monitores de radiação contendo dois detectores, prontos para uso. Um dos detectores de cada par é colocado entre filtros de chumbo de 0,5 mm de espessura com o objetivo de se determinar a energia dos fótons incidentes nos detectores através de uma curva de calibração da resposta termoluminescente em função da energia do fóton (Guimarães, 2000). São considerados picos dosimétricos aqueles com intensidade alta em certos intervalos de temperatura (picos que não decaem à temperatura ambiente que no caso do TLD-100 é o pico 5). Sua intensidade, representada pela altura ou área do pico em contagens por segundo (cps) é proporcional à kerma no ar

que pode ser considerada igual à dose de radiação para a faixa de energias dos fótons considerados neste trabalho.

Figura 2.9. Curva de emissão de TL do TLD-100 obtida com taxa de aquecimento de 10 ° C/s.

Para a determinação da dose absorvida (ANEXO 1), uma curva de calibração é construída irradiando os cristais com fontes de atividades conhecidas, o que equivale a dizer, com dose conhecida. Nesse processo, os detectores presos entre filtros de Pb são irradiados no ar com radiação gama de ^{137}Cs ou ^{60}Co de valores conhecidos de kerma no ar (ANEXO 1). Através do ajuste linear obtém-se os coeficientes angulares cujos inversos fornecem os fatores de calibração do detector. Um programa específico desenvolvido no Laboratório de Dosimetria denominado TLTools¹ foi utilizado para a determinação da altura dos picos dosimétricos. Uma vez determinada a altura desses picos, a dose absorvida pode ser calculada,

¹ Programa desenvolvido pelo Prof. Dr. E. G. Yukiara (Yukiara, 2001).

multiplicando-a pelo inverso do coeficiente angular (kerma no ar/altura do pico dosimétrico) da curva de calibração.

Figura 2.9. Curva típica de calibração do LiF TLD-100. Os detectores, cobertos por filtros de chumbo de 0,5 mm de espessura foram irradiados no ar com radiação gama do ^{60}Co .

Através do ajuste linear obtém-se os coeficientes angulares cujos inversos fornecem os fatores de calibração do detector.

Três chácaras sendo uma em Suzano e duas em Embu-guaçu foram monitoradas com dosímetros termoluminescentes deixados a céu aberto, por 58 dias, em alguns canteiros (solo adubado) e em locais supostamente livres da radiação gama proveniente do solo adubado. Quando possível, os monitores foram fixados em locais a 1,0 m de altura e nos canteiros, devido ao manejo constante, preferimos fixá-los aos postes de irrigação a aproximadamente 60 cm de altura.

Após o período de permanência no campo, os dosímetros foram recolhidos e

trazidos ao laboratório para processamento que tem início com a "leitura" do detector. A leitura propriamente dita, consiste em fazer um aquecimento controlado dos detectores e medir a luz emitida durante esse aquecimento. O equipamento necessário para essas medidas é o leitor termoluminescente por contagem de fótons (Diaz et al., 1994).

No sistema leitor (Figura 2.10), o detector TL é colocado sobre uma placa de liga de platina ("panela") e é aquecida controladamente com o uso de um programador de temperatura. A detecção da luz emitida pela pastilha dosimétrica é feita por uma fotomultiplicadora e o sinal de saída é amplificado. Após discriminação e quantificação pelo contador de fótons, esse sinal é enviado juntamente com a informação sobre a temperatura da "panela" para um microcomputador. Um programa de controle e aquisição gerencia todo o sistema (Yukihara, 2001).

Figura 2.10 Desenho esquemático do leitor de termoluminescência por contagem de fótons do Laboratório de Dosimetria do IFUSP [Extraído de Umisedo, 2003].

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Concentração de radionuclídeos em fertilizantes

Foram analisadas 27 amostras de fertilizantes utilizadas em 12 chácaras diferentes. A Tabela 3.1 mostra as atividades específicas de ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th expressas em $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Os dados são apresentados em ordem crescente dos valores de atividade específica do ^{40}K .

Pode-se observar uma amostra com concentração de ^{40}K $[(5,8 \pm 0,3) \times 10^3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}]$ significativamente maior que das outras amostras. Trata-se de um fertilizante em que predomina o composto Nitrato de Potássio e por isso sua alta concentração de ^{40}K .

Uma das amostras (AdUrRi) apresentou concentrações de ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th abaixo da atividade mínima detectável (AMD). Essa amostra é de um aditivo a base de uréia e contém pouquíssimos radionuclídeos naturais ao contrário da maioria dos outros tipos de fertilizantes.

Os valores de AMD variaram de 0,4 Bq a 1,7 Bq para o ^{238}U e de 0,57 Bq a 1,70 Bq para o ^{232}Th . A melhoria na blindagem foi a causa da diminuição no AMD. Para o ^{40}K o valor médio de AMD foi de $1,66 \pm 0,06 \text{ Bq}$.

Pode-se observar na Figura 3.1 a distribuição dos valores de atividades específicas de ^{40}K que varia entre 500 e 2500 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, excluído o valor extremo de 5800 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, com média aritmética de 1200 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e desvio padrão amostral de 500 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Esses valores são inferiores aos dos fertilizantes da Alemanha, com

valor médio de $1044.4 \text{ nCi}\cdot\text{kg}^{-1}$ que equivale a $38600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Pfister et al. 1976) e os da Polônia (Olszewska-Wasiolek 1995) com valor médio de $7470 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Os valores obtidos para fertilizantes do Egito por El-Bahi et al. (2004), com variação entre $446 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e $883 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ têm valores mais próximos aos do nosso trabalho.

Figura 3.1 Frequência das atividades específicas de ^{40}K obtidas nas 27 amostras de fertilizantes coletadas nas chácaras que participaram do estudo.

No Brasil, Conceição e Bonotto (2003) obtiveram em fertilizantes fosfatados utilizados nas plantações de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, o valor médio de atividade específica de ^{40}K de $8926 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Esse valor, considerado alto, é explicado pelos próprios autores de que é devido à adição de KCl na fórmula final dos fertilizantes aplicados em plantações de cana.

Tabela 3.1 Atividades específicas dos radionuclídeos naturais das 27 amostras de fertilizantes analisadas neste trabalho. Os dados foram organizados em ordem crescente da concentração de ^{40}K . As incertezas foram calculadas conforme explicitados em 2.3.3.

<i>Amostra</i>	<i>Atividade específica (Bq·kg⁻¹)</i>		
	<i>K-40</i>	<i>U-238</i>	<i>Th-232</i>
AdUrRi	6 ± 2	*	*
AdPITi	(6,5 ± 0,3) × 10 ²	(3,7 ± 0,2) × 10 ²	122 ± 8
AdASRi	(7,4 ± 0,4) × 10 ²	(1,4 ± 0,1) × 10 ²	101 ± 7
AdASEn	(7,6 ± 0,4) × 10 ²	(1,6 ± 0,1) × 10 ²	74 ± 5
AdAdJo	(7,9 ± 0,4) × 10 ²	(2,1 ± 0,1) × 10 ²	46 ± 4
AdPICa	(8,0 ± 0,4) × 10 ²	(2,2 ± 0,1) × 10 ²	115 ± 7
AdPIWa	(8,2 ± 0,2) × 10 ²	(1,3 ± 0,1) × 10 ²	66 ± 8
AdCoTo	(8,4 ± 0,4) × 10 ²	(4,3 ± 0,3) × 10 ²	135 ± 8
AdAdJo2	(8,9 ± 0,4) × 10 ²	(3,8 ± 0,4) × 10 ¹	13 ± 2
AdPlSa	(9,8 ± 0,5) × 10 ²	(1,7 ± 0,1) × 10 ²	133 ± 8
AdCoYo	(9,9 ± 0,5) × 10 ²	(2,5 ± 0,2) × 10 ²	(1,9 ± 0,1) × 10 ²
AdCoCa2	(10,1 ± 0,5) × 10 ²	(3,5 ± 0,2) × 10 ²	130 ± 8
AdCoYo2	(10,2 ± 0,5) × 10 ²	(9,9 ± 0,6) × 10 ¹	(2,3 ± 0,1) × 10 ²
AdPICi	(10,5 ± 0,5) × 10 ²	(2,2 ± 0,2) × 10 ²	(1,6 ± 0,1) × 10 ²
AdAgMu	(10,8 ± 0,5) × 10 ²	104 ± 7	78 ± 5
AdAmJg	(11,0 ± 0,5) × 10 ²	*	*
AdAdJo3	(12,9 ± 0,6) × 10 ²	(21 ± 3)	*
AdCoWa	(14,2 ± 0,3) × 10 ²	*	*
AdCoSa	(14,3 ± 0,7) × 10 ²	*	*
AdCoTi	(15,6 ± 0,8) × 10 ²	(75 ± 5)	13 ± 2
AdFeWa	(17,4 ± 0,9) × 10 ²	(2,6 ± 0,2)	25 ± 2
AdMiWa	(1,9 ± 0,1) × 10 ³	(2,5 ± 0,2)	(1,8 ± 0,1) × 10 ²
AdCKRi	(2,1 ± 0,1) × 10 ³	*	6 ± 2
AdCoCi	(2,1 ± 0,1) × 10 ³	*	*
AdNiJg	(2,2 ± 0,1) × 10 ³	*	15 ± 2
AdCoCa	(2,3 ± 0,1) × 10 ³	*	*
AdKNJg	(5,8 ± 0,3) × 10 ³	*	*

* as amostras apresentaram atividades abaixo da AMD.

A Figura 3.2 mostra a distribuição dos valores das atividades específicas do ^{238}U e do ^{232}Th nas amostras de fertilizantes analisadas.

Obtivemos valor máximo de $(4,3 \pm 0,2) \times 10^2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ para ^{238}U e 9 amostras (33%) com atividades abaixo da AMD. Dentre as amostras com valores confiáveis de atividade específica, a amplitude de variação foi de $4,1 \times 10^2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Esse valor mostra a variedade de fertilizantes que são utilizados nas chácaras estudadas que podem ter diferentes composições e matéria prima para a fabricação de origens diversas.

Yamazaki e Geraldo (2003) obtiveram valores de até $706 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ em amostras de fertilizantes comerciais produzidos no Brasil. Nos estudos de Saueia e Mazzilli (2006), os valores das concentrações de ^{238}U em fertilizantes fosfatados brasileiros variaram de 40 a $1200 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Conceição e Bonotto (2003) apresentaram em seu trabalho, valor médio de $587 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ para os fertilizantes fosfatados utilizados nas plantações de cana. Também para o ^{238}U , os fertilizantes NPK estudados na Alemanha por Pfister et al. (1976), apresentaram atividades específicas mais elevadas com valor médio de $3419 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Figura 3.2 Frequência das atividades específicas do ^{238}U e do ^{232}Th das amostras de fertilizantes analisadas neste trabalho.

A frequência dos valores de atividades específicas do ^{232}Th nos fertilizantes é mostrada na Figura 3.2 conjuntamente com a distribuição das atividades de ^{238}U .

Nenhuma amostra apresentou atividade específica de ^{232}Th maior do que $(2,3 \pm 0,1) \times 10^2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. O valor mínimo foi de $6 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ resultando em uma amplitude de variação de $(2,2 \times 10^2) \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Oito amostras (30%) tiveram concentrações de ^{232}Th menores do que os mínimos detectáveis e coincidentemente essas mesmas amostras também tiveram atividades específicas de ^{238}U abaixo do limite.

Conceição e Bonotto (2003) obtiveram valor médio de $31 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ para amostras de fertilizantes aplicados nas plantações de cana-de-açúcar. No trabalho de Saueia e Mazzilli (2006), as atividades específicas de ^{232}Th dos fertilizantes comerciais brasileiros variaram de um mínimo de $(1,1 \pm 0,2) \times 10^2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ até o máximo de $(4,5 \pm 0,8) \times 10^2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Pfister et al. (1976), obtiveram valor médio de $2,9 \text{ nCi} \cdot \text{kg}^{-1}$ para atividade específica de ^{232}Th que equivale a $107 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ em amostras de fertilizantes na Alemanha. No Egito, segundo El-Bahi et al. (2004), as amostras apresentaram valores desta grandeza entre 125 e $239 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Como não discriminamos as amostras de fertilizantes segundo a sua composição, a comparação com dados de outros autores se mostrou limitada. Um estudo mais detalhado, com número maior de amostras traria muito mais informações, entretanto esse não foi o enfoque do nosso trabalho. A nossa preocupação ficou restrita aos fertilizantes que foram efetivamente aplicados nas plantações das hortaliças que coletamos.

