

**COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA
MESTRADO EM RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA**

ALINE GONZALEZ VIANA

***AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE MOBILIDADE DO ⁹⁰Sr EM SOLOS
BRASILEIROS***

**Orientador: Dr^a. Maria Angélica Vergara Wasserman
Co-Orientador: Dr. Daniel Vidal Perez**

RIO DE JANEIRO

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE MOBILIDADE DO ⁹⁰SR EM SOLOS
BRASILEIROS

ALINE GONZALEZ VIANA

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA À COMISSÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO DO
INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA DA COMISSÃO NACIONAL DE
ENERGIA NUCLEAR COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
Instituto de Radioproteção e Dosimetria – Comissão Nacional de Energia Nuclear
Coordenação de Pós-Graduação
2007

Aprovada por:

Presidente: Dr^a Maria Angélica Vergara Wasserman

Dr^a Ana Cristina de Melo Ferreira

Dr^a Saraí Maria de Alcântara

Dr. Julio Cesar de Faria Alvim Wasserman

Dr^a Elaine Rúa Rodriguez Rochedo (suplente)

DEDICATÓRIA

"Plante seu jardim e decore sua alma, ao invés de esperar que alguém lhe traga flores. E você aprende que realmente pode suportar, que realmente é forte, e que pode ir muito mais longe depois de pensar que não se pode mais. E que realmente a vida tem valor e que você tem valor diante da vida!"

William Shakespeare

Dedico este trabalho
a todos aqueles que
torceram e torcem
por mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos “meus pais”, Valeria e Rodolfo pelo amor, torcida e apoio nos momentos em que queria desistir. Amo vocês!!!

Ao Miguel, meu amor e meu amigo, pelo incentivo, paciência, compreensão e pelos finais de semana de sol intenso em que estive ao meu lado me ajudando e me apoiando.

À minha orientadora e amiga Dr^a Maria Angélica Wasserman, por transmitir seus grandiosos conhecimentos com dedicação em qualquer hora do dia, noite e madrugada.

À Dr^a Elaine Rochedo pela valiosa contribuição no tratamento estatístico, na revisão da presente dissertação e principalmente pelas palavras de apoio e carinho.

A todos os amigos adquiridos no IRD e em especial à Flavinha que muito contribuiu na análise final das amostras e aos eternos amigos Tauhata e Ronaldo Vivone, sempre prontos a ouvir e apoiar.

À eterna amiga Michele por estar sempre pronta a ajudar e à amiga Flavia Bartoly pelos conselhos profissionais, pessoais e grande incentivo.

Ao Instituto de Radioproteção e Dosimetria e seus funcionários.

Ao Dr^o Daniel Vidal Perez e à Embrapa Solos pelo apoio e dedicação na análise das amostras.

À FAPERJ pela bolsa concedida.

RESUMO

Investigou-se neste estudo os mecanismos de transferência do ^{90}Sr no sistema solo-planta de solos brasileiros, através de experimentos integrados de campo e de laboratório. Para acompanhar o processo de absorção do ^{90}Sr foram cultivados o milho (*Zea mays, L.*), o repolho (*Brassica oleracea*) e o rabanete (*Raphanus sativus L.*). Estas culturas foram escolhidas porque possuem taxas de absorção diferenciadas devido às diferenças nas estruturas fisiológicas estudadas: grão, folha e raiz. O cultivo foi realizado em lisímetros de 1m^2 instalados em área restrita no IRD contendo os seguintes tipos de solos contaminados artificialmente com ^{90}Sr e que diferem em suas propriedades físico-químicas: Argissolo, (coletado na região de Campos, RJ), o Latossolo Vermelho Amarelo (coletado em Abadia de Goiás, GO) o Latossolo Vermelho (coletado na região de Lavras, MG) e o Nitossolo, (coletado na região de São Borja, RS). Neste estudo identificou-se que o Nitossolo, de origem subtropical e contendo argila de alta atividade apresentou menor fator de transferência para todas as culturas consideradas e esses valores ficaram na mesma ordem de grandeza ou foram menores que os valores citados na literatura para solos de clima temperado: FT_{milho} : $5,78\text{E}-3$ ($n=2$); FT_{rabanete} : $1,78\text{E}+0$ ($n=2$); FT_{repolho} : $9,16\text{E}-1$ ($n=2$). Os outros solos apresentaram valores superiores variando de $1,93\text{E}0$ a $4,06\text{E}+01$ para rabanete ($n=9$); $9,99\text{E}-2$ a $8,80\text{E}+0$ para o repolho ($n=16$) e $9,94\text{E}-3$ e $1,60\text{E}-2$ para o milho ($n=14$). Verificou-se que os dados de FT do ^{90}Sr para o milho se correlacionaram com as seguintes propriedades dos solos: Ca e Mg trocável, CTC e matéria orgânica ($p=99,9\%$), o que está de acordo com a literatura especializada. Os dados de FT do ^{90}Sr para o repolho se correlacionaram com o conteúdo de Ca trocável e pH ($p=99,9\%$), enquanto os valores de FT obtidos para o rabanete não se correlacionam significativamente com nenhuma das propriedades dos solos avaliadas. Os resultados de extração seqüencial evidenciaram a grande disponibilidade do ^{90}Sr para transferências no sistema solo-planta, no entanto, mecanismos fisiológicos associados

às particularidades dos solos (baixa CTC, baixo pH, baixo conteúdo nutricional e baixo conteúdo de matéria orgânica) favoreceram a migração do ^{90}Sr para camadas mais profundas ao invés de favorecer sua absorção.

ABSTRACT

In this document, the transfer mechanisms of ^{90}Sr were studied in soil-plant systems from Brazil, integrating field and laboratory experiments. Some soil classes, with different physical and chemical properties, relevant to Brazil were selected. The soil classes included in this study were Oxisol, Alfisol and Nitisol. These soils were artificially contaminated with ^{90}Sr for crop cultivation in lysimeters located at the experimental area of the Instituto de Radioproteção e Dosimetria. The selected crops chosen to the root uptake studies were: corn (*Zea mays*, L.), cabbage (*Brassica oleracea*) and radish (*Raphanus sativus* L.). These cultures were chosen because they have varying absorption rates due to differences in the physiologic structures analyzed: grain, leaf and root. This study identified Nitisol, which contains clay of high activity, as having smaller transfer factor for all crops and these values were in the same order of magnitude as temperate climate values reported in the specialized literature: $\text{TF}_{\text{corn}}: 5,78\text{E}-3$ (n=2); $\text{TF}_{\text{radish}}: 1,78\text{E}0$ (n=2); $\text{TF}_{\text{cabbage}}: 9,16\text{E}-1$ (n=2). All other soils presented higher TF values, ranging from $1,93\text{E}0$ to $4,06\text{E}+01$ for radish (n=8), from $9,99\text{E}-2$ to $8,80\text{E}0$ for cabbage (n=16) and from $9,94\text{E}-3$ to $1,60\text{E}-2$ for corn (n=14). It was verified that the TF values for corn presented a significant linear correlation with the following properties of the soils: exchangeable Ca and Mg, Cation Exchange Capacity and Organic matter content (p=99,9%), corroborating the behavior described in the related literature. The TF values for cabbage presented significant correlation with exchangeable Ca and pH (p=99,9%), while no correlation between TF and soil properties were observed for radish. The results of sequential extraction evidenced the great ^{90}Sr availability for transfer in the soil-plant system; nevertheless, physiological processes occurring in such unfertile soils (low CEC, low pH and low OM and nutrients content) improved the migration to lower layers in soil instead of uptake by roots.

SUMÁRIO

1- INTRODUÇÃO	1
2- OBJETIVOS	8
3 - FUNDAMENTOS TEÓRICOS	9
3.1 – O Recurso Solo	9
3.1.1 – Formação e Constituição do Solo	10
3.1.2 – Componentes Minerais do Solo	11
3.1.3 – Componente Orgânico do Solo	13
3.2 – Mecanismos de Entrada e Saída de Radionuclídeos no Sistema Solo/Planta	14
3.3 – Processos de Contaminação dos Vegetais	16
3.4 – Mobilidade e Biodisponibilidade dos Radionuclídeos nos Solos	17
3.5 - Mecanismos Envolvidos na Dinâmica de Poluentes em Solos	20
3.5.1- Adsorção e Dessorção	20
3.5.2- Oxidação e Redução	22
3.6 – A transferência Solo-Planta de Radionuclídeos	23
3.7 – O Estrôncio-90	24
4 - MATERIAIS E MÉTODOS	27
4.1 - Os Experimentos de Campo	27
4.1.1 - Descrição da Área Experimental	27
4.1.2 – Tipos de Solos Estudados	28
4.1.3 - Descrição da Contaminação dos solos	29
4.1.4 - Culturas Utilizadas no Experimento	29

4.2 - Os Experimentos de Laboratório	31
4.2.1 - Processamento e Análise das Amostras	31
4.2.2 - Extração Seqüencial	32
4.3 - Controle de Qualidade	36
4.4 - Tratamento Estatístico dos Dados	36
5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES	37
5.1 - As Propriedades Físico-Químicas dos Solos Estudados	37
5.2 - Análise Preliminar dos Valores de Fator de Transferência	39
5.2.1 - Valores do Fator de Transferência	40
5.3 - O Comportamento do ⁹⁰Sr no Milho	40
5.4 - O Comportamento do ⁹⁰Sr no Repolho	45
5.5 - O Comportamento do ⁹⁰Sr no Rabanete	50
6 – PARTIÇÃO GEOQUÍMICA DO ⁹⁰Sr	53
7 - CONCLUSÕES	60
8 – ANEXOS	63
9 – APÊNDICES	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Representação dos minerais argilosos do tipo 2:1 e 1:1.	12
Figura 3.2: Mecanismos de contaminação da planta e fatores que afetam a absorção dos radionuclídeos no sistema solo-planta.	15
Figura 4.1: Montagem dos lisímetros.	27
Figura 4.2: Cultivo de milho nos lisímetros da área experimental do IRD.	30
Figura 4.3: Cultivo de repolho nos lisímetros da área experimental do IRD.	30
Figura 4.4: Cultivo de rabanete nos lisímetros da área experimental do IRD.	31
Figura 4.5: Extração Seqüencial - Protocolo Wasserman.	35
Figura 5.1: Ajuste dos valores de FT para todos os valores em função do tipo de vegetal.	39
Figura 5.2: Correlação entre o estoque de Sr estável e o estoque de Ca no milho.	41
Figura 5.3: Correlação entre o FT ⁹⁰ Sr e o teor de matéria orgânica no solo para o milho.	43
Figura 5.4: Relação entre os valores médios de FT do ⁹⁰ Sr em milho nos solos estudados.	44
Figura 5.5: Correlação entre o estoque de Sr estável e o estoque de Ca no repolho.	46
Figura 5.6: Correlação entre o FT ⁹⁰ Sr e o pH do solo no repolho.	48
Figura 5.7: Relação entre os valores médios de FT do ⁹⁰ Sr em repolho nos solos estudados.	49
Figura 5.8: Fator de transferência solo-planta do ⁹⁰ Sr em função do Ca trocável.	50
Figura 5.9: Correlação entre o FT de ⁹⁰ Sr e o Ca no rabanete.	51

Figura 5.10: Relação entre os valores médios de FT do ^{90}Sr em rabanete nos solos estudados.	52
Figura 6.1: Partição geoquímica do ^{90}Sr em Latossolo Vermelho Amarelo.	53
Figura 6.2: valores de Ln FT para o ^{90}Sr em milho, repolho e rabanete em função da concentração de ^{90}Sr na fase levemente ácida.	55
Figura 6.3: Partição geoquímica do ^{90}Sr em Latossolo Vermelho.	56
Figura 6.4: Conteúdo total de ^{90}Sr nos solos estudados.	57
Figura 6.5: Partição geoquímica do ^{90}Sr em Nitossolo.	58
Figura 6.6: Partição geoquímica do ^{90}Sr em Argissolo	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1: Exemplos de valores de fator de transferência solo-planta.	5
Tabela 3.1: Percentual de contaminação para cada via segundo MALEK <i>et al.</i> (2002)	16
Tabela 4.1: Resultados obtidos em amostras de referência.	36
Tabela 5.1: Propriedades físico-químicas dos solos estudados.	38
Tabela 5.2: Resumo estatístico para FT em função do tipo de vegetal.	40
Tabela 5.3: Valores de correlação para os estoques de ⁹⁰ Sr e Sr estável no milho em relação aos estoques de nutrientes.	41
Tabela 5.4: Valores de correlação para os estoques de ⁹⁰ Sr e o Sr estável no milho em relação às principais propriedades dos solos.	42
Tabela 5.5: Tipo de solo, propriedades e valores médios de FT (\pm sd) encontrados para ⁹⁰ Sr em cereais neste estudo e na literatura.	44
Tabela 5.6: Valores de correlação para os estoques de ⁹⁰ Sr e Sr estável no milho em relação aos estoques de nutrientes.	45
Tabela 5.7: Valores de correlação para os estoques de ⁹⁰ Sr e o Sr estável no repolho em relação às principais propriedades dos solos.	47
Tabela 5.8: Tipo de solo, propriedades e valores médios de FT (\pm sd) encontrados para ⁹⁰ Sr em repolho neste estudo e na literatura.	48
Tabela 5.9: Valores de correlação para os estoques de ⁹⁰ Sr e Sr estável no rabanete em relação aos estoques de nutrientes.	50
Tabela 5.10: Valores de correlação para os estoques de ⁹⁰ Sr e o Sr estável no rabanete em relação às principais propriedades dos solos.	51
Tabela 5.11: Tipo de solo, propriedades e valores médios de FT (\pm sd) encontrados para ⁹⁰ Sr em rabanete neste estudo e na literatura.	52

LISTA DE SIGLAS

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear

CNPS – Centro Nacional de Pesquisa de Solos

CTC – Capacidade de troca catiônica

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FT – Fator de Transferência de Radionuclídeos do Solo para Planta

IAEA – International Atomic Energy Agency

IRD – Instituto de Radioproteção e Dosimetria

IUR – International Union of Radioecologists

MO – Matéria Orgânica

SEANA – Serviço de Análise Ambiental

SEAIA – Serviço de Avaliação de Impacto Ambiental

1- INTRODUÇÃO

A radiação sempre esteve presente na biosfera, onde a vida se desenvolveu. A maior contribuição, para a exposição à radiação recebida pelo homem, é proveniente de fontes naturais. As principais fontes de radiação natural que contribuem para a exposição do homem e do meio ambiente são:

- As radiações cósmicas e os radionuclídeos cosmogênicos, formados pela interação da radiação cósmica com o ar;
- As fontes terrestres de radiação, que são os radionuclídeos de meia-vida longa, que existem na terra desde a sua formação, bilhões de anos atrás, e que ainda não decaíram substancialmente (UNSCEAR, 1994).

Além destas, algumas atividades de mineração, que movimentam para a superfície da terra concentrações significativas de radionuclídeos naturais, podem levar a um aumento da radioatividade natural no sistema solo-planta, contribuindo para a exposição de grupos da população. No entanto, além da radiação natural, o homem também está exposto a radiações artificiais.

As principais fontes de radiação artificial que contribuem para a exposição do homem e do meio ambiente são:

- Testes nucleares, que contribuíram para o lançamento de material radioativo na atmosfera;
- Acidentes de usinas nucleares;
- Radiação ionizante proveniente da indústria, pesquisa e medicina.

Uma quantidade significativa de radionuclídeos foi liberada para a atmosfera na década de 50 e início da década de 60, quando cerca de 400 testes nucleares foram realizados, com detonação na atmosfera. Além destes testes, os acidentes de usinas nucleares como os que ocorreram em Windscale na Inglaterra em 1957 e Chernobyl na Ucrânia em 1986, entre outros, contribuíram para a contaminação do meio ambiente e conseqüentemente para a exposição de pessoas.

Acidentes nucleares ou radiológicos podem causar contaminação ambiental local como o acidente de Goiânia, regional como o acidente de Chernobyl e global. Liberações de rotina de radionuclídeos provenientes de indústrias nucleares, embora controladas e seguidas por normas específicas, também podem contribuir para a exposição de grupos da população. Os principais radionuclídeos liberados por testes atmosféricos, para efeito de exposição na população, são: ^{14}C com meia-vida de 5730 anos, ^{137}Cs com meia-vida de 30 anos, ^{90}Sr com meia-vida de 28,8 anos e ^3H com meia-vida de 12 anos. Traços destes radionuclídeos são ainda encontrados no solo e em alimentos em praticamente todo o mundo, com uma contribuição de cerca de 1% da exposição total anual (ROCHEDO, 2003).

Liberações de material radioativo para a atmosfera são de grande importância na avaliação da segurança de instalações nucleares; assim, o comportamento de radionuclídeos no ambiente tem sido tema de variados estudos por fornecer subsídios ao gerenciamento de resíduos, ao controle da qualidade da água, à proteção ambiental e a recuperação de áreas contaminadas.

A liberação de material radioativo artificial para o meio ambiente aumentou a preocupação com a contaminação dos solos (IAEA, 1989). Em relação a exposições de longo prazo, o ecossistema terrestre costuma ser o mais importante, não só por que o homem vive neste ambiente, mas também dele provém a maior parte de seu alimento.

A transferência de radionuclídeos através da cadeia alimentar é bastante complexa e envolve muitos processos, normalmente dependentes do radionuclídeo e das características do local (ROCHEDO & WASSERMAN, 2003). O comportamento dos radionuclídeos nos diversos compartimentos ambientais é característico para cada elemento e para cada tipo de superfície contaminada. A atividade depositada no solo geralmente representa um papel importante nas exposições de médio e longo prazo de indivíduos do público. A contaminação de superfícies por radionuclídeos de meia-vida longa pode levar a situações de exposição crônica.

Um solo contaminado pode ser uma fonte inicial de contaminação para águas subterrâneas, devido a processos físico-químicos que favorecem a migração vertical ou horizontal no solo; para águas de superfície por processos de erosão e transporte de solos contaminados; para o ar, por processos de ressuspensão; para as plantas, por processos de absorção radicular e/ou foliar e posterior translocação para outras partes da planta e para animais, através da ingestão de solo ou de alimentos contaminados (ROCHEDO & WASSERMAN, 2003). Durante a deposição de um radionuclídeo, o solo pode atuar como barreira geoquímica e como fonte de material radioativo. O solo pode reter a maioria dos elementos depositados superficialmente ou pode dispersá-los no meio ambiente, contaminando, a longo prazo, alimentos, vegetais, animais, água subterrânea e mesmo outros ecossistemas adjacentes ao local onde a deposição ocorreu.

A deposição de material radioativo em áreas agrícolas é importante, tanto do ponto de vista da dose para as populações rurais, como por seu impacto na contaminação de alimentos e na ração animal. Como o homem se alimenta com produtos de origem vegetal, a análise de alimentos constitui um instrumento importante para a identificação e previsão da magnitude dos impactos potenciais sobre a saúde do homem (HOLLANDA *et. al.*, 1999). O consumo de produtos agrícolas contaminados com radionuclídeos pode representar uma importante fonte de contaminação interna em humanos (ZHU & SHAW, 2000).

Após uma liberação atmosférica, o comportamento dos radionuclídeos no ambiente, particularmente sua solubilidade e capacidade de fixação em diferentes superfícies, varia para cada elemento, de acordo com a forma físico-química na qual ele é emitido, com o tipo de deposição (seca ou úmida) e com as características do ambiente (UNSCEAR, 2000).

Os radionuclídeos depositados no solo podem ser lixiviados, sendo carregados para outros sítios ou migrando para camadas mais profundas, ou podem permanecer retidos no solo. Os radionuclídeos presentes no solo podem ser absorvidos pelas

raízes das plantas, o que leva à sua migração ascendente no interior dos vegetais. Estes processos são relevantes, principalmente, para os radionuclídeos de meia-vida longa, como o ^{137}Cs e o ^{90}Sr .

A taxa e a direção da migração de um radionuclídeo na via solo-planta são determinadas por vários fenômenos naturais, como o tipo de planta, o estágio de crescimento da planta, a estrutura e composição do solo, além de características específicas de cada elemento químico e das condições meteorológicas, principalmente no momento em que ocorre a deposição (UNSCEAR, 2000).

Desde o início de testes nucleares na atmosfera, numerosos estudos vêm sendo desenvolvidos sobre a distribuição de ^{90}Sr e ^{137}Cs em superfícies de solo, assim como mecanismos de retenção e migração (HERRANZ *et al.*, 2001). Por serem radionuclídeos de meia-vida longa, o ^{137}Cs e o ^{90}Sr são radionuclídeos relevantes para a avaliação da contaminação de elementos no ecossistema terrestre, além de serem análogos químicos de nutrientes (K e Ca, respectivamente) e com elevada mobilidade no ciclo hidrológico, o que favorece também sua absorção por plantas (IAEA, 1989).

A transferência de radionuclídeos do solo para os vegetais reflete a possibilidade da transferência da radioatividade para o homem através da cadeia alimentar. A influência de propriedades do solo na absorção de radionuclídeos pelas plantas tem sido tema de estudos durante os últimos anos. O fator de transferência solo-planta é o parâmetro que descreve a interação entre os compartimentos solo e planta, para um determinado radionuclídeo. No entanto, a existência de diversos tipos de solos associados à diversidade de espécies agrícolas e práticas culturais regionais, resulta em uma grande variabilidade de valores de transferência para um mesmo radionuclídeo. Estudos radioecológicos têm demonstrado que alguns ecossistemas apresentam condições favoráveis para a maior ou menor absorção vegetal de radionuclídeos (FRISSEL *et al.*, 2002; WASSERMAN *et al.*, 2002c; SKARLOU *et al.*, 2001).

Isótopos radioativos do estrôncio são produzidos em grandes quantidades por explosões nucleares e o ^{90}Sr é um produto de fissão biologicamente perigoso por ser prontamente transportado pela cadeia alimentar, e por possuir meia-vida relativamente longa, podendo tornar-se, a longo prazo, uma fonte de contaminação em alimentos (ANDERSEN, 1973). No presente trabalho este elemento foi selecionado para a avaliação do seu comportamento em solos agrícolas brasileiros, por ser relevante em um possível termo-fonte de acidente e por existir poucos trabalhos com resultados sobre seu comportamento em solos de clima tropical, apesar da existência de numerosos estudos em clima temperado.

A tabela 1.1 apresenta para um mesmo tipo de vegetal, os valores de fator de transferência (FT) obtidos em solos típicos de clima tropical para o ^{137}Cs . Estes valores são superiores em pelo menos uma ordem de grandeza, quando comparados aos valores obtidos em países de clima temperado (IUR, 1989).

Tabela 1.1: Exemplos de valores de fator de transferência solo-planta.

Cultura	Radionuclídeo	FT Clima Tropical	IUR, 1989	Referência
Feijão (grão)	^{137}Cs	2,6 E-1 [6,0E-2 – 4,1E-1] (n=16)	2,9 E-2 [1,6E-1 – 1,0E-3] (n=90)	Wasserman 1998
Feijão (grão)	^{137}Cs	2,4 E-1 (n=15)	2,9 E-2 [1,6E-1 – 1,0E-3] (n=90)	Scardino & Helene, 1990
Feijão (grão)	^{226}Ra	6,6 E-2 [1,2E-2 – 9,1E-2] (n=4)	6,0 E-3 [6,3E-3 – 1,4E-2] (n=6)	Lima, 1988
Rabanete (raiz)	^{137}Cs	1,6 E+0 [4,6E-1 – 3,5E+0] (n=5)	5,5 E-2 [1,0E-3 – 1,3E-1] (n=8)	Wasserman & Belém, 1996
Cenoura (raiz)	^{137}Cs	1,0 E+0 [8,5E-2 – 1,5E+0] (n=5)	1,5 E-1 [2,6E-2 – 2,6E-1] (n=4)	Wasserman & Belém, 1996
Cenoura (raiz)	^{226}Ra	9,2 E-2 [3,0E-2 – 1,5E-1] (n=4)	4,1 E-3 [2,5E-3 – 5,7E-3] (n=4)	Lima, 1988

Tem sido observado experimentalmente que, se um tipo de solo apresenta características que favorecem a transferência de um radionuclídeo para uma espécie

vegetal, qualquer espécie cultivada neste solo apresentará elevada concentração deste radionuclídeo. Este fato levou à escolha de plantas de referência para se determinar experimentalmente o FT e, a partir de um fator de conversão, inferir o fator de transferência para outras culturas que possam vir a ser cultivadas neste solo (FRISSEL *et al.*, 2002; SKARLOU *et al.*, 2001).

