

Universidade Federal Fluminense
Instituto de Física

Acúmulo e Distribuição de ^{137}Cs e ^{40}K em Plantas Tropicais

Carla Regina Alves Carvalho

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Física da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Ciências Físicas.

Orientador:

Prof. Dr. Roberto Meigikos dos Anjos

Niterói - R.J.

2005

*À pessoa mais incrível e especial
que surgiu na minha vida:
meu amor Bernardo.*

Agradecimentos:

Concluir mais esta etapa não seria possível sem a contribuição, a amizade e o carinho de muitas pessoas. Este espaço é dedicado a todos vocês que merecem compartilhar comigo esta vitória.

Agradeço aos meus pais Carlos e Sandra, que mesmo com vidas turbulentas, sempre me apoiaram e incentivaram a seguir em frente, com suas palavras de amor e carinho e também com o abraço e o silêncio acolhedor. Aos meus irmãos (todos), cunhados (todos) e sobrinhos (todos), que me enchem de carinho e palavras de conforto, sem contar as perguntas divertidas da Lúcia.

Ao meu orientador Roberto Meigikos, por ser este "grande" amigo. Por me fazer acreditar que tudo isso era possível e por me tornar capaz de realizar este trabalho. Agradeço também à sua família por aguentarem os telefonemas que pareciam não ter fim.

Agradeço às amigas Júlia Pinagé e Cíntia Carvalho pela amizade de sempre e para sempre.

Aos amigos Bernardo Coutinho, Christiano Timbó, Daniel Grimm, Eliel Eleutério, Fernanda Ribeiro, Fernando Stavalle, Jan Maurice, Mônica Jansen, Renata Zocatelli, Suenne Riguetto e todos os demais amigos pela amizade e pelas noites divertidas seja em Santos, na Cantareira ou em qualquer outro lugar.

Aos amigos do LARA: Rodrigo Veiga, Newton Lima, Marina Iguatemy, Jonathan Bastos e Rafael Saavedra pela ajuda com a medição e preparo de amostras, pelos momentos de discussões frutíferas e também pelos momentos de descontração. Agradeço também ao Leonardo Mangia, Diego Uzêda, Letícia Estellita pela participação na preparação das primeiras amostras.

À Profa. Kita pela paciência, disposição e ajuda nos meus momentos de "desespero".

À Profa. Maria Tereza Thomaz por suas aulas maravilhosas que mantém viva a vontade de saber mais.

Ao Prof. Gildo por emprestar a Apiezon nas horas de sufoco.

Ao Prof. Tadeu Penna pela instalação e ajuda essencial com o Linux e coisas afins.

A todos aqueles que me ajudaram com o Latex.

À Profa. Lúcia Almeida pela compreensão e carinho.

À Gel pelo carinho e revisão de texto.

Às "meninas" da Biblioteca da física pela amizade e por se desdobrarem para encontrar aquele artigo que ninguém encontra em lugar nenhum.

Ao João e Luana da secretaria da pós-graduação pela simpatia e por, sempre que possível, quebrarem meus galhos.

À Bette pelo carinho e alegria de todos os dias.

Agradeço também à CAPES pelo suporte financeiro muito bem-vindo.

Resumo

Neste trabalho serão apresentados valores de concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K em quatro espécies de plantas tropicais: pimenta malagueta (*Capsicum frutescens*), romã (*Punica granatum*), mamão (*Carica papaya*) e mandioca (*Manihot esculenta*). Para tanto, foram analisadas amostras de solo, raízes, troncos, galhos, folhas e frutos, utilizando-se a técnica de espectroscopia gama, por meio de detectores de NaI(Tl) e HPGe, disponíveis no Laboratório de Radioecologia (LARA) da Universidade Federal Fluminense (UFF).

Assim, foram determinados os fatores de transferência solo-plantas de ^{137}Cs e as distribuições de ^{137}Cs e ^{40}K ao longo de cada espécie estudada. Foram estimadas também a distribuição radial destes radionuclídeos no interior do tronco principal do mamoeiro e valores da meia vida biológica do ^{137}Cs para a romãzeira e pimenteira malagueta.

Os resultados obtidos a partir da análise da distribuição longitudinal de ^{137}Cs e ^{40}K para as plantas lenhosas (romãzeira e pimenteira), indicaram que estes elementos após serem absorvidos pelas raízes das plantas apresentaram uma tendência de se acumularem em suas regiões mais jovens, tais como folhas, galhos ou brotos e cascas dos troncos. Para as outras espécies analisadas esta seqüência não foi observada tão claramente.

Diagramas bidimensionais da distribuição radial de ^{137}Cs e ^{40}K ao longo do tronco principal do mamoeiro demonstraram que estes elementos não possuem distribuições simétricas ou homogêneas. Curiosamente, o ^{137}Cs demonstrou uma tendência de apresentar maiores valores de concentração em regiões mais expostas à luz solar. Já o ^{40}K não pareceu apresentar nenhuma tendência de migração lateral.

A determinação dos valores da meia-vida biológica devido apenas à redistribuição do ^{137}Cs disponível no interior da romãzeira e da pimenteira, indicou que estes valores são da ordem de meses, sugerindo que numa situação de acidente radiológico ou nuclear, ecossistemas agrícolas podem ser preservados. Assim, uma interdição por um determinado período, após um trabalho de descontaminação do solo, pode ser suficiente para que estas plantas voltem a produzir frutos não contaminados.

Abstract

In this work it will be presented measurements of ^{137}Cs and ^{40}K concentrations in four different species of tropical plants: chili pepper (*Capsicum frutescens*), pomegranate (*Punica granatum*), papaya (*Carica papaya*) and manioc (*Manihot esculenta*). Samples of soil, roots, trunks, twigs, leaves and fruits of each species were analyzed through gamma-ray spectroscopy, using NaI(Tl) and HPGe detectors, available in Laboratory of Radioecology (LARA) of the Universidade Federal Fluminense (UFF).

In this way, ^{137}Cs soil-to-plant transfer factors and cesium and potassium concentrations along each species were evaluated. Additionally, the radial distribution of this radionuclides through the main trunk of the papaya tree was studied and the biological half-life of ^{137}Cs for both pomegranate and chili pepper trees was estimated.

A bi-dimensional analysis of the radial distribution of ^{137}Cs and ^{40}K along main trunk of the papaya tree has shown that these elements distributions are neither symmetrical nor homogeneous. Curiously, the highest value of ^{137}Cs concentrations corresponds to the side with higher exposition to sunlight. On the other hand, ^{40}K has not shown any tendency of lateral migration.

The estimate of biological half-life due to the redistribution of the available cesium inside the body of the pomegranate and the chili pepper trees indicate that these values are of the order of months, suggesting that in the situation of a radiological or nuclear accident, agricultural or forest ecosystems could be preserved. A period of interdiction, after a soil decontamination action, could be enough for these trees to produce uncontaminated fruits.

*"Don't worry about a thing,
'Cause every little thing is gonna be all right."*

Bob Marley

Sumário

1	Introdução	1
2	Materiais e Métodos	6
2.1	A Coleta das Amostras	7
2.1.1	Medidas Realizadas	8
2.2	A Preparação das Amostras	12
2.2.1	Amostras de Solo	12
2.2.2	Amostras de Vegetais	13
2.3	Arranjo Experimental	14
2.3.1	A Blindagem	14
2.3.2	O Detector NaI(Tl)	16
2.3.3	O Detector HPGe	19
2.3.4	Propriedades Gerais dos Detectores	22
2.4	O Sistema de Aquisição e Análise dos Dados	28
2.4.1	Calibração em Energia	28
2.4.2	Cálculo das Concentrações e Estimativa das Incertezas	30
2.4.3	Limites de Detecção	32

3	Distribuição e Transporte de ^{137}Cs e ^{40}K nos Vegetais	36
3.1	Absorção de Cs Pelas Raízes de Vegetais	36
3.1.1	Cinética e Efeitos da Interação entre Íons	37
3.1.2	Mecanismos Possíveis de Absorção	39
3.2	Fator de Transferência Solo-Planta (FT)	43
3.3	Distribuição de Cs no Interior das Plantas	49
3.3.1	Distribuição Longitudinal	49
3.3.2	Distribuição Radial	55
3.4	Estudo do decaimento temporal do ^{137}Cs em um ecossistema agrícola ou vegetal	60
3.4.1	Meia-Vida Física	60
3.4.2	Meia-Vida Biológica	61
3.4.3	Meia-Vida Efetiva	68
3.4.4	O comportamento temporal do ^{137}Cs e ^{40}K	70
4	Apresentação e Discussão dos Resultados	72
4.1	Fator de Transferência Solo-Planta (FT)	73
4.2	Distribuição de ^{137}Cs e ^{40}K no Interior das Plantas	77
4.2.1	Distribuição Longitudinal nas Mandioqueiras	79
4.2.2	Distribuição Longitudinal no Mamoeiro	95
4.2.3	Distribuição Longitudinal na Romãzeira	99
4.2.4	Distribuição Longitudinal nas Pimenteiras	101
4.2.5	Distribuição Radial no Mamoeiro	106
4.3	Estudo da Meia-Vida Biológica	109
5	Conclusões	115

Lista de Figuras

2.1	Ilustração da Mandioqueira <i>MD1</i>	9
2.2	Ilustração da Pimenteira <i>P1</i>	9
2.3	Ilustração do Mamoeiro <i>M</i>	10
2.4	Ilustração da Romãzeira <i>R</i>	10
2.5	Subdivisões do tronco D do Mamoeiro M	12
2.6	Esquema do arranjo experimental	15
2.7	Interações no detector NaI(Tl)	17
2.8	Espectro de energia do ^{22}Na	19
2.9	Modelo do detector HPGe	20
2.10	Curvas de resfriamento do detector HPGe.	22
2.11	Espectro de energia adquirido por um detector de NaI(Tl).	24
2.12	Espectros de energia obtidos pelos detectores HPGe e NaI(Tl)	24
2.13	Reta de calibração em energia	29
2.14	Ilustração das distribuições da radiação de fundo e da amostra.	33
3.1	Relação entre K externo e FT para o Cs em algumas espécies diferentes . .	38
3.2	Efeito da ausência de K na absorção diferentes concentrações de ^{137}Cs . .	42
3.3	Variação dos valores de FT para ^{137}Cs em relação à concentrações diferentes de ^{137}Cs na solução	43

LISTA DE FIGURAS

3.4	Efeito da ausência de K na absorção de ^{137}Cs sob diferentes concentrações externas de K	44
3.5	Concentração de ^{137}Cs em árvores da Suécia	51
3.6	Concentração de ^{137}Cs nas partes velhas de árvores frutíferas de Goiânia .	52
3.7	Concentração de ^{137}Cs nas partes jovens de árvores frutíferas de Goiânia .	53
3.8	Distribuição de radionuclídeos em árvores de Nagasaki	56
3.9	Distribuições de ^{40}K e ^{137}Cs na Alemanha, após Chernobyl	57
3.10	Distribuição de radial de ^{137}Cs em uma goiabeira de Goiânia (1D) e (2D) .	58
3.11	Fluxograma do Modelo de Compartimentos	62
3.12	Concentração de ^{137}Cs em Cerejas da Grécia entre 1987 e 1995	67
3.13	Concentração de ^{137}Cs nas folhas de Pessegueiros na Grécia	68
3.14	Concentração de ^{137}Cs nas folhas de Macieiras na Grécia	68
3.15	Dependência temporal do ^{137}Cs e do ^{40}K em pés de damasco na Grécia . .	71
4.1	Perfil do solo onde a romãzeira R foi cultivada	75
4.2	Mandioqueira $MD1$ e as regiões de coleta de amostra.	80
4.3	Mandioqueira $MD2$ e as regiões de coleta de amostra	84
4.4	Mandioqueira $MD3$ e as regiões de coleta de amostra	87
4.5	Mandioqueira $MD4$ e as regiões de coleta de amostra	89
4.6	Mandioqueira $MD5$ e as regiões de coleta de amostra	92
4.7	Ilustração das raízes do Mamoeiro M	95
4.8	Mamoeiro M e as regiões de coleta de amostra	97
4.9	Romãzeira R e as regiões de coleta de amostra	100
4.10	Pimenteira $P3$ e as regiões de coleta de amostra	102
4.11	Pimenteira $P2$ e as regiões de coleta de amostra	103

LISTA DE FIGURAS

4.12	Pimenteira <i>PI</i> e as regiões de coleta de amostra	104
4.13	Subdivisão das amostras de tronco do Mamoeiro <i>M</i>	107
4.14	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos discos A e B.	107
4.15	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos discos C, D, E e F.	108
4.16	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K no disco G	109
4.17	Dependência temporal do ^{137}Cs para frutos da Pimenteira	110
4.18	Dependência temporal do ^{40}K para frutos da Pimenteira	111
4.19	Dependência temporal do ^{137}Cs para frutos da Romãzeira	113
4.20	Dependência temporal do ^{40}K para frutos da Romãzeira	114

Lista de Tabelas

3.1	Fatores de transferência para frutas tropicais, legumes e raízes	48
3.2	Meia-vida biológica para frutas no norte da Grécia	66
3.3	Constantes de decaimento e valores de meia-vida biológica	69
4.1	Fatores de transferência para plantas tropicais	74
4.2	Concentrações de ^{137}Cs na Mandioqueira <i>MD1</i>	80
4.3	Médias das Concentrações de ^{137}Cs na Mandioqueira <i>MD1</i>	81
4.4	Concentrações de ^{40}K na Mandioqueira <i>MD1</i>	82
4.5	Concentrações de ^{137}Cs na Mandioqueira <i>MD2</i>	84
4.6	Médias das Concentrações de ^{137}Cs na Mandioqueira <i>MD2</i>	85
4.7	Concentrações de ^{40}K na Mandioqueira <i>MD2</i>	86
4.8	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K na Mandioqueira <i>MD3</i>	87
4.9	Médias das Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K na Mandioqueira <i>MD3</i>	88
4.10	Concentrações de ^{137}Cs na Mandioqueira <i>MD4</i>	89
4.11	Médias das Concentrações de ^{137}Cs na Mandioqueira <i>MD4</i>	90
4.12	Concentrações de ^{40}K na Mandioqueira <i>MD4</i>	91
4.13	Concentrações de ^{137}Cs na Mandioqueira <i>MD5</i>	92
4.14	Médias das Concentrações de ^{137}Cs na Mandioqueira <i>MD5</i>	93

LISTA DE TABELAS

4.15	Concentrações de ^{40}K na Mandioqueira <i>MD5</i>	93
4.16	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas raízes do Mamoeiro <i>M</i>	96
4.17	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas partes do Mamoeiro <i>M</i>	97
4.18	Concentração média de ^{137}Cs e ^{40}K nas regiões do Mamoeiro <i>M</i>	98
4.19	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K na Romãzeira <i>R</i> contaminada.	99
4.20	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K na Romãzeira <i>R</i> descontaminada	100
4.21	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K na Pimenteira <i>P3</i>	102
4.22	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K na Pimenteira <i>P2</i>	103
4.23	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K na Pimenteira <i>P1</i> contaminada.	103
4.24	Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K na Pimenteira <i>P1</i> descontaminada	104

Capítulo 1

Introdução

A influência da radioatividade no meio ambiente tem sido investigada por vários países nas últimas cinco ou seis décadas, através de estudos dos processos de transferência de radionuclídeos naturais ou artificiais para os organismos vivos e seus efeitos biológicos que atuam sobre os seres humanos [UNSCEAR (1993), UNSCEAR (2000)].

A radioatividade antropogênica (produzida pelo homem) foi introduzida em larga escala no ambiente global em 1945. Este foi o ponto de partida para cerca de 20 anos de intensos testes de armas nucleares. Desde então, a produção de materiais nucleares para a defesa, desenvolvimento e operação de reatores comerciais, aparatos de processamento de combustível nuclear e demais atividades geradoras de rejeitos têm provocado uma liberação de resíduos nucleares no meio ambiente que variam desde escalas locais ou regionais até continentais [Whicker *et al.* (1999)]. Acidentes radiológicos ou nucleares também são grandes exemplos de contaminações radioativas. Dentre eles, podem ser destacados o acidente nuclear de Chernobyl, ocorrido em 1986, o qual produziu uma grave contaminação radiológica em uma vasta área do hemisfério norte [IAEA (1992)]. Já para acidentes radiológicos, o maior exemplo é o que ocorreu na cidade de Goiânia, em 1987. Embora em menor escala que desastres nucleares, este provocou a pior contaminação local já observada por uma única substância radioativa, o ^{137}Cs , gerando cerca de 3500 m^2 de lixo radioativo [IAEA (1988), HP (1991)]. Tais eventos ou acidentes, dentre outros,

têm estimulado diversas linhas de pesquisa, com o objetivo de obter um melhor entendimento científico dos impactos ambientais causados pela distribuição, transporte e efeitos biológicos da radioatividade, dando origem a uma área de pesquisa denominada de Radioecologia. Esta possui uma característica interdisciplinar, apresentando conexões entre a física, química, biologia, medicina e geologia. Desta forma, a radioecologia visa o entendimento de um dos mais interessantes e desafiadores problemas ambientais enfrentados pela humanidade: a radioatividade [Shaw (2005)].

Para tanto, radioecologistas de todo o mundo têm procurado desenvolver uma base de dados substancial de concentrações de atividades e parâmetros de transferência ambiental de elementos radioativos, a qual tem permitido o desenvolvimento de modelos numéricos capazes de simular a absorção e acúmulo de radionuclídeos em uma grande variedade de ecossistemas. Assim, estes modelos têm demonstrado grande sucesso na previsão da evolução, ao longo do tempo, das taxas de dose e dos riscos para a saúde humana devido à contaminações radioativas ocorridas no passado. Tais previsões também se tornam determinantes para a tomada de decisões perante respostas à emergências radiológicas ou nucleares [Whicker *et al.* (1999), Shaw (2005)]

Os principais elementos resultantes do processo de fissão nuclear do ^{235}U ou do ^{239}Pu geralmente estudados são $^{134,137}\text{Cs}$, ^{90}Sr , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, $^{129,131}\text{I}$ e $^{239,239,240}\text{Pu}$, por apresentarem maiores valores em abundância ou atividades específicas durante uma contaminação ambiental. Dentre eles, o céσιο apresenta um grande destaque por ser um dos radionuclídeos mais perigosos, que pode penetrar na cadeia alimentar humana após a ocorrência do *fallout* nuclear. Ele possui a capacidade de ficar retido na argila e na camada orgânica do solo por longos períodos, devido ao fato de possuir uma meia vida física significativamente elevada: cerca de 30 anos para o ^{137}Cs e 2 anos para o ^{134}Cs .

Assim, estudos sobre a contaminação com ^{137}Cs e ^{134}Cs no solo é um assunto de grande interesse científico, uma vez que estes contaminantes ambientais podem oferecer um grande risco radiológico por longo período aos consumidores de produtos vegetais produzidos em solo contaminado [Zhu *et al.* (2002)]. Experiências pós-acidente de Chernobyl

têm demonstrado que a ingestão de alimentos de áreas contaminadas pode contribuir com até 60% para a taxa de dose total no homem [Smolders *et al.* (1997)]. Pode-se dizer, então, que a absorção de nutrientes através das raízes de uma planta é o maior caminho para a migração do césio existente no solo para a dieta alimentar humana. Pesquisas sobre a absorção de césio pelas plantas vêm sendo realizadas desde o início da década de 40 [Zhu & Smolders (2000)], com o objetivo de elaborar técnicas eficientes de recuperação de ecossistemas agrícolas e florestais, no sentido de minimizar a transferência de Cs radioativo do solo para os seres humanos. Porém, este é não é um problema simples, devido a grande complexidade do meio ambiente, que faz com que vários países do mundo ainda tentem solucionar esta importante questão em aberto.

Atualmente, pode-se dizer que os grandes temas de pesquisa que estão sendo realizados na área de radioecologia são: os estudos de mecanismos de absorção de Cs radioativo pelas plantas; mecanismos de regulação da absorção de Cs, por exemplo, pela presença de potássio no solo e; formulações de modelos agrícolas para a recuperação de solos contaminados com este radioelemento.

O potássio é um dos principais nutrientes vegetais e os íons de K^+ e Cs^+ são membros da mesma série homóloga [Zhu *et al.* (2002)]. Desta forma, embora esteja bem estabelecido na área de radioecologia que o césio é transferido e incorporado aos organismos vegetais de uma planta durante o seu ciclo alimentar devido à sua similaridade físico-química com o potássio, deveria ser esperado então, que os dois elementos apresentassem comportamentos semelhantes ao serem distribuídos ou transportados ao longo de uma planta. Entretanto, os mecanismos pelos quais íons de Cs^+ são absorvidos pelas raízes e distribuídos pelos organismos das plantas ainda não são completamente conhecidos [Zhu & Smolders (2000)]. Neste sentido, podem ser encontrados na literatura trabalhos que têm investigado medidas simultâneas de concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K em árvores frutíferas que apresentam evidências claras da existência de uma correlação entre os comportamentos de césio e potássio [Shaw & Bell (1991), Kudo *et al.* (1993), Barci-Funel *et al.* (1995), Haas & Müller (1995), McGee *et al.* (2000), Fogh & Anderson (2001)]. Contrariamente, exis-

tem outros trabalhos que mostram que estes íons apresentam comportamentos distintos após serem absorvidos pelas raízes das plantas [Carini (2001), Antonopoulos *et al.* (1990), Antonopoulos *et al.* (1991), Smolders *et al.* (1997), Simon *et al.* (2002), Mosquera *et al.* (2005)] indicando que, em alguns casos, existe uma evidência de que as plantas podem discriminar estes dois íons logo após serem absorvidos pelas raízes, onde o controle da absorção de ^{137}Cs poderia ser explicada pela interferência do sistema de transporte de potássio entre as membranas celulares da planta.

Assim, no sentido de aumentar as informações experimentais disponíveis sobre este problema, ainda é necessária a obtenção de resultados para um grande número de diferentes espécies de plantas, de tal forma que sirvam de parâmetros iniciais para o desenvolvimento de modelos capazes de descrever corretamente o transporte e a distribuição de radionuclídeos pelos diversos organismos vegetais de diferentes espécies de plantas.

Sendo assim, com o objetivo de compreender o comportamento relativo entre os íons de Cs^+ e K^+ , a proposta desta dissertação de tese foi investigar os níveis de concentração de ^{137}Cs e ^{40}K no interior de quatro espécies de plantas tropicais ou subtropicais brasileiras, que estavam sendo cultivadas em um dos antigos locais onde ocorreu o acidente de Goiânia: pimenta malagueta (*Capsicum frutescens*), romã (*Punica granatum*), mamão (*Carica papaya*) e mandioca (*Manihot esculenta*). Para tanto, análises de amostras de solo, raízes, troncos, galhos, folhas e frutos ou partes comestíveis foram realizadas utilizando-se a técnica de espectroscopia da radiação gama, disponível no Laboratório de Radioecologia (LARA) do Instituto de Física da Universidade Federal Fluminense (UFF).

Desta forma, estimativas de fatores de transferência solo-planta de ^{137}Cs , análises das distribuições ^{137}Cs e ^{40}K ao longo de vários compartimentos e também no tronco principal foram realizadas para as plantas enquanto estavam sendo cultivadas em solo contaminado por ^{137}Cs . Adicionalmente, os pés de pimenta malagueta e de romã também puderam ser estudados numa simulação de resposta a um acidente nuclear. Após serem cultivadas em solo contaminado com ^{137}Cs , estas duas plantas foram transferidas para um solo não contaminado, onde a principal fonte de contaminação de novas folhas e frutos fosse apenas

a fração do céσιο disponível no corpo das plantas. Com isso, também foi possível estudar o declínio da concentração de deste radioelemento ao longo do tempo, permitindo obter valores de meia-vida biológica para estas plantas. Finalmente, este trabalho também teve como objetivo investigar a possibilidade ou viabilidade da utilização do ^{137}Cs como um rastreador de nutrientes vegetais.

Para tanto, no Capítulo 2 serão descritos os materiais e métodos utilizados nas medidas experimentais. No Capítulo 3, serão descritos os comportamentos de acúmulo, distribuição e transporte de ^{137}Cs e ^{40}K nos vegetais. No Capítulo 4, serão apresentadas a análise e interpretação dos dados. E finalmente, no Capítulo 5, as principais conclusões obtidas a partir deste trabalho.

Capítulo 2

Materiais e Métodos

Para que seja possível a compreensão dos mecanismos de absorção e distribuição de radionuclídeos, tanto os artificiais quanto os naturais, no interior das plantas tropicais e subtropicais aqui estudadas, se faz necessário o cálculo de suas concentrações em diversas partes destas plantas: raiz, caule, galhos, folhas e suas partes comestíveis. Para que os valores obtidos das concentrações destes radionuclídeos sejam precisos e confiáveis, é importante que as amostras sejam preparadas segundo normas internacionais [IAEA (1989)] [HASL (1997)], bem como uma perfeita calibração do aparato experimental utilizado. A utilização destes procedimentos também tem o objetivo de permitir que os resultados obtidos possam ser intercomparados com outros laboratórios de pesquisa, ou seja, proporciona uma garantia da confiabilidade dos dados obtidos.

Assim, este capítulo se propõe a descrever, num primeiro momento, as amostras coletadas, suas medições e os procedimentos utilizados para a sua preparação laboratorial. Num segundo momento, descrever os equipamentos utilizados para esta análise e, finalmente, como foram realizados os cálculos para a determinação das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nestas amostras.

2.1 A Coleta das Amostras

Para a realização deste trabalho foram coletadas durante 2001 e 2003, amostras de solo e de algumas plantas tropicais e subtropicais que estavam sendo cultivadas em um dos principais locais onde ocorreu o acidente radiológico de Goiânia, em 1987 [IAEA (1988)] [HP (1991)]. O local escolhido para a coleta de amostras foi o antigo ferro-velho II, incluindo dois lotes vizinhos e a área às margens do córrego Capim Puba. Este lote situa-se na Rua 6, quadra Q, lote 18 do Setor Ferroviário da cidade de Goiânia. Este foi o único dentre os principais lotes envolvidos no acidente radiológico que, após a intervenção e descontaminação realizadas pela Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) em 1987, não recebera uma camada de concreto em sua superfície e que também foi liberado como local de trabalho (depósito de materiais recicláveis) e moradia para cinco pessoas. Desta forma, neste lote foi possível observar o cultivo de subsistência de vários tipos de árvores frutíferas e hortaliças. Por ser uma região de baixa renda familiar, o mesmo ocorria nos lotes vizinhos.

Em Agosto de 2001 a CNEN realizou uma nova intervenção neste lote e foi colocada uma camada de concreto no mesmo. Este fato se deu como consequência de um trabalho realizado pelo nosso Grupo de pesquisa [Facure *et al.* (2001a)] [Facure *et al.* (2001b)] [Facure (2001c)] [Anjos *et al.* (2002)]. Assim, amostras de algumas plantas tropicais foram coletadas antes desta intervenção: duas goiabeiras, um abacateiro, uma mangueira, um pé de romã, além de cinco pés de mandioca, três pés de pimenta malagueta e um pé de mamão. Entre 2001 e 2003, estas amostras foram coletadas nos lotes vizinhos e na margem do córrego Capim Puba.

Para a realização deste trabalho foram analisadas amostras da parte comestível, folhas, galhos, tronco e raízes de cinco mandioqueiras (*Manihot esculenta*), as quais serão chamadas de *MD1*, *MD2*, *MD3*, *MD4* e *MD5*, de um mamoeiro (*Carica papaya*) que será designado pela letra *M*, de uma romãzeira *R* (*Punica granatum*) e de três pimenteiras (*Capsicum frutescens*), chamadas de *P1*, *P2* e *P3*. Também foram coletadas amostras de solo que estava aderido às raízes destas plantas.

2.1.1 Medidas Realizadas

No sentido de compreender os comportamentos de absorção, o acúmulo e distribuição de sais minerais compostos por íons de Cs^+ e K^+ em plantas tropicais e subtropicais, as medidas realizadas neste trabalho têm o objetivo de examinar os níveis de concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas raízes, troncos, galhos, folhas e partes comestíveis destas plantas, levando-se em conta também os diferentes comportamentos, tanto nas partes mais jovens quanto nas mais velhas destas plantas. Em adição, o comportamento do declínio da contaminação de ^{137}Cs em função do tempo também foi avaliado nos frutos de duas plantas tropicais. Para tanto, a romãzeira e um dos pés de pimenta malagueta foram transplantados para um solo não contaminado, de tal modo que a principal fonte de contaminação nos novos frutos (e folhas) era a fração de ^{137}Cs disponível no corpo destas plantas. Este procedimento permitiu estimar os valores de meia-vida biológica através da análise de amostras de seus frutos, coletados a cada safra. Ao término destas medidas, estas plantas também tiveram suas diversas partes analisadas.

Nas Figuras de 2.1 a 2.4 podem ser observadas ilustrações para cada espécie das plantas analisadas neste trabalho. Em detalhe, é possível identificar as posições típicas para cada tipo de planta, onde foram coletadas amostras de raízes, troncos, galhos e folhas.

Todas as 5 mandioqueiras foram plantadas aproximadamente na mesma época, as mandioqueiras MD1 e MD3 tinham cerca de 8 meses de idade, enquanto que as mandioqueiras MD2, MD4 e MD5 tinham cerca de 1 ano de idade. A mandioqueira MD1 apresentava aproximadamente 1,50 m de altura. Para esta planta foram coletadas 31 amostras de tronco e galhos, divididas em casca e parte interna. Foram analisadas também 16 amostras de folhas, sendo 4 de cada região especificada na Figura 2.1. Suas raízes foram separadas em parte comestível (composta por duas mandiocas) e parte não comestível (composta por uma raiz), as quais tiveram suas cascas e parte interna analisadas, resultando num total de 53 amostras desta planta.

A mandioqueira MD2 tinha cerca de 2,30 m de altura. Foram analisadas 16 amostras de tronco e galhos, 4 amostras de folhas e 6 amostras de raiz. Suas raízes foram separadas

em parte comestível (composta por quatro mandiocas) e não comestível (composta por 2 raízes), resultando em 13 amostras analisadas. Esta planta, após a divisão, resultou em 39 amostras para análise.

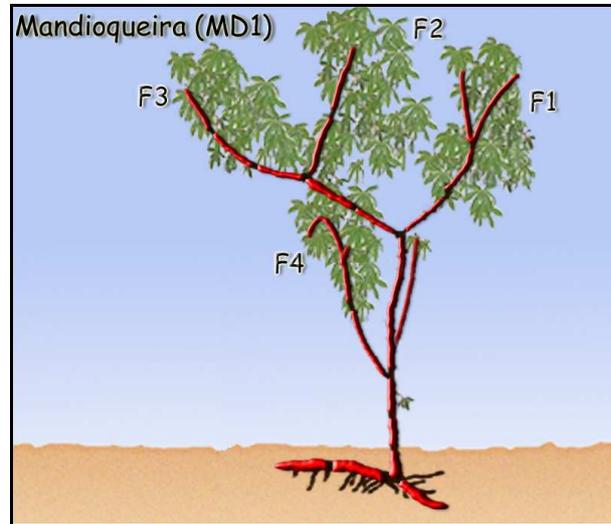


Figura 2.1: Ilustração da Mandioqueira *MD1*, onde se observam as amostras de tronco, galhos, raiz e parte comestível analisadas. F1, F2, F3 e F4 representam as regiões de coleta de amostras de folhas desta planta.

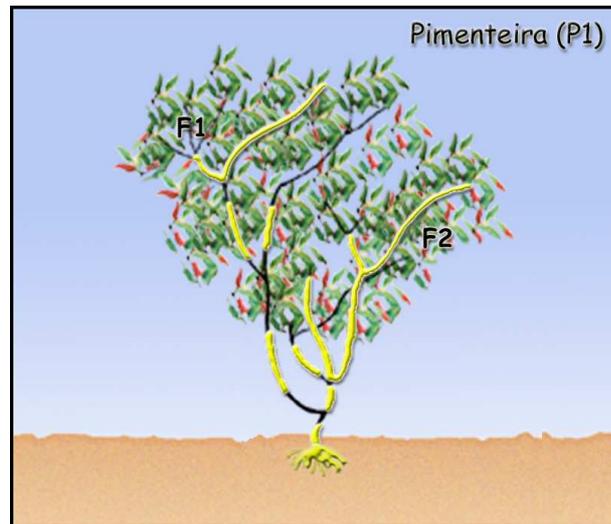


Figura 2.2: Ilustração da Pimenteira *P1*, onde se observam as amostras de tronco, galhos e raiz analisadas. F1 e F2 representam as regiões de coleta de amostras de folhas para esta planta.

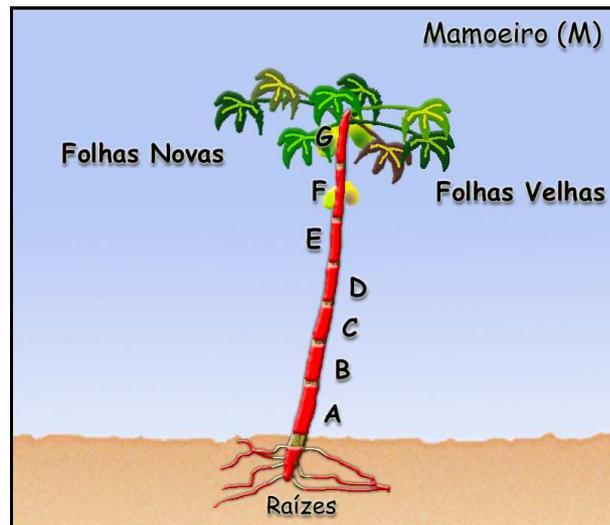


Figura 2.3: Ilustração do Mamoeiro *M*, onde A, B, C, D, E, F e G representam a divisão realizada para as amostras de tronco. Nesta figura também podem ser observadas as amostras de raiz e as amostras de folhas, que foram separadas em Folhas Velhas e Folhas Novas.

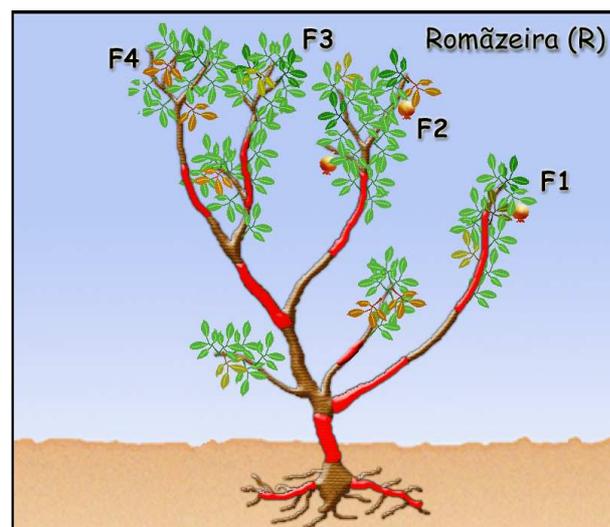


Figura 2.4: Ilustração da Romã *R*, onde se observam as amostras de tronco, galhos e raiz analisadas. F1, F2, F3 e F4 representam as regiões de coleta de amostras de folhas para esta planta.

A mandioqueira *MD3* possuía cerca de 1,60 m de altura. Foram analisadas 11 amostras de tronco; 2 amostras de folhas. Esta planta possuía duas mandiocas (parte comestível), sendo uma bastante grande, que pode ter 8 amostras analisadas, e outra um pouco menor, que resultou em 4 amostras. Foram analisadas também 4 amostras da parte interna na raiz não comestível. Esta divisão resultou em 29 amostras.

As mandioqueiras *MD4* e *MD5* possuíam cerca 1,80 m. A mandioqueira *MD4* pode ser dividida em: 13 amostras de tronco, sendo 3 amostras de casca; 13 amostras de raiz, sendo 4 de casca e 8 de partes comestíveis, e 2 amostras de folhas. A divisão realizada para esta planta resultou em 28 amostras. Para a mandioqueira *MD5* foram analisadas: 17 amostras de tronco (casca e interior); 13 amostras de raiz, sendo 4 de casca e 7 de partes comestíveis; 1 amostra de folha. Esta planta resultou em um total de 31 amostras para análise.

A pimenteira malagueta *P1*, que media cerca de 0,80 m de altura e possuía 8 meses de idade, foi transplantada para um solo descontaminado. Amostras de pimentas verdes e vermelhas foram coletadas durante 1 ano, a fim de determinar a meia-vida biológica de cada tipo de pimenta malagueta. Após este tempo também foram analisadas 10 amostras de troncos, 1 amostra de galho, 2 de folhas e 1 de raiz.

As pimenteiros malagueta *P2* e *P3* possuíam cerca de 0,80 m e 0,50 m de altura, respectivamente. Suas idades eram de 8 e 6 meses, respectivamente. Com a pimenteira *P2* foi possível preparar 3 amostras de tronco, 1 amostra de galhos, 1 amostra de folhas, 1 amostra de raiz, 1 amostra de frutos verdes e 1 de frutos vermelhos. Enquanto que com a pimenteira *P3*, foi possível preparar apenas 1 amostra de tronco, 1 amostra de galhos, 1 amostra de folhas, 1 amostra de raiz, 1 amostra de pimentas verdes e outra de pimentas vermelhas.

A romãzeira *R* possuía cerca de 1,80 m de altura e 6 anos de idade. Esta planta também foi transplantada para um solo descontaminado. Amostras de seus frutos foram coletadas durante 3 anos, resultando na coleta de 8 amostras. Após este tempo, esta planta foi dividida em algumas amostras para análise. Foram analisadas então 2 amostras de tronco, 2 amostras de galhos, 4 amostras de folhas e 1 de raiz.

O mamoeiro *M* estudado teve suas folhas e talos divididos em partes mais jovens e mais velhas, resultando em 7 amostras. Esta árvore possuía 7 frutos que também foram estudados em partes separadas: casca e polpa. Além disto, seu tronco foi dividido em 7 seções transversais denominadas A, B, C, D, E, F, e G. Uma vez que pretendia-se

avaliar a distribuição radial de ^{137}Cs e ^{40}K nos troncos deste mamoeiro, as amostras do tronco foram subdivididas em várias partes. Este procedimento foi possível, pois esta planta possuía cerca de 2,30 m de altura e seu tronco possuía aproximadamente 15 cm de espessura na parte mais grossa. A Figura 2.5 apresenta uma ilustração da divisão do tronco D para a realização da coleta de suas amostras.

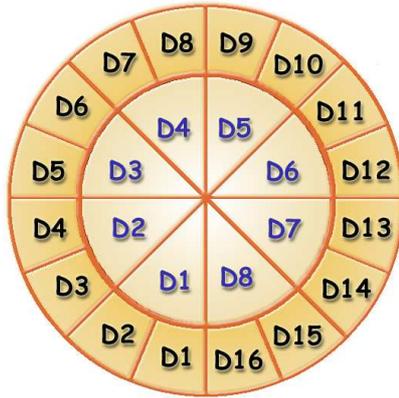


Figura 2.5: Ilustração da seção reta do tronco D, onde pode ser observado o tipo de divisão utilizada para a análise dos troncos do mamoeiro.