3.2 Concentração de radionuclídeos em solos

A Tabela 3.2 mostra os resultados de atividade específica calculados para as amostras de solos adubados. Foram analisadas 39 amostras das 18 chácaras visitadas.

Tabela 3.2 Atividades específicas de ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th , das amostras de solos adubados coletadas nas chácaras visitadas.

Atividade específica ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)				
Chácaras	Amostras	K-40	U-238	Th-232
Wa	SoAlWa	57 ± 4	66 ± 5	99 ± 6
	SoReWa	38 ± 4	44 ± 4	52 ± 4
	SoBeWa	84 ± 6	69 ± 6	86 ± 6
Ci	SoAlCi	220 ± 10	75 ± 3	54 ± 2
	SoReCi	225 ± 12	80 ± 5	52 ± 4
	SoCfCi	123 ± 7	52 ± 4	42 ± 3
	SoBeCi	144 ± 9	84 ± 7	61 ± 5
Ce	SoReCe	270 ± 15	53 ± 4	55 ± 4
	SoCfCe	260 ± 14	64 ± 5	55 ± 4
	SoBrCe	260 ± 14	61 ± 5	59 ± 4
	SoMiCe	210 ± 12	52 ± 4	72 ± 5
Ca	SoAlCa	177 ± 10	54 ± 4	57 ± 4
	SoReCa	129 ± 7	55 ± 4	56 ± 4
	SoCfCa	124 ± 7	68 ± 5	62 ± 4
	SoBrCa	136 ± 9	52 ± 5	59 ± 5
Pe	SoAlPe	53 ± 3	55 ± 4	67 ± 4
	SoRePe	54 ± 4	48 ± 4	45 ± 3
	SoCfPe	280 ± 15	65 ± 5	69 ± 4
	SoBrPe	340 ± 20	53 ± 4	76 ± 5
Mi	SoAlMi	82 ± 5	77 ± 6	72 ± 5
	SoReMi	62 ± 5	91 ± 7	69 ± 5
	SoBrMi	89 ± 5	122 ± 7	76 ± 5
Ma	SoAlMa	82 ± 5	57 ± 5	107 ± 7
	SoReMa	200 ± 10	50 ± 4	75 ± 5
	SoBrMa	180 ± 10	68 ± 6	77 ± 5
	SoBeMa	145 ± 8	51 ± 4	61 ± 4

Atividade específica (Bq·kg ⁻¹)				
Chácaras	Amostras	K-40	U-238	Th-232
Ti	SoAlTi	39 ± 3	133 ± 9	89 ± 6
Jg	SoAlJg	86 ± 5	113 ± 7	63 ± 4
Yo	SoAlYo	180 ± 10	138 ± 8	92 ± 6
	SoBrYo	180 ± 10	145 ± 9	76 ± 5
Ri	SoAlRi	180 ± 10	60 ± 4	64 ± 4
	SoReRi	220 ± 12	50 ± 5	63 ± 5
Jo	SoBrJo	260 ± 14	59 ± 4	61 ± 4
To	SoAlTo	138 ± 8	99 ± 7	74 ± 5
Mu	SoBeMu	49 ± 3	51 ± 4	64 ± 3
Sh	SoBeSh	118 ± 7	69 ± 6	58 ± 4
En	SoBeEn	84 ± 5	81 ± 6	53 ± 4
Ze	SoBeZe	36 ± 3	42 ± 4	36 ± 3
Sa	SoBeSa	47 ± 4	66 ± 6	54 ± 4

A Tabela 3.3 apresenta os valores de atividades específicas das 17 amostras de solos não adubados das chácaras visitadas.

Tabela 3.3 Atividades específicas de ⁴⁰K, ²³⁸U e ²³²Th, de todas as amostras de solos não adubados coletadas nas chácaras visitadas.

Atividade específica (Bq·kg ⁻¹)			
Amostra	K-40	U-238	Th-232
SoNaWa	36 ± 5	69 ± 6	119 ± 6
SoNaCi	190 ± 10	78 ± 6	55 ± 4
SoNaCe	220 ± 12	74 ± 5	76 ± 5
SoNaCa	190 ± 10	66 ± 6	52 ± 4
SoNaPe	64 ± 4	49 ± 4	42 ± 3
SoNaMi	92 ± 6	60 ± 5	65 ± 4
SoNaMa	64 ± 5	62 ± 5	98 ± 6
SoNaTi	76 ± 5	121 ± 7	88 ± 5
SoNaJg	76 ± 5	52 ± 4	37 ± 3
SoNaYo	117 ± 7	108 ± 7	63 ± 4

Atividade específica (Bq·kg ⁻¹)			
Amostra	K-40	U-238	Th-232
SoNaRi	186 ± 10	48 ± 4	56 ± 4
SoNaJo	350 ± 18	42 ± 4	63 ± 4
SoNaMu	121 ± 8	72 ± 6	61 ± 5
SoNaSh	114 ± 7	55 ± 5	61 ± 4
SoNaEn	57 ± 4	75 ± 6	67 ± 5
SoNaZe	142 ± 8	99 ± 7	117 ± 7
SoNaSa	78 ± 5	71 ± 6	76 ± 5

Os valores para atividades específicas do ⁴⁰K, em solos adubados, variou de um mínimo de 36 ± 3 Bq·kg⁻¹ até um máximo de 340 ± 20 Bq·kg⁻¹ com média de 145 Bq·kg⁻¹ e desvio padrão amostral de 81 Bq·kg⁻¹ (Tabela 3.2).

Para solos não adubados (Tabela 3.3), pode-se observar que os valores variaram de um mínimo de 36 ± 5 Bq·kg⁻¹ a um máximo de 350 ± 18 Bq·kg⁻¹ para o ⁴⁰K. A média foi de 128 Bq·kg⁻¹ com desvio padrão amostral de 80 Bq·kg⁻¹.

A Figura 3.3 mostra comparativamente a distribuição de valores de atividades específicas de ⁴⁰K em solos adubados e solos não adubados.

Figura 3.3 Frequência dos valores de atividade específica de ⁴⁰K das 39 amostras de solos adubados (à esquerda) e das 17 amostras de solos não adubados (à direita).

Através da Tabela 3.2 observamos que em solos adubados, os valores de atividades específicas do ^{238}U , variou de $42 \pm 3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $142 \pm 9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ com média de $71 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e desvio padrão amostral de $26 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Para solos não adubados, obtivemos valor mínimo de atividade específica de $42 \pm 4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e um valor máximo de $121 \pm 7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. A média obtida foi de $71 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ com desvio padrão amostral de $20 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Tabela 3.3).

A Figura 3.4 mostra as distribuições de atividades específicas de ^{238}U nas 39 amostras de solos adubados e nas 17 amostras de solos não adubados.

Figura 3.4 Frequência dos valores de atividade específica ^{238}U das 39 amostras de solos adubados (à esquerda) e das 17 amostras de solos não adubados (à direita).

Os valores de atividade específica de ^{232}Th dos solos adubados variaram entre $36 \pm 3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e $107 \pm 7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, com média de $66 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e desvio padrão amostral de $14 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Tabela 3.2).

As atividades específicas de ^{232}Th nos solos não adubados ficaram num

intervalo de valores entre $37 \pm 4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e $119 \pm 6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Obtivemos média amostral de $70 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e desvio padrão de $23 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Tabela 3.3).

A Figura 3.5 apresenta os histogramas dos valores de atividade específica de ^{232}Th nos solos adubados e solos não adubados. Os valores nos dois grupos de solos estudados obedecem a uma distribuição normal, com média de $73 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e desvio padrão de $14 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para solos adubados e $76 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ com desvio padrão de $13 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para solos não adubados.

Figura 3.5 Frequência dos valores de atividade específica do ^{232}Th das 39 amostras de solos adubados (à esquerda) e das 17 amostras de solos não adubados (à direita).

Um dos poucos trabalhos sobre solos cultivados, equivalente a dizer solos adubados, (Komosa et al. 2005) apresenta valores de 170 a $480 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, 16 a $40 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e de 6 a $25 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente para as atividades específicas de ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th em amostras de solo coletadas na Polônia.

Olomo et al. (1994) determinaram através da espectrometria gama as

atividades específicas de amostras de solo coletadas nas proximidades das instalações nucleares da Universidade Awolomo, na Nigéria. No trabalho eles incluíram algumas amostras de solos cultivados e obtiveram valores médios de: $133 \pm 32 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{40}K , de $29 \pm 4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{238}U e de $28 \pm 4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{232}Th . As médias obtidas para os solos não cultivados foram de $131 \pm 32 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{40}K , de $28 \pm 4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{238}U e de $29 \pm 4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{232}Th .

Medeiros (2003) obteve para os solos da cidade de São Paulo, média de $222 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e desvio padrão de $223 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e Fausto et al. (1995) obtiveram para solos da região de Itu (SP) atividade específica média de $365 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{40}K .

Para concentrações de ^{238}U , Fausto et al. (1995) apresentaram para solos de Itú, média de $20 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e Medeiros (2003) obteve para ^{226}Ra (da série do ^{238}U), valor médio de $44 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e desvio padrão amostral de $19 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Neste trabalho, os valores para concentração de ^{232}Th são próximos aos encontrados por Fausto et al. (1995) em Itu (SP), com valor médio de $52 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Por outro lado, Medeiros (2003) obteve valores maiores para os solos da cidade de São Paulo, com o valor médio de $88 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e desvio padrão de $49 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Com relação aos valores mundiais para solos em geral (UNSCEAR, 2000), as atividades específicas variam de 140 a $850 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, de 16 a $110 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e de 11 a $64 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ nas concentrações de ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th .

Figura 3.6 Atividades específicas dos radionuclídeos naturais das amostras de solo adubado.

A Figura 3.6 mostra a variabilidade dos valores de atividade específica para o ^{40}K das amostras de solos adubados de várias chácaras. Observou-se numa mesma chácara que o teor de ^{40}K excede em até 6 vezes a concentração desse mesmo radionuclídeo de outra amostra da mesma chácara. Por exemplo, as amostras SoBrPe ($337 \pm 18 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) e SoAlPe ($54 \pm 4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) têm valores significativamente diferentes. O mesmo não acontece com os valores para ^{238}U e ^{232}Th que em média são muito uniformes.

Figura 3.7 Atividades específicas dos radionuclídeos naturais das amostras de solo não adubado.

A Figura 3.7 mostra também uma variabilidade grande para os valores de concentração de ^{40}K e uma uniformidade dos valores de atividades específicas de ^{238}U e ^{232}Th nos solos não adubados.

Wilkening (1990) relata que a quantidade de ^{232}Th na crosta terrestre, com concentração média de 10,7 ppm, predomina sobre a de ^{238}U , cuja concentração média é de 2,8 ppm. Em termos de atividades específicas desses elementos, esses valores são praticamente iguais: $44 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{232}Th e $36 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{238}U .

Os dados deste trabalho mostram que em média as atividades específicas de ^{232}Th são iguais as de ^{238}U nas amostras de solo, tanto para solos adubados como para solos não adubados como pode ser visto na Figura 3.8. O valor médio de atividade específica para solos adubados foi de $66 (14) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para ^{232}Th e de $71 (26) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para ^{238}U . Para solos não adubados a média foi de $70 (20) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{232}Th e de

71 (20) Bq·kg⁻¹ para o ²³⁸U. Os valores entre parêntesis são os desvios padrão amostral.

A razão entre as atividades específicas destes isótopos é próxima de 1,0 para os dois grupos de solos, com valor médio de 0,9 e desvio padrão de 0,3 para solos adubados. O valor médio de 1,0 e desvio padrão de 0,4 foi obtido para solos não adubados.