A relação entre as propriedades do solo e o fator de transferência solo-planta do ^{90}Sr é um tema complexo onde muitos parâmetros estão envolvidos: fração de argila, teor de matéria orgânica, pH, cálcio trocável e potássio são considerados como a principal influência no fator de transferência do solo (VAN-BERGEIJK *et al.*, 1992).

Segundo VAN-BERGEIJK *et al.* (1992), o grande número de parâmetros envolvidos na transferência e a interação entre eles tornam difícil determinar os efeitos de cada fator isoladamente. Alguns autores têm observado que o pH do solo tem um impacto bastante significativo no fator de transferência do ^{90}Sr . Altos valores de fator de transferência são característicos de solos de pH ácido (VAN-BERGEIJK *et al.*, 1992, VIANA *et al.*, 2004, SYSOEVA *et al.*, 2005, FUHRMANN & LANZIROTTI, 2005). Também foi observado que o teor de matéria orgânica influencia na assimilação dos radionuclídeos pelas plantas. Segundo NISBET & WOODMAN (2000) o fator de transferência do ^{90}Sr diminui com o aumento do teor de matéria orgânica. Assim, a absorção de ^{90}Sr pelas plantas em solos orgânicos é menor do que em solos minerais, devido à complexação entre o ^{90}Sr e a matéria orgânica.

Devido a complexidades físicas, químicas e biológicas de diferentes cenários, o estudo das condições físico-químicas que favorecem a mobilidade de poluentes e sua transferência para plantas a partir de solos de sistemas agro-ecológicos tropicais é uma etapa fundamental na tomada de decisão de medidas que visem à proteção radiológica ambiental (WASSERMAN *et al.*, 2001).

A extração seqüencial tem sido uma ferramenta metodológica utilizada para se verificar a distribuição relativa de radionuclídeos entre os diversos componentes do solo (OUGHTON, 1990; WASSERMAN *et al.*, 2001).

Essa distribuição fornece uma abordagem do potencial de mobilidade destes elementos, quando associados a componentes dos solos pouco resistentes a certas condições físico-químicas do ambiente natural como, por exemplo, a matéria orgânica, que se decompõe em ambientes oxidantes ou os óxidos de Mn, que se decompõem em ambientes levemente redutores, liberando assim, os elementos associados a estes componentes (BARTOLY, 2006).

As condições físico-químicas do solo podem ser modificadas devido a processos naturais, como a acidificação de um solo, levando à lixiviação de bases, ou promovido por práticas agrícolas como, por exemplo, calagem ou adubação, mudanças nas condições redox através do alagamento, aração ou compactação do solo, pelo uso intensivo de equipamentos agrícolas. Tais práticas são muito comuns no Brasil, dada a baixa fertilidade de solos como os do cerrado, da caatinga e da floresta amazônica.

Desse modo, ao identificar a quantidade do elemento mobilizado em função da condição físico-química simulada pela extração química, operacionalmente definida, podemos avaliar o comportamento químico esperado para o elemento em um determinado solo, em função do manejo ao qual ele normalmente é submetido, ou em função de uma prática de descontaminação ou em situação de mitigação natural.

2 - OBJETIVO:

O presente trabalho tem como objetivo geral identificar o comportamento biogeoquímico do ^{90}Sr em solos brasileiros através da integração de estudos edafológicos desenvolvidos em experimentos em lisímetros e experimentos de laboratório de modo a contribuir para a compreensão dos mecanismos de transferência de ^{90}Sr no sistema solo-planta de clima tropical e suprir informações de valores de parâmetros regionais necessários ao cálculo de dose e aos modelos de avaliação de risco.

Os objetivos específicos do trabalho são:

- Identificar as propriedades físico-químicas relevantes para a mobilidade potencial do ^{90}Sr em alguns solos brasileiros, através de um protocolo de extração seqüencial.
- Determinar o fator de transferência do ^{90}Sr para culturas de referência em solos brasileiros.
- Interpretar o comportamento do ^{90}Sr em solos tropicais de forma a contribuir para a definição de critérios para o gerenciamento de resíduos, para a recuperação de áreas contaminadas e o planejamento de intervenções em situações de emergência.
- Aumentar a compreensão dos mecanismos de transferência solo-planta em clima tropical e permitir a substituição de valores de parâmetros genéricos por valores regionais aumentando a especificidade de modelos ambientais.

3 - FUNDAMENTOS TEÓRICOS:

3.1 – O Recurso Solo

Há cerca de 1 milhão de anos, os homens primitivos viam o solo apenas como algo existente sob a superfície da Terra, onde se movimentavam, retiravam materiais para confeccionar alguns objetos, pigmentos para suas pinturas e encontravam vegetais e animais para suas necessidades básicas de alimentação (LEPSCH, 2002).

Com o decorrer dos anos, o avanço das ciências e o progresso no conhecimento e compreensão científicos fizeram com que o homem reconhecesse o solo não apenas como uma superfície inconsolidada que recobre as rochas e mantém a vida animal e vegetal na Terra, mas também como um corpo dinâmico que pode ser compreendido pelo estudo de sua natureza física, química, mineralógica e biológica.

A humanidade depende de ar puro, água pura e de solos continuamente produtivos para que possa continuar a viver. O solo tem sido utilizado como meio para descarte ou disposição de materiais considerados poluentes. Os solos apresentam grande capacidade de retenção de materiais que podem ser potencialmente prejudiciais ao ambiente.

A presença de matéria orgânica e de óxidos de ferro, alumínio e manganês possibilitam a complexação e retenção de diversos metais e moléculas orgânicas, impedindo a sua percolação no perfil do solo. Os mais importantes processos químicos que afetam o comportamento e biodisponibilidade de metais em solos, são aqueles relacionados à adsorção de elementos da fase líquida pela fase sólida. Estes processos controlam as concentrações de íons e complexos na solução do solo e exercem influência na absorção destes pelas raízes das plantas. As condições do solo que favorecem a precipitação ou a adsorção tendem a reduzir a mobilidade de íons, enquanto aquelas que favorecem as reações de dissolução ou dessorção aumentam esta mobilidade (MEURER, 2004).

3.1.1 – Formação e Constituição do Solo

Estudos realizados em várias regiões do Globo comprovaram que a existência de diferentes tipos de solos é decorrente de cinco principais fatores: clima, organismos, material de origem, relevo e idade da superfície do terreno (MEURER, 2004).

Em alguns casos, um desses fatores exerce maior influência sobre a formação do solo do que o outro. Contudo, e em geral, qualquer solo é resultante da ação combinada de todos esses cinco fatores. Sob a ação de um conjunto de fenômenos biológicos, físicos e químicos, o solo começa a formar-se a partir de uma rocha, organizando-se em uma série de camadas sobrepostas de aspecto e constituição diferentes. Essas camadas são aproximadamente paralelas à superfície, e denominadas horizontes. Os horizontes do solo são constituídos de quatro componentes principais: partículas minerais, materiais orgânicos, água e ar (LEPSCH, 2002).

A proporção destas fases pode variar de um solo para outro, podendo também variar dentro do mesmo solo, de horizonte para horizonte. Em uma concepção de solo ideal para a produção agrícola, a fase sólida ocuparia cerca de 50% do volume do solo, constituída de material orgânico decomposto (5%) e minerais (45%), constituído por partículas de diferentes tamanhos: argila, silte e areia. A fase líquida do solo seria constituída por água acrescida de minerais e compostos orgânicos nela dissolvidos, formando a solução do solo.

3.1.2 – Componentes Minerais do Solo

As partículas minerais do solo podem ser classificadas tanto pelo seu tamanho, como pela origem e composição. Em relação à origem, existem dois tipos e são denominados minerais primários e minerais secundários.

Os minerais primários existentes na maior parte dos solos são aqueles componentes das rochas mais resistentes ao intemperismo químico e, por isso, permanecem mais tempo no solo, mantendo sua composição original, mas podendo fragmentar-se pela ação do intemperismo físico (LEPSCH, 2002). Os minerais secundários provêm da decomposição dos minerais primários, que são mais suscetíveis de se alterarem.

À medida que ocorre o intemperismo dos minerais primários e secundários, íons de diversos elementos, tais como: sódio, potássio, alumínio, ferro e silício são liberados. Os íons mais solúveis geralmente são lixiviados no solo, enquanto outros podem se recristalizar formando minerais insolúveis (BRADY, 1989).

Os minerais do solo podem também ser classificados em argila, silte e areia, conforme a dimensão de suas partículas. O tamanho das partículas tem influência direta nas propriedades físicas e químicas do solo. Normalmente as partículas menores são as mais ativas. A proporção dos componentes de tamanho menor (argila e silte) em solo argiloso e maior (areia e cascalho) em solo arenoso, juntamente com seu arranjo em agregados irá determinar no solo algumas características bastante importantes, como tamanho e quantidade de poros, permeabilidade à água, grau de plasticidade, facilidade de trabalhos com máquinas e resistência à erosão (LEPSCH, 2002).

A argila, ao contrário da areia, é bastante ativa quimicamente. A grande atividade dessa fração deve-se ao pequeno tamanho de suas partículas, o que faz com que tenham propriedades coloidais. A mais importante propriedade coloidal da argila é a

afinidade pela água e por elementos químicos nela dissolvidos. Essa afinidade é devido à principalmente, à vasta superfície específica e à existência de cargas elétricas nessa superfície (LEPSCH, 2002).

Em relação à composição, a fração do solo é constituída de argilas silicatadas e de óxidos e oxi-hidróxidos comumente de ferro e alumínio.

Os minerais de argila silicatados apresentam em sua estrutura tetraedros de silício e octaedros de alumínio. O mineral de argila que possui uma lâmina de tetraedro de sílica e uma lâmina de octaedro de alumínio é do tipo 1:1, o que significa que possuem apenas a superfície externa exposta, tornando-as menos ativa (ex.: caulinita, haloisita), mas quando ocorrem duas lâminas de tetraedro de sílica e uma de octaedro de alumínio, o mineral é do tipo 2:1, o que significa que possuem superfícies interna e externa expostas, tornando-as mais ativas (ex.: montmorilonita, illita, vermiculita) (Figura 3.1).

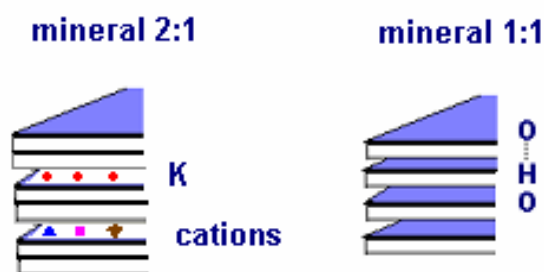


Figura 3.1: **Representação dos minerais argilosos do tipo 2:1 e 1:1.**

Os óxidos de ferro, alumínio, manganês, dentre outros, são encontrados nos solos submetidos a intenso intemperismo (BRADY, 1989). Estes óxidos possuem importante papel nas propriedades físico-químicas dos solos, influenciando nas reações que controlam a disponibilidade de elementos traço no sistema. Os óxidos apresentam grupos funcionais hidroxílicos, altamente reativos (SILVEIRA, 2002).

Os óxidos de Fe e Mn são um dos principais componentes minerais de solos tropicais e por isso têm grande influência no comportamento de elementos traço. Em solos ácidos, as cargas positivas predominam e aumentam a capacidade de adsorção de ânions. Os óxidos de ferro mais comumente encontrados nos solos são a goetita e a hematita. Alguns metais, como Co, Cu, Ni, Zn e Pb, possuem bastante afinidade com os óxidos de Mn (SILVEIRA, 2002).

Os solos altamente intemperizados, típicos de clima tropical, são constituídos predominantemente por mineralogia oxídica e caulínica, o que pode conferir características distintas daquelas dos solos com argilo-minerais do tipo 2:1, nas reações que controlam a disponibilidade de radionuclídeos no sistema (ZHU & SHAW, 2000, WASSERMAN *et al.*, 2002a).

3.1.3 – Componente Orgânico do Solo

A matéria orgânica do solo é proveniente da adição de restos de origem vegetal ou animal. As folhas, raízes, caules, frutas e outros detritos vegetais e produtos de origem animal, como os corpos de vermes, micróbios e o esterco, estão entre os principais contribuintes para o incremento de matéria orgânica no solo, tanto naturais, como artificiais (LEPSCH, 2002). A decomposição deste resíduo orgânico dá origem ao húmus.

O húmus é a parte mais estável da matéria orgânica, com alta densidade de cargas elétricas em sua superfície, capazes de adsorver e trocar cátions. Segundo Lepsch, (2002), pequenas concentrações de húmus aumentam consideravelmente as características dinâmicas do solo, pelo fato de adsorver e ceder nutrientes de forma superior às argilas, justificando o fato de ser considerado de vital importância para a vida no solo. O fracionamento químico da matéria orgânica do solo, utilizando-se

ácidos e bases, permite separar a matéria orgânica em três frações principais, que são os ácidos húmico, os ácidos fúlvico e a humina (MEURER, 2004).

Os ácidos húmicos são solúveis apenas em meio alcalino, enquanto que os ácidos fúlvicos são solúveis em meio alcalino e ácido. Ambos apresentam diferentes funções no controle da absorção dos elementos pelas plantas. A humina é insolúvel em meio alcalino, não sendo separada da fração mineral. Os elementos complexados com os ácidos fúlvicos tornam-se solúveis e portanto, mais móveis, enquanto os complexados com ácidos húmicos, ficam insolúveis e por esta razão são mais retidos no solo (SILVEIRA, 2002).

3.2 – Mecanismos de Entrada e Saída de Radionuclídeos no Sistema Solo-Planta

Os radionuclídeos possuem as mesmas propriedades químicas que seus homólogos estáveis, exceto pela pequena desigualdade de massa atômica. Desta maneira, quando um radionuclídeo é introduzido no meio ambiente ele tende a se comportar de maneira similar ao seu homólogo estável já presente no sistema.

Existem diversas possibilidades para a liberação de radionuclídeos no ambiente. Esta liberação pode ser caracterizada como eventos rotineiros relacionados à operação normal de uma instalação nuclear, ou liberações acidentais previstas ou não em projeto. Na avaliação das conseqüências de liberações atmosféricas para o meio ambiente duas etapas são consideradas. A primeira etapa é o momento de liberação do material que sofre processos de dispersão no meio ambiente. A segunda etapa é a deposição do material no solo e em outros compartimentos do meio ambiente. Tal deposição pode ser seca (em ausência de chuvas) ou úmida (em presença de chuvas) (Figura 3.2).

O vento e a água erodem e lixiviam os radionuclídeos como parte do processo de intemperismo da rocha. Através desse mecanismo eles podem ser carregados para a superfície dos solos. O solo também pode ser contaminado através do rompimento de fontes seladas utilizadas em aplicações medicinais e industriais.

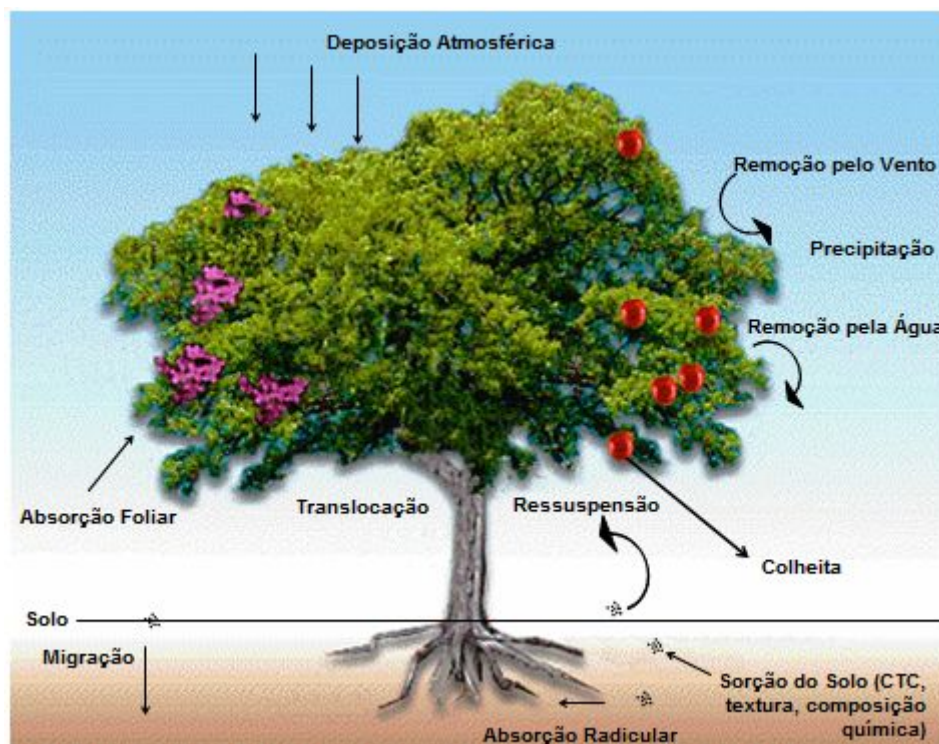


Figura 3.2: **Mecanismos de contaminação da planta e fatores que afetam a absorção dos radionuclídeos no sistema solo-planta.**

O radionuclídeo depositado na superfície do solo pode migrar para camadas mais profundas, por processos de lixiviação ou por infiltração, ficando fora do alcance do sistema radicular das plantas, porém tornando-se uma fonte inicial de contaminação para águas subterrâneas e/ou superficiais (ROCHEDO, 2003). O arraste de camadas superficiais dos solos em áreas sujeitas a erosão eólica ou pluvial, pode favorecer a contaminação de ecossistemas vizinhos, tanto terrestres, como aquáticos. Por processos de ressuspensão o material radioativo depositado no solo anteriormente, pode voltar para a atmosfera, redistribuindo a contaminação inicialmente depositada (PIRES DO RIO, 1994). Por processos de absorção fisiológica, o material radioativo presente no solo pode ser incorporado às plantas,

microorganismos e animais (ZHU & SHAW, 2000, ENTRY *et al.*, 1999), saindo do sistema por ocasião da colheita, movimento ou abate dos animais (Figura 3.2).

3.3 – Processos de Contaminação dos Vegetais

As plantas podem tornar-se contaminadas com radionuclídeos via três caminhos: absorção radicular, absorção foliar e aderência em folhas e caules por processos de ressuspensão (MALEK *et al.*, 2002). O ^{90}Sr pode se depositar tanto no meio aquático como no meio terrestre, sendo este último o mais importante para exposição ao homem .

MALEK *et al.* (2002) compararam a importância relativa das vias pelas quais os vegetais tornam-se contaminados em duas cidades de Chernobyl (Chistogalovka e Poleskoye) e concluíram que a absorção radicular é o fator dominante na contaminação dos vegetais (Tabela 3.1).

Tabela 3.1: Percentual de contaminação para cada via segundo MALEK *et al.* (2002)

		(%) Percentual de contaminação	
		(%) ^{90}Sr	(%) ^{137}Cs
Chistogalovka	Absorção radicular	99	70
	Absorção foliar	1	8
	Processos de Ressuspensão	< 0.1	22
Poleskoye	Absorção radicular	89	94
	Absorção foliar	10	3
	Processos de Ressuspensão	1	2

Segundo KNATKO *et al.*, (2003), o ^{90}Sr penetra as camadas internas dos solos, imediatamente após uma contaminação superficial, o que significa que este radionuclídeo pode alcançar o nível de raízes das plantas e ser prontamente absorvido.

A absorção de radionuclídeos pelas plantas é significativamente influenciada por peculiaridades biológicas das plantas e pelas características dos solos (ANDERSEN, 1973, OULD-DADA *et al*, 2001, SYSOEVA *et al*, 2005).

Práticas agrícolas como adição de fertilizantes, irrigação, calagem entre outras alteram as condições físico-químicas dos solos e influenciam a absorção dos radionuclídeos por plantas terrestres (ANDERSEN, 1973).

3.4 – Mobilidade e Biodisponibilidade dos Radionuclídeos nos Solos

Entende-se a mobilidade como a distribuição dos elementos químicos no solo e sua capacidade para se deslocar neste ambiente (SILVEIRA, 2002).

Define-se por biodisponibilidade, a característica do elemento que está presente na solução do solo, se manter facilmente disponível para a assimilação das plantas, do homem e dos animais (BARTOLY, 2006).

Após entrada no ambiente, a distribuição original dos elementos pode ser alterada com o tempo devido a interações de componentes de ocorrência natural (ex.: sorção ou complexação) e como resultado de condições climáticas (ex.: alterações das rochas) (OUGHTON & SALBU, 1994), assim, a mobilidade dos radionuclídeos em ecossistemas aquáticos ou terrestres irá depender da distribuição original das espécies, dos processos de transformação ambiental e parâmetros cinéticos.

A biodisponibilidade e mobilidade de metais no solo dependem da sua concentração na solução, da natureza da associação com outras espécies iônicas solúveis e da capacidade do solo em fornecê-los para solução do solo em resposta à absorção pelas plantas (KRISHNAMURTI & NAIDU, 2002).

Existe uma condição de equilíbrio entre os componentes da solução do solo e os componentes da fase sólida e, nesta interface, fase sólida e fase líquida, ocorrem importantes reações químicas, com transferência de espécies de uma fase para a outra (MEURER, 2004).

A composição da solução do solo varia muito e depende do material de origem do solo, do pH, das condições de oxi-redução, do teor de matéria orgânica, da adição de produtos químicos e do seu manejo. Em geral os elementos e espécies presentes na solução do solo, são mais prontamente biodisponíveis, porém os elementos imobilizados por mecanismos de adsorção, precipitação, oxi-redução ou complexação podem ser remobilizados, tornando-se facilmente biodisponíveis (OULD-DADA *et al.*, 2001).

O pH do solo é um dos principais fatores que regula o comportamento e a biodisponibilidade dos radionuclídeos, pois interfere diretamente nos mecanismos de sorção, precipitação, dissolução e complexação (VAN-BERGEIJK *et al.*, 1992, KASHPAROV *et al.*, 2000, FRISSEL *et al.*, 2002).

A maior disponibilidade de metais em pHs baixos, que ocorre em solos com carga variável, tais como os Latossolos, é causada pela possibilidade de predominância de cargas positivas no perfil, enquanto que em altos valores de pH, a geração de cargas negativas é favorecida (SILVEIRA, 2002). Em geral, a redução do pH do solo ocasiona menor adsorção dos metais, tornando-os mais biodisponíveis.

Segundo experimentos realizados por VAN-BERGEIJK *et al.*, (1992), em solos de clima temperado, em média, o fator de transferência do estrôncio diminui por um fator de 1,7 quando o pH do solo aumenta de 4,5 a 7,4.

Apesar de compor menos de 5% na maioria dos solos, a matéria orgânica do solo é um parâmetro de forte influência na avaliação da mobilidade dos radionuclídeos.

Os processos e reações que envolvem a matéria orgânica são fundamentais para compreensão da fertilidade e disponibilidade de nutrientes para as plantas e os processos que envolvem substâncias e compostos poluentes do ambiente (SILVEIRA, 2002).

O fracionamento químico da matéria orgânica, utilizando-se ácidos e bases, permite classificá-la em função de sua solubilidade em três frações principais com distintas características físico-químicas (GRI, 2000):

- *Humina*: fração insolúvel em qualquer faixa de pH,
- *Ácido Húmico*: material orgânico que pode ser extraído do solo e é solúvel apenas em meio alcalino,
- *Ácido Fúlvico*: material orgânico que permanece solúvel em qualquer pH.

Complexos solúveis, em geral, envolvem os ácidos fúlvicos, os quais ligam-se com os metais em uma larga faixa de pH. Na forma de complexos solúveis os metais são disponíveis às plantas, enquanto nos complexos insolúveis os metais são imobilizados (SILVEIRA, 2002).

AL-OU DAT *et al.*, (2006), observaram que a absorção pelas plantas aumenta com o aumento da concentração de matéria orgânica do solo para o ^{137}Cs , enquanto que para o ^{90}Sr , a absorção diminui. A transferência e mobilidade de um elemento químico para as plantas podem ser influenciadas pela presença de seu análogo químico, propiciando mecanismos de competição nas funções biológicas. O comportamento ambiental do estrôncio é semelhante ao do cálcio.

Os teores de cálcio e potássio no solo podem influenciar consideravelmente o fator de transferência do ^{90}Sr e ^{137}Cs , respectivamente (VAN-BERGEIJK *et al.*, 1992, SYSOEVA *et al.*, 2005).

Os metais presentes no solo podem ser encontrados em diversas frações do solo, apresentando formas químicas distintas. A determinação da concentração total do radionuclídeo em solos não é satisfatória para avaliar o risco de remobilização e conseqüentemente, dispersão potencial e biodisponibilidade desses poluentes (WASSERMAN *et al.*, 2002a). Através da metodologia de extração seqüencial utilizam-se reagentes químicos que, conceitualmente, são capazes de extrair uma fração específica do metal, possibilitando uma primeira aproximação da mobilidade potencial

destes elementos quando associados a componentes dos solos que não são resistentes a certas condições físico-químicas dos ambientes naturais (ex.: decomposição da matéria orgânica em ambientes oxidantes, liberando elementos associados a ela).