Assim, do tronco A ao E foram analisadas 24 amostras de cada tronco, divididas em seções longitudinais, sendo 8 do interior e 16 de casca. Já os troncos F e G foram divididos longitudinalmente em 4 amostras de interior e 8 de casca, e 1 de interior e 4 de casca, respectivamente. Esta planta tinha cerca de 1,5 anos de idade e possuía 7 frutos, cujas amostras foram divididas em casca, polpa e sementes, resultando num total de 22 amostras. Sua raiz era bastante grande, o que resultou em 16 amostras.

Em resumo, para a realização desta dissertação, foram analisadas 449 amostras vegetais e 30 de solo.

2.2 A Preparação das Amostras

2.2.1 Amostras de Solo

As amostras de solo foram inicialmente peneiradas em peneiras de 1mm, de modo que outros materiais (raízes, galhos, folhas secas, pedras, etc.) fossem removidos. Este procedimento tem o objetivo de garantir a homogeneidade das amostras. Em seguida,

as amostras foram secas em uma estufa a uma temperatura de cerca de 110° C. Esse procedimento durou, em média, 24 horas. Tempo necessário para que não mais ocorresse variação em sua massa e se garantisse, portanto, que toda a água fora retirada da amostra. Desta forma, a massa de cada amostra pode ser expressa em unidades de "massa seca". Esta é uma importante recomendação internacional para que os dados possam ser intercomparados [IAEA (1989)].

Após a finalização deste processo de secagem, as amostras foram trituradas em um moinho analítico, com a finalidade de transformá-las em pó, para que em seguida fossem acondicionadas em potes plásticos cilíndricos com cerca de 3 cm de altura e 2 cm de diâmetro. Este procedimento permite que a amostra tenha uma melhor acomodação nos potes plásticos, proporcionando um maior rendimento em sua ocupação volumétrica e, portanto, mais acurácia na determinação das concentrações dos contaminantes radioativos. Finalmente, os potes foram pesados e lacrados.

Em geral, é importante que estas amostras sejam armazenadas por um período de cerca de 45 dias para que os elementos radioativos gasosos, filhos das séries de decaimento de ^{232}Th e ^{238}U (tal como o radônio), atinjam o equilíbrio secular e, portanto, não produzam alterações significativas nos cálculos das concentrações dos elementos em estudo. Entretanto, para as amostras analisadas neste trabalho, esta correção foi praticamente desnecessária, visto que as concentrações de ^{232}Th e ^{238}U eram extremamente baixas.

2.2.2 Amostras de Vegetais

As amostras vegetais foram classificadas em partes comestíveis, folhas, galhos, troncos e raízes das plantas em questão. Durante seu preparo, estas amostras necessitaram um procedimento adicional em relação às amostras de solo. Elas foram inicialmente lavadas e escovadas com água e sabão, a fim de eliminar possíveis contaminações residuais de ^{137}Cs . A principal fonte destes resíduos seria a impregnação de solo contaminado nas raízes e a poeira, que pode ser depositada nas partes superiores da planta durante o seu cultivo.

Após serem lavadas, as amostras vegetais também foram submetidas a um processo de

secagem, permanecendo na estufa a 110° C até que a massa se tornasse constante. Para algumas amostras vegetais o tempo de secagem foi um pouco maior do que 24 horas.

Finalmente, as amostras foram trituradas, em processo semelhante àquele realizado para amostras de solo, e acondicionadas em potes cilíndricos, pesadas e lacradas.

2.3 Arranjo Experimental

O aparato experimental mais indicado para as medidas de concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K é aquele capaz de detectar o decaimento da radiação γ destes elementos. Este tipo de radiação pode ser detectada através de sua interação com cristais cintiladores ou semicondutores. Neste sentido, o Laboratório de Radioecologia (LARA) do IF-UFF possui dois tipos de detectores usados para a espectroscopia da radiação γ : um constituído de um cristal cintilador inorgânico de iodeto de sódio ativado com tálio - NaI(Tl) acoplado a uma fotomultiplicadora e outro de um material semiconductor composto por germânio hiper-puro (HPGe).

Em linhas gerais, o aparato experimental era composto de uma blindagem de chumbo (a qual abrigava em seu interior um detector e a amostra a ser analisada), um dispositivo eletrônico simples (composto de uma fonte de alimentação para o detector, um pré-amplificador e um amplificador) e um sistema de aquisição de dados (uma placa de aquisição de 2048 canais inserida em um micro-computador, comandado por um programa específico).

A Figura 2.6 apresenta uma ilustração do arranjo experimental utilizado no Laboratório de Radioecologia (LARA).

2.3.1 A Blindagem

Para isolar a amostra e o detector do meio externo foi utilizada uma blindagem de chumbo. Sua função é minimizar a quantidade de contagens proveniente da radiação de

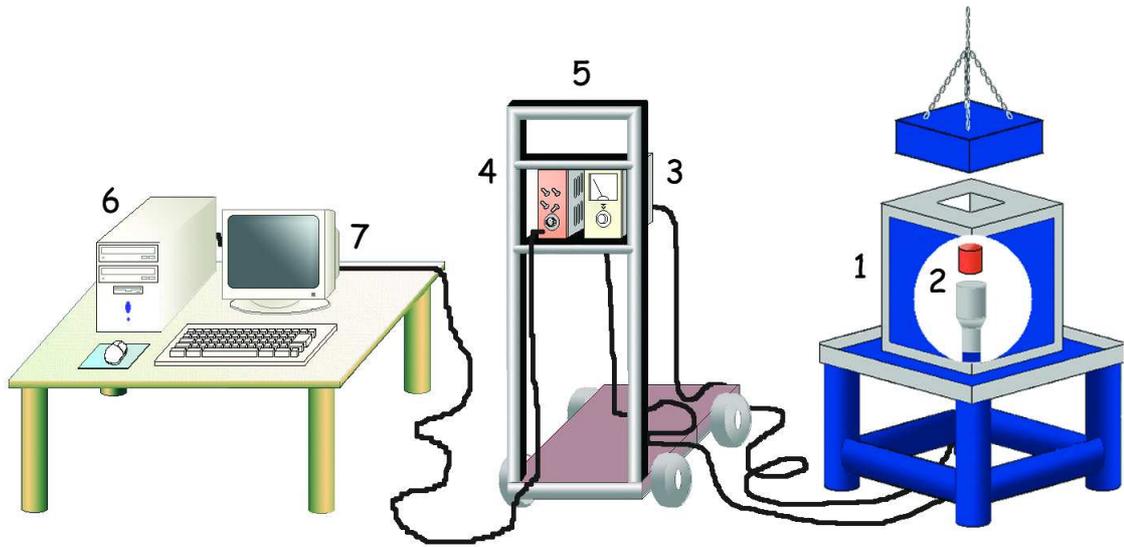


Figura 2.6: Esquema do arranjo experimental utilizado no LARA. Os números de (1) a (6) representam cada um dos componentes utilizados, onde (1) representa a blindagem; (2) o detector, que possui um pré-amplificador acoplado à ele; (3) a fonte de alta tensão; (4) o amplificador; (5) suporte da eletrônica; (6) a placa e um programa de aquisição de dados inseridos num microcomputador e; (7) a saída de vídeo para visualização do espectro de energia.

fundo e, conseqüentemente, evidenciar o conteúdo das amostras. A blindagem utilizada no arranjo experimental deste trabalho foi produzida no LARA. Conforme pode ser visto na Figura 2.6, ela possui a forma geométrica de um bloco quadrado com uma massa total de cerca de uma tonelada. Suas paredes são compostas de uma camada externa de 12 cm de chumbo e de uma camada interna com 2,5 cm de cobre. Sua tampa possui uma espessa camada de chumbo com 20 cm e também uma camada interna com 2,5 cm de cobre. O motivo para a utilização da camada interna de cobre se deve ao fato deste material minimizar os efeitos do *Backscattering* (radiação de retro-espalhamento) que ocorre nas paredes da blindagem.

Esta blindagem permite reduzir a taxa de radiação de fundo de 180 eventos por segundo para 3 eventos por segundo, quando o detector de NaI(Tl) está no seu interior.

2.3.2 O Detector NaI(Tl)

O detector NaI(Tl) utilizado neste trabalho possuía dimensões de 7,5 cm de diâmetro por 7,5 cm de comprimento (3' x 3'), modelo 905-4W da EG&G ORTEC. A escolha deste modelo deve-se ao fato dele possuir um orifício interno onde era possível introduzir a amostra, permitindo assim um aumento na eficiência de detecção.

O funcionamento deste tipo de detector pode ser descrito, em linhas gerais, como se segue [Ribas (2002), Knoll (1979), Regan (1997)]. No interior do material cintilador ocorrem vários processos sucessivos, que resultam na obtenção de pulsos elétricos proporcionais à energia depositada no detector pela radiação. Inicialmente, a radiação interage com o cristal do detector cintilador. Essa interação produz excitações e ionizações que tendem a retornar ao estado original por decaimento, as quais produzem radiação na faixa da luz visível. Esta radiação nesta faixa de frequência é absorvida por efeito fotoelétrico no fotocatodo de uma fotomultiplicadora que multiplica os elétrons livres produzidos até que tenham intensidade suficiente para produzir pulsos elétricos com altura de até centenas de milivolts. Essa multiplicação ocorre da seguinte maneira: os elétrons são acelerados por um campo elétrico da ordem de 1000 V e em seguida focalizados nos dinodos, que então emitem de 2 a 3 novos elétrons. Este processo ocorre várias vezes promovendo um ganho significativo de corrente. Por exemplo, para uma fotomultiplicadora típica de dez estágios, o ganho de corrente é da ordem de 10^7 .

Iodeto de Sódio é um dos cintiladores inorgânicos mais comumente usados para a detecção de radiação γ . O NaI puro não é muito bom, uma vez que a luz emitida possui um comprimento de onda $\lambda \approx 200$ nm, na qual é facilmente reabsorvida pelo cristal. A adição de uma pequena porcentagem de tálio permite a criação de estados intermediários aceitadores, de tal modo que a luz visível emitida ($\lambda \approx 400$ nm) pode mover-se através do cristal. Em adição os detectores de NaI(Tl) possuem a vantagem de poderem ser usinados com diferentes formas possuindo grandes dimensões.

A Figura 2.7 apresenta uma ilustração de um detector cintilador NaI(Tl) e de uma fotomultiplicadora com a representação de mecanismos básicos para a conversão de um raio

γ incidente em pulso elétrico. Nesta figura, também podem ser observadas as principais interações da radiação γ com a matéria, que ocorrem no interior deste tipo de detector: absorção fotoelétrica, espalhamento Compton e produção de pares. Todos estes processos terminam por transferir, total ou parcialmente, a energia do fóton para um elétron.

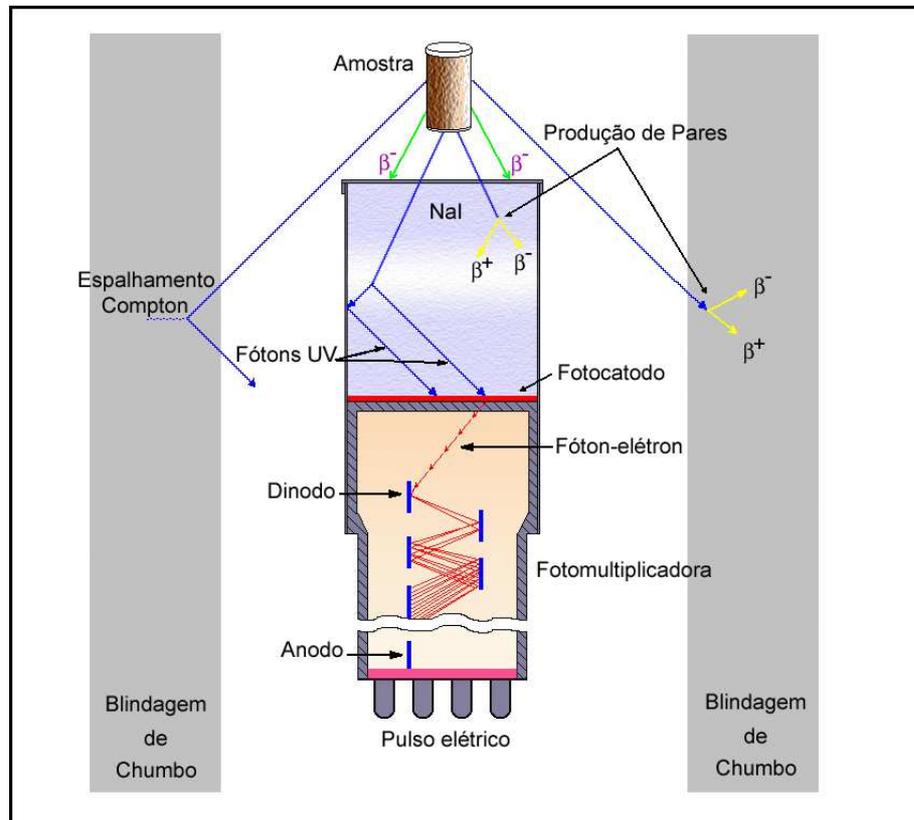


Figura 2.7: Ilustração do funcionamento de um detector cintilador do tipo NaI(Tl) e uma fotomultiplicadora, onde são ressaltados os principais tipos de interação que ocorrem no seu interior [ORTEC (1984)].

Em linhas gerais, na absorção fotoelétrica, a energia da radiação γ (ou raio X) é completamente absorvida por um elétron atômico. Uma vez que a energia da radiação γ é usualmente muito maior que a energia de ligação do elétron, o elétron é subsequentemente ejetado do átomo. A origem mais provável do elétron é a camada K do átomo. Assim, no efeito fotoelétrico, a radiação γ incidente transfere toda a sua energia ao elétron de recuo, e este por sua vez produz um par elétron-buraco, o qual gera o pulso elétrico de saída. Desta forma, para o efeito fotoelétrico este pulso é proporcional à energia da radiação γ que produziu a interação. Estes eventos são representados pelos fotopicos num espectro

de energia.

O efeito Compton é a interação entre a radiação γ incidente e um elétron, onde apenas parte da energia da radiação γ é transmitida ao elétron de recuo, ocorrendo uma mudança de direção nos seus movimentos. No processo de espalhamento Compton, a radiação γ (ou raio X) é espalhada por um elétron livre. A energia da radiação incidente é então dividida entre a energia cinética do elétron espalhado e a energia da radiação (reduzida).

No espalhamento Compton sabe-se que o ângulo no qual a radiação é espalhada depende da energia da radiação incidente. Portanto, se a energia da radiação incidente for alta, e a radiação resultante da interação for espalhada à $\theta = 0^\circ$ será produzido um pico referente ao espalhamento Compton no espectro de energia. Assim, o máximo de energia que pode ser transmitida a um elétron pelo efeito Compton determina a posição da distribuição chamada de "Quina Compton" ou *Compton Edge*. Entretanto, se a energia incidente for baixa, e a radiação após a interação for espalhada à $\theta = 180^\circ$ será produzido, além do pico devido ao espalhamento Compton, outro pico com energia menor devido ao retro-espalhamento.

A produção de pares ocorre quando um raio γ entra no detector e produz um par elétron-pósitron. Este processo pode gerar a absorção total deste raio γ incidente, pois para produzir um par elétron-pósitron é necessária uma energia mínima de $2m_0c^2$, ou seja o raio γ incidente deve ter no mínimo 1,022 MeV para que as leis de conservação sejam respeitadas. Se a energia for maior que 1,022 MeV o excedente é transmitido ao par em forma de energia cinética. O pósitron é aniquilado no detector, produzindo dois raios γ com energia de 0,511 MeV cada. Se estes dois escaparem do detector sem interagir com o meio, será gerado um pico no espectro com energia igual a energia do raio γ incidente subtraída de 1,022 MeV. Se apenas um deles escapar sem interagir também será gerado um pico, mas com energia igual a do raio γ incidente subtraída de 0,511 MeV.

Uma ilustração destas interações da radiação γ com a matéria pode ser obtida através da observação de um espectro de energia obtido de uma fonte de ^{22}Na . Esta fonte radioativa decai através da emissão de uma partícula β^+ (pósitron) para o estado excitado do

^{22}Na de 1,275 MeV, que por sua vez se desexcita via emissão γ a 1,275 MeV. Entretanto, em seu espectro de energia, além de um pico de 1,275 MeV, também pode ser observado um segundo pico na energia de 0,511 MeV. A presença deste pico é justificada pela detecção de fótons produzidos a partir da aniquilação de pósitrons, emitidos no decaimento do ^{22}Na , com elétrons da própria fonte. Assim, a Figura 2.8 apresenta um espectro de energia típico de um detector NaI(Tl) para esta fonte, onde podem ser observados os efeitos de espalhamento Compton, absorção fotoelétrica e produção de pares.

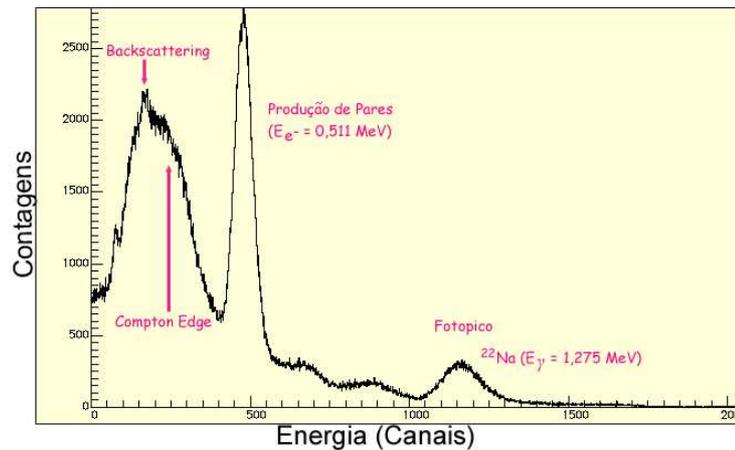


Figura 2.8: Espectro de energia típico adquirido por um detector NaI(Tl) para uma fonte de ^{22}Na .

2.3.3 O Detector HPGe

O detector de HPGe (High-Purity Germanium) utilizado foi o modelo GMX 10180-P da EG&G ORTEC, acoplado a um criostato com configuração "Pop-Top". Este modelo, por ser portátil, está acoplado a um Dewar de 3 litros (Modelo CFG-PG da EG&G ORTEC). Este é um detector que para ser operado necessita estar à temperatura de nitrogênio líquido (77 K). Sua eficiência de detecção em relação a um NaI(Tl) era de 10%.

A Figura 2.9 mostra uma ilustração do modelo utilizado e da cápsula do detector.

Para entender o funcionamento de semicondutores é necessário compreender como estão distribuídos os elétrons nas bandas de energia [Regan (1997), Knoll (1979), Ribas (2002)]. Nestes materiais, a banda de energia mais baixa (banda de valência) está totalmente pre-

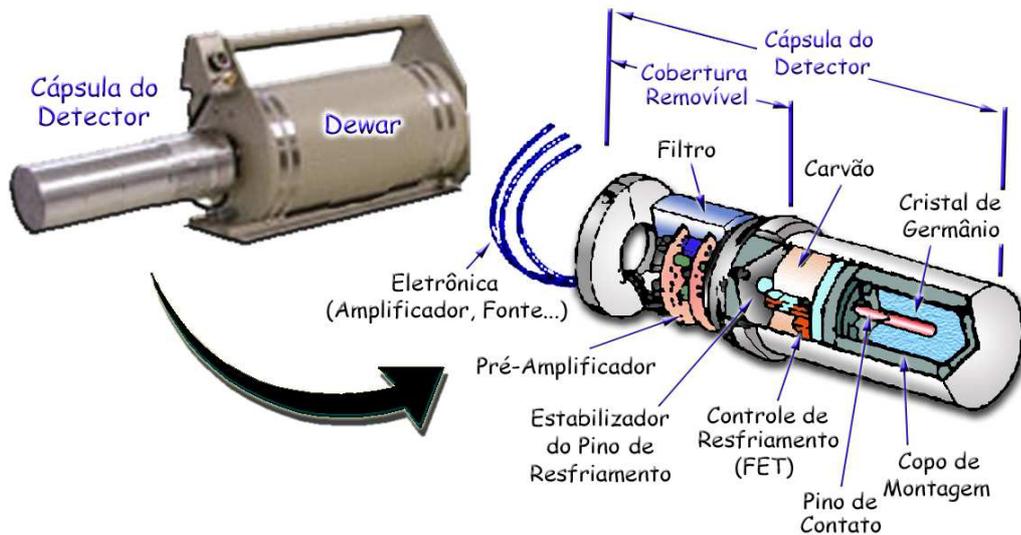


Figura 2.9: Ilustração do modelo de detector HPGe utilizado neste trabalho. No detalhe, são apresentados os elementos internos da cápsula do detector.

enchida e a banda de condução está separada desta por uma faixa de energia (*gap*), cujo tamanho determina se o material é semicondutor ou isolante. Para os isolantes, este *gap* é da ordem de 5 eV. Enquanto para semicondutores este valor é de aproximadamente 1 eV. A banda de condução recebe este nome porque os elétrons contidos nela possuem grande mobilidade, podendo assim ser usados na condução elétrica.

O Germânio (Ge, $Z=32$) forma cristais sólidos, onde os quatro elétrons de valência formam ligações covalentes com os átomos da vizinhança. Deste modo, um cristal perfeito possui todos os elétrons ligados na camada de valência. Este fato ocorre na ausência de excitação térmica, onde o semicondutor tem todos os elétrons disponíveis na banda de valência, ou seja a banda de condução deve estar vazia.

Basicamente, o material semicondutor é utilizado para detectar radiação porque esta ao interagir com este material, fornece energia suficiente para que elétrons da banda de valência sejam promovidos à banda de condução (isto só é possível se a energia da radiação for maior do que o *gap* entre as duas bandas). Este processo de excitação ao levar um elétron para a banda de condução, deixa um *buraco* na banda de valência, deste modo um *par elétron-buraco* é criado. Fazendo uma breve comparação, a energia de radiação

ionizante necessária para produzir um *par elétron-buraco* é de cerca de 3 eV no Germânio, de cerca de 30 eV nos detectores à gás e cerca de 100 eV nos cintiladores. Além disto, o número de pares criados em um semicondutor é muito maior, o que resulta no fato de sua resolução em energia ser muito melhor do que outros tipos de detectores.

Para temperaturas maiores do que o zero absoluto, a energia térmica é compartilhada entre os elétrons do cristal, permitindo que eventualmente um elétron de valência passe para a banda de condução. A probabilidade por unidade de tempo da criação de um *par elétron-buraco* termicamente, é descrita pela função de Boltzmann:

$$P(T) = CT^{\frac{3}{2}} \exp\left(\frac{-E_g}{2kT}\right) \quad (2.1)$$

onde:

E_g = Energia do *gap*;

k = Constante de Boltzmann;

T = Temperatura absoluta;

C = Constante que depende do material.

Como a energia do *gap* para materiais semicondutores é pequena, existe grande probabilidade de haver excitação térmica, gerando ruído térmico no detector. Para reduzir este efeito ele deve ser operado a baixas temperaturas, para tanto utiliza-se usualmente nitrogênio líquido.

Uma peça intermediária chamada de criostato ou "dedo frio", faz a ligação entre o cristal e o reservatório de nitrogênio líquido, diminuindo a temperatura do cristal HPGe.

Como o modelo de detector disponível no LARA ("Pop-Top") não é o mais apropriado para ser usado no interior de uma blindagem, este sofreu uma modificação no comprimento de seu criostato. Assim, a utilização de um prolongador de cobre, com 10 cm de comprimento, permitiu que o cristal do detector pudesse ser posicionado numa parte mais interna da blindagem, reduzindo assim, os efeitos da radiação de fundo. Entretanto,

notou-se que a introdução deste prolongador não é uma tarefa simples, uma vez que este apresentou problemas de contato térmico com o criostato. Este problema foi solucionado com a utilização da graxa Apiezon M (específica para alto vácuo), a qual produziu uma grande melhora no contato térmico entre o prolongador e as demais peças do criostato, permitindo que o detector voltasse a resfriar normalmente. Observou-se porém, que o tempo de resfriamento para a configuração do detector com prolongador é maior do que sem o mesmo.

A Figura 2.10 apresenta três curvas do tempo de resfriamento do detector HPGe, na qual pode ser observada a diferença no tempo quando foi introduzido um prolongador no criostato deste detector.

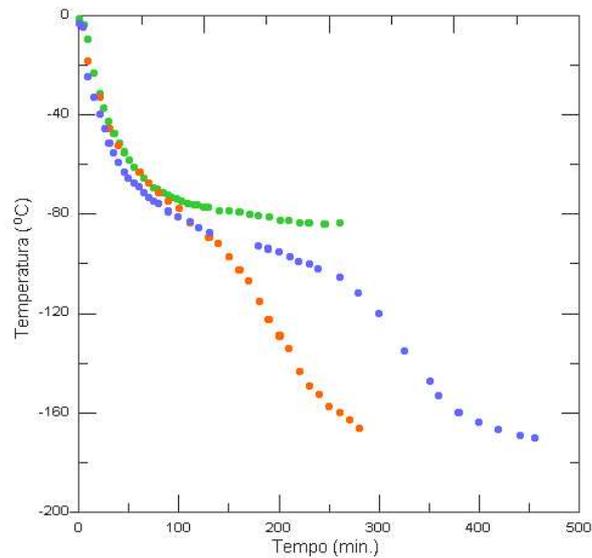


Figura 2.10: Curvas de resfriamento do detector HPGe. A curva azul representa o resfriamento normal com prolongador, a verde representa o resfriamento com prolongador, mas com mau contato térmico e a laranja representa a configuração original, sem prolongador.

2.3.4 Propriedades Gerais dos Detectores

Resolução em Energia

Ao utilizar um detector é necessário ter em mente algumas definições para avaliar suas propriedades. Uma delas é a resolução em energia, que significa a habilidade de um

espectrômetro de distinguir, no espectro de energia, dois fotopicos que possuem energias bastante próximas. Se estes fotopicos forem largos e estiverem sobrepostos, o sistema de detecção não possuirá uma boa resolução em energia.

Assim, de um modo simples, pode-se dizer que quando um fotopico é bastante alto e estreito, o detector utilizado nesta medida possui "boa resolução em energia". Por outro lado, quanto menor e mais largo é o fotopico visualizado então este detector possui "baixa resolução". Isto significa que há uma grande flutuação a cada pulso, mesmo que a energia depositada no detector seja a mesma a cada evento.

De uma maneira mais formal, a resolução em energia pode ser definida como sendo a razão entre a largura do fotopico na metade de sua altura (*Full Width at Half Maximum* - FWHM) e sua posição em energia do centróide do mesmo [ORTEC (1984)]:

$$R = \frac{\delta E}{E} \times 100 \quad (2.2)$$

onde:

R = Resolução em porcentagem;

δE = Largura à meia altura do fotopico (FWHM);

E = A posição em canais do centróide do fotopico.

A Figura 2.11 apresenta um espectro de energia típico de um detector NaI(Tl) obtido neste trabalho, onde podem ser observados os fotopicos correspondentes ao ^{137}Cs ($E_\gamma = 0,662 \text{ MeV}$) e ao ^{40}K ($E_\gamma = 1,461 \text{ MeV}$). A resolução em energia obtida neste trabalho para os picos do ^{137}Cs ($\delta E \approx 50 \text{ keV}$) e do ^{40}K ($\delta E \approx 122 \text{ keV}$) foi de 7,6% e de 8,3%, respectivamente.

Ao avaliar a resolução em energia de um detector formado por um cristal cintilador e um semicondutor, é possível notar uma diferença significativa entre elas. A resolução em energia de um detector do tipo NaI(Tl) possui uma dependência muito forte da energia. Assim, as flutuações estatísticas no número de fotoelétrons, que são produzidos no interior do tubo fotomultiplicador, geram grandes variações na resolução. Já para um detector do

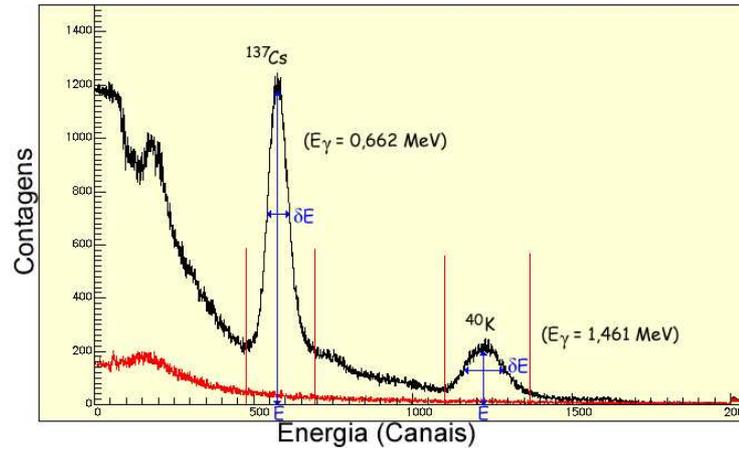


Figura 2.11: Espectro de energia típico de amostras vegetais contaminadas adquirido por um detector de NaI(Tl).

tipo HPGe este fato não ocorre. Portanto, há uma grande melhora na resolução que por sua vez é muito superior à dos detectores cintiladores [ORTEC (1984)].

Na Figura 2.12 pode ser observada a diferença entre as resoluções de espectros de energia obtidos com os detectores HPGe e NaI(Tl). A resolução em energia para o detector HPGe utilizado foi de 0,15%, uma vez que foi obtido um valor de FWHM de aproximadamente 2,0 keV no pico de 1,333 MeV do ^{60}Co . No caso dos fotopicos do ^{137}Cs e ^{40}K , os valores de FWHM encontrados foram de 0,9 keV e 2,0 keV, respectivamente.

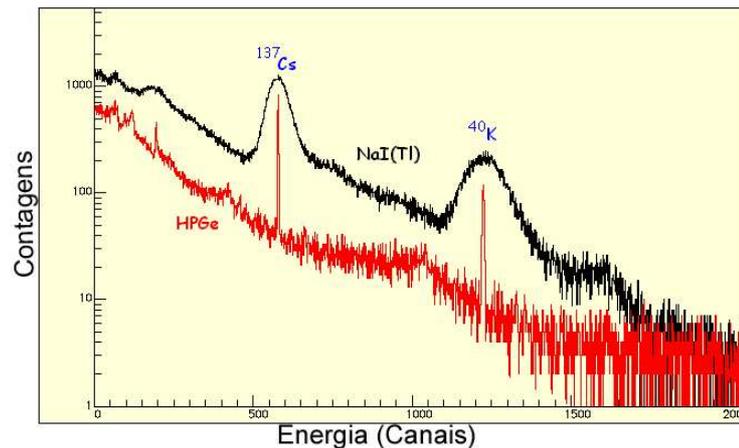


Figura 2.12: Espectros de energia típicos para as amostras vegetais contaminados obtidos pelos detectores HPGe e NaI(Tl).

Desta forma, a principal vantagem na utilização deste segundo tipo de detector está

em sua resolução em energia, muito superior dos detectores a gás e cintiladores. Uma vez que, no caso da espectroscopia da radiação γ obtém-se resoluções tipicamente da ordem de 0,1 - 0,2%, comparados com 6,0 - 8,0% dos cintiladores. Assim, este tipo de detector é muito útil na identificação de níveis de energia com alta precisão, permitindo a análise de espectros extremamente complexos [Ribas (2002)].

Por outro lado, a boa resolução e a manutenção com o resfriamento à base de nitrogênio líquido de um detector do tipo HPGe tem o seu preço, que pode limitar sua utilização. Por exemplo, enquanto que um detector de NaI(Tl) completo e que não utiliza nitrogênio líquido custa em torno de *US\$ 1.200*, um detector HPGe, como o utilizado, custa cerca de *US\$ 25.000*.

No caso deste trabalho, a utilização deste tipo de detector não seria extremamente necessária, uma vez que os elementos radioativos estudados são o ^{137}Cs e ^{40}K , e cada um deles apresenta apenas um pico em seus espectros de energia, bem separados e definidos. Por outro lado, a capacitação e o amadurecimento profissional na utilização de diferentes tipos de detectores são importantes para um pesquisador. Com este objetivo, o detector de HPGe foi utilizado nas medidas da análise das pimentas malaguetas. Nos demais casos, o arranjo experimental foi constituído por um detector NaI(Tl).

Eficiência de Detecção

Um detector é dito possuidor de eficiência de 100% quando cada quantum de radiação ou partícula carregada, que interage com seu cristal, produz um pulso elétrico. Entretanto para radiações indiretamente ionizantes como a radiação γ , podem ocorrer interações significativas dentro do detector antes que esta seja detectada. Portanto, detectores para esse tipo de radiação, em geral, possuem eficiência menor que 100%.

A eficiência de detecção é uma grandeza que pode ser dividida em dois tipos [Knoll (1979)]:

Eficiência Absoluta (ϵ_{abs}), que relaciona o número de pulsos registrados no detector com o número de fótons ou nêutrons que são emitidos pela fonte.

Eficiência Intrínseca (ϵ_{int}), que relaciona o número de pulsos registrados com o número de fótons ou nêutrons que incidem no detector.

As expressões para os dois tipos de eficiência podem ser definidas como:

$$\epsilon_{abs} = \frac{N^{\circ} \text{ de pulsos registrados}}{N^{\circ} \text{ de quanta de radiação emitidos pela fonte}} \quad (2.3)$$

$$\epsilon_{int} = \frac{N^{\circ} \text{ de pulsos registrados}}{N^{\circ} \text{ de quanta de radiação incidente no detector}} \quad (2.4)$$

A eficiência absoluta não depende apenas das propriedades do detector, depende também da geometria da contagem. Por exemplo, a distância que a fonte se encontra do detector. A eficiência intrínseca não inclui o ângulo sólido Ω do detector, visto pela fonte. Entretanto é muito mais conveniente utilizar valores de eficiências intrínsecas, pois a dependência da geometria é muito mais suave. Os dois tipos de eficiência se relacionam, para fontes isotrópicas, da seguinte forma:

$$\epsilon_{int} = \epsilon_{abs} \frac{4\pi}{\Omega} \quad (2.5)$$

A eficiência intrínseca de um detector depende essencialmente da energia da radiação, do tipo e da espessura física do material detector na direção da radiação incidente. Em geral as eficiências de contagens podem ser separadas pela natureza do evento registrado, se todas as interações forem assumidas como contadas, não importando os valores das energias, é apropriado utilizar o cálculo de eficiências totais.

Observando a Figura 2.11, nota-se que toda a área sob o espectro de energia é uma medida do número de todos os pulsos registrados e deve ser considerada na definição da eficiência total. Se for considerada apenas a área sob os picos, observa-se uma região onde apenas as interações que depositam toda a energia da radiação incidente no detector foram registradas. Por outro lado, eventos que depositam apenas parte da energia da radiação incidente no detector não contribuem com os picos e se localizam à esquerda dos

mesmos no espectro de energia. O número de eventos numa dada região pode ser obtido integrando a área sob o pico de interesse.

Como no LARA existem três tipos de detectores: um NaI(Tl) convencional, outro com um orifício central (no qual o cristal cintilador fica praticamente todo ao redor da amostra) e um detector de HPGe; é possível então, estimar a eficiência relativa entre estes três tipos de detectores de radiação gama. Este termo pode ser determinado calculando-se a razão R_i entre o número de contagens sob o fotopico de interesse (N) e o tempo de aquisição em segundos para uma fonte medida no detector i :

$$R_i = \frac{N}{t(s)} \quad (2.6)$$

Onde i representa o detector NaI(Tl) com um orifício central ou detector de HPGe. Analogamente, pode ser obtido o valor da razão R_2 , agora utilizando-se um detector NaI(Tl) convencional. Portanto, a eficiência relativa é dada por:

$$Eficiência\ Relativa = \frac{R_i}{R_2} \times 100 \quad (2.7)$$

Sendo assim, através da análise do fotopico de ^{137}Cs obtido nos espectros de energia de cada um dos três detectores é possível obter uma estimativa dos valores de eficiência relativa entre estes detectores. Desta forma, a medida de uma amostra no interior do orifício do NaI(Tl) é aproximadamente 310% mais eficiente do que quando realizada num detector convencional. Este resultado permite dizer que a utilização do NaI(Tl) com esta configuração especial permite uma redução no tempo de medida num fator 3 em relação à mesma medida se realizada num detector NaI(Tl) convencional. Este é um dado importante, uma vez que neste trabalho foram realizadas medidas de cerca de 500 amostras e a utilização deste detector permitiu uma redução significativa no tempo total de medida de amostras.

Já a estimativa realizada para o detector HPGe permitiu constatar o valor fornecido pelo fabricante de sua eficiência relativa, uma vez que foi obtido um valor de aproxima-

damente 11%. Valor este muito próximo de sua especificação técnica. Por outro lado, para que a medida de uma amostra neste detector tenha a mesma taxa de contagens em relação ao NaI(Tl) com a configuração especial, seu tempo de aquisição deveria ser de cerca de 30 vezes maior.

Portanto, além do alto custo de um detector de HPGe associado com o gasto no seu abastecimento com nitrogênio líquido, seria necessário um tempo de medida extremamente elevado para ter uma boa estatística nos números de eventos para a determinação das concentrações dos radionuclídeos estudados. Desta forma, embora este detector possua uma resolução em energia primorosa, não se justifica seu uso para medidas de fotopicos isolados de ^{137}Cs e ^{40}K como foi o caso deste trabalho.

2.4 O Sistema de Aquisição e Análise dos Dados

2.4.1 Calibração em Energia

Para que seja possível identificar a presença de radionuclídeos em uma amostra, se faz necessário calibrar previamente o arranjo experimental de modo que seja possível conhecer os valores de energia da radiação gama emitida pela amostra, e assim, identificar quais elementos radioativos estão presentes nesta amostra.

A calibração em energia [ORTEC (1984)] consiste em utilizar diferentes fontes radioativas, cujos valores de energia das radiações γ emitidos sejam bem conhecidos. Deste modo, através de uma análise de seus respectivos espectros de energia, é possível determinar uma relação energia em canais e o respectivo valor de energia da radiação γ emitida em elétron-volts. A energia em canais é determinada pela posição dos fotopicos associados a cada fonte no espectro de energia. Este espectro deve ser adquirido por tempo suficiente para que a posição do fotopico e sua largura à meia altura se tornem bem definidos.