Pelos dados de Olomo et al. (1994), podemos inferir que as proporções entre ²³²Th e ²³⁸U, quando consideradas as atividades específicas nos solos por eles estudados, na Nigéria, são muito semelhantes. A razão entre as atividades específicas ²³²Th/²³⁸U é igual a 0,91 com desvio padrão de 0,18.

Figura 3.8 Razão entre atividades específicas de ²³²Th e ²³⁸U nas amostras de solos adubados (□) e de solos não adubados (●).

Medeiros e Yoshimura (2005), por sua vez, obtiveram para solos da cidade de São Paulo, diferenças maiores entre as atividades específicas de ²³²Th e ²²⁶Ra (da

série do ^{238}U). Para o primeiro, a média com desvio padrão foi de $88 \pm 49 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e para o segundo obteve valor médio de $44 \pm 19 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Medeiros (2003) mostra que a razão entre as atividades específicas destes radionuclídeos varia em torno de 2.

Com relação a valores mundiais a UNSCEAR (2000) apresenta para solos não adubados, valor mediano de atividade específica de ^{232}Th de $30 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ com variação entre $11 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e $64 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Para o ^{238}U o valor mediano é de $35 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ variando entre $16 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e $110 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Os valores médios de atividades específicas publicados pela NCRP (1987) são de $37 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para ^{232}Th e $66 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{238}U em amostras de solos norte-americanos.

3.3 Concentração de radionuclídeos em hortaliças

A Figura 3.9 mostra os resultados gerais de atividades específicas dos radionuclídeos para todas as amostras de hortaliças. Basicamente somente o ^{40}K foi detectado nas amostras. Os valores das atividades específicas de ^{40}K variaram de $(21 \pm 1) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $(118 \pm 6) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Na maioria das amostras os resultados para as concentrações de ^{238}U e ^{232}Th ficou abaixo de $2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Venturini e Sordi (1999) analisaram 38 tipos de alimento quanto ao conteúdo de radionuclídeos, incluindo frutas, verduras, cereais e carnes. Eles obtiveram valores de atividades específicas de ^{40}K de $137 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para alface, $101 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para escarola, $66,5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para repolho e $69,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para cenoura. Para os radionuclídeos da série do urânio e do tório a maioria dos valores de concentração

ficou abaixo do nível de detecção que variou de 0,05 a 0,75 Bq·kg⁻¹.

Ribeiro (2004) obteve no seu estudo da agricultura convencional, valor médio de concentração de ²²⁶Ra (da série do ²³⁸U) de 0,068 Bq·kg⁻¹ para alface com variação de 0,04 Bq·kg⁻¹ até 0,10 Bq·kg⁻¹. O valor médio de ²²⁸Ra (da série do ²³²Th) para essa mesma hortaliça foi de 0,112 Bq·kg⁻¹ com mínimo de 0,12 Bq·kg⁻¹ e máximo de 0,51 Bq·kg⁻¹. Para a cenoura, os valores de concentração desses radionuclídeos também foram baixos, isto é, menores do que 1,0 Bq·kg⁻¹.

Figura 3.9 Atividades específicas das 39 amostras de 5 espécies de hortaliças coletadas nas chácaras de Embu-guaçu, Itapeperica da Serra e Suzano da região metropolitana de São Paulo.

Apresentamos também os resultados das atividades específicas médias de ⁴⁰K (Tabela 3.4) obtidas para os grupos de hortaliças estudadas, a saber, alface, repolho, couve-flor, brócolis e beterraba. Pode-se observar os valores para concentrações em

relação ao peso fresco das hortaliças e também aquelas calculadas para o peso seco. Estes últimos valores são usados para a determinação do fator de transferência apresentada na Tabela 3.5.

A maioria das amostras de hortaliças apresentou atividades abaixo da atividade mínima detectável (AMD) para o ^{238}U e ^{232}Th . Os valores de atividade específica nos níveis mínimos de detecção variaram de 0,8 a 1,7 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para ^{238}U e de 0,3 a 1,9 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para ^{232}Th , dependendo da amostra.

Para alface, em 3 dentre 11 amostras a atividade ficou acima do nível detectável com média de 1,6 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{238}U e 2 amostras com média de 0,4 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{232}Th .

Para o repolho e brócolis, somente 2 amostras de cada tipo tiveram atividade específica de ^{238}U acima da AMD com médias respectivas de 0,7 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e 1,0 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nenhuma amostra desses 2 grupos apresentou atividades específicas de ^{232}Th acima da AMD.

Na couve-flor e na beterraba, os nuclídeos da série do ^{238}U e ^{232}Th não foram detectados dentro dos critérios estabelecidos neste trabalho.

Citamos o trabalho de Melquíades (2000) que mediu concentrações em amostras de leite em pó em Londrina (PR) e obteve valor de até $471 \pm 8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para ^{40}K e média de $2,31 \pm 0,70 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para ^{232}Th . Como o leite em pó é processado e desidratado, explica-se o valor alto de atividade específica de ^{40}K encontrada.

Tabela 3.4 Valores de concentrações médias de ^{40}K com respectivos desvios padrão para os 5 tipos de hortaliças estudados.

<i>Atividade específica de ^{40}K ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)</i>		
<i>Hortaliça</i>	<i>em peso fresco</i>	<i>em peso seco</i>
Alface	61 ± 17	$(1,2 \pm 0,4) \times 10^3$
Repolho	44 ± 17	$(7,0 \pm 1,5) \times 10^2$
Couve-flor	66 ± 15	$(8,0 \pm 1,3) \times 10^2$
Brócolis	54 ± 9	$(6,2 \pm 0,8) \times 10^2$
Beterraba	79 ± 27	$(7 \pm 0,3) \times 10^2$

Em Bikini, no arquipélago das Ilhas Marshall, Simon et al. (2002) obtiveram valores medianos de atividade específica de ^{40}K desde $73 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ até $1020 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ nas sete espécies de plantas nativas que estudaram. O valor mínimo refere-se ao leite de coco, em peso fresco, e o máximo a uma planta medicinal de nome local *kino*, em peso seco. O valor mediano de concentração para as outras as espécies combinadas excluindo o leite de coco e o *kino* resultou em $590 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Outro trabalho sobre concentrações de radionuclídeos em alimentos foi realizado em Tenerife, Espanha (Hernández et al. 2004). Esses autores analisaram 26 itens alimentares produzidos localmente ou importados, incluindo frutas, legumes, cereais e carnes. Para o ^{40}K , os resultados variaram de um mínimo de $35 \pm 3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ na maçã até um máximo de $380 \pm 20 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ no feijão. A batata, alimento de maior consumo da dieta local com $136 \text{ kg}/(\text{dia}\cdot\text{pessoa})$, teve atividade específica de ^{40}K de $74 \pm 3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Para o ^{238}U e o ^{232}Th nesses mesmos itens, os valores não ultrapassaram $2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Não há na lista nenhum exemplar que seja da mesma família das hortaliças por nós estudada limitando assim a comparação de resultados.

Maul e O'Hara (1989) em seu levantamento bibliográfico sobre concentração de radionuclídeos em alimentos e outros materiais do ambiente apresentaram para vegetais verdes genéricos, em peso fresco, valores de atividade específica de ^{40}K entre 40 e 240 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

4 Fator de transferência

A absorção de radionuclídeos pelos vegetais é descrito através do fator de transferência (FT) que é a razão entre as concentrações de radionuclídeos na planta e as concentrações no solo, expressas em $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, dos respectivos pesos secos (UNSCEAR, 2000).

Neste trabalho, o FT foi calculado tomando-se a atividade específica do radionuclídeo de cada amostra de hortaliça com a atividade da amostra de solo do respectivo canteiro onde estava plantada. Após a obtenção de todos os FT, as médias e os desvios padrão para as espécies de hortaliças estudadas foram agrupados, como mostra a Tabela 3.5. Nesta tabela são apresentados somente os valores de FT do ^{40}K .

Como mencionado no item 3.3 poucas amostras apresentaram atividades específicas de ^{238}U e ^{232}Th acima do valor mínimo detectável. Apesar disso foram calculados os FT desses nuclídeos para aquelas hortaliças com atividades específicas acima do AMD e estão apresentados somente no texto e não na tabela.

O fator de transferência de ^{238}U médio para 3 amostras de alface foi de 0,26 e do ^{232}Th para 2 amostras de alface foi de 0,10.

O FT de ^{238}U foi calculado somente para 2 amostras de repolho resultando

em um valor médio de 0,21 e apenas uma amostra de brócolis com valor de 0,20.

Tabela 3.5 Fatores de transferência do ^{40}K para as 5 espécies de hortaliças.

<i>Amostra</i>		^{40}K
Alface	Média	12 ± 7
	Máximo	26,7
	Mínimo	4,6
Repolho	Média	7 ± 4
	Máximo	11,6
	Mínimo	3,0
Couve-flor	Média	5 ± 2
	Máximo	8,0
	Mínimo	2,7
Brócolis	Média	5 ± 4
	Máximo	13,1
	Mínimo	2,0
Beterraba	Média	9 ± 2
	Máximo	11,1
	Mínimo	4,3

Não foi possível calcular o FT de ^{232}Th para repolho e brócolis. Nenhum valor de FT da série dos nuclídeos naturais foi calculado para couve-flor e beterraba.

Apesar de uma amplitude de variação grande, pode-se perceber que existe uma coerência entre os resultados do FT de ^{40}K , uma vez que valores semelhantes foram obtidos para hortaliças da mesma família como a couve-flor, o brócolis e o repolho. A alface apresentou uma média maior de FT para o ^{40}K e também uma variabilidade muito maior sendo que em uma das amostras o FT foi muitas vezes superior do que o da maioria (FT=26). Apesar de a beterraba pertencer a uma família diferente, e de ser uma raiz, o seu FT não é significativamente diferente dos FT das

outras espécies.

Köhler et al. (2000) obtiveram em tomateiros, na região leste da Alemanha, valores de FT de ^{40}K que variam em torno de 1,0, considerando partes da planta como raiz, caule e frutos. O valor obtido na raiz foi de $1,0 \pm 0,2$ e no fruto $1,4 \pm 0,1$. Para ^{238}U , os valores de FT variaram, na mesma planta, de $0,0007 \pm 0,0006$ na fruta e de $0,063 \pm 0,002$ na raiz.

Fatores de transferência para o trigo são apresentados por Akhtar e Tufail (2006) e têm os seguintes valores: de 0,17 a 0,20 para o ^{40}K ; de 0,03 a 0,04 para o ^{226}Ra e de 0,02 a 0,03 para o ^{232}Th .

Simon et al. (2002) observaram que o CR (*concentration ratio*) equivalente ao FT decresce à medida que os solos têm maior conteúdo de ^{40}K porque as atividades específicas deste radioelemento na planta se mantêm relativamente constantes, independentemente do aumento das concentrações no solo. O mesmo comportamento não ocorre com o ^{137}Cs cuja concentração na planta é determinada pela concentração no solo, ainda que não de maneira precisamente proporcional. Sheppard e Sheppard (1985) citado por Simon et al. (2002) sugerem que o ^{137}Cs age como se fosse um elemento essencial¹ quando há deficiência de ^{40}K no solo.

A própria UNSCEAR relata que os fatores de transferência variam muito. Essa variabilidade é bastante dependente das condições do ambiente, do tipo de planta, do tipo de solo e também das partes da planta. Adicionalmente, fatores que podem afetar os valores de fator de transferência são o manejo do solo relacionados à

1 Elemento essencial é aquele que: 1) faz parte de uma molécula importante da planta e 2) é necessário para a planta completar o seu ciclo de vida, ou seja, até a formação de semente viável. Dezesete elementos são considerados essenciais: C, O, H, N, K, Ca, Mg, P, S, Cl, Fe, Mn, B, Zn, Cu, Mo e Ni.

irrigação, neutralização e fertilização (UNSCEAR 2000).

3.5 Correlações entre concentrações

Para verificar se existe incremento de radionuclídeos devido à aplicação de fertilizantes, procedemos às comparações entre os valores de atividades específicas das amostras de solo com os das amostras de fertilizantes, de solo com os das amostras de hortaliças e de hortaliças com os das amostras de fertilizantes. As Figuras 3.9 a 3.11 mostram essas comparações. Efetuamos também a comparação entre concentrações de radionuclídeos em solos adubados e solos não adubados.

