



*CENTRO DE DESENVOLVIMENTO
DA TECNOLOGIA NUCLEAR*

Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia
das Radiações, Minerais e Materiais

**Aplicação do fosfogeno na agricultura do Cerrado
e suas implicações radiológicas**

Kerley Alberto Pereira de Oliveira

Dissertação apresentada como parte dos requisitos
para obtenção do grau de Mestre em Ciência e
Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais.

2008

Comissão Nacional de Energia Nuclear

Belo Horizonte, Brasil

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

Comissão Nacional de Energia Nuclear
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO DA TECNOLOGIA NUCLEAR
**Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia das
Radiações, Minerais e Materiais**

**APLICAÇÃO DO FOSFOGESSO NA AGRICULTURA DO
CERRADO E SUAS IMPLICAÇÕES RADIOLÓGICAS**

Kerley Alberto Pereira de Oliveira

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais, como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre.

Área de concentração: Ciência e Tecnologia dos Minerais e Meio Ambiente

Linha de Pesquisa: Metalurgia Extrativa na Indústria e Meio Ambiente

Orientadora: Dr^a. Vanusa Maria Feliciano Jacomino

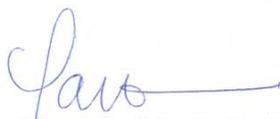
Co-orientadora: Dr^a. Maria Ângela de Barros Correia Menezes

Belo Horizonte

2008

A presente dissertação de mestrado, intitulada “**Aplicações do fosfogesso na agricultura do Cerrado e suas implicações radiológicas**”, de autoria de **Kerley Alberto Pereira de Oliveira**, foi defendida e aprovada em 22 de agosto de 2008 pela Banca Examinadora abaixo assinada.

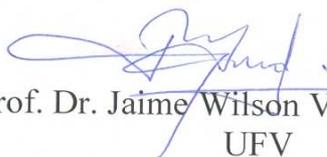
Belo Horizonte, 22 de agosto de 2008



Prof. Dra. Yanusa Maria Feliciano Jacomino
CDTN – Orientadora



Prof. Dra. Maria Ângela de Barros Correia Menezes
CDTN - Co-Orientadora



Prof. Dr. Jaime Wilson Vargas de Mello
UFV



Prof. Dr. Rubens Martins Moreira
CDTN

Dedico este trabalho a um ser que julgo sermos incapazes de definir, mas que chamamos por DEUS, sempre tão presente em minha jornada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a meus queridos pais, José Alberto de Oliveira e Catarina Pereira de Oliveira, pela graça da vida, incentivo e amor.

Às minhas orientadoras, Dr^a. Vanusa Maria Feliciano Jacomino e Dr^a Maria Ângela de Barros Correia Menezes, pela orientação, apoio e estímulo para a realização desta pesquisa. Agradeço especialmente, a amizade, otimismo, paciência e principalmente por terem apostado em mim.

Ao Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, CDTN/CNEN, que através do seu programa de pós-graduação, permitiu o desenvolvimento deste trabalho.

À uma pessoa que passou pela minha vida e foi muito especial. Foi quem mais apostou em mim, quem mais acreditou e sem ela eu não teria largado tudo para realizar este sonho.

Aos grandes parceiros, Dr. Jaime Wilson Vargas de Mello e David Faria da Silva pelo zelo dispensado no cultivo dos vegetais usados no experimento; à Dr^a. Maria Helena Tirollo Taddei, Maria Célia Siqueira e todos envolvidos nas análises realizadas no Laboratório de Poços de Caldas da CNEN, obrigado pela acolhida.

Ao Técnico Duarte Augusto Costa do CDTN, pelo apoio na coleta do fosfogesso.

Ao Técnico José Donato de Souza do CDTN, pelo apoio na preparação das amostras de fosfogesso.

Ao Técnico Luiz Cláudio pelas análises químicas.

À Técnica Ângela Maria Amaral, pela ajuda nos cálculos.

Ao Geólogo Walter de Brito e equipe, pelas análises mineralógicas.

À Claudia Marques Peixoto, pela ajuda nas análises estatísticas.

À secretária Rosália Aparecida Emídio, pela atenção e apoio logístico.

Aos colegas da sala dos bolsistas do meio ambiente, Fernanda, Áurea, Janaina, Wagner e Vanessa, pela boa companhia e ajuda.

Aos colegas de turma, especialmente Alysson, Thiago, Baiano, Soninha, Rosado, Bruno, Fred, ... pelos momentos de alegria, de estudo e descontração.

À Secretaria da Pós-Graduação, Andréa, Roseli, Cerisa e Fulgêncio, pela dedicação e apoio.

Ao pessoal da Biblioteca Virgínia, Nívea e Lenira, pela cooperação e dedicação.

A todos os pesquisadores e funcionários do CDTN, que direta ou indiretamente contribuíram para realização deste trabalho.

A todas as pessoas, amigos e parentes que sempre torcem por mim.

À Comissão Nacional de Energia Nuclear, CNEN, pelo fornecimento da bolsa e financiamentos concedidos.

“O que um agente se empenha em realizar tem que ser determinado pelo conceito daquilo que o faz agir; a sua ação não pode depender de mais nada que não seja a sua própria natureza”.

(Bernhard Riemann, 1826-1866)

RESUMO

A taxa de geração do resíduo fosfogesso é de aproximadamente 4,8 toneladas para cada tonelada de ácido fosfórico produzido. A produção mundial anual pode ser estimada em 150 milhões de toneladas. Ele é classificado como NORM (*Naturally Occurring Radioactive Material*), ou seja, é um resíduo sólido que contém elementos radioativos de ocorrência natural provenientes da rocha matriz. O imenso volume de fosfogesso produzido anualmente vem merecendo a atenção de órgãos de proteção radiológica e das agências de proteção ambiental do mundo, dada a sua potencialidade de contaminação do meio ambiente. No Brasil, este material vem sendo utilizado há várias décadas, em especial, para consumo agrícola. Nesse caso, o fosfogesso é aplicado como fonte de cálcio e enxofre, como condicionador de subsuperfície e para correção de solos saturados com sódio, potássio ou alumínio. Haja vista a presença de elementos radioativos no fosfogesso, faz-se necessário compreender os mecanismos de transferência de radionuclídeos naturais no sistema solo/planta e avaliar se o seu uso contribui para um aumento da exposição do homem à radioatividade natural.

Foram realizados experimentos em casa de vegetação com cultivo de alface em dois tipos de solo (arenoso e argiloso) tratados com quatro diferentes doses de fosfogesso em triplicata. Foram analisadas amostras de fosfogesso, solo, alface e água percolada dos vasos, determinando-se os radionuclídeos de interesse (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po). ^{238}U e ^{232}Th foram determinados por ativação neutrônica, ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb por espectrometria gama e o ^{210}Po por espectrometria alfa. Por fim, calculou-se o fator de transferência solo-planta e a contribuição anual à dose efetiva comprometida em decorrência da ingestão das alfaces do experimento. Análises químicas, físicas e mineralógicas também foram realizadas para caracterização das amostras de solo e fosfogesso.

O fosfogesso foi classificado como Classe II A - Não Perigoso, Não Inerte, Não Corrosivo e Não Reativo. Os solos se mostraram ácidos, com baixo conteúdo de matéria orgânica e alta acidez potencial. A atividade específica média do ^{226}Ra (252 Bq.kg^{-1}) determinada nas amostras de fosfogesso ficou abaixo do limite recomendado pela Agência Ambiental Americana (USEPA) para uso na agricultura, cujo valor é igual a 370 Bq.kg^{-1} . Apesar da maioria dos resultados de atividade específica média dos radionuclídeos presentes nas amostras de alface apresentar valores abaixo da Atividade Mínima Detectável (AMD), os fatores de transferência foram estimados para aquelas condições em que a atividade específica

média mostrou-se superior à AMD. Os valores obtidos variaram de $1,8 \cdot 10^{-3}$ a $2,3 \cdot 10^{-2}$ para ^{232}Th ; $3,5 \cdot 10^{-2}$ a $4,1 \cdot 10^{-2}$ para ^{226}Ra ; $2,4 \cdot 10^{-1}$ a $3,2 \cdot 10^{-1}$ para ^{228}Ra e $3,5 \cdot 10^{-2}$ a $8,5 \cdot 10^{-2}$ para ^{210}Po , dependendo do tipo de solo utilizado no plantio das hortaliças.

De maneira geral, os resultados obtidos no presente estudo indicaram que a mobilidade dos radionuclídeos em ambos os solos estudados foi baixa. As doses efetivas comprometidas calculadas ficaram muito abaixo do limite de $1 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ da ICRP, para o público em geral ($4,3 \cdot 10^{-3} \text{ mSv}$ para os experimentos em solo argiloso e $7,5 \cdot 10^{-3} \text{ mSv}$ para os experimentos em solo arenoso), de onde se conclui que, do ponto de vista da proteção radiológica, os dados levantados neste trabalho demonstram a viabilidade do uso do fosfógeno na agricultura do Cerrado.

Palavras-chave: Fosfógeno, Resíduo Sólido, Fator de Transferência, cálculo de dose.

ABSTRACT

The rate of generation of phosphogypsum is approximately 4.8 tons for each ton of phosphoric acid produced. The annual world production can be estimated at 150 million of tons. It is classified as NORM (*Naturally Occurring Radioactive Material*), in other words, it is a solid waste that contains radioactive elements of natural occurrence from the source rock. The large amount of phosphogypsum produced has been attracting attention of radiological protection institutions and environmental protection agencies in the world, given its high potential for contamination of the environment. In Brazil, this material has been used for several decades, especially for agricultural purposes. In this case, the phosphogypsum is used as a source of calcium and sulfur, as conditioner, and for correction of subsurface soil saturated with sodium, potassium and aluminum.

Due to the presence of radionuclides in phosphogypsum, it is necessary to understand the mechanisms for transferring of natural radionuclides in the system soil/plant and to evaluate if the use of phosphogypsum in soil contributes to increased exposition of humans to the natural radioactivity.

Experiments were accomplished in a greenhouse with lettuce cultivation in two types of soil (sandy and loamy) fertilized with four different amounts of phosphogypsum. Samples of phosphogypsum, soil, lettuce and drainage water were analyzed being determined the radionuclides of interest (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po). ^{238}U and ^{232}Th have been carried out by neutron activation analysis, ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{210}Pb by gamma spectrometry and ^{210}Po by alpha spectrometry techniques. Finally, Transfer Factor of soil-plant was calculated and the annual contribution to the effective dose committed due to the ingestion of lettuces of the experiment. Analyses of chemical, physical and mineralogical characterization of soil and phosphogypsum samples were also accomplished.

The phosphogypsum was classified as Class II A - Not Dangerous, Not Inert, Not Corrosive and Not Reactive. The soil samples analyzed as were acids, with low content of organic matter and high potential acidity. The average of specific activity for ^{226}Ra in phosphogypsum samples (252 Bq.kg^{-1}) was below of the maximum level recommended by USEPA, which is 370 Bq.kg^{-1} for agricultural use.

Although the most of the results of mean specific activity of radionuclides present in samples of lettuce present values below the Minimum Detectable Activity (MDA), the Transfer Factors were estimated for those conditions in which the mean specific activity

proved to be superior to MDA. The values ranges from $1.8 \cdot 10^{-3}$ to $2.3 \cdot 10^{-2}$ for ^{232}Th ; $3.5 \cdot 10^{-2}$ to $4.1 \cdot 10^{-2}$ for ^{226}Ra , $2.4 \cdot 10^{-1}$ to $3.2 \cdot 10^{-1}$ for ^{228}Ra and $3.5 \cdot 10^{-2}$ to $8.5 \cdot 10^{-2}$ for ^{210}Po , depending on the type of soil used in the planting of the vegetables.

In general, the results obtained in the present study indicated that the mobility of radionuclides in both studied soils was low. The effective doses committed calculated well below the limit of $1 \text{ mSv}\cdot\text{year}^{-1}$ established by ICRP, for the public in general ($4,3 \cdot 10^{-3} \text{ mSv}$ for the experiments in loamy soil and $7,5 \cdot 10^{-3} \text{ mSv}$ for the experiments in sandy soil). It is possible to conclude that from the point of view of the radiological protection, the data obtained in this work demonstrated the viability of the use of phosphogypsum in agriculture of the Cerrado, Brazil.

Keywords: Phosphogypsum, Solid Waste, Transfer Factor, Dose Calculation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1: VISTA GERAL DAS PILHAS DE ESTOCAGEM DE FOSFOGESSO.....	18
FIGURA 2.1: DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL MÉDIA DA DOSE EQUIVALENTE EFETIVA ANUAL DAS FONTES NATURAL E ARTIFICIAL DE RADIAÇÃO.....	22
FIGURA 2.2: SÉRIE NATURAL DO ^{238}U	24
FIGURA 2.3: SÉRIE NATURAL DO ^{232}Th	25
FIGURA 2.4: FLUXOGRAMA SIMPLIFICADO DO PROCESSO DE OBTENÇÃO DE FERTILIZANTES FOSFATADOS POR VIA ÚMIDA COM ÁCIDO SULFÚRICO.....	31
FIGURA 2.5: PRINCIPAIS PRODUTORES DE ROCHA FOSFÁTICA DO BRASIL.....	31
FIGURA 2.6: PRODUÇÃO MUNDIAL DE ROCHA FOSFÁTICA NO ANO DE 2004 (EM MILHÕES DE TONELADAS).....	32
FIGURA 2.7: DISTRIBUIÇÃO RELATIVA DE RAÍZES DE MILHO NO PERFIL DE UM LATOSSOLO ARGILOSO, SEM APLICAÇÃO E COM APLICAÇÃO DE FOSFOGESSO.....	42
FIGURA 2.8: UTILIZAÇÃO RELATIVA DA LÂMINA DE ÁGUA DISPONÍVEL NO PERFIL DE UM LATOSSOLO ARGILOSO PELA CULTURA DO MILHO, DEPOIS DE UM VERANICO DE 25 DIAS, POR OCASIÃO DO LANÇAMENTO DE ESPIGAS, PARA TRATAMENTO SEM APLICAÇÃO E COM APLICAÇÃO DE FOSFOGESSO.....	42
FIGURA 3.1: COLETA DE AMOSTRAS NAS PILHAS DE FOSFOGESSO.....	47
FIGURA 3.2: AMOSTRAS DE FOSFOGESSO SECAS SENDO PENEIRADAS E SEPARADAS PARA ANÁLISE.....	47
FIGURA 3.3: COLETA DAS AMOSTRAS DE SOLO NA EMBRAPA, SETE LAGOAS – MG.....	48
FIGURA 3.4: EXPERIMENTOS FEITOS COM PLANTAS DE ALFACE CULTIVADAS COM O RESÍDUO FOSFOGESSO EM CASA DE VEGETAÇÃO DA UFV.....	50
FIGURA 3.5: LÂMINAS DIFRATOMÉTRICAS COM FOSFOGESSO.....	52
FIGURA 4.1: RESULTADO DA ANÁLISE GRANULOMÉTRICA EM AMOSTRA DE SOLO ARENOSO.....	66
FIGURA 4.2: RESULTADO DA ANÁLISE GRANULOMÉTRICA EM AMOSTRA DE SOLO ARGILOSO.....	68
FIGURA 4.3: RESULTADO DA ANÁLISE GRANULOMÉTRICA EM AMOSTRA DE FOSFOGESSO.....	68
FIGURA 4.4: DIFRATOGRAMA DO SOLO ARENOSO.....	68
FIGURA 4.5: DIFRATOGRAMA DO SOLO ARGILOSO.....	69
FIGURA 4.6: DIFRATOGRAMA DO FOSFOGESSO.....	70

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1: POTENCIAL DE USO DO SOLO DO BRASIL	20
TABELA 2.1: LIMITES DE CONCENTRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS EM ÁGUA POTÁVEL.....	26
TABELA 2.2: VALORES DE REFERÊNCIA PARA A CONCENTRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS NO AR.....	26
TABELA 2.3: LIMITES DA ISENÇÃO DE CONTROLE REGULATÓRIO	27
TABELA 2.4: CONCENTRAÇÕES (Bq.kg ⁻¹) DE U, Th, ²²⁶ Ra E ²²⁸ Ra EM ROCHAS FOSFATADAS DE DIFERENTES ORIGENS	34
TABELA 2.5: COMPARAÇÃO DOS NÍVEIS DE RADIOATIVIDADE DO FOSFOGESSO GERADO PELAS INDÚSTRIAS DE PRODUÇÃO DE ÁCIDO FOSFÓRICO DO BRASIL E DE OUTROS PAÍSES	34
TABELA 2.6: FATOR DE TRANSFERÊNCIA DE ISÓTOPOS DE RÁDIO EM VEGETAIS.....	45
TABELA 3.1: TÉCNICAS DE ANÁLISE UTILIZADAS PARA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO FOSFOGESSO	52
TABELA 3.2: CONTROLE DE QUALIDADE DAS ANÁLISES E ATIVIDADES MÍNIMA DETECTÁVEL (AMD).....	59
TABELA 3.3: CONTROLE DE QUALIDADE DAS ANÁLISES PARA VALORES DE ATIVIDADE DE URÂNIO E TÓRIO OBTIDOS POR ESPECTROMETRIA ALFA E ESPECTROMETRIA UV-VIS COM ARSENAZO III.....	60
TABELA 4.1: CLASSIFICAÇÃO DE TOXICIDADE POR LIXIVIAÇÃO – SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS	61
TABELA 4.2: CLASSIFICAÇÃO DE TOXICIDADE POR SOLUBILIZAÇÃO – SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS	62
TABELA 4.3: CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO FOSFOGESSO.....	63
TABELA 4.4: CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DAS AMOSTRAS DE SOLO (0-20 CM) ANTES DA IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	64
TABELA 4.5: NÍVEIS PADRÕES DE ALGUNS PARÂMETROS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DO SOLO .	65
TABELA 4.6: RESULTADOS DAS ANÁLISES MINERALÓGICAS DAS AMOSTRAS DE SOLO ARENOSO	71
TABELA 4.7: RESULTADOS DAS ANÁLISES MINERALÓGICAS DAS AMOSTRAS DE SOLO ARGILOSO	72
TABELA 4.8: RESULTADOS DAS ANÁLISES MINERALÓGICAS DO FOSFOGESSO	73
TABELA 4.9: ATIVIDADE ESPECÍFICA MÉDIA DOS RADIONUCLÍDEOS NATURAIS PRESENTES NO FOSFOGESSO	73
TABELA 4.10: CONCENTRAÇÃO MÉDIA DOS ETR PRESENTES NO FOSFOGESSO	73
TABELA 4.11: ATIVIDADE ESPECÍFICA MÉDIA DOS RADIONUCLÍDEOS NATURAIS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE SOLO NATURAL (BASE SECA).....	77
TABELA 4.12: ATIVIDADE ESPECÍFICA MÉDIA DOS RADIONUCLÍDEOS NATURAIS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE SOLO ADUBADAS COM FOSFOGESSO.....	78
TABELA 4.13: ATIVIDADE ESPECÍFICA MÉDIA DOS RADIONUCLÍDEOS NATURAIS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE ALFACE.....	79
TABELA 4.14: RESULTADOS DO TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA AS AMOSTRAS DE SOLO.....	80
TABELA 4.15: RESULTADOS DO TESTE KRUSKAL-WALLIS PARA AS AMOSTRAS DE ALFACE	80
TABELA 4.16: ATIVIDADE ESPECÍFICA MÉDIA DOS RADIONUCLÍDEOS NATURAIS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE ÁGUA PERCOLADA	81
TABELA 4.17: FATORES DE TRANSFERÊNCIA SOLO-PLANTA	82
TABELA 4.18: RESULTADOS DA DOSE EFETIVA COMPROMETIDA ANUAL	85

SUMÁRIO

RESUMO	VIII
ABSTRACT	X
LISTA DE FIGURAS.....	XII
LISTA DE TABELAS.....	XIII
1 – ESSÊNCIA E NATUREZA DO PROBLEMA.....	16
1.1 – INTRODUÇÃO	16
1.2 – OBJETIVOS	19
1.2.1 – <i>Objetivo principal</i>	19
1.2.2 – <i>Objetivos específicos</i>	19
1.3 – JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA DO TEMA	19
2 – REVISÃO DA LITERATURA.....	21
2.1 – A RADIAÇÃO NATURAL	21
2.2 – SÉRIES RADIOATIVAS NATURAIS	22
2.3 – LÍMITES MÁXIMOS PERMITIDOS DE CONCENTRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS.....	26
2.4 – O RESÍDUO FOSFOGESSO	27
2.5 – A RADIOATIVIDADE DO FOSFOGESSO	32
2.6 – TOXICIDADE DOS ELEMENTOS RADIOATIVOS PRESENTES NO FOSFOGESSO	34
2.6.1 – <i>Urânio</i>	35
2.6.2 – <i>Tório</i>	35
2.6.3 – <i>Rádio</i>	36
2.6.4 – <i>Chumbo</i>	37
2.6.5 – <i>Polônio</i>	37
2.7 – USO DO FOSFOGESSO NA AGRICULTURA.....	38
2.8 – COMPORTAMENTO DOS RADIONUCLÍDEOS NO SISTEMA SOLO-PLANTA	42
3 – MATERIAIS E MÉTODOS	46
3.1 – PROCEDIMENTOS DE COLETA E TRATAMENTO DAS AMOSTRAS.....	46
3.1.1 – <i>Fosfogesso</i>	46
3.1.2 – <i>Solo</i>	47
3.2 – EXPERIMENTOS EM CASA DE VEGETAÇÃO.....	48
3.2.1 – <i>Preparo das amostras de alface</i>	50
3.3 – METODOLOGIA ANALÍTICA.....	50
3.3.1 – <i>Análise Granulométrica das Amostras de Solo e Fosfogesso</i>	51
3.3.2 – <i>Análise Mineralógica das Amostras de Solo e Fosfogesso</i>	51
3.3.3 – <i>Análises Químicas do Resíduo Fosfogesso</i>	52

3.3.4 – Determinação da concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra	54
3.3.5 – Determinação da concentração de ^{210}Pb	55
3.3.6 – Determinação da concentração de ^{210}Po	56
3.3.7 – Determinação da concentração de ^{238}U e ^{232}Th	57
3.3.8 – Determinação da concentração de ^{238}U nas amostras de água percolada	59
3.3.9 – Determinação da concentração de ^{232}Th nas amostras de água percolada	60
4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
4.1 – CLASSIFICAÇÃO DO RESÍDUO FOSFOGESSO	61
4.2 – CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO FOSFOGESSO	62
4.2 – CARACTERIZAÇÃO DO SOLO QUANTO À FERTILIDADE	63
4.4 – ANÁLISE GRANULOMÉTRICA E MINERALÓGICA DAS AMOSTRAS DE SOLO E FOSFOGESSO	66
4.5 – CONCENTRAÇÃO DOS RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE FOSFOGESSO	73
4.6 – CONCENTRAÇÃO DOS RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE SOLO	76
4.7 – CONCENTRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE SOLO ADUBADAS COM FOSFOGESSO	77
4.8 – CONCENTRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE ALFACE	78
4.9 – ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS	79
4.10 – CONCENTRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE ÁGUA PERCOLADA	81
4.11 – ESTIMATIVA DOS FATORES DE TRANSFERÊNCIA	81
4.12 – ESTIMATIVA DA DOSE	84
5 - CONCLUSÃO	86
6 - PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS	90
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91
ANEXO A – Breve definição sobre Atividade Mínima Detectável (AMD)	101
ANEXO B – Atividade específica dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras (triplicatas) de solo, alface e água percolada	102
ANEXO C -Definições das grandezas físicas da área de radiação ionizante	108
ANEXO D – Relatório Técnico de Classificação Completa de Resíduos Sólidos – ABNT NBR 10.004:2004	110

1 – ESSÊNCIA E NATUREZA DO PROBLEMA

1.1 – Introdução

A população mundial cresceu de 2,5 bilhões em 1950 para 6,2 bilhões no ano de 2002 (BRAGA, 2005). Esse crescimento estimulou o aumento das atividades industriais, comerciais e agropecuárias que, em sua maioria, geram uma grande quantidade de resíduos. O gerenciamento inadequado desses resíduos pode resultar em riscos para a qualidade de vida das comunidades, criando, ao mesmo tempo, problemas de saúde pública e se transformando em fator de degradação do meio ambiente, além, é claro, dos aspectos social, estético, econômico e administrativo envolvidos.

Os resíduos sólidos contendo materiais radioativos de ocorrência natural são denominados NORM (*Naturally Occurring Radioactive Material*). Entre as atividades industriais que geram NORM têm-se: o processamento mineral, a produção de gás/petróleo e a produção de ácido fosfórico, que é a matéria prima para a produção de fertilizantes fosfatados, detergentes, rações animais, aditivos em alimentos, pesticidas e outros produtos químicos. Nesse último caso, os radionuclídeos presentes são provenientes da matéria prima básica utilizada na fabricação do ácido fosfórico por via úmida, ou seja, a rocha fosfatada que contém quantidades significativas de urânio, tório e demais elementos radioativos de suas respectivas cadeias de decaimento. O teor de radionuclídeos na rocha é bastante variável, dependendo, basicamente, das características geológicas do local de extração (EU, 2001; IAEA, 2005).

Em decorrência do processo de beneficiamento da rocha fosfatada para produção de ácido fosfórico por via úmida tem-se a geração do resíduo fosfogesso, cujas características químicas e físicas são semelhantes ao gesso natural (sulfato de cálcio dihidratado). A taxa de geração de fosfogesso é de aproximadamente 4,8 toneladas para cada tonelada de ácido fosfórico produzido. A produção mundial anual pode ser estimada em 150 milhões de toneladas. Desse total, cerca de 12 milhões de toneladas são provenientes do Brasil (MAZZILLI et al, 2000), onde a maior parte gerada encontra-se disponibilizada nos estados de Minas Gerais e São Paulo, mais especificamente, nas regiões onde estão localizados os municípios de Uberaba e Cubatão.

A forma mais comum de descarte do fosfogesso é a sua disposição em pilhas em áreas próximas às fábricas (FIG. 1.1). Entretanto, essa prática apresenta um risco potencial ao ambiente circunvizinho, principalmente, no que tange à contaminação do solo e das fontes de

água localizadas nas proximidades destas instalações. Os possíveis impactos ambientais associados à disposição do fosfogesso em pilhas são: a lixiviação e o escoamento superficial de elementos tóxicos que podem resultar na contaminação dos meios hídricos, a exposição dos trabalhadores à irradiação gama direta da pilha e à inalação do gás ^{222}Rn , bem como a exposição do público em geral em decorrência da inalação de aerossóis atmosféricos originados pelo processo de erosão eólica das pilhas (FERNANDES et al, 2004; SANTOS et al, 2006).

O imenso volume de fosfogesso produzido anualmente pelas indústrias de produção de ácido fosfórico existentes no mundo vem merecendo a atenção de órgãos de proteção radiológica e das agências de proteção ambiental do Brasil e do exterior. Portanto, a pesquisa visando o desenvolvimento de possíveis usos do fosfogesso torna-se cada vez mais importante, tanto do ponto de vista econômico, como tecnológico e ambiental, uma vez que ele é um resíduo abundante, de baixo custo e cujo aproveitamento evitaria o comprometimento ambiental das áreas onde este produto é armazenado. Além disso, o seu reaproveitamento contribuiria para a preservação de reservas de gesso natural, garantindo assim, um dos princípios básicos do desenvolvimento sustentável, ou seja, a preservação de recursos naturais para as gerações futuras.

As indústrias que se dedicam à fabricação do ácido fosfórico têm se preocupado em encontrar aplicações para o fosfogesso e, assim, evitar a disposição desse resíduo nos próprios locais de produção. É importante ressaltar que as leis de proteção ao meio ambiente, tanto no Brasil como em todo o mundo, estão cada vez mais rigorosas no que se refere aos cuidados a serem observados na estocagem de materiais com estas características. Várias alternativas vêm sendo avaliadas, entre elas, a utilização do fosfogesso como fertilizante e condicionador do solo, base e sub-base na pavimentação de estradas, revestimento de aterros sanitários, produção de placas de gesso para rebaixamento de tetos e como aditivo ao cimento. Outras aplicações consideradas incluem a recuperação do enxôfre, construção de recifes artificiais e conversão do fosfogesso em carbonato de cálcio e sulfato de amônia (FIPR, 2001).

Em alguns países onde não são encontradas jazidas de gesso, o fosfogesso tem competido economicamente com esse mineral como, por exemplo, no Japão, onde o material já é utilizado como gesso, inclusive na produção de artefatos para a construção civil (BARTL e ALBUQUERQUE, 1992). Nos Estados Unidos o uso primário do fosfogesso é na agricultura (1 a 2% de todo material gerado pelas empresas), enquanto que o seu uso como material de construção foi totalmente banido, principalmente, em decorrência da exalação do gás radônio (EPA, 1992).



Figura 1.1: Vista geral das pilhas de estocagem de fosfogesso.

Fonte: CANUT, 2006.

No Brasil, este material vem sendo utilizado há várias décadas, principalmente como insumo agrícola. Nesse caso, o fosfogesso ou o “gesso agrícola” é largamente aplicado como fonte de cálcio e enxofre, como condicionador de subsuperfície e para correção de solos saturados com sódio, potássio ou alumínio (EMBRAPA, 2005).

1.2 – Objetivos

1.2.1 – Objetivo principal

Contribuir para o manuseio e utilização segura do fosfogesso na agricultura do Cerrado por meio da investigação da influência da mobilidade de radionuclídeos naturais (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po) no sistema solo/planta.

1.2.2 – Objetivos específicos

- Contribuir para a compreensão dos mecanismos de transferência de radionuclídeos naturais no sistema solo/planta do Cerrado;
- Avaliar se o uso do fosfogesso como insumo agrícola contribui para um aumento significativo da concentração de radionuclídeos no solo, vegetais e água subterrânea e, conseqüentemente, para um aumento da exposição do homem à radioatividade natural.

1.3 – Justificativa e relevância do tema

A agricultura é uma das atividades mais importantes no Brasil, tanto do ponto de vista da produção interna quanto voltada à exportação, gerando divisas significativas para o País. Evidentemente, a melhora na produtividade depende não apenas de fatores climáticos, mas também do uso de tecnologias adequadas que contribuam, cada vez mais, para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável do ponto de vista econômico, social e ambiental. Neste sentido, vale ressaltar que a região do Cerrado representa a grande fronteira agrícola do País (TAB. 1.1).

De acordo com o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, o fosfogesso vem sendo utilizado como condicionador de solo há várias décadas, principalmente, na região do Cerrado, onde a sua utilização é extremamente importante para garantia do aumento de produtividade das plantações (SOUSA, 1995). Entretanto, a aprovação de uso foi concedida apenas com base na avaliação do benefício agrônômico do resíduo fosfogesso, sem que os aspectos ambientais decorrentes da presença de contaminantes, bem como as questões relacionadas aos impactos à saúde humana fossem consideradas, o que agora vem sendo solicitado pelos órgãos de proteção ambiental no ato da concessão ou renovação da Licença de Operação.

Adicionalmente, com a publicação da Instrução Normativa SDA nº 27 de 05 de junho de 2006 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento que estabelece limites

para as concentrações máximas para agentes tóxicos presentes em fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, sejam eles produzidos, importados ou comercializados, torna-se ainda mais evidente a importância da realização de estudos que demonstrem a viabilidade tecnológica e ambiental da utilização de resíduos na agricultura.

Tabela 1.1: Potencial de uso do solo do Brasil

Usos	Área estimada (milhões de hectares)	
Floresta Amazônica	350	 <p>Cerrado</p>
Reservas Legais	55	
Cidades, lagos, rios e mangues	20	
Outros usos	54	
Reflorestamento	5	
Pasto	215	
Culturas perenes	15	
Culturas anuais	47	
Área disponível para “Agronegócios”	90	
Cerrado	200	
		Possui 20 % das reservas mundiais de água

Fonte: AQUINO, 2005.

Tradicionalmente, a literatura apresenta um parâmetro para estimar a capacidade de um vegetal absorver os radionuclídeos presentes na solução do solo. Seguindo as recomendações da União Internacional de Radioecologistas (IUR, 1989), esse parâmetro é denominado Fator de Transferência (FT), o qual é definido como sendo a razão entre a concentração do radionuclídeo no tecido vegetal estudado e a concentração do mesmo radionuclídeo no solo, na zona das raízes.

Vale mencionar que grande parte dos valores de fator de transferência encontrados na literatura refere-se a estudos desenvolvidos em países de clima temperado, o que pode contribuir para o aumento das incertezas associadas à dose de radiação e, conseqüentemente dos riscos a que os indivíduos e/ou populações residentes em regiões de clima tropical estão expostos. O número de dados disponível, referente ao cultivo em regiões tropicais, é ainda muito pequeno e, portanto, a obtenção de uma base de dados consistente de parâmetros de transferência determinados em regiões tropicais é de extrema relevância.

2 – REVISÃO DA LITERATURA

2.1 – A radiação natural

Materiais radioativos de ocorrência natural são e sempre foram parte do nosso mundo. Nosso planeta contém diferentes espécies radioativas naturais. Desde o seu aparecimento na Terra, o homem encontra-se exposto à radiação proveniente de fontes extraterrestres e dos radionuclídeos presentes na crosta terrestre. Entretanto, somente nos últimos trinta anos, dado o uso crescente da radioatividade em suas múltiplas aplicações, cresceu o interesse pela determinação da exposição às radiações, às quais o homem pode estar sujeito. Essas radiações têm origem na natureza (fontes naturais) ou em atividades do próprio homem (fontes artificiais) (PONTEDEIRO, 2006).

As fontes naturais podem ser agrupadas em três tipos, de acordo com sua origem:

- Cósmica (de origem extraterrestre);
- cosmogênica (proveniente da interação da radiação cósmica com os átomos presentes na atmosfera); e
- radiação natural de origem terrestre, proveniente dos radionuclídeos naturais existentes na crosta da Terra.