3.5 - Mecanismos Envolvidos na Dinâmica de Poluentes em Solos

Nas últimas décadas acentuou-se a preocupação quanto à contaminação e poluição do solo devido à grande expansão urbana e industrial. O avanço industrial e urbano resultou em uma grande carga poluidora, responsável pela geração de resíduos que, por muito tempo foram descartados indiscriminadamente no ambiente, provocando danos muitas vezes irreversíveis e de difícil recuperação.

3.5.1 – Adsorção e Dessorção

Reações de adsorção e dessorção de metais em solos são influenciadas por atributos de superfície dos colóides. Os processos de adsorção ocorrem na superfície das partículas e envolvem os mecanismos de reações de troca iônica, ligações químicas específicas e retenção superficial em sítios ativos (FRANKLIN, 2001).

A adsorção resulta em acúmulo de componentes de soluções insaturadas na superfície dos minerais, o que pode ser o determinante para a formação de depósitos de minérios, assim como para a mobilidade de contaminantes em solos e rochas (KARASYOVA *et al.*, 1999).

Segundo SILVEIRA (2002), a reação de adsorção pode ser não-específica ou específica. Na primeira, os elementos são adsorvidos por forças eletrostáticas, ou seja, a adsorção ocorre seguida de uma dessorção de quantidades estequiométricas dos contra-íons; na segunda, a adsorção dependerá da natureza dos cátions e das propriedades da superfície do colóide. De uma maneira geral os íons com adsorção

específica são mais fortemente retidos do que os íons adsorvidos não-especificamente, sendo que, muitas vezes, a adsorção específica se torna irreversível, pelo menos considerando-se uma escala de tempo pedológica (SILVEIRA, 2002, MEURER, 2004).

Em geral, a migração de radionuclídeos nos solos é descrita com base no coeficiente de distribuição K_d (razão entre a concentração de radionuclídeo no solo e a concentração de radionuclídeo na solução do solo), e sabe-se que a velocidade de migração dos radionuclídeos segue a ordem: $Sr > Co > Cs$ (OHTSUKA & TAKEBE, 1990).

Para alguns autores, o uso de parâmetros regionais de migração contribui para uma estimativa mais realista da absorção dos radionuclídeos em plantas e ajuda a melhorar a avaliação de dose (KNATKO *et al.*, 1996).

A capacidade de troca catiônica (CTC) está diretamente relacionada com a capacidade do solo em adsorver os cátions, ou disponibilizá-los, através de ligações eletrostáticas (MEURER, 2004). A CTC do solo é definida pela soma total dos cátions que o solo pode reter na superfície prontamente disponível à assimilação pelas plantas (EMBRAPA, 1997). Assim, quanto maior for a CTC de um solo, mais sítios de adsorção estarão disponíveis para adsorver metais.

Alguns elementos como o cálcio e o magnésio costumam ser governados pelo fenômeno de troca de cátions, pois estão presentes na solução do solo, sendo retidos nas superfícies negativamente carregadas das argilas e da matéria orgânica (MEURER, 2004).

O cálcio está presente no solo na forma de cátion (Ca^{2+}), sendo geralmente dominante no solo, mesmo em pH baixo. O teor do cátion magnésio (Mg^{2+}) nos solos geralmente é inferior ao de cálcio, porque o magnésio é mais solúvel e conseqüentemente está mais sujeito a lixiviação.

Os solos apresentam-se com uma larga proporção adsorvida a argilo-minerais, matéria orgânica, óxidos de ferro, manganês e alumínio. Esta mobilidade em sistemas

do solo depende da extensão desta adsorção e de sua reversibilidade (WANG & STAUNTON, 2005).

De acordo com WANG & STAUNTON (2005), as variabilidades espaciais e temporais nas propriedades dos solos, devido à heterogeneidade, efeitos das culturas e decomposição da matéria orgânica podem refletir diretamente na adsorção do estrôncio.

3.5.2 – Oxidação e Redução

Reações químicas e processos biológicos são modificados por alterações que ocorrem no ar do solo. Em concentrações mais elevadas de oxigênio, ou seja, maior disponibilidade de elétrons para a oxidação, cria-se a condição de um ambiente mais oxidante, onde se desenvolvem os processos aeróbicos e as espécies químicas tendem a encontrar-se em suas formas oxidadas. No entanto se ocorrer uma redução do teor de oxigênio criam-se condições de um ambiente anaeróbico, com propriedades redutoras, onde as espécies químicas estarão em suas formas reduzidas. O estado de maior ou menor redução do solo pode ser medido através do potencial redox (Eh). Quanto mais baixo for o seu valor, maior será o estado de redução do solo (MEURER, 2004).

O tipo e a concentração dos compostos passíveis de redução são importantes fatores na determinação da sequência da redução. Como as reações de oxi-redução acompanham uma sequência termodinâmica relacionada à facilidade em receber elétrons, um composto de menor afinidade será reduzido apenas depois que a concentração do composto de maior afinidade for baixa (MEURER, 2004). Assim, como a sequência de redução é nitrato, óxidos de manganês, óxidos de ferro e sulfato, ocorrerá redução de quantidades significativas de manganês apenas depois que o nitrato for reduzido quase que totalmente (MEURER, 2004).

Alguns cátions como potássio, cálcio e magnésio, têm a solubilidade aumentada nestas reações de oxi-redução, pois são deslocados para a solução do solo pelo manganês e, principalmente, pelo ferro, que ocupa proporção considerável dos sítios de troca em função de sua alta concentração (MEURER, 2004).

Estas interações influenciam a partição de poluentes na fase líquida e sólida do solo e são responsáveis pela sua mobilidade e biodisponibilidade no sistema.

3.6 – A Transferência Solo-Planta de Radionuclídeos

A transferência de radionuclídeos para as plantas determina a extensão da contaminação radioativa dos alimentos e, por conseqüência o risco de exposição da população à radioatividade devido à ingestão dos mesmos (WASSERMAN *et al.*, 2002d).

A existência de diversos tipos de solos, de vegetação e de clima resulta em uma grande variabilidade de valores de transferência para um mesmo radionuclídeo.

Muitos parâmetros estão envolvidos na transferência dos radionuclídeos no sistema solo-planta. As propriedades dos solos, (e.g. a textura do solo, o tipo de argila, a capacidade de troca catiônica, a composição mineralógica, o conteúdo de matéria orgânica, o pH e a presença de outros íons em solução), as propriedades fisiológicas dos vegetais, as propriedades do radionuclídeo e o tempo de contaminação podem influenciar na transferência solo-planta (VAN BERGEIJK *et al.*, 1992; BAN-NAI *et al.*, 1999 ; NOORDIJK , *et al*, 1992).

O Fator de Transferência (FT) é o parâmetro que descreve numericamente a interação entre os compartimentos solo e planta para um determinado radionuclídeo em sistemas agrícolas. Este fator é calculado levando-se em conta o conteúdo total do

radionuclídeo presente na parte comestível da planta cultivada no solo segundo recomendações agronômicas regionais:

$$FT = A_p/A_s$$

Onde, A_p é a atividade na planta em Bq/kg de peso seco) e A_s é a atividade no solo em Bq/kg de peso seco, considerando os primeiros 20 cm do solo (IUR, 1989).

Este fator é considerado um parâmetro importante na avaliação do risco ambiental oriundo de atividades que produzem, incrementam, dispersam ou usam materiais radioativos (BAN-NAI *et al.*, 2002).

Normalmente há um decréscimo no fator de transferência solo-planta com o tempo de contaminação (NOORDIJK *et al.*, 1992, WASSERMAN *et al.*, 2002a). Efetivamente, CARINI (2001), observou que a transferência de ^{90}Sr após o acidente de Chernobyl, para maçãs, pêras e amoras foi reduzida a metade em estudo de 1997 a 1998, ou seja, menor disponibilidade com o decorrer do tempo.

3.7 – O Estrôncio-90

O estrôncio faz parte do grupo dos metais alcalino-terrosos. É um metal branco-prateado, muito reativo e redutor. Possui número atômico 38, massa atômica 87,62 g, grau de oxidação II, raio iônico de 132 p., temperatura de fusão de 768°C e temperatura de ebulição de 1381°C. Ioniza-se em Sr^{2+} , que pode formar compostos estáveis, dos quais alguns são insolúveis em água (SrCO_3 , SrSO_4 , SrHPO_4 , $\text{Sr}_3(\text{PO}_4)_2$) (PIOCH, 1993).

Os mais comuns isótopos de estrôncio são: ^{90}Sr (meia vida de 28,8 anos), ^{89}Sr (meia vida de 50,52 dias) e ^{85}Sr (meia vida de 64,84 dias).

O ^{89}Sr comporta-se como o ^{90}Sr em todos os aspectos, exceto que devido a sua curta meia vida é relativamente mais importante na contaminação foliar (OUL-DADA *et al.*, 2001).

Pode ser encontrado, após uma liberação decorrente de um acidente com reator nuclear, sob as formas de hidróxido solúvel ou de carbono (PIOCH, 1993).

O estrôncio se fixa menos firmemente nas matrizes dos solos do que o céσιο, ficando, portanto, mais disponível para incorporação pelas raízes das plantas (UNSCEAR, 2000).

O estrôncio tende a formar compostos solúveis, logo é relativamente móvel na maioria dos sistemas ambientais (OUL-DADA *et al.*, 2001).

Alguns autores observaram que o estrôncio é mais móvel em solos ácidos e anaeróbicos, e que a sua migração em solos com alto teor de cálcio trocável e alta CTC é particularmente lenta, embora possa ser acelerada pela adição de fertilizantes (COUGHTREY & THORNE, 1983).

O comportamento ambiental do estrôncio é semelhante ao do cálcio. Em animais, o estrôncio segue, em grande parte, as mesmas vias metabólicas do cálcio e do rádio, porém não necessariamente no mesmo gradiente de concentração (VETERE, 2002). Sua assimilação no homem é rápida e importante, fixando-se nos ossos. Sua eliminação é lenta pela via biológica. Do material ingerido pelo organismo, 99% é assimilado (PIOCH, 1993). Deste, 90% se fixa no esqueleto e 10% se distribui uniformemente entre todos os tecidos moles (COUGHTREY & THORNE, 1983).

SALBU *et al.* (1997) estudaram a mobilidade do ^{90}Sr associado a partículas de combustível e observaram que, após o acidente de Chernobyl, a deposição próxima ao reator (zona de 30 km) de partículas contendo ^{90}Sr foi alta. Com o aumento da distância, foi observado um decréscimo não apenas do nível total de atividade e da contribuição relativa de ^{90}Sr , de transurânicos e de produtos de fissão refratários mas, também, do número de partículas depositadas.

Após a deposição ocorrem processos de transformação dependentes do tempo que influenciam a especiação dos radionuclídeos. Estes são liberados para o sistema solo-água devido aos efeitos de intemperismo sobre as partículas (SALBU *et al.*, 1997).

4 - MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho experimental desta dissertação foi desenvolvido no Laboratório de Radioecologia e na área experimental do Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD/CNEN). Esta dissertação enfocou o comportamento do ^{90}Sr em solos que foram especialmente contaminados para esta pesquisa.

4.1 - Os Experimentos de Campo

4.1.1 - Descrição da Área Experimental

Os experimentos de campo foram realizados em três canteiros, cada um com quatro lisímetros de 1 m² de área por 1 m de profundidade, gerando um total de 12 lisímetros, de acordo com os padrões recomendados pela União Internacional de Radioecologistas, instalados em área restrita no Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD/CNEN). Os lisímetros foram preenchidos, do fundo ao topo, com: 15 cm de areia e pedregulho, 30 cm de solo não contaminado e 40 cm de solo artificialmente contaminado para estudos (Figura 4.1).



Figura 4.1: **Montagem dos Lisímetros**

4.1.2 – Tipos de Solos Estudados

Para este estudo foram selecionados os seguintes tipos de solos: Latossolo Vermelho (coletado em Lavras, MG), Latossolo Vermelho Amarelo (coletado em Abadia de Goiás, GO), Argissolo (coletado na região de Campos, RJ) e Nitossolo (coletado na região de São Borja, RS). Estes solos foram escolhidos porque ocorrem na maior parte do território brasileiro e diferem em suas propriedades físico-químicas.

O Latossolo Vermelho apresenta propriedades semelhantes ao Latossolo Vermelho Amarelo, porém com alto teor de óxidos de ferro, isto é, entre 18% a 36%, responsáveis pela sua coloração avermelhada (EMBRAPA, 1999). Os Latossolos são os solos mais encontrados da crosta terrestre e são encontrados predominantemente na região tropical (PRADO, 2003).

O Latossolo Vermelho Amarelo apresenta abaixo do horizonte A, o horizonte B latossólico, cujos constituintes evidenciam avançado estágio de intemperização do material de origem com perda dos produtos (bases e sílicas), restando apenas quantidades variáveis de óxidos de ferro e de alumínio, minerais de argila 1:1, quartzo e outros minerais mais resistentes (EMBRAPA, 1999).

O Argissolo apresenta abaixo do horizonte A, horizonte B textural (Bt) com argila de atividade baixa. O horizonte Bt é formado pelo processo de lixiviação de argila do horizonte A para o B e, por consequência, o horizonte A deste solo costuma ser bastante arenoso (EMBRAPA, 1999).

O Nitossolo geralmente apresenta teor mais elevado de nutrientes, comparado ao Latossolo e Argissolo (EMBRAPA, 1999). Estes solos anteriormente eram denominados de Terra Roxa Estruturada.

4.1.3 - Descrição da Contaminação dos Solos

A contaminação dos solos Latossolo Vermelho Amarelo e Nitossolo com o ^{90}Sr ocorreu em 13 de outubro de 2000, através da rega de 10 L de solução radioativa por solo contendo cerca de 185 kBq/L de ^{90}Sr diretamente sobre a camada superior do solo que se encontra no interior do lisímetro. Os solos Latossolo Vermelho e Argissolo foram contaminados em 14 de outubro de 2000 com cerca de 30 L de solução por solo contendo cerca de 6 KBq/L de ^{90}Sr .

Estes solos também foram contaminados artificialmente com ^{137}Cs e ^{60}Co , porém o comportamento destes elementos nestes solos já vem sendo exaustivamente abordado (e.g. WASSERMAN *et al.*, 2001; WASSERMAN *et al.*, 2002a; WASSERMAN *et al.*, 2002b; WASSERMAN *et al.*, 2002c; WASSERMAN *et al.*, 2003; BARTOLY, 2006) e não será tema desta dissertação.

4.1.4 - Culturas Utilizadas no Experimento

Foram selecionados para este experimento: o milho (*Zea mays*, L.), o repolho (*Brassica oleracea*) e o rabanete (*Raphanus sativus* L.). O milho e o repolho foram escolhidos porque são culturas de referência utilizadas para classificar solos em função dos valores de FT (FRISSEL *et al.*, 2002). O rabanete foi escolhido por ser uma espécie de cultivo fácil, de ciclo curto, 30 dias, e porque é consumido no mundo inteiro. Estas culturas possuem fisiologia totalmente distinta uma das outras; com partes comestíveis diferenciadas e com taxas de absorção diferenciada devido às diferenças nas estruturas fisiológicas. O milho é um cereal, de ciclo em torno de 4 meses, onde os grãos se formam em uma estrutura protegida, o que dificulta a absorção direta do radionuclídeo pela superfície e favorece a entrada no grão através da absorção radicular e posterior transporte para o grão (Figura 4.2). O repolho é uma folhosa cultivada próxima ao solo, de ciclo em torno de 3 meses, e pode absorver

radionuclídeos diretamente pela folha, via estômato, através do contato direto com o solo contaminado (respingo ou ressuspensão) (Figura 4.3). O rabanete, por ser uma estrutura subterrânea, se desenvolve em contato direto com o solo contaminado (Figura 4.4).



Figura 4.2: **Cultivo de milho nos lisímetros da área experimental do IRD.**



Figura 4.3: **Cultivo de repolho nos lisímetros da área experimental do IRD.**



Figura 4.4: **Cultivo de rabanete nos lisímetros da área experimental do IRD.**

Os cultivos das espécies foram intercalados e com repetição. Foram feitos dois cultivos para o milho, três cultivos para o repolho e três para o rabanete em todos os solos estudados.

4.2 - Os Experimentos de Laboratório

Os experimentos de laboratório consistiram, essencialmente, no processamento e análises químicas e radioquímicas das amostras e nos experimentos de extrações seqüenciais.

4.2.1 - Processamento e Análise das Amostras

Após a colheita em fim de ciclo, o material vegetal foi lavado e separado em folha e parte comestível, para secagem em estufa a 105°C por 24 h. Após secagem o material vegetal foi processado. Colocação das amostras em solução para a abertura

química e posterior análises radioquímicas no laboratório do SEAIA/IRD, segundo procedimento estabelecido em PETROW (1965).

Nos lisímetros, os solos foram coletados em duas profundidades; 0 a 10 cm e 10 a 20 cm pois, normalmente, é nesta profundidade que a raiz efetiva da maioria das plantas cultivadas se situa. Após secagem em estufa a 105°C por 24h, os solos foram destorroados, peneirados em uma peneira de 2 mm, colocados em geometria apropriada (potes de 250g) e encaminhados para o laboratório do SEANA/IRD para a determinação radiométrica do ^{60}Co e ^{137}Cs e outra parte separada para a análise radioquímica de ^{90}Sr .

A atividade do ^{90}Sr nas plantas e solos foi determinada por detector proporcional, numa geometria de 2,5 cm.

As principais propriedades físicas e químicas dos solos (granulometria, matéria orgânica, pH, CTC, teores de P, K, Ca, Mg; Fe e Al, e mineralogia das argilas) foram determinadas na EMBRAPA – Solos, de acordo com o protocolo de rotina descrito no manual de métodos de análises de solo (EMBRAPA, 1997). As determinações de Fe, Ca, K, Mg e Sr, tanto do material vegetal, quanto dos solos, foram analisados após abertura química, por ICP-EAS (PE OPTIMA 3000) na EMBRAPA – Solos.

4.2.2 - Extração Seqüencial

Diferentes métodos de extração seqüencial têm sido propostos (TESSIER *et al.*, 1979, RAURET *et al.*, 2001, QUEVAUVILLER, 2002). Os esquemas de extração não são padronizados e várias modificações são realizadas para adaptar a metodologia às condições particulares de determinado estudo ou local. Estes protocolos são considerados definições operacionais e nem sempre apresentam coerência ambiental. O clássico protocolo de Tessier (TESSIER *et al.*, 1979) foi desenvolvido para sedimentos, o que levou à necessidade de gerar um protocolo adaptado para solos tropicais.

Para estudos de mobilidade a partir de absorção por vegetais de radionuclídeos em solos ácidos, o método desenvolvido por WASSERMAN *et al.* (2001) é o que tem apresentado melhores resultados em relação ao diagnóstico sobre a mobilidade, uma vez que os extratos obtidos em cada simulação química dos processos biológicos ou físico-químicos têm se correlacionado muito bem com as propriedades dos solos ou com a concentração dos elementos nas plantas como, por exemplo, a correlação significativa observada entre a concentração de ^{137}Cs na fase biodisponível ou levemente ácida, que tenta simular a acidificação realizada pelas raízes das plantas em seu processo nutricional, e o fator de transferência solo-planta para o ^{137}Cs (WASSERMAN *et al.*, 2005).

Para a compreensão da mobilidade potencial do ^{90}Sr e dos elementos estáveis nos componentes dos solos selecionados neste estudo utilizou-se o método de extração seqüencial do protocolo descrito em WASSERMAN *et al.* (2001).

O método utilizado engloba cinco fases físico-químicas:

1. A primeira fase é composta por uma solução levemente ácida (Figura 4.5) que simula a acidificação que as raízes dos vegetais promovem, junto aos pêlos absorventes para facilitar a absorção dos elementos presentes na solução do solo. Portanto, esta fase analisa os elementos que estão facilmente assimiláveis pela biota.

2. A segunda fase é composta por uma solução levemente redutora, com pH ácido (QUEVAUVILLIER, 2002). Em condições redutoras os óxidos de manganês e de ferro ficam mais solúveis. Os elementos que estão associados a estes óxidos, principalmente aos de manganês que são mais sensíveis à redução que o Fe, ficam disponíveis sob estas condições. Como as condições operacionais utilizadas nesta fase não são fortemente redutoras (Figura 4.5), os elementos liberados neste ataque estão associados principalmente aos óxidos de manganês.

3. A terceira fase é composta por uma solução com agente oxidante (Figura 4.5). Esta solução tem como finalidade promover ataque químico da matéria

orgânica existente (QUEVAUVILLIER, 2002). Com a matéria orgânica destruída, todos os elementos que estão associados a ela, podem ser analisados nesta fase.

4. A quarta fase é composta por uma solução extremamente alcalina, NaOH, (Figura 4.5). Esta solução promove a destruição dos óxidos, principalmente os que são constituídos de ferro. Assim todos os elementos que estão associados a estes óxidos são liberados e podem ser analisados.

5. A quinta fase é composta por uma solução extremamente ácida, com aumento de temperatura (Figura 4.5). Os elementos que não foram analisados nas fases anteriores, por estarem na estrutura cristalina e, portanto por serem mais resistentes ao intemperismo de superfície, podem ser liberados nesta fase. A estrutura cristalina pode ser constituída de minerais primários e/ou minerais secundários.

A técnica de extração seqüencial além de simular mudanças ambientais, através de reagentes químicos, especifica os componentes dos solos que têm relevância para o comportamento químico de determinados elementos. O protocolo utilizado no presente trabalho está resumido na Figura 4.5. O sobrenadante de cada uma das fases foi avolumado para 250 mL para as análises por espectrometria gama e posteriormente retirados 10 mL para análise radioquímica de ^{90}Sr .

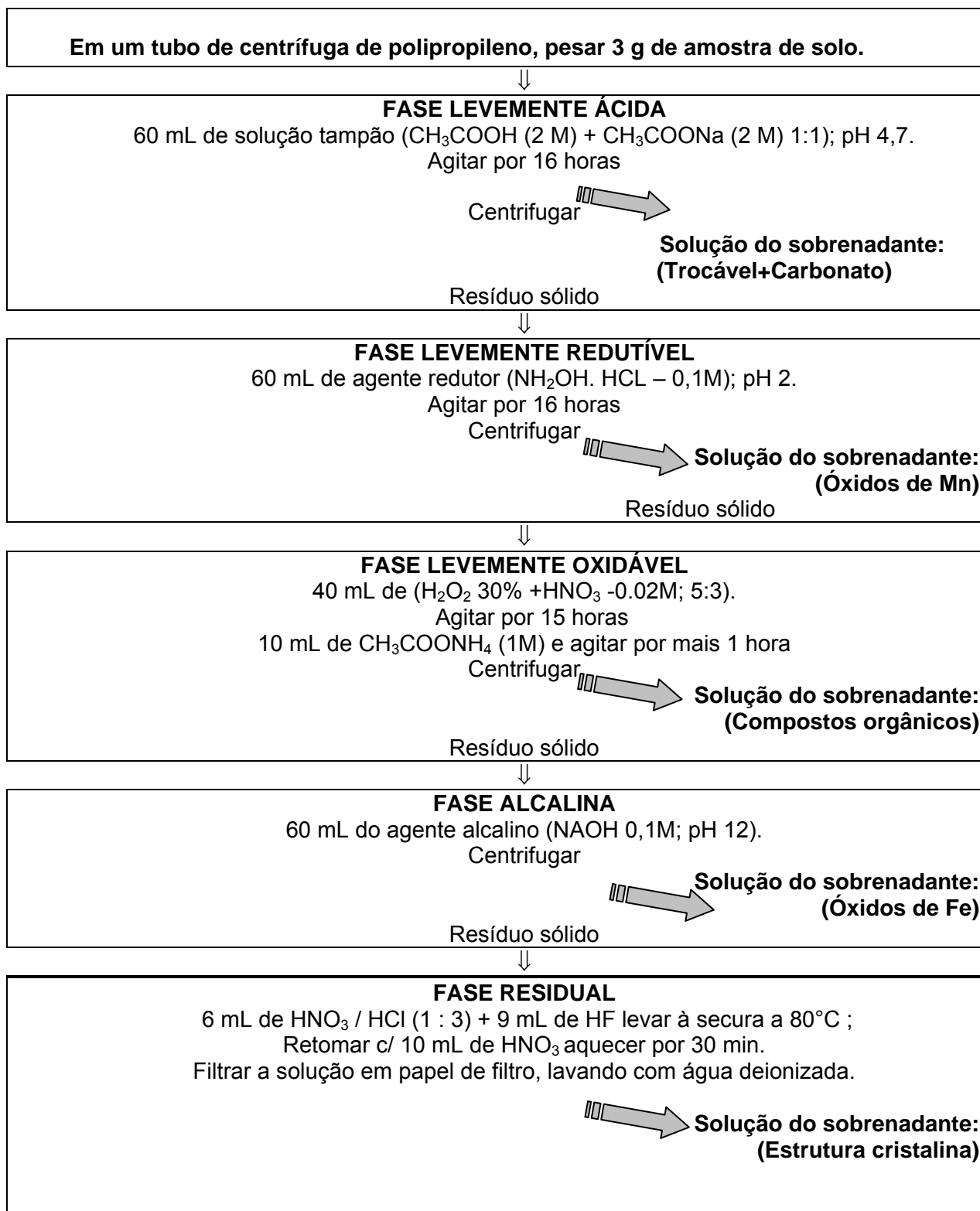


Figura 4.5: Extração Seqüencial – Protocolo Wasserman *et al.*, (2001).