3.5.1 Comparação entre solos adubados e solos não adubados

Figura 3.9 Comparação entre as atividades específicas de ^{40}K das amostras de solos adubados de cada chácara e suas correspondentes amostras de solos não adubados.

A Figura 3.9 mostra as atividades específicas de ^{40}K das amostras de solo adubado de cada chácara comparadas com as atividades específicas deste mesmo elemento nas amostras de solo não adubado das mesmas chácaras.

Pode-se perceber que a adição de fertilizantes não aumenta de modo significativo a concentração de ^{40}K nos solos adubados. O valor médio das razões entre concentrações de ^{40}K dos solos adubados e dos solos não adubados resultou em 1,14 com desvio padrão de 0,68, com 50% das amostras apresentando valores de razão acima de 1,0.

Figura 3.10 Comparação entre as atividades específicas de ^{238}U das amostras de solos adubados e das amostras de solos não adubados.

Para o ^{238}U , a Figura 3.10 sugere que também não há aumento da concentração deste radionuclídeo nas amostras de solos devido à adubação. O valor

médio das razões entre concentrações foi de 1,10 com desvio padrão de 0,39 e novamente 50% das amostras teve valor de razão acima de 1,0.

Figura 3.11 Comparação entre as atividades específicas de ^{232}Th das amostras de solos adubados e das amostras de solos não adubados.

A Figura 3.11 mostra que também não há acréscimo de ^{232}Th com a adição de fertilizantes nos solos adubados. A média das razões entre concentrações nos dois grupos de solos resultou em 1,00 com desvio padrão de 0,33 e 50% das amostras com valor acima de 1,0.

Ribeiro (2004) constatou em seu experimento que o solo após adubação apresentava teores de ^{226}Ra e ^{228}Ra muito próximos dos valores do solo original. Antes da adubação, as atividades específicas para o ^{226}Ra (da série do ^{238}U) era de $57 \pm 2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ e depois passou a ser de $61 \pm 2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Para o ^{228}Ra (da série do ^{232}Th) o valor passou de $80 \pm 3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para $77 \pm 3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

3.5.2 Comparação entre solos adubados e fertilizantes.

Com o intuito de investigar a transferência de radionuclídeos para o solo no processo de adubação, comparamos as atividades específicas das amostras de solos adubados com as dos respectivos fertilizantes.

Figura 3.12 Atividades específicas de ^{40}K em fertilizantes e em solos adubados.

Figura 3.13 Atividades específicas de ^{238}U em fertilizantes e em solos adubados.

A alta concentração de ^{40}K em algumas amostras de fertilizantes não se reflete num aumento do teor de ^{40}K nos solos adubados na mesma proporção como pode ser visualmente verificado através da Figura 3.12. O coeficiente de correlação entre os valores de atividades específicas de ^{40}K em solos adubados e fertilizantes é negativo ($r = -0,18$). Se houvesse alguma indicação de aumento de concentrações deste radionuclídeo nos fertilizantes e nos solos, o próximo passo seria quantificar a atividade acrescentada devido à adubação.

Figura 3.14 Atividades específicas de ^{232}Th em fertilizantes e em solos adubados.

Percebe-se que para o ^{238}U (Figura 3.13) pode haver alguma correlação positiva, porém esta não pode ser inferida diretamente destes dados ($r = 0,46$).

Para o ^{232}Th (Figura 3.14) ocorre o mesmo padrão do ^{238}U , com tendência positiva, mas ainda de valor baixo ($r = 0,52$).

Esses coeficientes de correlação podem refletir o que comentamos anteriormente para o ^{40}K de que existe um fator de escala para as quantidades

consideradas de fertilizantes em relação à aplicação no solo. Necessitamos de informações mais detalhadas quanto a esses valores. Nós não tivemos oportunidade de obtê-los já que os próprios produtores não têm com precisão a quantidade de fertilizante aplicado em cada planta ou nos canteiros. Eles utilizaram expressões como "*mãozada* em cada pé" quando solicitados a fornecer os dados (comunicação pessoal).

3.5.3 Comparação entre hortaliças e solos adubados e entre hortaliças e fertilizantes.

As Figuras 3.15 e 3.16 mostram respectivamente as correlações entre as atividades específicas do ^{40}K das hortaliças e dos solos adubados e das hortaliças comparadas com as atividades específicas dos fertilizantes aplicados.

A Figura 3.15 mostra que as hortaliças não apresentam teores maiores de ^{40}K quando os solos onde estão plantados têm atividades específicas aumentadas ($r = -0,03$). As atividades específicas de ^{40}K das hortaliças chegam a variar de fator 3 para uma dada atividade específica de ^{40}K de solo adubado em todo o seu intervalo de variação de 5 vezes, indicando que existe um mecanismo que limita a absorção pela planta ou acúmulo deste radionuclídeo nos tecidos vegetais.

Figura 3.15 Comparação entre as atividades específicas de ^{40}K nas amostras de hortaliças com as das amostras de solos adubados de cada chácara.

Simon et al. (2002) mostram que esse comportamento ocorre quando comparam as atividades específicas de ^{40}K em amostras de *Cocos nucifera* com as atividades específicas das amostras de solos das Ilhas Marshall. Esses mesmos autores relatam que o mesmo não acontece com o ^{137}Cs , cuja absorção é tanto maior quanto maior é a concentração deste radionuclídeo no solo.

Figura 3.16 Comparação entre as atividades específicas de ^{40}K nas amostras de hortaliças com as das amostras de fertilizante utilizadas.

Com relação às atividades específicas das hortaliças quando comparadas com às dos fertilizantes (Figura 3.16) é possível observar a inexistência de correlação. Mesmo a concentração elevada de ^{40}K nos fertilizantes em uma das chácaras, não se verificou o acúmulo em maior quantidade deste radionuclídeo nas hortaliças dessa chácara. O coeficiente de correlação ($r = 0,05$) confirma essa observação.

Como os nossos resultados para atividades específicas dos nuclídeos da série do ^{238}U e do ^{232}Th para hortaliças são escassos, não fizemos as comparações entre as concentrações à semelhança do ^{40}K .

3.6 Estimativas de dose

Para estimar a contribuição anual à *dose efetiva comprometida* (ver Anexo 1 e item 1.3.5) devido à ingestão crônica de certos alimentos é necessário conhecer a quantidade consumida por um indivíduo da população em questão. No Brasil, essa informação é fornecida pela POF (Pesquisa de Orçamentos Familiares) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Neste trabalho utilizamos os dados do último censo de 2002-2003 (IBGE, 2003). Também é necessário ter disponível o *coeficiente de dose de ingestão* de um dado radionuclídeo para um indivíduo. Estes dados estão tabelados e utilizamos somente o valor do coeficiente de ^{40}K para um indivíduo adulto, cujo valor é de $6,2 \times 10^{-9} \text{ Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$ (ICRP 1996). Este valor é o mesmo utilizado para indivíduo ocupacionalmente exposto e é calculado a partir de modelos biocinéticos e dosimétricos de incorporação de radionuclídeos

(ICRP, 1995). Como já descrito em 1.3.5 a incorporação é contínua ano após ano. Dessa forma calculamos a contribuição anual para a dose efetiva comprometida que denominaremos dose efetiva comprometida anual.

Tabela 3.6 Consumo anual *per capita* de hortaliças, atividades específicas médias obtidas neste trabalho, atividade ingerida e dose efetiva comprometida anual devido ao consumo das 5 espécies de hortaliças para um indivíduo adulto.

<i>Hortaliça</i>	<i>Consumo por pessoa/por ano (kg)*</i>	<i>Atividade específica média de ^{40}K ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)</i>	<i>Atividade ingerida (Bq) por ano</i>	<i>Dose efetiva comprometida anual (μSv)</i>
Alface	0,860	61 ± 17	52 ± 14	$0,324 \pm 0,090$
Repolho	0,908	44 ± 17	40 ± 15	$0,248 \pm 0,010$
Couve-flor	0,238	66 ± 15	16 ± 4	$0,099 \pm 0,002$
Brócolis	0,164	54 ± 9	$9,0 \pm 1,5$	$0,056 \pm 0,009$
Beterraba	0,322	79 ± 27	25 ± 8	$0,155 \pm 0,057$

*Fonte: IBGE (2003) para o Estado de São Paulo.

A Tabela 3.6 apresenta dados de consumo no Estado de São Paulo, as concentrações médias de ^{40}K e as *doses efetivas comprometidas* anuais devido à ingestão das 5 espécies de hortaliças analisadas neste trabalho.

A soma das doses devido às 5 espécies de hortaliças estudadas nos fornece uma *dose efetiva comprometida* total anual de $0,882 \mu\text{Sv}$. Observa-se que este valor é muito inferior ao dado encontrado na literatura de dose efetiva interna anual de $170 \mu\text{Sv}$ devido ao ^{40}K ingerido e inalado (UNSCEAR, 2000). Nosso resultado deve-se à pequena fração que essas hortaliças representam na dieta diária típica. Além disso, há muitos outros alimentos que não foram considerados, por exemplo, a

cenoura, banana, feijão, carne e leite, etc.

O leite e seus derivados contribuem com uma fração importante para a dose efetiva total, já que o consumo anual no Estado de São Paulo é da ordem de 110 kg por pessoa (IBGE, 2003), além de serem ricos em potássio. A atividade específica média de $44 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o ^{40}K no leite (Okuno, 1988) contribui com aproximadamente $30 \mu\text{Sv}$ para a *dose efetiva* interna anual.

Venturini e Sordi (1999) chegaram às doses efetivas comprometidas anuais devido ao consumo dos 38 itens alimentares estudados e os valores foram de $87,4 \mu\text{Sv}$, $4,9 \mu\text{Sv}$ e $36,7 \mu\text{Sv}$ respectivamente para ^{40}K , ^{226}Ra e ^{228}Ra . Especificamente para alface e cenoura, a partir dos dados desses autores e considerando os dados de consumo *per capita* anual para o ano de 2003, podemos inferir que a dose efetiva comprometida anual devido ao ^{40}K é de $0,730 \mu\text{Sv}$ para a alface e $0,858 \mu\text{Sv}$ para a cenoura.

Pode-se perceber que o valor de dose efetiva comprometida anual apresentado por Venturini e Sordi (1999) devido ao consumo de alface difere do valor por nós obtido devido à diferença na atividade específica de ^{40}K que é de $137 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, mais do que o dobro do valor de $61 \pm 17 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ obtido neste trabalho. O item cenoura foi selecionado por ser também uma raiz e possibilitar uma comparação próxima com a beterraba que foi por nós estudada.

Como contribuição à dose efetiva comprometida anual devido a um único tipo de alimento, podemos citar o trabalho de Akhtar e Tufail (2006) no Paquistão. Esses autores obtiveram valores da dose decorrente do consumo de farinha de trigo

bastante altos. As médias relativas ao ^{40}K , ^{226}Ra e ^{232}Th foram respectivamente iguais a 98,4 μSv , 38,3 μSv e 42,2 μSv . Os valores de desvios padrão respectivos foram de 9,2 μSv , 8,2 μSv e 5,7 μSv . Esses resultados são explicados pelo elevado consumo anual de farinha de trigo no país, que chega a ser de 100 a 150 kg por pessoa e é o principal componente da dieta daquela população.

Embora o ^{40}K esteja em equilíbrio homeostático no organismo humano e diz-se que as variações na dieta não afetam a dose de radiação recebida, ele é o principal contribuinte para a dose absorvida interna não pertencente a uma série radioativa natural (NCRP, 1987). Uma vez dentro do corpo, o possível dano às células está associado às partículas beta e raios gama resultantes do processo de seu decaimento e podem depender da quantidade de ^{40}K ingerido. O novo modelo de proteção radiológica para o trato digestivo da ICRP (ICRP, 2007) acrescenta também o tempo de trajeto do radionuclídeo pelo sistema digestivo e não só a sua absorção. Assim, como alguns outros autores, consideramos importante a avaliação de dose devido à ingestão deste radionuclídeo.