A radiação natural é responsável por, aproximadamente, 80% da dose de radiação média anual e as aplicações médicas (uso de raios-X e materiais radioativos em diagnóstico e terapia) contribuem quase que totalmente para as doses de natureza artificial a que o homem está sujeito durante o ano. Em média, o ser humano recebe mais que 2,3 mSv de dose equivalente efetiva a cada ano, devido ao que se chama de fontes naturais de radiação (EISENBUD, 1987). A dose equivalente (expressa em mSv) é a dose absorvida no corpo humano, modificada para se ter uma avaliação do efeito biológico da radiação; constitui-se na dose equivalente efetiva a soma dessas doses multiplicadas pelos respectivos fatores de ponderação do órgão ou tecido irradiado (ICRP, 1991).

Na FIG. 2.1 é mostrada a distribuição percentual média da dose equivalente efetiva anual das fontes natural e artificial de radiação, em condições normais de operação (IAEA, 2004).

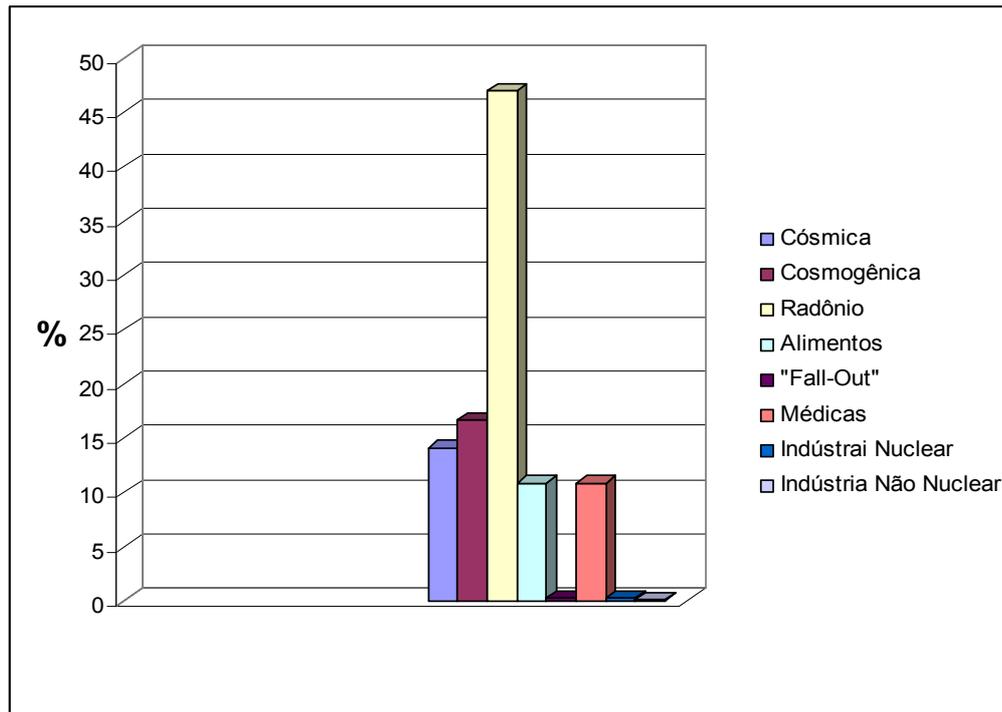


Figura 2.1: Distribuição percentual média da dose equivalente efetiva anual das fontes natural e artificial de radiação.

Fonte: IAEA, 2004.

2.2 – Séries radioativas naturais

A radioatividade é um fenômeno natural pelo qual alguns elementos químicos, chamados radioativos, ou seja, aqueles que possuem excesso de energia no seu núcleo, são capazes de emitir radiações, as quais têm a propriedade de impressionar placas fotográficas, ionizar gases, produzir fluorescência, atravessar corpos opacos à luz ordinária, etc. Existem três tipos principais de radiação: partículas alfa, partículas beta e raios gama.

As partículas alfa são núcleos de hélio, ou seja partículas com 2 prótons e 2 nêutros. Possuem alta capacidade de ionização, mas são facilmente blindadas. Uma simples folha de papel é suficiente para frear uma partícula alfa. As partículas beta são elétrons positivos ou negativos de origem nuclear. Possuem menor capacidade de ionização contudo maior capacidade de penetração. Já a emissão gama é uma radiação eletromagnética que carrega consigo energia excedente do núcleo do átomo.

Na emissão de partículas alfa e beta, há uma variação do número de prótons no núcleo, isto é, o elemento se transforma ou se transmuta em outro, de comportamento químico diferente. Essa transmutação é conhecida como decaimento radioativo. As emissões de radiação são feitas de modo imprevisível e não é possível prever o momento exato em que um

determinado núcleo irá emitir radiação. Entretanto, para a grande quantidade de átomos existente em uma amostra é razoável que um determinado número de emissões ou transformações ocorra em cada segundo. Essa taxa de transformações é denominada atividade da amostra (IAEA, 1996a). Ela é medida em Bq (Becquerel), a qual corresponde a uma desintegração por segundo.

A meia-vida é o tempo necessário para a atividade de um elemento radioativo ser reduzida à metade da atividade inicial. Isso significa que, para cada meia-vida que passa, a atividade vai sendo reduzida à metade da anterior, até atingir um valor insignificante, que não permite mais distinguir suas radiações das do meio ambiente. Ela é característica de cada radionuclídeo. A desintegração de isótopos naturais de número atômico elevado, dando origem a outro isótopo também radioativo e, assim sucessivamente, até alcançar uma forma isotópica estável, constitui uma série de decaimento radioativo ou série radioativa natural. Na natureza são encontradas três séries de desintegração de isótopos naturais, que se iniciam com o ^{238}U (série do urânio natural), com o ^{232}Th (série do tório) e com o ^{235}U (série do actínio-urânio). As duas primeiras (série do ^{238}U e do ^{232}Th) são as principais responsáveis pelas exposições naturais do homem na Terra (UNSCEAR, 2000a).

Do ponto de vista dosimétrico, as séries radioativas naturais do ^{238}U e do ^{232}Th são as que mais contribuem para a taxa de dose equivalente proveniente de fontes naturais, com participação média da ordem de $1,33 \text{ mSv.ano}^{-1}$ (56% da dose total) e $0,33 \text{ mSv.ano}^{-1}$ (14% da dose total), respectivamente, totalizando ambas cerca de 70% da dose total (PONTEDEIRO, 2006).

Nas FIG. 2.2 e 2.3 são apresentadas as formas de decaimento das séries radioativas naturais do ^{238}U e ^{232}Th , respectivamente, indicando todos os isótopos presentes, até que cheguem a uma forma estável.

As três vias pelas quais os radionuclídeos podem atingir o ser humano são: (a) ingestão; (b) inalação e, (c) exposição externa e contaminação da pele. Os radionuclídeos naturais depositados internamente em diversos órgãos do corpo humano por ingestão derivam de 3 fontes principais: ingestão de poeira, ingestão de alimentos e ingestão de água (EISENBUD, 1973).

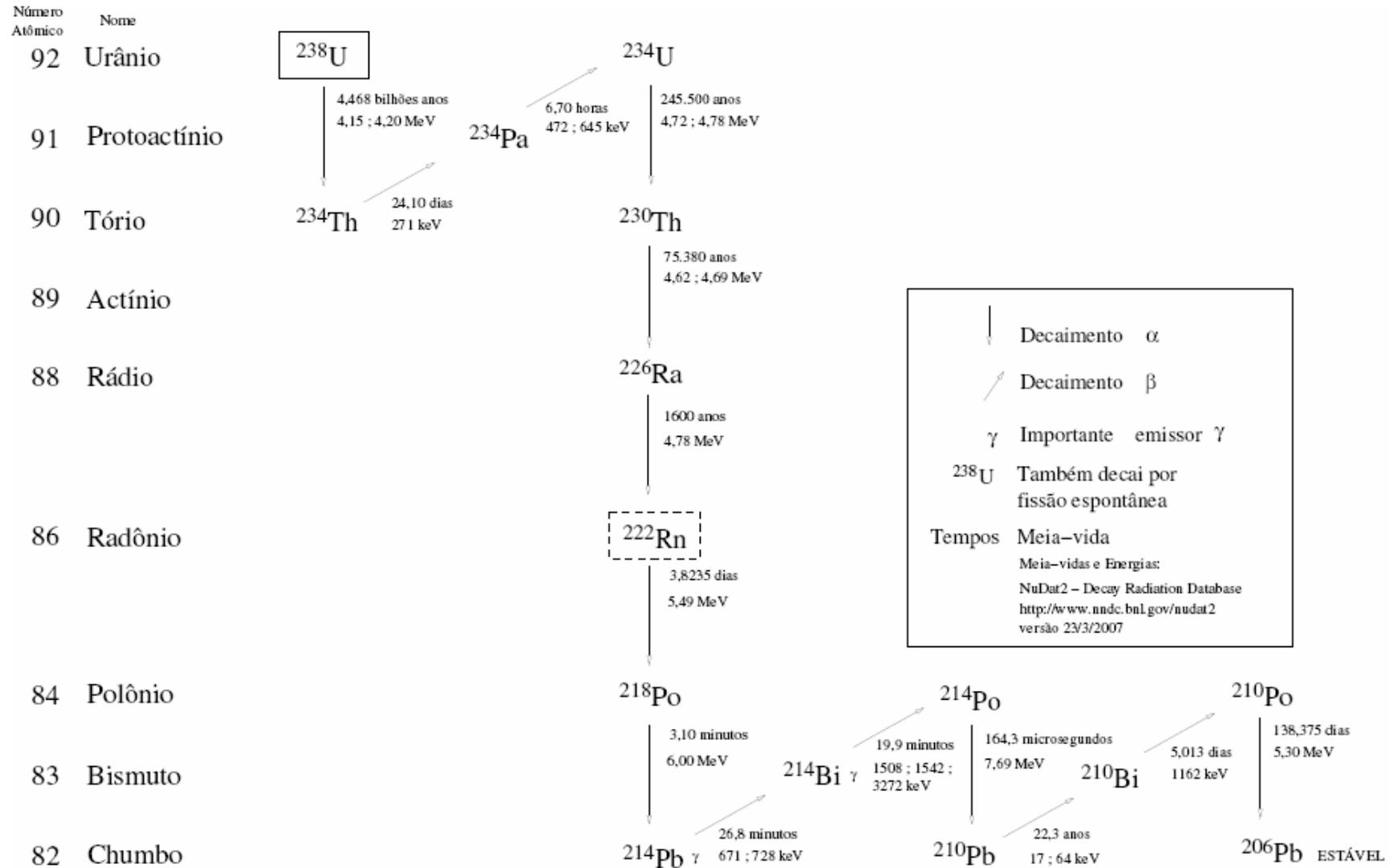


Figura 2.2: Série natural do ^{238}U .

Fonte: OLIVEIRA, 2008.

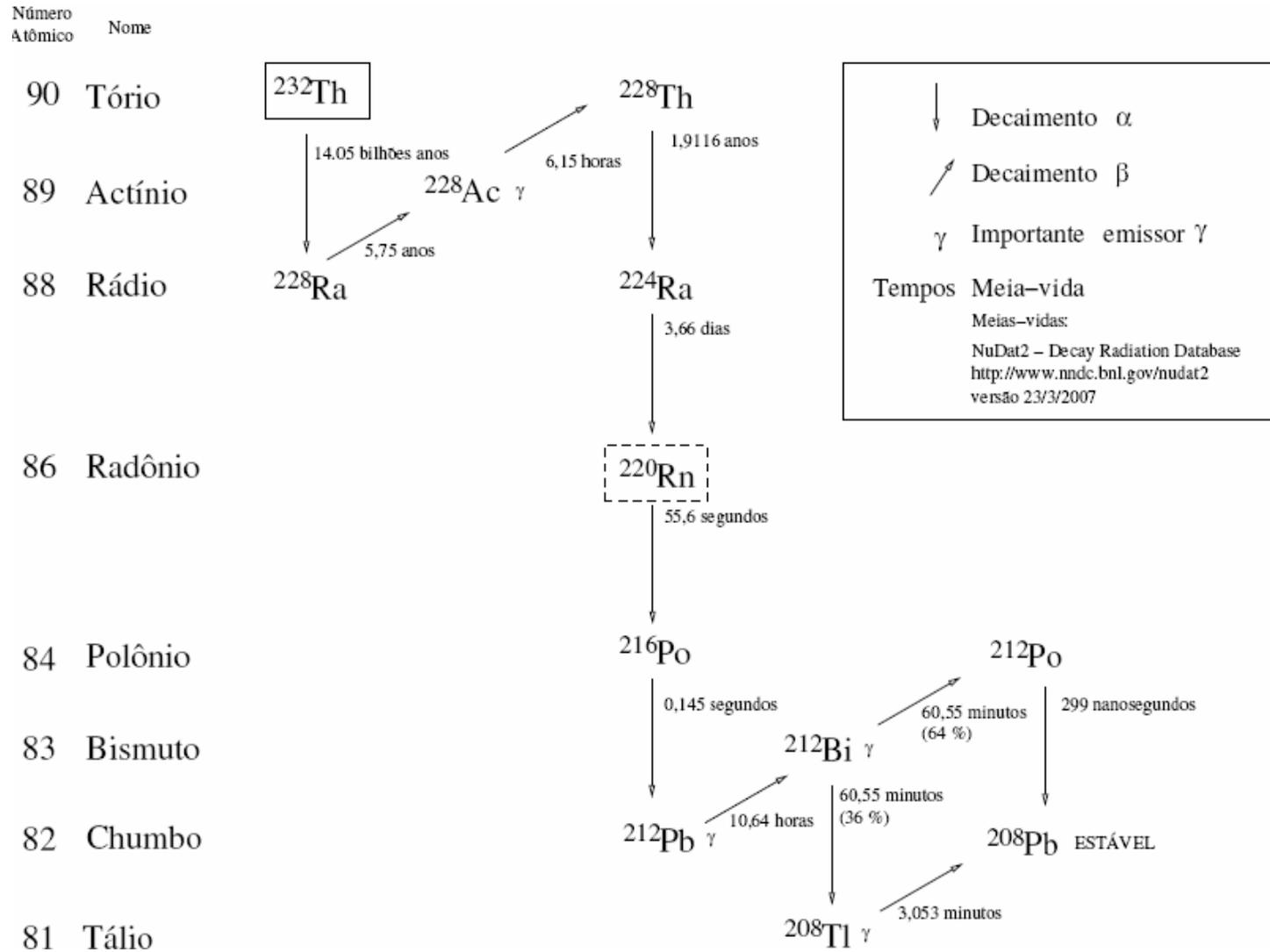


Figura 2.3: Série natural do ^{232}Th .

Fonte: OLIVEIRA, 2008.

2.3 – Limites máximos permitidos de concentração de radionuclídeos

A água é o meio de transporte dominante, mas as geleiras e o vento também podem transportar o solo e seu conteúdo de radionuclídeos. A TAB. 2.1 apresenta os limites máximos de concentração de radionuclídeos permitidos em água potável. Dados recentes nos EUA (PONTEDEIRO, 2006) mostram que a concentração na água de uso doméstico varia de 0,4 Bq.m⁻³ a mais de 100 Bq.m⁻³, em função da sua origem, com média de 1 Bq.m⁻³.

Tabela 2.1: Limites de concentração de radionuclídeos em água potável

Autoridade Regulatória	Concentração Química (µg.L ⁻¹)	Atividade Específica (mBq.L ⁻¹)	Dose Máxima (mSv.ano ⁻¹)
EPA ¹ (1999)	Urânio = 30	555 partículas α (inclui ²²⁶ Ra, mas exclui Rn e U)	0,040 (partículas β e fótons)
WHO ² (2003)	Urânio = 20	185 (²²⁶ Ra e ²²⁸ Ra combinados)	–
EU ³ (1998)	–	–	0,1

¹ Environmental Protection Agency; ² World Health Organization; ³ European Commission.

A TAB. 2.2 apresenta os valores de referência dos radionuclídeos das séries do urânio e tório encontradas no ar.

Tabela 2.2: Valores de referência para a concentração de radionuclídeos no ar

Concentração no ar (µBq.m ⁻³) – Valores de Referência						
²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	²²⁸ Ra
1	0,5	1	500	50	0,5	1

Fonte: IAEA, 1996b.

NORM têm importantes implicações e são encontrados em um número de diferentes produtos de consumo. A TAB. 2.3 apresenta os valores de isenção de controle de licenciamento (valores isentos de controle regulatório) de materiais naturais. De acordo com o *Basic Safety Standard – BSS* (IAEA, 1996a), para cada radionuclídeo individual existem dois limites de isenção a serem aplicados:

Tabela 2.3: Limites da isenção de controle regulatório

Radionuclídeos	EUR 96 ¹ Bq.g ⁻¹	Alemanha ² Bq.g ⁻¹	BSS ³ Bq.g ⁻¹	Brasil ⁴ Bq.g ⁻¹
²²⁶ Ra	10	50-500	10	10
²¹⁰ Pb	10	500	10	Para qualquer mistura e dose para indivíduos do público
²³⁸ U	10	≅ 50	10	< 1 mSv.ano ⁻¹
Th	10	50-100	10	

¹ (EUR 96, 1996); ² (KRAUS, 2000); ³ (IAEA, 1996a); ⁴ (CNEN-NN-4.01, 2004).

Fonte: PONTEDEIRO, 2006.

Existem regiões no mundo onde os níveis de exposição do homem às radiações naturais de origem terrestre alcançam valores bem mais elevados que a média mundial. Assim, as diretrizes para materiais NORM devem corresponder a níveis de ocorrência natural de radionuclídeos no meio ambiente para os quais seja possível distinguir os radioelementos resultantes de atividades humanas daqueles que já existem na radiação natural, e a determinação de níveis práticos para identificar e controlar esse material deve obrigatoriamente levar em consideração a variabilidade dos níveis de radiação naturais em diferentes locais, bem como seus valores médios (EPA, 1999).

Uma vez que seja possível quantificar as doses advindas da radiação de fundo, estas podem ser utilizadas como base de comparação com possíveis impactos ambientais, causados pela existência de instalações que envolvam a presença de materiais radioativos naturais.

2.4 – O resíduo fosfógeno

Na literatura atual a adoção dos termos: resíduo, rejeito ou subproduto é usualmente empregada para referenciar o material fosfógeno. Neste trabalho, adotou-se o termo “resíduo”, pois se trata de um material que ainda não possui um uso técnico e ecologicamente correto e consolidado, nem devidamente aprovado por órgãos de fiscalização e controle ambiental.

A Norma Brasileira NBR 10004:2004 define o que é resíduo sólido: “Resíduo no estado sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviço e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistema de tratamento de água”. De acordo com essa norma, os resíduos são classificados quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, indicando quais resíduos devem ter manuseio e destinação mais rigidamente controlados. Esses podem ser classificados como:

- 1) Classe I – resíduos perigosos.
- 2) Classe II – resíduos não perigosos. Esta classe é dividida ainda em:
 - a. Classe II A – resíduos não inertes;
 - b. Classe II B – resíduos inertes.

É importante ressaltar que a classificação de resíduos não pode ser baseada apenas no critério da disposição final, mas deve também considerar a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido.

As normas NBR 10005:2004 e NBR 10006:2004 mencionam os ensaios de lixiviação e solubilização de resíduos. O primeiro consiste na retirada de certas substâncias contidas nos resíduos industriais, por meio de lavagem ou percolação. Já o ensaio de solubilização de resíduos é a identificação dos constituintes solubilizados em concentrações superiores ao padrão da água. Os resultados de ambos devem ser comparados aos limites máximos obtidos nos anexos da NBR 10004:2004.

O reaproveitamento de um resíduo e o melhor aproveitamento das matérias primas são vistos por especialistas como a única saída para a continuidade do processo tecnológico já implementado, pois atuam em perfeita sintonia com as necessidades do mundo atual. Segundo o CONAMA (2002), a abordagem do reaproveitamento pode ter três enfoques distintos que são:

- Reciclagem: o processo de reaproveitamento de um resíduo, após ter sido submetido à transformação;
- recuperação: extração de algumas substâncias dos resíduos como óxidos metálicos, etc;
- reutilização: processo de reaplicação de um resíduo, sem envolver a transformação do mesmo.

A pesquisa visando o desenvolvimento de possíveis tecnologias e processos que viabilize o uso de um determinado resíduo é importante tal sob o ponto de vista econômico quanto social, na medida em que o resíduo comumente é (CANUT, 2006):

- abundante;
- de baixo custo de aquisição e por conseqüência induz a um baixo valor agregado;
- possuidor de propriedades que atestem bom desempenho para uma determinada aplicação;
- solução contra a deterioração ambiental gerada pela estocagem realizada em grandes áreas.

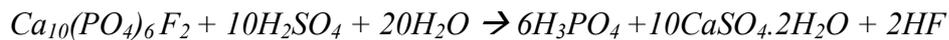
A crosta terrestre contém radionuclídeos que constituem a maior fonte de material radioativo de ocorrência natural (NORM - *Naturally Occurring Radioactive Materials*) no meio ambiente. A maioria desses radionuclídeos pertence às cadeias de decaimento que se iniciam com ^{235}U , ^{238}U e ^{232}Th . Algumas práticas industriais, envolvendo recursos naturais, concentram esses radionuclídeos a um grau que pode gerar riscos ao ser humano e ao ambiente circundante, se não forem controlados.

Contudo, nos últimos anos muitas indústrias têm aumentado a proporção desses materiais NORM em produtos finais, concentrados ou resíduos. Essas atividades humanas incluem operações de mineração e processamento de minérios em geral e areias, manufatura de fertilizantes e seu uso, queima de combustível fóssil, incrustação e borra da extração de petróleo, refino de metais, bem como a mineração, beneficiamento e processamento de minérios de urânio, fabricação de fertilizantes fosfatados, etc (PONTEDEIRO, 2006).

A principal matéria prima da indústria nacional de fertilizantes fosfatados são os minérios apatíticos provenientes da rocha fosfatada, cujas principais reservas naturais estão distribuídas nos estados produtores, a saber: Minas Gerais com 73,8%, Goiás com 8,3% e São Paulo com 7,3%, que juntos participam com 89,4% das reservas totais do país, seguidos dos estados de Santa Catarina, Ceará, Pernambuco, Bahia e Paraíba (SOUZA, 2005). Os depósitos fosfatados brasileiros mais importantes estão localizados no Complexo de Tapira (MG), Ouidor (GO), Cajati (SP) e o complexo alcalino carbonático de Mairicuru (MA). Cerca de 80% das jazidas fosfatadas naturais brasileiras são de origem ígnea (CANUT, 2006). Os Estados Unidos e o Marrocos possuem cerca de 73% das reservas mundiais (ALBUQUERQUE, 1996), as quais são de origem sedimentar.

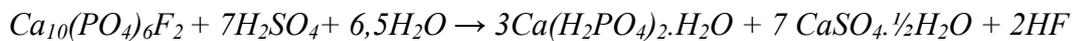
O processo mais utilizado na produção de fertilizantes fosfatados é aquele constituído pelo ataque da rocha fosfática com ácido sulfúrico concentrado e água. Nesse caso, os principais produtos das reações químicas são o ácido fosfórico, o superfosfato simples (SSP) e o superfosfato triplo (TSP). Como resíduos do processo de beneficiamento têm-se o sulfato de cálcio dihidratado (fosfogesso) e o ácido fluorídrico, conforme mostrado abaixo (MALAVOLTA, 1991):

1) Ácido Fosfórico:



(Apatita + Ácido Sulfúrico + Água → Ácido Fosfórico + Fosfogesso + Ácido Fluorídrico)

2) Superfosfato Simples (SSP):



3) Superfosfato Triplo (TSP):



Na FIG. 2.4 é apresentado um diagrama simplificado da produção de ácido fosfórico por via úmida, incluindo a geração de fosfogesso.

Embora o fosfogesso seja composto principalmente por sulfato de cálcio dihidratado, ele pode apresentar níveis elevados de impurezas provenientes da rocha fosfática matriz. Essas rochas transferem para o fosfogesso, durante a fabricação do ácido fosfórico, parte das impurezas insolúveis (ou solubilizadas no meio ácido), como os metais pesados (por exemplo, Cd e Zi), metalóides (por exemplo, As e Se), os fluoretos e os radionuclídeos das séries naturais (SANTOS, 2002).

A sua composição média é: umidade livre 15-17%; CaO 26-28%; S 15-16%; P₂O₅ 0,6-0,75%; SiO₂ insolúveis 1,26%; Fluoretos 0,63%; e óxidos de Al e Fe 0,37% (VITTI et al, 1985).

Na FIG. 2.5 é mostrada a localização dos principais produtores de rocha fosfática do Brasil. Na FIG. 2.6 são apresentados dados sobre a produção mundial (2004) de rocha fosfática. Como pode ser observado, dez (10) países foram responsáveis por cerca de 90% da produção mundial de rocha fosfática.

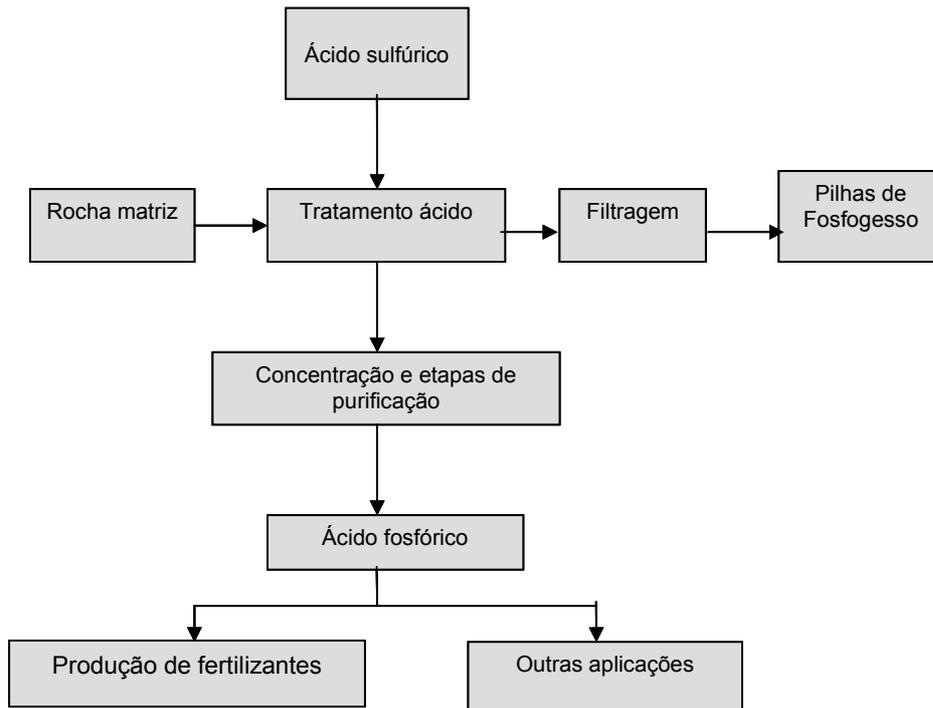


Figura 2.4: Fluxograma simplificado do processo de obtenção de fertilizantes fosfatados por via úmida com ácido sulfúrico.

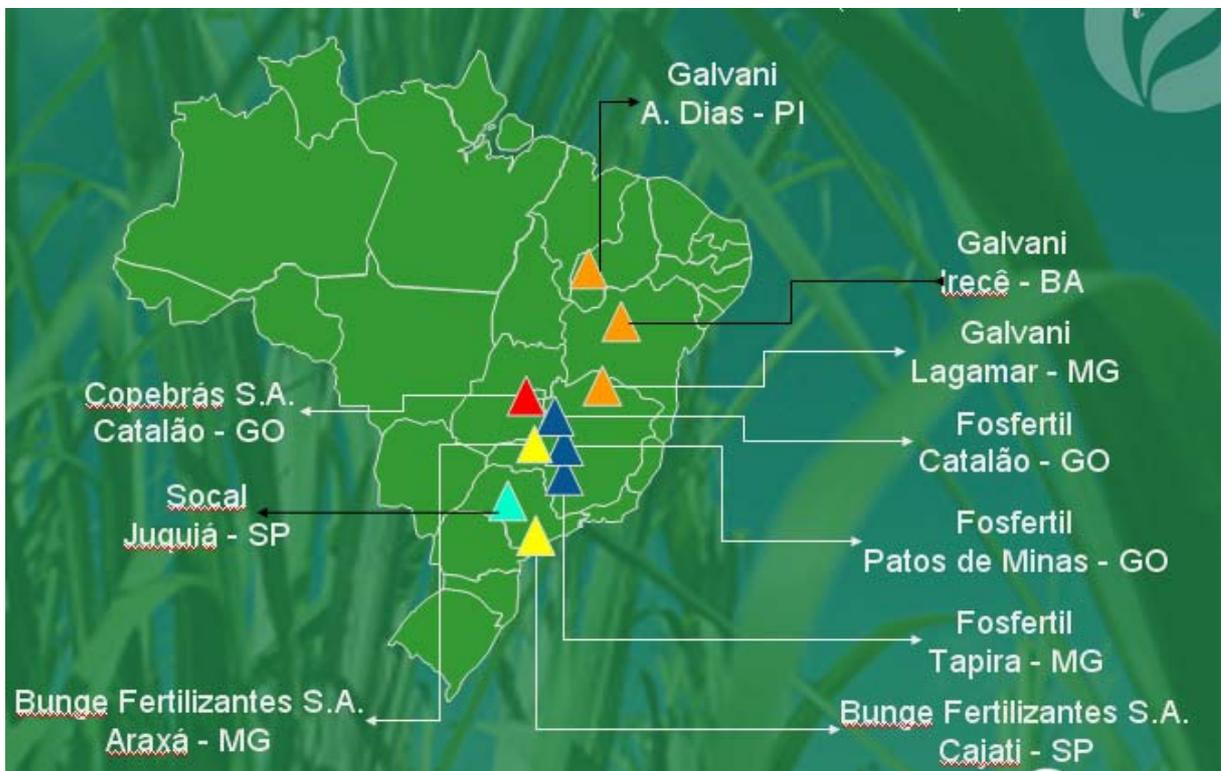


Figura 2.5: Principais produtores de rocha fosfática do Brasil

Fonte: AQUINO, 2005.



Figura 2.6: Produção mundial de rocha fosfática no ano de 2004 (em milhões de toneladas).

Fonte: AQUINO, 2005.

2.5 – A radioatividade do fosfogesso

O fosfato, em quantidades que justifiquem a sua lavra, é concentrado por processos sedimentares, ígneos, biológicos e pelo intemperismo. O urânio pode ser incorporado nos minérios fosforíticos sedimentares através do processo da substituição iônica nos cristais carbonato-fluorapatíticos ou por adsorção. Os fosforidos ígneos contêm menos urânio, porém se apresentam mais enriquecidos em tório. De uma maneira geral, teores mais elevados de fosfato correspondem a teores mais elevados de urânio (50-300 ppm) (FERNANDES et al, 2004).

Nas rochas fosfatadas, os vários membros das séries naturais do ^{238}U e ^{232}Th (vide FIG. 2.2 e 2.3) encontram-se em equilíbrio radioativo. Após a digestão da rocha, em plantas que utilizam o processo por via úmida para a produção de fertilizantes, o equilíbrio é quebrado, havendo uma redistribuição dos radionuclídeos. Estudos mostram que durante as reações químicas de produção do ácido fosfórico por via úmida, o ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po e os isótopos do Th se concentram, preferencialmente, no fosfogesso (MAZZILLI et al, 2000). Isótopos do U são, preferencialmente, incorporados no ácido fosfórico. Santos et al (2006) também cita a presença de elementos terras raras em amostras de fosfogesso do Brasil. Estudos de caracterização de parte do fosfogesso estocado nas indústrias nacionais de

fertilizantes em geral, mostraram concentrações nas faixas de 22 a 729 Bq.kg⁻¹ de ²²⁶Ra, 11 a 152 Bq.kg⁻¹ de ²³²Th e menores que 52 Bq.kg⁻¹ de ⁴⁰K (SILVA et al., 2001).

O gás radônio ²²²Rn é resultado do decaimento do ²²⁶Ra, uma impureza comumente encontrada no fosfogesso. O uso do fosfogesso como material de construção, principalmente em ambientes onde a taxa de ventilação é baixa, pode provocar impactos radiológicos devido à inalação do gás ²²²Rn com risco de desenvolvimento de doenças cancerígenas (RABI e SILVA, 2006).

Segundo Mazzilli (2000), a radioatividade medida no fosfogesso é da mesma magnitude das observadas nos fertilizantes, fato este que torna viável o reaproveitamento do fosfogesso como insumo aplicável na agricultura.

A maior parte do fosfogesso gerado pelas indústrias de produção de ácido fosfórico do Brasil, bem como a rocha mãe que dá origem ao resíduo, apresentam baixos níveis de radioatividade natural, abaixo do limite máximo fixado pela USEPA, segundo medições realizadas e objeto de citações em diversos trabalhos publicados (JACOMINO, 2003; SILVA, 2001 e MAZZILI et al, 2000). O fato de a rocha fosfática nacional ter alto teor do elemento tório explica os baixos níveis de exalação de ²²²Rn, ressaltando-se que o teor de radionuclídeos existentes na rocha é bastante influenciado pela característica geológica da mesma no local de sua extração.

A TAB. 2.4 fornece a concentração de U, Th, ²²⁶Ra e ²²⁸Ra em rochas fosfatadas de diferentes origens. Concentrações típicas de radionuclídeos em amostras de fosfogesso do Brasil e de outros países são mostradas na TAB. 2.5.