Neste trabalho foram utilizadas fontes de ^{22}Na ($E_e^- = 0,511 \text{ MeV}$ e $E_\gamma = 1,275 \text{ MeV}$), ^{137}Cs ($E_\gamma = 0,662 \text{ MeV}$), ^{60}Co ($E_\gamma = 1,173 \text{ MeV}$ e $E_\gamma = 1,333 \text{ MeV}$) e ^{133}Ba ($E_\gamma = 0,081$

MeV, $E_\gamma = 0,303$ MeV e $E_\gamma = 0,356$ MeV). A Figura 2.13 mostra a relação entre a energia em canais e a energia em MeV e a equação a seguir representa a melhor aproximação para os pontos obtidos:

$$E(\text{keV}) = 1,1175 \times 10^0 \cdot E(\text{Canal}) - 2,0834 \times 10^1 \quad (2.8)$$

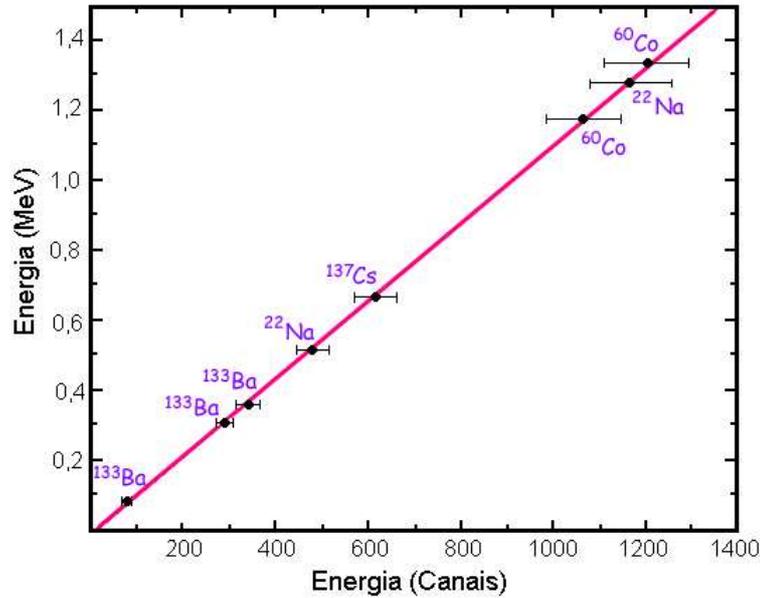


Figura 2.13: Reta de calibração em energia obtida através do detector NaI(Tl) e utilizada neste trabalho.

De posse desta equação, foi possível identificar os valores em energia das radiações γ presentes nos espectros de energia e, conseqüentemente, todos os elementos radioativos presentes nas amostras. Os principais elementos encontrados foram o ^{137}Cs e ^{40}K . Concentrações de ^{238}U e ^{232}Th foram consideradas muito baixas. Portanto, no caso do detector de NaI(Tl), a sobreposição de seus filhos de decaimento sobre o fotopico do ^{40}K foram desprezadas. Desta forma, não foi necessário utilizar um cálculo baseado na determinação de uma matriz de sensibilidade, proposto por Rybach e aperfeiçoado por Chiozzi e colaboradores [Chiozzi *et al.* (2000), Anjos *et al.* (2004), Anjos *et al.* (2005)]. Estes cálculos são usados para determinação de concentrações de ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U , utilizando-se detectores do tipo NaI(Tl), onde é realizada uma subtração devido à sobreposição de alguns dos filhos de decaimento das séries de ^{232}Th e ^{238}U .

2.4.2 Cálculo das Concentrações e Estimativa das Incertezas

A determinação das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K pode ser realizada através da utilização de dois métodos experimentais: o método absoluto e o relativo. O segundo possui a facilidade de eliminar os efeitos das características do detector e produzir resultados levando-se em conta um menor número de fontes de erro, mas de qualquer forma, a utilização de amostras padrão garantirá o grau de confiabilidade dos resultados.

O método absoluto é utilizado para determinar a atividade de uma amostra onde são considerados os dados obtidos do espectro de energia e as características intrínsecas do detector. Para a realização de tal cálculo é utilizada a seguinte fórmula [ORTEC (1984)]:

$$\text{Atividade da Amostra } D = \left(\frac{\sum C_D - \sum C_{fundo}}{t} \right) \frac{1}{G\epsilon_p f} \quad (2.9)$$

onde:

$\sum C_D$ = Soma das contagens sob o fotopico da amostra desconhecida;

$\sum C_{fundo}$ = Soma das contagens no espectro de fundo, na mesma região delimitada pela janela do fotopico;

t = Tempo de aquisição em segundos;

ϵ_p = Eficiência intrínseca do fotopico para o detector utilizado na energia do γ medido;

f = Fração de decaimento [Lederer & Shirley (1978), RHH (1970)]. Os valores de f são tabelados. Para o ^{137}Cs f é igual a 0,85 ($E_\gamma = 0,662$ MeV) e para o ^{40}K f vale 0,11 ($E_\gamma = 1,461$ MeV);

G = Área do detector (cm^2)/ $4\pi s^2$, onde s é a distância fonte-detector em cm.

A utilização de uma amostra padrão (com atividade e geometria volumétrica bem determinada) e a inclusão das informações das características físicas do detector permitem estimar sua eficiência intrínseca para cada fotopico analisado. Entretanto, se a equação 2.9 for utilizada para a determinação da atividade de ^{137}Cs (ou ^{40}K) em uma amostra desconhecida e novamente reescrita para uma amostra padrão de ^{137}Cs (ou ^{40}K), as duas

equações resultantes podem ser divididas uma pela outra resultando na seguinte equação:

$$\frac{\text{Atividade da amostra } D}{\text{Atividade da amostra } P} = \frac{\sum C_D - \sum C_{fundo}}{\sum C_P - \sum C_{fundo}} \quad (2.10)$$

onde:

$\sum C_D$ = Soma das contagens sob o fotopico da amostra desconhecida;

$\sum C_P$ = Soma das contagens sob o fotopico da amostra padrão;

$\sum C_{fundo}$ = Soma das contagens no espectro de fundo, na mesma região delimitada pela janela do fotopico.

Este procedimento é conhecido como método relativo. Desta forma, a atividade pode ser descrita independentemente das características físicas e da eficiência intrínseca do detector.

Assim, com o método relativo é possível determinar a atividade de ^{137}Cs , por exemplo, de uma amostra desconhecida comparando sua atividade com uma amostra padrão de atividade conhecida. Para tal procedimento se faz necessário então que a energia da radiação γ emitida pela amostra seja conhecida, pois a amostra padrão utilizada para fazer a comparação tem que ser emissora de radiação γ de mesma energia que a amostra. O que significa que se a amostra desconhecida apresenta um pico na região de 662 keV proveniente do ^{137}Cs , a amostra padrão a ser utilizada deve ser também de ^{137}Cs [ORTEC (1984)].

Para que as medições sejam realizadas corretamente, as amostras devem ser medidas no mesmo arranjo experimental, os espectros devem ser acumulados pelo mesmo intervalo de tempo e a geometria dos recipientes deve ser a mesma. Portanto, no final do processo de preparação, as amostras foram acondicionadas em potes com geometria idêntica à dos padrões utilizados.

Neste trabalho foram utilizadas amostras padrões de ^{137}Cs e ^{40}K . Para a análise de solo, o padrão de ^{137}Cs foi confeccionado misturando-se sílica PA com uma solução líquida com concentração de ^{137}Cs de $(574 \pm 5) \text{ Bq.kg}^{-1}$ (em Outubro de 2004) preparada pela

CNEN. Para a análise das plantas, o padrão de ^{137}Cs foi produzido através da mistura de serragem triturada não contaminada com a solução líquida de ^{137}Cs . A calibração de ^{40}K foi realizada utilizando-se o material de referência (RGK-1) obtido da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA). Este material consiste em uma amostra de Sulfato de Potássio (K_2SO_4), onde a concentração de potássio era de $(44,8 \pm 0,3)\%$ ou $(14022 \pm 94) \text{ Bq.kg}^{-1}$.

Finalmente, para determinar as concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas amostras, as atividades obtidas foram normalizadas pela massa seca das respectivas amostras. Com isso as concentrações encontradas estão expressas em unidades de Bq.kg^{-1} .

Para determinar as incertezas para os cálculos das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas amostras analisadas neste trabalho, foi considerada a propagação dos erros em todos os parâmetros envolvidos, tais como o número de eventos, a massa das amostras, o intervalo de confiança nas concentrações dos padrões, etc.

Deste modo, para este trabalho, as incertezas nas medidas ficaram entre 7% e 10% para amostras vegetais e por volta de 7% para amostras de solo.

2.4.3 Limites de Detecção

O limite inferior de detecção (LID) pode ser definido, em linhas gerais, como sendo a menor atividade de um dado radionuclídeo presente numa amostra, o qual gera num espectro de energia um determinado número líquido de contagens, onde há confiança de que a atividade realmente exista. Este tipo de cálculo foi desenvolvido inicialmente por Pasternack e Harley em 1971 [HASL (1997)].

Se as contagens fossem acumuladas no espectro de acordo com uma distribuição Gaussiana, seria possível estimar o quanto uma medida da radiação de fundo (*background*) se aproxima do valor real apenas calculando o desvio padrão (s_0). Entretanto as contagens seguem uma distribuição de Poisson, onde é possível estimar o valor de s_0 com apenas uma medida. Sendo assim, o s_0 das contagens pode ser utilizado do mesmo modo que o s_0 para

a Gaussiana para estabelecer um intervalo de confiança em torno do valor médio. Este procedimento só funciona para radiação γ , pois é necessário que o número de eventos seja suficiente para que a distribuição de Poisson se aproxime de uma distribuição Gaussiana.

O limite de detecção pode ser aproximado por:

$$LID \cong (k_\alpha + k_\beta) s_0 \quad (2.11)$$

onde:

k_α = é o valor para o percentual superior de uma variável padronizada que corresponde ao risco de concluir de maneira errada que existe atividade na amostra (α)

k_β = é o valor correspondente ao grau de confiança para detectar a presença de atividade na amostra ($1 - \beta$)

s_0 = é o desvio padrão estimado para a atividade líquida da amostra.

A Figura 2.14 mostra a situação onde o número total de contagens de uma amostra se aproxima das contagens da radiação de fundo, onde as duas distribuições se encontram sobrepostas.

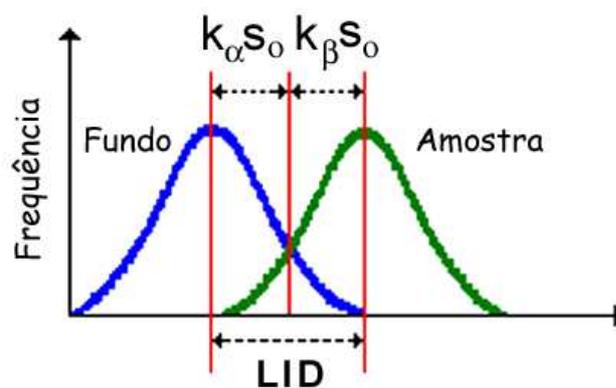


Figura 2.14: Ilustração da sobreposição da distribuição da radiação de fundo (*background*) e da distribuição da amostra para o cálculo do Limite Inferior de Detecção (LID).

Uma melhor aproximação deve ser feita se os valores de α e β forem próximos ($k_\alpha \approx k_\beta$)

ou se a atividade bruta e o *background* estão muito próximos ($s_{bruto} \approx s_{bkg}$):

$$s_0 = \sqrt{s_{bruto}^2 + s_{bkg}^2} = s_b \sqrt{2} \quad (2.12)$$

Então a equação original se torna:

$$LID \cong (2k) (s_b \sqrt{2}) \quad (2.13)$$

Entretanto, considerando as características físicas do detector a equação (2.13) se torna:

$$LID \cong \frac{(2k) (s_b \sqrt{2})}{G \epsilon_p f} \quad (2.14)$$

onde:

k = é a constante resultante da aproximação ($k_\alpha \approx k_\beta$);

s_b = é a raiz quadrada do número de contagens no *background* medido em intervalo de tempo igual ao da amostra;

ϵ_p = Eficiência intrínseca do fotopico para o detector utilizado na energia do γ medido;

f = Fração de decaimento [Lederer & Shirley (1978), RHH (1970)];

G = Área do detector (cm^2)/ $4\pi s^2$, onde s é a distância fonte-detector em cm.

Existem alguns valores mais comuns para α , mas em geral é utilizado um valor de 0,05 admitindo 5% de chance de resultados falso positivos para amostras que não contém atividade, com isto o valor de k se torna 1,645, e conseqüentemente:

$$LID = \frac{(4,66)s_b}{G \epsilon_p f} \quad (2.15)$$

Para a análise da radiação γ em amostras de materiais, é geralmente utilizado um termo associado ao limite de detecção. Este termo é a concentração mínima detectável (CMD), que pode ser expresso por:

$$CMD \cong \frac{LID}{m} \quad (2.16)$$

onde m é a massa da amostra em kg.

Para nossas medidas, o limite de detecção foi calculado para os detectores NaI(Tl) e HPGe. No caso do detector NaI(Tl) estes valores foram estimados como 7,0 Bq.kg⁻¹ para o ¹³⁷Cs e 75,0 Bq.kg⁻¹ para o ⁴⁰K. No caso do detector HPGe se obteve 14,0 Bq.kg⁻¹ para o ¹³⁷Cs e 112,0 Bq.kg⁻¹ para o ⁴⁰K.

Com os procedimentos descritos é possível então determinar os valores de concentração de ¹³⁷Cs e ⁴⁰K em amostras vegetais sujeitas à contaminação radioativa e com isso, estudar a distribuição e o transporte destes elementos nos vegetais.

Capítulo 3

Distribuição e Transporte de ^{137}Cs e ^{40}K nos Vegetais

No capítulo que se segue, serão apresentados alguns aspectos necessários para a compreensão dos mecanismos de absorção, transporte e armazenamento de radionuclídeos e minerais essenciais à sobrevivência de vegetais. Serão discutidos, também, alguns modelos encontrados na literatura para a distribuição de radionuclídeos nos vegetais, e as aplicações do cálculo de meia-vida biológica.

3.1 Absorção de Cs Pelas Raízes de Vegetais

Nesta seção, serão apresentados alguns dos possíveis mecanismos de absorção de radionuclídeos pelas raízes de uma planta, pois, como mencionado anteriormente, os vegetais analisados neste trabalho são provenientes de uma região de acidente específica com ^{137}Cs , onde o solo é a principal fonte deste elemento radioativo. Também serão apresentados alguns modelos de distribuição destes elementos ao longo de um vegetal.

3.1.1 Cinética e Efeitos da Interação entre Íons

A absorção de nutrientes pela planta dá-se na forma de íons [Shaw & Bell (1991), Jones *et al.* (1991)]. O Césio (Cs) é um metal alcalino com baixo poder de hidratação que possui características físico-químicas semelhantes às do potássio (K) e amônio (NH_4), onde o potássio e o amônio apresentam-se como principais fontes de nutrientes dos vegetais. Assim, o césio quando encontrado em soluções aquosas se apresenta predominantemente na forma de cátions (Cs^+) hidratados livres, com pouca ou nenhuma tendência em formar complexos solúveis. Ele pode ser facilmente absorvido pelas raízes das plantas a partir de uma solução e translocado para suas partes superiores [Papastefanou *et al.* (1999), Zhu & Smolders (2000)]. Por este motivo, o Cs pode ser incorporado nos organismos vegetais substituindo facilmente o K , na falta do mesmo [Whicker & Shultz (1981)].

Alguns trabalhos têm demonstrado a existência de uma certa competição entre césio e potássio quando os dois íons livres se encontram presentes no solo [Shultz (1965), Livens & Loveland (1988), Zhu *et al.* (2002)], e também no interior dos vegetais [Shaw & Bell (1991), Shaw *et al.* (1992)].

O potássio é um elemento utilizado em larga escala como fertilizante para vegetais. Acredita-se que este elemento seja bastante eficiente na inibição da absorção de césio, devido a sua habilidade de bloquear a absorção deste radionuclídeo pelas raízes do vegetal [Stone & Robson (2002)]. Alguns trabalhos de pesquisa verificaram que a variação da concentração de ^{40}K no solo, ou na solução onde o vegetal estiver sendo cultivado, é capaz de controlar a absorção de ^{137}Cs pela planta [Jones *et al.* (1991), Zhu *et al.* (2000), Zhu *et al.* (2002)]. Estes estudos têm tornado possível uma interpretação de como ocorre a absorção e regulação do K e de seus íons análogos, incluindo o Cs^+ .

Já é conhecido, há algum tempo, que baixas concentrações de K na solução aumentam a absorção de Cs pelas plantas [Cline & Hungate (1960), Nishita *et al.* (1962)], entretanto, estudos mais recentes têm examinado mais detalhadamente esta interação entre Cs e K . Zhu & Smolders (2000) realizaram um estudo sistemático sobre este com-

portamento ao analisar diversos tipos de vegetais. Na Figura 3.1, pode ser observado um gráfico onde estão representadas as relações entre as concentrações molares de K^+ externo e a razão de concentração relativa (solo-planta) de radiocésio para nove diferentes espécies de plantas.

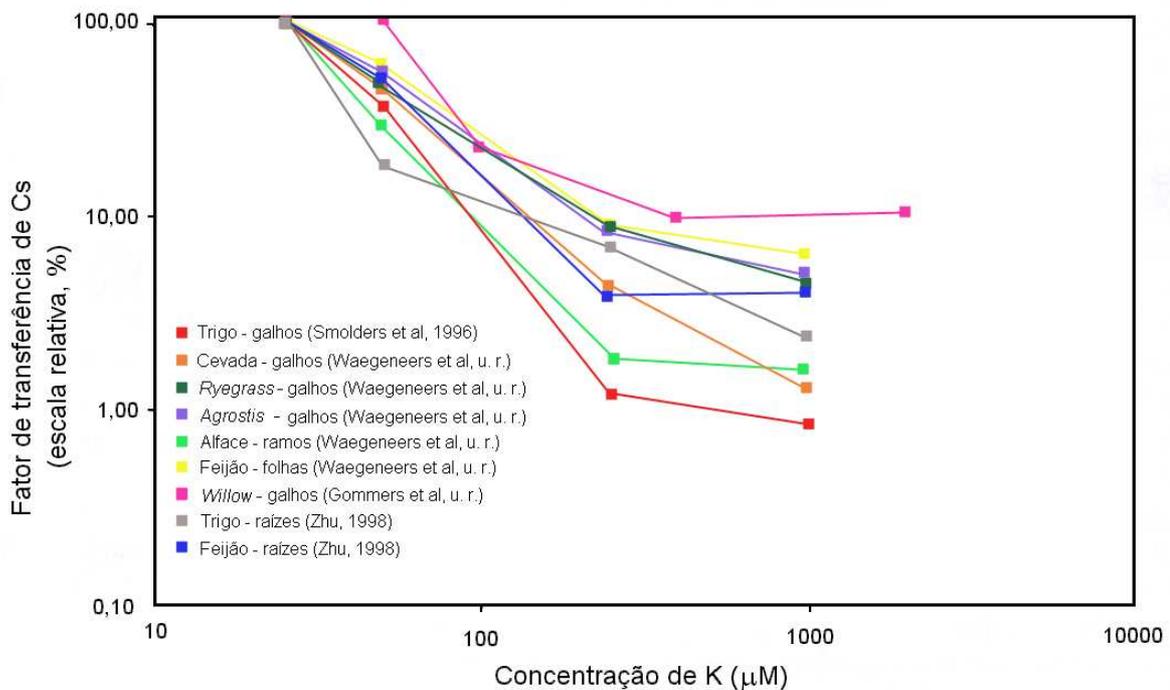


Figura 3.1: Relação entre a concentração externa de K e a concentração relativa (solo-planta) de Cs para 9 diferentes espécies de plantas [Zhu & Smolders(2000)].

De acordo com esta figura, é possível perceber que a concentração relativa de Cs diminui à medida que a concentração de K aumenta. Entretanto, este efeito torna-se mais visível para concentrações molares entre $10 \mu\text{M}$ até $250 \mu\text{M}$ de K na solução. Para valores superiores a $250 \mu\text{M}$, estes efeitos não foram observados para a maioria das espécies estudadas. Deste modo, a principal consequência destes efeitos sobre a absorção de Cs , é que ela pode ser reduzida com a aplicação de K na forma de fertilizante em solos que possuem pouco potássio [Belli *et al.* (1995), Roca & Vallejo (1995)]. O que é bastante razoável, uma vez que muitos solos possuem concentrações de K , tipicamente, abaixo de $250 \mu\text{M}$ [Wolt (1994), Zhu & Smolders (2000)].

A questão de qual tipo de solo ou planta controla de maneira mais eficiente a dis-

ponibilidade de ^{137}Cs ainda está sem resposta. Sabe-se que a redução da absorção de ^{137}Cs pelas plantas está relacionada, de maneira não linear com a concentração de ^{40}K , entretanto a natureza exata desta relação ainda é desconhecida [Zhu *et al.* (2002)].

Em condições reais, em campo, as plantas podem sofrer certa deficiência de potássio durante seu crescimento, devido a variações temporais e espaciais no estado do potássio em solos agrícolas, especialmente em solos inférteis. Por este motivo, se faz necessário examinar como e em que extensão, no tecido da planta, o K^+ pode afetar a absorção de Cs . E também, como este íon pode induzir mudanças no sistema de transporte entre as membranas celulares da planta, afetando a absorção de Cs [Zhu *et al.* (2000)].

Dentre os metais alcalinos e o NH_4^+ , o K^+ é o íon que possui o efeito mais competitivo na absorção de Cs^+ . Existem evidências de que este íon é absorvido pelo sistema de absorção do K^+ da planta. Estas evidências partem de observações que mostram o poder do K^+ de inibir fortemente a absorção de Cs^+ [Shaw & Bell (1991), Shaw *et al.* (1992), Zhu & Shaw (2000)].

O efeito inibidor do potássio na absorção de ^{137}Cs pela raiz das plantas, tem sido extensivamente estudado, tanto em experimentos hidropônicos quanto cultivados em solo [Shaw & Bell (1991), Zhu (1998), Zhu *et al.* (2000), Smolders *et al.* (1996)]. Entretanto, a maioria dos estudos baseam-se na relação entre a absorção de ^{137}Cs e a concentração externa de potássio, enquanto a função da concentração de potássio interna em regular a entrada do ^{137}Cs ainda é pouco investigada [Jones *et al.* (1991), Zhu *et al.* (2000)].

3.1.2 Mecanismos Possíveis de Absorção

Potássio é o cátion mais abundante em plantas superiores, além de ser essencial para nutrição, crescimento, regulação osmótica celular, entre outras funções [Schachtman & Schroeder (1994)]. Para compreender a forte relação entre as concentrações de K e a absorção de Cs , é necessária uma análise mais detalhada dos mecanismos utilizados pelas plantas para a absorção destes elementos.

O transporte de K^+ através das membranas celulares das raízes de plantas, vem sendo bastante estudado. Muitas pesquisas têm se baseado em dois possíveis mecanismos de absorção, denominados modo transportador e modo canal [Zhu & Smolders (2000)]. O transporte via transportador K^+ é facilitado, pois possui um sistema de grande afinidade dentro das membranas celulares, as quais operam predominantemente em baixas concentrações externas de potássio ($< 0,3$ mM). Este transportador, também chamado de HKT1, possui a seguinte seqüência de seletividade $K^+ > Cs^+ > Rb^+ > Na^+ > NH_4^+$ [Schachtman & Schroeder (1994)]. Esta seqüência explica o fato deste transportador não ser muito eficiente na discriminação entre Cs^+ e K^+ [Sacchi *et al.* (1997)].

Já o transporte via canal K^+ é um sistema de baixa afinidade nas membranas celulares, sendo deste modo, dominante para altas concentrações externas de potássio (0,5 - 1 mM). A seqüência de seletividade deste transportador, também conhecido como KAT1, é $K^+ > Rb^+ > Na^+ > Cs^+$ [Schachtman *et al.* (1992), Zhu & Smolders (2000)]. Este mecanismo, ao contrário do HKT1, possui grande discriminação entre K^+ e Cs^+ .

Deste modo, pode-se dizer que o ^{40}K é o radioelemento que exerce maior influência na absorção de ^{137}Cs pela raiz, pois quando as concentrações externas de K excedem um certo limite, o sistema de absorção faz uma transição do transportador K^+ (HKT1) para o canal K^+ (KAT1), que é capaz de discriminar o Cs^+ .

Este modelo que estuda a competição entre transportadores K isoladamente tem como base os resultados obtidos por Sacchi *et al.* (1997), que demonstraram que a baixas concentrações externas de potássio (≤ 250 μM), o Cs^+ , Rb^+ e K^+ possuem constantes cinéticas similares nos segmentos das raízes de milho. As constantes cinéticas estão relacionadas, basicamente, com a afinidade entre os íons, e com a taxa máxima de absorção [Zhu *et al.* (2000)]. Para altas concentrações de K , a seletividade por K aumenta fortemente, o que pode ser confirmado também no trabalho realizado por Fernandez *et al.* (1997), que realizaram medidas da absorção de Cs em plantas aquáticas (*Riccia fluitants*) cultivadas em locais com diferentes concentrações de K^+ .

Mesmo com a existência de vários estudos nesta área, ainda não está bastante claro o

porquê da absorção de Cs ser baixa para altas concentrações de K , e não ser afetada pelo aumento nas concentrações de K . É possível que a entrada de Cs na planta ocorra a partir de outros sistemas de absorção, já que a permeabilidade dos canais de K^+ é baixa. Este efeito da concentração externa de potássio na eliminação de ^{137}Cs tem sido demonstrado para raízes de trigo [Zhu *et al.* (1999)]. A taxa de eliminação do ^{137}Cs encontrada para concentrações da ordem de $100 \mu\text{M}$ de K externo é bem maior do que para concentrações da ordem de $50 \mu\text{M}$ de potássio externo. Isto significa que os efeitos inibidores do potássio externo na absorção de Cs podem depender parcialmente do fluxo de saída.

Com a finalidade de tentar encontrar respostas para algumas das questões que envolvem a relação $\text{Cs} - \text{K}$, Zhu *et al.* (2000) realizaram um trabalho contendo dois objetivos principais. Um deles foi o de explicar o motivo do K impedir a absorção de ^{137}Cs , apenas para concentrações externas de K dentro de uma determinada faixa. O segundo foi o de explicar por que quando esta faixa limite é ultrapassada as concentrações de Cs diminuem mais lentamente.

No referido trabalho, foram analisadas mudas de trigo (*Triticum aestivum*), submetidas a um pré-tratamento, no qual as plantas foram divididas em dois grupos. Uma parte foi plantada em soluções fertilizadas constantemente com $500 \mu\text{M}$ de K . O restante foi plantado em soluções sem este suprimento. Deste modo, após 72 horas as mudas foram utilizadas em experimentos distintos.

Em um dos experimentos, mudas das duas soluções foram plantadas em outras soluções contendo concentrações externas de ^{137}Cs de 700, 1200, 2500, 6500 Bq.L^{-1} . Na Figura 3.2, é possível observar o resultado obtido na absorção de ^{137}Cs para os efeitos combinados de ausência de K e presença de ^{137}Cs na solução externa.

A ausência de K causa um aumento na absorção de ^{137}Cs , e a taxa de absorção do ^{137}Cs tem um crescimento linear em relação à concentração externa de ^{137}Cs nos dois casos (isto é, para as plantas privadas de K e não privadas de K). Essa resposta linear é atribuída ao fato da concentração de ^{137}Cs na solução ser extremamente baixa e, deste crescimento, ser devido a variações pequenas na concentração, o que não gera efeitos

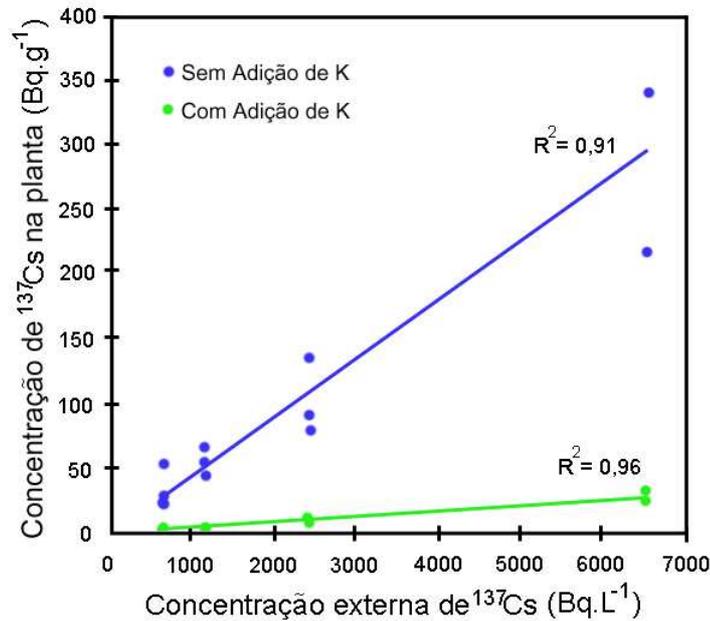


Figura 3.2: Efeito da ausência de K na absorção de ^{137}Cs para raízes de trigo sob ação de diferentes concentrações externas de ^{137}Cs . Os pontos em azul representam estes valores sob ausência de K , e os pontos em verde representam valores com K disponível na solução [Zhu *et al.* (2000)].

significativos para a saturação do processo de absorção. Deste modo, a relação entre a absorção de ^{137}Cs e sua concentração na solução resulta, como esperado, numa isoterma linear [Shaw & Bell (1989)].

A Figura 3.3 mostra o efeito da ausência de potássio e da presença de ^{137}Cs na solução, no fator de transferência solução-raiz deste radionuclídeo.

Pode ser observado que para plantas sob ausência de K , o fator de transferência é cerca de 10 vezes maior do que para plantas não privadas deste nutriente.

Em outro experimento deste mesmo trabalho, as plantas foram submetidas a uma concentração constante de ^{137}Cs (5400 Bq.L^{-1}), e a concentrações externas de K de 50, 100, 200 e $300 \mu\text{M}$.

Na Figura 3.4, pode ser observado que a absorção de ^{137}Cs pela planta diminui bastante à medida que a concentração de K na solução aumenta.

Estes resultados demonstram que realmente o K exerce grande poder inibidor na

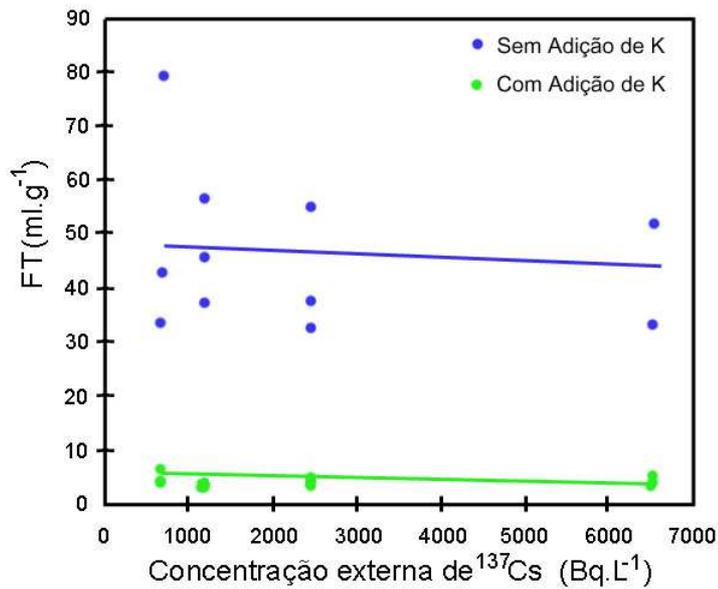


Figura 3.3: Relação entre as variações dos fatores de transferência de ^{137}Cs para diferentes concentrações externas de ^{137}Cs . Os pontos em azul representam estes valores sob ausência de K , e os pontos em verde representam valores com K disponível na solução [Zhu *et al.* (2000)].

absorção de ^{137}Cs , embora este efeito seja bem mais visível para plantas que foram inicialmente privadas de K . Também é observado para aquelas que não foram privadas deste nutriente.

3.2 Fator de Transferência Solo-Planta (FT)

O fator de transferência solo-plantas é considerado um dos parâmetros mais importantes na avaliação ambiental após acidentes nucleares e radiológicos ou em outras situações que exponham o meio-ambiente à contaminação por radionuclídeos [IAEA (1994)]. Este parâmetro é necessário para a construção de modelos de transferência ambiental. Tais modelos são bastante úteis para prever as concentrações de um radionuclídeo nas produções agrícolas e, deste modo, estimar o impacto de dose no homem [Ban-nai & Muramatsu (2002)].

O cálculo do fator de transferência solo-plantas está diretamente relacionado com a transferência de minerais do solo para as diversas partes de uma planta, que por sua vez depende de vários mecanismos biológicos que ocorrem em seu interior. Estes mecanismos

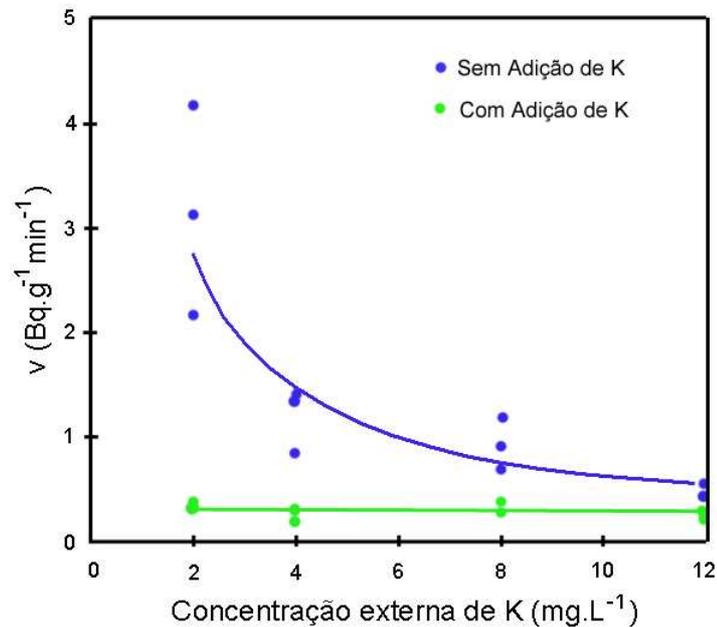


Figura 3.4: Efeito da ausência de K na absorção de ^{137}Cs para raízes de trigo sob ação de diferentes concentrações externas de K . Os pontos em azul representam estes valores sob ausência de K , e os pontos em verde representam valores com K disponível na solução [Zhu *et al.* (2000)].

incluem, essencialmente, as características do solo e as características de absorção de minerais pela planta [Papastefanou *et al.* (1999)]. Alguns destes mecanismos serão descritos a seguir [Carini (2001)]:

Características físico-químicas do solo

A concentração de elementos químicos no solo depende de vários fatores, tais como: a umidade do solo, pH, capacidade de troca de cátions (CTC), potencial de oxi-redução, quantidade de matéria orgânica, atividade microbológica e os tipos de fertilizante utilizados. A estrutura e a porosidade do solo influenciam na difusão dos elementos químicos.

Interceptação pelas raízes

Durante seu crescimento, as raízes expandem-se em busca de nutrientes e, deste modo, entram em contato com os elementos químicos que se encontram difundidos no solo.

Captura de íons pelas raízes

A escolha dos íons a serem capturados depende essencialmente da característica genotípica das plantas. As diversas espécies se diferem consideravelmente pela CTC, ou seja, o número de troca de cátions em suas paredes celulares. Em geral, algumas plantas possuem CTC maior do que outras, como é o caso das espécies dicotiledôneas quando comparada com espécies monocotiledôneas. As dicotiledôneas fazem parte de um grupo de vegetais pertencentes à classe dos angiospermas. São caracterizadas pelo embrião provido de dois cotilédones, raiz com eixo principal e estrutura secundária, que possui vários capilares periféricos que absorvem os nutrientes. Já as monocotiledôneas, embora pertençam ao mesmo grupo descrito anteriormente, possuem apenas um cotilédone no embrião e não possuem raiz principal, todas as ramificações laterais partem do mesmo local.

Transporte de íons

Os íons capturados penetram no xilema das raízes, a partir do qual são transportados para outros tecidos da planta. Este transporte através das membranas das raízes depende de várias propriedades físico-químicas dos íons. De acordo alguns trabalhos os íons NH_4^+ , K^+ , Rb^+ e Cs^+ formam uma série homóloga que possui um grande grau de semelhanças físico-químicas quando comparada a outras séries de íons [Shaw & Bell (1991)]. Os íons de Cs^+ e Rb^+ são bastante escassos na natureza, enquanto os íons de amônio e potássio existem em abundância no solo [Bowen (1979)]. O NH_4^+ é bastante importante, pois é a fonte de nitrogênio em solos ácidos não perturbados, e o K^+ é o nutriente principal utilizado em solos agrícolas [Shaw & Bell (1991)].

Translocação de íons

A translocação de íons pelo corpo da planta é feita pelo seu sistema vascular formado pelo xilema e floema. O floema é o principal tecido de condução de alimentos para as plantas, enquanto que, o xilema é o principal tecido condutor de água. Entretanto, o xilema também tem como função a condução de minerais, o armazenamento de substâncias alimentares e a sustentação [Raven *et al.* (1978)]. Outra diferença entre estes dois componentes do sistema vascular dos vegetais é que, enquanto o transporte no xilema é

unidirecional, o floema possui um mecanismo de transporte bidirecional. O transporte de nutrientes em um vegetal depende das necessidades nutricionais dos vários órgãos e tecidos que ele possui.

Remanejamento de nutrientes minerais

O remanejamento de minerais é um processo onde os minerais se deslocam das folhas para os troncos, que são órgãos de armazenamento de nutrientes, antes de caírem. Por meio deste processo é que se encontra vestígio de material radioativo nos troncos de um vegetal, mesmo que este só tenha obtido contato com elementos radioativos via deposição em suas folhas.