3.7 Equivalente de dose ambiente

Taxas de equivalente de dose ambiente anual para locais adubados e não adubados foram obtidas através dos dosímetros termoluminescentes deixados no campo durante 58 dias. Apesar de poucas chácaras monitoradas, os resultados

mostram que não há contribuição da aplicação de fertilizantes para o incremento de dose no ambiente, pois praticamente não há diferença entre os valores para locais adubados e locais não adubados (Tabela 3.7). O erro médio estimado para o valor de equivalente de dose avaliado através da dosimetria termoluminescente é de 20%. Esse valor foi obtido através dos testes de avaliação de dose que são feitos mensalmente no Instituto de Radioproteção e Dosimetria / CNEN, durante os últimos 10 anos (Relatório Interno do Laboratório de Dosimetria do IFUSP).

Tabela 3.7 Taxas de equivalente de dose anual obtidas através de dosímetros termoluminescentes deixados nas chácaras por 58 dias.

<i>chácara</i>	<i>Equivalente de dose ambiente anual ($mSv \cdot ano^{-1}$)</i>	
	<i>sobre solo não adubado</i>	<i>sobre solo adubado</i>
Wa (Suzano)	1,8	1,5
Ca (Embu-Guaçu)	1,6	1,7
Mi (Embu-Guaçu)	1,6	1,6

Os valores de taxas de equivalente de dose anual obtidas em 17 instituições usuárias de dosímetros termoluminescentes do Laboratório de Dosimetria do IFUSP (DFN-IFUSP, 2005) forneceram dados similares aos das chácaras estudadas:

- para o ano de 1997 e 1998, a taxa de equivalente de dose mensal variou de local para local de 0,11 mSv a 0,16 mSv. Esses dados resultam em taxa de equivalente de dose anual no intervalo de 1,3 a 1,9 mSv.

Esses valores são comparáveis aos das chácaras, apesar de pertencerem a

ambientes internos. A maioria das instituições (12) é da USP e localizam-se no campus da capital. Quatro delas estão situadas próximas à Avenida Paulista, na cidade de São Paulo, e uma delas fica em Bauru (SP). Os dados foram processados pela autora e fazem parte do banco de dados interno do Laboratório.

Na cidade de Goiânia (GO), em uma área urbanizada e longe dos locais envolvidos no acidente com o ^{137}Cs e dados obtidos através de um espectrômetro gama portátil, os valores são muito menores do que os deste trabalho. O valor médio de taxa de equivalente de dose obtido naquela cidade foi de $0,5 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Anjos et al., 2002; Umisedo, 2003).

4 CONCLUSÕES

A espectrometria gama para medidas de concentração de radionuclídeos em diversos compartimentos do ambiente, iniciando-se com amostras de fertilizantes, solos adubados e não adubados e em hortaliças mostrou-se bastante adequada. A utilização do detector de germânio hiperpuro foi ideal para a identificação das linhas de emissão da radiação gama e concluímos que para o estudo de radiação ambiental natural é totalmente recomendável. Esse sistema, devido à boa resolução, possibilita investigar outros parâmetros em pesquisa da radiação ionizante que não somente a determinação de atividades específicas dos radionuclídeos naturais, por exemplo a detecção de radionuclídeos antropogênicos.

Este trabalho abriu uma nova linha de pesquisa em Física nuclear aplicada no Departamento de Física Nuclear do IFUSP com motivação para o desenvolvimento de dois projetos de iniciação científica. Um deles está relacionado com medida de radiação em diferentes tipos de solo em São Bernardo do Campo (SP) e o outro com medidas em solos cultivados e em bananas da região do Vale de Ribeira (SP). Um projeto de pós-doutoramento do Instituto de Geociências (IGc-USP), também foi concretizado devido à possibilidade de realização de medidas com o mesmo sistema utilizado neste trabalho. Esse projeto foi concluído no Oklahoma State University (OSU), nos Estados Unidos.

A busca de informações sobre o conteúdo de radionuclídeos nos fertilizantes, sua influência nos solos cultivados e posterior possível aumento nas concentrações desses elementos nas hortaliças, é rara no Brasil. Há trabalhos que relacionam as

concentrações de radionuclídeos em solos com as de plantas, outros somente em fertilizantes e outros poucos nos três compartimentos fertilizantes/solos/plantas. Optamos por uma forma de trabalho, sem interferência no modo de produção, para ter amostras de hortaliças tal qual são consumidas pela população.

Os valores de atividades específicas de radionuclídeos nos fertilizantes são similares à maior parte dos dados encontrados na literatura embora sejam às vezes muito inferiores aos dados de fertilizantes de alguns países do exterior. Uma amostra de fertilizante com teor muito baixo de radionuclídeos naturais foi também observado neste trabalho.

Com relação às atividades específicas de radionuclídeos naturais em solos, tanto cultivados como não cultivados, os valores estão coerentes com dados da cidade de São Paulo assim como de solos de uma região um pouco mais distante da capital, no município de Itu (SP). Nossos resultados também são comparáveis aos dados mundiais.

Um resultado importante é a inexistência de diferença entre solos adubados e não adubados no que diz respeito à concentração de radionuclídeos naturais. Outro resultado interessante é a variabilidade grande dos valores de atividade específica de ^{40}K e a uniformidade dos dados de ^{238}U e de ^{232}Th , mas não correlacionados com a aplicação de fertilizantes.

Nas hortaliças não há grandes diferenças com dados de literatura quando se trata de concentração de radionuclídeos naturais, embora nossos dados sejam praticamente de atividades específicas de ^{40}K , os valores têm a mesma ordem de grandeza dos dados publicados. A partir desses dados os fatores de transferência

solo-planta puderam ser calculados e tiveram valores muito variáveis, fato comum em dados publicados.

A contribuição anual a dose efetiva comprometida estimada devida à ingestão das hortaliças estudadas é bastante baixa se comparada ao valor de referência dada pela UNSCEAR (2000). Temos que levar em conta que esse conjunto de hortaliças representa uma pequena fração do conjunto de alimentos que são consumidos pela população. Esse resultado indica que não há risco em ingerir esses 5 tipos de hortaliças produzidos nessas fazendas. Para uma afirmação mais conclusiva seria necessário investigar a presença de radionuclídeos em um número muito maior de diferentes tipos de alimentos e de mais locais de cultivo.

A avaliação de dose efetiva interna devido à ingestão de ^{40}K pode tornar-se importante desde que em modelos mais recentes de dosimetria interna, o tempo de trajeto do radionuclídeo pelo trato digestivo foi acrescentado, dando subsídios para as simulações.

Na comparação entre as atividades específicas de amostras de fertilizantes e de solo com e sem adubação não se observou incremento de radionuclídeos naturais devido à adubação do solo com fertilizantes. Esse resultado é corroborado pelos valores de taxa de equivalente de dose anual obtidas com dosímetros termoluminescentes.

Concentração elevada de ^{40}K nos fertilizantes não significou que este nuclídeo vai se acumular em maior quantidade nas hortaliças. Este resultado leva a um questionamento sobre a aplicação dos fertilizantes com concentração alta de potássio e mostra que não só o ser humano, mas o vegetal também apresenta uma limitação

para a absorção deste elemento. Essa característica é benéfica para o homem que não irá ingerir ^{40}K em excesso e não terá seu organismo demasiadamente irradiado no seu interior quando o radionuclídeo faz o trajeto pelo seu trato digestivo, mas é pouco vantajoso para o agricultor que o aplica, a não ser quando esse elemento está em falta no solo. O que não pudemos verificar é o destino do ^{40}K que não fica acumulado nos solos superficiais e nem nas hortaliças mesmo quando, por exemplo é aplicado o nitrato de potássio com alta atividade específica deste elemento. Esperava-se pelo menos uma tendência ao aumento de concentração nos solos e nos vegetais.

Como não foram obtidos valores excessivos de nenhuma grandeza que põe em risco a saúde das pessoas que cultivam os solos e manipulam os fertilizantes, ou daquelas que consomem as hortaliças, não há necessidade em se propor medidas de controle.

5 PERSPECTIVAS

Estudar amostras de solos de profundidades maiores e investigar a dinâmica dos solos cultivados e não cultivados para esclarecer o comportamento e o destino do ^{40}K .

Modificar a técnica de preparação de amostras dos vegetais com objetivo de detectar os elementos da série do ^{238}U e ^{232}Th . Para isso os vegetais devem ser calcinados em vez de somente desidratados. Essa mudança implica em coleta de maior quantidade em peso fresco dos vegetais, introdução de mais etapas na preparação, utilização de mais equipamentos e maiores cuidados para evitar a queima do vegetal.

Investigar outros tipos de alimentos, por exemplo a carne porque os bovinos também recebem suplementos minerais fabricados a partir da rocha fosfática que pode ser rica em potássio e radionuclídeos naturais.

Quanto ao equipamento de medida, implantar um mecanismo para operação contínua dos detectores de radiação gama com sistema de abastecimento automático de nitrogênio líquido e troca de amostras mecanizada e temporizada. Melhorar a blindagem com o objetivo de diminuir ainda mais o nível de radiação gama proveniente do ambiente.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aitken MJ. Thermoluminescence dating. London: Academic Press Inc. Ltd; 1985.

Akhtar N, Tufail M. Natural radioactivity intake into wheat grown on fertilized farms in two districts of Pakistan. Radiation Protection Dosimetry Advance Access published on December 21, 2006. doi:10.1093/rpd/ncl100.

Alcarde JC, Guidolin JA, Lopes AS. Os adubos e a eficiência das adubações. 2ed. São Paulo, ANDA; c1991 (Boletim Técnico, 3). [Acesso em 9 nov 2006]. Disponível em: http://www.anda.org.br/portug/boletins/boletim_03.swf

Alexakhin RM. Protection of the environment in the perspective of human health. Radiat Prot Dosim. 2000; 92(1-3):183-188.

Anjos RM, Umisedo NK, Facure A, Yoshimura EM, Gomes PRS, Okuno E. Goiânia: 12 years after the ^{137}Cs radiological accident. Radiat Prot Dosim. 2002;101(1-4):201-204.

Andrello AC, Apolloni CR. Spatial variability and cesium-137 inventories in native forest. Brazilian Journal of Physics. 2004; 34(3A):800-803.

Arutyunyan R, Linge I, Melikhova E, Pavlosvski O. Demographic situation in territories of Russia affected by the Chernobyl accident. Radiat Prot Dosim. 1996; 64(1-2):113-119.

Beretka J, Mathew PJ. Natural radioactivity of australian building materials, industrial wastes and by-products. Health Phys. 1985;48:87-95.

Brady CN. Natureza e propriedade dos solos. 7ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos; 1989.

Boothe GF. The need for radiation controls in phosphate and related industries. Health Phys. 1977; 32:285-290.

Comissão Nacional de Energia Nuclear. Diretrizes básicas de radioproteção. CNEN-NE-3.01. D.O.U 01/08/1988.

Comissão Nacional de Energia Nuclear. Diretrizes básicas de proteção radiológica. CNEN-NN-3.01. D.O.U 06/01/2005.

Conceição FT, Bonotto DM. Radiological incidence at Tapira and Catalão phosphate rocks, their (by) products, phosphate fertilizers and amendments. Short Papers – IVSouth American Symposium on Isotope Geology, Salvador, BA; 2003.

Da Silva AA. Radônio e Filhos em Residências da Cidade de São Paulo [tese de doutorado]. São Paulo. Instituto de Física da USP; 2005.

Debertin K, Helmer RG. Gamma and X-ray spectrometry with semiconductor detectors. New York: Elsevier Science Pub. Co; 1988.

DFN-IFUSP. Relatório Anual do Departamento de Física Nuclear - IFUSP. 2005. [acesso em 29 abr 2007]. Disponível em: http://www.dfn.if.usp.br/pagina-dfn/relatórios/relatório_2005.doc.

Diaz MP, Umisedo NK, Yoshimura EM, Okuno E. Aparelho leitor de termoluminescência por contagens de fótons: apresentação dos primeiros resultados. In: Anais do VII Encontro da Matéria Condensada; 1994:67.