Os impactos radiológicos da produção de fosfato foram sumarizados no relatório do Programa das Nações Unidas para o meio ambiente UNEP/UNIDO (1996). As liberações de rádio do produto da lixívia e do escoamento superficial das pilhas de fosfogesso são determinadas, principalmente, pela solubilidade do gesso e, geralmente, são consideradas não significativas. As doses radiológicas da ingestão de águas superficiais e subterrâneas são, em geral, pequenas, mesmo para um indivíduo vivendo nas vizinhanças da pilha. As exposições decorrentes da inalação de material particulado e radônio são consideradas baixas devido à condição de saturação das pilhas. Além disso, o gesso se consolida quando seco. A intrusão na área de deposição das pilhas pode resultar em exposições elevadas à radiação. Essas, por sua vez, estão associadas à emanção de radônio das pilhas e à irradiação externa, sendo reportados níveis de exposição da ordem de 0,3 mSv.h⁻¹ nas pilhas (FERNANDES et al, 2004).

Nos Estados Unidos o uso do fosfogesso só é permitido na agricultura. Para isso, o limite de concentração de ^{226}Ra tem que se inferior a 370 Bq.kg^{-1} (EPA, 1988).

Tabela 2.4: Concentrações (Bq.kg^{-1}) de U, Th, ^{226}Ra e ^{228}Ra em rochas fosfatadas de diferentes origens

País	Urânio	Tório	^{226}Ra	^{228}Ra
EUA	59-3700	4-59	300-1980	-
Brasil	114-880	204-753	330-700	350-1550
Algéria	295	56	1150	-
Marrocos	1500-1700	10-200	1500-1700	-
Senegal	1332	67	1370	-
África do Sul	163-180	483-564	-	-
Tanzânia	5000	-	5000	-
Togo	1360	110	1200	-
Tunísia	590	92	520	-
Egito	1520	26	1370	-
Israel	1500-1700	-	-	-
Jordânia	1300-1850	-	-	-
Austrália	15-900	5-47	28-900	-

Fonte: RIBEIRO, 2004.

Tabela 2.5: Comparação dos níveis de radioatividade do fosfogesso gerado pelas indústrias de produção de ácido fosfórico do Brasil e de outros países

Níveis de Radioatividade				Origem	Referência
^{226}Ra (Bq.kg^{-1})	^{228}Ra (Bq.kg^{-1})	^{238}U (Bq.kg^{-1})	^{232}Th (Bq.kg^{-1})		
22-695	-	11-68	7-175	Brasil	Mazzilli et al., 2000
228-702	215-257	65-139	177-244	Brasil	Silva et al., 2001
24-700	29-273	<2-61	19-138	Brasil	Saueia et al., 2006
307-1251	90-280	32-69	61-346	Brasil	Santos et al., 2006
563	-	125	-	Espanha	Tenório, 2006
1147	-	-	58	EUA	EPA, 1992
261-688	3	37	3	Grécia	Papastefanou et al., 2006

2.6 – Toxicidade dos elementos radioativos presentes no fosfogesso

Os radionuclídeos de ocorrência natural estão presentes no meio ambiente como elementos traços, e nesses níveis não apresentam riscos à saúde humana ou ambiental. Quando presentes em altas concentrações podem ser tóxicos para os seres vivos. Entre esses elementos encontram-se os radionuclídeos das séries naturais do urânio e tório. Entre eles, os

mais importantes do ponto de vista da agricultura são: o ^{226}Ra que possui uma meia-vida longa (1600 anos), é um emissor α que, uma vez incorporado, apresenta comportamento químico e biológico similar ao cálcio. O ^{210}Po também é um emissor α e, portanto, pode causar dano à saúde humana quando incorporado. O ^{210}Pb é menos prejudicial, mas é uma fonte de produção do ^{210}Po .

A seguir, é feita uma breve descrição da toxicidade associada aos radionuclídeos de interesse no presente trabalho.

2.6.1 – Urânio

Elemento químico de número atômico 92 pertence à família dos Actinídeos. Existem 25 isótopos de urânio com número de massa variando de 218 a 242, sendo três de ocorrência natural, ^{234}U , ^{235}U e o ^{238}U .

O ^{238}U é um emissor alfa com meia-vida de aproximadamente 4,5 bilhões de anos. Devido à sua meia-vida elevada e a sua abundância em relação aos outros isótopos, aproximadamente 99,27%, é o isótopo de maior importância do ponto de vista ambiental (TURNER, 1995), estando associado à maioria das rochas e solos do planeta (TAUHATA, 1999). O urânio se incorpora, principalmente, aos minérios de origem sedimentar por meio do processo de substituição iônica ou por adsorção (FERNANDES, 2004). É encontrado, também, em águas ricas em carbonato (BARKER, 1965 apud LIV e LIPTÁK, 1997).

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) classifica o urânio, quanto à sua radiotoxicidade por unidade de atividade, como classe 2, ou seja, toxicidade alta (LIV e LIPTÁK, 1997). Seus filhos emitem partículas alfa e beta, acompanhadas de emissão de radiação gama. Cerca de 10 a 15% do urânio absorvido é coletado pelos rins com uma meia-vida biológica de aproximadamente 15 dias, existindo a tendência dele se acumular nos ossos. Quando isso ocorre a meia-vida biológica passa a ser de várias décadas (ICRP, 1995).

A U.S. EPA (1980) estabelece limites para concentração de urânio em água potável para o público. Caso a concentração exceda a $30\mu\text{g.L}^{-1}$, a água será considerada contaminada e imprópria para o consumo, uma vez que a sua ingestão pode causar problemas nos rins (LIV e LIPTÁK, 1997).

2.6.2 – Tório

O tório possui número atômico igual a 90. São conhecidos 29 isótopos com massa variando de 210 a 238, sendo o ^{232}Th o único de ocorrência natural. Ele é um emissor alfa e possui uma meia-vida de 14 bilhões de anos. Está associado, principalmente, às rochas de

origem ígnea. São poucos os solos no mundo que apresentam teores de tório superiores aos de urânio, entre eles podem ser citados os do Brasil, África do Sul e Índia (RIBEIRO, 2004).

A radiotoxicidade do tório está associado à sua ingestão, inalação ou absorção pela pele, pois sendo um emissor alfa, possui um poder de ionização elevado. As radiações emitidas pelos seus filhos de decaimento também podem ser prejudiciais à saúde.

Quando incorporado ao corpo humano, o tório tende a se acumular nos ossos (90%), fígado (6%), rins (4%) e nos órgãos reprodutores (0,01%), tendo um comportamento metabólico semelhante ao do plutônio. Sua meia-vida biológica é da ordem de 20 anos (ICRP, 1995).

2.6.3 – Rádío

São conhecidos 32 isótopos do rádio de número atômico 88 com número de massa variando de 203 a 234. É o elemento mais pesado do grupo dos metais alcalinos terrosos. Os principais radioisótopos do rádio de ocorrência natural são ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra e o ^{228}Ra . O ^{223}Ra é um membro da série de decaimento do ^{235}U cuja abundância é muito baixa e, portanto, raramente ocorre no ambiente em altas concentrações. O ^{224}Ra é o quinto membro da série de decaimento do ^{232}Th , possui uma meia-vida de 3,66 dias, e decai por emissão alfa. O ^{226}Ra é o quinto membro da série de decaimento do ^{238}U , tem uma meia-vida de 1600 anos e decai por emissão alfa. O ^{228}Ra é o segundo membro da série de decaimento do ^{232}Th , tem uma meia-vida de 5,75 anos e decai por emissão beta (MOLINARI, 1990).

Dentre eles, os mais importantes são o ^{226}Ra , devido à sua meia-vida longa e abundância natural de seu pai ^{238}U e o ^{228}Ra que possui presença marcante nos solos brasileiros devido à grande ocorrência do seu pai ^{232}Th . Os solos brasileiros em geral apresentam teores de tório superiores aos de urânio. Portanto, há uma tendência deles apresentarem teores de ^{228}Ra superiores aos de ^{226}Ra (LAURIA et al., 1997; LINSALATA et al., 1989).

As principais vias de incorporação do rádio no corpo humano são a ingestão de alimentos e água e a inalação. Seu comportamento metabólico é similar ao do cálcio, ficando retido nos ossos (UNSCEAR, 1982). A sua meia-vida biológica é significativa, a fração incorporada geralmente diminui para menos de 10% em poucos meses, mas alguma quantidade pode permanecer por toda a vida (ICRP, 1978; UNSCEAR, 1982). O dano biológico mais severo é o câncer nos tecidos ósseos (MAYS et al, 1985). Na cadeia de decaimento do rádio existe o radônio, emissor alfa, que também é tóxico. Por ser um gás, pode ser inalado e retido nos pulmões na forma de chumbo e polônio (MINGOTE, 2006).

A classificação da IAEA quanto à radiotoxicidade do rádio por unidade de atividade é classe 1, ou seja, toxicidade muito alta (LIV e LIPTÁK, 1997). A U.S. EPA (1980) estabelece limites para concentração de rádio em água potável para o público. Caso a concentração combinada de ^{226}Ra e ^{228}Ra exceder a $0,18 \text{ Bq.L}^{-1}$, a água será considerada contaminada e imprópria para o consumo (LIV e LIPTÁK, 1997).

2.6.4 – Chumbo

Elemento químico de número atômico 82. Existem 37 isótopos com número de massa variando de 174 a 214, sendo quatro de ocorrência natural, ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb e o ^{208}Pb .

O ^{206}Pb , ^{207}Pb e ^{208}Pb produtos finais da cadeia de decaimento que se inicia com o ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th , respectivamente. O ^{204}Pb é o único isótopo natural radioativo, que em decorrência da sua longa meia-vida longa ($1,4 \cdot 10^{17}$ anos) pode ser considerado estável.

Dentre todos os isótopos do chumbo, o que tem maior importância do ponto de vista ambiental é o ^{210}Pb devido à abundância natural de seu pai ^{238}U . Possui meia vida de 22,3 anos e é emissor beta. É uma importante fonte potencial de contaminação biológica pelo meio ambiente, principalmente na forma de aerossóis contaminados (ICRP, 1995). Como advém do decaimento do ^{222}Rn , o ^{210}Pb pode ser produzido no ar e se depositar na vegetação e no solo e, posteriormente, ser incorporado ao tecido vegetal por meio da absorção foliar ou radicular (RIBEIRO, 2004).

O chumbo tende a se alojar nos ossos, fígado e rins. No meio ambiente age semelhantemente aos metais alcalinos terrosos. Sua meia-vida biológica é de aproximadamente 27 anos (ICRP, 1995). A classificação da IAEA quanto à radiotoxicidade do chumbo por unidade de atividade é classe 1, ou seja, toxicidade muito alta (LIV e LIPTÁK, 1997).

2.6.5 – Polônio

Elemento químico de número atômico 84. Existem 29 isótopos conhecidos do polônio, com números de massa que variam de 190 a 218. O ^{210}Po é o isótopo natural mais comum, com uma meia-vida de 138,4 dias. Emite partículas alfa dando origem ao ^{206}Pb , último elemento da série de decaimento do ^{238}U .

Quando ingerido ou inalado, o polônio tende a se depositar no pulmão, fígado, rins e costelas. Sua meia-vida biológica é de 50 dias (ICRP, 1993). A classificação da IAEA quanto à radiotoxicidade do polônio por unidade de atividade é classe 1, ou seja, toxicidade muito alta (LIV e LIPTÁK, 1997).

2.7 – Uso do Fosfógeno na Agricultura

Um dos capitais naturais mais preciosos do ser humano é, indubitavelmente, o solo. A sobrevivência e a prosperidade do conjunto das comunidades biológicas terrestres dependem, em última análise, do fino estrato que constitui a camada mais superficial da terra. Como nos primeiros tempos da humanidade, e apesar dos progressos realizados pelas indústrias de síntese de produtos à base de substâncias minerais, o homem ainda extrai do solo a quase totalidade de alimentos de que necessita e a maioria das matérias primas para a fabricação de seu vestuário e de tudo que utiliza.

O solo não é estável nem inerte, pelo contrário, é um meio complexo, em contínua transformação e sujeito a processos de evolução e degradação. Forma-se no contato entre a atmosfera, litosfera e biosfera, participando intimamente desses estratos diversos, mantendo relações com o reino mineral, bem como com os seres vivos. A decomposição da rocha-mãe sob ação de agentes físicos e químicos variados e sua transformação pelos seres vivos constituem processos de formação dos solos que, em contrapartida, podem ser degradados por esses mesmos agentes, como também pela intervenção humana (JENNY, 1941). Para se ter uma idéia, a formação de uma camada de solo de 30 cm leva de 1.000 a 10.000 anos para se formar (HÄBERLI et al, 1991).

Nos últimos 40 anos, cerca de um terço dos solos agrícolas mundiais deixaram de ser produtivos devido à erosão. Atualmente, cerca de 77% das terras da União Europeia (UE) são utilizadas com agricultura e silvicultura, evidenciando a importância da política agrícola no território. Na UE, calcula-se que 52 milhões de hectares de solo, equivalendo a mais de 16% da superfície terrestre total, estão afetados por processos de degradação; nos países candidatos à adesão esta percentagem ronda os 35%, de acordo com o mapa mundial do estado de degradação do solo induzida pelo Homem (BLUM, 1998).

A agricultura e a silvicultura dependem do solo para a fixação de raízes e para o fornecimento de água e nutrientes, sendo esse também uma fonte de outras matérias primas, tais como argila e matéria orgânica. Além disso, o solo armazena e transforma parcialmente minerais, água, matéria orgânica e diversas substâncias químicas, possuindo uma capacidade elevada de filtragem e efeito tampão, intimamente relacionadas com o seu conteúdo de argila e matéria orgânica, o que contribui para limitar os processos de erosão e difusão da poluição do solo para a água .

A matéria orgânica concentra-se nas camadas superficiais do solo. É constituída, basicamente, de duas frações distintas: restos vegetais e animais em diferentes estados de

decomposição e o húmus que é o produto desses restos após decomposição biológica, sendo a fração realmente ativa e importante com relação à fertilidade do solo. De um modo geral, os solos arenosos são mais pobres em matéria orgânica que os solos argilosos. Há maior acúmulo de matéria orgânica nos terrenos mal drenados que nos bem drenados (MORGAN, 1986).

A matéria orgânica melhora as propriedades físicas do solo atuando na estabilização e aumentando a aeração. Ela também reduz a densidade aparente do solo, diminuindo, assim, a compactação e melhorando a porosidade. Deve-se considerar, ainda, que a matéria orgânica age como um reservatório de nutrientes para as plantas, fornecendo-os à medida que se decompõe.

Portilho (2005), em estudo feito sobre o papel de compostos orgânicos sobre a mobilidade e transferência de radionuclídeos do solo para plantas, concluiu que a adição de matéria orgânica ajuda a diminuir o fator de transferência de radionuclídeos do solo para as plantas.

A acidez do solo é um dos indicadores de sua fertilidade, isto é, sua capacidade de nutrir as plantas que nele crescem. Ela é medida pelo pH - potencial de hidrogênio, que pode variar de 0 a 14. Suspensões de solos em água produzem uma solução com pH abaixo de 7 são ácidos, igual a 7 neutros e acima de 7 alcalinos. Para a agricultura o pH ideal está em torno de 5,5 a 6,5. A acidez do solo tem origem nas rochas que formam o solo, da interação do solo com o clima - principalmente em áreas onde a pluviosidade é elevada, na absorção dos sais alcalinos pelas plantas cultivadas ou pela reação ácida de certos produtos utilizados na fertilização do solo (LIMA e CAVALLI-MOLINA, 2001; KOCHIAN et al., 2004).

No Brasil, extensas áreas, notadamente na região do Cerrado, apresentam solos de reação ácida e com baixa disponibilidade de nutrientes. Uma das principais características dos solos dessa região é a rápida mineralização da matéria orgânica que, associada à lixiviação intensa, produz solos com baixo conteúdo de matéria orgânica e baixa fertilidade natural. A presença de alumínio em concentrações tóxicas é, provavelmente, o fator mais limitante ao crescimento vegetal nestes solos (FOY, 1976), embora também o baixo pH, a deficiência de cálcio de magnésio ou de fósforo também possam ser responsáveis pelo menor desenvolvimento das plantas em solos ácidos (EMBRAPA, 2004).

Alguns estudos têm mostrado que a inibição do crescimento da raiz é o sintoma visível mais rápido da toxicidade do Al em plantas, o que resulta na redução e em danos do sistema radicular, podendo conduzir à deficiência mineral e estresse hídrico (DEGENHARTD et al, 1998).

Estes pontos enfatizam a necessidade de utilização de uma adequada tecnologia de manejo, para aumentar a probabilidade de sucesso, quando da incorporação destes solos ao processo de produção de alimentos, principalmente em condições de agricultura não irrigada. Mesmo com os problemas anteriormente mencionados, um grande desenvolvimento agrícola foi observado na região do Cerrado brasileiro durante os últimos anos, principalmente em relação às culturas produtoras de grãos, cana-de-açúcar, pastagens e café. A produtividade média de algumas destas culturas no Cerrado excede a média nacional. Estimativas realizadas para essa região indicam, além de uma grande contribuição na produção de café e cana-de-açúcar, uma participação próxima de 1/3 na produção total de grãos do Brasil (LOPES et al, 1994).

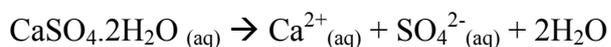
Várias pesquisas têm sido realizadas visando avaliar a possibilidade de aproveitamento de resíduos originados por diferentes tipos de atividade humana na agricultura. Os resíduos que possuem pH de reação alcalina geralmente têm boa aceitação, para aplicação no solo, pelas suas propriedades de tamponamento que resultam em boa eficiência na correção da acidez do solo. Os materiais comumente usados na agricultura para correção da acidez do solo são as rochas carbonáticas moídas, cujos principais minerais são calcita e dolomita, carbonatos de cálcio e de magnésio de solubilidade relativamente baixa (BELLINGIERI e BERTIN, 2003). Por outro lado, as rochas calcárias calcinadas contêm óxidos de cálcio e magnésio (cal virgem) ou os materiais hidratados oriundos dos óxidos, os hidróxidos de Ca e de Mg (cal hidratada), que são mais solúveis que os carbonatos, porém com menor utilização na agricultura.

Pesquisas realizadas em diversos países (FIPR, 1989; EPA, 1992; FIPR, 2001; TENÓRIO, 2006; PAPASTEFANOU et al, 2006) têm demonstrado o uso potencial do fosfogesso como fonte agrícola de cálcio e enxofre e também como condicionador de solos que contêm alumínio em nível considerado tóxico na subsuperfície. Também no Brasil (SOUSA et al, 1995; SILVA, 1997; EMBRAPA, 2005), em especial, na agricultura da região do Cerrado, cujos solos apresentam características compatíveis com o uso do fosfogesso. Os solos dessa região são ácidos e pobres em cálcio e magnésio, elementos importantes para o desenvolvimento das raízes, além de apresentarem teores elevados de alumínio trocável e baixa disponibilidade de fósforo para as plantas.

De acordo com EMBRAPA (2000), o uso do fosfogesso, sob a ótica agronômica, tem sido justificado em duas situações, principalmente: a) onde há necessidade de fornecimento de cálcio e de enxofre e, b) na diminuição de concentrações tóxicas do alumínio

trocável nas camadas subsuperficiais com conseqüente aumento de cálcio nessas camadas, visando-se "melhorar" o ambiente para o crescimento radicular.

O fosfogesso quando aplicado ao solo, após a sua dissolução, devido à sua rápida mobilidade no perfil, irá disponibilizar os íons Ca^{2+} e SO_4^{2-} em solução, enriquecendo de nutrientes as camadas subsuperficiais, conforme a equação:



Os íons cálcio e sulfato irão participar de reações de troca catiônica e aniônica na superfície carregada dos colóides do solo. Dessa forma, os íons Ca^{2+} deslocam outros cátions do complexo de troca, como por exemplo o Al^{3+} . Ao mesmo tempo, os íons sulfato formam complexos neutros solúveis com o Al como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Esses complexos, por apresentarem grande mobilidade, descem pelo perfil do solo reduzindo a saturação por Al^{3+} em profundidade. Isto favorece o aprofundamento das raízes e permite às plantas superar verânicos e usar com mais eficiência os nutrientes aplicados ao solo (ALCORDO e RECHCIGL, 1993; MALAVOLTA, 2006).

A resposta ao fosfogesso como agente capaz de favorecer o ambiente radicular em profundidade tem sido observada para a maioria das culturas anuais. Destacam-se as respostas das culturas de milho, trigo e soja. Essas respostas são atribuídas à melhor distribuição das raízes em profundidade no solo (FIG. 2.7), o que propicia às plantas o aproveitamento de maior volume de água quando ocorre o verânico, como observado na cultura do milho (FIG. 2.8). Observa-se que, em média, ocorre um aumento de 50% na absorção dos nutrientes devido ao uso do fosfogesso na cultura do trigo (EMBRAPA, 2005) e milho (SENAI, 2005).

A tomada de decisão sobre o uso do fosfogesso deve sempre ser feita com base no conhecimento de algumas características químicas e na textura do solo das camadas subsuperficiais (20 a 40 cm e 30 a 60 cm) (SHAINBERG et al, 1989). Haverá maior probabilidade de resposta ao fosfogesso quando a saturação por Al^{3+} for maior que 10 % em subsuperfície (EMBRAPA 2005). Vale destacar que esta é uma situação comum nos solos da região do Cerrado.

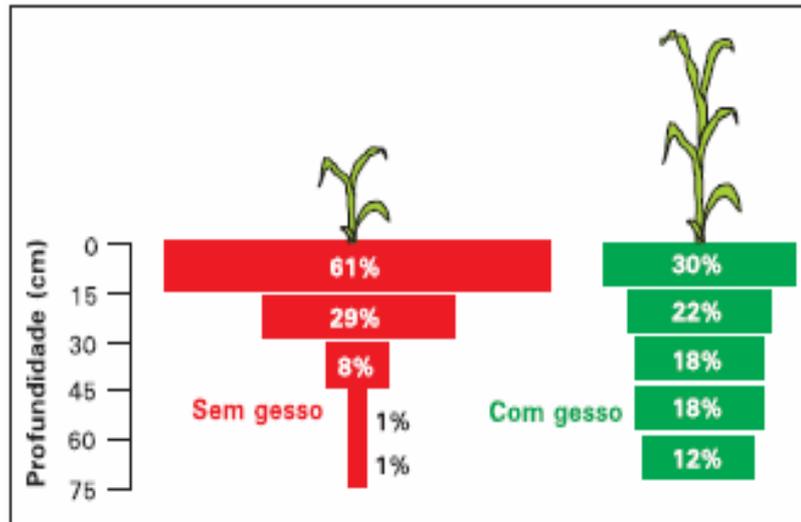


Figura 2.7: Distribuição relativa de raízes de milho no perfil de um Latossolo argiloso, sem aplicação e com aplicação de fosfogesso.

Fonte: (EMBRAPA, 2005).

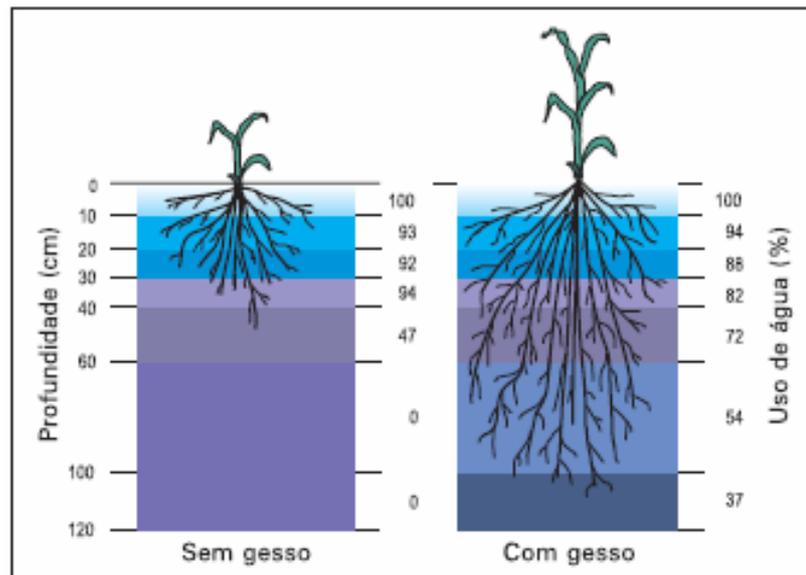


Figura 2.8: Utilização relativa da lâmina de água disponível no perfil de um latossolo argiloso pela cultura do milho, depois de um veranico de 25 dias, por ocasião do lançamento de espigas, para tratamento sem aplicação e com aplicação de fosfogesso.

Fonte: (EMBRAPA, 2005).

2.8 – Comportamento dos radionuclídeos no sistema solo-planta

De um modo geral, o processo de absorção radicular de íons da solução do solo ocorre em duas fases: uma fase passiva e uma fase ativa. A fase passiva ocorre na zona

radicular, por fluxo de massa ou por difusão, a favor de um gradiente de concentração. A fase ativa ocorre nas paredes da membrana celular e necessita ser mediado por um carreador seletivo (de modo similar às reações bioquímicas com enzimas catalisadoras) para que o íon penetre no interior da célula (ROCHEDO e WASSERMAN, 2003). Portanto, a abundância de nutrientes na solução do solo, pode afetar a absorção radicular de radionuclídeos que sejam análogos químicos de nutrientes devido à competição por carreadores.

Assim, se a concentração de nutrientes essenciais para as plantas, como o Ca^{2+} trocável, é alta nos solos, pode ocorrer redução na transferência do Ra do solo para as plantas, uma vez que o cálcio é análogo químico do rádio e provavelmente competem pelo mesmo carreador no processo de absorção vegetal (WASSERMAN et al., 2002; PORTILHO, 2005).

As reações envolvidas entre os radionuclídeos e os componentes dos solos (e.g.: complexação, precipitação ou dissolução, adsorção ou dessorção) são responsáveis pelo controle da solubilidade dos elementos e dependem da concentração dos radionuclídeos e seus análogos químicos, dos ligantes capazes de formar complexos organo-minerais, da composição mineralógica dos solos, do pH e do potencial redox (WASSERMAN et al., 2002).

Os solos ricos em óxidos de ferro e de alumínio, de condições muito ácidas e com baixos teores de nutrientes, podem ser citados como exemplos de ambientes críticos que interferem na transferência de radionuclídeos e metais pesados para plantas, características estas presentes em uma fração significativa de solos com potencial agrícola no país.

O trabalho de Wasserman et al (2001) demonstrou que as características dos Latossolos, tais como, acidez, baixo conteúdo em matéria orgânica, baixa disponibilidade de nutrientes como o cálcio e o potássio e a presença de minerais como a caulinita e a gibsitita, influenciam os processos de transferência de radionuclídeos no sistema solo – planta.

Conseqüentemente, o estudo do processo de transferência dos radionuclídeos do solo para as plantas é o passo inicial para propor e avaliar medidas de radioproteção ambiental, principalmente em decorrência da complexidade física, química e biológica de diferentes cenários. Esse processo ocorre, principalmente, através da absorção pelas raízes de radionuclídeos presentes na solução do solo, assim como da assimilação do material radioativo presente no solo depositado em folhas, caules, flores e frutos, por processos de ressuspensão de solo contaminado (ANGUISSOLA e SILVA, 1992; ROCHEDO e WASSERMAN, 2000).

A concentração de um metal ou radionuclídeo em uma planta ou parte dela é linearmente relacionada com a sua concentração no solo na zona das raízes. Tradicionalmente a literatura (FRISSEL et al 2002; TWINING et al, 2004; AMARAL et al, 2005; CARINI et al,

2005; CHEN et al, 2005, GREEN et al, 2005) apresenta um parâmetro para estimar a capacidade de um vegetal em absorver os radionuclídeos presentes na solução do solo. Seguindo as recomendações da União Internacional de Radioecologistas (IUR, 1989), esse parâmetro é denominado fator de transferência, representado como FT (Equação 2.1) e definido como a razão entre a concentração do radionuclídeo no tecido vegetal estudado (C_p em $Bq.kg^{-1}$ de matéria seca) e a concentração do mesmo radionuclídeo no solo (C_s em $Bq.kg^{-1}$, peso seco do solo), na zona das raízes.

$$FT_{sp} = \frac{C_p}{C_s} \quad (2.1)$$

A literatura demonstra que para o mesmo tipo de solo, para a mesma espécie vegetal e para um mesmo radionuclídeo, os valores de FT variam, inclusive em ordem de magnitude (IUR, 1989). Essa grande variabilidade indica que uma relação direta entre a concentração de um radionuclídeo no solo e na planta não existe, e a razão para a tal variabilidade de FT é óbvia: como citado anteriormente, aos fatores que influenciam a absorção dos elementos pelas raízes somam-se um número de processos relacionados à química, biologia e física do solo, à heterogeneidade do solo, à hidrogeologia e à fisiologia vegetal, e às atividades humanas, como a agricultura (HANLON, 1991). No entanto, embora questionável, o FT é até o presente o parâmetro utilizado para estimar a transferência de um nuclídeo do solo para planta (RIBEIRO, 2004).

A TAB. 2.6 lista valores encontrados em estudos realizados com vegetais, no Brasil, e valores médios recomendados pela IUR, com a respectiva faixa de variação num nível de confiança de 95%. Os valores encontrados por Vasconcellos et al. (1987) referem-se à região de Poços de Caldas MG, região de radioatividade natural elevada, onde os vegetais foram coletados em grandes fazendas produtoras da região que utilizavam insumos químicos para aumentar a produtividade (VASCONCELLOS et al, 1999).

O valor obtido por Lauria et al. (1997) é proveniente de plantações de subsistência da região de Buena, município de São Francisco de Itabapoana RJ, que apresenta radioatividade natural elevada, com utilização de adubos orgânicos. Os vegetais analisados por Wasserman et al. (2002) foram cultivados em áreas tradicionalmente agrícolas do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul e Goiás (RIBEIRO, 2004).

Portilho (2005) encontrou, para solos tropicais, valores de FT mais elevados do que aqueles obtidos em solos de clima temperado para a mesma cultura, de acordo com levantamento realizado pela IUR (1989), superando-os em alguns casos em uma ordem de grandeza.

Papastefanou et al (2006) estudaram o impacto radiológico do uso do fosfógeno na agricultura de uma região do norte da Grécia e encontraram uma concentração média de 1,53 Bq.kg⁻¹ de ²²⁶Ra em arroz cultivado em solo com fosfógeno. Considerando uma taxa de consumo média de arroz de 2,0 kg.ano⁻¹ para um adulto da Grécia, a taxa anual de ingestão de ²²⁶Ra nesse caso será de 3,06 Bq.ano⁻¹ ou 0,0084 Bq.dia⁻¹. Segundo o mesmo estudo, o fator de conversão para ingestão de ²²⁶Ra para adultos é de 2,80 10⁻⁷ Sv.Bq⁻¹, com isso temos uma dose estimada de 0,86μSv.ano⁻¹. Segundo UNSCEAR (2000a), a exposição a fontes naturais de radiação gera uma dose média de 2,4 mSv.ano⁻¹ na população sendo 0,29 mSv por ingestão de alimentos.

Haridasan et. al. (2001) estudaram o comportamento dos radionuclídeos naturais em um rio próximo a uma área ocupada por pilhas de fosfógeno no sul da Índia e com isso mediu-se a concentração de ²²⁶Ra na água do rio. Em média, a água tinha uma concentração de 0,012 Bq.L⁻¹ de ²²⁶Ra. Peixes do referido rio tiveram uma concentração de 6,20 Bq.kg⁻¹ e vegetais cultivados nas proximidades 0,032 Bq.kg⁻¹.

Tabela 2.6: Fator de transferência de isótopos de rádio em vegetais

Vegetal	FT	Faixa	Fonte
Feijão	7,0 10 ⁻³	1,4 10 ⁻³ a 3,5 10 ⁻²	IUR (1989)
Vegetais folhosos	4,9 10 ⁻²	2,5 10 ⁻³ a 9,8 10 ⁻¹	IUR (1989)
Cenoura	1,1 10 ⁻²	2,2 10 ⁻³ a 5,5 10 ⁻²	IUR (1989)
Cenoura	8,3 10 ⁻²	-	LAURIA et al. (1997)
Feijão (²²⁶ Ra)	5,6 10 ⁻³	2,4 10 ⁻³ a 1,7 10 ⁻²	VASCONCELLOS (1987)
Cenoura (²²⁶ Ra)	4,0 10 ⁻²	2,5 10 ⁻² a 5,7 10 ⁻¹	VASCONCELLOS (1987)
Feijão (²²⁶ Ra)	1,4 10 ⁻²	-	WASSERMAN et al. (2001)
Feijão (²²⁸ Ra)	8,0 10 ⁻²	-	WASSERMAN et al. (2002)

Fonte: RIBEIRO, 2004.

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são descritos os procedimentos de amostragem de fosfogesso e solo, os experimentos realizados em casa de vegetação, bem como as metodologias analíticas utilizadas.

3.1 – Procedimentos de coleta e tratamento das amostras

3.1.1 – Fosfogesso

As amostras de fosfogesso foram coletadas em uma empresa de produção de ácido fosfórico localizada em Uberaba, MG no dia 07 de novembro de 2006. A rocha fosfatada utilizada no processo de produção de ácido fosfórico era proveniente do estado de Minas Gerais, mais especificamente, do município de Tapira, localizado a aproximadamente 400 Km de Belo Horizonte.

A amostragem foi realizada segundo recomendações da EPA (1998), ou seja, foram coletadas 30 amostras em intervalos regularmente espaçados na superfície do local de uma pilha operacional ou ativa (pilha em que o fosfogesso vem sendo retirado regularmente para aplicação direta na agricultura), perfazendo uma área aproximada de 300 m². O local da coleta foi georeferenciado (19° 59' 08,5" sul / 47° 52' 39,6" oeste).

Após a coleta em cada um dos pontos de interesse, as amostras foram embaladas em sacos plásticos, os quais foram devidamente identificados e enviados para o laboratório. Na FIG. 3.1 é mostrada uma foto da pilha ativa utilizada para a coleta das amostras.