Pelo fato de todos estes fatores serem fundamentais para transferência de minerais do solo para a planta, eles não são descritos individualmente. Eles são sintetizados em apenas um parâmetro chamado de *Fator de Transferência* solo-planta. O FT, como é comumente chamado, relaciona a concentração de radionuclídeo nas diversas partes de um vegetal com a concentração deste mesmo radionuclídeo no solo. Em geral, o fator de transferência é obtido para partes comestíveis. FTs são obtidos através da razão entre as concentrações do radionuclídeo na planta e no solo, em unidades de Bq.kg^{-1} de massa seca [IAEA (1994)]. Na literatura, esta razão também é conhecida como fator de concentração relativa [Papastefanou *et al.* (1999)], ou razão de concentração planta-solo, CR [Simon *et al.* (2002)]. Deste modo, a expressão para o cálculo do FT pode ser descrita como:

$$FT = \frac{[R_i, \text{Bq.kg}^{-1} \text{ massa seca}]^{\text{planta}}}{[R_i, \text{Bq.kg}^{-1} \text{ massa seca}]^{\text{solo}}} \quad (3.1)$$

onde R_i é a absorção do radionuclídeo i do solo pela planta, através do caminho solo-raiz-tronco [Papastefanou *et al.* (1999)]. Esta definição surgiu a partir da utilização de modelos matemáticos de migração de radionuclídeos em ecossistemas florestais, mas que também podem ser utilizados em ecossistemas agrícolas. Para tanto, é assumida uma situação de equilíbrio estático no sistema e, deste modo, uma simples equação algébrica (3.1) pode ser aplicada para descrever a transferência de elementos radioativos do solo

para vegetais. Geralmente, poucos dados são suficientes para que uma parametrização seja obtida. O modelo de equilíbrio estático pode ser utilizado para descrever uma situação ao longo do tempo após a deposição dos radionuclídeos [Ávila *et al.* (1998)].

Deste modo, o uso dos FTs sugere a existência de uma linearidade entre a concentração da atividade em plantas e a concentração da atividade total do solo. Entretanto, este fator pode variar amplamente quando os mecanismos mencionados no início desta seção são considerados e, principalmente, quando são aplicados a ecossistemas agrícolas. Exemplos da literatura mostram que os FTs podem sofrer variações por fatores de cerca de 25 vezes para plantas jovens cultivadas num mesmo local [Ávila *et al.* (1998)].

A relação entre a concentração do elemento químico no solo e no vegetal também pode ser determinada utilizando o *Fator de Transferência Agregado* (FT_{ag}). Este fator é definido como a razão entre a concentração do radionuclídeo numa certa parte do ecossistema (Bq.kg^{-1} de massa seca) e a concentração do mesmo no solo em Bequerel por unidade de área (Bq.m^{-2}) [Frissel (1997)]. O cálculo, feito desta forma, tem a vantagem de poder ser aplicado para qualquer componente de um ecossistema, inclusive em animais. Entretanto, neste trabalho, os FTs serão calculados utilizando as concentrações em Bq.kg^{-1} de massa seca, tanto para as amostras de solo quanto para as de vegetais.

Na Tabela 3.1 podem ser observados valores de FT solo-planta, em unidades de massa úmida de fruto por massa seca de solo (mu/ms), para ^{137}Cs em frutas tropicais e subtropicais. Estes valores foram reunidos por Carini (2001), com base em alguns outros trabalhos. Na última coluna da tabela, podem ser observados os valores de FT solo-planta, em unidades de massa seca de fruto por massa seca de solo (ms/ms). Estes valores foram corrigidos para massa seca de fruto, a fim de viabilizar comparações coerentes destes dados com os que serão apresentados no próximo capítulo desta dissertação. Para esta correção foram utilizadas as percentagens de água em cada fruto, observadas na segunda coluna da mesma tabela.

De acordo com Carini (2001), os valores de FT solo-fruto para ^{137}Cs , abrangem uma larga faixa de seis ordens de grandeza, de 10^{-4} até 10^1 . Foi observado também que, os

Tabela 3.1: Valores de FTs de ^{137}Cs para algumas frutas tropicais. Onde (mu/ms) representa valores de FT em quantidade de massa úmida por massa seca e, (ms/ms) representa o FT em quantidade de massa seca por massa seca [Carini (2001)].

Fruto	Água (%)	Tipo de Solo	FT (mu/ms)	FT (ms/ms)
Pêssego	89,1	Marga - Areia	$9,0 \times 10^{-3}$	$8,3 \times 10^{-2}$
Laranja	86,0	Argila - Marga	$8,8 \times 10^{-4}$	$6,2 \times 10^{-3}$
Maçã	84,4	Marga	$2,4 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-2}$
Melancia	92,6	-	$8,9 \times 10^{-3}$	$1,2 \times 10^{-1}$
Melão	80,0	-	$1,0 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-3}$
Pêra	83,2	Marga	$6,0 \times 10^{-3}$	$3,6 \times 10^{-2}$
Banana	75,7	Argila - Marga	$2,9 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-1}$
Mamão	85,0	Argila	$4,7 \times 10^{-3}$	$3,1 \times 10^{-2}$
Manga	84,0	-	$2,5 \times 10^{-3}$	$1,6 \times 10^{-2}$
Abacaxi	80,0	Areia - Marga	$1,2 \times 10^{-2}$	$6,0 \times 10^{-2}$
Goiaba	82,0	-	$1,8 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-2}$
Legumes	-	Marga	$3,7 \times 10^{-2}$	-
Vegetais (Raízes)	-	Marga	$1,1 \times 10^{-2}$	-

vegetais tropicais e subtropicais possuem uma tendência de apresentar fatores de transferência mais elevados do que vegetais cultivados em climas temperados. Os valores de FT para plantas de regiões tropicais e subtropicais podem variar desde $9,0 \times 10^{-3}$ até $1,9 \times 10^1$.

A influência das diferenças genéticas na nutrição mineral das plantas tem sido bastante estudada e reconhecida por agrônomos e biólogos como um dos fatores que podem influenciar na absorção de Cs [Zhu & Smolders (2000)]. Este fato poderia explicar a existência desta gama de fatores de transferência.

Alguns trabalhos têm observado que as diferenças genéticas na absorção de Cs podem ser alteradas por vários parâmetros fisiológicos [Ertel & Ziegler (1991), Buysse *et al.* (1995), Broadley & Willey (1997)]. Dentre estes parâmetros se destacam: as técnicas utilizadas no cultivo, a taxa de crescimento, a demanda de potássio na planta, o modo como a raiz se enraíza no solo, o sistema de transporte de íons nas membranas plasmáticas das células da raiz e a taxa de crescimento da raiz.

Entender a variação genética no processo de acúmulo de Cs é importante, pois deste

modo torna-se possível escolher safras que foram cultivadas em solos com baixos níveis de contaminação por Cs e, assim, minimizar a transferência deste radionuclídeo à dieta humana. Outra aplicação para o estudo da variação genética é que estes dados podem ser integrados aos modelos que calculam a transferência de radionuclídeos do solo para a planta. Deste modo, torna-se possível a escolha de espécies vegetais para recuperar solos contaminados com altos níveis de Cs radioativo.

3.3 Distribuição de Cs no Interior das Plantas

3.3.1 Distribuição Longitudinal

Sabe-se que o Cs possui grande mobilidade no interior das plantas. Logo, de maneira semelhante ao K , o Cs pode ser distribuído para as folhas, flores e frutas. Estudos com absorção em curto prazo de tempo mostram que frações significativas de Cs são transportadas desde as raízes até o interior dos galhos nas primeiras duas horas [Zhu & Smolders (2000), Buysse *et al.* (1995)].

O sistema vascular do vegetal (xilema e floema) é responsável pela distribuição de nutrientes por todo o corpo do vegetal. Deste modo, é possível analisar a distribuição de radionuclídeos ao longo do mesmo. Este processo de distribuição, que se inicia nas raízes, passa pelo tronco principal e galhos intermediários, chegando nas folhas e frutos mais altos, é denominado distribuição longitudinal. Este tipo de distribuição torna possível um mapeamento das concentrações de radionuclídeos ao longo do vegetal. Deste modo, é possível identificar regiões preferenciais de acúmulo de radioelementos e, conseqüentemente, estudar o transporte, a distribuição e o remanejamento destes radioelementos no interior de um vegetal. Buysse *et al.* (1995) mediram a circulação de ^{137}Cs em espinafre e verificaram que a quantidade de ^{137}Cs que retorna à raiz, como função do ^{137}Cs transportado pelo xilema varia em torno de 75 % a 95 %, valores maiores do que a mesma medida para o K . Este fato mostra que o Cs pode ser transportado de maneira bem eficiente através do xilema [Zhu & Smolders (2000)].

Os movimentos realizados pelo K nos compartimentos dos vegetais, conhecidos como acropetal (da base para o topo) e basipetal (do topo para a base), são responsáveis pela distribuição freqüente deste elemento de suas partes mais velhas para as partes mais jovens, assim como pela translocação. Como o Cs se comporta de maneira semelhante ao K , este radionuclídeo pode ser incorporado ao ciclo hidrológico do vegetal, movimentando-se pelos seus compartimentos. Assim, a concentração destes radionuclídeos nos compartimentos vegetais diminui, em geral, na seguinte ordem: raiz > folhas > frutas > galhos > tronco [Gommers *et al.* (2000)]. Este comportamento pode ser observado para algumas árvores de clima tropical e temperado [Myttenaere *et al.* (1993), Mosquera *et al.* (2004)].

Nos últimos anos, diversos estudos têm sido realizados com o objetivo de analisar este movimento dos radionuclídeos nos compartimentos dos vegetais. Um trabalho foi realizado na Suécia [McGee *et al.* (2000)], após o acidente de Chernobyl, estudando-se três tipos de plantas típicas do ecossistema florestal desta região. Foram analisadas amostras da parte interna do tronco, de sua casca, de galhos, *needles* (que são uma espécie de espeto onde se localizam as folhas dos pinheiros) e folhas de *Picea abies*, *Pinus sylvestris* e *Betula sp.* A parte interna do tronco foi dividida, de acordo com os anéis etários da árvore, em duas partes: uma referente aos anos anteriores ao acidente (pré-Chernobyl) e outra para anos após o acidente (pós-Chernobyl). Os principais resultados deste trabalho podem ser observados na Figura 3.5. De acordo com esta figura, é possível observar que a distribuição da concentração de ^{137}Cs para as duas coníferas, *Picea abies* e *Pinus sylvestris*, obedece a seguinte seqüência: galhos > *needles* > casca do tronco > interior do tronco pós-Chernobyl = pré-Chernobyl. Para a outra planta analisada, *Betula sp.*, o compartimento referente a *needles* nos pinheiros, foi substituído por suas folhas, uma vez que esta planta não é uma conífera. Neste caso a seqüência da distribuição de ^{137}Cs obedece à: galhos = folhas = casca do tronco > interior do tronco pós-Chernobyl = pré-Chernobyl.

O fato das concentrações no interior do tronco não variarem muito para anos anteriores e posteriores ao acidente estão de acordo com trabalhos anteriores. Um exemplo foi

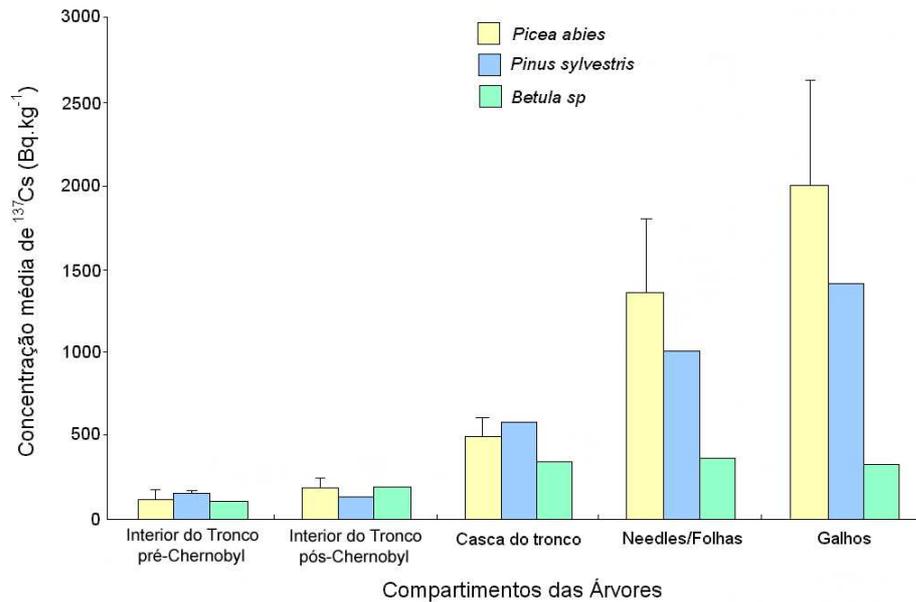


Figura 3.5: Gráficos da distribuição de ^{137}Cs nos componentes de três tipos de árvores em um ecossistema florestal na Suécia. Na categoria dos *needles*, foram consideradas as folhas da *Betula sp.*, pois esta planta não possuía este tipo de compartimento [McGee *et al.* (2000)].

o trabalho realizado por Kohno *et al.* (1988), onde foram estudadas distribuições de ^{137}Cs em anéis etários do tronco principal de pinheiros, com idade entre 1914 e 1979. Eles concluíram que este radionuclídeo é capaz de migrar pelos diversos anéis do tronco principal, ou seja, o *Cs* possui a capacidade de ser extremamente móvel no interior da planta não ficando retido apenas no atual anel de crescimento pelo qual são transportados os nutrientes.

Assim, é possível notar que as concentrações de ^{137}Cs dentro de diferentes partes da planta, em geral, são maiores para os *needles* e galhos, no caso das duas coníferas analisadas, como observado por McGee *et al.*, (2000). Este resultado é consistente com Myttenaere *et al.* (1993).

Outro trabalho que demonstra bem a distribuição de ^{137}Cs ao longo de plantas foi realizado pelo nosso Grupo [Mosquera *et al.* (2005)]. Neste trabalho, foram estudadas três árvores frutíferas tropicais, cultivadas na região onde ocorreu o acidente de Goiânia. Foram analisadas amostras de folhas, frutos e galhos de uma goiabeira, de uma mangueira

e de um abacateiro.

As amostras colhidas destas três árvores foram separadas em partes jovens e partes velhas, além disto, os galhos foram divididos em casca e parte interna. Nas Figuras a seguir, podem ser observados os gráficos obtidos a partir de valores médios das concentrações de ^{137}Cs encontrados nas diversas partes da goiabeira, mangueira e abacateiro.

Na Figura 3.6, observam-se valores das concentrações de ^{137}Cs nos galhos velhos e, também nas folhas e frutos produzidos nesta região considerada mais velha das árvores. Por outro lado, a Figura 3.7 apresenta as mesmas distribuições para partes mais jovens das árvores e suas respectivas folhas e frutos. É importante ressaltar que não foram realizadas medidas nos frutos do abacateiro, pois esta árvore não possuía frutos na época da coleta de amostras.

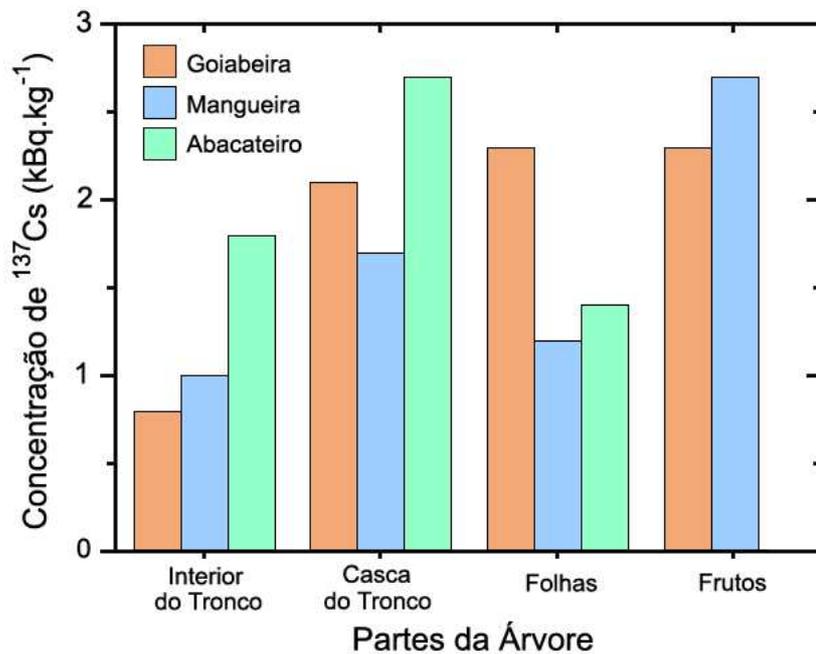


Figura 3.6: Gráficos da distribuição de ^{137}Cs nos componentes considerados mais velhos de três tipos de árvores cultivadas em Goiânia [Mosquera *et al.* (2005)].

De acordo com as Figuras 3.6 e 3.7, os componentes pertencentes às partes mais jovens apresentam concentrações de ^{137}Cs mais elevadas quando comparadas com as partes mais velhas. Este mesmo comportamento foi observado nas três árvores. Assim,

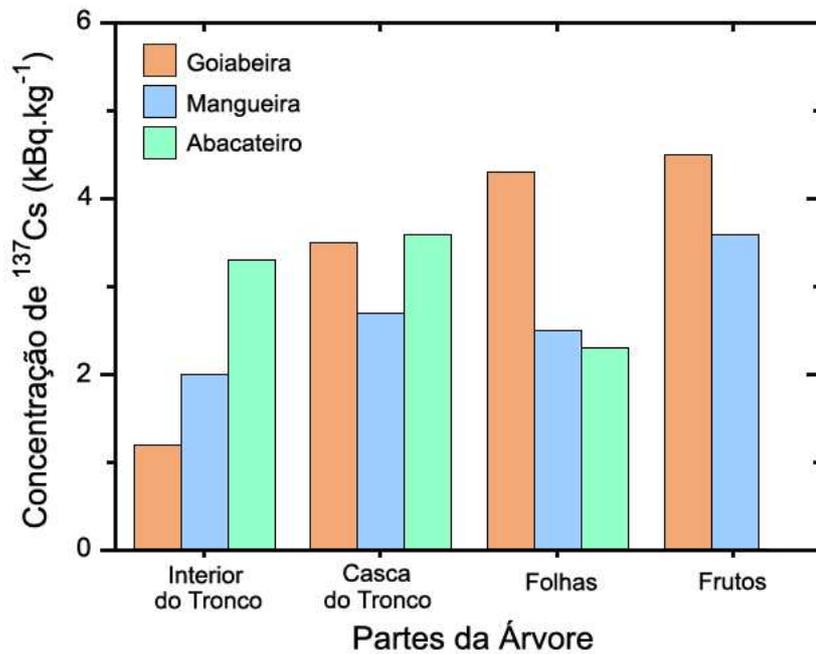


Figura 3.7: Gráficos da distribuição de ^{137}Cs nos componentes considerados mais jovens de três tipos de árvores cultivadas em Goiânia [Mosquera *et al.* (2005)].

estes resultados também estão em acordo com as informações disponíveis na literatura [Barci-Funel *et al.* (1995), Fogh & Anderson (2001), McGee *et al.* (2000)]. Entretanto, é importante ressaltar que a seqüência de diminuição da concentração de ^{137}Cs , descrita por McGee *et al.* (2002), sofre alterações quando são analisadas árvores frutíferas tropicais. Em adição, também há variações na ordem de magnitude das distribuições. Elas seriam mais acentuadas em plantas de clima temperado do que em plantas de clima tropical. Este resultado mostra a importância de serem estudadas diversas espécies de plantas e, também, em diferentes locais de seu cultivo.

Além destes, existem vários trabalhos relevantes na literatura sobre distribuição longitudinal de radionuclídeos em vegetais. Dentre eles, Carini & Lombi (1997) que estudaram a distribuição longitudinal de ^{134}Cs e ^{85}Sr em videiras de uvas, e Sabbarese *et al.* (2002) que estudaram a distribuição longitudinal para tomateiros de ^{137}Cs , ^{40}K e ^{60}Co .

Nestes trabalhos, o estudo das concentrações do radionuclídeo nas raízes, caule, folhas e frutos destes vegetais foi realizado utilizando-se dois diferentes processos de contamina-

ção. Em um dos processos, o radionuclídeo de interesse foi diluído no solo e, em seguida, absorvido pelas raízes. No outro processo, o radioelemento foi pulverizado sobre a plantação, simulando o efeito *fallout*, sendo absorvido preferencialmente pelas folhas. A partir destes processos, o radionuclídeo foi deslocado para o caule e para frutos destas plantas por meio do mecanismo de translocação de íons, que é um mecanismo de transporte de nutrientes do vegetal que preferencia tecidos com menor concentração de nutrientes.

No primeiro trabalho mencionado, Carini & Lombi (1997) mostraram que para a contaminação com ^{134}Cs , quando esta se dá através das folhas, a concentração nos frutos é de 48%, enquanto que para a contaminação via solo o valor encontrado foi de 33%. Outro dado bastante interessante são os valores encontrados para folhas, frutos e brotos, que ao serem somados para cada caso, resultam em 51% e 80% para contaminação via solo e via folhas, respectivamente. Estes resultados confirmam a tendência dos radionuclídeos em se concentrarem nas partes mais jovens do vegetal [Fogh & Anderson (2001)].

A contaminação com ^{85}Sr , como mencionado anteriormente, também foi realizada para os dois casos. Entretanto, enquanto o ^{134}Cs se apresenta sob a forma de um íon monovalente (Cs^+), o ^{85}Sr apresenta-se sob a forma de um íon bi-valente (Sr^{++}). Os íons bi-valentes são menos absorvidos que os monovalentes quando aplicados nas folhas [Carini & Lombi (1997)]. Os valores encontrados para os frutos nos dois tipos de contaminação foram 5% para contaminação via solo e 8% para contaminação via folhas. Porém, a contaminação nas folhas foi de 44% e 57% para contaminação via solo e via folhas, respectivamente. Estes resultados mostram que o ^{85}Sr se acumula mais nas folhas do que em qualquer outro compartimento. Além disto, também estão em acordo quanto à tendência do radionuclídeo se acumular nas partes mais jovens das plantas [Fogh & Anderson (2001)].

Os resultados encontrados por Sabbarese *et al.* (2002) mostraram que o comportamento do ^{137}Cs em tomateiros é semelhante ao do ^{134}Cs para as videiras. A contaminação dos frutos via folhas foi maior do que a contaminação via solo, estando também, em acordo com o resultado já previsto por Fogh e seus colaboradores (2001).

3.3.2 Distribuição Radial

A distribuição radial de radionuclídeos de meia-vida longa em troncos de árvores tem despertado grande interesse científico desde os primeiros testes nucleares. Isto se deve ao fato de que ao se estudar as concentrações de alguns radioelementos nos anéis de crescimento de árvores sujeitas a esta contaminação pode-se verificar o momento em que ocorreram mudanças no solo e estes elementos começaram a ser absorvidos pelas raízes [Momoshima & Bondietti (1994), Kudo *et al.* (1993)]. Deste modo, alguns elementos radioativos, tais como ^{90}Sr , ^{239}Pu e ^{240}Pu , podem ser considerados bons traçadores temporais, pois não possuem mobilidade dentro do vegetal. Entretanto, Kudo *et al.* [Kudo *et al.* (1993)] ao analisarem as concentrações de ^{137}Cs , ^{239}Pu e ^{240}Pu em anéis de crescimento de árvores de uma floresta próxima a Nagasaki (Japão), verificaram que o ^{137}Cs , ao contrário do $^{239+240}\text{Pu}$, não deve ser considerado um bom traçador temporal. Isto se deve ao fato de que, como mencionado no item (3.3.1), o céσιο possui a propriedade de migrar para outros anéis etários [IAEA (1994)].

Ainda neste trabalho, Kudo e seus colaboradores, ao descreverem o comportamento do ^{40}K (um dos isótopos do potássio natural e este por sua vez ser um nutriente essencial para a maioria dos vegetais), verificaram que este possui comportamento semelhante ao do ^{137}Cs no interior dos anéis de crescimento das árvores.

A Figura 3.8 ilustra o comportamento destes radionuclídeos nos anéis de crescimento ao decorrer dos anos. É possível perceber que, para anos anteriores ao ano da explosão da bomba atômica (1945), não foram registradas concentrações significativas de $^{239+240}\text{Pu}$ nos anéis. Porém, para o ^{137}Cs já não se pode dizer o mesmo. Foram encontrados valores de concentração razoavelmente elevados em anéis de crescimento anteriores ao ano de 1945 e com uma distribuição aproximadamente constante. Pode-se observar também um comportamento semelhante para a distribuição de ^{40}K .

Outro trabalho bastante interessante que mostra a relação de competição entre estes dois radioelementos foi realizado por Haas & Müller (1995). Neste trabalho foram analisados anéis de crescimento de uma árvore com cerca de 82 anos de idade, cultivada

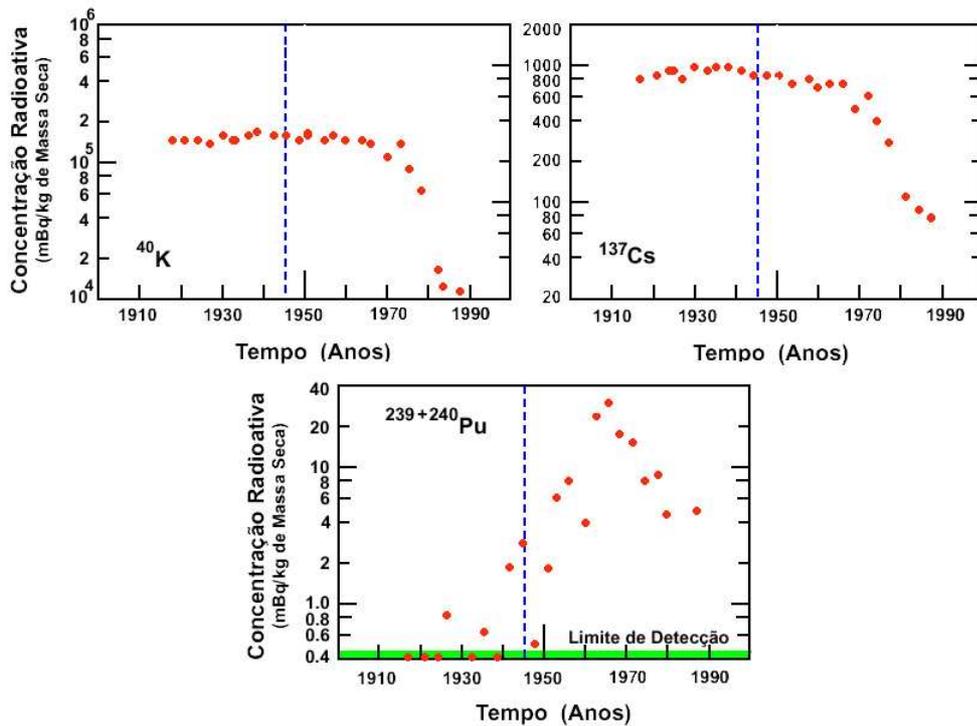


Figura 3.8: Distribuições de ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ e ^{40}K no anéis de crescimento de árvores da reserva florestal de Nagasaki, Japão [Kudo *et al.* (1993)]. A linha azul representa o ano em que houve a explosão da bomba em Nagasaki, 1945.

no sudeste da Alemanha. Assim, além de estudar a concentração de ^{40}K , foram analisadas as concentrações de ^{137}Cs proveniente de testes nucleares e devido ao acidente de Chernobyl. Como a concentração de ^{137}Cs devido ao acidente está diretamente associada à concentração de ^{134}Cs , uma vez que a concentração de ^{134}Cs devido a testes nucleares é desprezível, é possível diferenciar as concentrações provenientes das duas situações. A Figura 3.9 mostra as concentrações encontradas para estes radioelementos.

As árvores estudadas por Kudo *et al.* (1993), Momoshima & Bondietti (1994) e Haas & Müller (1995), eram árvores da família das coníferas com idade acima de 60 anos. Para tanto, foram analisadas partes do tronco principal que possuíam seções retas de cerca de 50 cm de diâmetro a 1 metro do solo. Em geral, os anéis etários destas árvores, quando cultivadas em regiões de clima temperado que possuem suas estações climáticas bem definidas, também se apresentam bem definidos e simétricos. Deste modo, os valores de concentração de substâncias radioativas podem ser determinados para cada anel de

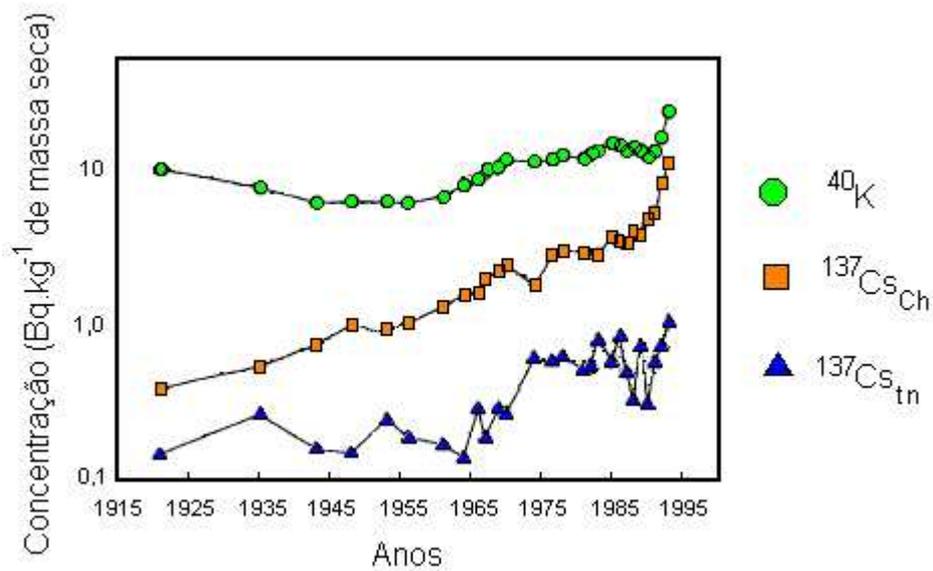


Figura 3.9: Distribuições de ^{40}K e ^{137}Cs nos anéis de crescimento de árvores no sudeste da Alemanha, após o acidente no reator de Chernobyl ocorrido em 1986 [Haas & Müller (1995)].

crescimento. Nos trabalhos citados, os anéis foram analisados das seguintes maneiras: a) cortando a árvore e retirando uma seção transversal do tronco principal ou b) utilizando um instrumento de forma helicoidal (perfurador) capaz de fazer furos no tronco principal para a retirada de amostras por um orifício. Neste segundo caso, o procedimento permite que a árvore continue viva. Entretanto, a utilização destes dois métodos fornece como resultado concentrações médias dos radionuclídeos em cada anel, através da montagem de um gráfico unidimensional, tal como mostrado nas Figuras 3.8 e 3.9.

Um estudo mais detalhado pode ser realizado analisando-se várias amostras de um mesmo anel de crescimento. Esta técnica resulta em gráficos bidimensionais, que permitem avaliar com maior precisão a mobilidade radial e longitudinal do radionuclídeo ao longo do tronco deste vegetal. Este tipo de estudo tem sido realizado pelo nosso Grupo para diversos tipos de plantas tropicais. Em um destes estudos [Mosquera (2004)], foram analisados 5 discos do tronco principal de uma goiabeira. A Figura 3.10 apresenta uma ilustração do poder deste tipo de análise, onde são apresentados diagramas unidimensionais e bidimensionais da distribuição radial de ^{137}Cs nos discos da goiabeira então estudada. Estes discos foram ordenados do mais baixo ao mais alto em relação à base da

planta.

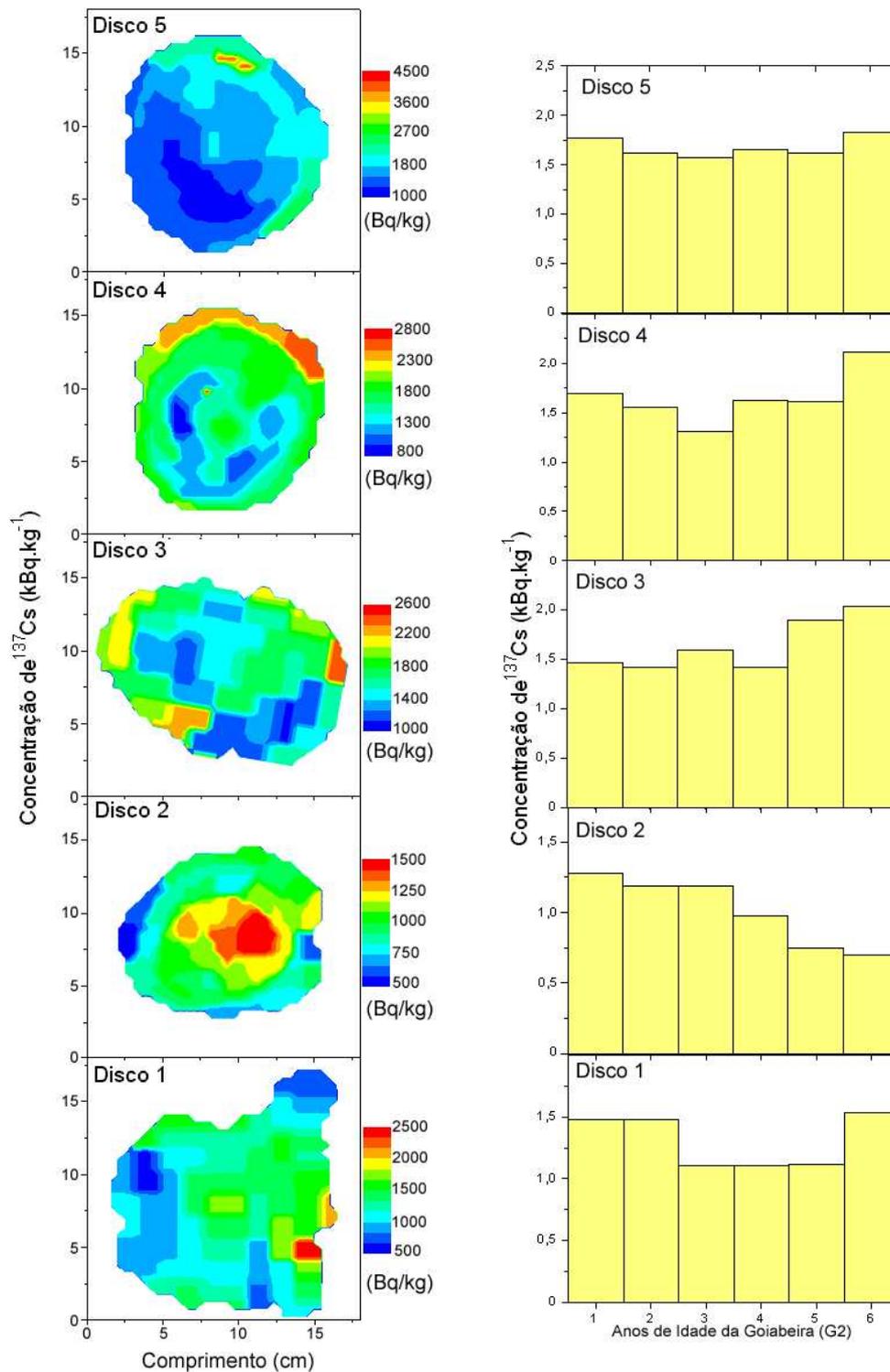


Figura 3.10: Comparação entre gráficos bidimensionais e unidimensionais da distribuição radial de ^{137}Cs nos anéis de crescimento de uma goiabeira cultivada em Goiânia [Mosquera (2004)].

Ao se observar os gráficos da direita, onde as concentrações de ^{137}Cs nos 5 discos são apresentadas em gráficos unidimensionais, não é possível notar variações das concentrações deste radionuclídeo dentro de um mesmo anel de crescimento. Para a construção deste gráfico, foram utilizados valores médios de concentrações para cada anel. Por outro lado, é possível observar, numa análise bidimensional dos anéis de crescimento, que as concentrações de ^{137}Cs variam dentro de um mesmo anel. Entretanto, os dados mostram que esta variação não é nem homogênea nem simétrica dentro de um mesmo anel. Com isso, fica mais evidente ainda a mobilidade do ^{137}Cs dentro de uma planta.

Após compreender como alguns radionuclídeos são absorvidos, transportados e distribuídos no interior de vegetais também é importante conhecer como se comportam os mecanismos naturais para a eliminação destes radionuclídeos. Um tema de grande interesse científico está no estudo do declínio temporal de elementos radioativos num sistema agrícola ou florestal. Neste ambiente, o tempo de decaimento de um radionuclídeo pode ser muito diferente do tempo de decaimento físico. Este tema será estudado no próximo item.

3.4 Estudo do decaimento temporal do ^{137}Cs em um ecossistema agrícola ou vegetal

Neste item serão explorados os processos de decaimento radioativo em ecossistemas agrícolas e florestais e sua relação com o conceito de meia-vida temporal. O processo de eliminação temporal de um radionuclídeo após a deposição de substâncias radioativas no meio ambiente é de grande interesse, pois ele está ligado com a qualidade da produção de alimentos em locais onde tenham ocorrido acidentes. O termo *meia-vida* significa, para um radionuclídeo, o tempo necessário para que sua atividade inicial diminua à metade, por meio de algum processo de decaimento radioativo. Entretanto, no meio ambiente um dado radionuclídeo pode ter sua eliminação temporal alterada por vários mecanismos, além de seu decaimento físico. Esta variação pode ocorrer dependendo do modo em que uma substância radioativa será absorvida pelo solo, pelas raízes das plantas, pelas folhas (*fallout*) e de como ela será distribuída pela planta. Assim, o valor final da meia-vida de decaimento, chamada de meia-vida efetiva, dependerá destes fatores (que juntos fornecem um parâmetro chamado de meia-vida biológica), além de sua meia-vida física.

3.4.1 Meia-Vida Física

A meia-vida física, também conhecida como meia-vida radioativa, é aquela na qual os processos de decaimento de um radionuclídeo são processos físicos, ou seja, emissão de radiação. A expressão para calcular o tempo de meia-vida física de um elemento é dada por:

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (3.2)$$

onde λ é a constante de decaimento, que significa que para um grande número de átomos, a probabilidade de decaimento por átomo por segundo é constante.

Existem cerca de 60 radioelementos naturais e cerca de 350 artificiais no meio-ambiente, e dentre esta variedade de elementos os valores de meia-vida física podem variar desde

alguns micro-segundos para alguns radioelementos até vários bilhões de anos para outros [Bowen (1979)]. Os radionuclídeos estudados neste trabalho possuem os seguintes valores para meia-vida física: 30,17 anos para o ^{137}Cs e $1,28 \times 10^9$ anos para o ^{40}K .

3.4.2 Meia-Vida Biológica

O tempo necessário para que uma quantidade de material que se encontra em um órgão ou região específica de um vegetal seja diminuída à metade como resultado de processos biológicos, é comumente chamado de meia-vida biológica.

Após a ocorrência do acidente de Chernobyl, alguns modelos foram propostos com o objetivo de determinar a meia-vida biológica de radionuclídeos em plantas e animais [Antonopoulos *et al.* (1990), Peles *et al.* (2000), Peles *et al.* (2002), Fievet & Plet (2003)]. Estes modelos, baseados no emprego de dados experimentais, são descritos através do uso de compartimentos presentes no meio ambiente. Para vegetais, os compartimentos podem ser divididos em: solo, raiz, tronco, galhos, folhas, frutos, etc. Dentre os modelos existentes, o proposto por Antonopoulos e Clouvas (1990), que será descrito a seguir.