Eisenbud M. Environmental radioactivity. New York: Academic Press, 1973.

Eisenbud M. Environmental radioactivity: from natural, industrial and military sources. 3a. edição. New York: Academic Press, Inc.; 1987.

El-Bahi SM, El-Dine NW, El-Shershaby A, Sroor A. Elemental analysis of Egyptian phosphate fertilizer components. Health Phys; 2004;86(3):303-307.

Fausto AMF, Alcalá AL, Marques LS, Otsubo SM, Paes WS, Hiodo FY, Yoshimura EM, Okuno E. Espectrometria gama, termoluminescência e ativação neutrônica aplicadas ao estudo da radioatividade do solo. In: Resumos expandidos do 4º Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica; Ago 20-24 1995; Rio de Janeiro, BR; 1995.

Feinendegen LE, Neumann RD. Physics must join with Biology in better assessing risk from low-dose irradiation. Radiat Prot Dosim. 2005;117(4):346-356.

Freire-Maia N. Radiogenética humana. São Paulo: Edgard Blücher, Editora da USP; 1972.

Freitas, MB. Panorama das exposições médicas em radiologia convencional no Estado de São Paulo [tese de doutorado]. São Paulo: Instituto de Física da USP; 2005.

FSP/USP - Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo. Biblioteca/CIR - Centro de Informação em Saúde Pública. Guia de Apresentação de Teses. São Paulo; 1998.

Garcia F, Barioni A, Arruda-Neto JDT, Deppman A, Milian F, Mesa J, Rodriguez O. Uranium levels in the diet of São Paulo city residents. Environment International

2006; 32:697-703.

Gilmore G, Hemingway JD. Practical gamma-ray spectrometry. Chichester: John Wiley & Sons Ltd; 1995.

González AB. International policies on radiation protection: recent developments. [Apresentado na Sessão Plenária do V Congresso Regional sobre Proteção Radiológica e Segurança; 30abril 2001; Recife, Brasil]; 2001.

Guimarães CC. Implementação de grandezas operacionais na monitoração individual e de área. [dissertação de mestrado]. São Paulo: Instituto de Física da USP; 2000.

Hamamo, H, Landsberger, S, Harbottle, G, Panno, S. Studies of radioactivity and heavy metals in phosphate fertilizer. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 1995; 194(2): 331-336.

Hernández F, Hernández-Armas J, Catalán A, Fernández-Aldecoa JC, Landeras MI. Activity concentrations and mean annual effective dose of foodstuffs on the Island of Tenerife, Spain. Radiat Prot Dosim. 2004; 111(2): 205-210.

IAEA - International Atomic Energy Agency. Controlling radioactive sources: stronger “cradle-to-grave” security needed, IAEA says. IAEA Bulletin 44(1):2-3;2002.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. [homepage na internet]. São Paulo; 2003 [Acesso em 10 dez 2006]. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Orcamentos_Familiares/Pesquisa_de_Orcamentos_Familiares_2002_2003/Tabelas_de_Resultados/Aquisicao/Grandes_Regioes

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26, Annals of the ICRP 1 (3); 1977.

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Oxford: Pergamon Press; 1990.

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Dose coefficients for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 68. UK: BPC Wheatons Ltd. 1994.

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Age-dependent doses to the members of the public from intake of radionuclides: part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. ICRP publication 72. Oxfordshire: 1996.

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Draft for consultation; 2005.[Acesso em 25 set 2006]. Disponível em: www.icrp.org/docs

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Publication 100. Human alimentary tract model for radiological protection. Oxfordshire: Elsevier. 36(1-2); 2006

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Draft recommendations of the International Commission on Radiological Protection. 2007 [Acesso em 13 abr 2007]. Disponível em: www.icrp.org/docs/ICRP_Draft_Recommendations_12_January_2007.pdf

INCA - Instituto Nacional de Câncer. Estimativa 2006: Incidência de câncer no Brasil. INCA, Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Coordenação de Prevenção e Vigilância. Rio de Janeiro, 94p.; Brasil; 2005.

ISO - International Organization for Standardization. Guide for estimating uncertainties in dosimetry for radiation processing. Genève; 1998.

Jester WA. Nuclear Engineering 450 Lecture Notes. State College, PA; 1994. [Apostila da disciplina "Nuclear Engineering 450" do curso de graduação em Engenharia Nuclear da Pennsylvania State University, EUA].

Kligerman J. Estimativas sobre a incidência e mortalidade por Câncer no Brasil – 2001. Revista Brasileira de Cancerologia. 2001; 47 (2):111-114.

Köhler M, Gleisberg B, Niese S. Investigation of the soil to plant transfer of primordial radionuclides in tomatoes by low-level gamma-ray spectrometry. Applied Radiation and Isotopes. 2000;53:203-208.

Komosa A, Chibowski S, Reszka M. Natural radioisotope level differentiation in arable and non-cultivated soils at Leczna-Wlodawa Lake district. IAEA Tec Doc-1472. In: Proceedings of International Conference; May 17-21 2004; Szczyrk: 2005.

Knoll GF. Radiation detection and measurement. New York: Editora John Wiley & Sons; 1989.

Kulaif Y. A nova configuração da indústria de fertilizantes fosfatados no Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq; 1999 (Série Estudos e Documentos, 42).

Maul PR, O'Hara JP. Radioactivity in environmental materials. J. Environmental

Radioactivity. 1989;9:265-280.

Medeiros FHM. Radiação gama do solo da cidade de São Paulo e implicações dosimétricas [dissertação de mestrado]. São Paulo: Instituto de Física da USP; 2003.

Medeiros FHM, Yoshimura EM. Influence of soil and buildings on outdoor gamma dose rates in São Paulo, Brazil. Health Phys. 2005;88(1):65-70.

Melquíades FB. Medida de traços radioativos em amostras de leite em pó da região de Londrina - PR [dissertação de mestrado]. Universidade Estadual de Londrina, PR; 2000.

Milner WM. VAXPAK notes, Holifield Heavy Ion Research Facility Computer Handbook, Oak Ridge National Laboratory USA; 1987.

Nagasawa H, Little JB. Induction of sister chromatid exchanges by extremely low doses of alpha-particles. Cancer Res, 1992; 52:6394-6396.

NCRP - National Council on Radiation Protection and Measurements. Exposure of the population in the United States and Canada from natural background radiation. NCRP report nº 94; 1987.

Okuno E. Radiação: efeitos, riscos e benefícios. São Paulo: Harbra; 1988.

Okuno E. Grandezas e unidades de Física das radiações ionizantes. Um pouco sobre normas. [Apostila da disciplina FNC0424 - Efeitos biológicos das radiações ionizantes e não ionizantes do curso de graduação em Física da USP]; 2007.

Oliveira RER. Doses populacionais de radiação ionizante na cidade de São Paulo: medidas de dose gama a céu aberto. [dissertação de mestrado]. São Paulo: Instituto

de Física da USP; 2001.

Olomo JB, Akinloye MK, Balogun FA. Distribution of gamma-emitting natural radionuclides in soils and water around nuclear research establishments, Ile-Ife, Nigeria. *Nuclear Instruments & Methods in Physics Research A*. 1994; 353:553-557.

Olszewska-Wasiolek M. Estimates of the occupational radiological hazard in the phosphate fertilizers industry in Poland. *Radiat Prot Dosim*. 1995;58(4):269-276.

Otsubo SM. Contribuição da radiação gama em ambientes fechados para a dose populacional na cidade de São Paulo [dissertação de mestrado]. São Paulo: Instituto de Física da USP; 2001.

Pfister H, Philipp G, Pauly H. Population dose from natural radionuclides in phosphate fertilizers. *Radiation and Environmental Biophysics*. 1976; 13:247-261.

Prise KM. New advances in radiation biology. *Occupational Medicine*. 2006;56:156-161.

Philipp G, Pfister H, Pauly H. Occupational dose from natural radionuclides in phosphate fertilizers. *Radiation and Environmental Biophysics*. 1979; 16: 143-156.

Polikarpov GG. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionizing radiation in the environment. *Radiat Prot Dosim*. 1998; 75 (1-4): 181-185.

Ribeiro FCA. Manejo agrícola e teores de radionuclídeos naturais em vegetais cultivados no Rio de Janeiro [dissertação de mestrado]. Rio de Janeiro: Instituto de Radioproteção e Dosimetria da Comissão Nacional de Energia Nuclear;

2004.

Righi S, Lucialli P, Bruzzi L. Health and environmental impacts of a fertilizer plant Part II: Assessment of radiation exposure. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005;82(2):183-98.

Rivas MDC. Interactions between soil uranium contamination and fertilization with N, P and S on the uranium content and uptake of corn, sunflower and beans, and soil microbiological parameters. *FAL Agricultural Research Center of Germany Journal*. 2005; Special Issue. [Acesso em 27 fev 2007]. Disponível em: www.fal.de/.../lbf__sh__287__en,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/lbf_sh_287_en.pdf.

Santos EE, Lauria DC, Amaral ECS, Rochedo ER. Daily ingestion of ^{232}Th , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{210}Pb in vegetables by inhabitants of Rio de Janeiro City. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002; 62:75–86.

Saueia CHR, Mazzilli BP. Distribution of natural radionuclides in the production and use of phosphate fertilizers in Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;89:229-239.

Segreto HRC, Silva MRR, Egami MI, Segreto RA. Apoptose e radiação – revisão. *Radiol Bras*. 1998; 31:1-8.

Sheppard MI, Sheppard SC. The plant concentration ratio concept as applied to natural U. *Health Phys*. 1985;48:495-500.

Shiraishi K, Tagami K, Muramatsu Y, Yamamoto M. Contributions of 18 food categories to intakes of ^{232}Th and ^{238}U in Japan. *Health Phys*. 2000;78(1):28-36.

Silva, N. Uso de microcontrolador na construção de espectrômetro gama com sensor de NaI(Tl), com ênfase em analisador multicanal, para aplicação em geofísica nuclear e ambiental [dissertação de mestrado]. São Paulo: Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da USP; 2005.

Simon SL, Graham JC, Terp SD. Uptake of ^{40}K and ^{137}Cs in native plants of the Marshall Islands. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002; 59:223-243.

Sternglass EJ. Secret fallout: low level radiation from Hiroshima to Three Miles Island. New York: McGraw-Hill Paperback edition; 1981.

Stryer L. Bioquímica. Edição em Português. Barcelona: Editorial Reverté, S.A; 1979.

Strom DJ e Cameron JR. Is it useful to assess annual effective doses that are less than 100 mSv? *Radiat Prot Dosim*. 2002; 98 (2): 239-245.

Umisedo NK. Goiânia revisitada: medidas recentes de radiação ionizante ambiental [dissertação de mestrado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 2003.

UNEP - United Nations Environment Programme. GEO Latin America and Caribbean: Environment Outlook. UNEP Regional Office for Latin America and Caribbean. Mexico; 2003.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. sources and effects of ionizing radiation. Vienna; 2000; v.1.

USEPA - [homepage na internet]. United States Environmental Protection Agency Radiation Information; c2006. [Atualizado em 8 mar 2006; acesso em 12 dez 2006]. Disponível em: <http://www.epa.gov/radiation/radionuclides>

Veiga R et al. Measurement of natural radioactivity in Brazilian beach sands. *Radiation Measurements*. 2006;41:189-196.

Venturini L, Sordi GAA. Radioactivity in and committed effective dose from some Brazilian foodstuffs. *Health Phys*. 1999; 76 (3): 311-313.

Ward JF. DNA damage produced by ionizing radiation in mammalian cells: identities, mechanisms of formation and reparability. *Progress in Nucleic Acid Research and Molecular Biology*. 1988;35:95-125.

Wilkening M M. Radon in the environment: *Studies in Environmental Science* 40. New York: Elsevier Science Publishing Co Inc.; 1990.

Yamazaki IM, Geraldo LP. Uranium content in phosphate fertilizers commercially produced in Brazil. *Applied Radiation and Isotopes*. 2003;59:133-136.