4.3 – Controle de Qualidade

De acordo com a tabela 4.1 podemos observar que o resultado médio obtido para as amostras de solo foi bem próximo ao valor de referência. Para os vegetais este valor foi bastante coerente com o valor de referência estabelecido pela IAEA, principalmente se levarmos em conta que o teor de água da amostra pode variar muito mais em amostras de vegetais do que em amostras de solos, podendo ser uma fonte de erro responsável pela menor recuperação do valor de referência (85%). Estes resultados asseguram a boa qualidade das determinações radioquímicas de ^{90}Sr , segundo método radioquímico utilizado no SEANA. Para as amostras de referência não foi aplicada a metodologia de extração seqüencial.

Tabela 4.1: Resultados de ^{90}Sr obtidos em amostras de referência

Amostra	Valor de referência***	Valor** obtido	Unidade
Solo IAEA 4/2000	103,7 ±10,2	99,8 ± 5,7	Bq/kg
Vegetação* 4/2000	809,3±28,3	688 ± 27,7	Bq/kg

*gramínea

** média e desvio de duplicatas

*** valor corrigido para a data de análise (03/05/2006)

4.4 – Tratamento Estatístico dos dados

Os testes para a verificação da distribuição que melhor se ajustava aos valores obtidos de FT foram efetuados utilizando o programa WINGRAF (CONTI, 2003). Os testes para verificar se os diferentes grupos, relativos a tipos de solos e tipos de vegetais, constituíam grupos diferentes foram efetuados utilizando o teste t de Student (CONTI, 2000). Os valores das correlações lineares (r) apresentados neste trabalho foram calculados em Excel e a análise do nível de significância feita de acordo com a tabela de correlação apresentada em Dagnelie (1973).

5- RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 - As propriedades Físico-Químicas dos Solos Estudados

As principais propriedades físico-químicas dos solos estudados estão apresentadas na Tabela 5.1. Os resultados apresentados nesta tabela evidenciam que os solos estudados apresentam propriedades distintas, no que se refere a conteúdo de matéria orgânica (M.O.), capacidade de troca catiônica (CTC) e ao teor de nutrientes. Propriedades estas que, segundo vários autores, podem interferir diretamente no padrão de absorção de radionuclídeos (e.g.: VAN-BERGEIJK *et al.*, 1992, WASSERMAN *et al.*, 2002c, CAMPS *et al.*, 2003, PORTILHO, 2005).

O Nitossolo (NIT) é um solo originalmente ácido, de textura argilosa, com médio teor de matéria orgânica e nutrientes (K, Ca, Mg, P), típico de solos subtropicais, de acordo com DE-POLLI *et al.* (1988). Este solo apresenta elevada CTC e as análises mineralógicas indicam a predominância, na fração argilosa, de hematita, goetita e traços de vermiculita, que é uma argila expansível (Tabela 5.1). Os teores de H^+ encontrados foram elevados e a acidez de troca (Al^{+3}) tolerável, de acordo com a interpretação de DA LUZ (1988).

O Latossolo Vermelho (LV) é um solo fortemente ácido, de textura argilosa, pobre em matéria orgânica, baixa capacidade de troca catiônica (CTC) e baixo nível nutricional de acordo com os critérios de DE-POLLI *et al.*, (1988). As análises mineralógicas apontam para predominância de hematita e goetita na fração argilosa (Tabela 5.1). De acordo com a interpretação de DA LUZ (1988) a acidez de troca (Al^{+3}) é tolerável.

O Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) é moderadamente alcalino, com baixo teor nutricional, de textura siltosa, com teor baixo de matéria orgânica e CTC, de acordo com os critérios de DE-POLLI *et al.*, (1988). De acordo com a interpretação de DA LUZ (1988) a acidez de troca (Al^{+3}) é tolerável.

O Argissolo (ARG) é um solo moderadamente ácido, textura arenosa, pobre em matéria orgânica e nutrientes (K, Ca, Mg, P) e apresenta baixa CTC de acordo com os critérios de DE-POLLI *et al.*, (1988). As análises mineralógicas apontam para predominância de caulinita na fração argilosa (Tabela 5.1). Os teores de H⁺ encontrados foram altos de acordo com a interpretação de DA LUZ (1988) e a acidez de troca (Al⁺³) tolerável.

O grau de acidez de um solo é influenciado pelo tipo de material que deu origem ao solo e, principalmente, devido à elevada precipitação pluviométrica, comum nas zonas de clima quente, que removem as bases trocáveis do complexo coloidal dos solos, substituindo por íons H⁺ (MEURER, 2004).

Tabela 5.1: Propriedades físico-químicas dos solos estudados.

PARÂMETROS	NITOSSOLO	LATOSSOLO VERMELHO	LATOSSOLO VERMELHO AMARELO	ARGISSOLO
	NIT (n=2)	LV (n=4)	LVA (n=10)	ARG (n=2)
pH (água)	6,5	4,7	7,6	5,7
CTC (cmolc.kg ⁻¹)	10,1	5,0	5,2	2,1
M.O. (%)	2,1	1,6	2,1	0,5
P (mg.kg ⁻¹)	8	3	4	3
K ⁺¹ (cmolc.kg ⁻¹)	0,18	0,03	0,12	0,12
Ca ⁺² (cmolc.kg ⁻¹)	4,04	0,15	3,9	0,70
Mg ⁺² (cmolc.kg ⁻¹)	0,77	0,06	0,76	0,20
Al ⁺³ (cmolc.kg ⁻¹)	0,0	0,1	0,0	0,0
H ⁺ (cmolc.kg ⁻¹)	5,6	4,6	0,46	1,1
⁹⁰ Sr (Bq kg ⁻¹)	4,2E+02	2,5E+02	3,7E+02	1,8E+02
Argilo-minerais	Hematita, goetita e vermiculita	Hematita e goetita	Gibsita e caulinita	Caulinita

5.2 – Análise Preliminar dos Valores de Fator de Transferência

Todos os valores de FT obtidos neste estudo estão apresentados na tabela A1 (APÊNDICE). Os valores de R^2 relativos aos ajustes log-normais para o conjunto de todos os valores obtidos neste estudo estão apresentados na Tabela 5.2, e segundo estes dados podemos observar que os valores de FT se ajustam melhor a uma distribuição log-normal do que a uma distribuição normal. Esse comportamento também pode ser evidenciado nos subconjuntos parciais avaliados, relativos aos diferentes tipos de culturas (milho, rabanete e repolho).

A análise dos resultados do ajuste das curvas de distribuição, apresentadas na Figura 5.1, confirma, através da aplicação do teste t de Student, com grau de confiança de 95%, que os diferentes vegetais estudados constituem conjuntos distintos, com relação ao Fator de transferência.

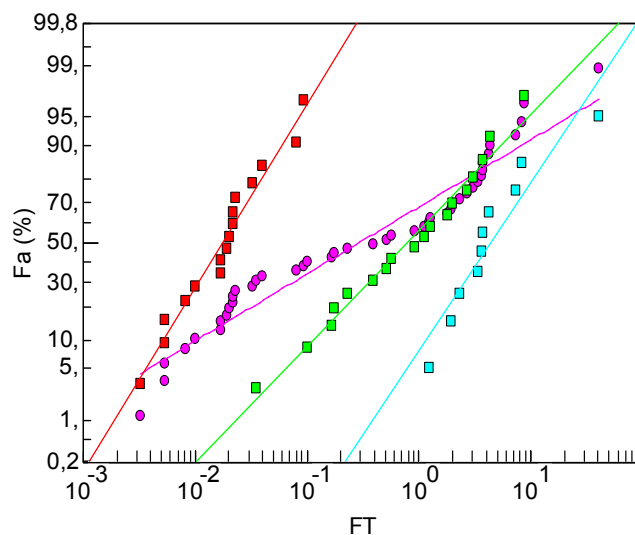


Figura 5.1: **Ajuste dos valores de FT para todos os valores (curva lilás) em função do tipo de vegetal (vermelho: milho; verde: repolho; azul: rabanete)**

Esse resultado evidencia que as culturas estudadas apresentaram padrões de absorção distintos para o ^{90}Sr . Esse resultado é coerente com as diferenças fisiológicas existentes entre essas culturas e as partes das plantas estudadas: o

rabanete se desenvolve em contato direto com o solo contaminado, diferente, por exemplo, do milho que é uma estrutura protegida, onde a entrada dos elementos no grão ocorre através da absorção por alguma outra estrutura e posterior transporte.

Tabela 5.2: **Resumo estatístico para FT dos solos estudados em função do tipo de vegetal**

<i>cultura</i>	<i>N</i>	<i>Média</i>	<i>Desvio</i>	<i>M.Geom.</i>	<i>D.Geom.</i>	<i>r2</i>
milho	16	2,61E-2	2,57E-2	1,77E-2	2,53	0,97
rabanete	10	7,68E+0	1,18E+1	4,40E+0	2,63	0,89
repolho	18	1,77E+0	2,20E+0	7,92E-1	4,39	0,98
Todos	44	2,48E+0	6,29E+0	2,93E-1	1,26E+1	0,94

5.2.1 - Valores de Fator de Transferência

De acordo com os resultados apresentados no item anterior, verificou-se que cada grupo vegetal apresenta comportamento individualizado. Por isso os valores de Fator de Transferência encontrados no âmbito deste trabalho para o rabanete, repolho e milho, serão discutidos separadamente.

5.3 – O comportamento do ⁹⁰Sr no Milho

Para a melhor compreensão do mecanismo de absorção do ⁹⁰Sr pelo milho, e a possível influência da competição iônica com nutrientes e seu análogo estável, os dados de concentração do ⁹⁰Sr foram correlacionados com dados de concentração de Ca, Mg e K, elementos essenciais às plantas e requeridos em grande quantidade (macronutrientes) e Fe e Mn, elementos essenciais porém necessários em baixas concentrações (micronutrientes) e Sr estável, elemento que não é essencial mas que pode ser facilmente absorvido pelas plantas devido à sua similaridade química com o Ca. A fim de minimizar os efeitos de diluição ou concentração decorrentes da maior ou menor produção, os dados de produção foram padronizados pela biomassa,

multiplicando-se a concentração do elemento (em mg.kg^{-1} ou Bq.kg^{-1}) pela biomassa produzida por lisímetro (em kg.m^{-2}), referida neste trabalho como o estoque do elemento na planta presente no lisímetro no momento da colheita. De acordo com a tabela 5.3 podemos observar que o estoque do Sr estável se correlacionou com o estoque observado para todos os nutrientes analisados (Ca, Mg, K, Mn, e Fe), indicando que o metabolismo fisiológico da espécie está no controle da absorção do Sr estável, assim como controla a absorção dos outros nutrientes, ou seja, a planta absorve a quantidade que necessita para o seu metabolismo. A figura 5.2 ilustra, para uma melhor compreensão, a correlação encontrada entre o estoque de Sr estável e o estoque de Ca no milho.

Tabela 5.3: Valores de correlação para os estoques de ^{90}Sr e Sr estável no milho em relação aos estoques de nutrientes.

n=16	^{90}Sr milho (Bq.m^{-2})	Sr milho (mg.m^{-2})
^{90}Sr milho (Bq.m^{-2})	1,000**	0,191
Sr (mg.m^{-2})	0,191	1,000**
Ca (mg.m^{-2})	0,158	0,994**
Mg (mg.m^{-2})	0,290	0,914**
K (mg.m^{-2})	0,165	0,977**
Mn (mg.m^{-2})	0,297	0,945**
Fe (mg.m^{-2})	0,176	0,961**

Correlação significativa a $p=99,9\%^{**}$.

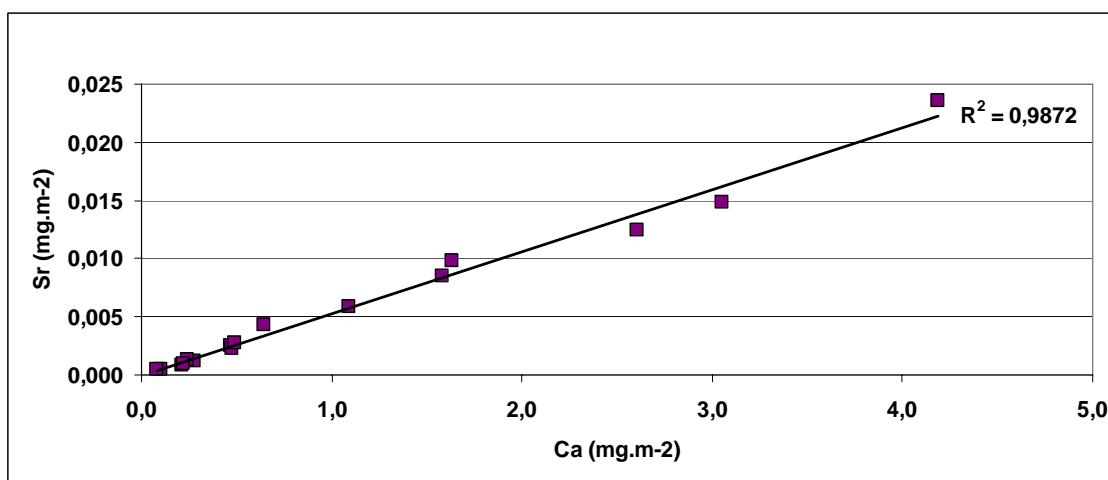


Figura 5.2: Correlação entre o estoque de Sr estável e o estoque de Ca no milho.

O estoque do ^{90}Sr no milho não se correlacionou com nenhum dos nutrientes avaliados, nem com o Sr estável, porém se correlacionou negativamente e de modo significativo a 99,9% (tabela 5.4), com os conteúdos de Ca, Mg e Sr trocável, com o pH e o conteúdo de matéria orgânica no solo e positivamente com o conteúdo de Fe trocável.

Tabela 5.4: Valores de correlação para os estoques de ^{90}Sr e o Sr estável no milho em relação às principais propriedades dos solos.

	FT	^{90}Sr milho (Bq.m^{-2})	Sr milho (mg.m^{-2})
Ca (cmolc.kg^{-1})	-0,77**	-0,95**	-0,10
Mg (cmolc.kg^{-1})	-0,72**	-0,91**	-0,08
Al (cmolc.kg^{-1})	0,26	0,62*	-0,20
H (cmolc.kg^{-1})	-0,06	0,29	0,01
K (cmolc.kg^{-1})	-0,66*	-0,70*	0,00
Fe trocável (mg.kg^{-1})	0,66*	0,83**	-0,02
Mn trocável (mg.kg^{-1})	-0,29	-0,17	0,18
Sr trocável (mg.kg^{-1})	-0,69*	-0,77**	0,03
pH em H_2O	-0,58	-0,87**	-0,09
CTC	-0,72**	-0,55	-0,10
Matéria Orgânica (%)	-0,97**	-0,91**	-0,36
Argila (%)	-0,05	0,37	-0,23
Areia (%)	0,25	-0,13	0,09
SiO_2 (%)	-0,11	0,27	-0,06
Al_2O_3 (%)	-0,13	0,26	-0,38
Fe_2O_3 (%)	-0,06	0,36	-0,20

Correlação significativa a $p=99,9\%$ **; correlação significativa a $p=99,5\%$ *.

O FT também se correlacionou negativamente e de modo significativo, principalmente com os conteúdos de Ca e Mg trocável, com a CTC e o conteúdo de matéria orgânica no solo. A figura 5.3 ilustra a correlação observada entre o FT e o teor de matéria orgânica nos solos. A correlação positiva e significativa a 99,5 % foi observada para o FT com os conteúdos de K e Sr trocável no solo. A correlação também foi positiva para o conteúdo de ferro trocável.

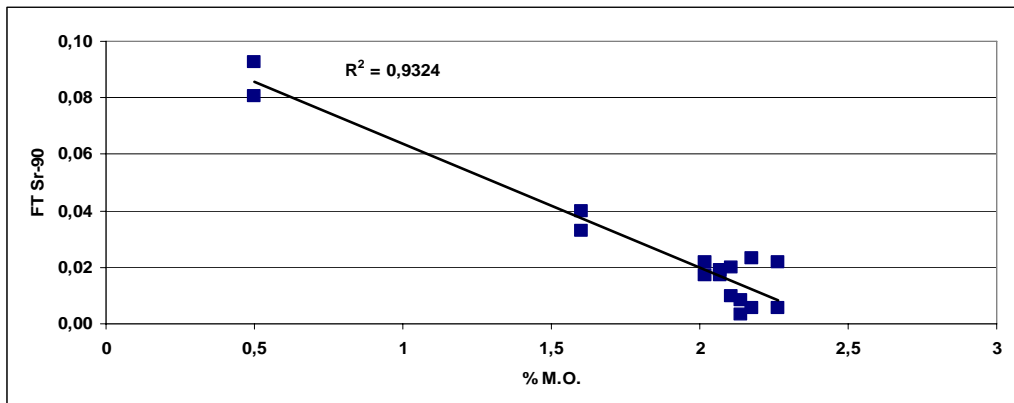


Figura 5.3: **Correlação entre o FT ⁹⁰Sr e o teor de matéria orgânica no solo para o milho.**

Na Tabela 5.5 são apresentadas algumas propriedades dos solos e os respectivos valores de FT do ⁹⁰Sr, obtidos neste estudo para o milho comparados com valores observados na literatura para outros cereais. De acordo com os resultados apresentados, pode-se observar que os valores de FT obtidos neste estudo para o milho foram inferiores aos valores disponíveis na literatura em cerca de 1 a 2 ordens de grandeza, com exceção do milho (IAEA, 2006), onde o FT foi semelhante ao valor obtido em Nitossolo, sendo importante ressaltar que este resultado foi proveniente de experimento realizado em solo de clima subtropical, apesar da informação ser única (n=1) e sem o detalhamento das propriedades dos solos (Tabela 5.5).

Tabela 5.5: Tipo de solo, propriedades e valores médios de FT (\pm sd) encontrados para ^{90}Sr em cereais neste estudo e na literatura.

Solo	Cultura	pH	Ca *	%MO	n	FT	sd	Referência
LVA	Milho	7,6	3,9	2,1	10	1,6E-2	9,8E-4	Este estudo
LV	Milho	4,7	0,2	1,6	2	3,6E-2	2,2E-3	Este estudo
NIT	Milho	6,5	4,0	2,1	2	5,7E-3	3,7E-4	Este estudo
ARG	Milho	5,7	0,7	0,5	2	8,6E-2	5,3E-3	Este estudo
ind	Arroz	5,2	5,7	0,1	5	1,4E-1	2,6E-2	IAEA, 2006
ind	Arroz	6,5	2,7	ind	38	9,1E-2	2,8E-2	IAEA, 2006
ind	Arroz	6,1	8,7	1,6	3	7,3E-2	2,4E-2	IAEA, 2006
ind	Arroz	4,9	7,4	0,9	3	9,3E-2	1,1E-2	IAEA, 2006
ind	Arroz	6,1	10,6	1,4	8	1,4E+0	3,2E+0	IAEA, 2006
Vários	Trigo	ind	15,0	1	4	4,8E-2	1,2E-2	IAEA, 2006
ind	Milho	ind	ind	ind	1	2,2E-3		IAEA, 2006
ind	Milho	5,5	ind	ind	3	4,7E-1	1,8E-1	IUR1989
ind	Milho	6,1	ind	ind	3	1,1E+0	7,1E-1	IUR1989
ind	Milho	7,2	ind	ind	3	8,6E-1	1,0E-1	IUR1989

*Ca trocável (cmolc.kg^{-1}). ind – informação não disponível.

Dos solos estudados, o que apresentou menor FT para o milho foi o Nitossolo, que é um solo de clima subtropical e com o maior teor de Ca trocável em relação aos outros solos estudados (Figura 5.4). Os maiores valores observados ocorreram nos solos mais ácidos (Argissolo e Latossolo Vermelho). O teste T (95%) aplicado aos dados, considera diferentes entre si os FTs obtidos nos 4 solos avaliados.

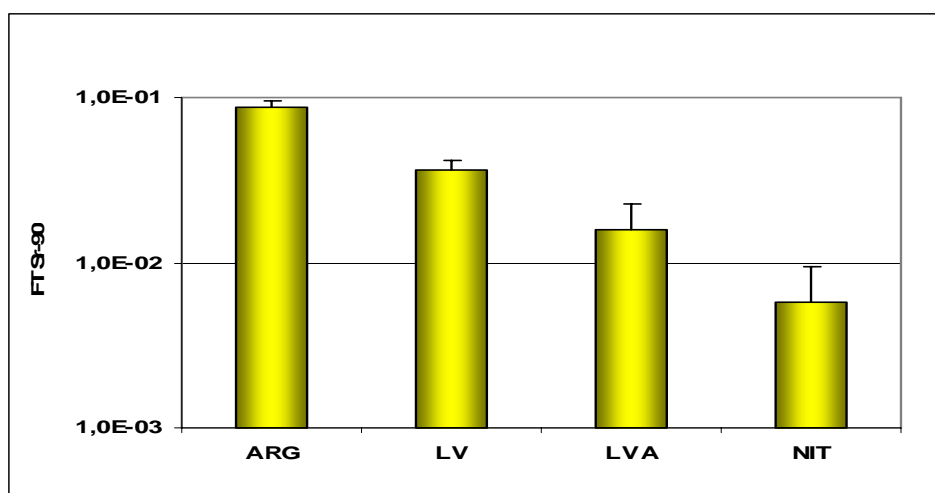


Figura 5.4: Relação entre os valores médios de FT do ^{90}Sr em milho nos solos estudados.

Estes resultados indicam que solos com baixa disponibilidade de nutrientes, baixo pH e rico em Fe trocável favorecem a absorção do ^{90}Sr pelo milho, enquanto

estes parâmetros não interferiram na absorção do Sr estável, provavelmente por que a origem exógena do ^{90}Sr , sob forma iônica e em quantidades traços, favorece os mecanismos de competição iônica e todos os mecanismos de sorção influenciados pela matéria orgânica, CTC e pH, enquanto o Sr estável, embora possa estar sujeito aos mesmos mecanismos de sorção, ainda sofre uma grande influência de sua origem mineralógica, assim como todos os nutrientes presentes nos solos.

5.4 – O comportamento do ^{90}Sr no Repolho

De acordo com a tabela 5.6 o estoque do ^{90}Sr e do Sr estável se correlacionaram entre si e com o estoque observado para a maioria dos nutrientes analisados (Ca, Mg, K, Mn), com exceção do Fe. A figura 5.5 apresenta a elevada correlação encontrada entre o estoque de Sr estável e o estoque de Ca no repolho. Estes resultados indicam que para o repolho, o metabolismo fisiológico da espécie está no controle da absorção do Sr estável, conforme observado para o milho e no controle da absorção do ^{90}Sr .

Tabela 5.6: Valores de correlação para os estoques de ^{90}Sr e Sr estável no repolho em relação aos estoques de nutrientes.

n=18	^{90}Sr repolho (Bq.m^{-2})	Sr repolho (mg.m^{-2})
^{90}Sr repolho (Bq.m^{-2})	1,000**	0,722**
Sr (mg.m^{-2})	0,722**	1,000**
Ca (mg.m^{-2})	0,672*	0,963**
Mg (mg.m^{-2})	0,617*	0,923**
K (mg.m^{-2})	0,674*	0,953**
Mn (mg.m^{-2})	0,796**	0,923**
Fe (mg.m^{-2})	0,395	0,649*

Correlação significativa a $p=99,9\%$ **; correlação significativa a $p=99,5\%$ *.