A Figura 3.11, é uma representação deste modelo de compartimentos para contaminação dos produtos de uma árvore com ^{137}Cs , em função dos anos que se seguem após um acidente nuclear ou radiológico. Seus parâmetros foram determinados a partir de dados experimentais de árvores frutíferas cultivadas na Grécia, após a ocorrência do acidente de Chernobyl.

Durante o mês de maio de 1986, grande quantidade de ^{137}Cs foi depositada nas partes aéreas das árvores do norte da Grécia e uma fração deste ^{137}Cs foi absorvida e retida no interior das árvores. Imediatamente após o primeiro outono (período de eliminação das folhas), a quantidade deste radionuclídeo no interior da árvore era denominada A_0 Bq. Entretanto, apenas uma fração desta quantidade ficou disponível para contaminar outras partes da planta, ou seja, P_0 Bq. Neste modelo, apenas o ^{137}Cs contido no compartimento P (Planta) está disponível para contaminar frutos e folhas a cada ano. O compartimento

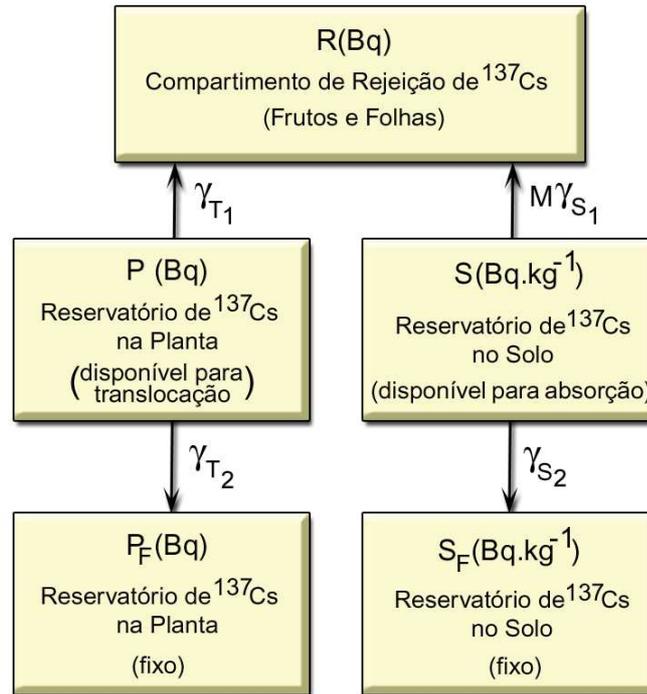


Figura 3.11: Modelo de compartimentos para a contaminação dos produtos de uma planta com ^{137}Cs [Antonopoulos *et al.* (1990)].

P_F é considerado um reservatório, onde se encontra armazenado todo ^{137}Cs que não foi transferido para novos produtos da planta, ou seja, ficou "fixo" na planta.

O tempo é incrementado a cada ano, de tal modo que $t \geq 1$. No ano $t = 0$, $P_{F0} = A_0 - P_0$ e o único compartimento vazio é R . Este compartimento é chamado de rejeição, ou seja, compartimento onde é "armazenada" a quantidade total de ^{137}Cs eliminada pela planta. Ele representa a quantidade deste radionuclídeo transferida às folhas e frutos a cada ano. Pode-se determinar, assim, quanto ^{137}Cs será acumulado no compartimento R durante um determinado ano, através da expressão:

$$R(t) = \sum_{t=1}^t R'(t) \quad (3.3)$$

onde:

$R(t)$ = Quantidade total de ^{137}Cs no compartimento R em função do tempo;

$R'(t)$ = Quantidade de ^{137}Cs acumulada no compartimento R durante o ano t .

Os frutos e folhas são contaminados com uma fração $P(t)$, do ^{137}Cs disponível no interior da planta. Porém, uma fração γ_{T1} deste ^{137}Cs disponível será removida do corpo da planta, e outra fração γ_{T2} será transferida ao compartimento P_F , e não chegará até as folhas e frutos.

Uma fração γ_{S1} é transferida do compartimento $S(t)$ (^{137}Cs disponível no solo) às folhas e frutos por unidade de suas massas, a cada ano. Considerando M a massa total de frutos e folhas produzidas por ano, a taxa de transferência do compartimento S para o compartimento R é $\gamma_{S1}MS$. A taxa de transferência para o compartimento S_F é $\gamma_{S2}S$ e significa a quantidade de ^{137}Cs disponível no solo que continuará no solo, ou seja, não será transferida para a árvore.

Como este trabalho foi elaborado com base no acidente de Chernobyl, qualquer transferência do reservatório S para os reservatórios P e P_F , serão desprezadas. Uma vez que a maior contribuição para a contaminação é devido ao *fallout* e não devido à absorção pela raiz.

As equações diferenciais que descrevem o fluxo de ^{137}Cs através dos compartimentos da árvore são:

$$\frac{dP_F}{dt} = \gamma_{T2}E - \lambda_{1/2}P_F \quad (3.4)$$

$$\frac{dP}{dt} = -\lambda_T P \quad (3.5)$$

$$\lambda_T = \gamma_{T1} + \gamma_{T2} + \lambda_{1/2} \quad (3.6)$$

$$\frac{dR}{dt} = \gamma_{T1}P + \gamma_{S1}MS \quad (3.7)$$

$$\frac{dS}{dt} = -\lambda_S S \quad (3.8)$$

$$\lambda_S = \gamma_{S1} + \gamma_{S2} + \lambda_{1/2} \quad (3.9)$$

onde $\lambda_{1/2}$ é a constante de decaimento radioativo do ^{137}Cs . A solução destas equações diferenciais acopladas é da forma:

$$P_F(t) = P_{F0} \cdot e^{-\lambda_{1/2}t} + \frac{\gamma_{T2}}{\lambda_T - \lambda_{1/2}} [e^{-\lambda_{1/2}t} - e^{-\lambda_T t}] E_0 \quad (3.10)$$

$$P(t) = P_0 \cdot e^{-\lambda_T t} \quad (3.11)$$

$$S(t) = S_0 \cdot e^{-\lambda_S t} \quad (3.12)$$

$$R(t) = \frac{\gamma_{T1} P_0}{\lambda_T} [1 - e^{-\lambda_T t}] + \frac{\gamma_{S1} M S_0}{\lambda_S} [1 - e^{-\lambda_S t}] \quad (3.13)$$

É importante notar que o decaimento radioativo do ^{137}Cs não foi considerado na equação (3.8), porém é considerado na rejeição anual, ou seja:

$$R'(t) = R(t) - R(t - 1) \quad (3.14)$$

Desta forma, com as equações (3.13) e (3.14) encontra-se a expressão:

$$R(t) = K_T \cdot e^{-\lambda_T t} + K_S \cdot e^{\lambda_S t} \quad (3.15)$$

onde K_T e K_S são constantes. Como a concentração de ^{137}Cs é praticamente a mesma nas folhas e nos frutos, a concentração devido à contaminação de ^{137}Cs nos frutos no ano t , em unidades de Bq.kg^{-1} , é da forma:

$$C^{Cs}(t) = \frac{R(t)}{M} = A \cdot e^{-\lambda_T t} + B \cdot e^{-\lambda_S t} \quad (3.16)$$

onde $A = K_T/M$ e $B = K_S/M$ e M é a massa total anual.

Neste trabalho, o modelo foi testado com valores experimentais, onde se verificou que a contaminação através na absorção da raiz no caso de Chernobyl pode ser desprezada. Desta forma, foi sugerido que a maior fonte de contaminação seja o ^{137}Cs armazenado no interior da árvore. Assim, os níveis de contaminação dos produtos da árvore a cada ano podem ser descritos apenas por um termo exponencial, devido à translocação deste radionuclídeo no seu interior. Com isso a expressão (3.16) pode ser simplificada para:

$$C^{Cs}(t) = A \cdot e^{-\lambda_T t} \quad (3.17)$$

A partir desta equação, o tempo de meia-vida biológica pode ser obtido facilmente. Para os cálculos realizados nesta dissertação, serão considerados apenas dois compartimentos, solo e frutos. O que torna a expressão utilizada uma única exponencial.

Em seu trabalho de 1991, Antonopoulos-Domis *et al.* (1991) estudaram a eliminação de ^{137}Cs em árvores frutíferas na região norte da Grécia. Foram analisadas peras, maçãs, cerejas, pêssegos e damascos, durante quatro anos. Amostras de folhas e frutos foram coletadas de duas fazendas, que após o acidente, se tornaram laboratórios radiológicos naturais. As fazendas *Thessaloniki* e *Naousa*, foram escolhidas por apresentarem altos níveis de deposição de ^{137}Cs devido ao acidente.

Quatro anos após o acidente de Chernobyl, foi observado um decaimento exponencial para todas as frutas das duas localidades. Entretanto, as concentrações de ^{40}K encontradas para todas as frutas foram as mesmas para as duas fazendas e praticamente constantes durante estes anos [Antonopoulos *et al.* (1991)].

Com base no modelo de compartimentos foram determinados os valores de meia-vida biológica destes frutos, que podem ser observados na tabela 3.2.

Tabela 3.2: Constantes de decaimento e valores da meia-vida biológica para frutas cultivadas na região norte da Grécia.

Local	Frutas	λ (ano ⁻¹)	T_B (ano)
Naousa	Cereja	1,05	0,66
	Damasco	0,90	0,77
	Pêra	1,00	0,69
	Maçã	0,80	0,86
	Pêssego	0,82	0,84
Thessaloniki	Cereja	1,20	0,68
	Damasco	0,82	0,84
	Pêra	1,06	0,65

Nestes resultados, as contribuições para o cálculo da meia-vida biológica devido à contaminação através da absorção pela raiz foram desprezadas.

Em um trabalho mais recente, Antonopoulos & Clouvas (1996), apresentaram resultados complementares às análises realizadas nos frutos de árvores do Norte da Grécia. Para tal análise, foi utilizado o modelo de compartimentos descrito anteriormente. Entre os anos de 1991 a 1995, foram coletadas amostras de folhas das árvores já analisadas nos anos de 1987 a 1990. Em termos de amostras de frutos, foram coletadas apenas cerejas, pois as demais já apresentavam concentrações de ^{137}Cs abaixo do valor limite de detecção experimental.

Na Figura 3.12 podem ser observadas as variações da concentração de ^{137}Cs para as cerejas (frutos) desde o ano de 1987 até 1995. As constantes de decaimento λ_T e λ_S , foram obtidas a partir de dados experimentais. A linha pontilhada representa a soma das duas funções exponenciais, confirmando a previsão do modelo.

A constante de decaimento da primeira curva (1987-1990), $\lambda_T = 1,15 \text{ ano}^{-1}$ está em acordo com a previsão do modelo de compartimentos, onde $\lambda_T = 1,00 \text{ ano}^{-1}$. A constante de decaimento da segunda curva (1991-1995), prevista pelo modelo resultou em $\lambda_S = 0,7 \text{ ano}^{-1}$, ou seja, encontrando-se na mesma ordem de grandeza da constante de decaimento $\lambda_S = 0,22 \text{ ano}^{-1}$, obtida experimentalmente.

Ainda neste trabalho, foram colhidas folhas das mesmas espécies de árvores frutíferas,

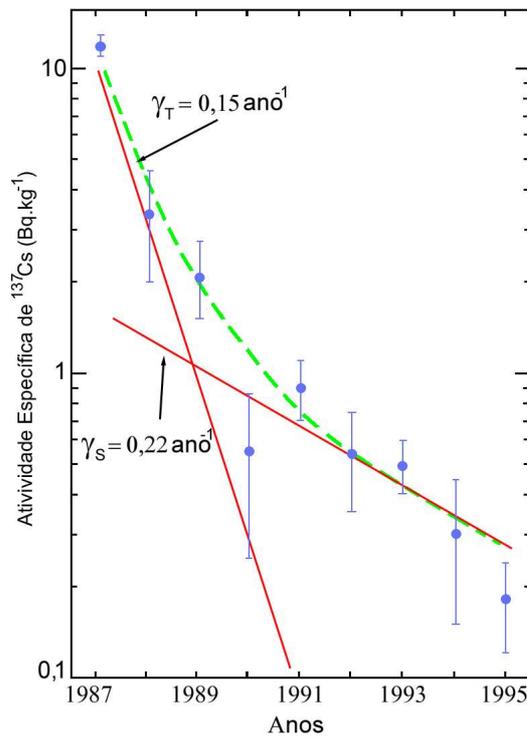


Figura 3.12: Concentração de ^{137}Cs nas cerejas (frutos) da fazenda Naousa, coletadas entre os anos de 1987 a 1995.

plantadas na mesma região, porém após o acidente. Nas figuras 3.13 e 3.14 pode ser observada a variação das concentrações de ^{137}Cs para folhas coletadas de árvores plantadas antes e após o acidente de Chernobyl.

A Tabela 3.3 apresenta uma comparação entre as previsões do modelo de compartimentos desenvolvido por Antonopoulos e seus colaboradores (1996), e os resultados experimentais.

De acordo com o modelo de compartimentos, as constantes de decaimento $\lambda_T = 1,15 \text{ ano}^{-1}$ e $\lambda_S = 0,22 \text{ ano}^{-1}$, representam a contaminação por translocação e pela absorção da raiz, respectivamente. Considerando que a constante de decaimento física do ^{137}Cs é $\lambda = 0,23 \times 10^{-1} \text{ ano}^{-1}$, ou seja uma ordem de grandeza menor que λ_T e 50 vezes menor que λ_S , é possível concluir que modelos que estudam a contribuição da meia-vida biológica para a eliminação de radionuclídeos do meio ambiente são de grande importância para sua recuperação.

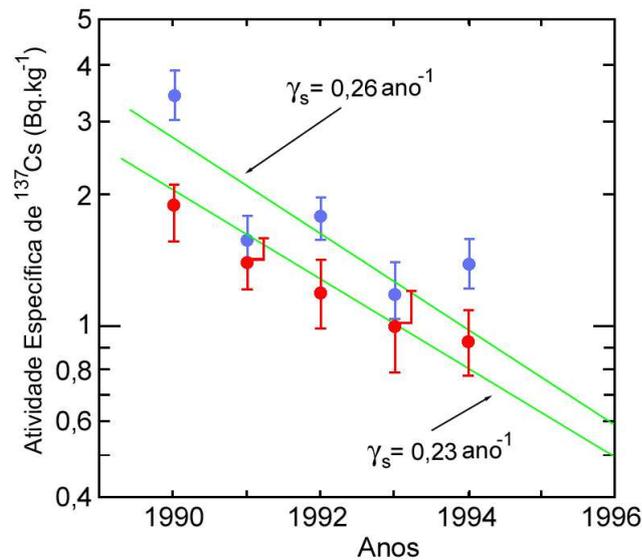


Figura 3.13: Concentrações de ^{137}Cs nas folhas de Pessegueiros, onde os pontos em azul e vermelho representam folhas coletadas de árvores plantadas antes e depois do acidente de Chernobyl, respectivamente [Antonopoulos *et al.* (1996)].

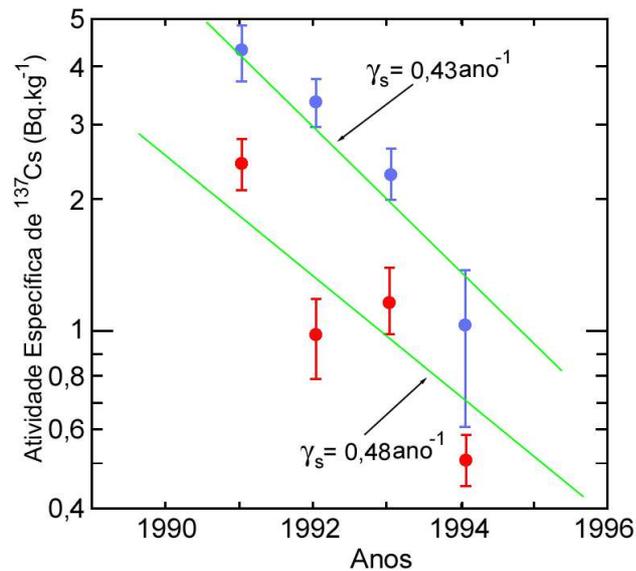


Figura 3.14: Concentrações de ^{137}Cs nas folhas Macieiras, onde os pontos em azul e vermelho representam folhas coletadas de árvores plantadas antes e depois do acidente de Chernobyl, respectivamente [Antonopoulos *et al.* (1996)].

3.4.3 Meia-Vida Efetiva

Organismos biológicos são afetados pela exposição à radiação, através da ionização direta de suas macromoléculas, ou indiretamente pela ionização da água. Uma vez que

Tabela 3.3: Constantes de decaimento e valores da meia-vida biológica para frutas cultivadas na região norte da Grécia [Antonopoulos *et al.* (1996)]

Previsões do Modelo	Resultados Experimentais
A concentração de ^{137}Cs em frutas ou folhas de uma árvore frutífera em um determinado ano t após um acidente nuclear ou radiológico pode ser representada através da soma de duas exponenciais: $C^{Cs}(t) = A \cdot e^{-\lambda_T t} + B \cdot e^{-\lambda_S t}$	Verificado
$\lambda_T = 1,00 \text{ ano}^{-1}$	$\lambda_T = 1,15 \text{ ano}^{-1}$ Verificado
Segunda exponencial: $\lambda_S = 0,70 \text{ ano}^{-1}$	$0,22 \text{ ano}^{-1} < \lambda_S < 0,48 \text{ ano}^{-1}$

um radionuclídeo se encontra no interior de um organismo vivo, como exemplo no uso de traçadores para exames médicos, deve ser eliminado o quanto antes por ser uma fonte de exposição interna ao organismo. A taxa de eliminação é característica de cada radionuclídeo, mas também depende dos processos metabólicos que ocorrem no interior do organismo. Estes dois parâmetros são denominados meia-vida física (ou radioativa) e meia-vida biológica, respectivamente, e atuam paralelamente na eliminação do radionuclídeo, resultando na denominada meia-vida efetiva.

A meia-vida efetiva ($T_{efetiva}$) consiste no tempo necessário para a atividade de um radionuclídeo atingir a metade da atividade inicial, como resultado de todos os processos relevantes. Portanto, é um somatório das constantes de decaimento relativas a todos os processos envolvidos. Entretanto, para estudos ambientais, os processos biológicos e físicos são os mais relevantes. Deste modo, a meia-vida efetiva pode ser considerada como a soma entre o inverso da meia-vida física e da meia-vida biológica e pode ser representada pela seguinte expressão:

$$\frac{1}{T_e} = \sum_i \frac{1}{T_i} = \frac{1}{T_f} + \frac{1}{T_b} \quad (3.18)$$

onde:

T_e = Tempo de meia-vida efetiva;

T_i = Tempo de meia-vida por meio do processo i ;

T_f = Tempo de meia-vida física;

T_b = Tempo de meia-vida biológica.

Em geral, o cálculo da meia-vida efetiva é bastante utilizado para calcular a dose recebida por uma fonte de radiação interna a um organismo.

3.4.4 O comportamento temporal do ^{137}Cs e ^{40}K

Alguns trabalhos que investigam a dependência temporal da concentração de ^{137}Cs e ^{40}K em árvores frutíferas não demonstram evidências de correlação entre o comportamento destes radionuclídeos [Carini (2001)]. Entretanto, resultados diferentes foram observados por Antonopoulos-Domis & Clouvas (1990) ao estudarem a concentração destes radionuclídeos nas folhas de pés de damasco (*Armeniaca vulgaris*) durante dois anos desde o acidente de Chernobyl. Na Figura 3.15, é possível observar a dependência temporal das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas folhas durante os anos de 1987 e 1988.

De acordo com esta figura, enquanto a concentração de ^{40}K diminuía à medida que as folhas se aproximam do final da vida, a concentração de ^{137}Cs permanece constante. Este dado mostra que, uma grande quantidade de ^{137}Cs é eliminada pela árvore a cada ano no outono, período no qual ocorre a queda das folhas.

Com isso, estes resultados mostram que também é importante analisar a competição entre césio e potássio no interior das plantas para que seja possível compreender como os radionuclídeos e sais minerais são metabolizados pelos vegetais.

Com base nos trabalhos disponíveis na literatura e utilizando os conceitos abordados neste capítulo a cerca da distribuição e transporte de ^{137}Cs e ^{40}K nos vegetais, foram analisados os dados obtidos neste trabalho.

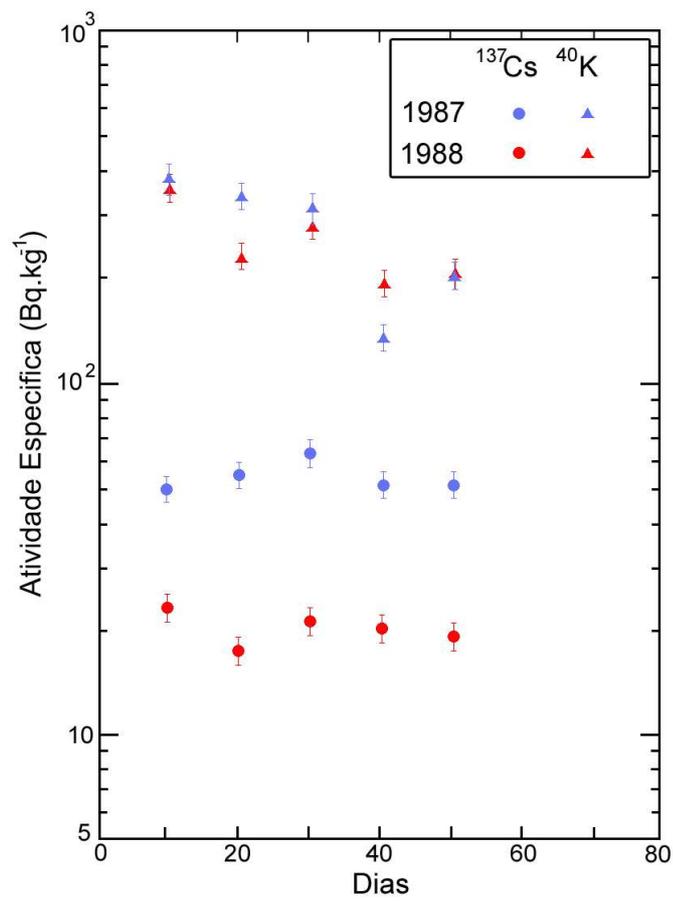


Figura 3.15: Dependência temporal das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K em folhas de pés de damasco durante dois anos [Antonopoulos *et al.* (1990)].

Capítulo 4

Apresentação e Discussão dos Resultados

A partir da análise, em laboratório, das amostras de solo e das diferentes partes das plantas estudadas neste trabalho é possível compreender o comportamento do ^{137}Cs quando este radionuclídeo é absorvido do solo através das raízes, e também, como é sua distribuição ao longo de algumas plantas tropicais. Este procedimento permite avaliar a existência de diferenças comportamentais do transporte de ^{137}Cs entre grupos de plantas de mesmas características (frutíferas, por exemplo), de espécies diversas ou ainda permite a comparação com dados disponíveis na literatura a cerca de vegetais que são cultivados em climas diferentes (temperado, por exemplo). Para tanto, serão apresentados resultados de fatores de transferência de ^{137}Cs do solo para a pimenta malagueta, mamão, romã e mandioca. Distribuições radiais (pelo interior do tronco principal) e longitudinais (por toda a planta) de ^{137}Cs também foram determinadas. Adicionalmente, este capítulo abordará o comportamento do declínio temporal da concentração de ^{137}Cs quando uma planta é removida de um solo contaminado e transplantada para um solo descontaminado.

Finalmente, devido às semelhanças físico-químicas entre os íons de Cs e K, também será realizado um estudo comparativo do comportamento destes dois elementos no interior dos vegetais tropicais estudados.

4.1 Fator de Transferência Solo-Planta (FT)

Conforme descrito no Capítulo 2, foram coletados vários conjuntos de amostras de solo e vegetais de plantas tropicais que estavam sendo cultivadas em um terreno contaminado com ^{137}Cs . Com o objetivo de determinar os valores dos fatores de transferência de ^{137}Cs (FTs) do solo para as plantas estudadas neste trabalho, inicialmente serão apresentados os resultados gerais da análise das atividades de ^{137}Cs por unidade de massa ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) encontrados no solo contaminado e nas respectivas partes comestíveis de cada planta cultivada neste solo. Assim, a Tabela 4.1 apresenta os valores médios das concentrações de ^{137}Cs presentes no solo e nos frutos dos três pés de pimenta malagueta (P1), (P2) e (P3), do mamoeiro (M) e da romãzeira (R) e, ainda, nos tubérculos presentes nos cinco pés de mandioca (MD1, MD2, MD3, MD4 e MD5). Em todos os casos, as concentrações de ^{137}Cs foram obtidas utilizando-se os valores de massa seca das amostras. A partir destes dados e da Equação (3.1), foi possível obter os valores de FTs para estas plantas.

Analisando-se inicialmente os valores médios das concentrações de ^{137}Cs no solo apresentados na Tabela 4.1, é possível notar que o césio encontrava-se distribuído de forma praticamente homogênea no solo onde estavam sendo cultivados os pés de pimenta malagueta, de mamão e mandioca. Entretanto, o grande desvio padrão da média observado na concentração de ^{137}Cs para o solo no qual estava sendo cultivada a romãzeira reflete que, para este caso, o césio não apresentava uma distribuição uniforme no solo. Este efeito torna-se evidente na Figura 4.1, a qual apresenta uma ilustração da distribuição de césio em função da profundidade no local onde estava sendo cultivada a romãzeira.

Embora tenham sido realizadas medidas em 6 amostragens diferentes de frutos da romãzeira, infelizmente, esta grande heterogeneidade da concentração de césio no solo proporciona uma grande incerteza no valor do FT para a romã. Visto que as raízes desta planta estariam absorvendo césio de diferentes concentrações no solo. Este resultado pode ser visto na Tabela 4.1 e não permite obter informações conclusivas sobre os valores de FT para a romã, devido à sua grande incerteza experimental, embora se note que esta planta apresenta uma elevada absorção desta substância radioativa, com um FT médio

Apresentação e Discussão dos Resultados

Tabela 4.1: Valores de fatores de transferência de ^{137}Cs do solo para as partes comestíveis para pimenta malagueta (P1, P2 e P3), mandioca (MD1, MD2, MD3, MD4 e MD5), mamão (M) e romã (R). Em todos os casos, as concentrações de ^{137}Cs foram obtidas utilizando-se os valores de massa seca das amostras.

Planta			Concentração de ^{137}Cs - Fruto (Bq.kg ⁻¹)	Concentração de ^{137}Cs - Solo (Bq.kg ⁻¹)	FT	FT médio	
Pimenta	Verde	P1	1836 ± 244	31837 ± 2138	$(5,7 \pm 0,8) \times 10^{-2}$	$(6,3 \pm 0,6) \times 10^{-2}$	
		P2	1225 ± 102		$(7,1 \pm 1,0) \times 10^{-2}$		
		P3	2548 ± 239		$(6,0 \pm 0,6) \times 10^{-2}$		
Malagueta	Vermelho	P1	1701 ± 299	31837 ± 2138	$(5,3 \pm 1,2) \times 10^{-2}$	$(5,3 \pm 0,6) \times 10^{-2}$	
		P2	1021 ± 84		$(6,0 \pm 0,8) \times 10^{-2}$		
		P3	1933 ± 198		$(4,6 \pm 0,5) \times 10^{-2}$		
Mandioca	MD1	A	503 ± 40	17159 ± 1109	$(2,5 \pm 0,1) \times 10^{-2}$	$(1,4 \pm 0,5) \times 10^{-2}$	
		B	375 ± 34		$(1,4 \pm 0,8) \times 10^{-2}$		
	MD2	A	224 ± 13		$(1,3 \pm 0,2) \times 10^{-2}$		
		B	461 ± 38		$(2,7 \pm 0,4) \times 10^{-2}$		
		C	201 ± 16		$(1,2 \pm 0,2) \times 10^{-2}$		
		D	267 ± 94		$(1,6 \pm 0,2) \times 10^{-2}$		
	MD3	A	60 ± 6		4953 ± 389		$(1,2 \pm 0,2) \times 10^{-2}$
		B	123 ± 13				$(2,5 \pm 0,4) \times 10^{-2}$
	MD4	A	62 ± 5		5097 ± 416		$(1,2 \pm 0,2) \times 10^{-2}$
		B	39 ± 3				$(7,8 \pm 0,9) \times 10^{-3}$
	MD5	A	68 ± 5		5097 ± 416		$(1,3 \pm 0,2) \times 10^{-2}$
		B	42 ± 3				$(8,2 \pm 1,4) \times 10^{-3}$
C		96 ± 8	$(1,9 \pm 0,3) \times 10^{-2}$				
Mamão	M	1	517 ± 37	13403 ± 821	$(3,9 \pm 0,5) \times 10^{-2}$	$(3,3 \pm 0,4) \times 10^{-2}$	
		2	357 ± 29		$(2,7 \pm 0,4) \times 10^{-2}$		
		3	419 ± 34		$(3,1 \pm 0,4) \times 10^{-2}$		
		4	443 ± 37		$(3,3 \pm 0,5) \times 10^{-2}$		
		5	415 ± 35		$(3,1 \pm 0,4) \times 10^{-2}$		
		6	496 ± 41		$(3,7 \pm 0,5) \times 10^{-2}$		
		7	457 ± 38		$(3,4 \pm 0,5) \times 10^{-2}$		
Romã	R Casca	1	35415 ± 2791	73663 ± 49025	$(4,8 \pm 3,2) \times 10^{-1}$	$(4,5 \pm 1,7) \times 10^{-1}$	
		2	28814 ± 2235		$(3,9 \pm 2,6) \times 10^{-1}$		
		3	34275 ± 2579		$(4,7 \pm 3,1) \times 10^{-1}$		
	R Semente	1	23550 ± 1830		$(3,1 \pm 2,1) \times 10^{-1}$		
		2	23328 ± 1801		$(3,2 \pm 2,1) \times 10^{-1}$		
		3	21238 ± 1659		$(2,8 \pm 1,9) \times 10^{-1}$		

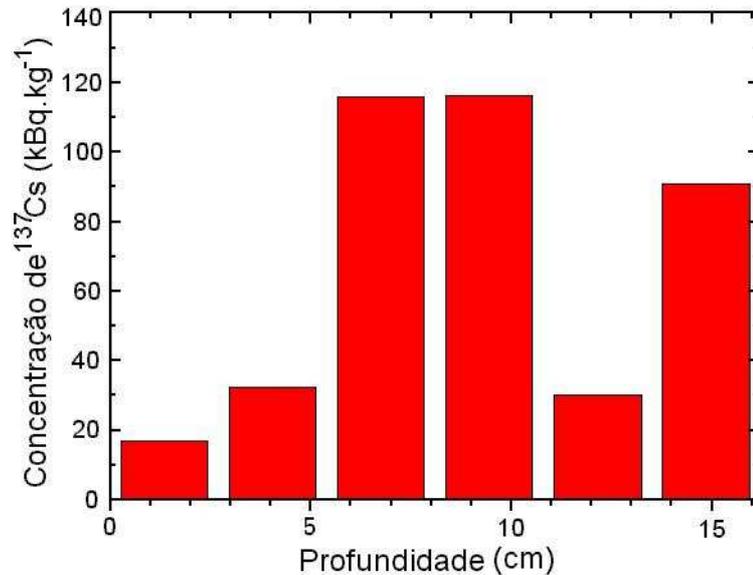


Figura 4.1: Distribuição de ^{137}Cs em função da profundidade do solo no local onde estava sendo cultivada a romãzeira *R*. As incertezas das medidas da concentração de ^{137}Cs no solo ficaram em torno de 10%.

de aproximadamente $4,5 \times 10^{-1}$ na casca e $3,0 \times 10^{-1}$ na semente do fruto.

No caso do mamão, foram utilizadas 7 amostragens de frutos para obter o fator de transferência médio de aproximadamente $3,3 \times 10^{-2}$, o qual está de bom acordo com o valor de $3,1 \times 10^{-2}$ observado por Carini (2001) e apresentado anteriormente na Tabela 3.1.

No caso da mandioca, os tubérculos pertencentes aos cinco pés estudados apresentaram os menores valores de FT encontrados neste trabalho, isto é, aproximadamente $1,4 \times 10^{-2}$. Comparando-se os FTs para a mandioca com os valores existentes na literatura para batata $(8,9 \pm 4,8) \times 10^{-2}$, beterraba $(4,6 \pm 4,9) \times 10^{-2}$ [Gerzabek (1998)] e cenoura $(2,7 \pm 3,4) \times 10^{-2}$ [Paasikallio *et al.* (1994)], observa-se que estes possuem a mesma ordem de grandeza. Além disto, apesar da parte comestível destes vegetais crescer sob o solo na forma de raízes, curiosamente eles apresentam valores de FT relativamente baixos.

Uma vez que os frutos da pimenteira nascem de cor verde e se tornam vermelhos à medida que amadurecem, foi possível obter, simultaneamente, valores de FT para estes dois tipos de fruto da pimenta malagueta. Em especial, para cada análise das concentra-

ções de ^{137}Cs nas pimentas malagueta verde e vermelha, foram utilizadas em torno de 100 unidades de cada tipo de pimenta.

De acordo com a Tabela 4.1, nota-se que os frutos verdes possuem uma tendência de absorver mais ^{137}Cs do solo que os frutos vermelhos, refletindo num maior valor de FT para a pimenta malagueta verde igual a $(6,3 \pm 0,6) \times 10^{-2}$, contra $(5,3 \pm 0,6) \times 10^{-2}$ para a vermelha. Este comportamento pode ser compreendido pelo processo de remanejamento de nutrientes durante o período de maturação dos frutos, onde, segundo o Carini (2001), há grande quantidade de nutrientes nos mesmos e, após este período, estes nutrientes são redistribuídos pelo vegetal.

Os resultados de fator de transferência encontrados neste trabalho para pimenta malagueta são de grande importância, uma vez que não existem dados referentes a esta espécie na literatura. Além disto, o fato da pimenta ser tão importante na culinária brasileira quanto o sal, reforça a necessidade de se realizar pesquisas sobre o comportamento deste tipo de vegetal. O mesmo pode ser dito do mamão e da mandioca. O mamoeiro é uma das principais árvores frutíferas cultivadas no Brasil. Esta árvore possui ampla importância social, econômica e nutricional. Sendo utilizada para a produção de fruta fresca, extração de papaína para o emprego na indústria têxtil, farmacêutica, de alimentos e de cosméticos [Embrapa (2005a)]. Em contrapartida, o Brasil ocupa a segunda posição na produção mundial de mandioca, participando com 12,7% do total. A mandioca é cultivada em todas as regiões do Brasil, assumindo destacada importância na alimentação humana e animal, além de ser utilizada como matéria-prima em inúmeros produtos industriais. Estudos realizados pela Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) estimaram que o consumo mundial anual de mandioca seja cerca de 18 kg/habitante, enquanto que no Brasil o consumo anual é de cerca de 51 kg/habitante [Embrapa (2005b)].

Em termos educacionais, a obtenção de valores de Fator de Transferência também possui uma grande importância. Uma vez que, numa situação de um acidente radiológico ou nuclear, de grande porte em que os alimentos aqui estudados estivessem sendo cultivados em um mesmo solo, com concentração de ^{137}Cs praticamente uniforme, a romãzeira seria

quem produziria alimentos mais contaminados por ^{137}Cs . Assim, numa situação extrema de falta de alimentos descontaminados, seria preferível consumir mandioca ou mamão e evitar o consumo de romã, já que seu fator de transferência é uma ordem de grandeza maior do que os valores encontrados nos outros dois alimentos.

Adicionalmente, esta informação educacional pode ser expandida para outras frutas tropicais estudadas por nosso Grupo [Mosquera (2004)]. Fatores de transferência de ^{137}Cs foram obtidos para goiabas, mangas e abacates, sendo da ordem de $2,3 \times 10^{-2}$ para a goiaba; $2,4 \times 10^{-2}$ para a manga e $3,2 \times 10^{-2}$ para o abacate.

Com base neste conhecimento global de como o césio é absorvido por uma planta, nos próximos itens serão discutidos os comportamentos específicos da distribuição do ^{137}Cs em vários compartimentos das plantas.

4.2 Distribuição de ^{137}Cs e ^{40}K no Interior das Plantas

A distribuição de ^{137}Cs e ^{40}K ao longo de plantas foi analisada para os pés de pimenta malagueta, mamão, romã e das mandioqueiras com a finalidade de avaliar a existência de uma relação entre os comportamentos destes dois radionuclídeos no interior das plantas tropicais. Esta comparação entre seus comportamentos é possível devido às características físico-químicas destes dois elementos quando absorvidos pelas raízes das plantas. Entretanto, é importante mencionar que o ^{40}K absorvido representa apenas um dos isótopos (com abundância de apenas 0,012%) que compõem o potássio natural no solo.

Por outro lado, a abundância do ^{137}Cs presente no solo estudado é de 100% de pureza, uma vez que no caso deste trabalho, ele é proveniente da deposição no meio ambiente por meio de um acidente radiológico.

Deste modo, para que se torne possível uma comparação efetiva entre as quantidades destes dois radionuclídeos presentes no interior de uma planta, se faz necessário conhecer o fator de conversão entre as atividades por unidade de massa do césio e do potássio (expressa em Bq.kg^{-1}) e as concentrações destes elementos nas amostras em unidades de

partes por milhão (ppm) ou porcentagem (%), uma vez que, em geral, valores em ppm são utilizados para radionuclídeos artificiais e % para o potássio.

Esta conversão pode ser realizada de acordo com a expressão [Tzortzis & Tsertos (2004)]:

$$F_E = \frac{M_E \cdot C}{\lambda_E \cdot N_A \cdot f_{A,E}} \cdot A_E \quad (4.1)$$

onde:

F_E = Fração do elemento E na amostra;

M_E = Massa atômica ($\text{kg} \cdot \text{mol}^{-1}$);

C = Constante;

λ_E = Constante de decaimento (s^{-1});

N_A = Número de Avogadro ($\text{átomos} \cdot \text{mol}^{-1}$);

$f_{A,E}$ = Abundância do isótopo radioativo na natureza.

A_E = Medida da concentração ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$);

A constante C assume o valor de 10^6 no caso do césio e 10^2 no caso do potássio, de forma que a concentração de cada elemento é expressa em unidades de $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (equivalente a ppm) e $\text{cg} \cdot \text{g}^{-1}$ que corresponde a porcentagem (%), respectivamente.