Yukihara EG. Desvendando a cor e a termoluminescência do topázio: um estudo dos defeitos e processos termicamente e opticamente estimulados no cristal natural. [tese de doutorado]. São Paulo: Instituto de Física da USP; 2001.

ANEXOS

ANEXO 1

Definições das grandezas físicas da área de radiação ionizante utilizadas neste trabalho

Dose - dose absorvida, dose efetiva, dose equivalente ou dose comprometida, dependendo do contexto.

Dose absorvida D é uma grandeza física, definida como o quociente $d\bar{\varepsilon}$ por dm , onde $d\bar{\varepsilon}$ é a energia média depositada pela radiação ionizante na matéria de um elemento de volume e dm é a massa da matéria desse volume. A unidade de dose absorvida no S.I. é o Gy e 1 Gy vale $1 \text{ J}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Dose equivalente H_T no tecido T é uma grandeza de proteção radiológica. É dada pelo produto do fator de ponderação do tipo da radiação w_R pela dose absorvida $D_{T,R}$ no tecido T devido a radiação R .

$$H_T = w_R D_{T,R}$$

A unidade de dose equivalente no S.I. é o sievert (Sv), sendo que $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Dose efetiva é também uma grandeza de proteção radiológica e é a soma das doses equivalentes nos tecidos ou órgãos do corpo multiplicados pelo fator de ponderação para cada tecido. Essa grandeza é usada pela ICRP para limitar exposição dos indivíduos à radiação. A expressão usada para o cálculo da dose efetiva é dada por:

$$E = \sum_T W_T H_T$$

onde H_T é a dose equivalente no tecido ou órgão T e W_T é o fator de ponderação para o tecido ou órgão T e é tabelado (Tabela A1.2). Essa Tabela mostra a evolução dos valores de W_T que estão relacionados com a sensibilidade de um tecido ou órgão quando expostos à radiação e a indução de câncer e efeitos hereditários. Estudos epidemiológicos de indução de câncer e mortalidade devido à radiação são a base para a atribuição dos valores de W_T e por isso houve mudanças. Os novos valores apresentados pela ICRP 2007 resultaram de pesquisas com os sobreviventes das bombas atômicas do Japão e dosimetrias mais recentes. A unidade no S.I. também é o sievert (Sv), sendo que $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Dose efetiva comprometida $E_{(\tau)}$ é a grandeza expressa por:

$$E(\tau) = \sum_T W_T H_T(\tau)$$

onde $H_T(\tau)$ é a integral no tempo da taxa de dose equivalente no tecido T que será recebida por um indivíduo após a ingestão ou inalação de um radionuclídeo, sendo τ o período de integração em anos após a ingestão ou inalação e W_T é fator de ponderação do órgão ou tecido. Quando não especificado de outra forma, τ tem o valor de 50 anos para adultos e até a idade de 70 anos para incorporação por crianças.

Equivalente de dose H é expressa como sendo:

$$H = QD$$

onde Q é o fator de qualidade de radiação que é tabelado (Tabela A1.3) e D a dose absorvida em um ponto do tecido. A unidade no S.I. é o sievert (Sv).

Equivalente de dose ambiente $H^*(d)$ é uma grandeza operacional que é a base para medida de radiação externa, utilizada em monitoração de área. É definido como sendo o equivalente de dose produzido por um campo expandido e alinhado¹ na esfera² ICRU a uma profundidade d , no raio oposto à direção do campo alinhado. A unidade de equivalente de dose ambiente é o sievert (Sv), sendo que $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Tabela A1.1 Fatores de ponderação da radiação recomendados pela ICRP 60 de 1990 e ICRP de 2007 (Okuno 2007).

<i>Tipos de radiação e intervalos de energia</i>	<i>$w_R(1990)$</i>	<i>$w_R(2007)$</i>
fótons de todas as energias	1	1
elétrons e múons de todas as energias	1	1
nêutrons com energias < 10 keV 10-100 keV >100 keV a 2 MeV > 2 MeV a 20 MeV > 20 MeV	5 10 20 10 5	Uma função contínua de energia de nêutron
prótons	5	
partículas alfa, elementos de fissão, núcleos pesados	20	

¹Um campo de radiação expandido é definido como um campo hipotético onde a fluência e suas distribuições angulares e energéticas têm, no volume de interesse, valores iguais aos do campo real no ponto de referência. Um campo de radiação expandido e alinhado tem a mesma definição, com a diferença de que a fluência é unidirecional.

²Esfera usada como simulador do corpo humano, constituída de um material equivalente ao tecido mole.

Tabela A1.2 Fatores de ponderação de tecidos dados pela ICRP 26 de 1977, ICRP-60 de 1990 e ICRP 2007 (Okuno, 2007).

tecido ou órgão	w_T (1977)	tecido ou órgão	w_T (1990)	tecido ou órgão	w_T (2007)
gônadas	0,25	gônadas	0,20	gônadas	0,08
medula óssea	0,12	medula óssea	0,12	medula óssea	0,12
		colo do intestino	0,12	colo do intestino	0,12
pulmão	0,12	pulmão	0,12	pulmão	0,12
		estômago	0,12	estômago	0,12
mama	0,15	mama	0,05	mama	0,12
		bexiga	0,05	bexiga	0,04
		esôfago	0,05	esôfago	0,04
		fígado	0,05	fígado	0,04
tireóide	0,03	tireóide	0,05	tireóide	0,04
superfície do osso	0,03	superfície do osso	0,01	superfície do osso	0,01
				cérebro	0,01
				glândulas salivares	0,01
		pele	0,01	pele	0,01
restante*	0,30	restante**	0,05	restante***	0,12
Soma total	1,00	Soma total	1,00	Soma total	1,00

* Cinco órgãos ou tecidos que recebem os maiores equivalentes de dose, cada um com peso de 0,06.

** Inclui glândula supra-renal, intestino grosso superior, intestino delgado, rins, músculo, pâncreas, baço, timo e útero.

*** Inclui glândula supra-renal, tecido extra-torácica, vesícula biliar, paredes do coração, rins, linfonodos, músculo, mucosa oral, pâncreas, próstata (homens), intestino delgado, baço, timo, útero/colo do útero (mulheres).

Tabela A1.3 Fator de qualidade Q para diferentes radiações recomendados pela ICRP-26 de 1977 (Okuno, 2007).

Q (ICRP-26)	<i>Tipos de radiação</i>
1	raios X, raios gama e elétrons
10	prótons
20	nêutrons de energia desconhecida
20	partículas alfa

Kerma K (*Kinetic Energy Relaxed per unit of Mass*) é definido como:

$$K = \frac{dE_{TR}}{dm}$$

onde dE_{TR} é a soma das energias cinéticas iniciais de todas as partículas carregadas diretamente ionizantes liberadas pelas partículas sem carga, indiretamente ionizantes, em um elemento de volume de massa dm . O kerma está relacionado com a transferência inicial de energia e é muitas vezes usado como dose absorvida, por ser igual numericamente, principalmente para energia de fótons menor do que 1,0 MeV. O kerma ocorre no ponto de interação do fóton e a dose absorvida ocorre ao longo da trajetória da partícula carregada.

A unidade de kerma no S.I. é o gray, abreviado Gy, e 1 Gy vale $1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$.

ANEXO 2

Espectro do solo de alta relação sinal/ruído

Vários espectros de radiação gama de amostras de solo adquiridas em épocas diferentes foram somados após uma recalibração em energia com o objetivo de tê-los na mesma escala. O mesmo foi feito com os espectros de radiação de fundo. Para esses procedimentos foram utilizados os recursos do pacote computacional IRAF¹.

O resultado da soma e a identificação do radionuclídeo emissor podem ser vistas nas Figuras A2.1 e A2.2 dos espectros de amostras de solos correspondentes a aproximadamente 400 horas de aquisição. Essas duas figuras são do mesmo espectro separado em duas faixas de energias, a saber de 160 a 1000 keV e de 1000 keV a 2800 keV. O espectro somado das amostras de solo revela as emissões gama de baixas probabilidades dos elementos das séries do urânio e do tório que nos espectros individuais (~12 h) não é possível visualizar. Nesse espectro também podemos observar as duas linhas de emissão gama de ⁶⁰Co, em 1173 keV e 1332 keV. Este é um radionuclídeo antropogênico e portanto pode ter sido incorporado aos materiais que compõem a blindagem ou nos vários objetos metálicos da sala de medidas. Gilmore e Hemingway (1996) chama atenção para presença de ⁶⁰Co em aços quando discute sistemas de espectrometria gama para medidas de baixas atividades.

¹ IRAF (Image Reduction and Analysis Facility) é distribuído pela National Optical Astronomy Observatory que é operada pela Association of Universities for Research in Astronomy sob acordo de cooperação com a National Science Foundation.

O espectro resultante da soma dos espectros de radiação gama das amostras de solo nos mostra algumas linhas de baixa probabilidade de emissão que não aparecem no espectro somado (aproximadamente 400 h de integração) de radiação de fundo. As Figuras A2.3 e A2.4 são dos mesmos espectros porém separados em duas faixas de energias, a saber de 160 keV a 1500 keV e de 1500 keV a 3000 keV. Nessas figuras foi aplicado um fator de escala ao espectro da radiação de fundo de forma a permitir a visualização de linhas fracas. No caso, foi feita a normalização pela linha de emissão gama do ^{40}K . São vistas diferenças entre os dois espectros na razão de intensidade de linhas com energias próximas fazendo com que algumas linhas apareçam intensas no espectro de solos e não seja visualizada no espectro de radiação de fundo e vice-versa.

Uma das linhas que aparece nitidamente no espectro de solo e não no espectro da radiação de fundo é a do ^{228}Ac em 463 keV. Outra linha nítida somente no espectro de solos é a do ^{208}Tl (860 keV). Já a linha do $^{134}\text{Cs} + ^{228}\text{Ac}$ (570 keV) aparece relativamente maior no espectro de radiação de fundo em relação à linha de $^{208}\text{Tl} + \text{SE}^1$ (583 keV) e essa relação é diferente no espectro de solos. A linha do ^{228}Ac (968 keV) aparece com maior intensidade na radiação de fundo ao contrário do seu vizinho ^{228}Ac de 911 keV que é mais intenso no espectro de solos.

Outro aspecto relevante é que nos espectros somados, tanto das amostras de solo quanto da radiação de fundo, o pico referente ao ^{137}Cs (662 keV) aparece bem discriminado (Figura A2.5), apesar de estar muito próximo do pico de 665,3 keV do

1 SE ("*single escape peak*") resulta do escape de uma aniquilação de fóton seguida de produção de pares.

^{214}Bi . Esse fato mostra que mesmo no hemisfério sul é possível detectar traços de ^{137}Cs devido à deposição radioativa dos testes nucleares do passado e do acidente de Chernobyl.

Andrello e Appoloni (2004) também constataram esse fato através de resultados de espectrometria gama em solos de florestas nativas em Londrina (PR), e obtiveram atividades específicas de ^{137}Cs de no máximo $2,5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Figura A2.5 Região do espectro ampliada mostrando os picos da radiação gama emitida pelo ^{137}Cs em 662 keV e pelo ^{214}Bi em 665,3 keV no espectro somado de solos (linha contínua) e no espectro somado da radiação de fundo (linha tracejada).

Figura A2.1 Resultado da soma dos espectros de radiação gama das amostras de solo correspondente a 400 h de integração no intervalo de 160 keV a 1000 keV.

SE = single escape peak e DE = double escape peak

Figura A2.3 Espectros somados das amostras de solo (em cima) e da radiação de fundo (embaixo) no intervalo de 160 keV a 1500 keV.

Figura A2.4 Espectros somados das amostras de solo (em cima) e da radiação de fundo (embaixo) no intervalo de 1400 keV a 3000 keV.

ANEXO 3

Análise granulométrica de solos

Foi efetuada uma análise granulométrica de amostras de solo das chácaras. Uma amostra escolhida aleatoriamente de cada chacara foi analisada através da técnica de difração de laser no Laboratório de Sedimentologia do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo. Utilizou-se o equipamento ótico de marca Malvern, modelo Mastersizer .