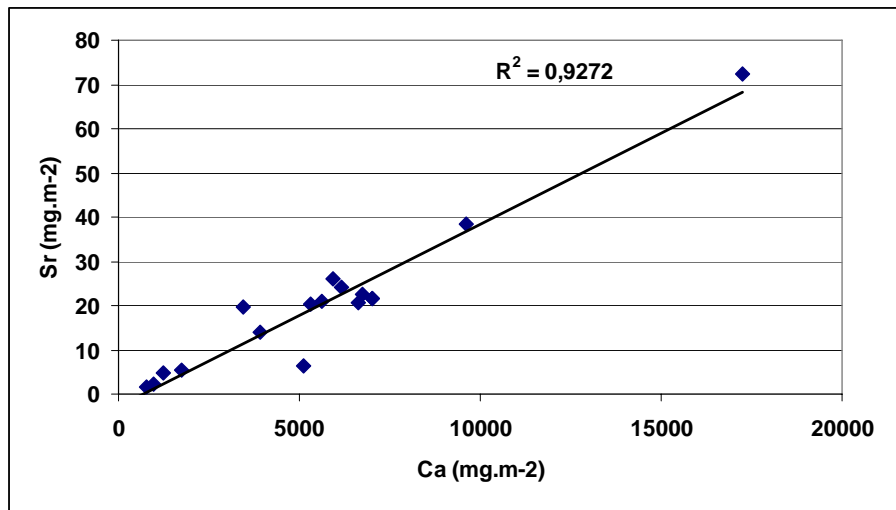


Figura 5.5: **Correlação entre o estoque de Sr estável e o estoque de Ca no repolho.**

O estoque do ⁹⁰Sr no repolho também se correlacionou negativamente e de modo significativo a 99,9 % com o teor de Ca trocável e a 99,5 % com o pH dos solos (Tabela 5.7). Este resultado parece indicar que o pH ácido, ao favorecer a dessorção do Ca, aumenta a competição entre os análogos químicos, diminuindo a absorção do ⁹⁰Sr. A correlação negativa e significativa a 99,5 % também foi observada com os conteúdos de Mg, K e Sr trocável no solo e positiva com os conteúdos de Fe, teores de argila e óxidos de Fe e Al (Tabela 5.7). Os resultados do repolho, semelhantes aos resultados observados no milho confirmam que os solos brasileiros com baixa disponibilidade de nutrientes, baixo pH e rico em Fe trocável foram os mais vulneráveis à contaminação com ⁹⁰Sr por favorecer a absorção por plantas, enquanto estes parâmetros não interferiram diretamente na absorção do Sr estável.

O FT se correlacionou negativamente com o teor de Ca e com o pH em água, corroborando a hipótese da influência do mecanismo da competição iônica no processo de absorção do ⁹⁰Sr (Tabela 5.7). Estes resultados estão de acordo com os mecanismos de absorção de ⁹⁰Sr citados na literatura (FRISSEL *et al.*, 2002, SKARLOU *et al.*, 2001).

Tabela 5.7 Valores de correlação para os estoques de ^{90}Sr e o Sr estável no repolho em relação às principais propriedades dos solos.

	FT	^{90}Sr repolho (Bq.m^{-2})	Sr repolho (mg.m^{-2})
Ca (cmolc.kg^{-1})	-0,720**	-0,709**	-0,458
Mg (cmolc.kg^{-1})	-0,685*	-0,673*	-0,457
Na (cmolc.kg^{-1})	-0,478	-0,555	-0,303
Al (cmolc.kg^{-1})	0,587*	0,796**	0,825**
H (cmolc.kg^{-1})	0,380	0,374	0,468
K (cmolc.kg^{-1})	-0,434	-0,647*	-0,355
Fe (mg.kg^{-1})	0,689*	0,673*	0,497
Mn (mg.kg^{-1})	-0,134	-0,274	-0,073
Sr (mg.kg^{-1})	-0,615*	-0,689*	-0,395
pH em H_2O	-0,709**	-0,677*	-0,564
CTC	-0,287	-0,277	0,035
Matéria Orgânica (%)	-0,489	-0,325	-0,056
Argila (%)	0,513	0,646*	0,741**
Areia (%)	-0,293	-0,348	-0,510
SiO_2 (%)	0,402	0,440	0,546
Al_2O_3 (%)	0,454	0,658*	0,754**
Fe_2O_3 (%)	0,492	0,612*	0,718**

Correlação significativa a $p=99,9\%^{**}$; correlação significativa a $p=99,5\%^*$.

A figura 5.6 ilustra a correlação observada entre o FT e o pH para o repolho, corroborando a influência deste fator no processo de absorção conforme discutido anteriormente. Os parâmetros que interferem na absorção do Sr estável se referem principalmente à reserva mineralógica de nutrientes em solos (argilas e óxidos). Muito embora o Sr não seja um elemento essencial para as plantas, sua absorção pode ocorrer com facilidade devido à analogia química entre este e o Ca, que é um macronutriente. Estes dados confirmam que diferenças no padrão de absorção do Sr radioativo e estável ocorrem em função da origem desses elementos, enquanto o ^{90}Sr tem origem artificial e ocorre principalmente sob a forma iônica, o Sr estável ocorre essencialmente associado aos minerais primários e sua liberação sob a forma iônica é lenta e dependente do intemperismo, o que dificulta sua absorção pelas plantas.

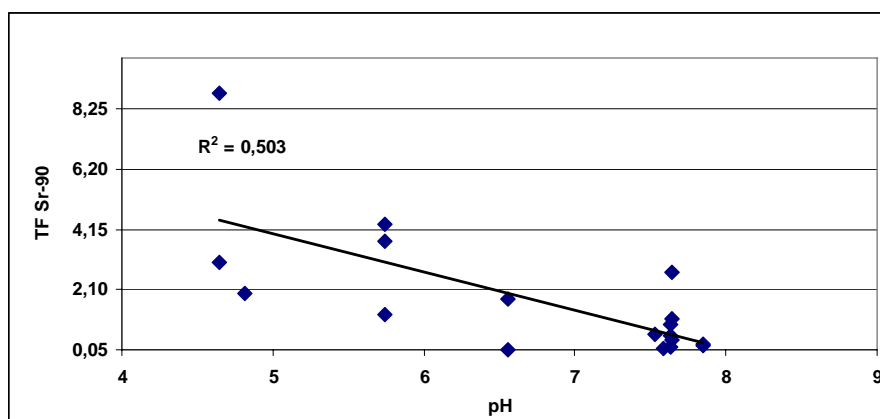


Figura 5.6: Correlação entre o FT ⁹⁰Sr e o pH no repolho.

Na Tabela 5.8 são apresentadas algumas propriedades dos solos e os respectivos valores de FT do ⁹⁰Sr, obtidos neste estudo para o repolho, e valores observados na literatura. De acordo com esses resultados, pode-se observar que em solos com os valores de pH variando entre 6 e 7, os valores de FT obtidos para o repolho no presente estudo foram uma ordem de grandeza menor que os valores disponíveis na literatura (Tabela 5.8).

Tabela 5.8: Tipo de solo, propriedades e valores médios de FT (\pm sd) encontrados para ⁹⁰Sr em repolho neste estudo e na literatura.

Solo	Cultura	pH	Ca *	MO	n	FT	sd	Referência
LVA	Repolho	7,6	3,9	2,1	10	6,91E-01	4,07E-02	Este estudo
LV	Repolho	4,7	0,15	1,6	3	4,60E+00	2,73E-01	Este estudo
NIT	Repolho	6,5	4,04	2,1	2	9,16E-01	5,72E-02	Este estudo
ARG	Repolho	5,7	0,7	0,5	3	3,11E+00	1,89E-01	Este estudo
ind	Repolho	ind	10,3	0,9	2	1,50E+00	3,68E-01	IAEA, 2006
ind	Repolho	4,8	7,5	0,8	16	2,53E+00	1,17E+00	IAEA, 2006
ind	Repolho	5,3	2,4	4,0	2	8,75E-01	9,19E-02	IAEA, 2006
ind	Repolho	ind	15,0	1,0	14	2,90E+00	1,15E+00	IAEA, 2006
ind	Repolho	ind	ind	ind	1	5,20E-02		IAEA, 2006
ind	Repolho	6,1	ind	1,4	3	1,86E+00	7,51E-01	IUR, 1989
ind	Repolho	5,5	ind	4,0	3	8,83E-01	6,37E-01	IUR, 1989
ind	Repolho	7,1	ind	1,6	1	2,40E+00		IUR, 1989

*Ca trocável (cmolc.kg-1). ind – informação não disponível.

Dos solos estudados, os que apresentaram menor FT para o repolho foram o Latossolo Vermelho Amarelo e o Nitossolo, que são os solos com os teores de pH e Ca trocável mais elevados (Figura 5.7).

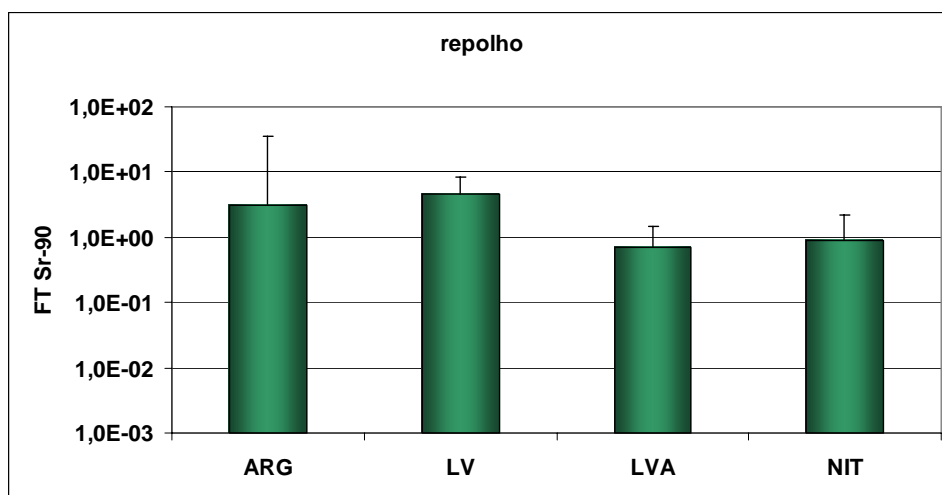


Figura 5.7: **Relação entre os valores médios de FT do ⁹⁰Sr em repolho nos solos estudados.**

No âmbito deste trabalho, foi possível observar que os valores de transferência obtidos para o milho e o repolho em 2 anos consecutivos (cores diferentes para a mesma cultura) em solos deficientes em cálcio ($< 1 \text{ cmol.Kg}^{-1}$) correspondeu aos maiores valores de FT e se diferenciou dos valores obtidos em solos nos quais o cálcio não foi fator limitante (figura 5.8). O teste T (95%) aplicado às amostras de repolho separa o FT em dois grupos: (Argissolo = Latossolo Vermelho) \neq (Latossolo Vermelho Amarelo = Nitossolo). Este resultado confirma que efetivamente os solos Latossolo Vermelho Amarelo e Nitossolo apresentaram FT diferente dos solos ácidos e deficientes em Ca (Latossolo Vermelho e Argissolo).

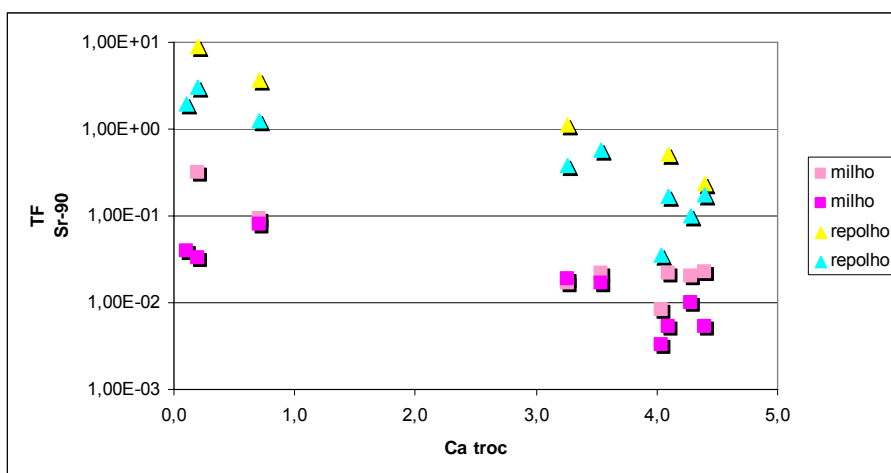


Figura 5.8: Fator de transferência solo-planta do ^{90}Sr em função do Ca trocável

5.5 – O Comportamento do ^{90}Sr no Rabanete

De acordo com a tabela 5.9 o estoque do Sr estável não se correlacionou com o estoque de nenhum dos nutrientes apresentados. Porém assim como foi observado também para o repolho, o estoque do ^{90}Sr se correlacionou positivamente e significativamente com o estoque de Ca, Mg, K, Mn e Fe, indicando que o metabolismo fisiológico também está no controle da absorção do ^{90}Sr no rabanete.

Tabela 5.9: Valores de correlação para os estoques de ^{90}Sr e Sr estável no rabanete em relação aos estoques de nutrientes.

n=18	^{90}Sr rabanete (Bq.m^{-2})	Sr rabanete (mg.m^{-2})
^{90}Sr rabanete (Bq.m^{-2})	1,000**	-0,592
Sr (mg.m^{-2})	-0,592	1,000**
Ca (mg.m^{-2})	0,962**	-0,669
Mg (mg.m^{-2})	0,988**	-0,645
K (mg.m^{-2})	0,949**	-0,675
Mn (mg.m^{-2})	0,967**	-0,537
Fe (mg.m^{-2})	0,987**	-0,620

Correlação significativa a $p=99,9\%$ ** ; correlação significativa a $p=99,5\%$.*

A figura 5.9 ilustra a correlação encontrada entre o estoque de ^{90}Sr e o estoque de Ca no rabanete. Os valores foram transformados em logaritmos naturais para permitir melhor visualização da correlação.

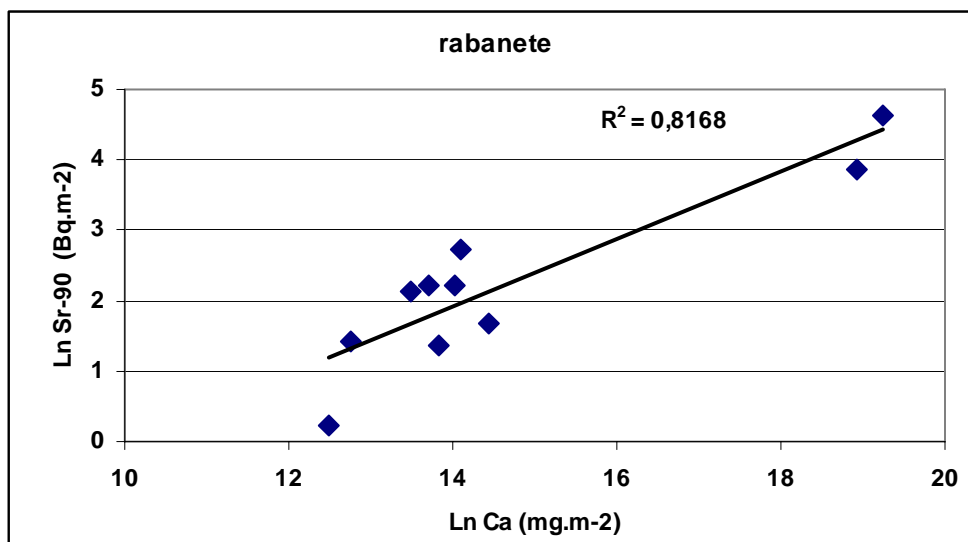


Figura 5.9: Correlação entre o FT de ^{90}Sr e o Ca no rabanete.

O FT do ^{90}Sr , o estoque de Sr estável e radioativo no rabanete não se correlacionou com nenhuma das propriedades do solo (tabela 5.10).

Tabela 5.10: Valores de correlação para os estoques de ^{90}Sr e o Sr estável no rabanete em relação às principais propriedades dos solos.

	FT	^{90}Sr rabanete (Bq.m ⁻²)	Sr rabanete (mg.m ⁻²)
Ca (cmolc.kg ⁻¹)	-0,609	0,417	0,117
Mg (cmolc.kg ⁻¹)	-0,610	0,357	0,108
Al (cmolc.kg ⁻¹)	0,649	-0,278	0,055
K (cmolc.kg ⁻¹)	-0,315	0,561	0,073
Fe (mg.kg ⁻¹)	0,715	-0,433	-0,167
Mn (mg.kg ⁻¹)	-0,265	0,553	0,127
Sr (mg.kg ⁻¹)	-0,562	0,569	0,156
pH em H ₂ O	-0,634	0,194	0,042
CTC	-0,183	0,553	0,205
Matéria Orgânica (%)	-0,216	0,338	0,169
Argila (%)	0,657	-0,085	0,086
SiO ₂ (%)	0,392	0,205	0,121
Al ₂ O ₃ (%)	0,724	-0,242	0,063
Fe ₂ O ₃ (%)	0,616	-0,017	0,094

Na Tabela 5.11 são apresentadas algumas propriedades dos solos e os respectivos valores de FT do ^{90}Sr , obtidos neste estudo para o rabanete, e valores observados na literatura. De acordo com esses resultados, pode-se observar que em média os valores encontrados no presente estudo não diferem dos valores disponíveis na literatura (Tabela 5.11).

Tabela 5.11: Tipo de solo, propriedades e valores médios de FT (\pm sd) para o ^{90}Sr em rabanete neste estudo e na literatura.

Solo	Cultura	pH	Ca*	MO	n	FT	sd	Referência
LVA	Rab. Raiz	7,6	3,9	2,1	5	4,02E+00	2,43E-01	Este trabalho
LV	Rab. Raiz	4,7	0,15	1,6	2	2,44E+01	2,31E+00	Este trabalho
NIT	Rab. Raiz	6,5	4,04	2,1	2	1,78E+00	1,15E-01	Este trabalho
ARG	Rab. Raiz	5,7	0,7	0,5	1	4,29E+00	3,84E-01	Este trabalho
ind	Rab. Raiz	6,3	11,4	1,4	7	4,56E+00	3,33E+00	IAEA, 2006
ind	Rab. Raiz	ind	ind	ind	1	5,40E-03		IAEA, 2006
ind	Rab. Raiz	5,9	ind	2,8	4	3,35E+00	2,89E+00	IUR, 1989
ind	Rab. Raiz	4,7	ind	2,20	4	6,98E+00	5,94E+00	IUR, 1989
LVA	Rab. Folha	7,6	3,9	2,1	4	8,15E+00	4,75E-01	Este trabalho
NIT	Rab. Folha	6,5	4,04	2,1	2	4,68E+00	2,83E-01	Este trabalho
ARG	Rab. Folha	5,7	0,7	0,5	2	7,08E+01	4,59E+00	Este trabalho
ind	Rab. Folha	6,1	11,4	1,4	7	8,57E+00	4,78E+00	IAEA, 2006

*Ca trocável (cmolc.kg⁻¹). ind – informação não disponível.

No caso do rabanete, o pequeno número de dados em cada conjunto não permitiu aplicar o teste T; no entanto o Latossolo Vermelho que é o solo com menor valor de pH e conteúdo de Ca trocável parece se distinguir dos demais (Figura 5.10).

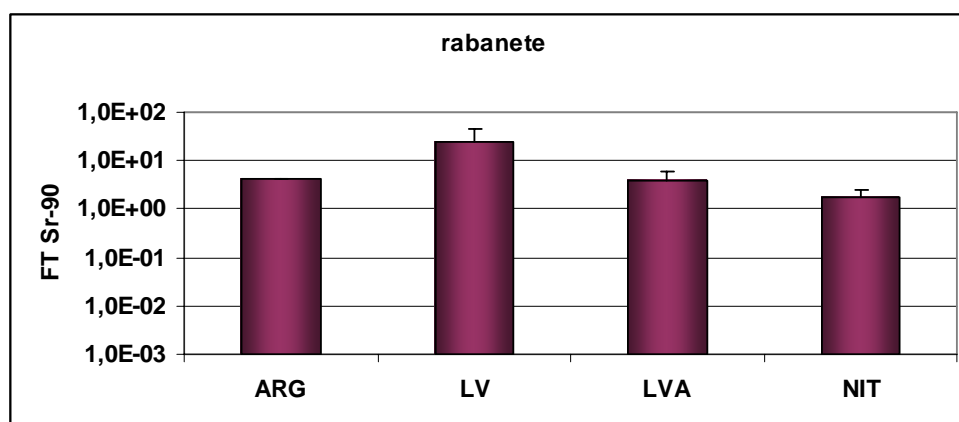


Figura 5.10: Relação entre os valores médios de FT do ^{90}Sr em rabanete nos solos estudados.

6 – PARTIÇÃO GEOQUÍMICA DO ^{90}Sr

Os resultados da partição geoquímica do ^{90}Sr no Latossolo Vermelho Amarelo em 2001 e 2003 indicam que a maior parte do ^{90}Sr está associado às fases potencialmente móveis, mesmo em condições de equilíbrio, três anos após a contaminação, embora tenha sido observada uma perda sensível do conteúdo total do ^{90}Sr de 2001 para 2003 ($3,41\text{E}+02 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $2,45\text{E}+02 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente) (Figura 6.1).

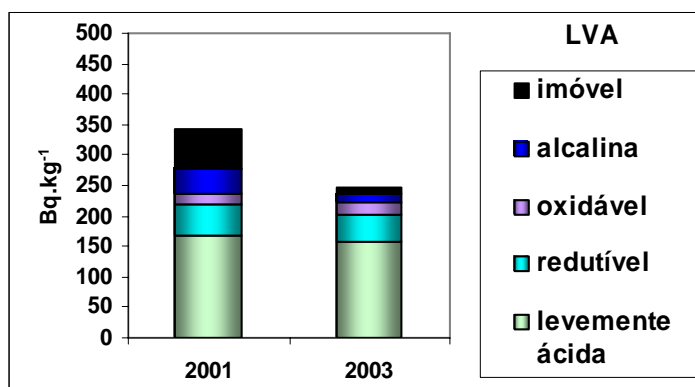


Figura 6.1: Partição geoquímica do ^{90}Sr em Latossolo Vermelho Amarelo.

A predominância do Sr na fase levemente ácida indica a grande disponibilidade do Sr para mecanismos de transporte, seja para a absorção radicular, seja para migrar para camadas mais profundas. Os resultados de FT para ^{90}Sr no milho, não se correlacionaram com o conteúdo de ^{90}Sr na fase levemente ácida (Figura 6.2), confirmando a pequena influência das propriedades dos solos na absorção do milho, face à relevância do metabolismo fisiológico na absorção do ^{90}Sr , conforme discutido no capítulo anterior.

Os resultados obtidos para o repolho e rabanete revelam que os maiores valores de FT (expressos em ln na figura 6.2) ocorreram nos lisímetros que apresentaram os mais baixos valores de ^{90}Sr na fase levemente ácida. Este comportamento parece indicar que a maior disponibilidade do ^{90}Sr em solução não determinou necessariamente maior absorção, uma vez que a absorção do Sr pode ser afetada

pela disponibilidade de Ca na solução do solo devido à competição pelos carreadores que estes elementos fazem em virtude da semelhança química entre eles. Assim solos com elevado teor de Ca na solução do solo ou trocáveis podem apresentar baixos valores de FT para o ^{90}Sr , mesmo quando este estiver presente em abundância na solução e disponível para processos de absorção. A redução no teor total do ^{90}Sr no solo com o tempo, observado para o Latossolo Vermelho Amarelo (Figura 6.1) indica claramente que esta disponibilidade favoreceu a perda do ^{90}Sr para camadas mais profundas.

No Latossolo Vermelho Amarelo o ^{90}Sr também se associou à fase redutível, seguida pela fase alcalina e por último a fase oxidável. A menor relevância da fase oxidável pode ser devido ao baixo conteúdo de matéria orgânica observado neste solo, do mesmo modo a predominância dos óxidos na dinâmica química destes solos, favorece a associação do ^{90}Sr com a fase redutível.