A partir do cálculo desta expressão para os dois elementos em questão obtém-se que para que uma amostra contenha 1% (ou 10^4 ppm) de K, ela deve apresentar uma concentração de aproximadamente $317 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Por outro lado, para uma amostra conter 1 ppm de Cs, esta deve apresentar uma concentração de aproximadamente $3,2 \times 10^9 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Assim, embora as concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K (em unidades de $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) presentes nas amostras vegetais estudadas apresentem a mesma ordem de grandeza, a quantidade real destes dois elementos é significativamente diferente. Enquanto estas amostras apresentam entre 0,5 e 3% de potássio natural, a quantidade de ^{137}Cs pode ser considerada insignificante, pois apresenta valores da ordem de 10^{-6} ppm.

Neste trabalho, os valores de concentração de césio e potássio serão dados em unidades de $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$, uma vez que esta é a unidade usualmente utilizada na área de pesquisa em

radioecologia e proteção radiológica. Entretanto, é sempre necessário ter em mente esta grande diferença na quantidade real dos elementos aqui estudados.

4.2.1 Distribuição Longitudinal nas Mandioqueiras

A divisão das amostras das plantas estudadas foi realizada de acordo com as características gerais de cada planta ou espécie: tamanho ou porte, desenvolvimento de brotos e partes comestíveis etc. Assim, para cada uma das 5 mandioqueiras, diferentes procedimentos de análise foram empregados de acordo com a viabilidade ou possibilidade de extração de suas amostras. Para a mandioqueira MD1, as amostras do caule foram divididas em parte interna e externa (casca), pois esta planta apresentava caules razoavelmente espessos que viabilizaram esta divisão. Por outro lado, esta planta não apresentava tubérculos (parte comestível) bem desenvolvidos. Na Figura 4.2 podem ser observadas as regiões numeradas de coleta de amostras.

As concentrações correspondentes às regiões de coleta podem ser observadas na Tabela 4.2. As cascas das regiões indicadas apresentaram uma amostra para cada região, exceto as regiões 14, 15 e 17 que não apresentavam quantidade de casca suficiente para a preparação de amostra. As regiões A, B e R1 são raízes, entretanto apenas A e B são comestíveis. As regiões F1, F2, F3 e F4 representam os locais de coleta de amostras de folhas, onde: F1 representa as folhas pertencentes às regiões 9 e 10; F2 representa as folhas das regiões 11, 12, 13 e 14; F3 são folhas das regiões 15, 16 e 17; e F4 são folhas das regiões 4 e 5. Com exceção das regiões A, B, 14, 15, 16 e 17, os erros nas concentrações de ^{137}Cs das outras regiões, inclusive das folhas, foi calculado a partir do desvio padrão das médias, uma vez que foi possível obter cerca de 3 amostras para cada parte investigada.

Com a análise da Tabela 4.2 é possível observar maiores valores de concentrações de ^{137}Cs nas cascas dos caules e das raízes do que no interior dos mesmos. No entanto, como as raízes estavam em contato com o solo contaminado, as amostras de casca dos tubérculos A e B analisados não se referem à película externa, mas à casca intermediária conhecida fisiologicamente como córtex. Esta película mais externa não foi analisada

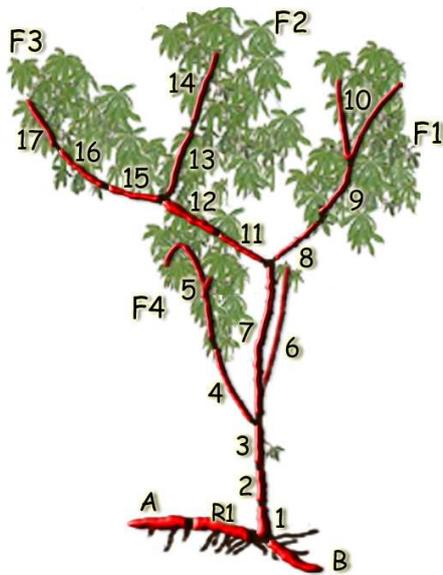


Figura 4.2: Ilustração da mandioqueira *MD1*, onde se observam as regiões de coleta de amostras de caule e raízes. As letras A e B representam as raízes comestíveis, R1 é a raiz não comestível e os números de 1 a 17 representam as amostras de tronco.

Tabela 4.2: Concentrações de ^{137}Cs no interior e nas cascas dos caules e raízes. F1, F2, F3 e F4 representam as amostras de folhas, onde F1 são as folhas das regiões 9 e 10, F2 das regiões 11, 12, 13 e 14, F3 das regiões 15, 16 e 17 e F4 das regiões 4 e 5 da mandioqueira *MD1*.

Região	Parte da Planta	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})	
		Interior	Casca
A	Raiz	503 ± 40	810 ± 75
B	Comestível	375 ± 34	825 ± 77
R1	Raiz	442 ± 100	1498 ± 134
1	Caules	258 ± 53	870 ± 77
2		240 ± 52	568 ± 52
3		228 ± 58	602 ± 70
4		341 ± 118	532 ± 64
5		168 ± 85	957 ± 116
6		288 ± 43	683 ± 95
7		288 ± 38	562 ± 49
8		438 ± 81	631 ± 69
9		300 ± 41	588 ± 75
10		152 ± 39	572 ± 63
11		296 ± 47	660 ± 66
12		415 ± 81	577 ± 63
13		238 ± 95	312 ± 42
14		384 ± 42	-
15		445 ± 48	520 ± 53
16		297 ± 38	-
17		418 ± 53	-
F1	Folhas	324 ± 48	
F2		334 ± 22	
F3		353 ± 12	
F4		458 ± 125	

para as mandiocas, pois ainda poderia conter resíduos de terra contaminada arraigados na mesma, resultando em medidas não confiáveis.

De uma forma geral, a distribuição de concentrações de ^{137}Cs encontradas para a mandioqueira MD1 pode ser estudada de acordo com as diversas partes desta árvore. Na época da colheita, houve uma classificação prévia das amostras de caule das mandioqueiras aqui estudadas, conforme a idade de crescimento. Desta forma, estas amostras foram classificadas em galhos ou brotos (caules jovens) e tronco principal (caule mais velho). Esta separação tem como finalidade investigar a existência de regiões preferenciais de acúmulo de ^{137}Cs ao longo do vegetal.

De acordo com a legenda da Figura 4.2, as amostras de caule mais velho (troco principal) da MD1 foram identificadas como as de número 1, 2, 3 e 7. Enquanto as demais amostras de caule eram mais jovens. Na Tabela 4.3 é possível observar o valores médios de concentração de ^{137}Cs para as regiões da mandioqueira MD1.

Tabela 4.3: Valores médios das concentrações de ^{137}Cs nas diversas partes da mandioqueira MD1. O cálculo da incerteza foi realizado a partir do desvio padrão da média.

Partes da Planta	Amostras	Concentração Média de ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Raízes comestíveis	A+B	440 ± 90
Raíz	R1	442 ± 100
Tronco Principal	1+2+3+7	254 ± 26
Galhos	8+9+10+11+12+13+14+15+16+17	338 ± 97
Folhas	F1+F2+F3+F4	367 ± 62

A partir desta classificação realizada nas diversas partes da mandioqueira MD1, as amostras podem ser analisadas de acordo com a diminuição das concentrações médias de ^{137}Cs , resultando na seguinte seqüência: Raiz \cong Raiz comestível ou tubérculo $>$ Folhas \cong Galhos ou brotos $>$ Tronco principal.

Em busca da realização de um estudo mais detalhado do comportamento dos íons

ao longo das mandioqueiras estudadas, estas também tiveram a distribuição longitudinal de ^{40}K analisada. Entretanto, para que se tornasse possível tal análise, foi necessário reunir algumas amostras de regiões próximas e, deste modo, obter quantidade de amostra suficiente, para que a concentração de ^{40}K resultante ficasse acima do limite de detecção do arranjo experimental utilizado. Além disto, estas amostras foram medidas por 4 horas, enquanto para a análise das concentrações de ^{137}Cs 1 hora de aquisição foi suficiente para se obter uma boa estatística.

Tabela 4.4: Concentrações de ^{40}K nos troncos, folhas e raízes da mandioqueira *MD1*, onde as regiões observadas na Figura 4.2 foram reunidas para a análise. Na última coluna se encontram os valores médios das concentrações de ^{40}K para cada parte da planta.

Parte de Planta	Amostras	Concentrações de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)	Concentração Média de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)
Raízes comestíveis	A+B	234 ± 20	234 ± 20
Tronco Principal	1+2	82 ± 7	102 ± 8
	3+7	121 ± 10	
Galhos	8+9+10	115 ± 10	130 ± 50
	11+12	186 ± 16	
	13+14+15+16+17	89 ± 8	
Folhas	F1	171 ± 15	147 ± 34
	F2	137 ± 12	
	F3	176 ± 15	
	F4	103 ± 9	

A Tabela 4.4 apresenta valores das concentrações de ^{40}K obtidos ao longo da mandioqueira MD1. É necessário mencionar que a análise das concentrações de ^{40}K não foi realizada para as raízes não comestíveis desta planta, por não haver quantidade suficiente de amostra. De acordo com a classificação feita para o cálculo dos valores médios das concentrações de ^{40}K pode-se determinar a seguinte seqüência de diminuição das concentrações deste radionuclídeo: Raiz comestível ou tubérculo > Folhas \cong Galhos ou brotos > Tronco principal.

De posse destes resultados, é possível observar que a MD1 apresentou semelhantes

distribuições de ^{137}Cs e ^{40}K ao longo da planta.

A planta MD2 era a maior das mandioqueiras analisadas neste trabalho, onde seu caule era composto por várias ramificações. No entanto, estas eram bastante finas, impossibilitando a extração e análise de suas cascas. Esta planta possuía seis ramificações de raízes e, destas, quatro eram partes comestíveis. Para três destes tubérculos não foi possível realizar a análise de suas cascas por não haver quantidade suficiente para amostragem. Na Figura 4.3 pode ser observada uma ilustração da Mandioqueira MD2, com as regiões de coleta de amostra de caules e raízes. As regiões A, B, C, D, R1 e R2 representam as raízes desta árvore, onde as quatro primeiras são comestíveis. As regiões F1, F2, F3 e F4 representam os locais de coleta de amostra de folhas, onde: F1 corresponde às folhas da região 4; F2 corresponde às folhas das regiões 11, 12 e 13; F3 às folhas das regiões 15 e 16; e F4 às folhas da região 8. Na Tabela 4.5 podem ser observados os valores das concentrações de ^{137}Cs encontrados para as regiões enumeradas na Figura 4.3.

Pode-se observar que as concentrações de ^{137}Cs nas cascas das raízes R1 e R2 são bem maiores que no interior das mesmas e, deste modo, é possível supor que mesmo após a limpeza destas amostras de acordo com os procedimentos descritos no Capítulo 2, estas cascas ainda contenham resíduos de solo contaminado. Por este motivo, os resultados encontrados para as cascas externas (ou película externa) das raízes foram desconsiderados para a análise da distribuição de ^{137}Cs . Esta medida confirma a necessidade de desprezar a película externa da mandioca, considerando como análise de casca apenas o córtex.

Analogamente ao caso da mandioqueira MD1, também foi realizada uma análise da distribuição das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K ao longo da MD2 e, a verificação da existência de regiões preferenciais para o acúmulo destes radionuclídeos de acordo com a idade de crescimento.

Como esta planta apresentava diversas ramificações, não foi possível identificar um tronco principal. Entretanto, foi possível identificar duas ramificações com idades nitidamente inferiores às outras partes. Assim, os caules mais jovens da mandioqueira MD2 estão representados pelos números 1, 2, 3, 4, 7 e 8. Os caules mais velhos estão representa-

Tabela 4.5: Concentrações de ^{137}Cs no interior e nas cascas dos caules e raízes analisadas da MD2. F1, F2, F3 e F4 são as folhas, sendo F1 as folhas pertencentes à região 4, F2 as folhas das regiões 11, 12 e 13, F3 folhas da região 16 e F4 da região 8.

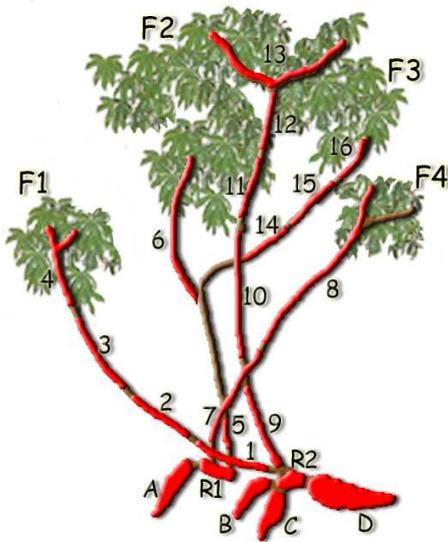


Figura 4.3: Ilustração da mandioqueira MD2, onde se observam as regiões de coleta de amostras. A, B, C e D são as raízes comestíveis, R1 e R2 as raízes não comestíveis, os números de 1 a 16 representam os caules.

Região	Parte da Planta	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})
A	Raiz Comestível	224 ± 17
B		461 ± 38
C		201 ± 16
D - Interior		238 ± 25
D - Casca		358 ± 38
R1 - Interior	Raízes	384 ± 41
R1 - Casca		2546 ± 262
R2 - Interior		502 ± 111
R2 - Casca		1961 ± 255
1	Caules	1006 ± 109
2		887 ± 97
3		957 ± 106
4		854 ± 96
5		172 ± 18
6		185 ± 21
7		677 ± 75
8		646 ± 77
9		222 ± 24
10		223 ± 23
11		227 ± 24
12		546 ± 60
13		665 ± 95
14		143 ± 15
15		172 ± 19
16		224 ± 28
F1	Folhas	598 ± 66
F2		574 ± 100
F3		226 ± 26
F4		895 ± 119

dos pelos demais números. Dentre estes últimos, os brotos de números 12 e 13 formavam as amostras mais jovens desta parte da planta. Assim, para a análise da distribuição de ^{137}Cs foram considerados como as partes mais jovens (compostas por galhos ou brotos) da MD2 as amostras 1, 2, 3, 4, 7, 8, 12 e 13. As demais amostras foram consideradas como caules mais velhos. Na Tabela 4.6 podem ser observados os valores médios das concentrações de ^{137}Cs encontrados para as regiões da mandioqueira MD2.

Tabela 4.6: Médias das Concentrações de ^{137}Cs nas diversas partes da mandioqueira MD2. Onde as regiões observadas na Figura 4.3 foram reunidas para a realização da análise. O cálculo do erro foi realizado a partir do desvio padrão da média.

Partes da Planta	Amostras	Concentração Média de ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Raízes comestíveis	A+B+C+D	281 ± 121
Raízes	R1+R2	440 ± 262
Caules Velhos	5+6+9+10+11+14+15+16	196 ± 32
Galhos ou brotos	1+2+3+4+7+8+12+13	780 ± 167
Folhas	F1+F2+F3+F4	573 ± 274

A partir da classificação realizada, resultados obtidos apontam para a seguinte ordem na seqüência de diminuição da concentração média de ^{137}Cs na mandioqueira MD2: Galhos ou brotos > Folhas > Raiz > Raiz comestível ou tubérculo > Caules mais velhos.

A Tabela 4.7 apresenta valores das concentrações de ^{40}K obtidos ao longo da mandioqueira MD2. Assim como no caso da MD1, para a obtenção das concentrações de ^{40}K algumas amostras foram agrupadas para que fosse possível realizar este tipo de medida. Assim, as amostras foram agrupadas de acordo com a idade de crescimento da planta. Desta forma, os valores médios de concentração de ^{40}K presentes nas regiões estudadas da mandioqueira MD2 indicam a seguinte seqüência de distribuição deste radionuclídeo: Galhos ou brotos > Raiz comestível ou tubérculo > Raiz > Caules Velhos > Folhas.

Comparando os resultados obtidos para as mandioqueiras MD1 e MD2, pode-se ob-

Tabela 4.7: Concentrações de ^{40}K nos troncos, folhas e raízes da mandioqueira MD2. Onde as regiões observadas na Figura 4.3 foram reunidas para a realização da análise. O cálculo do erro foi realizado a partir do desvio padrão da média. Na última coluna se encontram os valores médios das concentrações de ^{40}K para cada parte da planta.

Parte da Planta	Amostras	Concentração de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)	Concentração Média de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)
Raízes comestíveis	A+B+C+D	403 ± 32	403 ± 32
Raízes	R1+R2	395 ± 32	395 ± 32
Galhos ou brotos	4+12+13	396 ± 35	474 ± 138
	1+2+3	393 ± 35	
	7+8	633 ± 57	
Caules Velhos	5+14+15+16	287 ± 22	255 ± 45
	9+10+11	223 ± 19	
Folhas	F1+F2+F3+F4	210 ± 18	210 ± 18

servar que dentre as partes da planta (folhas, galhos ou brotos e caule principal), as partes mais jovens, tais como folhas, galhos e brotos, apresentam maiores valores de concentrações de ^{137}Cs , quando comparadas com as partes mais velhas (caule principal). Adicionalmente, os resultados sugerem que os tubérculos apresentam maiores concentrações de ^{137}Cs quando a planta é jovem. Este resultado é baseado no fato de que a MD1 possuía 8 meses de vida quando foi coletada enquanto a MD2 possuía 1 ano. Nesta mesma direção, os dados parecem indicar que quando a planta é jovem, ela apresenta distribuições semelhantes de ^{137}Cs e ^{40}K e quando a planta é mais velha, há uma maior concentração de ^{40}K nos galhos, brotos e partes comestíveis em detrimento das folhagens. Contudo, para que esta tendência de comportamento seja verificada é necessário levar em conta uma amostragem maior. Para tanto, a análise das partes jovens e velhas das mandioqueiras MD3, MD4 e MD5 pode evidenciar o comportamento dos elementos estudados no interior desta espécie de planta.

A mandioqueira MD3, tal qual a MD1, possuía cerca de oito meses quando foi coletada. Contudo, seus caules eram mais finos, impossibilitando uma distinção entre caules com

diferentes idades de crescimento. Assim, ela possuía poucas ramificações e, conseqüentemente, foi analisado um número menor de amostras do que para as mandioqueiras anteriores. Adicionalmente, a coleta da casca dos caules também não pôde ser realizada por não produzir uma amostra de quantidade suficiente para que pudesse ser analisada. Como no caso das outras mandioqueiras, para a análise da concentração de ^{40}K algumas amostras foram agrupadas.

Na Figura 4.4 pode ser observada a divisão dos caules e raízes em regiões na mandioqueira MD3. A, B e R1 são raízes, mas apenas A e B são comestíveis. Na Tabela 4.8 podem ser observados os valores das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K para as respectivas regiões.

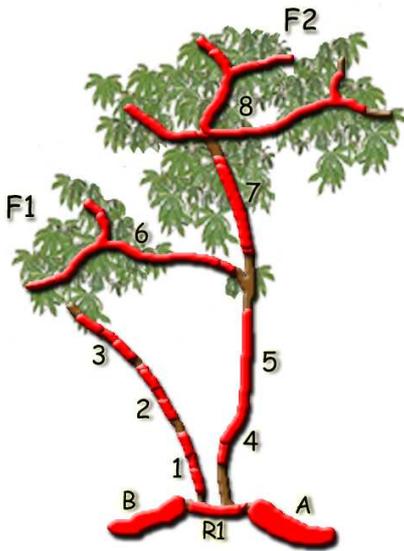


Figura 4.4: Ilustração da mandioqueira MD3, onde se observam as regiões de coleta de amostras de caule e raízes. A e B são as raízes comestíveis, R1 é a raiz não comestível e os números de 1 a 8 representam os troncos.

Tabela 4.8: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos caules, raízes e folhas analisadas da mandioqueira MD3. Onde F1 representa as folhas da região 6 e F2 as folhas da região 8.

Região	Parte da Planta	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg $^{-1}$)	Concentração de ^{40}K (Bq.kg $^{-1}$)
A	Raiz	60 ± 6	526 ± 41
B	Comestível	123 ± 13	414 ± 33
R1	Raiz	109 ± 48	302 ± 23
1	Caules	84 ± 30	322 ± 26
2		77 ± 24	
3		100 ± 11	221 ± 18
4		34 ± 9	555 ± 44
5		89 ± 9	240 ± 19
6		<LID	-
7		85 ± 9	304 ± 44
8		40 ± 4	366 ± 30
F1	Folhas	46 ± 5	268 ± 22
F2		59 ± 6	

As concentrações de ^{137}Cs encontradas nesta mandioqueira para algumas regiões foram bastante baixas, de modo que a amostra da região 6 obteve valores abaixo do Limite

Inferior de Detecção (LID) que, para as medidas realizadas para esta mandioqueira, em particular, foi de 30 Bq.kg^{-1} para o ^{137}Cs . A amostra em questão não possuía quantidade de amostra suficiente para a realização da análise das concentrações de ^{40}K .

Na Tabela 4.9 podem ser observados os valores médios das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas diversas regiões da mandioqueira MD3, onde as incertezas foram calculados a partir do desvio padrão da média, exceto para a amostra de raiz.

Tabela 4.9: Valores médios das Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas diversas regiões da mandioqueira MD3. Onde as regiões observadas na Figura 4.4 foram reunidas para a realização da análise. O cálculo das incertezas foi realizado a partir do desvio padrão da média, exceto para a amostra de raiz.

Parte da Planta	Amostras	Concentração Média de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})	Concentração Média de ^{40}K (Bq.kg^{-1})
Raízes comestíveis	A+B	92 ± 45	470 ± 79
Raiz	R1	109 ± 48	302 ± 23
Galhos ou brotos	1+2+3+4+5+6+7+8	73 ± 25	335 ± 120
Folhas	F1+F2	53 ± 9	268 ± 22

Os resultados encontrados para a mandioqueira MD3 indicam uma seqüência de diminuição de valores médios de ^{137}Cs de modo que: Raiz > Raiz comestível ou tubérculo > Galhos ou brotos > Folhas. Enquanto esta diminuição das concentrações médias de ^{40}K obedece a seguinte ordem: Raiz comestível ou tubérculo > Galhos ou brotos \cong Raiz > Folhas. Desta forma, o mesmo tipo de comportamento apresentado para a MD1 (planta mais jovem) é novamente observado na MD3, tanto para o Cs quanto para o K.

Devido ao maior porte da mandioqueira MD4 foi possível analisar as concentrações dos caules e também de suas cascas. Entretanto, pelo fato de conter pouca quantidade de amostra, estas precisaram ser reunidas com outras amostras de cascas de caules vizinhos. Esta planta continha duas raízes comestíveis bem desenvolvidas. Sua ilustração pode ser observada na Figura 4.5, onde, em detalhe, estão enumeradas as regiões de coleta de amostra de caule. A, B e R1 são as raízes, sendo R1 não comestível.

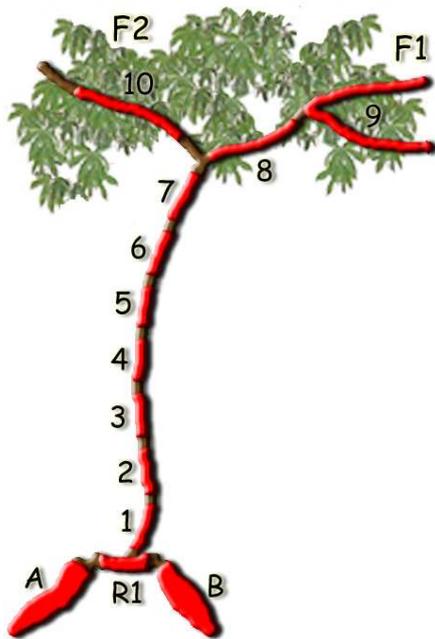


Figura 4.5: Ilustração da mandioqueira *MD4*, onde se observam as regiões de coleta de amostras de caule e raízes. As amostras de caule estão representadas pelos números de 1 a 10. A, B e R1 representam as raízes, onde apenas A e B são comestíveis.

Tabela 4.10: Concentrações de ^{137}Cs nas regiões analisadas da mandioqueira *MD4*. F1 e F2 representam as amostras de folhas, onde F1 são as folhas pertencentes à região 9 e F2 são as folhas da região 10.

Região	Parte da Planta	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})	
		Interior	Casca
A	Raiz	62 ± 16	128 ± 42
B	Comestível	39 ± 15	399 ± 47
R1	Raiz	96 ± 19	366 ± 37
1	Caules	71 ± 8	
2		81 ± 9	188 ± 21
3		104 ± 12	
4		79 ± 9	144 ± 16
5		88 ± 10	
6		53 ± 6	208 ± 20
7		81 ± 8	
8		374 ± 40	-
9		249 ± 25	-
10		186 ± 18	-
F1	Folhas	138 ± 4	
F2		150 ± 14	

Observando-se os resultados encontrados para a mandioqueira *MD4*, nota-se que as concentrações de ^{137}Cs nas amostras de casca são maiores do que nas amostras do interior dos caules e das raízes. As regiões 8, 9 e 10 pertencentes ao tronco da *MD4*, apresentaram valores mais elevados de concentração de ^{137}Cs do que as regiões 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7. De acordo com a Figura 4.5, as regiões 8, 9 e 10, pertencem à parte aérea desta planta, onde estavam localizadas as amostras mais jovens da mesma, enquanto que as amostras de números 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7 pertencem ao caule principal da planta. Na Tabela 4.11, podem ser observados os valores médios das concentrações de ^{137}Cs nas regiões desta planta.

Assim, a seqüência de decréscimo de concentrações médias de ^{137}Cs para esta planta é da seguinte forma: Galhos ou brotos > Folhas > Raiz > Tronco principal > Raiz

Tabela 4.11: Valores médios das Concentrações de ^{137}Cs nas diversas partes da mandioqueira MD4. Onde as regiões observadas na Figura 4.5 foram reunidas para a realização da análise. O cálculo das incertezas foi realizado a partir do desvio padrão da média.

Parte da Planta	Amostras	Concentração Média de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})
Raízes Comestíveis	A+B	51 ± 6
Raiz	R1	96 ± 19
Galhos ou brotos	8+9+10	270 ± 96
Tronco Principal	1+2+3+4+5+6+7	80 ± 16
Folhas	F1+F2	144 ± 8

comestível ou tubérculo.

Para a análise das concentrações de ^{40}K na mandioqueira MD4, novamente foi necessário agrupar algumas amostras de regiões vizinhas, de modo que as amostras de tronco numeradas de 1 a 7 na Figura 4.5, foram reunidas em uma única amostra denominada tronco principal. As amostras 8, 9 e 10 resultaram na amostra de caules ou brotos para a obtenção da concentração de ^{40}K . As raízes comestíveis A e B foram analisadas separadamente. As concentrações de ^{40}K encontradas para estas amostras podem ser observadas na Tabela 4.12.

A partir dos valores de concentrações médias de ^{40}K obtidos da Tabela 4.12 pode-se determinar a seqüência de decréscimo destas concentrações de acordo com as diversas partes da mandioqueira MD4, de modo que: Raiz comestível ou tubérculo > Galhos ou brotos > Folhas > Tronco Principal > Raiz. Adicionalmente, é possível observar que a concentração de ^{40}K é maior na casca do que no interior do caule.

A mandioqueira MD5 teve seu tronco dividido em 14 amostras, como pode ser observado na Figura 4.6. Foi realizada a análise das concentrações de ^{137}Cs na casca do tronco desta planta, porém as cascas de regiões próximas tiveram que ser reunidas, pelo fato de haver pouca quantidade de amostra. Nesta Figura podem ser observadas também, as

Tabela 4.12: Concentrações de ^{40}K nos caules, folhas e raízes da MD4. Onde as regiões observadas na Figura 4.5 foram reunidas para a realização da análise. O cálculo do erro foi realizado a partir do desvio padrão da média. Na última coluna se encontram os valores médios das concentrações de ^{40}K para cada parte da planta.

Parte da Planta	Amostras	Concentrações de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)	Concentração Média de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)
Raízes comestíveis	A	793 ± 66	590 ± 288
	B	386 ± 30	
Raiz	R1	356 ± 28	356 ± 28
Caules e Brotos	8+9+10	471 ± 41	471 ± 41
Tronco Principal	1+2+3+4+5+6+7	401 ± 34	401 ± 34
Folhas	F1+F2	420 ± 37	420 ± 37

regiões de coleta de amostras de raízes representadas por A, B, C, R1 e R2. As amostras A, B e C representam as raízes comestíveis desta planta. As amostras de números 1 a 8 formam o caule ou tronco principal desta planta, enquanto que as amostras de 9 a 14 formam a região mais jovem dos caules, composta de galhos ou brotos da planta.

De acordo com a Tabela 4.13 e analogamente ao verificado para as outras mandiogueiras que tiveram as cascas de seus caules analisadas, a mandiogueira MD5 também apresenta valores mais elevados de concentrações de ^{137}Cs nas cascas do que nas partes internas do caule. Na Tabela 4.14 podem ser observados os valores médios das concentrações de ^{137}Cs para as diversas partes desta planta.

Para analisar a diminuição da concentração de ^{137}Cs nas diversas regiões desta mandiogueira pode-se observar a seguinte seqüência: Folhas > Galhos ou brotos > Tronco principal > Raiz > Raiz comestível ou tubérculo. Assim, as mandiocas produzidas por esta planta possuíam concentrações de ^{137}Cs cerca de seis vezes menores do que as concentrações nas folhas.

As concentrações de ^{40}K nas amostras da MD5 foram determinadas mediante o mesmo procedimento utilizado para a MD4: as amostras de tronco enumeradas de 1 a 8 foram

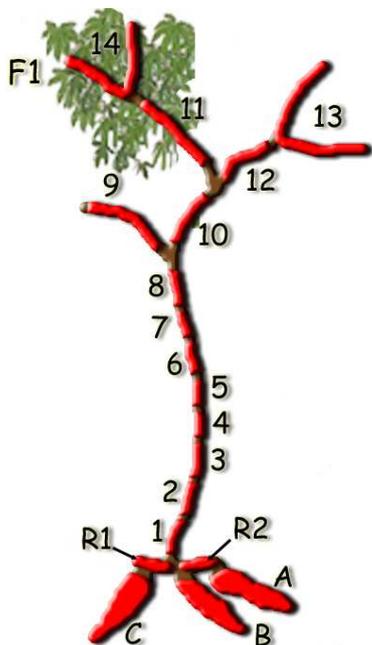


Figura 4.6: Ilustração da mandioqueira MD5, onde se observam as regiões de coleta de amostras de caules e raízes. As amostras de caule estão representadas pelos números de 1 a 14. A, B, C, R1 e R2 representam as raízes, onde apenas A, B e C são comestíveis.

Tabela 4.13: Concentrações de ^{137}Cs nas regiões analisadas da mandioqueira MD5. Onde F1 representa a amostra de folhas da região 11.

Região	Parte da Planta	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})	
		Interior	Casca
A	Raízes Comestíveis	68 ± 13	95 ± 10
B		43 ± 26	178 ± 19
C		70 ± 29	185 ± 20
R1	Raízes	89 ± 10	192 ± 21
R2		69 ± 8	
1	Caules	147 ± 16	335 ± 35
2		237 ± 25	
3		98 ± 11	
4		125 ± 14	
5		125 ± 14	68 ± 8
6		73 ± 8	
7		48 ± 5	
8		97 ± 11	121 ± 14
9		316 ± 37	-
10		114 ± 13	-
11		189 ± 20	-
12		156 ± 19	-
13		64 ± 8	-
14		597 ± 73	-
F1	Folhas	369 ± 44	

reunidas em uma única amostra chamada de tronco principal. Analogamente, as amostras de 9 a 14 foram agrupadas, dando origem a uma única amostra de caules jovens ou brotos. Entretanto, não foi possível analisar a casca desta parte mais jovem. Adicionalmente, foram analisadas as folhas, raízes e raízes comestíveis. As concentrações destas amostras podem ser observadas na Tabela 4.15.

De acordo com os valores apresentados na Tabela 4.15, a seqüência de diminuição de concentração de ^{40}K para a mandioqueira MD5 pode ser escrita na seguinte ordem: Galhos ou brotos > Raiz comestível ou tubérculo > Tronco principal > Folhas > Raiz.

Fazendo-se uma análise global para todas as 5 mandioqueiras, é possível observar que

Tabela 4.14: Médias das Concentrações de ^{137}Cs nas diversas partes da mandioqueira *MD5*. Onde as regiões observadas na Figura 4.6 foram reunidas para a realização da análise. O cálculo do erro foi realizado a partir do desvio padrão da média.

Parte da Planta	Amostras	Concentração Média de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})
Raízes Comestíveis	A+B+C	60 ± 15
Raiz	R1+R2	79 ± 14
Galhos ou brotos	9+10+11+12+13+14	239 ± 195
Tronco Principal	1+2+3+4+5+6+7+8	119 ± 57
Folhas	F1	369 ± 44

Tabela 4.15: Concentrações de ^{40}K nos caules, folhas e raízes da mandioqueira *MD5*. Onde as regiões observadas na Figura 4.6 foram reunidas para a realização da análise. O cálculo do erro foi realizado a partir do desvio padrão da média. Na última coluna se encontram os valores médios das concentrações de ^{40}K para cada parte da planta.

Parte de Planta	Amostras	Concentrações de ^{40}K (Bq.kg^{-1})	Concentração Média de ^{40}K (Bq.kg^{-1})
Raiz comestível	A+B	362 ± 30	565 ± 287
	C	768 ± 64	
Raiz	R1+R2	366 ± 29	366 ± 29
Caules e Brotos	9+10+11+12+13+14	601 ± 54	601 ± 54
Tronco Principal	1+2+3+4+5+6+7+8	522 ± 44	522 ± 44
Folhas	F1	414 ± 36	414 ± 36

tanto o ^{137}Cs quanto o ^{40}K apresentam comportamentos sistemáticos distintos ao serem distribuídos ao longo das plantas. Nota-se que, nas mandioqueiras mais antigas (MD2, MD4 e MD5), as concentrações de ^{137}Cs são mais elevadas nas partes jovens da planta (galhos ou brotos extremos e folhas) e que os menores valores são encontrados nas partes mais velhas como tronco principal, raízes e tubérculos. Adicionalmente, pode-se observar que as concentrações de ^{137}Cs nas folhas e brotos das mandioqueiras são maiores do que nos tubérculos (parte comestível) por fatores que variam entre 2,4 e 5. Por outro lado,

para as mandioqueiras mais jovens (MD1 e MD3) há um maior acúmulo deste elemento em suas partes comestíveis quando comparado com as plantas de maior idade. Assim, este resultado pode estar sugerindo que durante a fase de crescimento de um pé de mandioca, a planta esteja designando uma outra função para o ^{137}Cs no desenvolvimento da planta, ou seja, ela estaria enviando mais ^{137}Cs para seus tubérculos do que para a sua folhagem.

Ao analisar as concentrações de ^{40}K ao longo das plantas mais antigas (MD2, MD4 e MD5), nota-se que o potássio apresenta uma distribuição ligeiramente diferente da distribuição de ^{137}Cs . As maiores concentrações de ^{40}K são observadas nos brotos e caules jovens e nos tubérculos da planta. Adicionalmente, nota-se que as folhagens não possuem grandes concentrações de ^{40}K , sendo que a quantidade de potássio nas folhas apresenta uma razão da ordem de 1,4 a 2 vezes menor do que nos tubérculos e nos brotos da planta. O mesmo tipo de comportamento para potássio é observado nas plantas MD1 e da MD3, indicando que o potássio apresenta a mesma distribuição ao longo da planta independentemente de sua fase de crescimento.

Concluindo, estes resultados indicam que durante o crescimento inicial da planta os dois radionuclídeos têm papéis semelhantes na planta, mas a partir de certo estágio de crescimento, a planta designa papéis diferentes para estes dois íons. Estes resultados implicam no primeiro indício de que estes dois elementos, embora com características físico-químicas semelhantes, durante a absorção pelas raízes das planta, são posteriormente identificados e distribuídos de forma distinta pela mesma. Por outro lado, também é interessante notar que a MD3 era a planta que apresentava menor concentração de ^{137}Cs em seu interior. Em um trabalho anterior realizado pelo Grupo [Mosquera, 2004 e 2005], através da análise da distribuição de ^{137}Cs em goiabeiras, foi observado que para baixas concentrações deste radionuclídeo sua distribuição era similar à de ^{40}K , ao passo que para altas concentrações, estes dois elementos apresentavam distribuições distintas na planta. Assim, este comportamento pode estar se repetindo nas mandioqueiras. Nos próximos itens, será observado o comportamento destes elementos em pés de pimenta malagueta, mamão e romã.

4.2.2 Distribuição Longitudinal no Mamoeiro

A análise das concentrações de ^{137}Cs no mamoeiro M foi realizada de acordo com as características desta planta. O mamoeiro pertence à espécie das dicotiledôneas possuindo assim, raiz com eixo principal e estruturas secundárias, como mencionado no Capítulo 3. Por este motivo, a raiz desta planta foi analisada separadamente, de modo que cada raiz periférica, bem como a parte interna e a casca do eixo principal puderam ser amostrados. Estas raízes possuíam cascas menos porosas, quando comparadas às raízes de outras plantas analisadas neste trabalho. Deste modo, foi possível realizar uma limpeza mais profunda nas raízes do mamoeiro, a fim de evitar qualquer resíduo de terra contaminada arraigada nesta região. A Figura 4.7 é uma ilustração da raiz do mamoeiro, onde à esquerda se observa uma vista superior das raízes, os números de 1 a 8 representam as amostras das raízes periféricas analisadas. As regiões denominadas interior e casca são pertencentes ao eixo principal desta raiz. À direita se observa uma vista lateral do eixo principal com a divisão realizada.

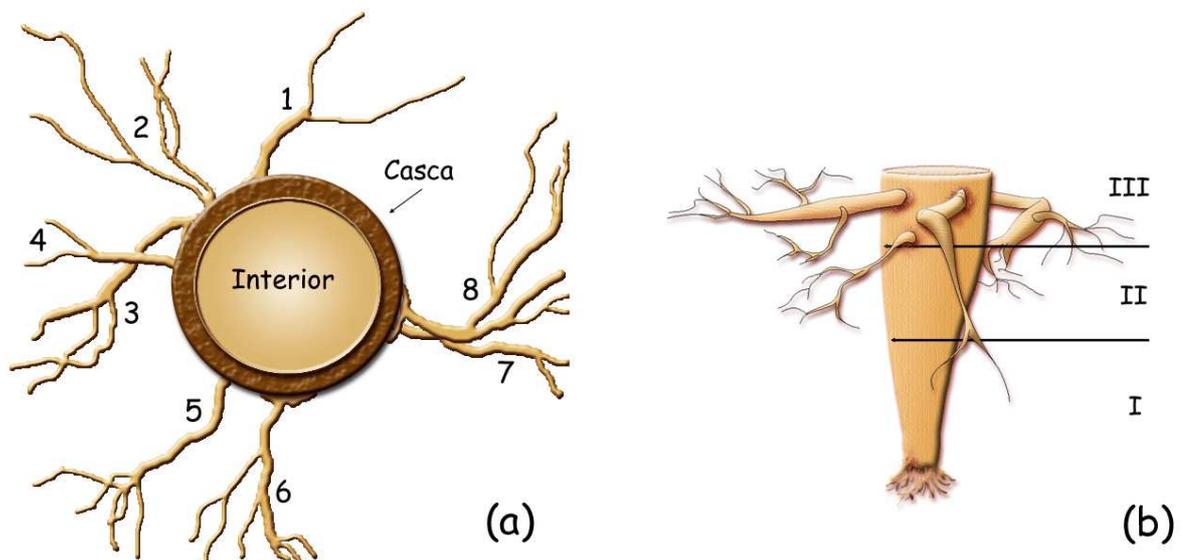


Figura 4.7: Ilustração das raízes do Mamoeiro (*M*). a) Vista superior das raízes, onde as amostras numeradas de 1 a 8 representam as amostras de raízes periféricas e, as regiões de interior e casca pertencem ao eixo principal. b) Vista lateral das raízes, onde se observa o eixo principal dividido em três regiões: I, II e III.