No laboratório, todas as amostras de fosfogesso, antes de serem analisadas, foram secas em estufa a 60 °C pelo período de 48 horas ou até atingirem peso constante e, em seguida, foram peneiradas em malha de 0,250 mm (60 Mesh) para a obtenção de um pó finamente dividido, conforme mostrado na FIG. 3.2. Após esse tratamento, as amostras foram estocadas em dessecador à temperatura ambiente até o momento da análise.

Uma amostra composta de fosfogesso preparada conforme descrito acima foi enviada para a SGS GEOSOL Laboratórios Ltda para classificação do resíduo conforme especificado na Norma NBR 10004:2004 (ABNT, 2004).



Figura 3.1: Coleta de amostras nas pilhas de fosfogesso.



Figura 3.2: Amostras de fosfogesso secas sendo peneiradas e separadas para análise.

3.1.2 – Solo

Foram coletadas amostras de Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa da cidade de Sete Lagoas - MG, e Latossolo Amarelo de textura média da cidade de Três Marias

- MG, ambas regiões do Cerrado do estado de Minas Gerais. Nos locais selecionados nunca foram aplicados adubos químicos ou orgânicos.

Em cada local foram coletados aproximadamente 2 (duas) toneladas de solo em uma profundidade média de 20 cm, a qual corresponde à camada agricultável. Durante a amostragem foram utilizadas ferramentas tais como enxada, enxada e pá conforme pode ser observado na FIG.3.3.

As amostras foram enviadas para a Universidade Federal de Viçosa (UFV), onde foram espalhadas ao ar livre para serem secas naturalmente. A seguir, suas propriedades químicas do ponto de vista de interesse agrônomo, tais como, pH em água, capacidade de troca catiônica (CTC), teores de P, K, Ca e Mg disponíveis, teores totais de Al e conteúdo de matéria orgânica foram determinadas segundo metodologias descritas pela EMBRAPA (1997).



Figura 3.3: Coleta das amostras de solo na EMBRAPA, Sete Lagoas – MG.

3.2 – Experimentos em Casa de Vegetação

Os experimentos foram realizados em casa de vegetação não climatizada com estrutura metálica na área experimental pertencente ao Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa- MG.

A cultura escolhida para realização do experimento foi a hortaliça alface (*Lactuca sativa*). A seleção desta espécie se deve ao fato dela possuir ciclo curto, se destaca entre as

folhosas pelo volume de oferta no mercado, comercialização e valor nutritivo, além de ser uma cultura exigente em nutrientes.

No presente estudo, as sementes foram colocadas para germinar em bandeja de células de isopor com substrato comercial com formato cúbico, tendo 0,02 m de aresta. A seguir, as mudas foram transferidas para vasos de 9 dm³ cada um, dispostos aleatoriamente no interior da casa de vegetação.

De forma a facilitar a drenagem da água percolada foram utilizados 0,5 dm³ de brita zero, 0,5 dm³ de brita um e 0,5 dm³ de areia lavada no fundo dos vasos. Em seguida foram feitas as misturas das amostras de solo com as doses recomendadas de fosfogesso (1 NG), o dobro (2 NG) e a metade (0,5 NG) da recomendação, a fim de se verificar o efeito dessa prática na biodisponibilidade dos radionuclídeos de interesse nos dois tipos de solos estudados (arenoso e argiloso). Os solos corrigidos e tratados com fosfogesso foram então dispostos em vasos, na proporção de 7 dm³ por vaso.

Além de adubação complementar com P, 300 mg dm⁻³, foram aplicados em cobertura: 100 mg dm⁻³ de N; 150 mg dm⁻³ de K; 0,81 mg dm⁻³ de B; 1,33 mg dm⁻³ de Cu; 1,56 mg dm⁻³ de Fe; 3,66 mg dm⁻³ de Mn; 0,15 mg dm⁻³ de Mo e 4,00 mg dm⁻³ de Zn (ALVAREZ, 1974), divididos em quatro aplicações. A primeira adubação de cobertura foi realizada no ato do plantio e as demais depois de decorridos 15, 30 e 45 dias.

A dose de fosfogesso (massa recomendada) equivalente a 1 NG (necessidade de gessagem) foi de 0,5 g.dm⁻³ para o solo argiloso e 0,2 g.dm⁻³ para o solo arenoso, conforme critério recomendado pela EMBRAPA (2005).

Para efeito de comparação, cada experimento foi realizado com quatro vasos para cada tipo de solo, sendo um sem a adição de fosfogesso. Para maior confiabilidade nos resultados, cada tratamento foi feito em triplicata. Foram plantadas 3 mudas de alface por vaso.

A drenagem da água percolada foi feita através de mangueiras conectadas na parte inferior de cada vaso, que foram direcionadas para reservatórios apropriados. A irrigação foi mantida diariamente de modo a restabelecer a capacidade de campo dos solos, avaliada previamente em laboratório pelo equivalente de umidade das amostras destorroadas e peneiradas. As soluções de água percolada foram coletadas em frascos de polietileno a cada 15 (quinze) dias.

Para preservação das amostras de água, as mesmas foram acidificadas com ácido nítrico concentrado até se atingir pH menor que 2. Ao final das coletas, foi preparada uma

amostra composta contendo 5 L de água, que foi enviada para análise para determinação da concentração dos elementos de interesse.

Na FIG. 3.4. são mostradas fotos dos experimentos feitos com as alfaces cultivadas com o resíduo fosfogesso em casa de vegetação.

3.2.1 – Preparo das amostras de alface

Após a colheita, as amostras de alface foram lavadas com água de abastecimento público para se retirar as sujidades mais grosseiras e, em seguida, foram lavadas com água destilada e secas em estufas de circulação forçada de ar. Foram então pesadas para determinação da massa úmida. Posteriormente, elas foram liofilizadas em um liofilizador de marca LABCONCO a -40°C e $133\mu\text{BAR}$ por aproximadamente 48 horas, pesadas para a determinação da massa seca e transferidas para um triturador para serem masseradas.

Uma vez realizado todo o processo descrito acima, as amostras foram pesadas e acondicionadas em potes de polietileno e encaminhadas para análise, obtendo-se, aproximadamente, 9 (nove) g de alface por vaso.



Figura 3.4: Experimentos feitos com plantas de alface cultivadas com o resíduo fosfogesso em casa de vegetação da UFV.

3.3 – Metodologia Analítica

No presente trabalho foram analisadas quatro tipos de amostras, a saber: fosfogesso, solo, alfaces e a água percolada. A seguir, é feita uma descrição das metodologias analíticas utilizadas para caracterização físico-química e determinação da concentração de radionuclídeos naturais (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po) de cada uma delas.

3.3.1 – Análise Granulométrica das Amostras de Solo e Fosfogesso

A análise granulométrica foi feita de acordo com a Rotina Técnica 338 (CDTN, 2001). Para tal, após o quarteamento, as amostras foram desagregadas manualmente com um rolo cilíndrico em bancada.

As amostras foram passadas em uma peneira de 16 malhas (1mm). Retirou-se daí, uma alíquota de cada amostra para a realização da análise granulométrica. Nesse caso, foi utilizada a série de peneiras tipo Tyler com as seguintes faixas granulométricas: 60# (0,250mm), 100# (0,149mm), 150# (0,105mm), 200# (0,074mm), 270# (0,053mm), 325# (0,044mm), 400# (0,037mm), 500# (0,025mm). O intervalo de tempo de separação das frações granulométricas foi de 15 (quinze) minutos.

As frações obtidas foram pesadas e enviadas para análise mineralógica.

3.3.2 – Análise Mineralógica das Amostras de Solo e Fosfogesso

As análises mineralógicas das amostras de solo e fosfogesso foram realizadas pela técnica de difração de raios X em laboratório do CDTN. A técnica possibilita a quantificação das fases cristalinas e o estudo da estrutura interna dos materiais cristalinos. Dentre as vantagens da técnica de difração de raios X para a caracterização de fases destacam-se: a simplicidade e rapidez do método, a confiabilidade dos resultados obtidos (pois o perfil de difração obtido é característico para cada fase cristalina), a possibilidade de análise de materiais compostos por uma mistura de fases e uma análise quantitativa destas fases (CALLISTER, W.D. 2000).

A técnica usual emprega uma amostra pulverizada que consiste em muitas partículas finas e aleatoriamente orientadas, expostas a uma radiação X monocromática. A existência de um grande número de partículas no pó, com orientações aleatórias, assegura que pelo menos algumas partículas estejam orientadas da forma apropriada, de tal modo que todos os possíveis conjuntos de planos cristalográficos sejam disponíveis para a difração. O difratômetro é o aparelho usado para determinar os ângulos nos quais ocorre a difração em amostras pulverizadas (RUSSEL, 1994).

No presente estudo, as análises da composição mineralógica das diferentes amostras de interesse (solo e fosfogesso) foram realizadas pela técnica de difratometria de raios X, método do pó (BLEICHER et al, 2000), empregando-se um difratômetro de raios X de fabricação Rigaku, modelo Geigerflex, semi-automático. Na FIG. 3.5 são mostradas as lâminas difratométricas com as amostras de fosfogesso.

A identificação das fases cristalinas foi obtida por comparação do difratograma de raios X das amostras com o banco de dados da ICDD – *International Center for Diffraction Data / Joint Committee on Powder Diffraction Standards – JCPDS (Sets 01-50; 2000)*. As análises levaram em consideração as intensidades das principais reflexões e as comparações entre as mesmas, avaliando-se dessa forma, as quantidades relativas de seus teores.



Figura 3.5: Lâminas difratométricas com fosfogesso.

3.3.3 – Análises Químicas do Resíduo Fosfogesso

A caracterização química do resíduo fosfogesso foi realizada no laboratório de análises químicas do CDTN utilizando para isso, as técnicas analíticas listadas na TAB. 3.1.

Tabela 3.1: Técnicas de análise utilizadas para caracterização química do fosfogesso

Elementos	Técnicas de Análise
S	Fluorescência de Raios X
Ca	Fluorescência de Raios X
P ₂ O ₅ (total)	Colorimetria
H ₂ O (P ₂ O ₅)	Gravimetria
Fe	Fluorescência de Raios X
Al	Fluorescência de Raios X
K	Fluorescência de Raios X
SiO ₂	Fluorescência de Raios X
SrO	Fluorescência de Raios X
NbO	Fluorescência de Raios X
Y ₂ O ₃	Fluorescência de Raios X
H ₂ O	Gravimetria
CeO ₂	Fluorescência de Raios X
Nd ₂ O ₃	Fluorescência de Raios X
ZrO ₂	Fluorescência de Raios X

A seguir, é feita uma descrição sucinta de cada uma das técnicas utilizadas.

Fluorescência de Raios X

A técnica de Espectrometria de Fluorescência de Raios X é uma ferramenta importante em praticamente todos os campos de análise química, podendo analisar praticamente todos os elementos químicos compreendidos entre boro (B) e o urânio (U). A técnica apresenta ainda vantagens em relação à preparação da amostra, que pode ser analisada na forma sólida, pó, líquida ou suportada em filtros (LIFSHIN, 1999).

Esta técnica se baseia no fato dos elementos químicos emitirem radiação característica quando sujeitos à excitação apropriada. Essa excitação é provocada pela incidência de radiação proveniente de um tubo de raios X. A energia desses raios X está relacionada com a diferença energética entre os níveis envolvidos nas transições e apresenta valores característicos para cada elemento. Por comparação com tabelas de referência é possível identificar os elementos presentes nas amostras analisadas (LIFSHIN, 1999).

No presente estudo foi utilizado um espectrômetro de fluorescência de raios X da marca SHIMADZU refrigerado a nitrogênio líquido (-180 °C). Nesse caso, após a secagem da amostra a 600 °C, 2g do material foram colocados em um porta amostra padrão fornecido pelo fabricante. Após a calibração prévia do equipamento com padrões de referência fornecidos também pelo fabricante, fez-se a leitura obtendo o percentual de todos os óxidos encontrados na amostra.

Colorimetria

A colorimetria pode ser conceituada como um procedimento analítico por meio do qual se determina a concentração de espécies químicas mediante a absorção de energia radiante (luz) (BACCAN, 2001).

No presente estudo, a determinação do teor de P_2O_5 no fosfogesso foi feita por colorimetria do Molibdato de Sódio de acordo a Rotina Técnica RT(CT5) (CDTN,1998).

Gravimetria

A determinação da porcentagem de água existente na composição química do fosfogesso foi realizada por métodos gravimétricos convencionais, os quais tomam por base a perda de massa da amostra por dessecação até peso constante. Para tal, 2g de amostra de fosfogesso acondicionado em cadinho de platina foi inicialmente aquecida a 600 °C, durante uma hora. Após secagem, a amostra foi esfriada por 30 minutos em um dessecador composto de prateleiras treliçadas e de uma bandeja coberta de sílica-gel na sua base. A pesagem foi

feita em uma balança de precisão de quatro casas decimais da marca SARTÓRIOS Modelo BA210S.

3.3.4 – Determinação da concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra

Amostras de solos e fosfogesso

A determinação das concentrações de ^{226}Ra e ^{228}Ra nas amostras de fosfogesso e solo foram feitas no Laboratório de Poços de Caldas da CNEN (LAPOC) de acordo a Rotina Técnica P-LABPC-003 Fev-97.

Inicialmente, as amostras foram secas e moídas a uma granulometria de 80 Mesh Tyler. A seguir, elas foram seladas em frascos plásticos e analisadas após trinta dias, tempo suficiente para alcançarem o equilíbrio radioativo entre o ^{226}Ra e seus filhos ^{214}Pb e ^{214}Bi e posterior análise por espectrometria gama.

A espectrometria gama constitui-se em uma técnica poderosa para determinação qualitativa e quantitativa da atividade específica de amostras ambientais, geológicas e alimentares. A atividade dos elementos presentes na amostra depende da taxa de contagem dos raios gama emitidos. Os principais efeitos que influenciam a detecção de raios gama são: auto-absorção da amostra, interferência da radiação de fundo, deformação do espectro de energia e outros efeitos relacionados à eficiência de detecção (MELQUIADES et al, 2002)

No presente estudo, a análise por espectrometria gama foi realizada utilizando um detector CANBERRA HPGe (eficiência relativa de 45%) e software Genie 2000 de análise espectral. Os fotopicos utilizados para determinação de ^{226}Ra foram 609 keV e 1020 keV do ^{214}Bi e 351 keV do ^{214}Pb . Para a determinação do ^{228}Ra foi utilizado o fotopico do 911 keV do seu filho ^{228}Ac , o qual possui meia-vida curta ($T_{1/2} = 6,12$ h).

Amostras de controle contendo radionuclídeos de atividade conhecida foram analisadas junto com as amostras de interesse. No caso do fosfogesso utilizou-se um solo referência proveniente da Agência Internacional de Energia Atômica, IAEA-327. Padrões de calibração misto de ^{152}Eu , ^{241}Am e ^{210}Pb também foram usados para o controle de qualidade das análises. O levantamento de "background" e das curvas de eficiências foi realizado utilizando uma fonte pontual de ^{152}Eu .

É importante mencionar que o LAPOC realiza o controle de qualidade das análises periodicamente. Além da participação quadrimestral no Programa Nacional de Intercomparação, coordenado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD), o Laboratório também participa dos exercícios de proficiência para determinação de emissores gama em amostras ambientais promovidos anualmente pela AIEA (Agência Internacional de

Energia Atômica), bem como dos exercícios de intercomparação em amostras biológicas promovido anualmente pela PROCORAD (*Association pour la Promotion du Controle de Qualite des Analyses de Biologie Medicale em Radiotoxicologie*).

Amostras de alface e água percolada

A determinação das concentrações de ^{226}Ra e ^{228}Ra nas amostras de alface e água percolada foi realizada no LAPOC de acordo a Rotina Técnica P-LABPC-003 Fev-97.

O método foi baseado na contagem da atividade alfa total e beta total em um contador proporcional com fluxo de gás de ultra baixo background modelo ESM-Eberline FHT 770T de um precipitado contendo rádio, mais especificamente, o $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$.

Inicialmente, foram adicionados às amostras de alface e água percolada carreadores de bário e chumbo. A seguir, o rádio e o chumbo foram co-precipitados como $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ e $\text{Pb}(\text{Ra})\text{SO}_4$ pela adição de ácido sulfúrico. O precipitado foi dissolvido em solução alcalina de EDTA (*Ethylenediamine Tetraacetic Acid* ou ácido etilenodiamino tetra-acético). O $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ foi reprecipitado a pH 4,5 com a adição de ácido acético. O sobrenadante foi reservado para determinação de ^{210}Pb . O precipitado de $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$ foi recuperado e, a seguir, a atividade alfa total foi determinada e relacionada com o conteúdo de ^{226}Ra , enquanto a do ^{228}Ra foi determinada por contagem beta total.

As eficiências de contagem foram determinadas utilizando padrões que foram preparados a partir de soluções de atividade conhecida de ^{226}Ra e ^{228}Ra . O "background" foi determinado pela contagem de uma placa inox vazia.

Durante as medidas foram utilizados padrões de calibração de ^{241}Am para contagem alfa, Sr+Y-90 para contagens beta e soluções padronizadas de ^{226}Ra e ^{228}Ra . O levantamento de "background" e das eficiências foi realizado diariamente sendo para isso, traçados gráficos de controle para averiguação do desempenho do equipamento. A cada lote de amostras analisadas foi realizada a análise de uma amostra referência da mesma matriz proveniente da Agência Internacional de Energia Atômica.

3.3.5 – Determinação da concentração de ^{210}Pb

Amostras de solos e fosfogesso

A determinação da concentração de ^{210}Pb presente nas amostras de fosfogesso e solo foram realizadas no LAPOC de acordo a Rotina Técnica P-LABPC-003 Fev-97.

Nesse caso, as amostras foram inicialmente secas e moídas a uma granulometria de 80 Mesh Tyler. A seguir, elas foram seladas em frascos plásticos e analisadas após trinta dias. Essa espera foi devido à necessidade de se analisar ^{226}Ra e ^{228}Ra na mesma amostra.

A análise por espectrometria gama foi realizada usando um detector CANBERRA HPGe (eficiência relativa de 45%) e software Genie 2000 de análise espectral. Para a determinação do ^{210}Pb , utilizou-se o seu fotopico característico em 46,5 keV que, devido à baixa energia, foi feita a correção de autoabsorção segundo procedimento proposto por Cutshall et al. (1983).

O levantamento de "background" e das curvas de eficiências foi realizado utilizando uma fonte pontual de ^{152}Eu .

Amostras de alface e água percolada

A determinação da concentração de ^{210}Pb nas amostras de alface e água percolada foi realizada no LAPOC de acordo a Rotina Técnica P-LABPC-003 Fev-97.

Para tanto, em ambas as amostras, após separação do rádio, o chumbo foi recuperado do sobrenadante. Após um intervalo adequado de espera, a atividade de ^{226}Ra foi determinada por meio da contagem alfa e atividades de ^{228}Ra e ^{210}Pb por meio de contagem beta em um contador proporcional alfa e beta de ultra baixo background modelo ESM-Eberline FHT 770T.

A eficiência de contagem foi determinada utilizando padrões de referência que foram preparados no próprio LAPOC. O "background" foi determinado pela contagem de uma placa inox vazia.

3.3.6 – Determinação da concentração de ^{210}Po

A determinação da concentração de ^{210}Po nas amostras de fosfogesso, solo, alface e água percolada foi realizada no Laboratório de Poços de Caldas da CNEN, o qual seguiu o procedimento descrito por Vajda et al (1997).

Inicialmente foram pesadas 3g de cada uma das amostras de fosfogesso e solo e 10g de cada uma das amostras de alface desidratada. Em seguida, as amostras foram dissolvidas em ácidos minerais concentrados. Uma quantidade conhecida de ^{209}Po foi adicionada à amostra no início da preparação de forma a se obter a recuperação química do ^{210}Po . O resíduo final foi dissolvido em ácido clorídrico $1,5 \text{ mol.L}^{-1}$ e 0,5g de ácido ascórbico, uma vez que o Po em meio redutor, a uma temperatura variando de 80 a 90 °C, se deposita espontaneamente em plaquetas de prata.

Para as amostras da água percolada tomou-se 1 L de amostra. Em seguida, foi feita uma co-precipitação dos radionuclídeos com hidróxido de ferro para eliminação dos principais interferentes. Após assentamento por uma noite, o sobrenadante foi descartado e o precipitado dissolvido com HCl 1,5 mol.L⁻¹ e ácido ascórbico e depositado em plaquetas de prata a 90 °C.

A quantificação da atividade do ²¹⁰Po e do ²⁰⁹Po foi realizada por espectrometria alfa, sendo utilizado um detector semicondutor de barreira de superfície com uma área ativa de 450 mm² modelo Canberra Alpha Analyst.

A eficiência de contagem foi de $0,186 \pm 0,005$ (cps.Bq⁻¹), a qual foi determinada utilizando uma fonte padronizada de uma mistura de emissores alfa proveniente da Analytics Inc. Modelo SRS 63997-121. O intervalo de tempo de contagem da amostra foi de 42.000 segundos.

3.3.7 – Determinação da concentração de ²³⁸U e ²³²Th

Amostras de solo, fosfogesso e alface

A determinação da concentração de ²³⁸U e ²³²Th das amostras de solo, fosfogesso e alface foi feita por meio da utilização da técnica de Análise por Ativação Neutrônica (DE SOETE et al, 1972; FRIEDLANDER et al, 1981). Essa é uma técnica amplamente conhecida por sua sensibilidade para detecção e determinação de um grande número de elementos químicos, apresentando precisão e exatidão nos resultados. As limitações da técnica estão relacionadas com a necessidade de se dispor de um irradiador de nêutrons, envolvendo custo e mão de obra especializada e de instalação. No CDTN/CNEN, a técnica é aplicada utilizando o reator nuclear de pesquisa TRIGA MARK I IPR-R1 que opera a uma potência de 100 kW.

A determinação da atividade específica de ²³²Th presente nas amostras foi feita pelo método (k_0 -AAN), (DE CORTE, 1986, MENEZES, 2003, 2006), que tem como característica a utilização de um monitor de fluxo de nêutrons para cálculo da atividade específica ao invés de padrões do elemento de interesse, parâmetros do reator e calibração absoluta do sistema de detecção gama.

No presente estudo foram inicialmente pesadas alíquotas de aproximadamente 200 mg de fosfogesso, solo e alface, as quais foram transferidas para tubos de polietileno adequados para a irradiação. As amostras foram irradiadas na Mesa Giratória do reator TRIGA sob um fluxo médio de nêutrons térmicos de $6,35 \cdot 10^{11}$ nêutrons cm⁻² s⁻¹ por um intervalo de tempo de 8 horas. A espectrometria gama foi executada em um detector HPGe (CANBERRA), com eficiência nominal de 15%, associado a um programa de aquisição de

espectros GENIE-PC - CANBERRA, um analisador multicanal CANBERRA e eletrônica apropriada. As amostras de alface foram analisadas em um detector com eficiência nominal de 50%. Os espectros obtidos foram analisados através do programa HYPERLAB-PC (HYPERLAB-PC V5.0, 2002) e o cálculo das concentrações foi executado com o programa KAYZERO/SOLCOI (KAYZERO/SOLCOI[®], 2003).

A determinação da atividade específica de ^{238}U nas amostras de alface foi feita também pela técnica de Análise por Ativação Neutrônica. Entretanto, nas amostras de solo e fosfogesso, a atividade específica de ^{238}U foi determinada pelo método de Nêutrons Retardados de Fissão (NR).

O método de Nêutrons Retardados de Fissão (NR) consiste em submeter as amostras de interesse a um fluxo de nêutrons térmicos. Durante o processo de fissão, o núcleo do ^{235}U absorve, inicialmente, um nêutron transmutando-se em ^{236}U , um núcleo composto em estado excitado de energia. Como é um núcleo instável, ocorre a fissão em dois fragmentos, que, por sua vez emitem alguns outros nêutrons. Para o ^{235}U , 2,47 é o número médio de nêutrons emitidos por núcleo fissionado, sendo que cerca de 99% destes nêutrons são emitidos logo após a fissão, sendo denominados de “prompt” nêutrons ou nêutrons prontos. Uma segunda geração de nêutrons é emitida algum tempo depois do processo de fissão, às vezes vários minutos mais tarde. Estes nêutrons são, então, denominados de “delayed” nêutrons ou nêutrons retardados de fissão, daí o método ser denominado Nêutron Retardados de Fissão (TUPYNAMBA, 1969). São estes nêutrons retardados que são medidos em um detector proporcional com gás BF_3 , enriquecido com ^{10}B (DE SOETE et al, 1972; FRIEDLANDER et al, 1981).

Na análise por Nêutrons Retardados de Fissão, a determinação da concentração do urânio natural em uma amostra é feita através do ^{235}U . A estimativa da atividade específica de ^{238}U é feita levando-se em conta que o U_{nat} é composto por uma mistura de três isótopos distintos: ^{235}U , ^{234}U e o ^{238}U , em que a concentração de cada um dos isótopos está diferentemente representada (respectivamente, cerca de 0,71%, 0,0054% e 99,28%) (DE SOETE et al, 1972; FRIEDLANDER et al, 1981).

Neste trabalho, inicialmente, foram tomadas alíquotas de 1g de cada uma das amostras de interesse, as quais foram irradiadas em um canal de irradiação que se situa fora do núcleo do reator TRIGA MARK I IPR-R1, onde o fluxo de nêutrons térmicos médio é de $1,8 \cdot 10^{11}$ nêutrons $\text{cm}^{-2} \text{s}^{-1}$. O intervalo de tempo de irradiação foi de 50 segundos, sendo 30 segundos o intervalo de tempo de decaimento e 40 segundos, o de medida. Em paralelo foram

irradiados padrões de urânio e amostras de referência certificados. Os cálculos da atividade específica foram executados por regressão linear.

Seguindo os critérios de avaliação de consistência dos dados e para garantir a exatidão e reprodutibilidade das análises, tanto no método k_0 (k_0 -AAN) como no método de análise por nêutrons retardados de fissão (ANR), foram analisadas amostras de referência, em duplicata, de solo e de vegetal. No método k_0 -AAN, a cada lote de 20 amostras, foram irradiados 6 monitores de fluxo de nêutrons de ouro - Al-Au (0,1%) IRMM-530RA que também desempenharam o papel de indicadores de qualidade da análise. Já na ANR, os padrões de urânio (*Reference Sample S-7, Uranium Ore, Pitchblende*, IAEA), nos quais se basearam os cálculos de concentração das amostras, foram analisados outra vez como se fossem amostras independentes a cada lote de 12 amostras. Os resultados experimentais e os valores certificados das amostras de referência, bem como as atividades mínimas detectáveis (AMD) alcançados pelos métodos estão relacionados na TAB. 3.2. No ANEXO A é dada uma breve definição sobre Atividade Mínima Detectável (AMD).

Tabela 3.2: Controle de qualidade das análises e Atividades Mínima Detectável (AMD)

Radionuclídeo	GBW 07604 (GSV-3, folhas de papoula)		GXR-1 (solo)	
	Valor	Valor	Valor	Valor
	Experimental	Certificado	Experimental	Certificado
Th* (mg.kg ⁻¹)	< 0,1	0,070 ± 0,008	2,1 ± 0,5	2,44 ± 0,19
AMD (mg.kg ⁻¹)	0,1			
U**(mg.kg ⁻¹)	< 1	(0,028)	35 ± 1	34,9 ± 1,2
AMD (mg.kg ⁻¹)	1			

* k_0 -AAN; ** ANR; “()” não certificado, valor informativo.

3.3.8 – Determinação da concentração de ²³⁸U nas amostras de água percolada

O método baseia-se na separação do urânio das impurezas por meio da extração com tri-n-butil-fosfato (TBP) de uma solução contendo o agente salino Al(NO₃)₃, sal dissódico do ácido etileno diamino tetraacético(EDTA) e ácido tartárico (SAVVIN, 1961).

Tal procedimento foi realizado no Laboratório de Poços de Caldas da CNEN de acordo a Rotina Técnica P-LABPC-121 Set-98.

Para tal, 150 mL da água percolada foi atacado com ácidos nítrico e perclórico, retomando com 10 mL de ácido nítrico com a reextração do urânio com solução de arsenazo III, em tampão de pH igual a 3 contendo fluoreto de sódio. Formou-se um complexo estável de cor vermelho-violeta cuja absorção é medida em 650 nm em um espectrofotômetro provido de célula de vidro com 1 cm de percurso óptico.

3.3.9 – Determinação da concentração de ^{232}Th nas amostras de água percolada

Tal procedimento foi realizado no Laboratório de Poços de Caldas da CNEN de acordo a Rotina Técnica P-LABPC-121 Set-98.

Para tal, 300 mL da água percolada foi atacado com ácidos nítrico e perclórico, retomando com 10 mL de ácido nítrico com a extração de tório com tri-n-octilfosfinóxido (TOPO), reextração com ácido oxálico, reação colorimétrica com arsenazo III e medida espectrofotométrica do complexo em 665 nm (SAVVIN, 1961) em um espectrofotômetro provido de célula de vidro com 1 cm de percurso óptico.

A TAB. 3.3 apresenta os resultados das análises para valores de atividade de urânio e tório obtidos por espectrometria alfa e espectrometria UV-Vis com arsenazo III. Como pode ser verificado, as duas técnicas produziram resultados similares.

Tabela 3.3: Controle de qualidade das análises para valores de atividade de urânio e tório obtidos por espectrometria alfa e espectrometria UV-Vis com arsenazo III.

Radionuclídeos	Técnicas Analíticas	
	Espectrometria Alfa	Espectrometria UV-Vis com Arsenazo III
^{232}Th (Bq.kg^{-1})	258 ± 13	223 ± 29
	251 ± 13	201 ± 25
	218 ± 11	236 ± 31
	247 ± 13	223 ± 30
	261 ± 13	242 ± 30
	213 ± 11	159 ± 22
U (Bq.kg^{-1})	80 ± 4	70 ± 10
	101 ± 6	111 ± 15
	111 ± 6	110 ± 14
	83 ± 6	91 ± 10
	116 ± 6	113 ± 14
	41 ± 4	48 ± 9

Adaptado de Siqueira et al (2007).

4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 – Classificação do Resíduo fosfogesso

O Relatório Técnico da SGS Geosol, contendo os resultados dos testes para classificação do resíduo fosfogesso conforme recomendações feitas pela Norma Técnica ABNT NBR 10004:2004 – Resíduos Sólidos – Classificação é apresentado no ANEXO D. Nas TAB. 4.1 e 4.2 são apresentados os resultados dos testes de toxicidade por lixiviação e solubilização para substâncias inorgânicas.

Estes teste foram realizados no sentido de se avaliar se o resíduo em estudo seria classificado como perigoso ou não. Conforme pode ser verificado o resíduo foi classificado como Classe II A - Não Perigoso, Não Inerte, Não Corrosivo e Não Reativo pelo fato dos limites para o teste de toxicidade por solubilização terem sido ultrapassados para os parâmetros Arsênio, Fluoretos, Alumínio, Ferro, Manganês e Sulfatos. É importante ressaltar que a Norma ABNT NBR 10004:2004 não inclui a realização de análises para a determinação da concentração de radionuclídeos.

Tabela 4.1: Classificação de toxicidade por lixiviação – substâncias inorgânicas

Parâmetros	Limite Máximo Permitido (mg.L ⁻¹)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg.L ⁻¹)
Arsênio	1,0	0,001
Bário	70,0	< 0,005
Cádmio	0,5	< 0,001
Chumbo	1,0	< 0,01
Cromo Total	5,0	0,02
Fluoretos	150,0	17
Mercúrio	0,1	< 0,0002
Prata	5,0	< 0,02
Selênio	1,0	< 0,01

Tabela 4.2: Classificação de toxicidade por solubilização – substâncias inorgânicas

Parâmetro	Limite máximo permitido (mg.L ⁻¹)	Concentração no Resíduo Solubilizado (mg.L ⁻¹)
Arsênio (mg/L)	0,01	0,05
Bário (mg /L)	0,7	<0,005
Cádmio (mg /L)	0,005	<0,001
Chumbo (mg /L)	0,01	<0,04
Cianeto (mg /L)	0,07	<0,01
Cromo Total (mg /L)	0,05	0,04
Fenóis Totais (mg /L)	0,01	<0,001
Fluoretos (mg /L)	1,5	52
Merúrio (mg /L)	0,0001	<0,0002
Nitrato (mg /L)	10,0	<0,05
Prata (mg /L)	0,05	0,01
Selênio (mg /L)	0,01	<0,01
Alumínio (mg /L)	0,2	3,91
Cloreto (mg /L)	250	3,9
Cobre (mg /L)	2,0	0,33
Ferro (mg /L)	0,3	2,43
Manganês (mg /L)	0,1	2,66
Sódio (mg /L)	200	48,7
Surfactantes (mg /L)	0,5	0,33
Sulfato (mg /L)	250	1535
Zinco (mg /L)	5,0	0,44

4.2 – Caracterização química do fosfogesso

Os resultados das análises químicas são apresentados na TAB 4.3. Conforme pode ser verificado a composição química do fosfogesso revela a presença predominante de cálcio (25,2%) e enxofre (16,6%), Em média, a quantidade de P₂O₅ encontrada em fertilizantes fosfatados é de 15 a 30%, evidenciando que o fosfogesso não deve ser usado como um fertilizante fosfatado, mas sim, como um corretivo do solo que atua na diminuição da acidez potencial. Os outros elementos e substâncias analisadas apresentaram em níveis percentuais abaixo de 1%, sendo considerados elementos traço. A porcentagem de água existente na composição química da amostra foi de 15%.