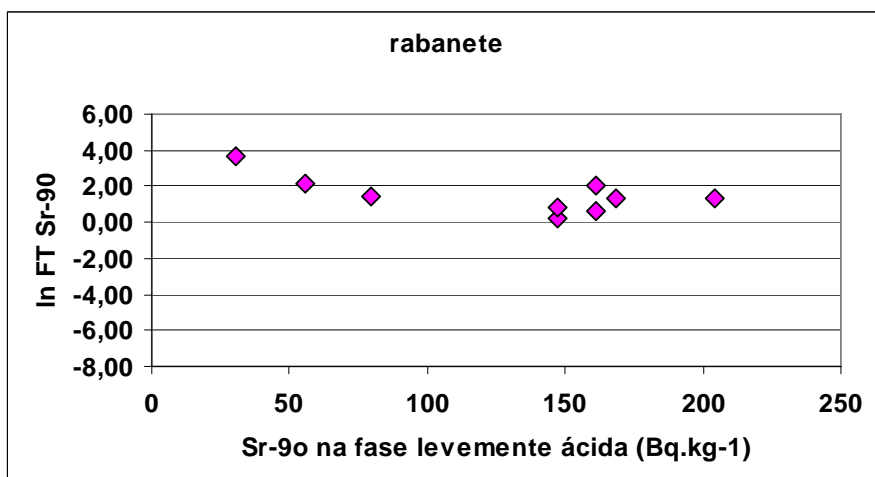
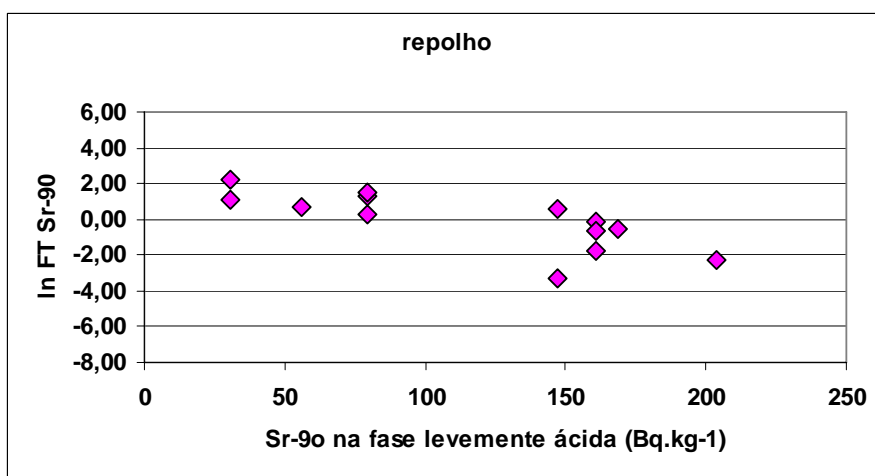
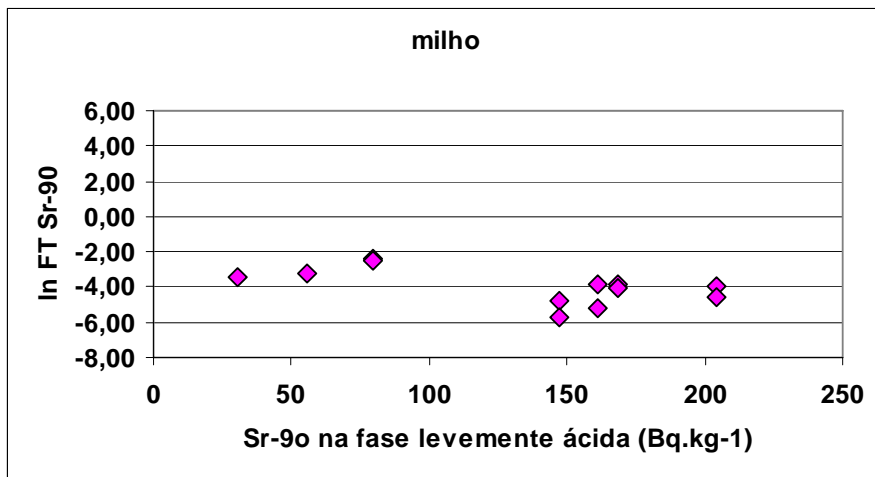


Figura 6.2: Valores de ln FT para o ^{90}Sr em milho, repolho e rabanete em função da concentração de ^{90}Sr na fase levemente ácida.

Os resultados da partição geoquímica do ^{90}Sr no Latossolo Vermelho em 2001 e 2003 indicam que a maior parte do ^{90}Sr está associado às fases potencialmente móveis, mesmo em condições de equilíbrio, 3 anos após a contaminação. Também foi observada a predominância do ^{90}Sr na fase levemente ácida indicando a grande disponibilidade do ^{90}Sr para mecanismos de transporte. A redução no conteúdo total do ^{90}Sr de 2001 para 2003 ($4,74\text{E}+02 \text{ Bq.kg}^{-1}$ e $9,54\text{E}+01 \text{ Bq.kg}^{-1}$, respectivamente) indica claramente que esta disponibilidade favoreceu a perda de 80% do ^{90}Sr para camadas mais profundas (Figura 6.3).

No Latossolo Vermelho, o ^{90}Sr também se associou à fase redutível (cerca de 33% do conteúdo total), seguida pelas fases alcalina e oxidável. A predominância dos óxidos de Fe na dinâmica química deste solo, favorece a associação do ^{90}Sr com a fase redutível, mesmo com o envelhecimento da contaminação (33% em 2003). Com o tempo, a proporção de ^{90}Sr associado à fase levemente ácida diminuiu (44% para 27% do ^{90}Sr total), enquanto as fases alcalinas e oxidáveis apresentaram um aumento relativo. Uma pequena fração do ^{90}Sr foi detectada como sendo imóvel na escala de tempo pedológica, no entanto essa fração diminuiu com o tempo (ver figura 6.3).

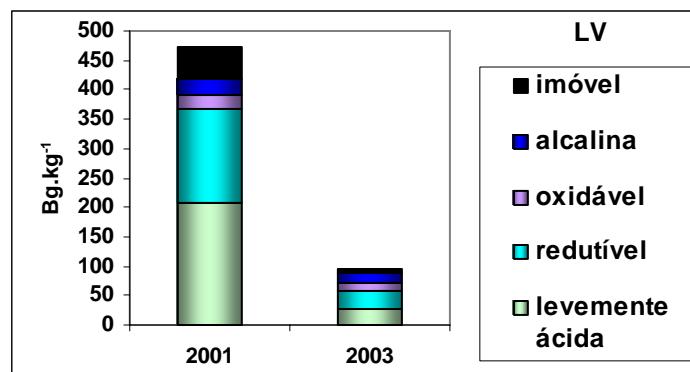


Figura 6.3: Partição geoquímica do ^{90}Sr em Latossolo Vermelho.

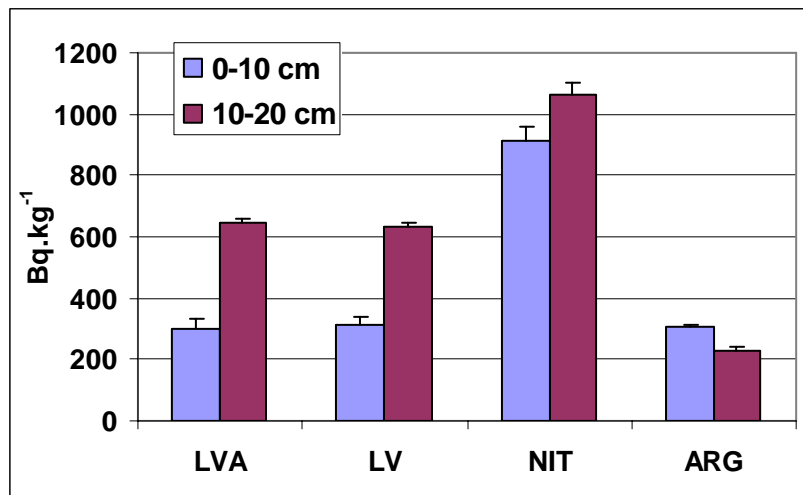


Figura 6.4: Conteúdo total de ⁹⁰Sr nos solos estudados

Os resultados da partição geoquímica do ⁹⁰Sr no Nitossolo em 2001 e 2003 indicam que 100% do ⁹⁰Sr está associado às fases potencialmente móveis, mesmo três anos após a contaminação. Também foi observada a predominância do ⁹⁰Sr na fase levemente ácida (74%) indicando a enorme disponibilidade do ⁹⁰Sr para mecanismos de transporte, corroborada pela perda de 76% do conteúdo total de 2001, em 2003 a redução de 1,05E+03 Bq.kg⁻¹ para 2,55E+02 Bq.kg⁻¹, respectivamente e pelo aumento do ⁹⁰Sr na camada de 10 a 20 cm (Figura 6.4).

No Nitossolo, o ⁹⁰Sr também se associou à fase redutível (cerca de 13% do conteúdo total) seguida pelas fases alcalina e oxidável. A importância dos óxidos de Fe na dinâmica química deste solo, pode ser evidenciada pela associação do ⁹⁰Sr com a fase redutível, mesmo com o envelhecimento da contaminação (19% em 2003) e com o aumento do estrôncio na fase alcalina, ambas relacionadas direta ou indiretamente com os óxidos. Com o tempo, a proporção de ⁹⁰Sr associado à fase levemente ácida diminui para 58% do ⁹⁰Sr total (Figura 6.5).

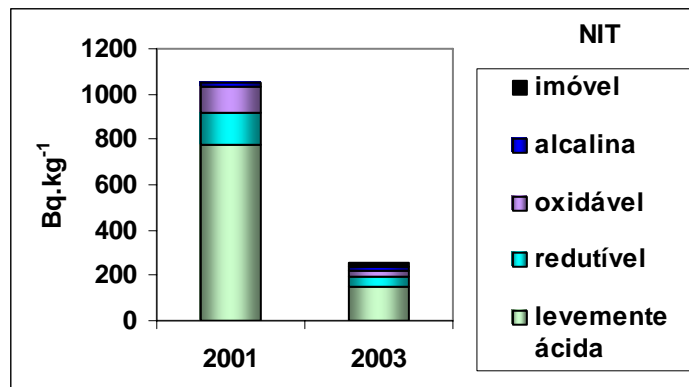


Figura 6.5: Partição geoquímica do ⁹⁰Sr em Nitossolo.

A partição geoquímica do ⁹⁰Sr no Argissolo foi bastante semelhante à do Nitossolo, mesmo a despeito das diferenças nas propriedades físicas e químicas destes solos discutidas nos itens iniciais (Figura 6.6).

Os resultados obtidos no âmbito deste trabalho não diferem dos resultados do fracionamento geoquímico do ⁹⁰Sr, obtidos por Riise *et al.*, (1990), em solos de floresta de clima temperado. Nestes solos mais de 90% do ⁹⁰Sr estava associado a fases solúveis em condições levemente ácidas (carbonato e trocável segundo o método de Tessier *et al.*, (1979)), e o restante associado à fase redutível (óxidos de Fe e Mn), que corresponde às fases alcalinas e redutíveis do método Wasserman.

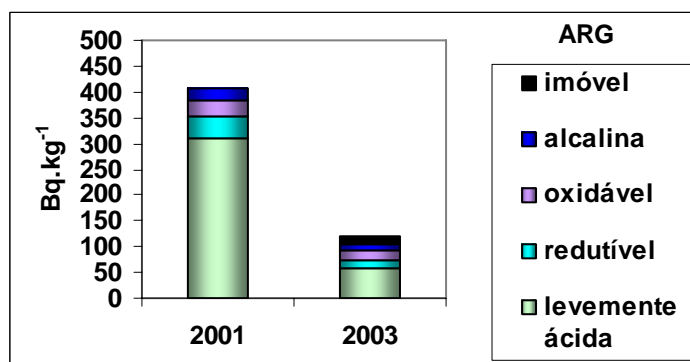


Figura 6.6: Partição geoquímica do ⁹⁰Sr em Argissolo.

Considerando que a contaminação do solo ocorreu pela rega superficial da solução contaminada, o maior conteúdo de ⁹⁰Sr observado na camada mais profunda confirma a tendência à perda para camadas mais internas, devido à grande

disponibilidade do ^{90}Sr demonstrada pela predominância deste radionuclídeo na fase levemente ácida. Tendência esta igualmente observada pela perda nos conteúdos totais entre os dois anos avaliados e os baixos valores de FT apresentados pelas plantas de solos altamente intemperizados de clima tropical, em relação aos solos de clima temperado.

7- CONCLUSÕES

Neste estudo verificou-se que os diferentes vegetais estudados constituem conjuntos distintos, com relação ao Fator de transferência: os dados de FT do ^{90}Sr para o milho foram mais baixos que no repolho e rabanete e se correlacionaram negativa e significativamente com as seguintes propriedades dos solos: Ca e Mg trocável, CTC e matéria orgânica, o que está de acordo com a literatura especializada. Os dados de FT do ^{90}Sr para o repolho, foram inferiores aos do rabanete e se correlacionaram com o conteúdo de Ca trocável e pH, o que também tem sido observado na literatura especializada. Os valores de FT obtidos para o rabanete não se correlacionaram significativamente com nenhuma das propriedades dos solos avaliadas, porém o maior valor de FT foi observado no solo com maior deficiência em Ca trocável e menor valor de pH. Apesar da reconhecida influência do conteúdo de Ca trocável na transferência solo-planta apontada pela literatura internacional e confirmada em capítulos anteriores, os valores obtidos em solos de clima temperado, geralmente com teores de Ca trocável mais elevados que os solos altamente intemperizados de clima tropical e subtropical, foram em alguns casos superiores em até uma ordem de grandeza aos valores obtidos neste estudo.

Este estudo indicou ainda que solos com baixa disponibilidade de nutrientes divalentes, baixo pH e rico em Fe trocável, que é indicativo de solo oxidico, favoreceram a absorção do ^{90}Sr . No entanto os mesmos parâmetros não interferiram na absorção do Sr estável. Provavelmente, por que a origem exógena do ^{90}Sr sob forma iônica e em quantidades traço favorece os mecanismos de competição iônica e todos os mecanismos de sorção influenciados pela matéria orgânica, CTC e pH. Enquanto o Sr estável, embora possa estar sujeito aos mesmos mecanismos de sorção, ainda sofre uma grande influência de sua origem mineralógica, assim como todos os nutrientes presentes nos solos.

No que se refere à partição geoquímica, observou-se que o ^{90}Sr no Latossolo Vermelho Amarelo em 2001 e 2003 está associado principalmente às fases potencialmente móveis, mesmo em condições de equilíbrio (três anos após a contaminação). Este mesmo comportamento foi observado para todos os solos estudados. Os resultados obtidos no âmbito deste trabalho não diferiram dos resultados do fracionamento geoquímico do ^{90}Sr relatados na literatura científica para solos de clima temperado.

Os resultados da partição geoquímica evidenciaram predominância do ^{90}Sr na fase levemente ácida indicando a grande disponibilidade do ^{90}Sr para mecanismos de transporte, seja para a absorção radicular, seja para migrar para camadas mais profundas. Os resultados obtidos revelaram que os maiores valores de FT ocorreram nos solos que apresentaram os mais baixos valores de ^{90}Sr na fase levemente ácida. Assim, a maior disponibilidade do ^{90}Sr em solução não determinou necessariamente maior absorção, uma vez que a sua absorção pode ser afetada pela disponibilidade de Ca na solução do solo devido à competição pelos carreadores que estes elementos fazem, em virtude das semelhanças químicas entre eles. Assim, solos com elevado teor de Ca na solução do solo ou trocáveis podem apresentar baixos valores de FT para o ^{90}Sr , mesmo quando este estiver presente em abundância na solução e disponível para processos de transferência. No entanto, observou-se que a migração do ^{90}Sr para camadas mais profundas predominou sobre a absorção radicular. Cerca de 80% do ^{90}Sr total foi perdido do horizonte superficial em 2 anos. Esse comportamento denuncia a possibilidade de uma importante contaminação do lençol freático em solos brasileiros contaminados por ^{90}Sr .

Devido ao importante papel desempenhado pelo conteúdo de Ca trocável e pH na absorção vegetal do ^{90}Sr e aos baixos valores de FT encontrados nos solos brasileiros estudados, recomenda-se uma avaliação do efeito da calagem na absorção vegetal do ^{90}Sr nestes solos, uma vez que o experimento foi conduzido nos solos em seu estado natural, sem a correção de pH. Esta correção ao ser feita próximo ao

plantio pode modificar o padrão de absorção das plantas e alterar significativamente os mecanismos de sorção do ^{90}Sr no solo, favorecendo o deslocamento do ^{90}Sr adsorvido para a solução face à competição por sítios de troca que a entrada de carbonato de cálcio no solo pode desencadear.

8 - ANEXO

Trabalho apresentado in: Fert Bio Lajes, Julho 2004

AVALIAÇÃO DA MOBILIDADE DO ^{90}Sr EM SOLOS BRASILEIROS

A.G. Viana^(1*); M.A. Wasserman⁽¹⁾; R.J. Vivone⁽¹⁾; F. Bartoly⁽¹⁾; D.V. Pérez⁽²⁾ & M.M. Silva⁽¹⁾.

⁽¹⁾ Instituto de Radioproteção e Dosimetria/CNEN. Av. Salvador Allende s/n°. Recreio. CEP: 22780-160 Rio de Janeiro, RJ. Brasil, ^(1*) aline@ird.gov.br; ⁽²⁾ Centro Nacional de Pesquisa de Solos/EMBRAPA.

A presença ou liberação de materiais radioativos no meio ambiente potencialmente expõe a população à radiação ionizante. Os radionuclídeos presentes no ambiente podem ser provenientes de fallout (nuvem de poeira radioativa) ocasionada por testes nucleares, instalações nucleares, que periodicamente, liberam concentrações permitidas por normas específicas, para o ambiente, em operação de rotina, ou descontroladamente, numa situação de acidente.

O comportamento dos radionuclídeos difere segundo as condições do ecossistema contaminado e, portanto o impacto radiológico será diferenciado de um lugar para outro, condicionando a uma estratégia de intervenção. Devido a complexidades físicas, químicas e biológicas de diferentes cenários, o estudo das condições físico-químicas que favorecem a mobilidade de contaminantes e sua transferência solo-planta em solos de sistemas agro-ecológicos tropicais é uma etapa fundamental na tomada de decisão de medidas que visem à proteção radiológica ambiental. A extração seqüencial tem sido utilizada para se verificar a distribuição relativa de radionuclídeos entre os diversos componentes do solo (Oughton, 1990; Wasserman *et al.*, 2001). Essa distribuição nos fornece uma primeira abordagem do potencial de mobilidade destes elementos sob certas condições do meio ambiente natural. A definição operacional do protocolo utilizado no presente trabalho está resumida na tabela I. Os elementos associados às fases instáveis podem ser liberados para o meio aquoso e/ou incorporados em organismos vivos se as condições físico-químicas do solo modificarem devido a processos naturais (*e.g.*: acidificação de um solo por lixiviação de bases) ou devido ao trabalho de manejo de um solo (*e.g.*: calagem efetuada em solos ácidos).

Este estudo objetiva identificar os parâmetros físico-químicos críticos responsáveis pela mobilidade do ^{90}Sr através da aplicação de técnicas de extração seqüencial em solos brasileiros. O ^{90}Sr é um importante produto de fissão gerado em

explosões nucleares e como produto indesejável do Ciclo do Combustível em instalações nucleares. A importância de sua determinação em um Programa de Proteção Radiológica Ambiental se deve ao fato deste radionuclídeo causar danos significativos ao homem e ao ambiente em que vive. Além disso, por possuir meia vida longa e relativa solubilidade, apresenta grande mobilidade ecológica além de ser análogo químico do macronutriente essencial cálcio, propiciando mecanismos de competição nas funções biológicas desempenhadas pelo cálcio .

Para o estudo da mobilidade potencial do ^{90}Sr foram realizadas extrações sequenciais nos seguintes tipos de solos:

Contaminação artificial com ^{90}Sr : Latossolo Vermelho Amarelo, Nitossolo e Argissolo. Para este trabalho foi selecionado milho (*Zea mays, L.*) e repolho (*Brassica oleracea*) como culturas de referência, dentre as culturas propostas para se classificar solos em função dos valores de fator de transferência (Frissel *et al.*, 2002; Skarlou *et al.*, 2001).

Fases de Extração	Condições Físico-Químicas	Interpretação Geoquímica
Levemente ácida	<i>pH=5</i>	<i>Elementos facilmente assimilados pela biota</i>
Levemente redutível	<i>Deficiente em O₂</i>	<i>Elementos associados aos óxidos de Mn</i>
Levemente oxidável	<i>Rico em O₂</i>	<i>Elementos associados à matéria orgânica</i>
Alcalina	<i>pH=12</i>	<i>Elementos associados aos óxidos de Fe</i>
Resistente	<i>Extremamente ácido</i>	<i>Elementos associados aos compostos refratários</i>

Tabela I. Condições físico-químicas simuladas pelos reagentes utilizados em cada uma das fases de extração e a interpretação ambiental correspondente (adaptado de Wasserman *et al.*, 2001).

Análises pedológicas dos solos foram realizadas segundo protocolo de rotina descrito no manual da Empresa Brasileira de Pesquisa Agrícola (EMBRAPA).

O Latossolo Vermelho Amarelo – LVA é um solo franco-arenoso, levemente alcalino, com teor de matéria orgânica típico de solos tropicais, pobre em argilas e elementos nutritivos com baixa capacidade de troca catiônica. O Nitossolo é um solo fortemente ácido, de textura argilosa, com teor de matéria orgânica típico de solos tropicais, apresenta média capacidade de troca catiônica e é bem suprido em potássio trocável. O Argissolo é um solo fortemente ácido, de textura arenosa, pobre em matéria

orgânica e nutriente, baixa capacidade de troca catiônica e baixos teores de potássio trocável. De acordo com o resultado da extração sequencial (Figura I), espera-se encontrar no Nitossolo e no Argissolo, os maiores valores de fator de transferência solo-planta, embora nos três tipos de solos cerca de mais de 60% do ^{90}Sr presente, esteja disponível para ser assimilado por organismos vivos (fase levemente ácida).

No entanto, o Nitossolo apresenta o menor fator de transferência para milho e repolho (Figura II), o que indica que apesar da elevada biodisponibilidade do ^{90}Sr neste tipo de solo, existe algum parâmetro que inibe sua absorção.

No âmbito deste trabalho, foi possível observar que os valores de transferência obtidos para milho e repolho no solo deficiente em cálcio ($< 1 \text{ cmol.Kg}^{-1}$) correspondeu ao valor mais alto e se diferenciou dos valores obtidos em solos nos quais o cálcio não foi fator limitante (figura III). As correlações elevadas entre Ca trocável e os valores de FT para milho e repolho ($r_{\text{milho}} = 0,78$; $p < 0,01$; $n = 9$ e $r_{\text{repolho}} = 0,82$; $p < 0,01$; $n = 9$), parecem indicar que o Ca trocável é parâmetro que controla a absorção do ^{90}Sr , nestes solos.

