



AVALIAÇÃO DO USO DO REJEITO GERADO PELO BENEFICIAMENTO DA ROCHA FOSFATADA NA AGRICULTURA

Cláudia Marques Peixoto*

Jairo Afonso Henkes**

Resumo

O processo de beneficiamento da rocha fosfatada para produção de ácido fosfórico por via úmida tem gerado muitos resíduos como o fosfogesso, cujas características químicas e físicas são semelhantes ao gesso natural (sulfato de cálcio dihidratado). O imenso volume de fosfogesso produzido anualmente pelas indústrias de produção de ácido fosfórico, vem merecendo a atenção de órgãos de proteção radiológica e das agências de proteção ambiental do Brasil e do exterior. Trabalhos de pesquisa que visam desvendar 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 este é um resíduo abundante, de baixo custo e cujo aproveitamento evitaria o comprometimento ambiental das áreas onde este produto é armazenado. O processo mais utilizado na produção de fertilizantes fosfatados é aquele constituído pelo ataque da rocha fosfática com ácido sulfúrico concentrado e água. Neste caso, os principais produtos das reações químicas são o ácido fosfórico, o super-fosfato simples (SSP) e o super-fosfato triplo (TSP). A estocagem de grandes quantidades de fosfogesso envolve uma série de problemas, entre os quais se destacam, a necessidade de dispor-se de grandes áreas para o seu armazenamento e a possibilidade, em virtude da sua natureza ácida, de causar impactos ao meio ambiente. Além disso, o 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. Este trabalho pretende contribuir para o manuseio e utilização segura, tanto do ponto de vista agrônomo como ambiental, de um dos rejeitos, notadamente o fosfogesso, gerado no processo de beneficiamento da rocha fosfatada, para a agricultura por meio da investigação do papel da adubação de solos na mobilidade dos radionuclídeos naturais. Pretende ainda compreender os mecanismos de transferência de radionuclídeos naturais no sistema solo/planta e avaliar se o uso do fosfogesso como corretivo da acidez de solos contribui para um aumento significativo da concentração de radionuclídeos nas plantas e, conseqüentemente, para um aumento da exposição dos consumidores à radioatividade natural.

*Acadêmica do Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental – Unisul Virtual. E-mail: 'cmp@cdtn.br'

** Professor do Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental e do Programa de Pós Graduação em Gestão Ambiental da Unisul. Mestre em Agroecossistemas. Especialista em Administração Rural. E-mail: jairo.henkes@unisul.br

1 INTRODUÇÃO

A população mundial cresceu de 2,5 bilhões de pessoas 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, econômicos e administrativos envolvidos (BRAGA, 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 (MAZZILLI et al., 2000). A produção mundial anual pode ser estimada em 150 milhões de toneladas. Desse total, cerca de 6 milhões de toneladas são provenientes do Brasil, 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 (MAZZILLI et al., 2000).

Embora o fosfogesso seja composto principalmente por sulfato de cálcio dihidratado, ele pode apresentar níveis elevados de impurezas provenientes da rocha fosfática matriz (FERNANDES ET AL., 2004). 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 e semi-metais (por exemplo, Cd, As e Zn), os fluoretos e radionuclídeos naturais (SANTOS, 2002).

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 fos-

fogesso, é 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.

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. 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).

Vale ressaltar, no entanto, que as avaliações meramente agronômicas podem deixar a desejar do ponto de vista ambiental. Tendo em vista a presença de radionuclídeos naturais no fosfogesso, sua utilização como corretivo da acidez do solo requer a realização de estudos adicionais que permitam a avaliação da mobilidade de material radioativo no solo, contaminação das águas de drenagem e sua absorção pelas plantas.

As reações envolvidas entre os radionuclídeos e os componentes dos solos podem ser por:

- Complexação: são aquelas em que se formam complexos e fazem parte da complexometria. Esta consiste na utilização de agentes quelantes ou ligados, em geral orgânicos, que se coordenam com um íon metálico através de dois ou mais átomos doadores eletrônicos.
- Precipitação ou dissolução: Os compostos químicos se dissolvem em diferentes solventes nos mais diferentes graus de intensidade, os quais por sua vez são afetados por vários fatores, dos quais sobressai a temperatura.