O eixo principal da raiz foi ainda separado em três partes que tiveram suas cascas e

partes internas analisadas. As concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K encontradas para cada uma das raízes periféricas e para as divisões realizadas no eixo principal desta raiz podem ser observadas na Tabela 4.16.

Tabela 4.16: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas raízes do mamoeiro, onde as amostras numeradas de 1 a 8 representam as raízes periféricas e, as regiões denominadas I, II e III representam as subdivisões realizadas no eixo principal desta raiz.

Amostras	Região	Concentração de de ^{137}Cs (Bq.kg ⁻¹)	Concentração de de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)	Concentração Média de ^{137}Cs (Bq.kg ⁻¹)	Concentração Média de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)
1	Raízes Periféricas	1481 ± 103	1665 ± 198	1495 ± 746	1678 ± 166
2		2974 ± 242	1586 ± 157		
3		1493 ± 123	1560 ± 153		
4		2038 ± 166	1448 ± 141		
5		1376 ± 114	1691 ± 165		
6		1243 ± 102	1655 ± 159		
7		680 ± 56	1847 ± 175		
8		676 ± 79	1975 ± 72		
I	Eixo Principal	790 ± 65	2789 ± 256	858 ± 65	2711 ± 96
II		864 ± 70	2604 ± 238		
III		919 ± 75	2741 ± 251		
I Casca		541 ± 46	1812 ± 174	557 ± 18	1478 ± 336
II Casca		555 ± 47	1481 ± 144		
III Casca		576 ± 49	1141 ± 112		

Para a análise da distribuição de ^{137}Cs e ^{40}K ao longo do mamoeiro foram analisadas amostras de sete regiões do caule desta árvore, além de amostras de frutos, folhas e talos das folhas. Os resultados para as amostras de caules foram encontrados a partir da média das amostras analisadas para cada região. Como mencionado no Capítulo 2, as amostras de caule foram divididas em casca e interior, sendo este procedimento adotado para todas as seções transversais do caule. A disposição destas seções transversais ao longo da planta pode ser observadas na Figura 4.8, onde estas estão representadas por letras desde A até G. Os frutos analisados também foram separados em casca e interior, onde este último representa a polpa do fruto. Os valores das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K presentes nas diversas partes analisadas do mamoeiro, podem ser observados na Tabela 4.17.

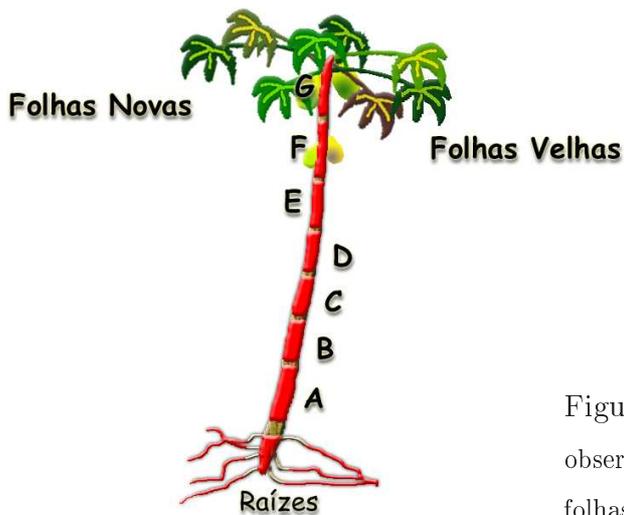


Figura 4.8: Ilustração do Mamoeiro (*M*), onde se observam as regiões de coleta de amostras de tronco, folhas e raízes.

Tabela 4.17: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos troncos, frutos, folhas e talos do mamoeiro *M*.

Região		Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg $^{-1}$)		Concentração de ^{40}K (Bq.kg $^{-1}$)	
		Interior	Casca	Interior	Casca
A	Tronco	1063±297	357±97	1947±308	817±132
B		1069±149	339±71	2529±187	687±169
C		883±209	369±45	2253±530	945±161
D		766±195	414±88	1734±200	924± 147
E		876±123	340±34	1848±206	755±158
F		637±67	326±52	1410±170	714±101
G		525±44	317±17	1781±169	317±17
Fruto 1	Frutos	511±10	880±38	1668±12	2060±194
Fruto 2		354±4	330±1	1683±95	1574±88
Fruto 3		416±34	381±31	1454±136	1373±127
Fruto 4		789±489	968±26	1259±925	1769±273
Fruto 5		413±35	383±32	1872±176	1721±165
Fruto 6		496±41	414±35	1498±140	1216±116
Fruto 7		457±38	375±32	1972±186	1603±153
F1	Folhas	348±28		1910±170	
F2		426±35		2333±218	
F3		368±31		1189±110	
F4		423±34		1279±120	
T1+T2	Talos	385±32		338±301	
T3		573±46		2269±202	
T4		421±34		3428±319	

Os valores das incertezas apresentadas na Tabela 4.17 foram calculados a partir do desvio padrão das médias das diversas regiões dos caules e das várias amostras que foram analisadas de cada fruto. A partir dos resultados obtidos para as concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K é possível observar que, em geral, as concentrações tanto de ^{137}Cs quanto de ^{40}K são maiores nas partes internas do tronco do que nas cascas. A concentração média de ^{137}Cs e ^{40}K nas regiões especificadas na Tabela 4.17, pode ser observada na Tabela 4.18

Tabela 4.18: Concentração média de ^{137}Cs e ^{40}K nas regiões do mamoeiro, onde a nomenclatura utilizada é referente àquela utilizada na Tabela 4.17.

Região	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg $^{-1}$)		Concentração de ^{40}K (Bq.kg $^{-1}$)	
	Interior	Casca	Interior	Casca
Tronco	831±204	352±33	1929±365	828±114
Frutos	491±142	533±269	1629±247	1617±275
Folhas	391±39		1678±542	
Talos	460±100		3025±655	

De acordo com as Tabelas 4.16 e 4.18 pode-se observar que a diminuição das concentrações médias de ^{137}Cs em suas diversas partes, considerando apenas as partes internas tanto dos troncos quanto do eixo principal da raiz, obedece à seguinte seqüência: Raízes Periféricas > Eixo principal da raiz > Tronco > Frutos > Talos > Folhas.

Determinando esta seqüência para a diminuição das concentrações médias de ^{40}K nas mesmas regiões descritas anteriormente, obtém-se como resultado: Talos > Eixo principal da raiz > Tronco > Folhas \cong Raízes Periféricas > Frutos.

Fazendo-se uma análise global dos resultados, pode-se observar que o ^{137}Cs apresenta uma forma de distribuição diferente nesta espécie de planta. Enquanto nas mandioqueiras nota-se que este radionuclídeo apresenta uma maior concentração nas partes mais jovens da planta, no caso do mamoeiro este comportamento não é diretamente observado. Para as partes aéreas desta espécie de planta frutífera há uma maior concentração de ^{137}Cs no interior de seu tronco principal, do que em suas folhas ou frutos. Curiosamente, também é observado que o interior de seu tronco principal apresenta maior concentração do que em sua parte externa (casca). Por outro lado, este mesmo fenômeno é observado para

a distribuição do potássio. Entretanto, há um maior favorecimento na concentração de potássio nos talos das folhas, enquanto que os frutos, folhas e tronco principal apresentam concentrações semelhantes.

Este resultado indica que os sais minerais apresentam funções distintas no metabolismo de diferentes espécies de plantas, revelando a importância do estudo de várias espécies de plantas para um melhor entendimento de nosso meio ambiente.

4.2.3 Distribuição Longitudinal na Romãzeira

O comportamento da distribuição de céσιο e potássio também foi estudado ao longo de um pé de romã. Inicialmente, a romãzeira teve os seus frutos, folhas e galhos analisados imediatamente após ser transplantado para um solo não contaminado. A Tabela 4.19 apresenta os valores das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K obtidos a partir das amostras de frutos, folhas e galhos da romãzeira antes de ser transplantada para um solo descontaminado. Os resultados mostram que o céσιο e o potássio apresentam comportamentos médios semelhantes, apresentando a seguinte distribuição de concentrações: Folhas > Frutos > Galhos ou brotos.

Tabela 4.19: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos galhos, folhas e frutos da romãzeira *R* antes de ser transplantada para um solo descontaminado.

Região	Concentrações de ^{137}Cs (Bq.kg ⁻¹)	Concentrações de ^{40}K (Bq.kg ⁻¹)
Galhos	23332 ± 3054	242 ± 30
Folhas	64987 ± 9421	654 ± 72
Frutos	26650 ± 3238	414 ± 68

Após 30 meses de cultivo em solo não contaminado, a romãzeira foi removida e amostras de frutos, folhas, galhos, tronco principal e raiz foram analisadas. A Figura 4.9 apresenta uma ilustração da romãzeira, onde é destacada a localização de coleta das amostras de galhos e tronco principal, sendo o tronco principal indicado pela letra A, as amostras de galhos sendo representadas pelas letras B, C, D, E, F, G, e H. Os resultados

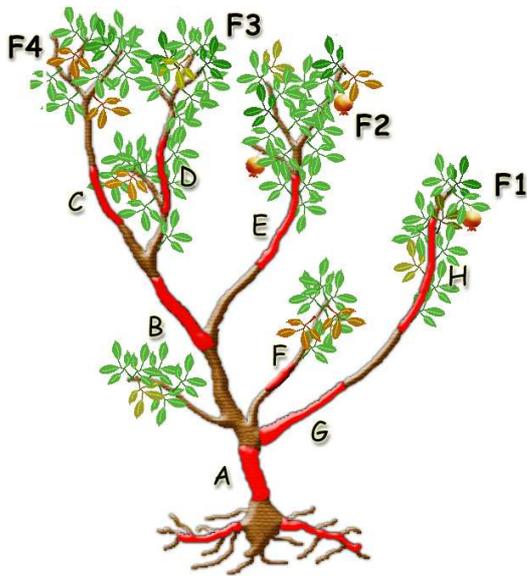


Figura 4.9: Ilustração da Romãzeira (*R*), onde se observam as regiões de coleta de amostras de tronco, folhas e raízes.

Tabela 4.20: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas regiões analisadas da Romã *R*.

Região	Concentração de ^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Concentração de ^{40}K ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Raiz	1252 ± 100	134 ± 13
A	800 ± 66	91 ± 9
B	451 ± 39	226 ± 23
C	261 ± 22	142 ± 15
D	101 ± 9	119 ± 12
E	142 ± 12	125 ± 13
F	182 ± 16	347 ± 36
G	99 ± 9	183 ± 18
H	94 ± 8	165 ± 17
Folhas	338 ± 135	543 ± 71
Frutos	27757 ± 2245	415 ± 61

encontrados para as concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K ao longo da romãzeira são apresentados na Tabela 4.20.

De acordo com as Tabelas 4.19 e 4.20 é possível notar que enquanto a concentração de césio nos frutos diminuiu cerca de duas ordens de grandeza (com relação ao dia em que esta árvore foi plantada em solo descontaminado), a concentração de potássio permaneceu praticamente constante. Adicionalmente, observa-se que a distribuição de potássio continua sendo privilegiada nas partes mais jovens da planta, obedecendo a seguinte ordem: Folhas > Frutos > Galhos > Raiz > Tronco principal. Entretanto, segundo a Tabela 4.20, após 30 meses de descontaminação da romãzeira, é possível observar que a houve uma inversão na distribuição de ^{137}Cs , uma vez que ainda há uma razoável concentração de ^{137}Cs no tronco principal em detrimento das partes mais jovens da romãzeira. Este resultado indica que agora as partes mais velhas desta planta são as que apresentam as maiores concentrações de césio. Com isso, pode-se dizer que, embora o césio disponível no interior da planta esteja sendo redistribuído pela mesma, existe uma parte do césio que parece estar aprisionada no interior da planta e que só será eliminada por meio do

decaimento físico do ^{137}Cs .

Este é um interessante resultado que também será observado na distribuição destes radioelementos nos pés de pimenta malagueta.

4.2.4 Distribuição Longitudinal nas Pimenteiras

No estudo da distribuição de ^{137}Cs e ^{40}K ao longo uma pimenteira malagueta foram analisadas três plantas: P1, P2 e P3. A pimenteira malagueta P1, analogamente ao procedimento descrito para a romãzeira, estava sendo cultivada em solo contaminado e foi transplantada para solo descontaminado. Durante a remoção desta planta apenas seus frutos, folhas e galhos (ou brotos) foram analisados. Após um período de um ano, em que a pimenteira P1 estava sendo cultivada em solo não contaminado, amostras de tronco, galhos, folhas e raízes desta pimenteira foram analisadas. Já as pimenteiras malaguetas P2 e P3 foram analisadas por completo imediatamente após a remoção do solo contaminado com ^{137}Cs .

A pimenteira malagueta P3 foi a menor planta analisada desta espécie, de modo que só foi possível analisar uma amostra de seu tronco principal, designado pela letra A na Figura 4.10, a qual apresenta uma ilustração desta planta. Os valores de concentração de ^{137}Cs e ^{40}K obtidos para as amostras de folhas, frutos, caule e raiz desta planta podem ser observados na Tabela 4.21. Como os frutos verdes desta pimenteira não se apresentavam em número suficiente para a análise das concentrações de potássio, infelizmente este valor não pode ser obtido para a planta P3.

De acordo com a Tabela 4.21, nota-se que tanto a distribuição de céσιο quando a de potássio apresentam um comportamento semelhante, havendo uma maior concentração destes radionuclídeos na partes mais jovens desta planta, de tal forma que suas distribuições podem ser resumidas da seguinte forma: Folhas > Frutos > Galhos e Brotos > Raiz > Tronco principal. Curiosamente, também é observado que as pimentas verdes apresentam uma maior concentração de céσιο do que as vermelhas.

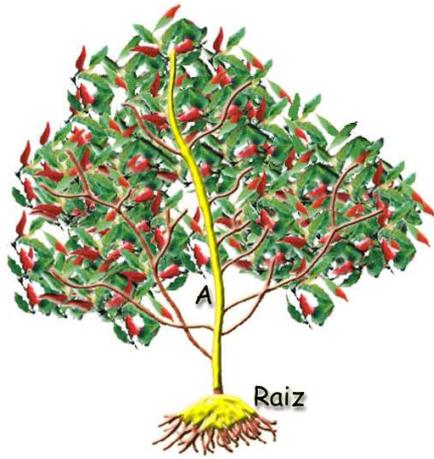


Figura 4.10: Ilustração da Pimenteira (*P3*), onde se observam as regiões de coleta de amostras de tronco, folhas e raízes.

Tabela 4.21: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos frutos, Folhas, Tronco Principal, Galhos e Raiz da pimenteira malagueta *P3*.

Região	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})	Concentração de ^{40}K (Bq.kg^{-1})
Raiz	2096 ± 167	396 ± 38
Tronco Principal A	1108 ± 89	347 ± 33
Galhos e Brotos	2489 ± 195	834 ± 78
Folhas	6149 ± 474	1508 ± 140
Frutos Verdes	3522 ± 336	-
Frutos Vermelhos	1933 ± 157	1166 ± 110

A Figura 4.11 apresenta uma ilustração da pimenteira malagueta *P2*, onde se observa que foi possível analisar um número maior de amostras do seu tronco principal (letras A e C), do galho B, de brotos, folhas e frutos. Os valores de concentração de ^{137}Cs e ^{40}K obtidos para estas amostragens da planta *P2* podem ser observados na Tabela 4.22.

De acordo com esta tabela, embora se note que as concentrações tanto de césio quanto de potássio também sejam privilegiadas nas partes mais jovens da planta, é possível verificar que suas distribuições revelam suaves diferenças de comportamento, de tal forma que a distribuição de concentrações de ^{137}Cs pode ser resumida da seguinte forma: Folhas $>$ Frutos \cong Galhos e brotos $>$ Raiz $>$ Tronco principal. Novamente é observado, que as pimentas verdes apresentam uma maior concentração de césio do que as vermelhas.

Por outro lado, ocorre uma inversão na distribuição de ^{40}K entre as pimentas verdes e vermelhas, onde contrariamente ao césio, há uma maior concentração nas pimentas vermelhas do que nas verdes. Entretanto, para as outras partes da planta o comportamento do ^{40}K não apresenta alterações significativas em relação ao do césio.

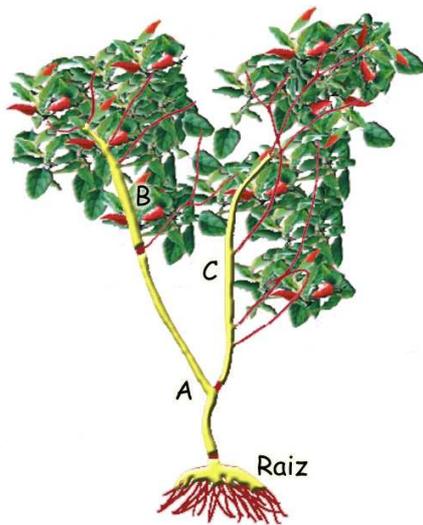


Figura 4.11: Ilustração da Pimenteira (*P2*), onde se observam as regiões de coleta de amostras de tronco, folhas e raízes.

Tabela 4.22: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas regiões analisadas da *P2*.

Região	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})	Concentração de ^{40}K (Bq.kg^{-1})
Raiz	961 ± 78	245 ± 14
A	462 ± 38	233 ± 3
Galho B	1223 ± 104	154 ± 15
C	423 ± 36	239 ± 4
Brotos	1042 ± 86	473 ± 42
Folhas	3073 ± 241	1060 ± 99
Frutos Verdes	1225 ± 102	370 ± 36
Frutos Vermelhos	1021 ± 84	814 ± 77

A Tabela 4.23 apresenta os valores de concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K obtidos a partir das amostras de galhos e brotos, folhas e frutos da pimenteira malagueta *P1* imediatamente coletados após a remoção desta planta de um solo contaminado por ^{137}Cs . Novamente o mesmo tipo de inversão entre as concentrações de césio e potássio é observado nas pimentas verdes e vermelhas.

Tabela 4.23: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos galhos e brotos, folhas e frutos da pimenteira *P1* antes de ser transplantada para um solo descontaminado.

Região	Concentrações de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})	Concentrações de ^{40}K (Bq.kg^{-1})
Galhos e brotos	2101 ± 211	472 ± 53
Folhas	5832 ± 518	935 ± 10
Frutos Verdes	2548 ± 239	342 ± 48
Frutos Vermelhos	2099 ± 198	612 ± 92

A Figura 4.12 apresenta uma ilustração das regiões de coleta de amostras da pimenteira *P1* ao ser analisada um ano após de ter sido transplantada para um solo não contaminado. Foram identificadas como parte do tronco principal as amostras com letras B, C, D e E.

Os galhos estão representados pelas letras A, H, I, F, G, J. As amostras de frutos, folhas e brotos foram coletados por toda a extremidade da planta.

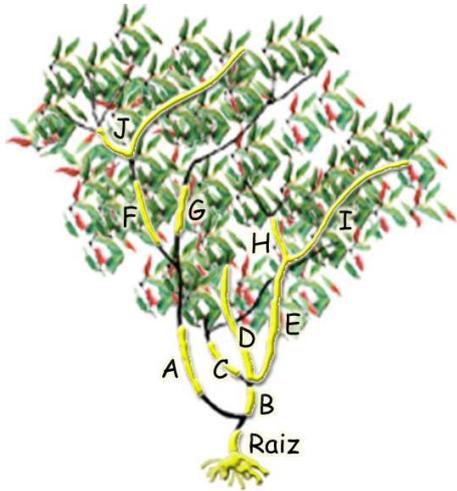


Figura 4.12: Ilustração da Pimenteira (P1), onde se observam as regiões de coleta de amostras de tronco, folhas e raízes.

Tabela 4.24: Concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nas regiões analisadas da P1.

Amostra	Concentração de ^{137}Cs (Bq.kg^{-1})	Concentração de ^{40}K (Bq.kg^{-1})
Raiz	127 ± 11	450 ± 50
A	83 ± 7	231 ± 22
B	212 ± 17	253 ± 72
C	189 ± 14	162 ± 18
D	435 ± 36	556 ± 53
E	255 ± 21	511 ± 49
F	163 ± 14	253 ± 24
G	70 ± 6	130 ± 12
H	253 ± 21	326 ± 31
I	214 ± 18	327 ± 31
J	69 ± 6	158 ± 15
Galhos	82 ± 7	1232 ± 243
Folhas	40 ± 10	2200 ± 421
Frutos Verdes	8 ± 1	1328 ± 157
Frutos Vermelhos	16 ± 2	1001 ± 184

Os valores de concentração de ^{137}Cs e ^{40}K para estas regiões da pimenteira malagueta P1 podem ser observados na Tabela 4.24.

Nota-se, a partir desta tabela, que após 1 ano de cultivo em solo não contaminado, os frutos da pimenteira P1 já se encontram praticamente livres de ^{137}Cs , onde são observadas concentrações de aproximadamente 8 Bq.kg^{-1} para a pimenta verde e cerca de 16 Bq.kg^{-1} para a vermelha. Entretanto, é possível observar que em seu tronco principal ainda apresenta uma razoável concentração de ^{137}Cs , com um valor médio da ordem de 275 Bq.kg^{-1} . Este resultado, analogamente ao caso da romãzeira, indica que agora as partes mais velhas desta planta são as que apresentam as maiores concentrações de césio, uma vez que os valores médios das concentrações de ^{137}Cs observados nos galhos, brotos e folhas são aproximadamente 133 Bq.kg^{-1} , 82 Bq.kg^{-1} e 40 Bq.kg^{-1} , respectivamente. Com isso, pode-se dizer que durante o tempo em que a pimenteira P1 esteve sendo cultivada em

solo não contaminado, o césio que estava disponível em seu interior foi sendo redistribuído pela planta e que ao final, uma certa quantidade deste radioelemento ainda permanece aprisionado no interior do tronco principal, indicando que este só deve ser totalmente eliminado da planta através do decaimento físico do ^{137}Cs . Adicionalmente, é possível notar que após 1 ano de cultivo, ao contrário do que foi observado anteriormente, agora são as pimentas verdes que possuem menor concentração de césio em relação às pimentas vermelhas.

Com relação à distribuição de potássio, nota-se que ele continua sendo privilegiado nas partes mais jovens da planta, mesmo esta sendo cultivada em outro tipo de solo. Por outro lado, ao observar a concentração de ^{40}K nestes frutos, também se nota uma inversão em relação à concentração deste radionuclídeo quando esta planta estava sendo cultivada em solo contaminado por ^{137}Cs . Agora as pimentas verdes são as que apresentam maior concentração de ^{40}K em relação às pimentas vermelhas. Este comportamento entre as distribuições de Cs e K parece estar indicando a existência de uma competição entre os mecanismos de absorção e distribuição destes radionuclídeos no interior desta planta. Ou seja, à medida que a concentração de césio vai diminuindo no interior da pimenteira malagueta, o potássio volta a ocupar o lugar que supostamente o césio estava ocupando. Este comportamento ficará ainda mais nítido quando forem apresentados os dados da evolução temporal destes dois radionuclídeos, durante a determinação da meia-vida biológica do ^{137}Cs .

4.2.5 Distribuição Radial no Mamoeiro

Com o objetivo de observar o comportamento do ^{137}Cs e do ^{40}K no interior do tronco do mamoeiro, medidas simultâneas destes dois elementos foram realizadas nas diversas amostras das seções transversais em que seu tronco foi dividido. A partir dele foram extraídas 7 seções transversais (A, B, C, D, E, E, F e G), como pode ser observado na Figura 4.8. Estas seções transversais foram ainda divididas em cerca de 16 amostras de parte externa (casca) e 8 amostras de parte interna.

É importante que seja relatada uma característica especial desta planta: pelo fato dela ter sido cultivada próxima a um muro, apenas um de seus lados recebia luz solar incidente pela parte da manhã. Já no período da tarde, toda a árvore permanecia na sombra. Desta forma, a análise da distribuição radial de radionuclídeos no interior do tronco do mamoeiro também permitiu investigar o efeito da luz solar sobre a distribuição de césio e potássio pela planta. Este estudo já foi realizado previamente pelo nosso Grupo para goiabeiras [Mosquera *et al.* (2004 e 2005)], onde foi notado que aparentemente o ^{137}Cs possui uma tendência de migração lateral para regiões expostas preferencialmente à luz do sol. Assim, a investigação deste fenômeno para o mamoeiro é importante, uma vez que permite estudar resultados que até então, não tinham sido observados.

Uma ilustração do disco D do mamoeiro M e a divisão de suas amostras pode ser observada na Figura 4.13. Nesta figura também pode ser observado quais as amostras se encontravam preferencialmente expostas ao Sol.

A partir da divisão realizada, as concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K foram analisadas e podem ser observadas nas Figuras 4.14, 4.15 e 4.16 onde a escala de cores representa a concentração específica destes radionuclídeos para cada disco.

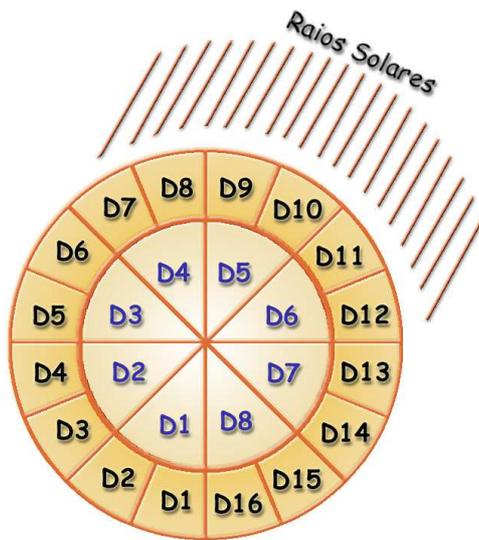


Figura 4.13: Ilustração da divisão das amostras de tronco do Mamoeiro *M*, onde se observam as amostras que estavam expostas ao sol.

É possível observar que embora as concentrações de ^{137}Cs sejam maiores na parte interna do tronco do que na parte externa, há uma evidente tendência de que o céσιο apresente maiores concentrações nas regiões voltadas para o lado mais exposto à luz solar.

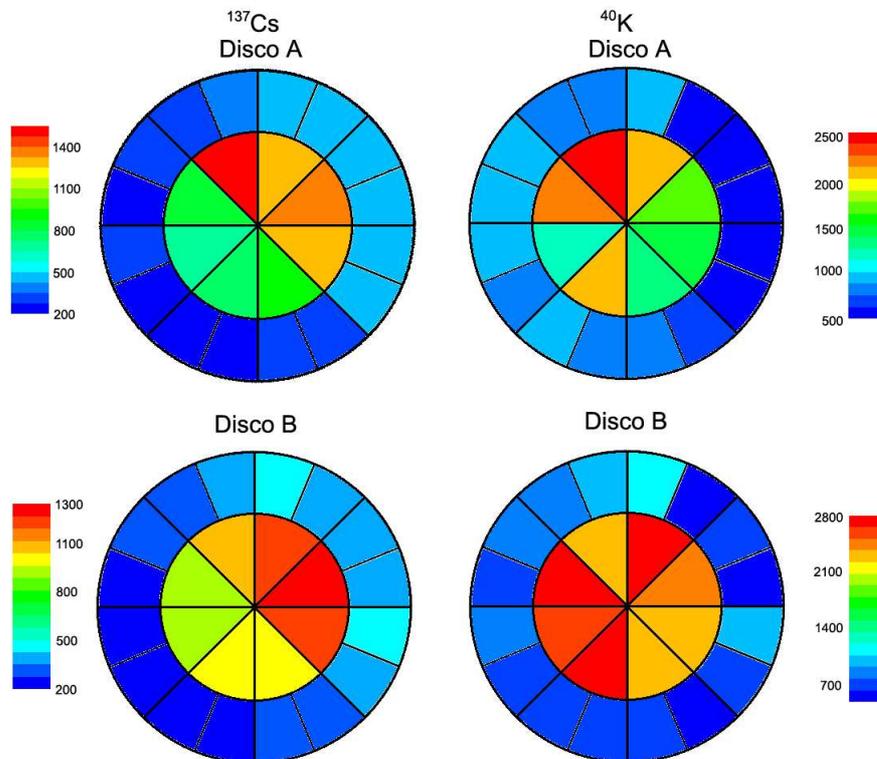


Figura 4.14: Análise bidimensional das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos discos A e B do Mamoeiro.

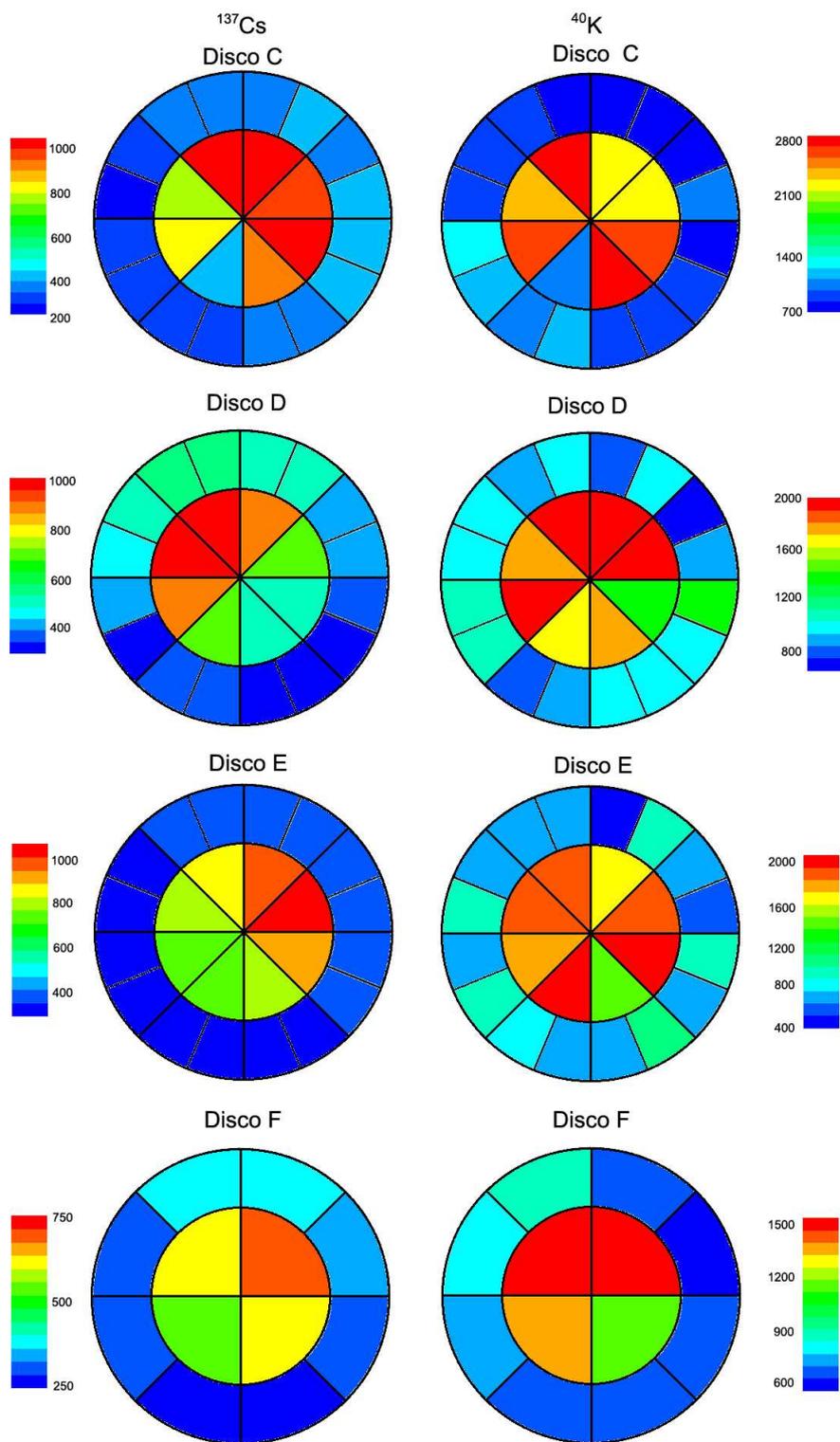


Figura 4.15: Análise bidimensional das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos discos C, D, E e F do Mamoeiro.

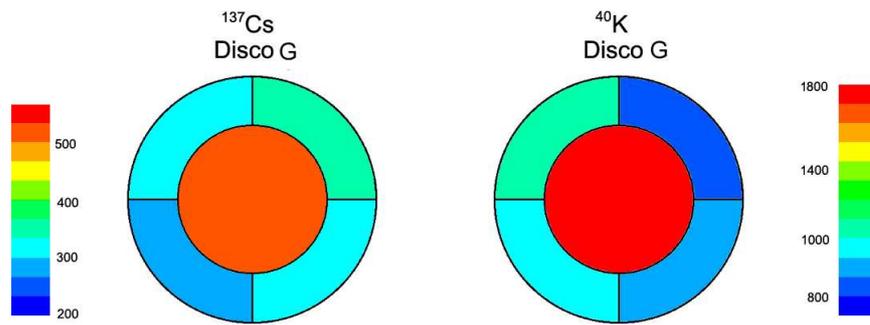


Figura 4.16: Análise bidimensional das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K no disco G do Mamoeiro.

Quanto às concentrações de ^{40}K , nota-se que embora os maiores valores se localizem na parte mais interna do tronco, este radionuclídeo não parece apresentar uma tendência de migração lateral tão nítida quanto à observada para o céσιο.

Estes resultados sugerem, que embora o céσιο e o potássio possuam propriedades físico-químicas semelhantes, o céσιο apresenta uma maior mobilidade no interior das plantas.

4.3 Estudo da Meia-Vida Biológica

O estudo do declínio da concentração de ^{137}Cs em função do tempo foi avaliado para a pimenteira P1 e a romãzeira R, as quais foram transplantadas para solo descontaminado, como mencionado anteriormente. Amostras de seus frutos foram coletadas periodicamente a cada safra de produção de frutos.

Amostras de pimentas verdes e vermelhas foram coletadas simultaneamente durante um ano. A cada coleta foram retiradas cerca de 100 unidades de pimentas verdes e também 100 unidades de pimentas vermelhas. Esta quantidade resultou em duas amostras para cada tipo por coleta. As amostras dos frutos da romãzeira foram coletados ao decorrer de três anos. A cada safra de romã foram coletados cinco frutos para análise. Os frutos, tanto da pimenteira quanto da romãzeira passaram pelo tratamento de amostras e tiveram as suas respectivas concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K estimadas conforme descrito no Capítulo 2.

De acordo com a avaliação do solo onde a pimenteira P1 estava sendo inicialmente cultivada, este era composto por um solo vermelho alcalino misturado com restos de materiais de construção, de tal forma que as concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K eram de $(31837 \pm 2138) \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $(159 \pm 32) \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente, sendo que este último valor representa um solo contendo cerca de 0.5% de potássio natural. Já a romãzeira R estava sendo inicialmente cultivada em um solo mais rico em nutrientes, sendo um solo preto contendo $(73663 \pm 49025) \text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{137}Cs e $(919 \pm 95) \text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{40}K , correspondendo a aproximadamente 2.9 % de potássio natural.

Posteriormente, a pimenteira P1 e a romãzeira R foram transplantadas para um solo preto não contaminado, contendo uma concentração de $(3.3 \pm 0.3) \%$ de potássio natural.

As Figuras 4.17 e 4.18 apresentam a dependência temporal das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos frutos verdes e vermelhos da pimenteira P1, onde os círculos fechados representam as pimentas verdes e os círculos abertos representam as pimentas vermelhas.

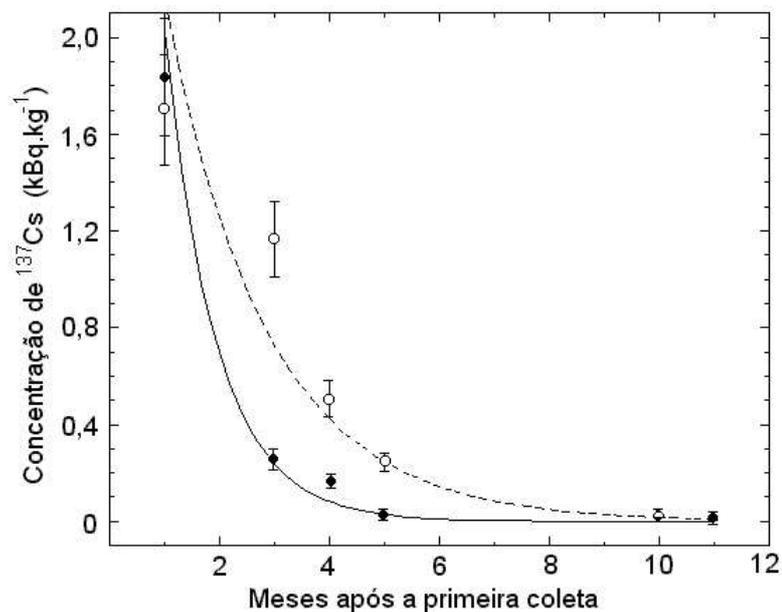


Figura 4.17: Dependência temporal da concentração de ^{137}Cs nos frutos da pimenteira malagueta P1. Os círculos fechados e abertos representam as concentrações de ^{137}Cs nas pimentas verdes e vermelhas, respectivamente. As curvas representam os ajustes exponenciais obtidos pela Equação (3.18).