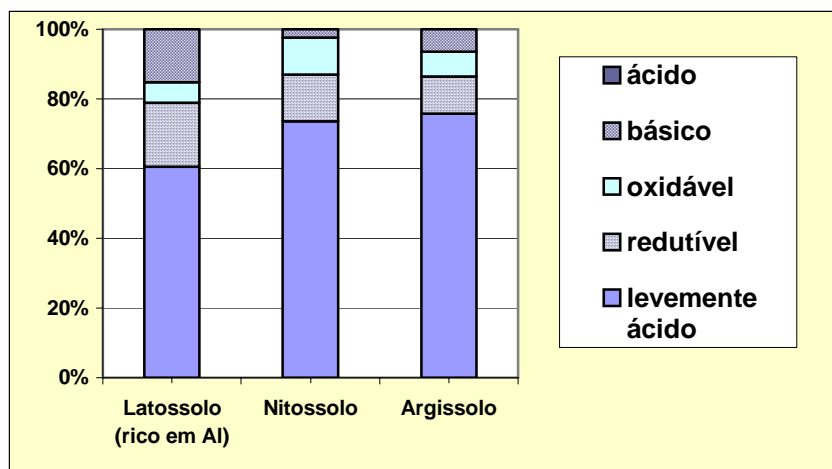


Figura I - Distribuição geoquímica do ^{90}Sr em solos brasileiros contaminados experimentalmente

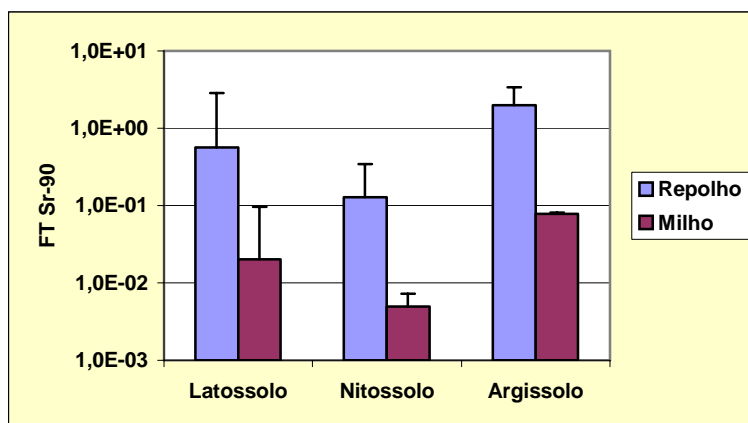


Figura II - Fator de transferência solo-planta do ^{90}Sr em função do tipo de solo

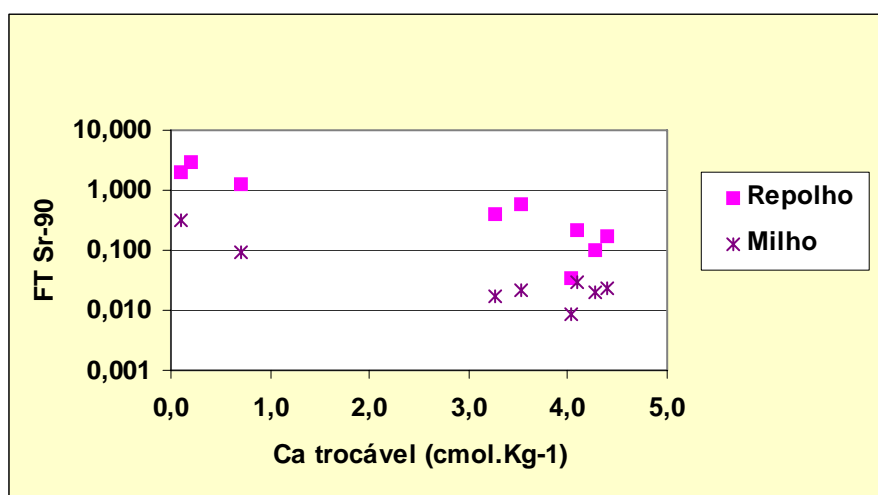


Figura III - Fator de transferência solo-planta do ^{90}Sr em função do Ca trocável

Literatura Citada

- EMBRAPA. Manual de Métodos de Análise de Solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa-CNPS, 1997.p 212.
- FRISSEL, M.J.; DEB,D.L; FATHONY, M.; LIN, Y.M.; MOLLAH, A.S.; NGO, N.T.; OTHMAN, I.; ROBISON, W.L; SKARLOU-ALEXIOU, V.; TOPCUOGLU, S.; TWINING, J.R.; UCHIDA, S. & WASSERMAN, M.A. Generic Values for Soil-to-Plant Transfer Factors of Radiocesium. J. Environ. Radioactive., 58 (2-3): 113-128. 2002.
- WASSERMAN, M.A.; PEREZ, D.V; BARTOLY F. & POQUET, I Assessment of the Mobility and Bioavailability of ^{60}Co and ^{137}Cs in Contaminated Soils. V Regional Congress on Radiation Protection and Safety- Regional IRPA Congress. Recife-Pernambuco, Brasil-CD-ROM. 29 de abril a 4 de maio de 2001.
- SKARLOU, V.; FRISSEL, M.J; TWINING, J.R.; WASSERMAN, M.A.; DJINGOVA, R.;
- SCHULLER, P.;LI JIANGUO;SACHDEV, P., UCHIDA, S.; SANZHAROVA, N.; ALOUDAT,M.;TOPCUOGLU, S.; WANG, J.J.; PRISTER, B.; ROBISON W.L & NGUYEN
- HAO QUANG.Generic TF-values for Cs and Sr. ESNA 2001, Greece, 2001.

9 – APÊNDICES

Apêndice 1 – Banco de Dados Referente às Culturas

Protocolo	Cultura	Parte da planta	Mês colheita	Ano colheita	solo	canteiro	FT	desvio padrão	Sr-90 na planta Bq.kg ⁻¹ PS	desvio padrão	Sr-90 no solo Bq.kg ⁻¹ PS	desvio padrão
05RT005/0201	rabanete	folha	fev	2001	ARG	L12	1,19E+02	7,22E+00	3,15E+04	1,25E+03	2,65E+02	1,21E+01
02RT049/1105	rabanete	folha	set	2004	ARG	L12	2,26E+01	1,95E+00	2,15E+03	8,21E+01	9,53E+01	7,39E+00
05RT046/1005	rabanete	raiz	set	2004	ARG	L12	4,29E+00	3,84E-01	4,09E+02	1,84E+01	9,53E+01	7,39E+00
05RT018/0802	milho	grão	fev	2001	ARG	L12	9,28E-02	5,66E-03	2,46E+01	9,90E-01	2,65E+02	1,21E+01
04RT032/0503	milho	grão	jun	2002	ARG	L12	8,05E-02	4,96E-03	2,13E+01	8,78E-01	2,65E+02	1,21E+01
05RT023/0103	repolho	cabeça	nov	2001	ARG	L12	3,74E+00	2,24E-01	9,89E+02	3,82E+01	2,65E+02	1,21E+01
06RT029/0403	repolho	cabeça	out	2002	ARG	L12	1,26E+00	7,67E-02	3,34E+02	1,33E+01	2,65E+02	1,21E+01
06RT032/0503	repolho	cabeça	fev	2003	ARG	L12	4,32E+00	2,65E-01	1,14E+03	4,68E+01	2,65E+02	1,21E+01
04RT045/0905	rabanete	raiz	set	2004	LV	L4	4,06E+01	3,95E+00	1,81E+03	7,82E+01	4,46E+01	3,90E+00
04RT046/1005	rabanete	raiz	set	2004	LV	L8	8,27E+00	6,68E-01	8,95E+02	4,12E+01	1,08E+02	7,19E+00
02RT018/0802	milho	grão	fev	2001	LV	L4	3,17E-01	1,85E-02	1,50E+02	5,84E+00	4,74E+02	2,06E+01
04RT031/0503	milho	grão	jun	2002	LV	L4	3,27E-02	1,96E-03	1,55E+01	6,39E-01	4,74E+02	2,06E+01
03RT032/0503	milho	grão	jun	2002	LV	L8	4,00E-02	2,50E-03	1,52E+01	6,25E-01	3,79E+02	1,79E+01
03RT023/0103	repolho	cabeça	nov	2001	LV	L4	8,80E+00	5,19E-01	4,17E+03	1,66E+02	4,74E+02	2,06E+01
02RT029/0403	repolho	cabeça	out	2002	LV	L4	3,04E+00	1,79E-01	1,44E+03	5,72E+01	4,74E+02	2,06E+01
03RT033/0503	repolho	cabeça	out	2002	LV	L8	1,97E+00	1,22E-01	7,49E+02	2,99E+01	3,79E+02	1,79E+01
01RT005/0201	rabanete	folha	fev	2001	LVA	L1	8,85E+00	5,17E-01	4,20E+03	1,68E+02	4,74E+02	2,02E+01
02RT005/0201	rabanete	folha	fev	2001	LVA	L5	7,96E+00	4,63E-01	5,09E+03	2,04E+02	6,40E+02	2,70E+01
06RT046/1005	rabanete	folha	set	2004	LVA	L1	1,01E+01	5,99E-01	2,91E+03	1,10E+02	2,87E+02	1,31E+01
06RT048/1105	rabanete	folha	set	2004	LVA	L5	5,69E+00	3,22E-01	3,64E+03	1,38E+02	6,40E+02	2,70E+01
01RT045/0905	rabanete	raiz	jul	2001	LVA	L1	7,40E+00	4,21E-01	3,51E+03	1,32E+02	4,74E+02	2,02E+01
03RT045/0905	rabanete	raiz	set	2004	LVA	L3	3,66E+00	2,33E-01	8,07E+02	3,32E+01	2,21E+02	1,08E+01
01RT046/1005	rabanete	raiz	set	2004	LVA	L1	1,93E+00	1,17E-01	5,55E+02	2,22E+01	2,87E+02	1,31E+01
02RT046/1005	rabanete	raiz	set	2004	LVA	L2	3,38E+00	2,10E-01	6,12E+02	2,47E+01	1,81E+02	8,57E+00
03RT046/1005	rabanete	raiz	set	2004	LVA	L5	3,73E+00	2,32E-01	8,42E+02	3,50E+01	2,26E+02	1,05E+01
01RT018/0802	milho	grão	fev	2001	LVA	L1	2,18E-02	1,35E-03	1,03E+01	4,66E-01	4,74E+02	2,02E+01
03RT018/0802	milho	grão	fev	2001	LVA	L5	2,01E-02	1,22E-03	1,28E+01	5,66E-01	6,40E+02	2,70E+01
01RT030/0403	milho	grão	fev	2001	LVA	L2	1,69E-02	1,04E-03	7,20E+00	3,45E-01	4,25E+02	1,63E+01
02RT030/0403	milho	grão	fev	2001	LVA	L3	2,16E-02	1,35E-03	9,39E+00	4,26E-01	4,34E+02	1,85E+01
03RT030/0403	milho	grão	fev	2001	LVA	L6	2,30E-02	1,39E-03	1,72E+01	7,48E-01	7,47E+02	3,13E+01
01RT031/0503	milho	grão	jun	2002	LVA	L1	5,36E-03	3,56E-04	2,54E+00	1,29E-01	4,74E+02	2,02E+01
02RT031/0503	milho	grão	jun	2002	LVA	L2	1,91E-02	1,10E-03	8,12E+00	3,48E-01	4,25E+02	1,63E+01
03RT031/0503	milho	grão	jun	2002	LVA	L3	1,70E-02	1,05E-03	7,40E+00	3,31E-01	4,34E+02	1,85E+01
05RT031/0503	milho	grão	jun	2002	LVA	L5	9,94E-03	6,08E-04	6,36E+00	2,81E-01	6,40E+02	2,70E+01
01RT032/0503	milho	grão	jun	2002	LVA	L6	5,35E-03	3,34E-04	4,00E+00	1,85E-01	7,47E+02	3,13E+01
01RT023/0103	repolho	cabeça	nov	2001	LVA	L1	5,20E-01	3,00E-02	2,46E+02	9,57E+00	4,74E+02	2,02E+01
02RT023/0103	repolho	cabeça	nov	2001	LVA	L2	1,11E+00	6,08E-02	4,74E+02	1,83E+01	4,25E+02	1,63E+01
04RT023/0103	repolho	cabeça	nov	2001	LVA	L6	2,33E-01	1,33E-02	1,74E+02	6,76E+00	7,47E+02	3,13E+01
01RT029/0403	repolho	cabeça	out	2002	LVA	L1	1,67E-01	9,76E-03	7,92E+01	3,17E+00	4,74E+02	2,02E+01
03RT029/0403	repolho	cabeça	out	2002	LVA	L5	9,99E-02	5,82E-03	6,39E+01	2,57E+00	6,40E+02	2,70E+01
04RT029/0403	repolho	cabeça	out	2002	LVA	L6	1,75E-01	1,01E-02	1,31E+02	5,24E+00	7,47E+02	3,13E+01
01RT033/0503	repolho	cabeça	out	2002	LVA	L2	3,88E-01	2,15E-02	1,65E+02	6,57E+00	4,25E+02	1,63E+01
02RT033/0503	repolho	cabeça	out	2002	LVA	L3	5,71E-01	3,33E-02	2,48E+02	9,88E+00	4,34E+02	1,85E+01
04RT033/0503	repolho	cabeça	fev	2003	LVA	L1	9,22E-01	5,39E-02	4,37E+02	1,75E+01	4,74E+02	2,02E+01
05RT033/0503	repolho	cabeça	fev	2003	LVA	L2	2,72E+00	1,68E-01	4,92E+02	1,96E+01	1,81E+02	8,57E+00
03RT005/0201	rabanete	folha	fev	2001	NIT	L7	3,03E+00	1,76E-01	2,99E+03	1,20E+02	9,88E+02	4,18E+01
01RT049/1105	rabanete	folha	set	2004	NIT	L7	6,32E+00	3,89E-01	1,63E+03	6,52E+01	2,57E+02	1,20E+01
02RT045/0905	rabanete	raiz	jul	2001	NIT	L7	1,24E+00	7,10E-02	1,23E+03	4,73E+01	9,88E+02	4,18E+01
05RT045/0905	rabanete	raiz	set	2004	NIT	L7	2,31E+00	1,59E-01	5,95E+02	3,02E+01	2,57E+02	1,20E+01
04RT018/0802	milho	grão	fev	2001	NIT	L7	8,32E-03	5,28E-04	8,23E+00	3,89E-01	9,88E+02	4,18E+01
02RT032/0503	milho	grão	jun	2002	NIT	L7	3,23E-03	2,08E-04	3,20E+00	1,55E-01	9,88E+02	4,18E+01
05RT029/0403	repolho	cabeça	out	2002	NIT	L7	3,52E-02	2,06E-03	3,48E+01	1,40E+00	9,88E+02	4,18E+01
05RT032/0503	repolho	cabeça	fev	2003	NIT	L7	1,80E+00	1,12E-01	4,62E+02	1,93E+01	2,57E+02	1,20E+01

Apêndice 2 – Banco de Dados Referente aos Nutrientes das Culturas

Origem	Cultura	Parte da planta	Mês colheita	Ano colheita	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	K(mg/kg)	Mn(mg/kg)	Fe(mg/kg)	Sr (mg/kg)
01RT010/0801	milho	grão	fev	2001	5,24E+00	4,64E+01	1,61E+02	2,40E-01	1,09E+00	2,80E-02
02RT010/0801	milho	grão	fev	2001	4,44E+00	3,57E+01	1,26E+02	2,00E-01	1,06E+00	2,40E-02
03RT010/0801	milho	grão	fev	2001	6,72E+00	2,93E+01	1,16E+02	1,72E-01	1,16E+00	3,20E-02
05RT010/0801	milho	grão	fev	2001	4,20E+00	5,56E+01	1,92E+02	3,28E-01	1,50E+00	2,80E-02
06RT010/0801	milho	grão	fev	2001	9,32E+00	6,76E+01	2,32E+02	4,04E-01	2,69E+00	5,60E-02
07RT010/0801	milho	grão	fev	2001	7,44E+00	6,20E+01	2,11E+02	3,64E-01	1,03E+00	3,60E-02
11RT010/0801	milho	grão	fev	2001	6,40E+00	5,44E+01	2,17E+02	3,44E-01	1,12E+00	3,60E-02
01RT017/0602	milho	grão	jun	2002	4,65E-01	1,38E+01	0,00E+00	6,32E-02	2,38E-01	1,81E-03
02RT017/0602	milho	grão	jun	2002	6,50E-01	1,52E+01	0,00E+00	7,13E-02	1,01E-01	2,71E-03
03RT017/0602	milho	grão	jun	2002	3,76E-01	1,00E+01	0,00E+00	3,99E-02	8,24E-02	1,96E-03
05RT017/0602	milho	grão	jun	2002	5,31E-01	1,21E+01	0,00E+00	5,88E-02	1,96E-01	2,85E-03
07RT017/0602	milho	grão	jun	2002	3,08E-01	5,57E+00	0,00E+00	5,09E-02	1,73E-01	1,45E-03
08RT017/0602	milho	grão	jun	2002	3,70E-01	8,84E+00	0,00E+00	3,81E-02	1,55E-01	1,53E-03
09RT017/0602	milho	grão	jun	2002	4,72E-01	1,31E+01	0,00E+00	5,18E-02	2,49E-01	2,29E-03
11RT017/0602	milho	grão	jun	2002	8,52E-02	1,92E+00	0,00E+00	7,90E-03	8,87E-02	4,65E-04
17RT017/0602	milho	grão	jun	2002	5,75E-01	1,17E+01	0,00E+00	5,98E-02	2,05E-01	3,29E-03
01RT014/0302	repolho	cabeça	nov	2001	1,17E+03	3,65E+02	3,04E+03	2,28E+00	4,70E+00	4,38E+00
02RT014/0302	repolho	cabeça	nov	2001	1,57E+03	3,74E+02	2,62E+03	3,05E+00	4,74E+00	4,86E+00
03RT014/0302	repolho	cabeça	nov	2001						
04RT014/0302	repolho	cabeça	nov	2001	9,49E+02	2,57E+02	1,43E+03	2,74E+00	4,00E+00	2,29E+00
07RT014/0302	repolho	cabeça	nov	2001	6,78E+02	1,08E+02	8,94E+02	5,89E-01	9,57E-01	1,47E+00
01RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	1,69E+03	4,09E+02	3,41E+03	1,61E+00	5,45E+00	5,18E+00
02RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	1,72E+03	4,35E+02	3,52E+03	2,22E+00	6,28E+00	5,32E+00
03RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	1,71E+03	4,69E+02	4,14E+03	1,54E+00	4,44E+00	5,71E+00
04RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	6,03E+03	1,41E+03	1,33E+04	1,76E+01	3,04E+01	2,42E+01
05RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	2,01E+03	6,38E+02	6,32E+03	2,68E+00	7,63E+00	8,80E+00
06RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	2,01E+03	5,12E+02	4,33E+03	2,10E+00	7,74E+00	7,50E+00
07RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	1,48E+03	3,14E+02	2,53E+03	3,59E+00	5,06E+00	5,63E+00
08RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	5,45E+03	1,06E+03	1,04E+04	1,68E+01	2,00E+01	2,29E+01
12RT021/1002	repolho	cabeça	out	2002	2,91E+03	6,80E+02	5,68E+03	8,10E+00	7,95E+00	8,93E+00
01RT026/0203	repolho	cabeça	fev	2003	4,51E+03	1,54E+03	9,41E+03	5,21E+00	3,83E+01	1,78E+01
02RT026/0203	repolho	cabeça	fev	2003	7,14E+03	4,79E+02	3,74E+03	8,79E+00	2,92E+01	9,01E+00
01RT028/0303	repolho	cabeça	fev	2003	6,83E+03	1,62E+03	1,29E+04	1,31E+01	4,69E+01	2,42E+01
04RT028/0303	repolho	cabeça	fev	2003	1,05E+04	2,15E+03	1,72E+04	2,66E+01	2,56E+02	5,99E+01
01RT008/0701	rabanete	raiz	fev	2001	3,49E+05	9,86E+04	3,84E+06	2,87E+02	7,70E+03	0,00E+00
05RT008/0701	rabanete	raiz	fev	2001	2,31E+05	8,71E+04	2,32E+06	7,30E+02	7,27E+03	0,00E+00
01RT042/0904	rabanete	raiz	set	2004	4,65E+03	2,27E+03	4,32E+04	5,52E+00	1,05E+02	3,02E+01
02RT042/0904	rabanete	raiz	set	2004	3,98E+03	1,91E+03	3,36E+04	3,40E+00	1,44E+02	2,73E+01
03RT042/0904	rabanete	raiz	set	2004	4,02E+03	1,87E+03	3,89E+04	3,60E+00	1,70E+02	2,85E+01
04RT042/0904	rabanete	raiz	set	2004	5,89E+03	2,31E+03	5,49E+04	1,51E+01	4,82E+02	5,96E+01
05RT042/0904	rabanete	raiz	set	2004	5,50E+03	2,36E+03	4,89E+04	5,13E+00	1,64E+02	4,01E+01

Origem	Cultura	Parte da planta	Mês colheita	Ano colheita	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	K(mg/kg)	Mn(mg/kg)	Fe(mg/kg)	Sr (mg/kg)
07RT042/0904	rabanete	raiz	set	2004	7,17E+03	2,19E+03	5,06E+04	2,97E+01	8,61E+02	5,35E+01
08RT042/0904	rabanete	raiz	set	2004	9,29E+03	3,65E+03	7,20E+04	3,11E+01	3,05E+03	8,48E+01
09RT042/0904	rabanete	raiz	set	2004	3,64E+03	1,65E+03	3,27E+04	1,62E+01	2,84E+02	3,33E+01
10RT042/0904	rabanete	folha	set	2004	3,40E+04	6,59E+03	2,86E+04	1,35E+01	2,48E+02	1,44E+02
18RT042/0904	rabanete	folha	set	2004	2,84E+04	4,82E+03	3,29E+04	9,96E+00	3,33E+02	1,50E+02
14RT042/0904	rabanete	folha	set	2004	2,02E+04	2,57E+03	1,86E+04	3,20E+01	1,98E+02	1,12E+02
16RT042/0904	rabanete	folha	set	2004	5,47E+04	1,01E+04	6,35E+04	1,76E+02	1,68E+03	3,85E+02

Apêndice 3 – Banco de Dados Referente as análises dos solos

Protocolo	Ca(cmolc.kg-1) no solo	Mg(cmolc.kg-1) no solo	Na(cmolc.kg-1) no solo	Al(cmolc.kg-1) no solo	H(cmolc.kg-1) no solo	K(cmolc.kg-1) no solo	Fe(mg/kg)	Mn(mg/kg)	Sr(mg/kg)	pH em H2O	pH em KCl	CTC	% Matéria Orgânica	Argila%	Areia%	SiO2	Al2O3	% Fe2O3
01RT009/0801	4,10E+00	7,91E-01	6,76E-02	3,17E-03	4,97E-01	1,35E-01	9,60E-02	5,44E-01	3,61E+00	7,64	7,16	5,27	2,26	18	71	3,30E+00	10,5	3,4
02RT009/0801	4,10E+00	7,91E-01	6,76E-02	3,17E-03	4,97E-01	1,35E-01	9,60E-02	5,44E-01	3,61E+00	7,64	7,16	5,27	2,26	18	71	3,30E+00	10,5	3,4
03RT009/0801	3,26E+00	7,18E-01	3,51E-02	1,83E-03	4,98E-01	9,74E-02	6,20E-02	3,30E-01	2,92E+00	7,65	7,10	4,54	2,07	22	77	3,80E+00	11	3,6
04RT009/0801	3,26E+00	7,18E-01	3,51E-02	1,83E-03	4,98E-01	9,74E-02	6,20E-02	3,30E-01	2,92E+00	7,65	7,10	4,54	2,07	22	77	3,80E+00	11	3,6
05RT009/0801	3,53E+00	8,55E-01	3,63E-02	2,17E-03	4,98E-01	1,01E-01	5,40E-02	3,94E-01	3,19E+00	7,53	6,96	4,93	2,02	18	74	3,50E+00	9,2	3,3
06RT009/0801	3,53E+00	8,55E-01	3,63E-02	2,17E-03	4,98E-01	1,01E-01	5,40E-02	3,94E-01	3,19E+00	7,53	6,96	4,93	2,02	18	74	3,50E+00	9,2	3,3
07RT009/0801	1,93E-01	8,42E-02	2,40E-02	8,21E-02	4,62E+00	9,41E-02	2,00E-01	6,82E-01	2,40E-01	4,65	4,06	5,13	1,60	77	19	1,56E+01	29,9	23,4
08RT009/0801	1,93E-01	8,42E-02	2,40E-02	8,21E-02	4,62E+00	9,41E-02	2,00E-01	6,82E-01	2,40E-01	4,65	4,06	5,13	1,60	77	19	1,56E+01	29,9	23,4
09RT009/0801	4,28E+00	8,57E-01	4,11E-02	3,67E-03	3,96E-01	1,46E-01	7,60E-02	6,52E-01	4,24E+00	7,59	7,03	5,81	2,11	20	70	3,50E+00	10,9	3,6
10RT009/0801	4,28E+00	8,57E-01	4,11E-02	3,67E-03	3,96E-01	1,46E-01	7,60E-02	6,52E-01	4,24E+00	7,59	7,03	5,81	2,11	20	70	3,50E+00	10,9	3,6
11RT009/0801	4,39E+00	5,99E-01	3,36E-02	2,06E-03	3,98E-01	1,31E-01	7,20E-02	6,58E-01	4,09E+00	7,85	7,29	5,62	2,18	16	72	3,10E+00	9,7	3,4
12RT009/0801	4,39E+00	5,99E-01	3,36E-02	2,06E-03	3,98E-01	1,31E-01	7,20E-02	6,58E-01	4,09E+00	7,85	7,29	5,62	2,18	16	72	3,10E+00	9,7	3,4
13RT009/0801	4,04E+00	7,73E-01	6,20E-02	9,45E-03	5,59E+00	1,83E-01	3,40E-02	7,48E+01	6,66E+00	6,56	5,58	10,01	2,14	41	10	1,57E+01	10,2	13,3
14RT009/0801	4,04E+00	7,73E-01	6,20E-02	9,45E-03	5,59E+00	1,83E-01	3,40E-02	7,48E+01	6,66E+00	6,56	5,58	10,01	2,14	41	10	1,57E+01	10,2	13,3
15RT009/0801	1,09E-01	4,16E-02	1,57E-02	1,03E-01	4,60E+00	4,46E-02	1,74E-01	5,54E-01	1,40E-01	4,82	4,09	4,87	1,60	77	19	1,56E+01	29,9	23,4
16RT009/0801	1,09E-01	4,16E-02	1,57E-02	1,03E-01	4,60E+00	4,46E-02	1,74E-01	5,54E-01	1,40E-01	4,82	4,09	4,87	1,60	77	19	1,56E+01	29,9	23,4
23RT009/0801	7,04E-01	2,02E-01	2,34E-02	1,42E-02	1,09E+00	7,52E-02	1,48E-01	2,02E+00	1,04E+00	5,75	4,53	2,05	0,50	13	82	3,60E+00	3,9	1,9
24RT009/0801	7,04E-01	2,02E-01	2,34E-02	1,42E-02	1,09E+00	7,52E-02	1,48E-01	2,02E+00	1,04E+00	5,75	4,53	2,05	0,50	13	82	3,60E+00	3,9	1,9
01RT025/0203	4,10E+00	7,91E-01	6,76E-02	3,17E-03	4,97E-01	1,35E-01	9,60E-02	5,44E-01	3,61E+00	7,64	7,16	5,27	2,26	18	71	3,30E+00	10,5	3,4
02RT025/0203	4,10E+00	7,91E-01	6,76E-02	3,17E-03	4,97E-01	1,35E-01	9,60E-02	5,44E-01	3,61E+00	7,64	7,16	5,27	2,26	18	71	3,30E+00	10,5	3,4
03RT025/0203	3,26E+00	7,18E-01	3,51E-02	1,83E-03	4,98E-01	9,74E-02	6,20E-02	3,30E-01	2,92E+00	7,65	7,10	4,54	2,07	22	77	3,80E+00	11	3,6
04RT025/0203	3,26E+00	7,18E-01	3,51E-02	1,83E-03	4,98E-01	9,74E-02	6,20E-02	3,30E-01	2,92E+00	7,65	7,10	4,54	2,07	22	77	3,80E+00	11	3,6