Tabela 4.3: Caracterização química do fosfogesso

Elementos e Compostos	(%)
S	16,6
Ca	25,2
P ₂ O ₅ (total)	0,97
H ₂ O (P ₂ O ₅)	0,22
Fe	0,29
Al	<0,01
K	<0,01
SiO ₂	0,99
SrO	0,033
NbO	0,013
Y ₂ O ₃	0,012
H ₂ O	15,0

4.2 – Caracterização do solo quanto à fertilidade

Os resultados das análises para avaliação dos parâmetros que descrevem a fertilidade dos solos, antes da instalação dos experimentos, são mostrados na TAB. 4.4. Com a finalidade apenas de comparação, são apresentados alguns valores analíticos estabelecidos como padrão para a produção das culturas em geral, os quais se encontram agrupados na TAB. 4.5. A análise destes dados revelou que os dois solos amostrados são ácidos e possuem baixo nível de fertilidade. Isto pode ser comprovado pela baixa concentração de nutrientes disponíveis (Ca, Mg, K e P), bem como pelo baixo valor de CTC efetiva. O baixo índice de saturação por bases (V) indica que apenas pequenas quantidades de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ estão presentes adsorvidos às cargas negativas dos colóides. Consequentemente, a maior parte do complexo de troca encontra-se ocupado por íons H⁺ e Al³⁺, os quais constituem a acidez potencial dos solos indicando, portanto, que a saturação por Al é relativamente alta.

O solo argiloso apresentou condição de fertilidade ligeiramente melhor, com teores mais elevados de Ca e matéria orgânica. Ambos os solos apresentaram índices de saturação de Al elevados (>20%) e baixo teor de matéria orgânica (<5%).

Conforme mencionado, os solos de Cerrado são bastante ácidos, com pH que pode variar de menos de 4 a pouco mais de 5. Essa forte acidez é devida em boa parte aos altos níveis de Al^{3+} , o que os torna aluminotóxicos para a maioria das plantas agrícolas. Baixa capacidade de troca catiônica associada à baixa soma de bases e alta saturação por Al^{3+} são características de solos distróficos.

Tabela 4.4: Caracterização física e química das amostras de solo (0-20 cm) antes da implantação do experimento

Tipo de Solo	Parâmetros																
	pH	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H ⁺ +Al ³⁺	CTC _{ef}	SB	V	m	MO	Equivalente de Umidade	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila
		(mg.dm ⁻³)	(cmol _c .dm ⁻³)								(%)	(g.kg ⁻¹)	kg.kg ⁻¹	(%)			
Solo Argiloso	5,2	1,5	0,015	0,9	0,06	0,5	8,3	1,5	1,0	10,5	33,1	40	0,303	6	3	8	83
Solo Arenoso	5,3	0,4	0,041	0,1	0,02	0,1	3,2	0,3	0,2	5,0	37	12	0,071	16	63	5	16

pH em água relação 1:25; P, K: Extrator Mehlich 1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺: Extrator KCl 1 N; H + Al: Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol.L⁻¹, pH = 7,0; SB: Soma de Bases; CTC: Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; V: Índice de Saturação de Bases; m: Índice de Saturação de Alumínio e MO: Matéria Orgânica.

Tabela 4.5: Níveis padrões de alguns parâmetros utilizados na avaliação da fertilidade do solo

Parâmetros	Valores			
	7 (neutro)	5,6 - 6,9 (fracamente ácido)	5,0 – 5,9 (mediamente ácido)	< 5,0 (fortemente ácido)
Acidez (pH em H ₂ O)				
Teor de P extraído com Mehlich (mg.dm ⁻³)	0,0 – 5,0 (muito baixo)	5,1 – 8,0 (baixo)	8,1 – 12 (médio)	12,1 a 18 (alto)
Teor de K trocável com Mehlich 1 (cmol _c dm ⁻³)		< 0,06 (baixo)	0,06 – 0,13 (médio)	> 0,13 (alto)
Teor de Ca trocável em KCl N (cmol _c .dm ⁻³)		< 2,0 (baixo)	2,0 -5,0 (médio)	5,0 (alto)
Teor de Mg trocável em KCl N (cmol _c dm ⁻³)		<0,4 (baixo)	0,4 – 1,2 (médio)	1,2 (alto)
Teor de Al trocável (cmol _c dm ⁻³)		0,0 – 0,3 (baixa toxidez)	0,4 – 1,0 (média oxidez)	1,0 (alta toxidez)
Acidez Total (H ⁺ + Al ³⁺) (cmol _c dm ⁻³)		0,0 – 0,3 (baixa toxidez)	0,4 – 1,0 (média oxidez)	1,0 (alta toxidez)
CTC efetiva a pH 7 (cmol _c dm ⁻³)	< 7,2 (baixa)	7,2 – 9,0 (média)	9,1 – 13,5 Adequada	13,5 (alta)
Índice de Saturação por Base (%) (V)	< 20 (baixo)	20 – 39 (médio)	40 – 60 (alto)	60 (muito alto)
Índice de Saturação de Al (%) (m)		0 – 20 (baixo)	21 – 40 (médio)	40 (alto)
Conteúdo de Matéria Orgânica (g.kg ⁻¹) (MO)	<24 (baixo)	24 a 30 (médio)	31 a 45 (alto)	45 (muito alto)

Adaptado de Lopes e Cox (1977).

4.4 – Análise Granulométrica e Mineralógica das Amostras de Solo e Fosfogesso

Os resultados das análises granulométricas são mostrados nas FIG. 4.1 (solo arenoso), FIG. 4.2 (solo argiloso) e FIG. 4.3 (fosfogesso).

Observa-se que as faixas predominantes da amostra de solo arenoso (TAB. 4.6) correspondem às frações -16 +60 malhas (35,37%), -60 +100 malhas (37,38%), -100 +150 malhas (15,02%), +100 malhas (72,75%) e +150 malhas (87,77%), ou seja, tal solo é constituído, principalmente, por areia fina. As granulometrias mais representativas da amostra de solo argiloso (TAB 4.7) foram as frações -16 +60 malhas (65,90%), -60 +100 malhas (17,91%) e +100 malhas (83,81%). Configurando tal solo como constituído, principalmente, por argila.

As faixas granulométricas predominantes da amostra de fosfogesso (TAB 4.8) correspondem às frações -150 +270 malhas (74,36%), -150 +200 malhas (33,78%) e -200 +270 malhas (40,58%). Ou seja, o fosfogesso é constituído, predominantemente, de partículas finas.

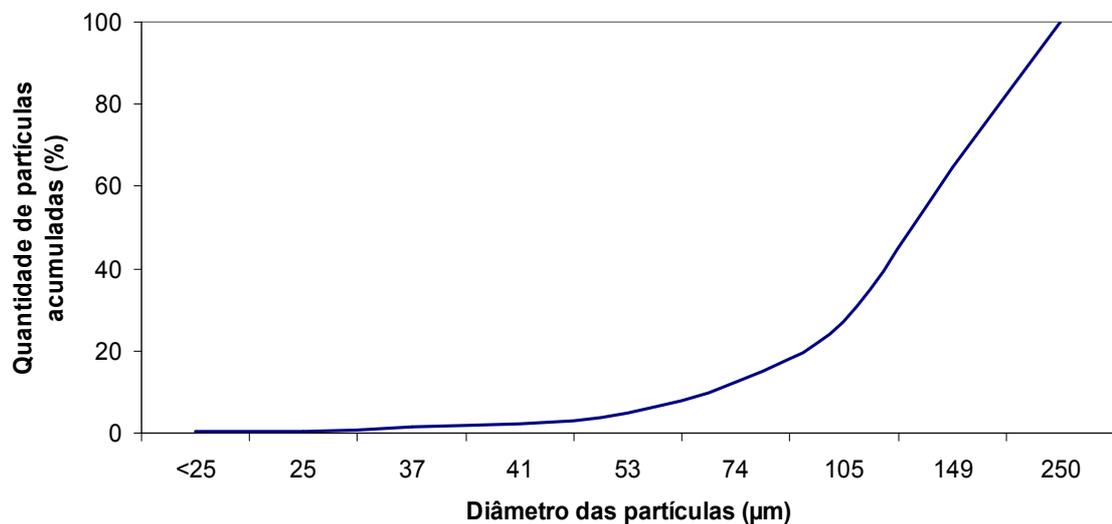


Figura 4.1: Resultado da análise granulométrica em amostra de solo arenoso.

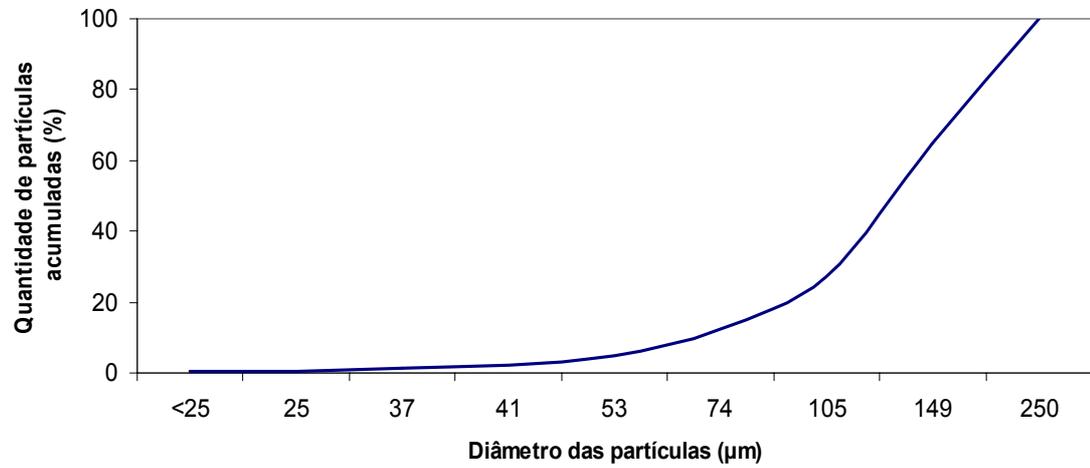


Figura 4.2: Resultado da análise granulométrica em amostra de solo argiloso.

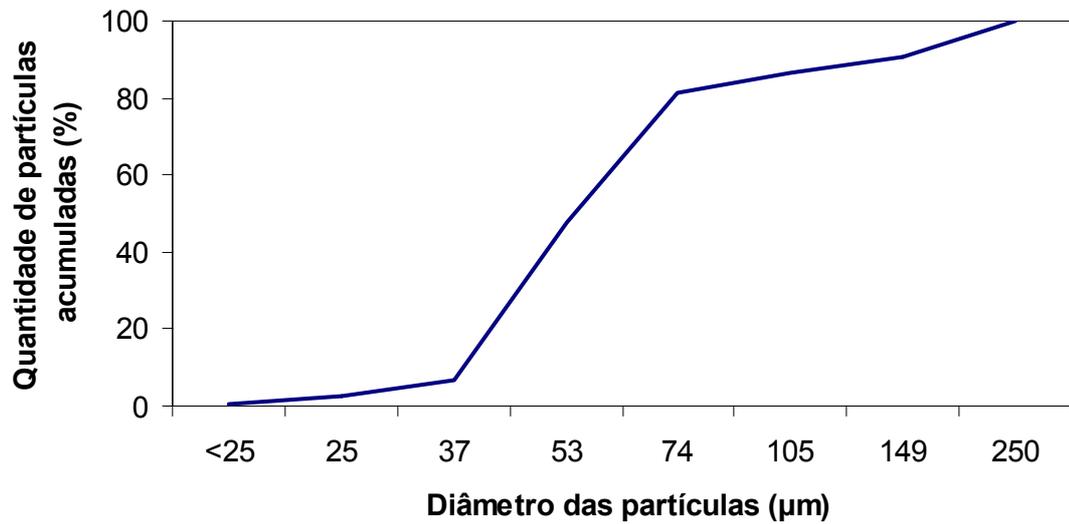


Figura 4.3: Resultado da análise granulométrica em amostra de fosfogesso.

Na TAB. 4.6 e 4.7 são apresentados os resultados das análises mineralógicas obtidos pela técnica de difração de raios x para as amostras de solo arenoso e argiloso, respectivamente.

Nas FIG 4.1 e 4.2 são mostrados os difratogramas das amostras de solo arenoso e argiloso, onde C corresponde à Caulinita, Q ao Quartzo e G à Gibbsita. O solo arenoso é constituído, predominantemente, de quartzo (SiO_2). Caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), Gibbsita ($\gamma\text{-Al}(\text{OH})_3$) e Goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) ocorrem secundariamente, sobressaindo-se a Gibbsita. O solo argiloso apresenta a Caulinita como principal constituinte, a Gibbsita, Goethita e o Quartzo ocorreram em proporções menores.

Tais resultados corroboram com os resultados das análises de fertilidade dos solos (vide TAB 4.4). A composição mineralógica das amostras analisadas é típica de solos da região do Cerrado e deve ser considerada nos processos de transferência de contaminantes às plantas e à água. Wasserman et. al. (2002) demonstraram que a presença de minerais, tais como Caulinita e Gibbsita, podem influenciar o processo de transferência de contaminantes no sistema solo-planta, principalmente, devido à baixa capacidade de retenção de cátions desses minerais.

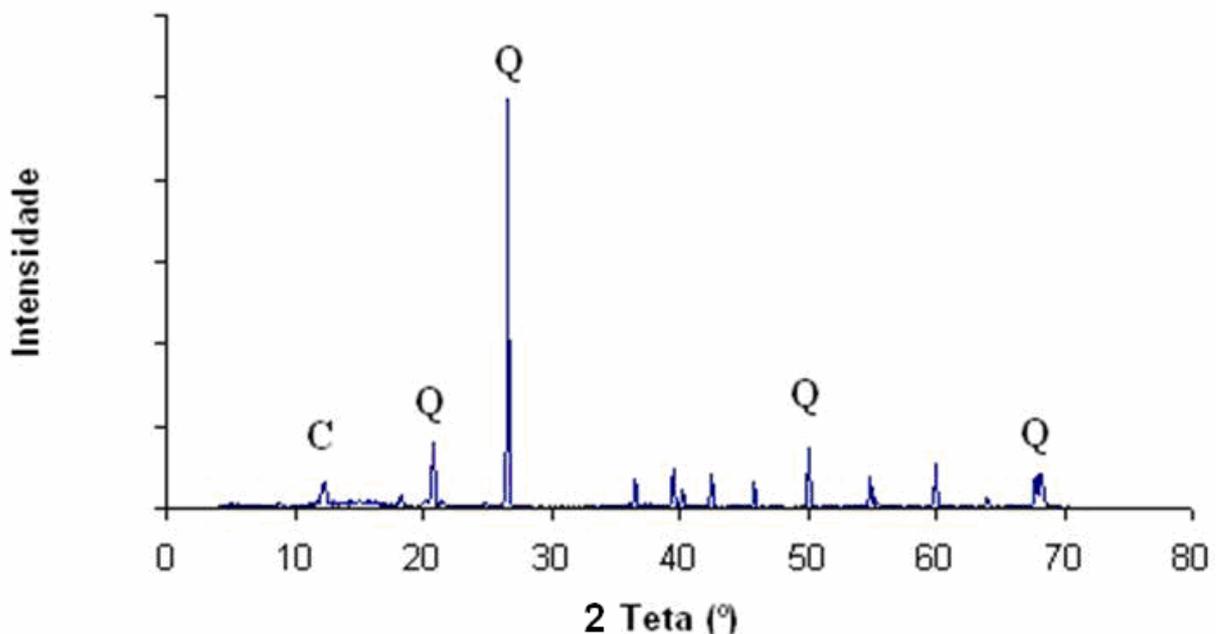


Figura 4.4: Difratograma do solo arenoso.

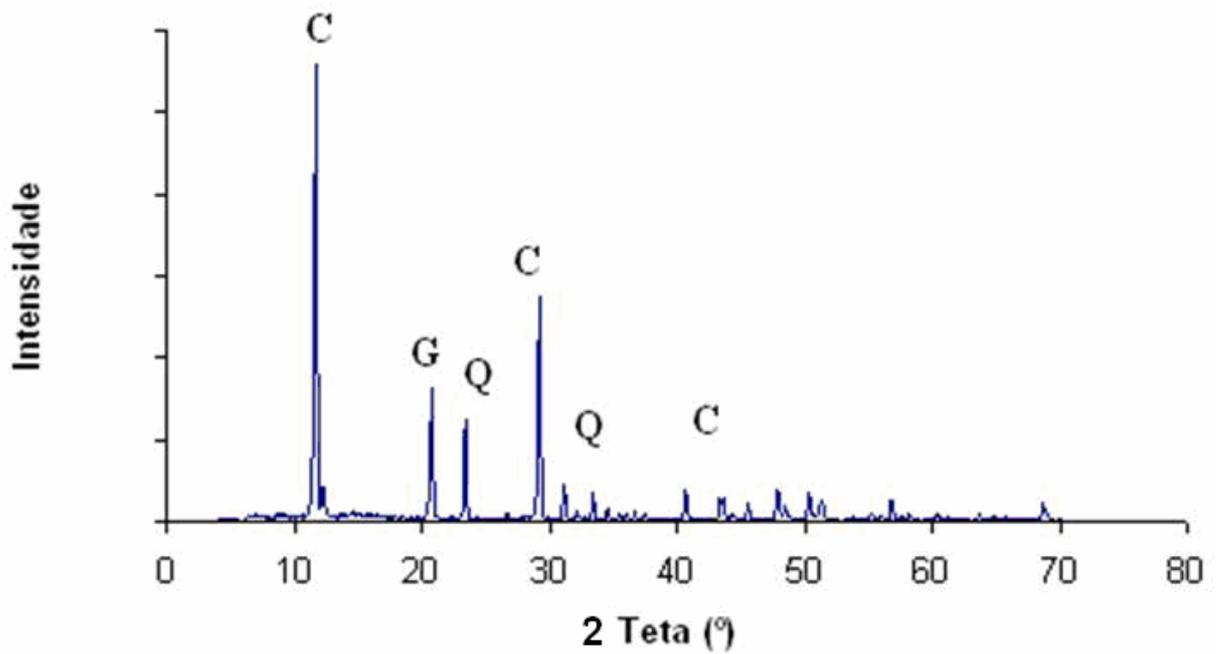


Figura 4.5: Difratoograma do solo argiloso.

Na TAB. 4.8 são mostrados os resultados das análises mineralógicas da amostra de fosfogesso, os quais indicam que o fosfogesso é constituído essencialmente de Gipso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$); teores traços de Anidrita (CaSO_4), Bassanita ($\text{CaSO}_4 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}$), Quartzo (SiO_2) e Muscovita $\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$. Na FIG. 4.3 tem-se o difratograma da amostra de fosfogesso.

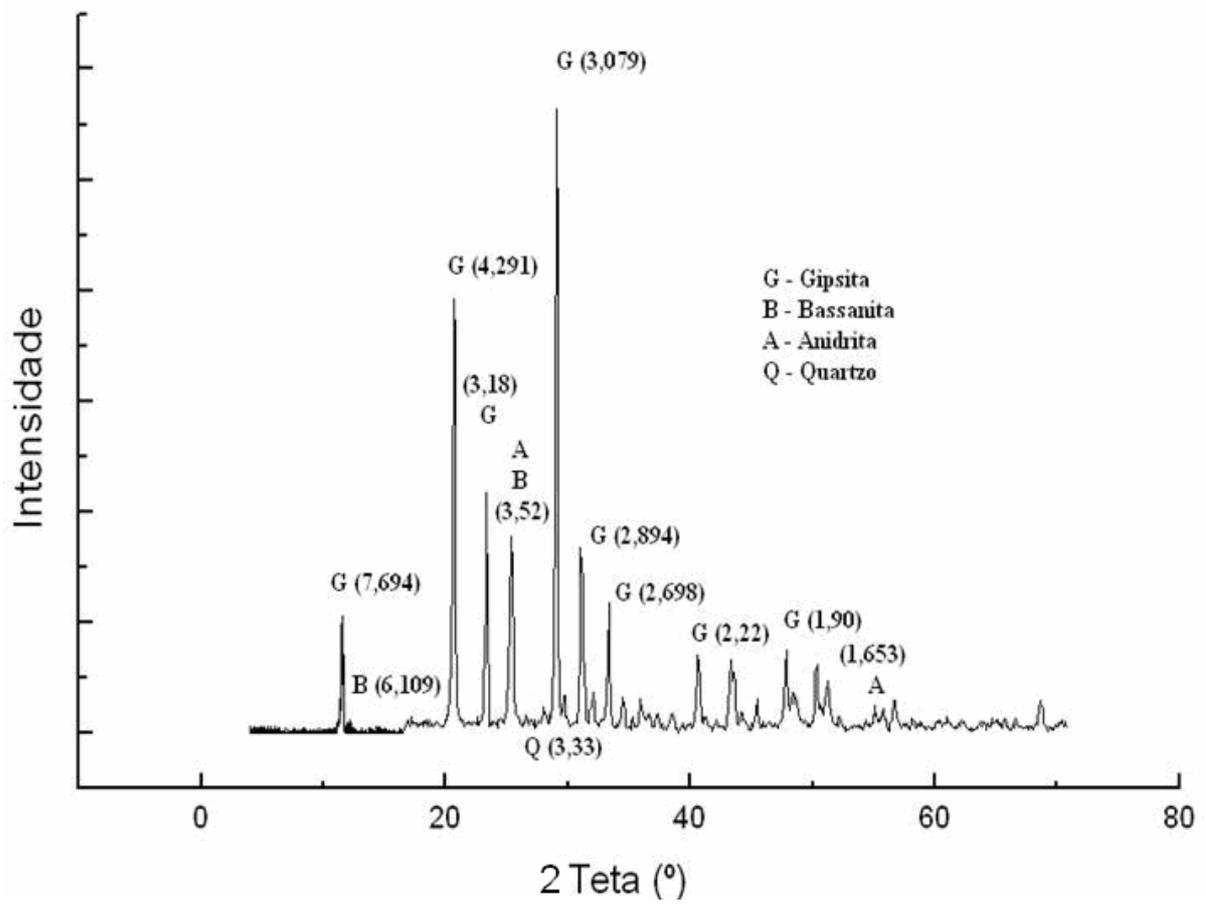


Figura 4.6: Difratoograma do fosfogesso.

Tabela 4.6: Resultados das análises mineralógicas das amostras de solo arenoso

Amostra (fração) (%)	Mineral Identificado			
	Predominante (>60%)	Maior (<10%)	Menor (<5%)	Minoritário (<3%)
Solo Arenoso (-16 + 60 malhas) (35,37)	Quartzo	Caolinita Gibbsita Goethita	-	Albita Anatásio Magnetita Microclina Moscovita
Solo Arenoso (-60 + 100 malhas) (37,38)	Quartzo	Gibbsita	Caolinita	Goethita Magnetita Microclina Moscovita
Solo Arenoso (-100 + 150 malhas) (15,02)	Quartzo	Gibbsita	Caolinita	Anatásio Magnetita Microclina Moscovita
Solo Arenoso (-150 + 200 malhas) (7,35)	Quartzo	Caolinita Gibbsita Goethita	-	Magnetita Moscovita
Solo Arenoso (-200 + 270 malhas) (2,68)	Quartzo	Gibbsita	Caolinita Goethita	Anatásio Hematita Magnetita Moscovita
Solo Arenoso (-270 + 325 malhas) (0,67)	Quartzo	Caolinita Gibbsita	Goethita	Anatásio Hematita Magnetita Moscovita
Solo Arenoso (-325 + 400 malhas) (0,97)	Quartzo	Caolinita Gibbsita	Anatásio Goethita	Albita Hematita Magnetita Microclina
Solo Arenoso (-400 + 500 malhas) (0,30)	Quartzo	Caolinita Gibbsita	Anatásio Goethita	Albita Hematita Magnetita Microclina Moscovita
Solo Arenoso (-500 malhas) (0,25)	Quartzo	Caolinita Gibbsita	Anatásio Goethita	Albita Hematita Magnetita Microclina Moscovita

Tabela 4.7: Resultados das análises mineralógicas das amostras de solo argiloso

Amostra (Fração) (%)	Mineral Identificado			
	Predominante (>30%)	Maior (<20%)	Menor (<5%)	Minoritário (<3%)
Solo Argiloso (-16 + 60 malhas) (65,90)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (-60 + 100 malhas) (17,91)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (-100 + 150 malhas) (5,50)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (-150 + 200 malhas) (3,95)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Ilmenita Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (-200 + 270 malhas) (1,59)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (-270 + 325 malhas) (1,70)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (-325 + 400 malhas) (1,21)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (-400 + 500 malhas) (0,72)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo
Solo Argiloso (-500 malhas) (1,52)	Caolinita	Gibbsita Goethita Quartzo	Hematita	Magnetita Moscovita Rutilo

Tabela 4.8: Resultados das análises mineralógicas do fosfogesso

Amostra Fração (%)	Fase Cristalina Identificada			
	Predominante (>40%)	Maior (<30%)	Menor (<10%)	Minoritária (<3%)
Fosfogesso (-16 + 60 malhas) (9,37)	Gipso	Anidrita Bassanita	-	Moscovita
Fosfogesso (-60 + 100 malhas) (4,04)	Gipso	Anidrita Bassanita	-	Moscovita Quartzo
Fosfogesso (-100 + 150 malhas) (5,27)	Gipso	Anidrita Bassanita	-	Quartzo
Fosfogesso (-150 + 200 malhas) (33,78)	Gipso	Anidrita	Bassanita	Quartzo
Fosfogesso (-200 + 270 malhas) (40,58)	Gipso	Anidrita	Bassanita	Moscovita
Fosfogesso (-270 + 400 malhas) (4,20)	Anidrita Gipso	-	Bassanita	Moscovita Quartzo
Fosfogesso (-400 + 500 malhas) (2,46)	Anidrita Gipso	-	Bassanita	Moscovita Quartzo
Fosfogesso (-500 malhas) (0,31)	Gipso	Anidrita	Bassanita Quartzo	Moscovita

4.5 – Concentração dos radionuclídeos presentes nas amostras de fosfogesso

Na TAB. 4.9 são apresentados os resultados da atividade específica média de cada um dos radionuclídeos analisados na amostra de fosfogesso utilizada no presente estudo.

Tabela 4.9: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes no fosfogesso

Radionuclídeo	(Bq.kg ⁻¹)
²³⁸ U	80 ± 20
²³² Th	111 ± 13
²²⁶ Ra	252 ± 26
²²⁸ Ra	226 ± 29
²¹⁰ Pb	206 ± 29
²¹⁰ Po	230 ± 26

Como pode ser verificado, a atividade específica média do ^{238}U no fosfogesso (80 Bq.kg^{-1}) ficou abaixo daquela do ^{232}Th (111 Bq.kg^{-1}). Isso pode ser explicado pelo fato da rocha fosfatada utilizada para a produção de ácido fosfórico ser de origem ígnea e, portanto, apresenta concentrações de U menores que as de Th.

As atividades específicas médias do ^{226}Ra (252 Bq.kg^{-1}) ficaram abaixo do limite recomendado pela Agência Ambiental Americana (EPA, 1988) para uso do fosfogesso na agricultura, cujo valor é igual a 370 Bq.kg^{-1} .

Não existem limites de concentração de ^{238}U , ^{232}Th , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po no fosfogesso abaixo dos quais seja liberada a sua utilização na agricultura. Contudo, eles foram considerados nesse estudo, não apenas devido à sua alta toxicidade para sistemas biológicos, mas também por serem uma fonte potencial importante de contaminação ambiental (ICRP, 1995; LIV e LIPTÁK, 1997).

Em geral, o fosfogesso analisado no presente estudo apresentou valores de atividade específica média próximos aos encontrados na literatura. Por exemplo, Mazzilli et al (2000), medindo a concentração de radionuclídeos em fosfogesso nacional, obtiveram valores médios de atividade específica da ordem de 174 Bq.kg^{-1} para o ^{232}Th , 225 Bq.kg^{-1} para o ^{226}Ra e 275 Bq.kg^{-1} para o ^{210}Pb . Silva et al (2001), analisando amostras nacionais de fosfogesso coletadas em duas importantes empresas de produção de ácido fosfórico do Brasil, encontraram valores da ordem de 90 Bq.kg^{-1} para o ^{238}U e 300 Bq.kg^{-1} para o ^{210}Po . Saueia et al (2006), analisando amostras de fosfogesso nacional por espectrometria gama, encontraram valores de atividade específica de ^{228}Ra variando de 29 a 273 Bq.kg^{-1} .

Yamazaki e Geraldo (2003) obtiveram valores de até 706 Bq.kg^{-1} de ^{238}U em amostras de fertilizantes comerciais produzidos no Brasil. Nos estudos de Saueia e Mazzilli (2006), os valores das concentrações de ^{238}U em fertilizantes fosfatados brasileiros variaram de 40 a 1200 Bq.kg^{-1} . Para o ^{232}Th , os valores variaram de um mínimo de 110 Bq.kg^{-1} até o máximo de 450 Bq.kg^{-1} . Conceição e Bonotto (2003) apresentaram em seu trabalho, valor médio de 587 Bq.kg^{-1} de ^{238}U e 31 Bq.kg^{-1} para o ^{232}Th para os fertilizantes fosfatados utilizados nas plantações de cana.

Os fertilizantes NPK estudados na Alemanha por Pfister et al. (1976), apresentaram atividades específicas mais elevadas com valor médio de 3419 Bq.kg^{-1} para o ^{238}U e 107 Bq.kg^{-1} para o ^{232}Th . No Egito, segundo ElBahi et al. (2004), as amostras apresentaram valores entre 125 e 239 Bq.kg^{-1} para o ^{232}Th .

Todos estes dados indicam que a atividade específica dos radionuclídeos presentes nas amostras de fertilizantes comerciais pode ser superior à do resíduo fosfogesso.

As amostras de fosfogesso foram analisadas pelo método de análise por ativação neutrônica. Por ser um métodos múltielementar, durante tais análises, foram observados concentrações relevantes de Elementos Terras Raras (ETR).

Na TAB. 4.10 são apresentados os resultados de concentração média de cada um dos ETR analisados nas amostras de fosfogesso.

Tabela 4.10: Concentração média dos ETR presentes no fosfogesso

Elemento	Concentração média (ppm) (n = 30)	Desvio Padrão da média (ppm)
Sc	2,5	0,3
La	936	193
Ce	1730	148
Nd	791	72
Sm	85	5
Eu	29	7
Tb	7,8	0,7
Ho	< 9,9	-
Yb	5	1

Como pode ser verificado, o ETR mais presente nas amostras de fosfogesso foi o Ce (1730 ppm), seguido do La (936 ppm) e do Nd (791 ppm). Sm (85 ppm), Eu (29 ppm) e o Yb (5 ppm) aparecem em menores proporções. Apesar de não estar incluído na Tabela Periódica como um ETR, o Sc foi considerado por apresentar propriedades químicas semelhantes aos ETR.

Em geral, o fosfogesso analisado no presente estudo apresentou valores de concentração média de ETR próximos aos encontrados na literatura. Por exemplo, Santos et al (2006), medindo a concentração de ETR em fosfogesso nacional, obtiveram valores médios de concentração da ordem de 1239 ppm para o La, 145 ppm para o Sm, 1285 ppm para o Nd, 2490 ppm para o Ce, 7 ppm de Tb, 36 ppm de Eu e 4 ppm de Yb. Gourbunov et al (1992), analisando amostras de fosfogesso coletadas em empresas de produção de ácido fosfórico da Rússia, encontraram valores da ordem de 1050 ppm de La, 1600 ppm de Ce, 360 ppm de Nd, 76 ppm de Sm, 30,4 ppm de Eu, 5,1 ppm de Tb e 3,9 ppm de Yb. Concluindo que o

fosfogesso é um resíduo concentrado em ETR levando à tendência de ocorrer acumulação de tais elementos no meio ambiente, principalmente o La e o Ce.

4.6 – Concentração dos radionuclídeos presentes nas amostras de solo

Na TAB. 4.11 são apresentados os valores da atividade específica média dos radionuclídeos de interesse presentes nas amostras de solo natural. Os resultados são expressos em Bq.kg^{-1} (em base de peso seco). São mostrados também os resultados dos valores certificados e experimentais das análises da amostra de referência (IAEA/Soil-7).

Para os resultados expressos como “menor que” foi adotado como referência o maior valor de Atividade Mínima Detectável (AMD), cuja definição é dada no ANEXO A.

Como já esperado, as atividades específicas médias dos radionuclídeos presentes no solo argiloso foram bem superiores às obtidas para o solo arenoso. Vale lembrar que os argilo-minerais caracterizam-se por possuir uma expressiva área específica, decorrente, sobretudo, de suas dimensões diminutas (da ordem de micrômetros a nanômetros) e de sua forma alongada. Quanto maior a área superficial, maior será a capacidade de retenção de água, nutrientes e outras substâncias químicas no solo. Importante ressaltar também a maior concentração de cargas negativas em tais argilo-minerais que corroboram para a retenção de cátions.

A atividade específica média do ^{238}U no fosfogesso ficou bem abaixo da encontrada no solo argiloso. É importante ressaltar que esse solo foi coletado em uma região cujas rochas são de origem sedimentar, formadas a partir do intemperismo de rochas graníticas de 2700 milhões de anos, sendo que os seus teores de urânio podem variar entre 5 a 10 ppm (DOMINGUEZ, 1993).

Tabela 4.11: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de solo natural (base seca)

Radionuclídeo	Solo Argiloso	Solo Arenoso	Valor Certificado IAEA/Soil-7	Valor Experimental	Atividade mínima detectável
	(Bq.kg ⁻¹)	(Bq.kg ⁻¹)	(Bq.kg ⁻¹)	(Bq.kg ⁻¹)	(Bq.kg ⁻¹)
²³⁸ U	150 ± 25	< 50	65 ± 14	54,11 ± 0.02	50
²³² Th	117 ± 3	36 ± 1	33 ± 1	34,1 ± 0.1	30
²²⁶ Ra	69 ± 5	< 20	NR	NR	20
²²⁸ Ra	114 ± 5	34 ± 2	NR	NR	7,0
²¹⁰ Pb	50 ± 8	20 ± 5	NR	NR	20
²¹⁰ Po	43 ± 6	<13	NR	NR	13

NR: Não Reportado

Os valores de atividade específica média dos diferentes radionuclídeos analisados nas amostras de solo arenoso são semelhantes aos obtidos em amostras de solos oriundas de outras regiões do Brasil. Por exemplo, Fausto et al (1995) obtiveram para solos não adubados da região de Itu, SP, valores médios de atividade específica da ordem de 20 Bq.kg⁻¹ para o ²³⁸U e 52 Bq.kg⁻¹ para o ²³²Th.