De acordo com a Figura 4.17 e o apresentado no item 4.2.4, é possível notar que inicialmente as concentrações de ^{137}Cs são, em geral, superiores nas pimentas verdes

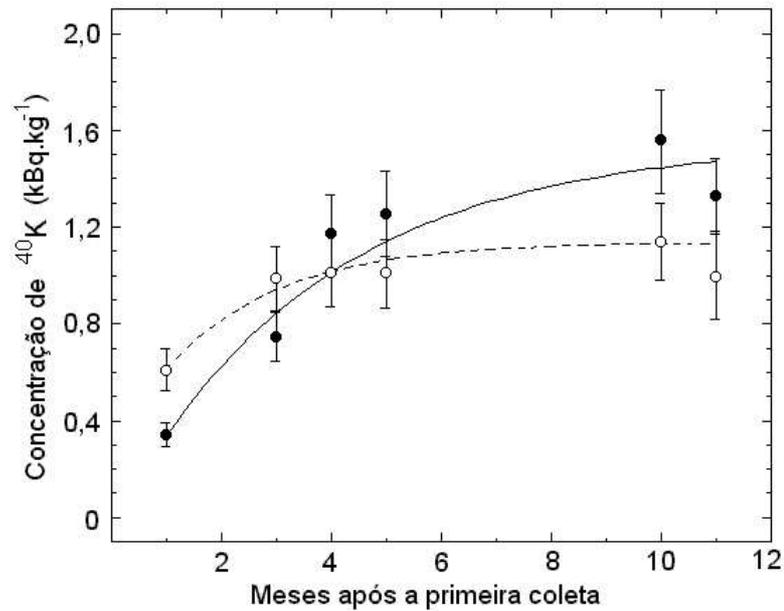


Figura 4.18: Dependência temporal da concentração de ^{40}K nos frutos da pimenteira malagueta P1. Os círculos fechados e abertos representam as concentrações de ^{40}K nas pimentas verdes e vermelhas, respectivamente. As curvas representam os ajustes obtidos pela Equação (4.2).

quando comparadas com as vermelhas, refletindo que este comportamento se dá quando existe césio disponível no solo. Por outro lado, os resultados mostram a ocorrência de uma inversão deste comportamento quando a pimenteira malagueta P1 é cultivada em solo não contaminado. Adicionalmente, este comportamento também reflete o fato de que quando a única fonte de ^{137}Cs para os frutos é a quantidade deste elemento que se encontra disponível no interior da planta, as pimentas vermelhas apresentam maiores concentrações de ^{137}Cs do que as verdes.

Por outro lado, ao se comparar as Figuras 4.17 e 4.18, nota-se dois comportamentos interessantes. O primeiro é um aumento na absorção de potássio pela pimenteira com o tempo. Este comportamento pode ser explicado pelo fato da pimenteira ter sido transplantada para um solo mais rico em potássio e, portanto, possuindo uma maior concentração de potássio disponível no solo. Contudo, nota-se que há uma saturação desta absorção, revelando que a planta sabe identificar qual é a quantidade necessária de potássio para a sua sobrevivência. Já para o ^{137}Cs esta saturação não ocorre, uma vez que vários trabalhos disponíveis na literatura têm mostrado que enquanto há césio disponí-

vel no solo maior será a sua concentração no interior da planta [Shaw & Bell (1989)]. O segundo resultado interessante na comparação entre os comportamentos entre o céσιο e o potássio, é que a medida que a planta está sendo cultivada em solo não contaminado, também há uma inversão na concentração de ^{40}K entre as pimentas verdes e vermelhas. Este último resultado sugere que na medida em que a quantidade de céσιο disponível no interior da planta diminui, o potássio disponível na planta tende a se redistribuir pelas diferentes partes da planta onde anteriormente se encontrava o céσιο. Tal comportamento pode estar indicando a existência de uma competição direta entre os íons de Cs e K durante o processo de retenção destes elementos no interior da planta. Este fato sugere que estes íons provavelmente possuem mecanismos de retenção bastante semelhantes.

As Figuras 4.19 e 4.20 mostram a dependência temporal das concentrações de ^{137}Cs e ^{40}K nos frutos da romãzeira. Os dois pontos iniciais (círculos abertos) representam duas medidas realizadas em seus frutos enquanto esta árvore ainda se encontrava plantada em solo contaminado por ^{137}Cs . Os demais pontos (círculos fechados) representam as medidas realizadas após esta árvore ter sido transplantada para solo não contaminado.

Os valores dos parâmetros que representam a meia-vida biológica do ^{137}Cs podem ser obtidos através de ajustes exponenciais representados pelas curvas mostradas presentes na Figura 4.17 para as pimentas malaguetas verdes e vermelhas e na Figura 4.19 para as romãs. Para tanto, foi utilizado o modelo de compartimentos para contaminação com céσιο descrito no Capítulo 3. De acordo com este modelo, o comportamento das distribuições de ^{137}Cs nos frutos da pimenteira e da romãzeira pode ser descrito pela expressão (3.18). O valor de λ_T , que é a constante de decaimento da função exponencial que melhor ajusta os pontos nas Figuras 4.17 e 4.19, pôde ser determinado para as romãs, pimentas verdes e vermelhas. Sendo assim, os valores de meia-vida biológica devido à translocação do ^{137}Cs no interior da planta, que é a maior fonte de contaminação dos frutos, foram determinados como sendo $(3,0 \pm 0,07) \times 10^{-1}$ anos para os frutos da romãzeira, $(1,2 \pm 0,07) \times 10^{-1}$ anos para as pimentas vermelhas e $(0,7 \pm 0,04) \times 10^{-1}$ anos para as pimentas verdes.

É importante mencionar que não existem valores disponíveis na literatura para espécies

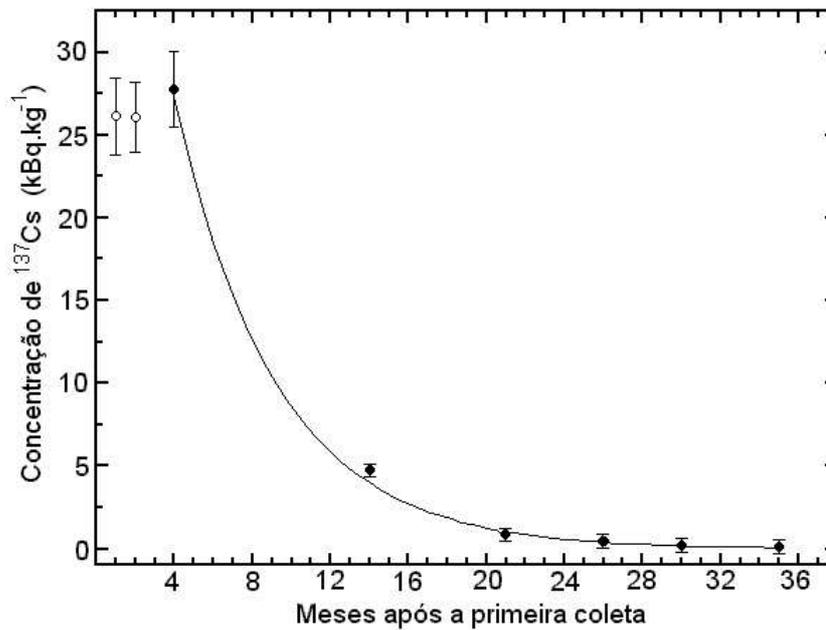


Figura 4.19: Dependência temporal da concentração de ^{137}Cs nos frutos da romãzeira R. Os dois pontos iniciais (círculos abertos) representam duas medidas realizadas em seus frutos enquanto esta árvore ainda se encontrava plantada em solo contaminado por ^{137}Cs . Os demais pontos (círculos fechados) representam as medidas realizadas após esta árvore ser transplantada para solo não contaminado. A curva contínua representa um ajuste exponencial realizado com auxílio da Equação (3.18).

semelhantes à romã. Entretanto, pode-se dizer que os resultados obtidos neste trabalho possuem a mesma ordem de grandeza para árvores frutíferas lenhosas. Antonopoulos *et al.* (1996) obtiveram valores de meia-vida biológica devido à translocação em torno de 0,60 anos para maçãs, pêssegos e cerejas. Contudo, valores de meia-vida biológica devido à absorção pela raiz apresentaram valores variando desde 1,4 até 3,2 anos.

Assim, de acordo com estes resultados disponíveis na literatura e os obtidos neste trabalho, pode-se dizer que a meia-vida biológica devido à translocação para as romãs seria cerca de 10 vezes menor que a meia-vida biológica devido à absorção pela raiz e cerca de 100 vezes menor do que o tempo de decaimento físico do ^{137}Cs . Para as pimentas vermelhas estas razões seriam cerca de 25 vezes e 250 vezes, respectivamente.

Finalmente, considerando-se que o aumento da absorção de potássio observado para a pimenteira malagueta P1, após ser sido transplantada para um solo com maior concentração de nutrientes vegetais (veja novamente a Figura 4.18), pode ser interpretado

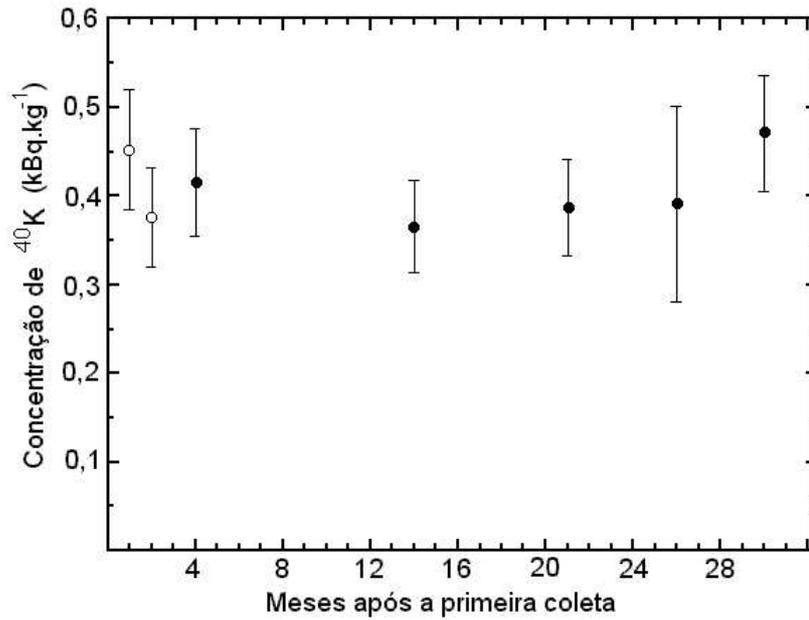


Figura 4.20: Dependência temporal da concentração de ^{40}K nos frutos da romãzeira R. Os dois pontos iniciais (círculos abertos) representam duas medidas realizadas em seus frutos enquanto esta árvore ainda se encontrava plantada em solo contaminado por ^{137}Cs . Os demais pontos (círculos fechados) representam as medidas realizadas após esta árvore ser transplantada para solo não contaminado.

a partir de um modelo que considera a transferência do radionuclídeo entre o solo e um compartimento que atingiu uma situação de equilíbrio [Fievet & Plet (2003)], é possível, então, estimar o tempo necessário para que o equilíbrio na concentração de potássio seja atingido. Este modelo pode ser expresso pela equação:

$$C(t) = A \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad (4.2)$$

Quando $t = t_{\frac{1}{2}} = \ln(2)/k$, $C(t_{\frac{1}{2}})$ igual a metade do valor da situação de equilíbrio, pode ser chamado de meia-vida biológica das concentrações de ^{40}K . Sendo assim, os valores de meia-vida biológica do ^{40}K para as pimentas verdes e vermelhas podem ser estimados com sendo $(2,2 \pm 0,7) \times 10^{-1}$ anos e $(1,2 \pm 0,8) \times 10^{-1}$ anos, respectivamente.

Estes resultados de meia-vida biológica e a observação do comportamento do Cs e do K nas plantas estudadas contribuíram para o melhor entendimento dos processos de absorção e distribuição destes radionuclídeos nos vegetais.

Capítulo 5

Conclusões

Os resultados observados neste trabalho sobre os comportamentos de absorção, acúmulo e distribuição de sais minerais compostos por íons de céσιο e potássio, que possuem propriedades físico-químicas semelhantes, ao longo de quatro espécies de plantas tropicais e subtropicais revelaram que estes elementos apresentam grande facilidade de serem absorvidos do solo pelas raízes e migrarem pelo tronco, galhos, folhas e partes comestíveis destes vegetais. Contudo, devido às quantidades do potássio presente nas amostras apresentarem ordens de grandeza superiores à quantidade de céσιο, deveria ser esperado que a influência do ^{137}Cs nos processos envolvidos no ciclo de crescimento das plantas ou em suas interações com o potássio fossem encobertas ou mascaradas. Entretanto, os resultados obtidos indicam que o ^{137}Cs absorvido pelas raízes das plantas migra pelo seu corpo acumulando-se em seu interior, confirmando o presente conhecimento sobre a distribuição de sais em plantas. Porém, contrariamente ao observado para o ^{40}K , sua absorção é tão mais acentuada quanto maior for sua concentração no solo. Adicionalmente, os resultados também indicam que em determinadas espécies de plantas os dois íons apresentam comportamentos semelhantes, ao contrário de outras espécies, que parecem saber identificar ou ainda determinar funções distintas para cada íon.

A análise detalhada da distribuição longitudinal de ^{137}Cs e ^{40}K em árvores frutíferas lenhosas (romãzeiras e pimenteiras) demonstrou uma tendência geral destes dois radioele-

mentos se acumularem preferencialmente nas regiões mais jovens das plantas, tais como, folhas, galhos ou brotos e cascas dos troncos. Já para as mandioqueiras e para o mamoeiro esta seqüência não foi tão evidente. Adicionalmente, os dados indicam que durante a fase inicial de crescimento das mandioqueiras o césio e o potássio apresentam papéis semelhantes em seu interior. Entretanto, a partir de uma determinada idade de crescimento, a planta aparentemente determinou funções diferentes para estes íons.

A análise bidimensional da distribuição radial de ^{137}Cs e ^{40}K no tronco principal do mamoeiro demonstrou uma tendência nítida do ^{137}Cs em apresentar maiores valores de concentração nas regiões voltadas para o lado com maior exposição à luz solar. Enquanto que o ^{40}K , aparentemente, não apresentou nenhuma tendência de migração lateral tão evidente. Este resultado, além de demonstrar que a distribuição de césio pode não ser simétrica nem homogênea no interior do caule de uma planta, também ratifica um resultado previamente observado pelo nosso grupo para goiabeiras [Mosquera *et al.* (2005)], no qual a distribuição do ^{137}Cs apresenta uma relação direta com a exposição à luz solar.

Desta forma, estes resultados mostram que, embora estes elementos possuam propriedades físico-químicas semelhantes, as plantas sabem distinguí-los, tornando assim, o uso de ^{137}Cs como rastreador de nutrientes vegetais um problema mais complexo. Contudo, uma possível conclusão é que para o ^{137}Cs possa ser utilizado como um rastreador, os estudos devem ser preferencialmente realizados em árvores lenhosas frutíferas ou florestais, mas considerando-se possíveis efeitos da exposição solar.

Os resultados encontrados para a romãzeira e a pimenteira revelam que durante o processo de descontaminação, parte do ^{137}Cs disponível no interior destas plantas foi redistribuída para as novas partes, como galhos e brotos, enquanto outra parte ficou aprisionada em seu interior, indicando que esta só seria eliminada por meio do seu decaimento físico. Adicionalmente, foi observada uma inversão nas concentrações tanto de ^{137}Cs quanto de ^{40}K nas pimentas malaguetas verdes e vermelhas durante o processo de descontaminação. Estes resultados sugerem que com a diminuição dos níveis de césio no interior da planta, o potássio tende a ser distribuído novamente pelos diferentes órgãos da

planta, os quais se encontravam anteriormente ocupados pelo céσιο. Tal comportamento confirma a ocorrência de uma competição direta entre os íons de céσιο e potássio durante o processo de absorção de céσιο pela planta, indicando que estes dois elementos possuem um mecanismo comum de acúmulo no interior de uma árvore lenhosa, reforçando a possível aplicação do céσιο como rastreador de nutrientes vegetais nesta espécie de planta.

A estimativa dos valores de meia-vida biológica devido à redistribuição do ^{137}Cs disponível no interior da romãzeira e da pimenteira, indicou que eles são da ordem de meses. Estes dados são de grande importância para a recuperação de ecossistemas agrícolas após um acidente radiológico ou nuclear, uma vez que ele se torna um importante determinante econômico e de preservação do meio ambiente, podendo indicar a simples interdição, por um período de tempo determinado, de uma área agrícola (ou florestal), após um trabalho de descontaminação do solo. Evitando, assim, em alguns casos, uma devastação desnecessária do meio ambiente.

Finalmente, a quantidade de ^{137}Cs que é absorvida do solo e transferida por todas as partes comestíveis dos vegetais foi estimada através do cálculo do fator de transferência solo-planta. Os valores encontrados neste trabalho para os fatores de transferência de ^{137}Cs indicaram que os tubérculos produzidos pelas mandiocueiras apresentaram valores inferiores aos encontrados para pimentas, mamões e romãs. Curiosamente, mesmo que os tubérculos de uma mandiocueira sejam um tipo de raiz, seus valores de FT também são inferiores aos do abacate, da manga e da goiaba, dados estes que foram obtidos previamente pelo nosso Grupo [Mosquera *et al.* (2005)]. Por outro lado, as romãs apresentaram valores de FT uma ordem de grandeza superior aos outros vegetais analisados. Desta forma, se estas espécies de plantas tropicais ou subtropicais estivessem sendo cultivadas em um solo com as mesmas características e ocorresse um acidente radiológico ou nuclear depositando resíduos contendo ^{137}Cs de forma homogênea, as romãzeiras produziriam os frutos mais contaminados. Assim, nesta situação hipotética, seria aconselhável evitar o consumo de romãs, dando preferência às mandiocas, depois aos mamões, goiabas, abacates ou mangas.

Conclusões

Com isso, o LARA tem contribuído para um melhor entendimento do comportamento de nossas plantas tropicais, uma vez que a grande maioria destas informações é inédita, ressaltando a importância deste conhecimento para uma emergência radiológica ou nuclear que possa eventualmente ocorrer no Brasil.

Referências Bibliográficas

- [Anjos *et al.* (2002)] Anjos, R.M.; Umisedo, N.K.; Facure, A.; Yoshimura, E.M.; Gomes, P.R.S.; Okuno, E., *Goiânia: 12 years after the ^{137}Cs Radiological Accident*. Radiation Protection Dosimetry, 101(1-4), p. 201-204, 2002.
- [Anjos *et al.* (2004)] Anjos, R.M.; Okuno, E.; Yoshimura, E.M.; Gomes, P.R.S.; Estellita, L.; Mangia, L.; Uzeda, D.; Soares, T.; Facure, A.; Brage, J.A.P.; Mosquera, B.; Carvalho, C. and Santos, A.M.A., *Radioecology teaching: evaluation of the background radiation levels from areas with high concentrations of radionuclides in soil*. European Journal of Physics, 25, p. 133-144, 2004.
- [Anjos *et al.* (2005)] Anjos, R.M.; Veiga, R.; Soares, T.; Santos, A.M.A.; Aguiar, J.G.; Frascá, M.H.B.O.; Brage, J.A.P.; Uzêda, D.; Mangia, L.; Facure, A.; Mosquera, B.; Carvalho, C. and Gomes, P.R.S., *Natural radionuclide distribution in Brazilian commercial granites*. Radiation Measurements, 39, p. 245-253, 2005.
- [Antonopoulos *et al.* (1990)] Antonopoulos-Domis, M.; Clouvas, A. and Gagianas, A., *Compartment model for long-term contamination prediction in deciduous fruit trees after a nuclear accident*. Health Physics, 58, p. 737-741, 1990.
- [Antonopoulos *et al.* (1991)] Antonopoulos-Domis, M.; Clouvas, A. and Gagianas, A. *Radiocesium dynamics in fruit trees following the Chernobyl accident*. Health Physics, 61, p. 837-842, 1991.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Antonopoulos *et al.* (1996)] Antonopoulos-Domis, M.; Clouvas, A. and Gagianas, A., *Long Term Radiocaesium Contamination of Fruit Trees Following the Chernobyl Accident*. Health Physics, 71, p. 910-914, 1996.
- [Ávila *et al.* (1998)] Ávila, R.; Moberg, L. and Hubbard, L., *Modelling of radionuclide migration in forest ecosystems*. A literature review. Swedish Radiation Protection Institute. SSI Report 98:07, 1998.
- [Ban-nai & Muramatsu (2002)] Ban-nai, T. and Muramatsu, Y., *Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish*. Journal of Environmental Radioactivity, 63, p. 251-264, 2002.
- [Barci-Funel *et al.* (1995)] Barci-funel, G.; Dalmasso, J.; Barci, V.L. and Ardisson, G., *Study of the transfer of radionuclides in trees at a forest site*. The Science of the Total Environment, 173/174, p. 369-373, 1995.
- [Belli *et al.* (1995)] Belli, M.; Sansone, U.; Ardiani, R.; Feoli, E. and Scimone, M., *The effect of fertiliser applications on ¹³⁷Cs uptake by different plant species and vegetation types*. Journal of Environmental Radioactivity, 27, p. 75-89, 1995.
- [Bowen (1979)] Bowen, H.J.M., *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press. London: 1979.
- [Broadley & Willey (1997)] Broadley, M.R. and Willey, N.J., *Differences in root uptake of radiocaesium by 30 plant taxa*. Environmental Pollution, 95, p. 311-317, 1997.
- [Buysse *et al.* (1995)] Buysse, J.; Van de Brande, K. and Merckx, R., *The distribution of radiocaesium and potassium in spinach plants grown at different shoot temperatures*. Journal of Plant Physiology, 146, p.263-267, 1995.
- [Buysse *et al.* (1996)] Buysse, J.; Van de Brande, K. and Merckx, R., *Genotypic differences in the uptake and distribution of radiocaesium in plants*. Plant and Soil, 178, p.265-271, 1996.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Carini & Lombi (1997)] Carini, F. and Lombi, E., *Foliar and soil uptake of ^{134}Cs and ^{85}Sr by grape vines*. *The Science of Total Environment*, 207, p. 157-164, 1997.
- [Carini (2001)] Carini, F., *Radionuclide transfer from soil to fruit*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 52, p. 237-279, 2001.
- [Chiozzi *et al.* (2000)] Chiozzi, P.; De Felice, P.; Fazio, A.; Pasquale, V.; Verdoya, M., *Laboratory application of NaI(Tl) γ -ray spectrometry to studies of natural radioactivity in geophysics*. *Applied Radiation and Isotopes*, 53(1-2), p. 127-132, 2000.
- [Cline & Hungate (1960)] Cline, J.F. and Hungate, F.P., *Accumulation of potassium, caesium and rubidium in bean plants grown in nutrient solutions*. *Plant Physiology*, 35, p. 826-829, 1960.
- [Eisenbud (1973)] Eisenbud, M., *Environmental Radioactivity*, 2nd Edition. Academic Press. New York: 1973.
- [Embrapa (2005a)] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
http://www21.sede.embrapa.br/noticias/banco_de_noticias/2002/outubro/bn.2004-11-25.5399652129/mostra_noticia
- [Embrapa (2005b)] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
[http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTMLMandioca/mandioca_para/importancia.htm](http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Mandioca/mandioca_para/importancia.htm)
- [Ertel & Ziegler (1991)] Ertel, J. and Ziegler, H *Cs-134/137 contamination and root uptake of different forest trees before and after Chernobyl accident*. *Radiation and Environmental Biophysics*, 30, p. 147-157, 1991.
- [Facure *et al.* (2001a)] Facure, A.; Umisedo, N.K.; Okuno, E.; Yoshimura, E.M.; Gomes, P.R.S.; Anjos, R.M., *Measurements performed in Goiânia after a new intervention action in 2001*. *Radiation Protection Dosimetry*, 98(4), p. 433-435, 2001.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Facure *et al.* (2001b)] Facure, A.; Umisedo, N.K.; Okuno, E.; Yoshimura, E.M.; Gomes, P.R.S.; Anjos, R.M., *Remains of ^{137}Cs contamination in the city of Goiânia, Brazil*. Radiation Protection Dosimetry, 95(2), p. 165-171, 2001.
- [Facure (2001c)] Facure, A., *A Contaminação Radiológica Remanescente em Goiânia*. Dissertação de Mestrado. IF-UFF, 2001.
- [Fernandez *et al.* (1997)] Fernandez, J.; Heredia, M.; Garcia-Sanchez, M.; Corisco, J.; Carreiro, M. and de los Rios, A., *Mechanisms of radiocaesium uptake and accumulation in Riccia fluitans*. In: Desmet G *et al.*, ed. *Freshwater and estuarine radioecology*. Elsevier, 1997.
- [Fievet & Plet (2003)] Fievet, B. and Plet, D., *Estimating biological half-lives of radionuclides in marine compartments from environmental time-series measurements*. Journal of Environmental Radioactivity, 65, p. 91-107, 2003.
- [Fogh & Anderson (2001)] Fogh, C.L. and Anderson, K.G., *Dynamic behaviour of ^{137}Cs contamination in trees of the Briansk region, Russia*. The Science of the Total Environment, 269, p. 105-115, 2001.
- [Frissel (1997)] Frissel, M.J., *Protocol for the experimental determination of soil to plant transfer factors (concentration ratios) to be used in radiological assesment models*. UIR Newsletter, 28, p. 5-8, 1997.
- [Gerzabek (1998)] Gerzabek, M.H.; Strebl, F. and Temmel, B., *Plant uptake of radionuclides in lysimeter experiments*. Environmental Pollution, 99, p. 93-103, 1998.
- [Gommers *et al.* (2000)] Gommers, A.; Thiry, Y.; Vandenhove, H.; Vandecasteele, C.M.; Smolders, E. and Merckx, R., *Radiocaesium Uptake by One-Year-Old Willoes Planted as Short Rotation Coppice* Journal of Environmental Quality, 29, 1384-1390, 2000.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Goor & Avila (2003)] Goor, F. and Avila, R., *Quantitative comparison of models of ^{137}Cs cycling in forest ecosystems* Environmental Modelling & Software, 18, p. 273-279, 2003.
- [Goor & Thiry (2004)] Goor, F. and Thiry, Y., *Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations*. Science of the Total Environment, 325, p. 163-180, 2004.
- [HASL (1997)] Environmental Measurements Laboratory, *HASL 300 - Procedures Manual*, 28th Edition, U.S. Department of Energy, 1997.
<http://www.eml.doe.gov/publications/procman/>
- [Haas & Müller (1995)] Haas, G. and Müller, A., *Radioecological Investigations on the Tree Rings Spruce*. The Science of Total Environment, 173-174, p. 393-397, 1995.
- [HP (1991)] *The Goiânia Radiation Accident*. Special Issue, Health Physics, 60, 1991.
- [IAEA (1988)] International Atomic Energy Agency. *The Radiological Accident in Goiânia*. Vienna, 1988.
- [IAEA (1989)] International Atomic Energy Agency. *Measurement of Radionuclides in Food and the Environment*. Vienna: IAEA Technical Report Series, No 295, p. 22-31, 1989.
- [IAEA (1992)] International Atomic Energy Agency. *The Chernobyl Accident: Updating of INSAG-1*. Vienna: IAEA Safety Series, INSAG-7, 1992.
- [IAEA (1994)] International Atomic Energy Agency. *Handbook of parameter value for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*. Vienna: IAEA Technical Report Series, No 364, 1994.
- [Jones *et al.* (1991)] Jones, H.E.; Harrison, A.; Positt, A.F. and Clint, G., *The effect of potassium nutrition on Cs-137 uptake in two upland species*. Journal of Environmental Radioactivity, 14, p. 279-294, 1991.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Knoll (1979)] Knoll, G.F., *Radiation Detection and Measurement*. New York: Jonh Wiley and Sons, 1979.
- [Kudo *et al.* (1993)] Kudo, A.; Suzuki, T.; Santry, D. C.; Mahara, Y.; Miyahara, S. and Garrec, J. P., *Effectiveness of tree rings for recording Pu history at Nagasaki, Japan*. Journal of Environmental Radioactivity, 21, p. 55-63, 1993.
- [Lederer & Shirley (1978)] Lederer, C.M. and Shirley, V.S., *Table of Isotopes*, 7th Edition. New York: John Wiley and Sons, 1978.
- [Livens & Loveland (1988)] Livens, F.R. and Loveland, J.P., *The Influence of Soil Properties on the Environmental Mobility of Caesium in Cumbria*. Soil Use and Management, 4(3), p. 69-75, 1988.
- [McGee *et al.* (2000)] McGee, E.; Synnott, H.; Johanson, K.; Fawaris, B.; Nielsen, S.; Horrill, A.; Kennedy, V.; Barbayiannis, N.; Veresoglou, D.; Dawson, D.; Colgan, P. and McGarry, A., *Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem*. Journal of Environmental Radioactivity, 48, p. 59-78, 2000.
- [Middleton *et al.* (1960)] Middleton, L.; Handley, R. and Overstreet, R., *Relative uptake and translocation of potassium and cesium in barley*. Plant Physiology, 35, p. 913-918, 1960.
- [Momoshima & Bondietti (1994)] Momoshima, M. and Bondietti E.A., *The radial distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in trees*. Journal of Environmental Radioactivity, 22, p. 93-109, 1994.
- [Mosquera (2004)] Mosquera, B., *Distribuição de ^{137}Cs em Árvores Frutíferas Tropicais*. Dissertação de Mestrado. IF-UFF, 2004.
- [Mosquera *et al.* (2004)] Mosquera, B.; Veiga, R.; Mangia, L.; Carvalho, C.; Estellita, L.; Uzeda, D.; Facure, A.; Violini, B. and Anjos, R.M., *^{137}Cs Distribution in Guava Trees*. Brazilian Journal of Physics, 34 (3A), p. 841-844, 2004.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Mosquera *et al.* (2005)] Mosquera, B.; Carvalho, C.; Veiga, V.; Mangia, L. and Anjos, R. M., *¹³⁷Cs Distribution in Tropical Fruit Trees After Soil Contamination*. Experimental and Environmental Botany, 2005.
- [Myttenaere *et al.* (1993)] Myttenaere, C.; Schell, W. R.; Thiry, Y.; Sombre, L.; Ronneau, C. and Schrieck, J., *Modelling of Cs-137 cycling in forests: recent developments and research needed*. The Science of Total Environment, 136, p. 77-91, 1993.
- [Nishita *et al.* (1962)] Nishita, H.; Dixon, D. and Larson, K., *Accumulation of Cs and K and growth of bean plants in nutrient solution and soils*. Plant and Soil, 17, p. 221-242, 1962.
- [ORTEC (1984)] EG&G ORTEC. *Experiments in Nuclear Science AN34, Laboratory Manual*. Tennessee: EG&G ORTEC, 1984.
- [Paasikallio *et al.* (1994)] Paasikallio, A.; Rantavaara, A. and Sippola, J., *The transfer of cesium-137 and strontium-90 from soil to food crops after the Chernobyl accident*. The Science of the Total Environment, 155, p. 109-124, 1994.
- [Papastefanou *et al.* (1999)] Papastefanou, C.; Manolopoulou, M.; Stoulos, S.; Ioannidou, A. and Gerasopoulos, E., *Soil-to-plant transfer of ¹³⁷Cs, ⁴⁰K and ⁷Be*. Journal of Environmental Radioactivity, 45, p. 59-65, 1999.
- [Peles *et al.* (2000)] Peles, J.D.; Bryan Jr., A.L.; Garten Jr., C.T.; Ribble, D.O. and Smith, M.H., *Ecological half-life of ¹³⁷Cs in fish from a stream contaminated by nuclear reactor effluents*. The Science of Total Environment, 263, p. 255-262, 2000.
- [Peles *et al.* (2002)] Peles, J.D.; Smith, M.H. and Brisbin Jr., I.L., *Ecological half-life of ¹³⁷Cs in plants associated with a contaminated steam*. Journal of Environmental Radioactivity, 59, p. 169-178, 2002.
- [Raven *et al.* (1978)] Raven, P.H.; Evert, R.F. and Curtis, H., *Biologia Vegetal*, 2ª Edição. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, 1978.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Regan (1997)] Regan, P.H., *2nd Year Radiation Detection and Measurement*, Lecture Notes, 1997.
- [Ribas (2002)] Ribas, Roberto V., *Instrumentação Nuclear*. São Paulo: IF-USP, 2002.
- [RHH (1970)] Bureau of Radiological Health, US Dept. of Health, Education and Welfare, *Radiological Health Handbook*, Revised Edition, US Government Printing Office. Washington, DC; 1970.
- [Roca & Vallejo (1995)] Roca, M.C. and Vallejo, V.R., *Effect of soil potassium and calcium on caesium and strontium uptake by plant roots*. Journal of Environmental Radioactivity, 28, p. 141-159, 1995.
- [Sabbarese *et al.* (2002)] Sabbarese, C.; Stellatoa, L.; Contrufoa, M. F.; D'Onofrioa, A.; Ermicea, A.; Terrasia, F. and Alfierib, S., *Transfer of ^{137}Cs and ^{60}Co from irrigation water to a soil-tomato plant system*. Journal of Environmental Radioactivity, 61, p. 21-31, 2002.
- [Sacchi *et al.* (1997)] Sacchi, B. L.; Espen, L.; Nocito, F. and Ccucci, M., *Cs^+ uptake in subapical maize root segments: Mechanisms and effects on H^+ release, transmembrane electric potential and cell pH*. Plant Cell Physiology, 38, p. 282-289, 1997.
- [Schachtman *et al.* (1992)] Schachtman, D.P.; Shroeder, J.I.; Lucas, W.J.; Anderson, J.A. and Gaber, R.F., *Expression of an Inward-Rectifying Potassium Channel by the Arabidopsis KAT1 cDNA*. Science, 258, p. 1654-1658, 1992.
- [Schachtman & Schroeder (1994)] Schachtman, D.P. and Shroeder, J.I., *Structure and transport mechanism of a high-affinity potassium uptake transporter from higher plants*. Nature, 370, p. 655-658, 1994.
- [Shaw & Bell (1989)] Shaw, G. and Bell, J.N.B., *The kinetics of caesium absorption by roots of winter wheat and the possible consequences for the derivation of soil-to-plant transfer factors for radiocaesium*. Journal of Environmental Radioactivity, 10, p. 213-231, 1989.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Shaw & Bell (1991)] Shaw, G. and Bell, J.N.B., *Competitive Effects of Potassium and Ammonium on Caesium Uptake Kinetics in Wheat*. Journal of Environmental Radioactivity, 13, p. 283-296, 1991.
- [Shaw *et al.* (1992)] Shaw, G.; Hewamanna, R.; Lillywhite, J. and Bell, J. N. B., *Radio-caesium Uptake and Translocation in Wheat with Reference to the Transfer Factor Concept and Ion Competition Effects*. Journal of Environmental Radioactivity, 16, p. 167-180, 1992.
- [Shaw (2005)] Shaw, G. *Applying radioecology in a world of multiple contaminants*. Journal of Environmental Radioactivity, 81, p. 117-130, 2005.
- [Shultz (1965)] Shultz, R. K., *Soil Chemistry of Radionuclides*. Health Physics, 11, p. 1317-1324, 1965.
- [Simon *et al.* (2002)] Simon, S. L.; Graham, J. C. and Terp, S. D., *Uptake of ^{40}K and ^{137}Cs in native plants of the Marshall Islands*. Journal of Environmental Radioactivity, 59, p. 223-243, 2002.
- [Smolders *et al.* (1996)] Smolders, E.; Kiebooms, L.; Buysse, J. and Merckx, R., *^{137}Cs uptake in spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv. Tonic) at varying K supply*. Plant Soil, 181, p. 205-220, 1996.
- [Smolders *et al.* (1997)] Smolders, E.; Vandenbrande, K. and Merckx, R., *Concentrations of Cs-137 and K in soil solution predict the plant availability of Cs-137 in soil*. Environmental Science and Technology, 31(12), p. 3432-3438, 1997.
- [Stone & Robson (2002)] Stone, E. L. and Robinson, W. L., *Effect of Potassium on Uptake of ^{137}Cs in Food Crops Grown on Coral Soils: Annual Crops at Bikini Atoll*. Lawrence Livermore National Laboratory.
<http://www.llnl.gov/tid/lof/documents/pdf/241100.pdf>

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Tzortzis & Tsertos (2004)] Tzortzis, M. and Tsertos, H., *Determination of thorium, uranium and potassium elemental concentrations in surface soils in Cyprus*. Journal of Environmental Radioactivity, 77, p. 325-338, 2004.
- [UNSCEAR (1993)] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation *Sources and Effects of Ionizing Radiation* UNSCEAR Report, 1993.
- [UNSCEAR (2000)] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation *Sources and Effects of Ionizing Radiation* UNSCEAR Report, 2000.
- [Whicker & Shultz (1981)] Whicker, F. W. and Shultz, V., *Radioecology: Nuclear Energy and Environment*. CRC Press, Boca Raton, USA, 1981.
- [Whicker *et al.* (1999)] Whicker, F. W.; Shaw, G.; Voigt, G. and Holm, E., *Radioactive contamination: state of the science and its application to predictive models*. Environmental Pollution, 100, p. 133-149, 1999.
- [Wolt (1994)] Wolt, J.D., *Soil solutions Chemistry: applications to environmental science and agriculture*. New York: John Wiley and Sons, 1994.
- [Zhu (1998)] Zhu, Y-G., *Effect of potassium supply on the uptake of radiocaesium by crops*. Ph.D. thesis, The University of London, UK, 1998.
- [Zhu *et al.* (1999)] Zhu, Y-G.; Shaw, G.; Nisbet, A. F. and Wilkins, B. T., *Effect of external potassium supply on compartmentation and flux characteristics of radiocaesium in intact spring wheat roots*. Annals of Botany, 84, p. 639-644, 1999.
- [Zhu & Smolders (2000)] Zhu, Y-G. and Smolders, E., *Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application*. Journal of Experimental Botany, 51 (351), p. 1635-1645, 2000.
- [Zhu *et al.* (2000)] Zhu, Y-G.; Shaw, G.; Nisbet, A. F. and Wilkins, B. T., *Effect of potassium starvation on the uptake of radiocaesium by spring wheat (*Triticum aestivum* cv. Tonic)*. Plant and Soil, 220, p. 27-34, 2000.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [Zhu & Shaw (2000)] Zhu, Y-G. and Shaw, G., *Soil contamination with radionuclides and potential remediation*. Chemosphere, 41, p. 121-128, 2000.
- [Zhu *et al.* (2002)] Zhu, Y-G.; Shaw, G.; Nisbet, A. F. and Wilkins, B. T., *Effect of external potassium supply and plant age on the uptake of radiocaesium ^{137}Cs by broad bean (*Vicia faba*): interpretation of results from large-scale hydroponic study*. Environmental and Experimental Botany, 47, 173-187, 2002.

*"Há dois tipos de conhecimento:
ou sabemos nós mesmos
ou sabemos onde obter informação."*

Samuel Johnson, XVIII