Protocolo	Ca(cmolc.kg ⁻¹) no solo	Mg(cmolc.kg ⁻¹) no solo	Na(cmolc.kg ⁻¹) no solo	Al(cmolc.kg ⁻¹) no solo	H(cmolc.kg ⁻¹) no solo	K(cmolc.kg ⁻¹) no solo	Fe(mg/kg)	Mn(mg/kg)	Sr(mg/kg)	pH em H2O	pH em KCl	CTC	% Matéria Orgânica	Argila%	Areia%	SiO2	Al2O3	% Fe2O3
05RT025/0203	3,53E+00	8,55E-01	3,63E-02	2,17E-03	4,98E-01	1,01E-01	5,40E-02	3,94E-01	3,19E+00	7,53	6,96	4,93	2,02	18	74	3,50E+00	9,2	3,3
06RT025/0203	3,53E+00	8,55E-01	3,63E-02	2,17E-03	4,98E-01	1,01E-01	5,40E-02	3,94E-01	3,19E+00	7,53	6,96	4,93	2,02	18	74	3,50E+00	9,2	3,3
07RT025/0203	1,93E-01	8,42E-02	2,40E-02	8,21E-02	4,62E+00	9,41E-02	2,00E-01	6,82E-01	2,40E-01	4,65	4,06	5,13	1,60	77	19	1,56E+01	29,9	23,4
08RT025/0203	1,93E-01	8,42E-02	2,40E-02	8,21E-02	4,62E+00	9,41E-02	2,00E-01	6,82E-01	2,40E-01	4,65	4,06	5,13	1,60	77	19	1,56E+01	29,9	23,4
09RT025/0203	4,28E+00	8,57E-01	4,11E-02	3,67E-03	3,96E-01	1,46E-01	7,60E-02	6,52E-01	4,24E+00	7,59	7,03	5,81	2,11	20	70	3,50E+00	10,9	3,6
10RT025/0203	4,28E+00	8,57E-01	4,11E-02	3,67E-03	3,96E-01	1,46E-01	7,60E-02	6,52E-01	4,24E+00	7,59	7,03	5,81	2,11	20	70	3,50E+00	10,9	3,6
11RT025/0203	4,39E+00	5,99E-01	3,36E-02	2,06E-03	3,98E-01	1,31E-01	7,20E-02	6,58E-01	4,09E+00	7,85	7,29	5,62	2,18	16	72	3,10E+00	9,7	3,4
12RT025/0203	4,39E+00	5,99E-01	3,36E-02	2,06E-03	3,98E-01	1,31E-01	7,20E-02	6,58E-01	4,09E+00	7,85	7,29	5,62	2,18	16	72	3,10E+00	9,7	3,4
13RT025/0203	4,04E+00	7,73E-01	6,20E-02	9,45E-03	5,59E+00	1,83E-01	3,40E-02	7,48E+01	6,66E+00	6,56	5,58	10,01	2,14	41	10	1,57E+01	10,2	13,3
14RT025/0203	4,04E+00	7,73E-01	6,20E-02	9,45E-03	5,59E+00	1,83E-01	3,40E-02	7,48E+01	6,66E+00	6,56	5,58	10,01	2,14	41	10	1,57E+01	10,2	13,3
15RT025/0203	1,09E-01	4,16E-02	1,57E-02	1,03E-01	4,60E+00	4,46E-02	1,74E-01	5,54E-01	1,40E-01	4,82	4,09	4,87	1,60	77	19	1,56E+01	29,9	23,4
16RT025/0203	1,09E-01	4,16E-02	1,57E-02	1,03E-01	4,60E+00	4,46E-02	1,74E-01	5,54E-01	1,40E-01	4,82	4,09	4,87	1,60	77	19	1,56E+01	29,9	23,4
23RT025/0203	7,04E-01	2,02E-01	2,34E-02	1,42E-02	1,09E+00	7,52E-02	1,48E-01	2,02E+00	1,04E+00	5,75	4,53	2,05	0,50	13	82	3,60E+00	3,9	1,9
24RT025/0203	7,04E-01	2,02E-01	2,34E-02	1,42E-02	1,09E+00	7,52E-02	1,48E-01	2,02E+00	1,04E+00	5,75	4,53	2,05	0,50	13	82	3,60E+00	3,9	1,9

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AL-OU DAT, M., ASFARY, A.F., MUKHALALLTI, H., AL-HAMWI, A. & KANAKRI, S., 2006, "Transfer factors of ^{137}Cs and ^{90}Sr from soil to trees in arid regions", *Journal of Environmental Radioactivity* 90, pp. 78-88.

ANDERSEN, A. J., 1973, "Plant Accumulation of Radioactive Strontium with Special Reference to the Strontium-Calcium Relationship as Influenced by Nitrogen", *Danish Atomic Energy Commission, Report 278*.

BAN-NAI, T., MURAMATSU, Y. & YANAGISAWA, K., 1999, "Transfer of some radionuclides (Cs, Sr, Mn, Co, Zn and Ce) from soil to root vegetables", *Journal of Radioanalytical Chemistry*, v. 241, n. 3, pp. 529-531.

BAN-NAI, T. & MURAMATSU, Y., 2002, "Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish", *Journal of Environmental Radioactivity* v. 63, pp. 251-264.

BARTOLY, F.R., 2006, "Avaliação das Propriedades dos Solos que Influenciam na mobilidade do ^{60}Co em solos Tropicais", Dissertação de Mestrado em Radioproteção e Dosimetria, Instituto de Radioproteção e Dosimetria, CNEN.

BRADY, N. C., 1989, *Natureza e propriedades dos solos*, 7 ed, Rio de Janeiro, editora Freitas Bastos.

CARINI, F., 2001, "Radionuclide transfer from soil to fruit", *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 52, pp. 237-279.

CAMPS, M., RIGOL, A., VIDAL, M. & RAURET, G., 2003, "Assessment of the Suitability of Soil Amendments to reduce ^{137}Cs and ^{90}Sr Root Uptake in Meadows", *Environmental Science & Technology*, v. 37, n. 12, pp. 2820 – 2828.

CONTI, L.F., 2003, *WINGRAF – Programa de ajuste de distribuição* – Instituto de Radioproteção e Dosimetria, IRD/CNEN, Rio de Janeiro.

CONTI, L.F., 2000, *Testmed – Programa de Teste para Distribuições Normais e Log-normais* - Instituto de Radioproteção e Dosimetria, IRD/CNEN, Rio de Janeiro.

COUGHTREY, P. J., THORNE, M. C., 1983, "Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems - A Critical Review of Data". v. 1, *Commission of the European Communities*.

DAGNELIE, P., 1975, "Théorie et Méthodes Statistiques: 2 ed, v. 2, Belgique.

DA LUZ, V., 1988, *Manual do técnico agrícola*, 1 ed, Porto Alegre, editora Sagra.

DE-POLLI, H., *et al.*, 1988, *Manual de Adubação para o Estado do Rio de Janeiro*, 2 ed., Seropédica, Editora Universidade Rural.

EMBRAPA, 1999, *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*, Brasília-Distrito Federal, Serviço de Produção de Informação.

EMBRAPA, 1997, *Manual de Métodos de Análise de Solo*, 2 ed, Rio de Janeiro, Embrapa-CNPS.

ENTRY, J. A, WATRUD, L.S. & REEVES, M., 1999, " Accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi", *Environmental Pollution*, v. 104, pp. 449-457.

FRANKLIN, M. R., 2001, "Estudo da circulação hidrodinâmica e do transporte de radionuclídeos na Baía de Ilha Grande – RJ", Tese de Mestrado, UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

FRISSEL, M.J.; DEB, D.L.; FATHONY, M.; LIN, Y.M.; MOLLAH, A.S.; NGO, N.T.; OTHMAN, I.; ROBISON, W.L.; SKARLOU-ALEXIOU, V.; TOPCUOGLU, S.; TWINING, J.R.; UCHIDA, S. & WASSERMAN, M.A., 2002, "Generic Values for Soil-to-Plant Transfer Factors of Radiocesium", *Journal Environmental Radioactiv.*, v. 58, pp.113-128.

FUHRMANN, M. & LANZIROTTI, A., 2005, " ^{241}Am , ^{137}Cs , Sr and Pb uptake by tobacco as influenced by application of Fe chelators to soil", *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 82, pp. 33 – 50.

GRI, N. ,2000, “Étude du comportement du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans le sols contaminés de la région de Tchernobyl. Institute de Protection et de Sûreté Nucléaire“, *Centre d'études de Fontenay-aux-Roses*. Direction de L'Information Scientifique et Technique. Rapport CEA - R – 5911.

GUO, W. & SIOBHÁN, S., 2005, “Evolution of Sr distribution coefficient as a function of time, incubation conditions and measurement technique”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 81, pp. 173 – 185.

HERRANZ, M., ELEJALDE, C., LEGARDA, F., ROMERO, F., 2001, “ ^{90}Sr content of soils from Biscay (Spain)”, *Applied Radiation and Isotopes*, v. 55, pp. 521-525.

HOLANDA, L. M., LAURIA, D. C., SILVA, L. H. & TADDEI, J. F., 1999, “Relação entre as massas úmida, seca e de cinza em materiais biológicos - Uma ferramenta para amostragens em campo e análise de amostras”, *Química Nova*, v. 22, n. 6, pp. 889-893.

IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2006, “Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants”, *Technical Reports Series*, n. 1497, Viena.

IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 1989, “Measurement of radionuclides in food and the environment: a guidebook”, *Technical Reports Series*, n. 295, Viena.

IUR - INTERNATIONAL UNION OF RADIOECOLOGISTS, 1989, “Report of the working group meeting in Guttannen”, In: *VI Report of the Working Group Soil-to Plant Transfer Factors*, IUR Report prepared by RIVM, Bilthoven & Netherlands.

KRISHNAMURTI, G.S.R.; NAIDU, R., 2002, “Solid-Solution speciation and phytoavailability of copper and zinc in soils”, *Environmental Science Technology*, v36, pp. 2645-2651.

KARASYOVA, O. M., IVANOVA, L. I., LAKSHTANOV, L. Z. & LOVGREN, L., 1999, "Strontium sorption on hematite at elevated temperatures", *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 220, pp. 419 – 428.

KASHPAROV, V. A., PROTSAK, V. P., AHAMDACH, N., STAMMOSE, D., PERES, J. M., YOSCHENKO, V. I. & ZVARICH, S. I., 2000, "Dissolutions kinetics of particles of irradiated Chernobyl nuclear fuel: influence of pH and oxidation state on the release of radionuclides in the contaminated soil of Chernobyl", *Journal of Nuclear Materials*, v. 279, pp. 225 – 233.

KNATKO, V. A., SKOMOROKHOV, A.G. ASIMOVA, V. D., STRAKH, L. I., BOGDANOV, A. P. & MIRONOV, V. P., 1996, "Characteristics of ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ Migration in Undisturbed Soils of Southern Belarus after the Chernobyl Accident", *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 30, n. 2, pp. 185-196.

LEPSCH, I. F., 2002, "*Formação e Conservação dos Solos*", 1ª edição, São Paulo, Oficina de Textos.

LIMA, V.S.T.G., 1988, "Avaliação Comparativa da Partição e Incorporação radicular de ^{226}Ra Endógeno e Exógeno em solos agrícolas de Poços de Caldas: Formas de Ocorrência e Disponibilidade Vegetal". Tese de Mestrado da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.

MALEK, M. A., HINTON T. G. & WEBB, S. B., 2002, "A comparison of ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in plants via three pathways at two Chernobyl-contaminated sites", *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 58, pp. 129-141.

MEURER, E. J., 2004, *Fundamentos de Química do Solo*, 2 ed., Porto Alegre, Ed LUCHESE, E. B., FAVERO, L. O. B. & LENZI, E., 2001, *Fundamentos da Química do Solo*, editora Freitas Bastos, Rio de Janeiro,.

NISBET, A. F.; WOODMAN, R. F. M., 2000, "Soil-To-Plant transfer factors for radiocesium and radiostrontium in agricultural systems" *Health Physics – The Radiation Safety Journal*, v. 78, pp. 279 – 288.

NOORDIJK, H., VAN BERGEIJK, K. E., LEMBRECHTS, J. & FRISSEL, M. J., 1992 "Impact of Ageing and Weather Conditions on Soil-to-Plant Transfer of Radiocesium and Radiostrontium", *Journal Environment Radioactivity*, v. 15, pp. 277-286.

ODINTSOV, A.A., PAZUKHIN, E.M. & SAZHENYUK, A.D., 2005, Distribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , and ^{244}Cm among Components of Organic Matter of soils in Near Exclusion Zone of Chernobyl NPP, *Radiochemistry*, v. 47, n. 1, pp. 96 – 101.

OHTSUKA, Y. & TAKEBE, S., 1990, "Migration Behavior of Radionuclides (^{60}Co , ^{85}Sr , ^{137}Cs) in Aerated Sandy Soil Layer", *Journal of Nuclear Science and Technology*, v.27, pp. 750-755.

OUGHTON, D.H., 1990, "Radiocaesium Association with Soil Components: The Application of a Sequential Extraction Technique", In: VIIth Report of Working Group Soil-to-Plant Factors. IUR, Uppsala, Sweden. pp. 182-188.

OUGHTON, D.H. & SALBU B., 1994, "Influence of Physico-Chemical Forms on Transfer", *Nordic Radioecology*, v. 62, pp. 165 – 184.

OULD-DADA, Z., FAIRLIE, I., READ, C., 2001, "Transfer of radioactivity to fruit: significant radionuclides and speciation", *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 52, pp. 159-174.

PETROW, H.G., 1965 "Rapid Determination of Strontium-90 in Bone Ash via Solvent Extraction of Yttrium-90, *Analytical Chemistry*, American Chemical Society, v. 37, n 4.

PIOCH, M., 1993, "Contribution à l'Étude du Devenir, en Milieu Urbain, pendant le Ruissellement des Eaux Pluviales, des Produits de Fission Émis en Cas d' Accident Nucléaire". These présentée à l'Université de Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc pour obtenir le diplôme de Doctorat, *RAPPORT CEA-R-5652*, Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire, Département de Protection de l'Environnement et des Installations, Centre d'Études de Cadarache.

PIRES DO RIO, M.A, AMARAL, E.C.S. & PARETZKE, H.G., 1994, "The resuspension and redeposition of ^{137}Cs in na urban área: the experience after the Goiânia accident", *Journal Aerosol Science*, v. 25, n. 5, pp. 821-831.

PORTILHO, A. P., 2005, "A influência da adição de composto orgânico na mobilidade e biodisponibilidade do ^{137}Cs e ^{60}Co em solos tropicais", Dissertação de Mestrado em Radioproteção e Dosimetria, Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro, CNEN.

PRADO, H., 2003, *Solos do Brasil*, 3 ed., Piracicaba, USP.

QUEVAUVILLER, P., 2002, "Sequential Extration Procedures for Phosphorus Forms in Lake Sediment", In: QUEVAUVILLER, P., *Methodologies in Soil and Sediment Fractionation Studies*, The Royal Society of Chemistry, Cambridge & UK.

QUEVAUVILLER, P., 2002, *Methodologies in Soil and Sediment Fractionation Studies*, The Royal Society of Chemistry, Cambridge & UK.

RAURET, G., LOPEZ-SANCHEZ, J. F., LUCK, D., YLI-HALLA, M., MUNTAU, H. & QUEVAUVILLER, P., 2001, "BCR-701 Information Reference Material", European Commission, Brussels & Belgium.

ROCHEDO, E.R.R. & WASSERMAN M.A., 2003, "Transferência no Meio Terrestre", In: ROCHEDO, E.R.R., *Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental*, 1ed., capítulo 5, Rio de Janeiro, CPG/IRD.

ROCHEDO, E.R.R., 2003, *Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental*, Rio de Janeiro, CPG/IRD.

ROCHEDO, E.R.R. & WASSERMAN M.A., 2000a, "Mecanismo de transporte no ecossistema terrestre: sistema solo-planta", In: ROCHEDO, E.R.R., *Curso de Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental*, 1ed., Rio de Janeiro, IRD.

SALBU, B., OUGHTON, D. H., FIRSAKOVA, S. K., KONOPLEV, A. V., KASHPAROV, V. A., 1997, "Delayed mobilization of ^{90}Sr associated with fuel particles", In: *One Decade after Chernobyl – Summing up the Consequences of the Accident*, Proceedings of an International Conference, VIENNAA, pp. 221 – 222.

SCARDINO, A.M.S. & HELENE, O.A.M., 1990, "Mecanismos de Difusão e Transporte de ^{137}Cs no Meio Ambiente". *Anais da 13ª Reunião de Trabalho sobre Física Nuclear no Brasil*, Caxambu - Minas Gerais.

SILVEIRA, M. L. A., 2002, *Extração Seqüencial e Especialização Iônica de Zinco, Cobre e Cádmio em Latossolos Tratados com Biossólido*. Tese de D.Sc. Agronomia, ESALQ/USP, Piracicaba, Brasil.

SKARLOU, V.; FRISSEL, M.J; TWINING, J.R.; WASSERMAN, M.A.; DJINGOVA, R.; SCHULLER, P.; JIANGUO L., SACHDEV, P., UCHIDA, S.; SANZHAROVA, N.; AL-OU DAT, M.; TOPCUOGLU, S.; WANG, J.J.; PRISTER, B.; ROBISON, W.L & QUANG, N. H., 2001, "Generic TF-values for Cs and Sr", *ESNA*, Greece.

SYSOEVA, A.A., KONOPLEVA, I. V., SANZHAROVA, N. I., 2005, "Bioavailability of radiostrontium in soil: Experimental study and modeling" *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 81, pp. 269 – 282.

TESSIER, A., CAMPBELL, P.G.C., BISSON, M., 1979, "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals", *Analytical Chemistry*, v. 51, pp. 844-851.

UNSCEAR – UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE FOR THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, 1977, Report: "Sources and Effects of Ionizing Radiation", United Nations, New York.

UNSCEAR – UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE FOR THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, 1994, Report: "Exposure from Natural radiation Sources", United Nations, New York.

UNSCEAR – UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE FOR THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, 2000, Report: “Sources and Effects of Ionizing Radiation”, United Nations, New York.

VAN- BERGEIJK, K. E., NOORIJK, H., LEMBRECHTS, J.& FRISSEL, M. J., 1992, "Influence of pH, Soil Type and Soil Organic Matter Content On Soil-To-Plant Transfer of Radiocesium and –Strontium as Analyzed by a Nonparametric Method”, *Journal Environmental Radioactivity* v.15, pp. 265 – 276.

VETERE, M. I. C., 2002, “Avaliação do comportamento de isótopos de céσιο, iodo, estrôncio e rutênio em áreas urbanas, após contaminação por liberação acidental”, Tese de Mestrado, UERJ, Rio de Janeiro, Brasil.

VIANA, A.G., WASSERMAN, M. A , VIVONE, R. J. , BARTOLY, F., PEREZ, D. V. & SILVA, M.M., 2004, “Avaliação da Mobilidade do ⁹⁰Sr em solos brasileiros”, In: *Fertbio Lages*.

WANG, G. & STAUNTON, S., 2005, “Evolution of Sr distribution coefficient as a function of time, incubation conditions and measurement technique”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 81, pp. 173-185.

WASSERMAN, M.A. & BELÉM, L.M.J., 1996, “Valores de Transferência do Cs-137 de Latossolos Para Plantas Comestíveis”, In: *VI Congresso Geral de Energia Nuclear*, v. CD-ROM, Rio de Janeiro.

WASSERMAN, M. A., WASSERMAN, J. C., SILVA-FILHO, E. V. & VILLAS-BOAS, R., 1998, “Geochemical partitioning related to soil-plant transfer of cesium-137 in oxisols of tropical areas”, In: *Environmental Geochemistry in the Tropics*, Springer-Verlag, Germany, n. 72, pp. 25 – 34.

WASSERMAN, M.A.; PEREZ, D.V; BARTOLY F. & POQUET, 2001, “Assessment of the Mobility and Bioavailability of ⁶⁰Co and ¹³⁷Cs in Contaminated Soils” *V Regional Congress on Radiation Protection and Safety - Regional IRPA Congress*. Recife-Pernambuco, Brasil-CD-ROM.

WASSERMAN, M.A., PEREZ, D.V. & BARTOLY, F., 2002a, "Biogeochemical Behavior of ^{137}Cs and ^{60}Co in Tropical Soils", In: *Radioprotection Colloques-The Radioecology-Ecotoxicology of Terrestrial and Estuarine Environments*, v. 1, 37, F. Bréchnignac, pp. 277-282.

WASSERMAN, M.A., PEREZ, D.V., CONTI, C.C., BARTOLY, F., VIANA, A.G., WASSERMAN, J.C. & MOURA, G.P., 2002b, "Transfer and Mobility of ^{137}Cs and ^{60}Co in Oxisol and Alfisol", In: *VI National Meeting on Nuclear Applications*, v. CD-ROM, Rio de Janeiro.

WASSERMAN, M.A.; PEREZ, D.V. & BOURG A., 2002c, "A behaviour of ^{137}Cs in some Brazilian Oxisols", *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, v. 33, pp.1335 – 1349.

WASSERMAN, M.A., PEREZ, D.V., FERREIRA, A.C., CONTI, C.C., ROCHEDO, E. R. R., BARTOLY, F., VIANA, A.G., MOURA, G.P. & POQUET, I.C., 2002d, "Valores de transferência solo-planta de ^{137}Cs em solos de sistemas agro-ecológicos tropicais", In: *VI National Meeting on Nuclear Applications*, v. CD-ROM, Rio de Janeiro, Agosto.

WASSERMAN, M.A., BARTOLY, F., VIANA, A.G., PÉREZ, D.V., FERREIRA, A.C.M., MOURA, G.P. & SILVA, M.M., 2003, "Aplicação do Fator de Transferência Solo-Planta do ^{137}Cs para Avaliação da Radiovulnerabilidade de Solos Brasileiros", In: *XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, Ribeirão Preto.

WASSERMAN, M. A., VIANA, A. G., BARTOLY, F., PÉREZ, D. V., ROCHEDO, E. R., WASSERMAN, J. C., CONTI C. C. & VIVONE, R. J. M., 2005 a, "Bio-geochemical behavior of ^{90}Sr and ^{137}Cs in tropical soil", *Radioprotection*, v. 40, n. 1 pp.135-142.

WASSERMAN, M. A., PÉREZ, D. V., VIANA, A. G., BARTOLY, F., SILVA, M. M., FERREIRA, A. C., WASSERMAN, J. C. & BOURG A., 2005 b, "A Sequential Extraction Protocol Proposed to Evaluate Phytoavailability and Potencial Mobility of Radionuclides in Soils", *XIII International Conference on Heavy Metals in the Environment*. Rio de Janeiro, Brasil, CD-ROM.

ZHU, Y. G. & SHAW, G., 2000, "Soil contamination with radionuclides and potential remediation", *Chemosphere*, v. 41, pp. 121-128.

ZHU, Y. G. & SMOLDERS, E., 2000, "Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application", *Journal of Experimental Botany*, v.51, n. 351, pp. 1635-1645.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)