Umisedo (2007) obteve valores de atividade específica de ²³⁸U variando de 42 a 121 Bq.kg⁻¹, com valor médio igual a 71 ± 20 Bq.kg⁻¹. Para o ²³²Th, foram encontrados valores variando de 37 a 119 Bq.kg⁻¹, com valor médio igual a 70 ± 23 Bq.kg⁻¹. Os solos analisados por ele eram provenientes de dezoito chácaras localizadas nos municípios de Embu-Guaçu, Itapeperica da Serra e Suzano.

De acordo com a UNSCEAR (2000b), a concentração média mundial de ²²⁶Ra no solo varia de 17 a 60 Bq.kg⁻¹ (média igual a 35 Bq.kg⁻¹). Evidentemente, esse valor depende das características geológicas do local.

Como mencionado, o controle de qualidade dos resultados analíticos para o solo foi feito a partir da análise de material de referência certificado IAEA/Soil-7. Os resultados experimentais apresentaram valores similares aos da referência indicando, portanto, a boa exatidão do método.

4.7 – Concentração de radionuclídeos presentes nas amostras de solo adubadas com fosfógeno

Na TAB. 4.12 são mostrados os resultados da atividade específica média de cada um dos radionuclídeos analisados nas misturas das amostras de solo adubadas com as massas

recomendadas de fosfogesso (1 NG), o dobro (2 NG) e a metade (0,5 NG) e da amostra de solo sem a adição de fosfogesso (solo não adubado). Para cada condição foi considerado o valor médio das três repetições de cada experimento. Todos os resultados encontram-se no ANEXO B.

Para o solo arenoso, os resultados de ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po ficaram abaixo da Atividade Mínima Detectável (AMD). Apenas o ^{232}Th e o ^{228}Ra apresentaram valores acima da AMD.

Um dos poucos trabalhos sobre solos adubados com fosfogesso em uma região da Grécia (PAPASTEFANOU et al 2006) apresenta valores de atividade específica de ^{226}Ra variando de 37 a 54 Bq.kg^{-1} (média 48 Bq.kg^{-1}), valor esse, bem próximo àquele obtido para o solo argiloso no presente estudo.

Komosa et al. (2005) apresentam valores de 16 a 40 Bq.kg^{-1} e de 6 a 25 Bq.kg^{-1} , respectivamente, para as atividades específicas ^{238}U e ^{232}Th em amostras de solo coletadas na Polônia, os quais são semelhantes aos valores obtidos para o solo arenoso.

Tabela 4.12: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de solo adubadas com fosfogesso

Frações de fosfogesso	^{238}U (Bq.kg^{-1})	^{232}Th (Bq.kg^{-1})	^{226}Ra (Bq.kg^{-1})	^{228}Ra (Bq.kg^{-1})	^{210}Pb (Bq.kg^{-1})	^{210}Po (Bq.kg^{-1})
Solo Argiloso						
0 NG	142 ± 14	109 ± 7	58 ± 9	104 ± 10	49 ± 26	39 ± 8
0,5 NG	133 ± 14	110 ± 12	55 ± 8	108 ± 12	47 ± 27	38 ± 9
1,0 NG	125 ± 14	116 ± 10	49 ± 8	108 ± 13	44 ± 34	34 ± 7
2,0 NG	142 ± 14	109 ± 8	57 ± 8	105 ± 10	47 ± 28	42 ± 8
Solo Arenoso						
0 NG	< 50	30 ± 3	< 20	27 ± 5	< 30	< 11
0,5 NG	< 50	31 ± 3	< 20	30 ± 10	< 30	< 11
1,0 NG	< 50	30 ± 3	< 20	25 ± 9	< 30	< 11
2,0 NG	< 50	31 ± 5	< 20	29 ± 10	< 30	< 11

4.8 – Concentração de radionuclídeos presentes nas amostras de alface

Na TAB. 4.13 são apresentados os resultados da atividade específica média de cada um dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de alfaces cultivadas nas misturas de

solo com as massas recomendadas de fosfogesso (1 NG), o dobro (2 NG) e a metade (0,5 NG) e da amostra de solo sem a adição de fosfogesso (solo não adubado).

Como pode ser verificado, as atividades específicas médias do ^{238}U , ^{226}Ra e ^{210}Pb das amostras cultivadas em solo arenoso, bem como as atividades específicas médias do ^{238}U , ^{210}Pb e ^{232}Th (para as dosagens de fosfogesso iguais a 0,5 e 1,0 NG) das amostras cultivadas em solo argiloso, ficaram abaixo da AMD.

As concentrações obtidas no presente estudo são semelhantes às obtidas por outros autores. Ribeiro (2004), por exemplo, mediu a concentração de radionuclídeos em alfices cultivadas em solo brasileiro adubado com fertilizantes fosfatados e encontrou valores variando de 0,32 a 2,77 Bq.kg^{-1} para o ^{226}Ra ; 0,13 a 7,5 Bq.kg^{-1} para o ^{228}Ra e de 0,94 a 8,48 Bq.kg^{-1} para o ^{210}Pb . Esses resultados indicam que o uso do resíduo fosfogesso pode vir a concentrar menos radionuclídeos nas plantas que o próprio fertilizante fosfatado.

Tabela 4.13: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de alface

Radionuclídeos	^{238}U (Bq.kg^{-1})	^{232}Th (Bq.kg^{-1})	^{226}Ra (Bq.kg^{-1})	^{228}Ra (Bq.kg^{-1})	^{210}Pb (Bq.kg^{-1})	^{210}Po (Bq.kg^{-1})
Solo Argiloso						
0 NG	< 1,25	0,2 ± 0,05	< 3,6	< 8,0	< 8,0	3,0 ± 1,0
0,5 NG	< 1,25	< 0,07	2,0 ± 1,0	1,5 ± 0,6	< 3,0	2,0 ± 0,6
1,0 NG	< 1,25	< 0,07	< 2,2	< 4,0	< 3,0	1,0 ± 0,6
2,0 NG	< 1,25	0,4 ± 0,2	2,0 ± 1,0	< 2,0	< 3,0	2,0 ± 0,6
Solo Arenoso						
0 NG	< 1,25	0,7 ± 0,2	< 2,0	< 6,4	< 7,0	3,0 ± 1,0
0,5 NG	< 1,25	0,5 ± 0,2	< 4,0	6,0 ± 2,0	< 4,0	< 1,0
1,0 NG	< 1,25	0,6 ± 0,3	< 3,0	8,0 ± 3,0	< 3,0	1,3 ± 0,6
2,0 NG	< 1,25	0,7 ± 0,3	< 2,0	7,0 ± 2,0	< 5,0	1,5 ± 0,4

4.9 – Análise estatística dos resultados de concentração dos solos adubados e alfices

De forma a avaliar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as diversas faixas de doses de fosfogesso, para cada um dos radionuclídeos analisados nas amostras de solo adubado e alfices, foi realizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis. Esse teste avalia se conjuntos de dados representam a mesma população, por meio da comparação de suas medianas, calculando um nível de significância denominado “valor p”. Para o nível de confiança de 95%, existe diferença estatisticamente significativa, sempre que o “valor p” for

igual ou inferior a 0,05 (KLEINBAUM et al, 1998). Os resultados obtidos são apresentados nas TAB. 4.14 e 4.15.

Nesse caso, conforme pode ser verificado, todos os resultados apresentaram um “valor p” superior a 0,05 indicando, portanto, que o conjunto de dados representa uma mesma população. Conseqüentemente, pode-se considerar que a adição de fosfogesso, para todas as doses utilizadas, não chegou a alterar a concentração dos radionuclídeos em comparação com a amostra de referência (dose igual a 0 NG).

Tabela 4.14: Resultados do teste Kruskal-Wallis para as amostras de solo

Solo Argiloso com fosfogesso		Radionuclídeos					
	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	
Valor p	0,468	0,086	0,448	0,691	0,624	0,077	
n	12	12	12	12	12	12	
Solo Arenoso com fosfogesso		Radionuclídeos					
	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	
Valor p	0,817	0,183	0,297	0,668	0,627	0,875	
n	12	12	12	12	12	12	

n = número de amostras.

Tabela 4.15: Resultados do teste Kruskal-Wallis para as amostras de alface

Alface no solo argiloso		Radionuclídeos					
	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	
Valor p	0,564	0,408	0,546	0,070	0,063	0,439	
n	12	12	12	12	12	12	
Alface no solo arenoso		Radionuclídeos					
	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	
Valor p	0,817	0,183	0,297	0,668	0,627	0,875	
n	12	12	12	12	12	12	

4.10 – Concentração de radionuclídeos presentes nas amostras de água percolada

Na TAB. 4.16 são apresentados os resultados da atividade específica média de cada um dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de água percolada. Como pode ser observado todos os valores encontrados ficaram abaixo da Atividade Mínima Detectável (AMD) dos métodos utilizados.

Não foi observada nenhuma diferença entre os valores obtidos para a amostra em que foi adicionada a dosagem máxima de fosfogesso e a amostra de referência (sem adição de fosfogesso) indicando, portanto, que a contaminação dos tipos de solo (arenoso e argiloso) pela adição do fosfogesso, para todas as dosagens consideradas, não resultou na lixiviação dos radionuclídeos analisados no perfil de solo considerado.

Tabela 4.16: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de água percolada

Dosagem de fosfogesso	^{238}U (Bq.L ⁻¹)	^{232}Th (Bq.L ⁻¹)	^{226}Ra (Bq.L ⁻¹)	^{228}Ra (Bq.L ⁻¹)	^{210}Pb (Bq.L ⁻¹)	^{210}Po (Bq.L ⁻¹)
Solo Argiloso						
0 NG	< 0,11	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
0,5 NG	< 0,11	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
1,0 NG	< 0,11	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
2,0 NG	< 0,11	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
Solo Arenoso						
0 NG	< 0,11	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
0,5 NG	< 0,11	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
1,0 NG	< 0,11	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007
2,0 NG	< 0,11	< 0,006	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,007

4.11 – Estimativa dos Fatores de Transferência

A absorção de radionuclídeos pelos vegetais é descrita pelo fator de transferência (FT), o qual é definido como sendo a razão entre as concentrações de radionuclídeos na planta e as concentrações no solo, expressas em Bq.kg⁻¹, dos respectivos pesos secos (IUR, 1989).

A literatura demonstra que para o mesmo tipo de solo, para a mesma espécie vegetal e para um mesmo radionuclídeo, os valores de FT variam, inclusive em ordem de magnitude (FRISSEL et al 2002; TWINING et al, 2004; AMARAL et al, 2005; CARINI et al, 2005;

CHEN et al, 2005, GREEN et al, 2005). Essa grande variabilidade indica que existe uma baixa relação direta entre a concentração de um radionuclídeo no solo e na planta, e a razão para a tal variabilidade de FT é óbvia. Como citado anteriormente, os fatores que influenciam a absorção dos elementos pelas raízes somam-se um número de processos relacionados à química, biologia e física do solo, à heterogeneidade do solo, à hidrogeologia e à fisiologia vegetal, e às atividades humanas, como a agricultura (HANLON, 1991). No entanto, embora questionável, o FT é até o presente o parâmetro utilizado para estimar a transferência de um nuclídeo do solo para planta (RIBEIRO, 2004).

Conforme mencionado anteriormente, a maioria das amostras de solo adubado e alface apresentaram atividades abaixo da atividade mínima detectável para:

- ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po (as amostras de solo arenoso adubadas com dose de fosfogeno iguais a 0,5 NG e 1,0 NG);
- ^{238}U e ^{210}Pb (para todas as amostras alface cultivadas em solos argiloso e arenoso adubados com doses de fosfogeno iguais a 0,5 NG e 1,0 NG);
- ^{232}Th (para as amostras alface cultivadas em solo argiloso adubado com doses de fosfogeno iguais a 0,5 NG e 1,0 NG).

Mesmo assim, foram calculados os FT dos radionuclídeos para aquelas condições em que a atividade específica estava acima da AMD. Os resultados obtidos são apresentados na TAB. 4.17

Tabela 4.17: Fatores de transferência solo-planta

Fatores de Transferência (kg.kg^{-1})						
Solo Argiloso						
Doses de fosfogeno	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
0NG	-	$1,8 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	$8,5 \cdot 10^{-2}$
0,5NG	-	-	$3,6 \cdot 10^{-2}$	-	-	$5,3 \cdot 10^{-2}$
1NG	-	-	$4,1 \cdot 10^{-2}$	-	-	$3,5 \cdot 10^{-2}$
2NG	-	$3,7 \cdot 10^{-3}$	$3,5 \cdot 10^{-2}$	-	-	$4,8 \cdot 10^{-2}$
						$8,5 \cdot 10^{-2}$
Solo Arenoso						
Doses de fosfogeno	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
0NG	-	$2,3 \cdot 10^{-2}$	-	$2,4 \cdot 10^{-1}$	-	-
0,5NG	-	$1,6 \cdot 10^{-2}$	-	$2,0 \cdot 10^{-1}$	-	-
1NG	-	$2,0 \cdot 10^{-2}$	-	$3,2 \cdot 10^{-1}$	-	-
2NG	-	$2,3 \cdot 10^{-2}$	-	$2,4 \cdot 10^{-1}$	-	-

Os resultados mostram uma tendência em se ter um FT maior para os experimentos em solo arenoso (pelo menos para o ^{232}Th , o qual é o único radionuclídeo que pode ser feita uma comparação). Haja vista, como já comentado anteriormente, o solo arenoso com uma baixa concentração de matéria orgânica e baixa CTC possui baixa capacidade em reter os radionuclídeos disponibilizando-os, portanto, com maior facilidade para as plantas. É interessante observar que para o solo arenoso, só foi possível o cálculo dos fatores de transferência para os elementos da série do ^{232}Th , já que a maioria dos valores de atividade específica média ficou abaixo da AMD.

Portilho (2005) em estudo sobre o fator de transferência de radionuclídeos no sistema solo-planta verificou que os solos com maior teor de matéria orgânica apresentaram os menores valores de fator de transferência (FT). Nota-se que os solos estudados apresentaram valores de FT mais elevados que aqueles obtidos em solos de clima temperado para a mesma cultura, de acordo com levantamento realizado pela IUR (1989), superando-os em alguns casos em uma ordem de grandeza.

A tendência de valores de FT mais elevados para solos brasileiros do que solos de clima temperado tem sido observada também para outras culturas em trabalhos realizados por Wasserman e Belém (1996) e Wasserman et al. (2001). Tais resultados podem ser explicados pelo fato dos solos de clima tropicais serem mais lixiviados e pobres em matéria orgânica, resultando em uma menor capacidade de retenção de elementos no solo, promovendo maior mobilidade dos elementos para as plantas e, portanto, a elevação dos valores de FT.

Ribeiro (2004) utilizando fertilizantes fosfatados em solos oriundos de diferentes regiões do Brasil, encontrou fatores de transferência solo-planta de 0,02 para ^{226}Ra e 0,03 para ^{228}Ra na cultura do feijão, e 0,03 para ^{226}Ra e de 0,04 para ^{228}Ra na cultura da alface. Na cultura da cenoura, o fator de transferência de ^{226}Ra foi de 0,06. Valores esses da mesma ordem de grandeza que os encontrados no presente estudo. Como já mencionado, nos experimentos realizados por Ribeiro (2004), os solos foram adubados com fertilizantes fosfatados e não com fosfogesso.

Os resultados obtidos no presente estudo indicam que a mobilidade dos radionuclídeos em ambos os solos estudados foi baixa. Deve ser salientado que o processo envolvendo a mobilidade de radionuclídeos no solo é muito complexo e depende de vários fatores que descrevem as características físicas, químicas e biológicas do solo, tais como pH, granulometria, composição mineralógica, conteúdo de matéria orgânica, retenção mecânica, entre outros. Quando presentes no solo, os radionuclídeos podem formar complexos com a

matéria orgânica, a qual possui elevado poder de adsorção de íons. Tal complexação possui uma grande influência na mobilidade desses elementos no perfil do solo.

Outros fatores que podem afetar a mobilidades dos radionuclídeos no solo são: o fluxo de água no solo e o intervalo de tempo em que cada experimento é realizado (JACQUES, 2005; GOLMAKANI, 2008). O fluxo de água é um aspecto muito importante, mas pouco investigado, e tal condição (velocidade e tempo de fluxo) induz mudanças nas condições geoquímicas do solo que podem influenciar de forma significativa a mobilidade de radionuclídeos e metais no solo. Jacques et al (2005), utilizando modelo computacional para estudo sobre a mobilidade de radionuclídeos em solo adubado com fertilizante fosfatado, observou que um intervalo de tempo correspondente a 30 anos consecutivos de simulação não foi suficiente para se chegar a uma conclusão sobre os efeitos da lixiviação dos radionuclídeos e metais.

4.12 – Estimativa da dose

Para estimar a contribuição anual à dose efetiva comprometida (vide ANEXO C), decorrente da ingestão crônica das hortaliças analisadas neste trabalho, inicialmente, foi realizada uma pesquisa para conhecer a quantidade consumida por um indivíduo da população em questão. No Brasil, essa informação é fornecida pela POF (Pesquisa de Orçamentos Familiares) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Neste trabalho foram utilizados dados do último censo de 2002/2003 (IBGE, 2003), o qual descreve que a aquisição alimentar domiciliar *per capita* anual (kg) de alface no estado de Minas Gérias é de 0,822 kg.ano⁻¹.

Além disso, é necessário ter disponível os valores das doses efetivas comprometida por unidade de incorporação por ingestão para membros do público (Sv.Bq⁻¹) para cada um dos radionuclídeos, os quais são estimados a partir de modelos biocinéticos e dosimétricos de incorporação de radionuclídeos (ICRP, 1996; CNEN, 2005).

No presente estudo foi feita a estimativa da dose equivalente efetiva anual considerando apenas os maiores valores de atividade específica média de cada radionuclídeo cujos resultados finais apresentaram-se superiores à AMD.

Os resultados da atividade ingerida anual e da dose equivalente efetiva anual para membros do público com idade superior a 17 anos são apresentados na TAB. 4.18. Nessa tabela também se encontram relacionados os valores adotados de dose efetiva comprometida

por unidade de incorporação por ingestão para cada um dos radionuclídeos de interesse e da atividade específica média das amostras de alface.

Tabela 4.18: Resultados da dose efetiva comprometida anual

Radionuclídeos	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Po
Dose efetiva comprometida por unidade de incorporação por ingestão para membros do público com idade superior a 17 anos em (Sv.Bq ⁻¹) ⁽¹⁾	2,3 10 ⁻⁷	2,8 10 ⁻⁷	6,9 10 ⁻⁷	1,2 10 ⁻⁶
Solo Argiloso				
Valor adotado para a atividade específica média (Bq.kg ⁻¹)	4,0 10 ⁻¹	2,0	1,5	3,0
Atividade ingerida anual (Bq.ano ⁻¹) ⁽²⁾	3,3 10 ⁻¹	1,6	1,2	2,4
Dose efetiva comprometida anual (mSv)/radionuclídeo	7,5 10 ⁻²	4,6 10 ⁻⁴	8,5 10 ⁻⁴	2,9 10 ⁻³
Dose efetiva comprometida anual total (mSv) (levando em conta todos os radionuclídeos)	4,3 10 ⁻³			
Solo Arenoso				
Valor adotado para a atividade específica média (Bq.kg ⁻¹)	7,0 10 ⁻¹	-	8,0	3,0
Atividade ingerida anual (Bq.ano ⁻¹) ⁽²⁾	5,7 10 ⁻¹		6,5	2,4
Dose efetiva comprometida anual (mSv)/radionuclídeo	1,3 10 ⁻⁴	-	4,5 10 ⁻³	2,9 10 ⁻³
Dose efetiva comprometida anual total (mSv) (levando em conta todos os radionuclídeos)	7,5 10 ⁻³			

¹ Dados obtidos na Posição Regulatória 3.01/011 (CNEN, 2005).

² Assumindo um consumo *per capita* anual (kg) de alface no estado de Minas Gerais de 0,822 kg/ano.

A dose efetiva comprometida determinada ficou muito abaixo do limite de 1 mSv.ano⁻¹ da ICRP (1991), para o público em geral. Evidentemente, esse resultado deve-se apenas à pequena fração que a alface representa na dieta diária típica. Existem muitos outros alimentos que não foram analisados e, portanto, não foram considerados no cálculo da dose, apesar de serem consumidos de forma significativa pela população brasileira. Mesmo assim, pode-se inferir que a aplicação do fosfogesso, tanto no solo argiloso, como arenoso, não resultou em um aumento da exposição do homem à radioatividade natural para as condições experimentais consideradas no presente estudo.

5 - CONCLUSÃO

Dois tipos de solos do Cerrado (argiloso e arenoso) foram tratados com diferentes doses de um resíduo gerado no processo de produção de ácido fosfórico (H_3PO_4), conhecido como fosfogesso ou gesso agrícola, o qual é classificado como um material tipo NORM (*Naturally Occurring Radioactive Materials*, ou seja, materiais em que a radioatividade ocorre naturalmente). Em virtude da presença de elementos radioativos das séries naturais (em especial, ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po) no fosfogesso foram realizados experimentos em casa de vegetação de forma a avaliar, se a sua aplicação para melhoria do ambiente radicular do subsolo, poderia resultar na transferência de radionuclídeos para alfaces cultivadas com os solos tratados, bem como para a água percolada dos vasos onde foram plantados as hortaliças.

Este estudo decorreu, principalmente, da preocupação com os riscos do aumento da exposição à radioatividade natural em virtude da aplicação de um material tipo NORM na agricultura. Como mencionado em capítulos anteriores, os processos industriais a que tais materiais são submetidos podem aumentar de forma significativa a concentração de elementos radioativos (e, portanto, os níveis de radiação emitida) e a exposição de trabalhadores e indivíduos do público à radioatividade.

De acordo com a Norma Técnica ABNT NBR 10004:2004 – Resíduos Sólidos, o fosfogesso foi classificado como Classe II A - Não Perigoso, Não Inerte, Não Corrosivo e Não Reativo pelo fato de os limites para o teste de toxicidade por solubilização terem sido ultrapassados para os parâmetros arsênio, fluoretos, alumínio, ferro, manganês e sulfatos.

Análises da composição química média do fosfogesso analisado mostraram que ele é basicamente composto por: cálcio (25,2%) e enxofre (16,6%); P_2O_5 (0,97%). Em média, a quantidade de P_2O_5 encontrada em fertilizantes fosfatados é de 15 a 30%, evidenciando que o fosfogesso não deve ser usado como um fertilizante fosfatado, mas sim, como um corretivo do solo que atua na diminuição da acidez potencial. A umidade relativa da amostra foi de 15%.

A análise mineralógica do fosfogesso indicou que o mesmo é constituído essencialmente de Gipso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) e, portanto, esse resíduo é, basicamente, um sulfato de cálcio dihidratado. Os seus altos teores de cálcio e enxofre justificam o seu uso agrônomico. No solo foi observada a presença de minerais como a Caulinita e a Gibsita, que

podem influenciar o processo de transferência de contaminantes no sistema solo-planta, principalmente devido à baixa capacidade de retenção de cátions desses minerais.

Os solos utilizados no experimento foram analisados quanto à sua fertilidade. A análise destes dados revelou que os dois solos amostrados são ácidos e possuem baixo nível de fertilidade. Isto pôde ser comprovado pela baixa concentração de nutrientes disponíveis (Ca, Mg, K e P), bem como pelo baixo valor de CTC efetiva. O baixo índice de saturação por bases (V) indica que apenas pequenas quantidades de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} estão presentes adsorvidos às cargas negativas dos colóides. Consequentemente, a maior parte do complexo de troca encontra-se ocupado por íons H^{+} e Al^{3+} , os quais constituem a acidez potencial dos solos indicando, portanto, que a saturação por Al é relativamente alta. O solo argiloso apresentou condição de fertilidade ligeiramente melhor, com teores mais elevados de Ca e matéria orgânica.

Os resultados das análises para determinação da concentração de radionúcleos naturais nas amostras de fosfogesso indicaram que a atividade específica média do ^{226}Ra (252 Bq.kg^{-1}) no fosfogesso ficou abaixo do limite recomendado pela Agência Ambiental Americana (EPA, 1988) para uso do fosfogesso na agricultura, cujo valor é igual a 370 Bq.kg^{-1} .

Apesar de não existirem limites recomendados pela Agência Ambiental Americana (EPA, 1988) para o ^{238}U , ^{232}Th , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , tais elementos foram considerados neste estudo devido à sua toxicidade para sistemas biológicos, além de serem uma importante fonte potencial de contaminante ambiental. Em geral, o fosfogesso analisado apresentou valores de atividade específica para o ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po da mesma ordem de grandeza que aquela observada para o ^{226}Ra . Por outro lado, as atividades específicas do ^{238}U e o ^{232}Th ficaram bem abaixo da atividade do ^{226}Ra . Esse comportamento já era esperado, uma vez que, como mencionado anteriormente, após a digestão da rocha, em plantas que utilizam o processo por via úmida para a produção de fertilizantes, o equilíbrio é quebrado, havendo uma redistribuição dos radionuclídeos. Aproximadamente 86% do ^{238}U e 70% do ^{232}Th vão para o fertilizante, enquanto que 80% do ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb vão para o fosfogesso.

De uma maneira geral, o fosfogesso apresentou valores de atividade específica média para os radionuclídeos considerados (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po) próximos aos valores encontrados na literatura.

A atividade específica de cada um dos radionuclídeos de interesse presentes nas amostras de solo argiloso é bem superior à obtida para o solo arenoso. Tal fato pode ser explicado pelas características mineralógicas dos solos argilosos, os quais possuem uma

maior capacidade de retenção de íons em sua superfície, haja vista possuírem maior teor de matéria orgânica e área superficial.

As análises estatísticas (teste não paramétrico Kruskal-Wallis) (KLEINBAUM et al, 1998) mostraram que a adição de fosfógeno nos solos nas várias doses efetuadas não chegou a alterar a concentração dos radionuclídeos nesses solos a níveis considerados estatisticamente relevantes.

A atividade específica média dos radionuclídeos nas amostras de alface variaram entre $< 1,25 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{238}U , entre $< 0,07$ a $0,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{232}Th , $< 3,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ para ^{226}Ra , $< 8,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{228}Ra , $< 3,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{210}Pb e entre $1,3$ a $3,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$ de ^{210}Po . Nesse caso, os testes estatísticos não paramétricos Kruskal-Wallis (KLEINBAUM et al, 1998) também mostraram que a adição de fosfógeno, nas doses utilizadas, não chegou a alterar a concentração dos radionuclídeos em nenhum dos casos de interesse.

A água percolada apresentou valores de atividade média abaixo da atividade mínima detectável (AMD) para todos os radionuclídeos, sendo os valores obtidos: $< 0,11 \text{ Bq.L}^{-1}$ de ^{238}U , $< 0,006 \text{ Bq.L}^{-1}$ de ^{232}Th , $< 0,02 \text{ Bq.L}^{-1}$ de ^{226}Ra , $< 0,02 \text{ Bq.L}^{-1}$ de ^{228}Ra , $< 0,02 \text{ Bq.L}^{-1}$ de ^{210}Pb e $< 0,007 \text{ Bq.L}^{-1}$ de ^{210}Po .

Apesar da maioria dos resultados de concentração dos radionuclídeos presente nas amostras de alface apresentarem valores abaixo da AMD, os fatores de transferência (FT) foram estimados para aquelas condições em que a atividade específica mostrou-se superior à AMD. Os valores obtidos variaram de $1,8 \cdot 10^{-3}$ a $2,3 \cdot 10^{-2}$ para ^{232}Th ; $3,5 \cdot 10^{-2}$ a $4,1 \cdot 10^{-2}$ para ^{226}Ra , $2,4 \cdot 10^{-1}$ a $3,2 \cdot 10^{-1}$ para ^{228}Ra e $3,5 \cdot 10^{-2}$ a $8,5 \cdot 10^{-2}$ para ^{210}Po , dependendo do tipo de solo utilizado no plantio das hortaliças.

De uma maneira geral, os resultados obtidos no presente estudo indicaram que a mobilidade dos radionuclídeos em ambos os solos estudados foi baixa. Os principais fatores que podem ter influenciado neste comportamento foram: o curto intervalo de tempo do experimento e o baixo fluxo de água em que o solo foi submetido. Entretanto, tais condições foram necessárias devido às características exigidas pela planta utilizada no experimento, no caso da alface que possui um ciclo curto de, aproximadamente, quarenta dias.

A dose efetiva comprometida determinada no presente trabalho ficou muito abaixo do limite de 1 mSv.ano^{-1} da ICRP (1991) para o público em geral indicando, portanto, que a aplicação do fosfógeno não resultou em um aumento significativo da exposição do homem à radioatividade natural, nas condições experimentais do presente trabalho.

Finalmente, vale ressaltar que, do ponto de vista da proteção radiológica, os dados levantados neste trabalho demonstram a viabilidade do uso do fosfogesso na agricultura do Cerrado. Estudos adicionais vêm sendo realizados no sentido de se compreender os mecanismos de transferência de metais pesados, radionuclídeos naturais e de alguns nutrientes no sistema solo/planta de outras culturas cultivadas na região do Cerrado.

Todas estas informações irão contribuir não apenas para o uso seguro e sustentável de um resíduo tipo NORM na agricultura do Cerrado, mas também para a geração de oportunidades para micro e pequenas empresas da cadeia produtiva envolvidas na sua comercialização, distribuição e aplicação e para a minimização dos impactos ambientais decorrentes de sua disposição em pilhas, no próprio local em que ele é gerado.

6 - PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS

No sentido de complementar este estudo, sugere-se que sejam realizados experimentos adicionais visando um melhor entendimento da influência da adubação de solos do Cerrado com um resíduo tipo NORM, mais especificamente, o fosfogesso ou gesso agrícola na mobilidade de elementos tóxicos, tais como radionuclídeos e metais, o que implica em:

1. Analisar o solo após a colheita dos vegetais e verificar o teor remanescente de radionuclídeos nesse compartimento;
2. Dada à presença significativa de elementos terras raras no fosfogesso analisado no presente estudo, examinar a transferência desses elementos no sistema solo-planta;
3. Realização de experimentos diretamente no campo com outros tipos de culturas típicas da região do Cerrado;
4. Aplicação dos resultados obtidos em modelos de simulação do transporte de contaminantes no solo e água subterrânea de forma a avaliar a mobilidade dos radionuclídeos após vários anos de aplicação do resíduo em diferentes tipos de solo característicos da região do Cerrado.

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE, G.A.S.C. (1996). *A produção de fosfato no Brasil: uma apreciação histórica das condicionantes envolvidas*. Séries Estudos e Documentos, CETEM/CNPq, 130p.
- ALCORDO, I.S.; RECHCIGL, J. E. (1993). *Phosphogypsum in agriculture: a review*. Adv. Agron. 59:55-118.
- ALVAREZ, V. V. H. (1974). *Equilíbrio de formas disponíveis de fósforo e enxofre em dois latossolos de Minas Gerais. Viçosa, Viçosa, MG: UFV, 1974. 137 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG..*
- AMARAL, R.S. et al. (2005). *Intake of uranium and radium-226 due food crops consumption in the phosphate region of Pernambuco – Brazil*. Journal of Environmental Radioactivity. 82: 383-393.
- ANGUISSOLA, S.; SILVA, S. (1992). *Foliar absorption and leaf fruit transfer of ¹³⁷Cs in fruit trees*. Journal of Environmental Radioactivity. 16: 97-108.
- AQUINO, E.P. (2005). *A Produção de Ácido Fosfórico e a Geração de Fosfogesso*. In: DESAFIOS TECNOLÓGICOS PARA O REAPROVEITAMENTO DO FOSFOGESSO. Belo Horizonte. Anais eletrônicos ... Belo Horizonte: UFMG. Disponível em: <<http://www.fosfogesso.eng.ufmg.br>>. Acesso em: 21/05/2006
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS. ABNT NBR 10006:2004. *Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos*.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS. ABNT NBR 10004:2004. *Resíduos sólidos – Classificação*.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS. ABNT NBR 10005:2004. *Procedimento para obtenção de extrato lixiviador de resíduos sólidos*.
- BACCAN, N. et al. (2001). *Química Analítica Quantitativa Elementar*. 3.ed. Campinas: Edgard Blucher. 308p.
- BARKER, F.B. et al. (1965). *Determination of uranium in natural water*. U.S. Geological Survey, water supply paper 169-c. Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office.
- BARTL, P.E.; ALBUQUERQUE, P.C.W. (1992). Alternativas para reciclagem industrial do fosfogesso. In: *Seminário Sobre O Uso Do Gesso Na Agricultura, 2.,1992, Uberaba - MG. Anais...* Uberaba: IBRAFOS.
- BELLINGIERI, P.A.; BERTIN, E.G. (2003). *Effects of the application of sewage, slags and limestone in the chemical properties of a soil cultivated with corn (Zea mays, L.)*. Científica, vol.31 (1), p. 81-89.

BLEICHER, L.; SASAKI, J.M. (2000). *Introdução a difração de raios – X em cristais*. Universidade Federal do Ceará. Disponível em: <<http://www.fisica.ufc.br/raiosx/download/apostila.pdf>> Acesso em: 07 nov. 2006.