A Figura A3.1 apresenta os resultados de análise de 18 amostras cujos histogramas mostram a distribuição das partículas quanto ao seu tamanho. As amostras de solo apresentam as mesmas características daquelas utilizadas para determinação de conteúdo de radionuclídeos naturais por espectrometria gama, ou seja, os grãos têm diâmetro menor do que 2 mm. Esta é também uma condição necessária para efetuar a análise granulométrica com esta técnica.

O histograma do tamanho das partículas não solúveis apresenta na maioria das amostras uma distribuição bimodal, com um máximo entre 30 e 60 μm e um segundo máximo entre 400 e 700 μm . Uma pequena fração das amostras tem uma distribuição monomodal.

Aproximadamente um terço das amostras apresenta um pico ou ombro entre 100 e 300 μm . Aparentemente este subgrupo está associado a uma alta atividade específica de ^{40}K . Já as amostras com baixa atividade de ^{40}K não apresentam essa

componente intermediária na distribuição de tamanhos. Estudos posteriores são entretanto necessários para confirmar esta correlação.

Tabela A3.1 Resultados de análise das amostras de solo quanto à granulação comparadas com os resultados de concentração média de radionuclídeos naturais das amostras de solos adubados das chácaras. O "x" na última coluna indica a presença de um pico ou ombro como mencionado no texto.

<i>Amostra</i>	<i>Chácara</i>	<i>Atividade específica (Bq.kg⁻¹)</i>			<i>Análise granulométrica</i>		
		⁴⁰ K	²³² U	²³² Th	<i>Pico 1 (μm)</i>	<i>Pico 2 (μm)</i>	<i>Pico intermediário</i>
Ca-al	Ca	142	57	59	17	363	x
Ce-re	Ce	250	58	60	15	389	
Ci-be	Ci	178	73	52	38	400	x
En-be	En	84	81	53	43	590	
Jo-be	Jo	262	59	61	26	590	x
Jr-al	Jg	86	113	63	36		
Ma-al	Ma	152	56	80	43		x
Mi-al	Mi	78	97	73	37	320	
Mu-be1	Mu	49	51	65	43	650	
Pe-al	Pe	181	55	64	42		x
Ri-al	Ri	203	55	64	20	550	x
Sa-be	Sa	47	66	54	64		
Sb-be	Sh	118	69	58	34	410	
Ti-al1	Ti	39	133	89	28	400	
To-al	To	138	99	74	36	275	x
Wa-na	Wa	60	60	79	49	420	
Ze-be	Ze	36	42	36	58	670	
Yo-al	Yo	183	142	84	148		x

Figura A3.1 Distribuições de granulação das amostras de solo coletadas nas chácaras estudadas.

Figura A3.1 (continuação)

Figura A3.1 (continuação)

ANEXO 4

Documentos informativos sobre o projeto de pesquisa e relatórios parciais

Inicialmente foram contactadas as Casas de Agricultura com uma mensagem eletrônica com o seguinte teor:

Data: Wed, 4 Jan 2006 10:52:10 -0200

De: numisedo@if.usp.br

Para: imprensa@pmmc.com.br

Cc: numisedo@usp.br

Assunto: projeto de pesquisa

Prezados senhores:

Sou pesquisadora do Instituto de Física e da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo e estou investigando a contribuição que os fertilizantes representam para o aumento de dose de radiação ionizante no ambiente. No mundo inteiro, os níveis de radiação ionizante ambiental são medidos para melhor conhecermos seus efeitos sobre os seres humanos. A minha pesquisa visa medir a radiação proveniente de fertilizantes, dos solos e dos produtos cultivados nesses solos adubados. Para tanto, gostaria de visitar algumas chácaras desse município e obter amostras de solos, fertilizantes utilizados e vegetais produzidos nessas áreas. Esta pesquisa não tem fins lucrativos nem de fiscalização, sendo puramente de caráter científico. As propriedades e os proprietários não terão seus nomes divulgados no trabalho. Assim, se possível gostaria que esse pedido fosse repassado para o departamento específico a fim de ter informações sobre como obter uma lista das fazendas e de suas características de produção.

Se mais conveniente, proponho-me a fazer uma visita a essa instituição.

Agradeço a atenção.

Laboratório de Dosimetria - Instituto de Física
da Universidade de São Paulo.
e-mail: numisedo@if.usp.br
Tel (11) 3091-6993 / 3091-6850
Fax (11) 3031-2742

Após o aceite pelos responsáveis das Casas de Agricultura, um resumo do projeto foi enviado nos seguintes termos:

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE FÍSICA**

Departamento de Física Nuclear Fone: (55)(11) 3091-6993 / 3091-6850
Caixa Postal 66318 Fax: (55)(11) 3031-2742
05315-970 São Paulo, SP - Brasil E-mail: numisedo@mestre.if.usp.br

PROJETO

**Incremento de dose de radiação ionizante devido aos radionuclídeos naturais
presentes em fertilizantes**

Nancy K. Umisedo

Prof. Dr. Sérgio Colacioppo

Prof. Dra. Emico Okuno

Instituto de Física - USP e Faculdade de Saúde Pública - USP

RESUMO

Este projeto de pesquisa procura mostrar a contribuição dos fertilizantes na avaliação de dose populacional, uma vez que há transferência de radionuclídeos deles e dos solos para as hortaliças que servem de alimentos aos seres humanos. Atividades específicas de ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K serão determinadas em amostras de fertilizantes, de solo e de produtos vegetais cultivados no solo adubado. Um espectrômetro gama com um detector de iodeto de sódio dopado com tálio [NaI(Tl)] e/ou germânio hiperpuro (HPGe) será utilizado para a determinação das atividades específicas desses radionuclídeos. Medidas *in situ* também serão realizadas nos locais de coleta das amostras das hortaliças e de solo. Para essas medidas serão utilizados um espectrômetro gama portátil e dosímetros termoluminescentes (TLD). Os dados serão comparados com os da literatura e as doses populacionais serão analisadas e avaliadas quanto ao grau de risco do uso de fertilizantes e a sua contribuição para o aumento da dose pessoal e ambiental.

Um documento dirigido aos proprietários das chácaras também foi elaborado com o objetivo de esclarecimento sobre o trabalho e também para assumir o compromisso de não divulgação de nomes e endereços deles.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE FÍSICA

Departamento de Física Nuclear Fone: (55)(11) 3091-6993 / 3091-6850
Caixa Postal 66318 Fax: (55)(11) 3031-2742
05315-970 São Paulo, SP - Brasil E-mail: numisedo@mestre.if.usp.br

Informe ao proprietário

Agradecemos antecipadamente a colaboração que está dando para o andamento do projeto *"Incremento de dose de radiação ionizante devido aos radionuclídeos naturais presentes em fertilizantes"*.

Somos pesquisadores do Instituto de Física e da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo e estamos investigando a contribuição que os fertilizantes representam para a dose de radiação ionizante no meio ambiente.

No mundo inteiro, os níveis de radiação ionizante ambiental são medidos para melhor conhecermos seus efeitos sobre os seres humanos. Os níveis variam de local para local, sendo mais altos onde há areia monazítica como em Guarapari (ES) ou Poços de Caldas (MG).

A nossa pesquisa visa medir a radiação proveniente de fertilizantes, dos solos e dos produtos cultivados nesses solos adubados. Para tanto, pedimos a colaboração ofertando-nos amostras de solos, fertilizantes utilizados e vegetais produzidos na chácara. Alguns medidores de radiação também serão deixados no campo por um período de aproximadamente um mês e depois serão recolhidos para processamento em laboratório. Esse medidor não afeta nem o local nem as pessoas e são dispositivos que servem para avaliar a radiação natural que está em todo lugar.

Esta pesquisa não tem fins lucrativos nem de fiscalização, sendo puramente de caráter científico. As propriedades e os proprietários não terão seus nomes divulgados no trabalho, sendo identificados somente por letras ou números.

Novamente agradecemos a colaboração e ficamos à disposição para quaisquer dúvidas ou informações.

Nancy K. Umisedo
Profa. Dra. Emico Okuno
Prof. Dr. Sérgio Colacioppo

Após a conclusão das medidas, foi elaborado um relatório parcial para cada chácara e deixado nas Casas de Agricultura para serem repassados aos proprietários.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE FÍSICA

Departamento de Física Nuclear Fone: (55)(11) 3091-6993 / 3091-6850
Caixa Postal 66318 Fax: (55)(11) 3031-2742
05315-970 São Paulo, SP - Brasil E-mail: numisedo@if.usp.br

RESULTADOS DE ANÁLISE

Atividades específicas em Bq/kg, obtidas através da espectrometria gama em amostras de fertilizantes, solos e hortaliças.

Nome do proprietário	Sigla	K-40	U-238	Th-232
Adubo Plantio	AdPIWa	821.6	133.8	65.9
Adubo Cobertura	AdCoWa	1413.1	12.4	3.0
Solo Nao Adubado	SoNaWa	21.4	57.4	55.8
Solo Alface	SoAlWa	39.5	55.8	113.7
Solo Repolho	SoReWa	27.2	17.1	36.2
Solo Beterraba	SoBeWa	31.5	30.2	64.7
Alface	AlWa	239.6	9.1	1.8
Repolho	ReWa	29.1	...	0.6
Brocolis	BrWa	54.1	...	...
Beterraba	BeWa	58.4	...	...

Os valores da tabela acima podem ser comparados com os da tabela a seguir, com dados da literatura e também de amostras de outros locais.

Atividade (Bq/kg)				
Amostra	^{40}K	^{238}U	^{232}Th	Referência
Fertilizantes (Brasil)		67,2 - 705,9		Yamazaki (2003)
Fertilizantes NPK (Alemanha)	38643	3419	107,3	Pfister et al (1976)
Fertilizantes (Brasil)		40-1200	60-550	Saueia e Mazzilli (2006)
Solos (cidade de São Paulo)	222	44	88	Medeiros (2003)
Areia Cananéia	15	4	2	não publicado
Areia Tabatinga	8	519	195	não publicado
Areia Guarapari	63	4043	55537	Veiga et al (2005)
Vegetais verdes (Japão)		$6,13 \times 10^{-3}$	$3,89 \times 10^{-3}$	Shiraishi et al (2000)
Outros vegetais (Japão)		$2,73 \times 10^{-3}$	$1,21 \times 10^{-4}$	Shiraishi et al (2000)
Alface (Rio de Janeiro)		0,068	0,112	Ribeiro (2004)
Cenoura (Rio de Janeiro)		0,27	0,45	Ribeiro (2004)

Nancy K. Umisedo
IFUSP/FSP-USP

Sobre a autora

Nancy Kuniko Umisedo

Nascida em Pariquera-açú, no Vale do Ribeira ao sul do Estado de São Paulo. De pais agricultores, viveu e cresceu no bairro de Oliveira Barros, Miracatu, SP, em uma fazenda de bananas até o término do segundo grau, quando migrou para a cidade de São Paulo para continuar seus estudos. Formou-se bacharel e em licenciatura pela Universidade de São Paulo em Biologia e Ciências Biológicas. Durante a graduação, no início dos anos 80, ingressou no Instituto de Física da USP para participar de um projeto de pesquisa em datação arqueológica e em seguida foi contratada como técnica no próprio Laboratório de Dosimetria onde permanece até hoje, exercendo a função de Especialista em Laboratório.

Em 1994-95, fez estágio de um ano no Low Level Radiation Monitoring Laboratory do Departamento de Engenharia Nuclear na Pennsylvania State University.

Em 2001 iniciou a pós-graduação na Faculdade de Saúde Pública e concluiu o mestrado em 2003. O tema da dissertação de mestrado foi sobre os níveis de radiação 13 anos após o acidente radiológico de Goiânia com o césio-137 em 1987.

De maio de 2004 até hoje desenvolveu a tese de doutorado cujo assunto é a contribuição dos fertilizantes agrícolas no aumento de dose de radiação ionizante no ambiente e no ser humano.

Endereço eletrônico: numisedo@if.usp.br

Telefone: (011) 3091-6993

Instituto de Física da USP

Departamento de Física Nuclear - Laboratório de Dosimetria

Rua do Matão, Travessa R, 187.

CEP 05508-900