BLUM, W.E.H. (1988). *Problems of soil conservation*. Nature and Environment Series 39. Council of Europe, Strasbourg.

BRAGA, B. *et al.* (2005). *Introdução à engenharia ambiental*. 2. ed. São Paulo: Pearson - Prentice Hall. 318 p.

CALLISTER, W.D. (2000). *Materials science and engineering: an introduction*. 5th. ed. New York: John Wiley & Sons. 871p. ISBN 0471320137 : (Broch.).

CANUT, M. (2006). *Estudo da Viabilidade da Substituição do Gesso pelo Rejeito Fosfogesso em Material de Construção*. Belo Horizonte, 110p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

CARINI, F. *et al.* (2005). *Modelling and experimental studies on the transfer of radionuclides to fruit*. Journal of Environmental Radioactivity. 84: 271-284.

CDTN – CENTRO DE DESENVOLVIMENTO DA TECNOLOGIA NUCLEAR. (2001). *Análise granulométrica de minérios*. Belo Horizonte: (Rotina Técnica RT(CT5)CDTN-0338).

CDTN – CENTRO DE DESENVOLVIMENTO DA TECNOLOGIA NUCLEAR. (1998). *Determinação de P₂O₅ por colorimetria*. Belo Horizonte: (Rotina Técnica RT(CT5)CDTN).

CHEN, S.B.; ZHU, Y.G.; HU, Q.H. (2005). *Soil to plant transfer of ²³⁸U, ²²⁶Ra and ²³²Th on a uranium mining-impacted soil from southeastern China*. Journal of Environmental Radioactivity. 82: 223-236.

CNEN-NN-4.01. (2004). *Requisitos de Segurança e Proteção Radiológica para Instalações Minerárias Industriais com U e Th associado*, Resolução 28 de 17 de dezembro de 2004.

CNEN – COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. (2005). *Coeficientes de Dose para Exposição do Público*. Posição Regulatória 3.01 / 011, Rio de Janeiro.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2002). Ministério do Meio Ambiente. *Resolução nº 307 de 5 de julho de 2002*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama>>. Acesso em: 2 jul. 2005.

CONCEIÇÃO, F.T.; BONOTTO, D.M. (2003). *Radiological incidence at Tapira and Catalão phosphate rocks, their (by) products, phosphate fertilizers and amendments*. Short Papers – IV South American Symposium on Isotope Geology, Salvador, BA.

CURRIE, L.A. (1968). *Limits for qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry*. Analytical Chemistry. v. 40, n. 3. pp 586-593.

CUTSHALL, N.H.; LARSEN, I.L.; OLSEN, C.R. (1983). *Direct analysis of ²¹⁰Pb in sediments samples: self-absorption corrections*. Nuclear Instruments and Methods, v.206, p.309-315.

- DE CORTE, F. (1986). *The k_0 - standardisation method: a move to the optimisation of neutron activation analysis*. 464 f. Thesis (Doctor) - Rijksuniversiteit Gent, Faculteit Van de Wetenschappen, Gent.
- DE SOETE, D.; GIJBELS, R.; HOSTE, J. (1972). *Neutron Activation Analysis*. London: Wiley-Interscience, 834p.
- DEGENHARDT, J.; LARSEN, P.B.; HOWELL, S.H.; et al. *Aluminum resistance in the Arabidopsis mutant alr-104 is caused by an aluminum-induced increase in rhizosphere pH*. *Plant Physiology*, Minneapolis, 117:19-27, 1998
- DOMINGUEZ, J.M.L., MISI, A. *O Cráton do São Francisco*". SBG. Salvador – Bahia.. (1993).
- EISENBUD, M. (1973). *Environmental radioactivity*. New York: Academic Press.
- EISENBUD, M. (1987). *Environmental radioactivity: from natural, industrial and military sources*. 3a. edição. New York: Academic Press, Inc.
- ELBAHI, S.M.; ELDINE, N.W.; ELSHERSHABY, A.; SROOR, A. (2004). *Elemental analysis of Egyptian phosphate fertilizer components*. *Health Phys*; 86(3):303307.
- EMBRAPA (1997). EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. *Manual de métodos de análise do solo*. Rio de Janeiro.
- EMBRAPA (2000). EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. (Embrapa Milho e Sorgo). *Fertilidade de Solos*. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho/fertilsolo.htm>. Acessado em 25/06/2006.
- EMBRAPA (2004). EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (*Ecosistemas*) *Cerrado*. Disponível em: http://www.embrapa.br/linhasdeacao/ecossistemas/cerrado/index_html/mostra_documento>. Pesquisa feita em 04/10/2006.
- EMBRAPA (2005). EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. *Uso de Gesso Agrícola nos Solos do Cerrado*. Planaltina, DF: EMBRAPA CERRADOS. 19P. ISSN 1517-0187.
- EPA (1980). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. *Prescribe procedures for measurements of radioactivity in drinking water*. EPA 600-4-80-032.
- EPA (1988). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. *Background Information Document: Statistical Procedures for Certifying Phosphogypsum for Entry Into Commerce, As Required by Section 61.207 of 40 CFR Part 61, Subpart R*. EPA 402-R-98-008, Washington, DC.
- EPA (1992). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. *Potential Uses of Phosphogypsum and Associated Risks: Background Information Document*. EPA 520/1-91-029.

EPA (1999). ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. *Evaluation of Guidelines for Exposures to Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials*. National Academy Press, Washington, DC.

EUR 96. (1996). *Basic Safety Standards for the Protection of Workers and the General*

EU (1998). EUROPEAN COMMISSION. *COUNCIL DIRECTIVE 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption* (O.J. L 330/32, 5.12.98)

EU. (2001). EUROPEAN COMMISSION. *Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – PART II. Application Of The Concepts Of Exemption And Clearance To Natural Radiation Sources. Radiation Protection 122*. Directorate-General – Environment.

FAUSTO, A.M.F.; MARQUES, L.S.; OTSUBO, S.M.; PAES, W.S.; HODO, F.; YOSHIMURA, E.M.; NAGATOMO, T. (1995). *Espectrometria Gama, Termoluminescência e Ativação Neutrônica Aplicadas ao Estudo da Radioatividade em Solo Granítico*. In: 40 Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica.

FERNANDES, H.M.; RIO, A.P.M.; FRANKLIN, M.R. (2004). *Impactos Radiológicos da Indústria do Fosfato*. Série Esdutos&Documentos CETEM/MCT 56. Disponível em: http://www.cetem.gov.br/publicacao/CETEM_SED_56.pdf. Pesquisa feita em 04/07/2006.

FIPR (1989). FLORIDA INSTITUTE OF PHOSPHATE RESEARCH . *Production of High-Value Cash Crop on Mixtures of Sand Tailings and Waste Phosphatic Clays*. Publication n° 03-075-080.

FIPR (2001). FLORIDA INSTITUTE OF PHOSPHATE RESEARCH. *Predicting the Long-Term Radiological and Agronomic Impacts of High Rates of Phosphogypsum Applied to Soils under Bahiagrass Pasture. Part II*. Prepared by University of Florida. Publication n° 05-044-174.

FOY, C.D. (1976). *General principles involved in screening plants for aluminium and manganese tolerance*. In: WRIGHT, M.J. (ed.). *Plant Adaptation to Mineral Stress in Problem Soils*. Beltsville. p.255-267.

FRIEDELANDER, G.; KENNEDY, J.W.; MILLER, J.M. (1981). *Nuclear and radiochemistry*. 3ª ed. New York: John Wiley & Sons, 684 p.

FRISSEL, M. J. *et al.* (2002). *Generic values for soil-to-plant transfer factors of radiocesium*. Elsevier: Journal f Environmental Radioactivity, n°. 58, p. 113-128.

GOLMAKANI, S.; MOGHADDAM, M.V.; HOSSEINI, T. (2008). *Factors affecting the transfer of radionuclides from the environmental to plants*. Radiation Protection Dosimetry, pp 1-8.

GREEN, N.; HAMMOUND, D. J.; WILKINS, B. T. (2005). *A Long-term Study of Transfer of Radionuclides from Soil to Fruit*. Health Protection Agency. HPA-RPD-006.

HÄBERLI, R, LÜSCHER, C, PRAPLAN CHASTONAY, B ; WYSS, C. (1991). *L'affaire sol. Pour une politique raisonnée de l'utilisation du sol*. Rapport final du programme national de recherche 'Utilisation du sol en Suisse' (PNR 22), Georg Editeur, Geneva.

HANLON, E.A. (1991). *Naturally occurring radionuclides in agricultural products: an overview*. Proceedings of The National Symposium on Naturally Occurring Radionuclides in Agricultural Products, Orlando, Flórida, EUA.

HARIDASAN, P.P.; PAUL, A.C., DESAI, M.V.M. (2001). *Natural radionuclides in the aquatic environment of a phosphogypsum disposal area*. Journal of Environmental Radioactivity, v. 53, p. 155-165.

HYPERLAB-PC V5.0. (202). *User's Manual, Institute of Isotopes*. Budapest Hungary.

IAEA (1996a). INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources*. SS-115-BSS, Vienna, Austria.

IAEA (1996b). INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Radiation Protection and the Safety of Radiation Sources (Safety Fundamentals)*. Safety Series n° 120, IAEA, Vienna.

IAEA (2004). INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *Radiation, People and the Environment*. <http://www.iaea.org/Publications/Booklets/RadPeopleEnv/pdf/radiation_low.pdf> Acesso em 23 de maio de 2008.

IAEA (2005). INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY.. *Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance*. IAEA Safety Standards Series Safety Guide No. RS-G-1.7.

IBGE (2003). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. [homepage na internet]. São Paulo. Acesso em 07 julho de 2006. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Orcamentos_Familiares/Pesquisa_de_Orcamentos_Familiares_2002_2003/Tabelas_de_Resultados/Aquisicao/Grandes_Regioes

ICRP (1978). INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Limits for intakes of radionuclides by workers. Part I*. Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1991). INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Publication 61. *Annual limits on intake of radionuclides by workers based on the 1990 Recommendations*. Vol. 21. N° 4. ISSN 0146-6453.

ICRP (1993). INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Publication 67. *Age-dependent Doses to Members of Public: Part 2. Ingestion Doses Coefficients*. Vol. 23. N°. 3-4. ISSN 0146-6453.

ICRP (1995). INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Age-dependent Doses to Members of Public: Part 3. Ingestion Doses Coefficients*. Vol. 25. N°. 1. ISSN 0146-6453.

ICRP (1996). INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Age dependent doses to the members of the public from intake of radionuclides: part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients*. ICRP Publication 72. Oxfordshire.

IUR, (1989). *Report of the Working Group Soil-to-Plant Transfer Factors*, International Union of Radioecologists: Bilthoven, Netherlands.

JACQUES, D.; MALLANTS, D.; SIMUNEK, J.; GENUCHTEN, M.V. (2005). *Long term uranium migration in agricultural field soils following mineral P-fertilization*. In: 10th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management. Scotland.

JACOMINO, V.M.F. (2003). *Fosfogesso*. Belo Horizonte: CDTN/CNEN. 17p. Relatório Técnico Científico por Missão.

JENNY, H. (1941). *Factors of soil formation*. McGraw Hill, New York.

KAYZERO/SOLCOI. (2003). *User's Manual, for reactor neutron activation analysis (NAA) using the k_0 standardization method*, ver. 5a.

KLEINBAUM, D.G, KUPPER, L.L, MULLER, K.E ; NIZAM, A (1998). *Applied Regression Analysis and Other Multivariable Methods*. California: Duxbury Press.

KOCHIAN, L.V., HOEKENGA, O.A., PINEROS, A.M. (2004). *How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency*. Annu. Rev. Plant Biol. Vol. 55, p.459–93.

KOMOSA, A.; CHIBOWSKI, S.; RESZKA, M. (2005). *Natural radioisotope level differentiation in arable and noncultivated soils at LecznaWlodawa Lake district*. IAEA Tec Doc1472. In: Proceedings of International Conference; May 1721 2004; Szczyrk.

KRAUS, W. (2000). *Management of Waste from Mining and Minerals Processing*. In: Proceedings of IRPA10 Conference, Hiroshima. Disponível em: <<http://www.irpa.net/irpa10/cdrom>>. Acesso em 22 de nov. de 2003.

LAURIA, D.C.; CONTI, L.F.; SOUZA, E.M.; HACON, S. (1997). *Ingestão de radionuclídeos por uma população de uma região rica em monazita*. In: Encontro Científico da Sociedade Brasileira de Biociências Nucleares.

LIFSHIN, E. (1999). *X-ray characterization of materials*, New York, Wiley-VCH.

LIMA E. C.; CAVALLI-MOLINA, S. (2001). *Fitotoxicidade do alumínio: efeitos, mecanismo de tolerância e seu controle genético*. Ciência Rural, vol. 31, p.531-541.

LINSALATA, P.; MORSE, R. S.; FORD, H.; EINSENBUD, M.; PENNA FRANCA, E.; CASTRO, M. B. de; LOBAO, N.; SACHETT, I.; CARLOS, M. (1989). *An assessment of soil-to-plant concentration ratios for some natural analogues of the transuranic elements*. Health Physics, v. 56, n.1., pp.33-46.

LIV, D. H. F.; LIPTÁK, B. G. (1997). *Environmental Engineer's Handbook*. 2 ed. New York: Lewis Publishers. 1431p. ISBN: 0-8493-9971-8.

LOPES, A.S.; COX, F.R. (1977). *A survey of the fertility status of surface soils under cerradovegetation in Brazil*. Soil Science Society of America Journal, v.41, p.742–747.

LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. (1994). *Solos sob cerrado: manejo da fertilidade para a produção agropecuária*. 2.ed. São Paulo, ANDA, 62p. (Boletim Técnico, 5).

- MALAVOLTA, B. (1991). *O gesso agrícola no ambiente e na nutrição da planta - perguntas & respostas*. IN: XVI curso de resíduos agroindustriais e impacto ambiental – SECITAP. Jaboticabal.
- MALAVOLTA, E. (2006). *Manual de nutrição mineral de plantas*. Sao Paulo. Ceres. 638 p.
- MAYS, C.W.; ROWLAND, R.E. STEHNEY, A., (1985). *Cancer risk from the lifetime intake of Ra and U isotopes*. Health Physics, v. 48, n. 5, p. 635-647.
- MAZZILLI, B.; PALMIRO, V.; SAUEIA, C NISTI, M.B. (2000) *Radiochemical characterization of Brazilian phosphogypsum*. Elsevier: Journal of Environmental Radioactivity, nº. 49, p. 113-122.
- MELQUIADES, F.L.; APPOLONI, C.R. (2002). *Comparação de dois métodos em espectrometria de raios gama para análise de radioatividade de baixo nível*. Revista Ciências Exatas e Naturais, Vol. 4, no 1.
- MENEZES, M.Â.B.C.; PALMIERI, H.E.L.; ALBINATI, C.C.B.; JACIMOVIC, R. (2003). *Iron Quadrangle, Brazil: assessment of the health impact caused by mining pollutants through the chain food applying nuclear and related techniques*. In: Co-ordinated Research Project on use of nuclear and related analytical techniques in studying human health impacts of toxic elements consumed through foodstuffs contaminated by industrial activities. Viena: International Atomic Energy Agency. (NAHRES-75).
- MENEZES, M.Â.B.C.; JACIMOVIC, R. (2006). *Optimised k₀-instrumental neutron activation method using the TRIGA MARK I IPR-R1 reactor at CDTN/CNEN, Belo Horizonte, Brazil*, Nuclear Instruments & Methods in Physics Research A, v. 564, p. 707-715.
- MINGOTE, R. M. (2006). *Determinação de ²²⁶Ra e ²²⁸Ra em água por contagem alfa total e beta total*. (in press).
- MOLINARI, J. (1990). *The chemistry and radiochemistry of radium and the other elements of the uranium and thorium natural decay series*. In: IAEA – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *The environmental behaviour of radium*, v. 1. pp 11–58. Technical Reports Series No. 310.
- MORGAN, R. P. C. (1986). *Soil erosion and conservation*. Longman, Harlow (UK).
- OLIVEIRA, T. C. (2008). *Estabelecimento de Metodologia para determinação de ²²²Rn por espectrometria de cintilação em líquido para aplicação em estudos de reservatórios de petróleo*. Belo Horizonte, 67p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN).
- PAPASTEFANOU, C.; STOULOS, S.; IOANNIDOU, A.; MANOLOPOULOU, M. (2006). *The application of phosphogypsum in agriculture and the radiological impact*. Journal of Environmental Radioactivity, v. 89, p. 188-198.
- PFISTER, H.; PHILIPP, G.; PAULY, H. (1976). *Population dose from natural radionuclides in phosphate fertilizers*. Radiation and Environmental Biophysics. 13:247261.
- PONTEDEIRO, E.M.B.D. (2006). *Avaliação de modelos de impacto ambiental para deposição de resíduos sólidos contendo radionuclídeos naturais em instalações minero-*

industriais. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio De Janeiro, COPPE. Rio de Janeiro, RJ.

PORTILHO, A.P. (2005) *A influência da adição de composto orgânico na mobilidade e biodisponibilidade do ^{137}Cs e do ^{60}Co em solos tropicais*. Dissertação de Mestrado. CNEN/IRD. Rio de Janeiro.

RABI, J.A.; SILVA, N.C. (2006). *Radon exhalation from phosphogypsum building boards: symmetry constraints, impermeable boundary conditions and numerical simulation of a test case*. Journal of Environmental Radioactivity, Oxford, v. 86, n. 2, p. 164-175.

RIBEIRO, F. C. A. (2004). *Manejo agrícola e teores de radionuclídeos naturais em vegetais cultivados no Rio de Janeiro*. Dissertação de Mestrado. CNEN/IRD. Rio de Janeiro.

ROCHEDO, E.R.R.; WASSERMAN, M.A. (2000). *Avaliação de impacto ambiental: uso de dados genéricos versus uso de valores específicos para o local*. Anais do V ENAN. Rio de Janeiro.

ROCHEDO, E.R.R.; WASSERMAN, M.A. (2003). *Avaliação de impacto radiológico ambiental*. In: ROCHEDO, E.R.R., *Avaliação do Impacto Radiológico Ambiental*, cap. 5, Rio de Janeiro, IRD.

RUSSEL, J.B. (1994). *Química Geral*, 2 ed., São Paulo: Makron Books.

SALAM, A.K. & HELMKE, P.A. (1998). *The pH Dependence of Free Ionic Activities and Total Dissolved Concentration of Copper and Cadmium in Soil Solution*. Geoderma, 83: 281-291.

SANTOS, A.J.G. (2002). *Avaliação do impacto radiológico ambiental do fosfogesso brasileiro e lixiviação de ^{226}Ra e ^{210}Pb* . Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas em Energia Nuclear – IPEN, São Paulo.

SANTOS, A.J.G., MAZZILLI, B.P. FÁVARO, D.I.T. ; SILVA, P.S.C (2006). *Partitioning of radionuclides and trace elements in phosphogypsum and its source materials based on sequential extraction methods*. Journal of Environmental Radioactivity, Great Britain, v. 87, p. 52-61.

SAUEIA, C.H.R.; MAZZILLI, B.P. (2006). *Distribution of natural radionuclides in the production and use of phosphate fertilizers in Brazil*. Journal of Environmental Radioactivity. 89:229239.

SAVVIN, S.B (1961). *Analytical use of Arsenazo III. Determination of thorium, zirconium, uranium and rare earth elements*. Talanta 8:673-685.

SENAI (2005). SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM INDUSTRIAL. Serviço Nacional de Respostas Técnicas. Resposta Técnica. Assunto: *Agricultura e Pecuária*. Palavras-chaves: Gesso agrícola; sulfato de cálcio dihidratado; tecnologia de granulação de gesso agrícola. Disponível em: <<http://www.sbrt.ibict.br/upload/sbrt1020.html>>. Acesso em: 08 ago. 2006.

SHAINBERG, I.; SUMNER, M. E.; MILLER, W. P.; FARINA, M.P.W.; PAVAN, M.A.; FEY, M. V. (1989). *Use of gypsum on soils: a review*. Adv. Soil Sci. 9:1-111.

SILVA, L.H.C. (1997). *Aspectos econômico-ambientais do uso do fosfogesso na agricultura..* Dissertação (Mestrado). COPPE - UFRJ, Rio de Janeiro, 127p.

SILVA, N.C.; FERNANDES, E.A.N.; CIPRIANI, M.; TADDEI, M.H.T. (2001) *The natural radioactivity of Brazilian phosphogypsum.* Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 249, n. 1.

SIQUEIRA, M.C.; OLIVEIRA, K.A.P.; MOZETO, A.A.; TADDEI, M.H.; DIAS, F.F. (2007). *A Comparison between spectrometry with Arsenazo III and nêutron activation for determination of U and Th in phosphogypsum.* Anais do INAC 2007. Vol CD-ROM, Santos, Brasil.

SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E; REIN, T.A. (1995). *Uso de Gesso Agrícola nos Solos dos Cerrados.* Planaltina: EMBRAPA-CPAC.

TAUHATA, L.; SALATI, I.; DI PRINZIO, R.; DI PRINZIO, A.R. (1999). *Radioproteção e dosimetria: fundamentos.* 3 ed. rev. Rio de Janeiro, RJ: IRD. 214p.

TENORIO, R. G. (2006). *Phosphogypsum, stack or not to satch, a european perception.* International seminar on the uses of phosphogypsum. Belo Horizonte. Anais eletrônicos... Disponível em <<http://www.cdtm.br>> Acesso em: 22/08/2006.

TUPYNAMBÁ, G. (1969). *Análise de rotina de urânio e tório pelo método dos neutrons retardados.* Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais.

TURNER, J. E. (1995). *Atoms, Radiation, and Radiation Protection.* 2nd ed. U.S.: John Wiley & Sons, Inc. 555 p. ISBN: 0-471-59581-0.

TWINING, J. R. *et al.* (2004). *Seasonal changes of redox potential and microbial activity in two agricultural soils of tropical Australia: some implications for soil-to-plant transfer of radionuclides.* Elsevier: Journal of Environmental Radioactivity, n°. 76, p. 265-272.

UMISEDO, N.K. (2007). *Dose de radiação ionizante decorrente do uso de fertilizantes agrícolas.* Tese de Doutorado em Saúde Pública.Faculdade de Saúde Pública - USP, FSP, Brasil.

UNEP/UNIDO (1996). UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME/UNITED NATIONS INDUSTRIAL DEVELOPMENT ORGANISATION. *Mineral Fertilizer Production and the Environment.* Part 1. The fertilizer industry's manufacturing processes and environmental issues. IFA/UNEP/UNIDO, Technical Report No. 26, Part 1, 66p.

UNSCEAR (1982). UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. *Ionizing radiation: sources and biological effects.* United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. New York, USA.

UNSCEAR (2000a). UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. *Report on sources and effects of ionizing radiation to the general assembly.* United Nations, Vienna.

UNSCEAR (2000b). UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION.. *Sources and effects of ionizing radiation.* In: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, vol. I. United Nations, New York.

VAJDA, N.; LaROSA, J.; ZEISLER, R.; DANESI, P.; KIS-BENEDEK. (1997). *A novel technique for the simultaneous determination of ^{210}Pb and ^{210}Po using a crown ether*. Journal of Environmental Radioactivity, v. 37, Issue 3, p. 355-372.

VASCONCELLOS, L.M.H.; AMARAL, E.C.S.; VIANNA, M. E. (1987). *Uptake of ^{226}Ra and ^{210}Pb by food crops cultivated in a region of high natural radioactivity in Brazil*. Journal of Environmental Radioactivity, v. 5, pp. 287-302

VASCONCELLOS, L.M.H.; LAURIA, D.C.; SILVA, L.H.C.; TADDEI, J.F. (1999). *Relação entre as massas úmida, seca e de cinzas em materiais biológicos – uma ferramenta para amostragens em campo e análise de amostras*. Química Nova, v. 22, n. 6, pp 889-893.

VITTI, G.C.; FERREIRA, M.E.; MALAVOLTA, E. (1985). *Respostas de culturas anuais e perenes*. In: Seminário sobre o uso do fosfógeno na agricultura, Anais. Brasília: IBRAFOS, 1985. p.17-44.

WASSERMAN, M.A.; BELÉM, L. J. (1996). *Valores de Transferência do ^{137}Cs de Latossolos para Plantas Comestíveis*. VI Congresso Geral de Energia Nuclear, Rio de Janeiro, Brasil.

WASSERMAN, M.A.V.; PEREZ, D.V.; BOURG, A. (2002). *Behavior of Cesium-137 in Some Brazilian Oxisol*. Communications Soil Science and Plant Analysis, 33 (7 & 8): 1335-1349.

WASSERMAN, M.A.; PEREZ, D.V.; LAURIA, D.C. (2001). *Cultural inputs of ^{226}Ra and ^{228}Ra in tropical agricultural environments*. Radioprotection – Colloques. Anais do ECORAD 2001, v. 37, pp. 541-545.

WHO (2003). WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Uranium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, (WHO/SDE/WSH/03.04/118).

YAMAZAKI, I.M.; GERALDO, L.P. (2003). *Uranium content in phosphate fertilizers commercially produced in Brazil*. Applied Radiation and Isotopes.59:133136.

ANEXO A – Breve definição sobre Atividade Mínima Detectável (AMD)

A Atividade Mínima Detectável (AMD) é a quantidade mínima de um dado radionuclídeo que pode ser determinada com certo grau de confiança. Ela não constitui um limite, mas um nível que se pode atingir por todo um método de medida. Ela se distingue do Limite de Detecção (LD) por considerar, não somente as características instrumentais (“background” e eficiência), mas todos os outros fatores e condições que interferem na medida. É uma estimativa da concentração da atividade que pode ser acessível sob um conjunto específico de condições de medida. Isto inclui o tamanho da amostra, tempo de contagem, correções de auto-absorção e de decaimento, rendimento químico e qualquer outro fator que influir na determinação da concentração (CURRIE, 1968).

A AMD fornece valores mais reais que o LD, substituindo esse último com inúmeras vantagens sob o ponto de vista estatístico, já que ela leva em conta todos os parâmetros envolvidos na determinação e não somente o “background”.

ANEXO B – Atividade específica dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras (triplicatas) de solo, alface e água percolada.

Dose fosfogesso	Código	²³⁸ U		
		solo (Bq.kg ⁻¹)	alface (Bq.kg ⁻¹)	lixiviado (Bq.L ⁻¹)
Solo Argiloso				
0 NG	a	150 ± 50	<1,25	< 0,110
	b	125 ± 25	<1,25	< 0,110
	c	150 ± 50	<1,25	< 0,110
0,5 NG	a	125 ± 25	<1,25	< 0,110
	b	150 ± 50	<1,25	< 0,110
	c	125 ± 25	<1,25	< 0,110
1,0 NG	a	125 ± 25	<1,25	< 0,110
	b	125 ± 25	<1,25	< 0,110
	c	125 ± 25	<1,25	< 0,110
2,0 NG	a	125 ± 25	<1,25	< 0,110
	b	150 ± 50	<1,25	< 0,110
	c	150 ± 50	<1,25	< 0,110
Solo Arenoso				
0 NG	a	25 ± 25	<1,25	< 0,110
	b	25 ± 25	<1,25	< 0,110
	c	25 ± 25	<1,25	< 0,110
0,5 NG	a	150 ± 25	<1,25	< 0,110
	b	25 ± 50	<1,25	< 0,110
	c	25 ± 25	<1,25	< 0,110
1,0 NG	a	25 ± 25	<1,25	< 0,110
	b	25 ± 25	<1,25	< 0,110
	c	50 ± 25	<1,25	< 0,110
2,0 NG	a	25 ± 25	<1,25	< 0,110
	b	25 ± 25	<1,25	< 0,110
	c	25 ± 25	<1,25	< 0,110

Dose fosfogesso	Código	²³² Th		
		solo (Bq.kg ⁻¹)	alface (Bq.kg ⁻¹)	lixiviado (Bq.L ⁻¹)
Solo Argiloso				
0 NG	a	107 ± 4	<0.07	< 0,0060
	b	110 ± 4	0,20 ± 0,05	< 0,0060
	c	110 ± 4	<0.07	< 0,0060
0,5 NG	a	111 ± 8	<0.07	< 0,0060
	b	106 ± 4	<0.07	< 0,0060
	c	113 ± 8	<0.07	< 0,0060
1,0 NG	a	116 ± 4	<0.07	< 0,0060
	b	117 ± 4	<0.07	< 0,0060
	c	115 ± 8	<0.07	< 0,0060
2,0 NG	a	106 ± 4	0,34 ± 0,09	< 0,0060
	b	109 ± 4	0,5 ± 0,2	< 0,0060
	c	112 ± 8	<0.07	< 0,0060
Solo Arenoso				
0 NG	a	30 ± 2	<0.07	< 0,0058
	b	29 ± 2	0,7 ± 0,2	< 0,0058
	c	30 ± 2	<0.07	< 0,0058
0,5 NG	a	33 ± 2	<0.07	< 0,0058
	b	30 ± 2	0,5 ± 0,2	< 0,0058
	c	30 ± 2	<0.07	< 0,0058
1,0 NG	a	29 ± 2	0,8 ± 0,3	< 0,0058
	b	31 ± 2	0,3 ± 0,2	< 0,0058
	c	31 ± 2	0,86 ± 0,04	< 0,0058
2,0 NG	a	31 ± 4	<0.07	< 0,0058
	b	32 ± 2	1,2 ± 0,1	< 0,0058
	c	31 ± 2	0,3 ± 0,3	< 0,0058

Dose fosfogesso	Código	²²⁶ Ra		
		solo (Bq.kg ⁻¹)	alface (Bq.kg ⁻¹)	lixiviado (Bq.L ⁻¹)
Solo Argiloso				
0 NG	a	60 ± 5	2,0 ± 1,0	<0,02
	b	62 ± 6	< 3,6	<0,02
	c	52 ± 5	2,0 ± 1,0	<0,02
0,5 NG	a	60 ± 5	<1,0	<0,02
	b	60 ± 5	2,0 ± 1,0	<0,02
	c	44 ± 3	< 1,6	<0,02
1,0 NG	a	60 ± 6	< 2,2	<0,02
	b	45 ± 4	< 1,6	<0,02
	c	42 ± 3	< 1,2	<0,02
2,0 NG	a	62 ± 6	< 1,5	<0,02
	b	64 ± 5	2,0 ± 1,0	<0,02
	c	44 ± 3	< 1,6	0,03 ± 0,01
Solo Arenoso				
0 NG	a	<20	< 1,0	<0,02
	b	<20	< 2,0	<0,02
	c	<20	<1,4	<0,02
0,5 NG	a	<8	< 4,0	<0,02
	b	<11	2,0 ± 1,0	<0,02
	c	<20	< 3,0	<0,02
1,0 NG	a	<20	< 3,0	<0,02
	b	<20	< 3,0	<0,02
	c	<20	< 1,0	<0,02
2,0 NG	a	<9,7	< 1,0	<0,02
	b	<20	< 2,0	<0,02
	c	<9,4	< 2,0	<0,02

Dose fosfogesso	Código	²²⁸ Ra		
		solo (Bq.kg ⁻¹)	alface (Bq.kg ⁻¹)	lixiviado (Bq.L ⁻¹)
Solo Argiloso				
0 NG	a	105 ± 5	4,2 ± 0,8	0,030 ± 0,004
	b	104 ± 6	< 8,0	<0,02
	c	103 ± 6	< 6,0	<0,02
0,5 NG	a	114 ± 9	1,7 ± 0,4	<0,02
	b	106 ± 6	1,7 ± 0,4	0,023 ± 0,003
	c	103 ± 6	1,3 ± 0,3	<0,02
1,0 NG	a	110 ± 7	< 4,0	<0,02
	b	115 ± 9	1,3 ± 0,3	<0,02
	c	100 ± 7	< 3,2	<0,02
2,0 NG	a	106 ± 6	< 2,4	<0,02
	b	103 ± 6	1,3 ± 0,3	<0,02
	c	104 ± 6	2,2 ± 0,5	<0,02
Solo Arenoso				
0 NG	a	30 ± 5	< 6,4	<0,02
	b	30 ± 4	< 5,4	<0,02
	c	21 ± 5	1,0 ± 0,2	<0,02
0,5 NG	a	25 ± 5	7,0 ± 1,0	<0,02
	b	35 ± 7	2,0 ± 0,4	<0,02
	c	30 ± 6	10 ± 2,0	0,031 ± 0,005
1,0 NG	a	24 ± 5	16 ± 3,0	<0,02
	b	30 ± 5	6,0 ± 1,0	<0,02
	c	22 ± 6	3,1 ± 0,7	<0,02
2,0 NG	a	29 ± 6	10 ± 2,0	<0,02
	b	30 ± 6	7,0 ± 1,0	<0,02
	c	28 ± 6	6,0 ± 1,0	<0,02

Dose fosfogesso	Código	²¹⁰ Pb		
		solo (Bq.kg ⁻¹)	alface (Bq.kg ⁻¹)	lixiviado (Bq.L ⁻¹)
Solo Argiloso				
0 NG	a	46 ± 9	5,0 ± 2,0	<0,02
	b	46 ± 10	<8,0	<0,02
	c	55 ± 21	< 4,0	<0,02
0,5 NG	a	51 ± 15	< 3,0	<0,02
	b	54 ± 10	< 2,0	<0,02
	c	37 ± 20	< 3,0	<0,02
1,0 NG	a	50 ± 12	< 3,0	<0,02
	b	45 ± 23	< 1,0	<0,02
	c	36 ± 22	< 1,0	<0,02
2,0 NG	a	50 ± 11	2,0 ± 1,0	<0,02
	b	52 ± 9	< 2,0	<0,02
	c	38 ± 23	3,0 ± 1,0	<0,02
Solo Arenoso				
0 NG	a	<30	< 7,0	<0,02
	b	<30	< 3,0	0,041
	c	<30	< 2,0	0,03
0,5 NG	a	<33	< 4,5	<0,02
	b	<24	4,0 ± 3,0	<0,02
	c	<30	< 1,0	<0,02
1,0 NG	a	<30	< 3,6	<0,02
	b	<30	< 3,2	<0,02
	c	<30	< 3,1	<0,02
2,0 NG	a	<27	< 5,1	<0,02
	b	<30	< 3,5	0,032
	c	<28	< 1,3	0,034

Dose fosfogesso	Código	²¹⁰ Po		
		solo (Bq.kg ⁻¹)	alface (Bq.kg ⁻¹)	lixiviado (Bq.L ⁻¹)
Solo Argiloso				
0 NG	a	36 ± 5	1,5 ± 0,5	< 0,007
	b	41 ± 5	4,0 ± 0,9	< 0,007
	c	40 ± 4	< 1,0	< 0,007
0,5 NG	a	38 ± 5	1,0 ± 0,3	< 0,007
	b	36 ± 5	2,0 ± 0,3	< 0,007
	c	39 ± 5	3,0 ± 0,4	< 0,007
1,0 NG	a	35 ± 4	1,0 ± 0,3	< 0,007
	b	36 ± 4	1,0 ± 0,3	< 0,007
	c	29 ± 4	1,0 ± 0,4	< 0,007
2,0 NG	a	51 ± 4	1,0 ± 0,3	< 0,007
	b	38 ± 4	2,0 ± 0,5	< 0,007
	c	38 ± 4	< 1,0	< 0,007
Solo Arenoso				
0 NG	a	< 11	3,0 ± 1,0	< 0,007
	b	< 11	2,0 ± 0,6	< 0,007
	c	< 11	< 2,0	< 0,007
0,5 NG	a	< 12	< 1,0	< 0,007
	b	< 11	< 1,0	< 0,007
	c	< 11	< 1,0	< 0,007
1,0 NG	a	< 11	1,6 ± 0,4	< 0,007
	b	< 11	1,4 ± 0,4	< 0,007
	c	< 11	1,0 ± 0,3	< 0,007
2,0 NG	a	< 11	1,5 ± 0,4	< 0,007
	b	< 11	< 1,0	< 0,007
	c	< 11	< 1,0	< 0,007

ANEXO C - Definições das grandezas físicas da área de radiação ionizante

Dose absorvida D

D é uma grandeza física, definida como o quociente da energia média $\bar{d}_{\mathcal{E}}$ depositada pela radiação ionizante na matéria de um elemento de volume e dm é a massa da matéria desse volume. Matematicamente, ela é expressa como:

$$D = \frac{\bar{d}_{\mathcal{E}}}{dm}$$

A unidade de dose absorvida no S.I. é o Gy e 1 Gy vale 1 J·kg⁻¹.

Dose equivalente H_T

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

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

A unidade de dose equivalente no S.I. é o Sievert (Sv), sendo que 1 Sv = 1 J·kg⁻¹.

Dose efetiva E

Também uma grandeza de proteção radiológica e corresponde à soma das doses equivalentes nos tecidos ou órgãos do corpo multiplicados pelo fator de ponderação para cada tecido. A expressão usada para o cálculo da dose efetiva (E) é dada por:

$$E = \sum_T W_T H_T$$

Onde, H_T é a dose equivalente no tecido ou órgão T e W_T é o fator de ponderação (vide tabela abaixo) para o tecido ou órgão T . Esse fator está relacionado com a sensibilidade de um tecido ou órgão quando expostos à radiação e a indução de câncer e efeitos hereditários (ICRP, 1991).

A unidade no S.I. também é o Sievert (Sv), sendo que 1 Sv = 1 J·kg⁻¹.

Valores de ponderação W_T (ICRP, 1991).

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

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

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

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

Dose efetiva comprometida $E(\tau)$

Essa grandeza é expressa por:

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

Sendo:

$H_T(\tau)$ a integral no tempo da taxa de dose equivalente no tecido T que será recebida por um indivíduo após a ingestão ou inalação de um radionuclídeo;

τ o período de integração em anos após a ingestão ou inalação. Quando não especificado de outra forma, τ tem o valor de 50 anos para adultos e até a idade de 70 anos para incorporação por crianças.

W_T o fator de ponderação do órgão ou tecido.

**ANEXO D – Relatório Técnico de Classificação Completa de Resíduos
Sólidos – ABNT NBR 10.004:2004**

SGS GEOSOL Laboratórios Ltda.



SG-0278-CR/07

**Relatório Técnico de
Classificação Completa de Resíduos Sólidos
ABNT NBR 10.004: 2004**

Avaliação de Corrosividade, Reatividade e Toxicidade

**Cliente: Centro de Desenvolvimento da
Tecnologia Nuclear -CDTN**

17/09/2007



SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA

ÍNDICE

ÍNDICE.....	2
1.CRITÉRIOS PARA CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDO:.....	3
2.LAUDO DE CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUO:.....	5
3.INFORMAÇÕES SOBRE A AMOSTRA:.....	6
4.RESULTADOS DE ANÁLISE:	
4.1. AMOSTRA LIXIVIADA: Gesso.....	7
4.2. AMOSTRA SOLUBILIZADA: Gesso.....	10
 ANEXO	
CERTIFICADO DE ANÁLISE SG4089 -AUG07	
CERTIFICADO DE ANÁLISE SG4100 -AUG07	
CERTIFICADO DE ANÁLISE SG4101 -AUG07	
CERTIFICADO DE ANÁLISE SG4102 -AUG07	

SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

Rua São Vicente, 255 – Bloco B – Olhos d'Água – Belo Horizonte – MG – Brasil – CEP: 30380-570
 www.sgsgeosol.com.br – e-mail: tecnologia@sgsgeosol.com.br
 Fone: +55 31 2123-0022 – Fax: +55 31 2123-0023

2 / 11

1- CRITÉRIOS PARA CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDO:

A SGS GEOSOL Laboratórios Ltda utiliza como critérios para classificação de resíduo sólido os seguintes itens das normas ABNT NBR 10004: 2004, 10005: 2004 e 10006: 2004 citados abaixo.

O resíduo é classificado em:

- 1) Resíduo classe I – Perigoso
- 2) Resíduo classe II – Não Perigosos
 - IIA – Não Inerte
 - IIB – Inerte

Os dados para interpretação dos resultados analíticos para os parâmetros analisados, se encontram em anexos (Certificado(s) de Análise SG4099 -AUG07, SG4100 -AUG07, SG4101 -AUG07, SG4102 -AUG07)

1) O resíduo enquadrado como Classe I: Perigoso, é assim classificado de acordo com:

1.1 NORMA ABNT NBR 10004: 2004 Item 4.2.1

Essa norma estabelece que resíduo perigoso é aquele que apresenta periculosidade, i.e., característica apresentada em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, que pode apresentar: risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices; ou riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada; ou constem como resíduos perigosos de fontes não específicas ou resíduos perigosos de fontes específicas da referida norma.

1.2 Avaliação de Corrosividade - NORMA ABNT NBR 10004: 2004 Item 4.2.1.2 Item a

Essa norma estabelece que o resíduo que apresentar características altamente ácidas ou básicas, o resíduo será caracterizado como tóxico, classe I - Perigoso.

1.3 Avaliação de Reatividade - NORMA ABNT NBR 10004: 2004 Item 4.2.1.3 Itens a,b,c,e

Essa norma estabelece que o resíduo que apresentar características de reação violenta com água ou liberação elevada de enxofre ou clareto, o resíduo será caracterizado como tóxico, classe I - Perigoso.

1.4 Avaliação de Toxicidade - NORMA ABNT NBR 10004: 2004 Item 4.2.1.4 e Anexo F

Essa norma estabelece que: "quando o extrato obtido desta amostra segundo a ABNT NBR 10005, contiver qualquer um dos contaminantes em concentrações superiores aos valores constantes na tabela de limite máximo de concentração no extrato obtido no ensaio de lixiviação (anexo F da norma NBR 10004), o resíduo será caracterizado como tóxico, classe I - Perigoso.

2) O resíduo enquadrado como Classe II: Não Perigoso, é assim classificado de acordo com:

2.1 NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 4.2.2.2 – resíduo classe II B – Inerte

Essa norma estabelece que resíduo classe II B – Inerte é “qualquer resíduo que, submetido a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10006: 2004, não tiver nenhum de seus constituintes solubilizados à concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme tabela Padrões para o ensaio de solubilização (anexo G da norma NBR 10004)”.

2.2 NORMA ABNT NBR 10004: 2004 item 4.2.2.1 – resíduo classe II A – Não Inerte

Essa norma estabelece que resíduo classe II A – Não Inerte é “aquele que não se enquadra na classificação de resíduo classe I – Perigoso ou de resíduo classe II B – Inerte, nos termos desta Norma”.

Os testes de lixiviação e solubilização são realizados de acordo com as Normas ABNT NBR 10005: 2004 e 10006: 2004 e todas as análises são realizadas utilizando como referências analíticas: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW), Environmental Protection Agency (EPA), Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Companhia Estadual de Saneamento Básico (CETESB-SP) e Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA-RJ).

3) NORMA ABNT NBR 10004: 2004 Item 2

O resíduo a ser classificado pela norma NBR 10004 tem como prescrição que o mesmo seja amostrado conforme a norma ABNT NBR 10007: 2004 – “Amostragem de Resíduos Sólidos”. As amostragens realizadas pela SGS GEOSOL Laboratórios Ltda seguem as determinações desta norma.

2- LAUDO DE CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDOS:

CLIENTE: Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear -CDTN

De acordo com as normas ABNT NBR 10004: 2004, 10005: 2004 e 10006: 2004:

O resíduo originário da amostra Gesso é classificado como Classe II A (Não Perigoso – Não Inerte) por apresentar teor de arsênio, fluoretos, alumínio, ferro, manganês e sulfatos na amostra solubilizada acima do limite máximo permitido.

O resíduo originário da amostra Gesso não é Corrosivo, por não apresentar características corrosivas segundo Item 4.2.1.2 subitem a . E não é Reativo , por não apresentar características reativas segundo Item 4.2.1.3 subitens a, b ,c ,e.

Os dados obtidos nos procedimentos de Lixiviação e Solubilização para ensaio de Toxicidade encontram-se listados no certificado de análise de solubilização e lixiviação.

Os parâmetros analisados, limites máximos, e concentrações encontrados são detalhados nas planilhas de Lixiviação e Solubilização apresentadas a seguir:

Quím. Eduardo Lyse Carvalho, MSc
CRQ IV 04.125.181

- INFORMAÇÕES SOBRE A AMOSTRA:

Tab.1: Informação adicional sobre a amostra.

Identificação do Resíduo	Tipo do Resíduo	Origem do Resíduo
Gesso	Pó e seco	<i>O Cliente não informou a origem do resíduo e a descrição do seu processo de segregação. O resultado deste relatório se restringe a amostra enviada para análise na SGS GEOSOL Laboratórios Ltda.</i>

Observações adicionais:

1. Coleta realizada pelo cliente.

4-RESULTADOS DE ANÁLISE

4.1- AMOSTRA LIXIVIADA – Gesso

Tab.2: Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Inorgânicos

Parâmetro	Código de Identificação	Método de Análise	Limite Máximo Permitido (mg/L)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/L)
Arsênio	D005	SMEWW 3114-B	1.0	0.01
Bário	D006	SMEWW 3030, 3120-B	70.0	< 0.005
Cádmio	D007	SMEWW 3030, 3120-B	0.5	< 0.001
Chumbo	D008	SMEWW 3030, 3120-B	1.0	< 0.01
Cromo Total	D009	SMEWW 3030, 3120-B	5.0	0.02
Fluoretos	D010	SMEWW 4502F-C	150.0	17
Merúrio	D011	SMEWW 3113-B	0.1	< 0.0002
Prata	D012	SMEWW 3030, 3120-B	5.0	0.02
Selênio	D013	SMEWW 3114-B	1.0	< 0.01

Tab.3: Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Orgânicos (Pesticidas)

Parâmetro	Código de Identificação	Método de Análise	Limite Máximo Permitido (mg/l)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/l)	Limite de Detecção do Método (mg/l)
Adrin e Dieldrin	D014	EPA 3510/8270 C	0.003	< 0.001	0.001
Clordano (todos Isômeros)	D015	EPA 3510/8270 C	0.02	< 0.001	0.001
DDT (todos Isômeros)	D016	EPA 3510/8270 C	0.2	< 0.001	0.001
Pentaclorofeno I	D024	EPA 3510/8270 C	0.9	< 0.01	0.01
2,4-D	D026	EPA 3510/8270 C	3.0	< 0.01	0.01
Endrin	D018	EPA 3510/8270 C	0.06	< 0.001	0.001
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	D019	EPA 3510/8270 C	0.003	< 0.001	0.001
Lindano	D022	EPA 3510/8270 C	0.2	< 0.001	0.001
Metoxicloro	D023	EPA 3510/8270 C	2.0	< 0.001	0.001
Toxafeno	D025	EPA 3510/8061B	0.5	< 0.002	0.002
2,4,5-T	D027	EPA 3510/8270 C	0.2	< 0.002	0.002
2,4,5-TP	D028	EPA 3510/8270 C	1.0	< 0.01	0.01

Tab.4: Classificação de toxicidade por lixiviação – Parâmetros Orgânicos (Outros orgânicos).

Parâmetro	Método de Análise	Código de Identificação	Limite Máximo Permitido (mg/l)	Concentração no Resíduo Lixiviado (mg/l)	Limite de Detecção do Método (mg/l)
Benzeno	EPA 8260B	D030	0.5	< 0.04	0.04
Benzo (a) pireno	EPA 3510/8270 C	D031	0.07	< 0.002	0.002
Cloro de Vinila	EPA 8260B	D032	0.5	< 0.04	0.04
Clorobenzeno	EPA 8260B	D033	100	< 0.01	0.01
Clorofórmio	EPA 8260B	D034	6.0	< 0.04	0.04
o-Cresol	EPA 3510/8270 C	D036	200	< 0.01	0.01
m-Cresol	EPA 3510/8270 C	D037	200	< 0.01	0.01
p-Cresol	EPA 3510/8270 C	D038	200	< 0.01	0.01
1,4-Diclorobenzeno	EPA 8260B	D039	7.5	< 0.04	0.04
1,2-Dicloroetano	EPA 8260B	D040	1.0	< 0.04	0.04
1,1-Dicloroetileno	EPA 8260B	D041	3.0	< 0.04	0.04
2,4-Dinitrotolueno	EPA 3510/8270 C	D042	0.13	< 0.01	0.01
Hexaclorobenzeno	EPA 3510/8270 C	D021	0.1	< 0.001	0.001
Hexaclorobutadieno	EPA 8260B	D043	0.5	< 0.04	0.04
Hexaclorocetano	EPA 3510/8270 C	D044	3.0	< 0.01	0.01
Metil-etil cetona	EPA 8260B	D045	200	< 0.5	0.5
Nitrobenzeno	EPA 3510/8270 C	D046	2.0	< 0.01	0.01
Picolina	EPA 8260B	D047	5.0	< 0.01	0.01
Tetracloro de Carbono	EPA 8260B	D048	0.2	< 0.04	0.04
Tetracloroetileno	EPA 8260B	D049	4.0	< 0.04	0.04
Tricloroetileno	EPA 8260B	D050	7.0	< 0.04	0.04
2,4,5 Triclorofenol	EPA 3510/8270 C	D051	400	< 0.01	0.01
2,4,6 Triclorofenol	EPA 3510/8270 C	D052	20	< 0.01	0.01

4.2- AMOSTRA SOLUBILIZADA – Gesso

Tab.5: Classificação de toxicidade por solubilização – Parâmetros Inorgânicos.

Parâmetro	Método Analítico	Limite máximo Permitido (mg/L)	Concentração no Resíduo Solubilizado Amostra (mg/L)	Concentração no Resíduo Solubilizado Duplicata (mg/L)
Arsênio (mg As/L)	SMEWW 3114-B	0.01	0.05	0.04
Bário (mg Ba/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.7	< 0.005	< 0.005
Cádmio (mg Cd/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.005	< 0.001	< 0.001
Chumbo (mg Pb/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.01	< 0.01	< 0.01
Cianeto (mg CN/L)	SMEWW 4500C-B,C,D,E	0.07	< 0.01	< 0.01
Cromo Total (mg Cr/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.05	0.04	0.04
Fenóis Totais (mg C ₆ H ₅ OH/L)	SMEWW 5530-B,C,D	0.01	< 0.001	< 0.001
Fluoretos (mg F/L)	SMEWW 4500F-C	1.5	52	52
Mercurio (mg Hg/L)	SMEWW 3112-B	0.001	< 0.0002	< 0.0002
Nitrato (mg N/L)	SMEWW 4500NO3-B	10.0	< 0.05	< 0.05
Prata (mg Ag/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.05	0.01	0.02
Selênio (mg Se/L)	SMEWW 3114-B	0.01	< 0.01	< 0.01
Alumínio (mg Al/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.2	3.91	3.06
Cloreto (mg Cl/L)	SMEWW 4500Cl-B	250	3.9	3.9
Cobre (mg Cu/L)	SMEWW 3030,3120-B	2.0	0.33	0.42
Ferro (mg Fe/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.3	2.43	2.60
Manganês (mg Mn/L)	SMEWW 3030,3120-B	0.1	2.66	2.24
Sódio (mg Na/L)	SMEWW 3030,3120-B	200	48.7	45.3
Surfactantes (mg MBAS/L)	SMEWW 5540-C	0.5	0.33	0.35
Sulfato (mg SO ₄ ²⁻ /L)	SMEWW 4500SO4-E	250	1535	1598
Zinco (mg Zn/L)	SMEWW 3030,3120-B	5.0	0.44	0.51

Tab.6: Classificação de toxicidade por solubilização – Parâmetros Orgânicos.

Parâmetro	Método de Análise	Limite máximo Permitido (mg/l)	Concentração no Resíduo Solubilizado Amostra (mg/l)	Concentração no Resíduo Solubilizado Duplicata (mg/l)	Limite de Detecção do Método (mg/l)
Adrin e Dieldrin	EPA 3510/8270 C	$3,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-3}$
Clordano (todos os isômeros)	EPA 3510/8270 C	$2,0 \times 10^{-3}$	$< 0,0002$	$< 0,0002$	0,0002
2,4-D	EPA 3510/8270 C	0,03	$< 0,01$	$< 0,01$	0,01
DDT (todos isômeros)	EPA 3510/8270 C	$2,0 \times 10^{-3}$	$< 0,001$	$< 0,001$	0,001
Endrin	EPA 3510/8270 C	$6,0 \times 10^{-3}$	$< 0,0002$	$< 0,0002$	0,0002
Heptacloro e seu epóxido	EPA 3510/8270 C	$3,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-3}$
Hexaclorobenzeno	EPA 3510/8270 C	$1,0 \times 10^{-3}$	$< 0,001$	$< 0,001$	0,001
Lindano	EPA 3510/8270 C	$2,0 \times 10^{-3}$	$< 0,001$	$< 0,001$	0,001
Metoxicloro	EPA 3510/8270 C	0,02	$< 0,001$	$< 0,001$	0,001
Toxafeno	EPA 3510/8270 C	$5,0 \times 10^{-3}$	$< 0,002$	$< 0,002$	0,002
2,4,5-T	EPA 3510/8270 C	$2,0 \times 10^{-3}$	$< 0,002$	$< 0,002$	0,002
2,4,5-TP	EPA 3510/8270 C	0,03	$< 0,01$	$< 0,01$	0,01



SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

Rua São Vicente, 355B - Belo Horizonte - MG
 Bairro Olhos d'Água - Cep: 30.390-670
 Fone: (31) 2122-0022 - Fax: (31) 2122-0023

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear - CDTN
 Attn : Vanusa Maria Feliciano Jacomino

segunda-feira, 17 de setembro de
 2007

Data rec. : 07 agosto 2007

SGL Report : 81G4088-AUG07

Projeto : CNPQ410021/2006-7

Ref. Cliente : Pedido 20/07/2007

R. Professor Mario Werneck s/n
 Belo Horizonte, CEP 30123970
 MG

Phone: (31) 30693127

Fax:

CERTIFICADO DE ANÁLISES

Sample ID	Peso Amostra g	pH Extrato Líquido pH	Tempo Vol. Líquido Liberação Hs	Volume Líquido Obtido mL	SSM (Secos %)	Condutividade pH	Resistividade	Ar Total mg Ag/L
1: Gênero	50	4.83	10:00	1000	85.5	2.28	NÃO	0.01
2-BL: BRANCOANALISE	---	4.84	10:00	1000	---	7.12	---	< 0.01
3-STD: ARAMB	---	8.04	---	---	---	8.95	---	0.11
4: Data de realização dos ensaios	09-ago-07	10-ago-07	10-ago-07	10-ago-07	09-ago-07	17-ago-07	10-ago-07	14-set-07
5: Método	10005:2004	452011-0	10305:2004	10305:2004	10005:2004	10304:2004	10004:2004	31140
6: ADNT NBR 10004:2004 Anexo F VMP	---	---	---	---	---	"	---	1

Sample ID	Hg total mg Hg/L	Cd total mg Cd/L	Cromo mg Cr-L	Bi total mg Bi/L	Cu total mg Cu/L	Pb total mg Pb/L	Co total mg Co/L	Ag total mg Ag/L
1: Gênero	< 0.0002	< 0.01	17	< 0.005	< 0.001	< 0.01	0.02	0.02
2-BL: BRANCOANALISE	< 0.0002	< 0.01	< 0.10	< 0.005	< 0.001	< 0.01	0.01	< 0.01
3-STD: ARAMB	0.0009	---	0.02	---	---	---	---	---
4: Data de realização dos ensaios	30-ago-07	17-ago-07	03-set-07	30-ago-07	30-ago-07	30-ago-07	30-ago-07	30-ago-07
5: Método	31120	31140	45207-0	30300; 31200	30300; 31200	30300; 31200	30300; 31200	30300; 31200
6: ADNT NBR 10004:2004 Anexo F VMP	0.1	1	150	20	0.5	1	5	5



SGL Report : SG4088-AUG07

Objetivo: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F
Matriz: sólida (resíduo).
Responsável pela amostragem: Cliente
Local de amostragem: Amostra composta de gesso

Notas:

VMP = Valor máximo permitido
*Limite para corrosividade (≤ 2 ou $\Rightarrow 12.5$).

Referências:

ABNT NBR 10005:2004 - resíduos sólidos - procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos.
Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater 21ª Ed. (2005).

Eduardo Lyse Carvalho
CRQ IV 04125181
Diretor Técnico



SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

Rua São Vicente, 3558 - Belo Horizonte - MG
 Bairro Olhos d'Água - Cep: 31.399-570
 Fone: (31) 2122-9322 - Fax: (31) 2122-6023

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear - CDTN
 Attn : Vanusa Maria Feliciano Jacomino

segunda-feira, 17 de setembro de 2007

Data rec. : 07 agosto 2007

SGL Report : 834100-AUG07

Projeto : CNPQ410021/2006-7

Ref. Cliente : Pedido 20/07/2007

R Professor Mario Werneck s/n
 Belo Horizonte, CEP 30123970
 MG

Phone: (31) 30693127

Fax:

CERTIFICADO DE ANÁLISES

Sample ID	pH Escala Subst. pH	Unidade %	Al Total mg Al/L	As Total mg As/L	Sa Total mg Sa/L
1: Gesso	2.33	4.48	3.91	0.25	<0.025
2-DUP: Gesso	2.84	4.23	3.98	0.24	<0.025
3-BLK: BRANCOANALISE	7.12	---	0.41	<0.01	<0.025
4-STD: ARAMB	8.85	---	0.49	0.11	0.031
5: Data de realização dos ensaios	17-ago-07	09-ago-07	17-ago-07	14-set-07	17-ago-07

Sample ID	Ca Total mg Ca/L	Pb Total mg Pb/L	Cianeto Total mg CN-L	Clorato mg Cl-L	Cu Total mg Cu/L
1: Gesso	<0.001	<0.01	<0.01	3.9	0.33
2-DUP: Gesso	<0.001	<0.01	<0.01	3.9	0.42
3-BLK: BRANCOANALISE	<0.001	<0.01	<0.01	<2.0	<0.01
4-STD: ARAMB	---	0.08	0.11	19	0.05
5: Data de realização dos ensaios	17-ago-07	17-ago-07	17-ago-07	17-ago-07	17-ago-07

Sample ID	Cr Total mg Cr/L	Fluoreto mg F/L	Pb Total mg Pb/L	Fluoreto mg F-L	Mn Total mg Mn/L
1: Gesso	0.04	<0.001	2.43	52	2.68
2-DUP: Gesso	0.04	<0.001	2.60	52	2.24
3-BLK: BRANCOANALISE	<0.01	<0.001	<0.05	<0.10	<0.02
4-STD: ARAMB	0.14	0.011	0.15	0.48	0.14
5: Data de realização dos ensaios	17-ago-07	17-ago-07	17-ago-07	08-set-07	17-ago-07

Sample ID	Hg Total mg Hg/L	Nitrito mg NO2-N/L	Ag Total mg Ag/L	Sr Total mg Sr/L	Na Total mg Na/L	Sulfato mg SO4/L
1: Gesso	<0.0002	<0.05	0.31	<0.01	46.7	1025
2-DUP: Gesso	<0.0002	<0.05	0.32	<0.01	45.3	1590
3-BLK: BRANCOANALISE	<0.0002	<0.05	<0.01	<0.01	0.29	<1.00
4-STD: ARAMB	0.0009	0.29	0.39	---	0.52	9.62
5: Data de realização dos ensaios	05-set-07	18-ago-07	17-ago-07	14-set-07	17-ago-07	21-ago-06

Sample ID	Sulfato mg MBAS/L	Zn Total mg Zn/L
1: Gesso	0.33	0.44
2-DUP: Gesso	0.35	0.51
3-BLK: BRANCOANALISE	<0.10	<0.01
4-STD: ARAMB	0.85	0.12
5: Data de realização dos ensaios	17-ago-07	17-ago-07

02 LUG 2007

Página 1 de 2

Certificados ISO 9001:2000 e ISO 14001:2004 (ABR 32982 e ABR 39911).

Os resultados expressos neste Certificado se referem somente ao material recebido.
 Proibida a reprodução parcial deste documento.



SGL Report : SG4100-AUG07

Sample ID	pH Acetate Solub. pH	Umidade %	Al Total mg/dL	As Total mg/dL	Sb Total mg/dL
07-00000	450000-0	10000-2004	30000; 31200	31100	31000; 31200
7-ABNT NBR 10004:2004 Anexo G/VMP	--	--	0.2	0.01	0.7

Sample ID	Ca Total mg/dL	Pb Total mg/dL	Cianeto Total mg CH-L	Cromo mg CH-L	Cu Total mg/dL
07-00000	30000; 31200	30000; 31200	450000-0	45000-0	30000; 31200
7-ABNT NBR 10004:2004 Anexo G/VMP	0.005	0.01	0.07	350	2

Sample ID	Cr Total mg/dL	Fenóis mg CENSOXA	Pb Total mg/dL	Fluoretos mg F-L	Mn Total mg/dL
07-00000	30000; 31200	30000-0-0	30000; 31200	45000-0	30000; 31200
7-ABNT NBR 10004:2004 Anexo G/VMP	0.05	0.01	0.3	1.5	0.1

Sample ID	Hg Total mg/dL	Nitratos mg NO3-RL	Ag Total mg/dL	Sr Total mg/dL	Ni Total mg/dL	Sulfato mg SO4-L
07-00000	31120	4500000-0	30000; 31200	31100	30000; 31200	4500000-0
7-ABNT NBR 10004:2004 Anexo G/VMP	0.001	50	0.05	0.01	300	350

Sample ID	Surfactantes mg MBAS/L	Zn Total mg/dL
07-00000	30000	30000; 31200
7-ABNT NBR 10004:2004 Anexo G/VMP	0.5	5

Objetivo: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G
 Matriz: sólida (resíduo).
 Responsável pela amostragem: Cliente
 Local da amostragem: Amostra composta de gesso

Notas:
 VMP = Valor máximo permitido

Referências:
 ABNT NBR 10006:2004 - resíduos sólidos - procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos.
 Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater 21ª Ed. (2005).

Eduardo Lyse Carvalho
 CRQ IV 04125181
 Diretor Técnico



SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

Rua São Vicente, 3559 - Belo Horizonte - MG
 Bairro Olhos d'Água - Cep: 38.399-679
 Fone: (31) 2122-0922 - Fax: (31) 2122-0923

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear -CDTN
 Attn : Vanusa Maria Feliciano Jacomino

segunda-feira, 17 de setembro de 2007

R. Professor Mario Werneck s/n
 Belo Horizonte, CEP 30123970
 MG

Data rec. : 07 agosto 2007
 SGL Report : 8G4101-AUG07
 Projeto : CNPQ410021/2006-7
 Ref. Cliente : Pedido 20/07/2007

Phone: (31) 30693127
 Fax:

CERTIFICADO DE ANÁLISES

Sample ID	1,1-Dicloroetileno mg/L	1,2-Dicloroetano mg/L	1,4-Diclorobenz. mg/L	2,4-D-1 mg/L	2,4,5-TP mg/L	2,4,5-Tricloroetileno mg/L	2,4,6-Tricloroetileno mg/L
1: Método	<0.04	<0.04	<0.04	<0.002	<0.01	<0.01	<0.01
2: Método	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	5	1	7.5	0.2	1	400	20

Sample ID	1,4-D,2,4-Dinitrotolueno mg/L	2,4-Dinitro- mg/L	Benceno mg/L	Bromoalqueno mg/L	Clorato (solúvel) mg/L	Clorato de Vitról mg/L
1: Método	<0.01	<0.01	<0.001	<0.01	<0.002	<0.001
2: Método	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8260 B
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	5	0.13	0.003	0.5	0.07	0.02

Sample ID	Cresoloxeno mg/L	Clorofenol mg/L	Cresol total (OT) mg/L	Estireno mg/L	Heptacloro ep. + lig. mg/L	Hexaclorobenz. mg/L
1: Método	<0.01	<0.04	<0.01	<0.001	<0.001	<0.001
2: Método	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	100	5	200	0.2	0.05	0.003

Sample ID	Hexaclorobuta- dieno mg/L	Hexaclorociclo- mg/L	Limfeno (gHCl) mg/L	m-Cresol mg/L	Nitrocloroben- mg/L	Nitrotolueno mg/L
1: Método	<0.04	<0.01	<0.001	<0.01	<0.01	<0.001
2: Método	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8260 B	EPA 8270 D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	0.5	3	0.2	200	200	2

Sample ID	o-Cresol mg/L	p-Cresol mg/L	Pentaclorofen- ol mg/L	Pineno mg/L	Tetracloro- de Carb. mg/L	Tetracloroetileno mg/L	Toxifeno mg/L	Tricloroetileno mg/L
1: Método	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.04	<0.04	<0.002	<0.04
2: Método	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8270 D	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8260 B	EPA 8270 D	EPA 8260 B
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F -VMP	200	200	0.5	5	0.2	4	0.5	7

01.010.010

Objetivo: ABNT NBR 10004:2004 Anexo F
 Matriz: sólida (resíduo).

Página 1 de 2

Certificados ISO 9001:2000 e ISO 14001:2004 (ABR 32982 e ABR 39911).

Os resultados expressos neste Certificado se referem somente ao material recebido.

Proibida a reprodução parcial deste documento.

Dados de unidade contidos para: Matéria Lata.



SQL Report: SG4101-AUG07

Responsável pela amostragem: Cliente
Local da amostragem: Amostra composta de gesso

Notas:

VMF = Valor Máximo Permitido
Data de realização dos ensaios: 10/08/07 a 20/08/07

Referências Analíticas:

EPA = Environmental Protection Agency
ABNT NBR 10005:2004 - resíduos sólidos - procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos.

Eduardo Lyse Carvalho
CRQ IV 04125181
Diretor Técnico



SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

Rua São Vicente, 355B - Belo Horizonte - MG

Bairro Olhos d'Água - Cep: 38.390-570

Fone: (31) 2122-0022 - Fax: (31) 2122-0023

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear - CDTN
Attn : Vanusa Maria Feliciano Jacomino

segunda-feira, 17 de setembro de
2007

Data rec. : 07 agosto 2007

SGL Report : 804162-AUG07

Projeto : CNPG410021/2006-7

Ref. Cliente : Pedido 20/07/2007

R: Professor Mario Wieneck s/n
Belo Horizonte, CEP 30123970
MG

Phone: (31) 30893127

Fax:

CERTIFICADO DE ANÁLISES

Sample ID	2,4,5-T mg/L	2,4,5-TP mg/L	2,4-D Aldrin+Dieldrin mg/L	Chlordane mg/L	(sum DDT) mg/L	(sumes) mg/L
1: Gesso	< 0.002	< 0.01	< 0.01	< 0.00002	< 0.0002	< 0.001
2: Método	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G -VMP	0.002	0.03	0.03	0.00003	0.0002	0.002

Sample ID	Endrin Heptacloro ep. mg/L	+ Heq mg/L	Hexacloroben zeno mg/L	Lindano [g BHC] mg/L	Metoxicloro mg/L	Toxaleno mg/L
1: Gesso	< 0.0002	< 0.00002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.002
2: Método	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D	EPA 8270D
3: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G -VMP	0.0008	0.00003	0.001	0.002	0.02	0.008

Objetivo: ABNT NBR 10004:2004 Anexo G.

Matriz: sólida (resíduo).

Responsável pela amostragem: Cliente

Local da amostragem: Amostra composta de gesso

Notas:

VMP = Valor Máximo Permitido

Data da realização dos ensaios: 10/08/2007 a 29/08/2007.

Referências Analíticas:

EPA = Environmental Protection Agency.

ABNT NBR 10006:2004 - procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos.

Eduardo Lyse Carvalho

CRQ IV 04125181

Diretor Técnico

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](#)