- Adsorção ou dessorção: Isso ocorre em um sistema estar no estado de equilíbrio de sorção entre fase (a granel líquido, ou seja, gás ou solução líquida) e uma superfície de adsorção (sólido ou fronteira que separa dois fluidos). Quando a concentração (ou pressão) da substância na fase de volume é reduzido, algumas das alterações de substância sorvida ao estado a granel.

Estas reações 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.

Tradicionalmente, a literatura 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 (FT). Este, por sua vez, 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, ou seja, da superfície à 20 cm de profundidade, exceto para vegetais da família das gramíneas, cuja profundidade de amostragem de solo é de 10 cm a partir da superfície do solo. (IUR, 1989).

2 TEMA

A principal matéria prima da indústria nacional de fertilizantes fosfatados são os minérios apáticos 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, 2004). Os depósitos carbonáticos 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). A formação das rochas ígneas vêm do resultado da consolidação devida ao resfriamento do magma derretido ou parcialmente derretido. Elas podem ser formadas com ou sem a

cristalização, ou abaixo da superfície como rochas intrusivas (plutônicas) ou próximo à superfície, sendo rochas extrusivas (vulcânicas).

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

Os adubos fosfatados provém das rochas fosfatadas naturais. Podem ser usados pelas indústrias tanto os fosfatos naturais brasileiros como os fosfatos naturais importados. Os fosfatos naturais pouco reativos por serem de baixa reatividade precisam ser atacados por ácidos ou submetidos ao calor para tornarem-se produtos solúveis em água. O ácido fosfórico possui 52 a 55% de P₂O₅. Para obtenção deste ácido submete-se a rocha fosfatada a uma reação com maior quantidade de ácido sulfúrico. Obtém-se o ácido fosfórico e o sulfato de cálcio (gesso). O sulfato de cálcio é separado por filtração. Este processo é chamado “processo úmido”.

A taxa de geração deste material é de aproximadamente 4,8 t para cada tonelada de ácido fosfórico produzido. A produção mundial anual de fosfogesso pode ser estimada em 150 milhões de toneladas. Deste total, cerca de 12 milhões toneladas são provenientes do Brasil (MAZZILLI *et al*, 2000), onde a maior parte gerada está disponibilizada no estado de MinasGerais.

A forma mais comum de descarte dos rejeitos gerados pelo beneficiamento e processamento das rochas fosfatadas é a sua disposição em pilhas em áreas próximas às fábricas. Entretanto, esta prática pode representar um risco potencial ao ambiente circunvizinho, principalmente, para o ar, solo e para as fontes de água localizadas nas proximidades das mesmas.

Os possíveis impactos ambientais associados à disposição do fosfogesso em pilhas são: lixiviação e escoamento superficial de elementos tóxicos, (F⁻, SO₄⁻², metais pesados) e rádio (²²⁶Ra e ²²⁸Ra na forma solúvel), resultando na contaminação dos meios hídricos, irradiação gama direta da pilha (trabalhadores), liberação de aerossóis causados por erosão eólica nas pilhas e inalação do gás ²²²Rn (trabalhadores) (FERNANDES *et al*, 2004, SANTOS, 2006).

Embora o fosfogesso seja composto principalmente por sulfato de cálcio dihidratado, ele pode apresentar níveis elevados de impurezas provenientes da rocha fosfática matriz. Estas rochas transferem para o fosfogesso, durante a fabricação do ácido fosfórico, parte das impurezas insolúveis (ou solubilizadas no meio ácido), como os metais pesados e metalóides (por exemplo, Cd, As e Zn), os fluoretos e os núclídeos radioativos (SANTOS *et al*, 2000).

Os rejeitos sólidos contendo materiais radioativos de ocorrência natural são denominados NORM (do inglês, *Naturally Occurring Radioactive Material*) (EU, 2001; IAEA, 2005). Entre as atividades industriais que geram rejeitos contendo radionuclídeos das séries naturais do ^{238}U e ^{232}Th associados tem-se: o processamento mineral, produção de gás/petróleo e a indústria de fosfato. Na natureza existem elementos radioativos que realizam transmutações ou “desintegrações” sucessivas, até que o núcleo atinja uma configuração estável. Isso significa que, após um decaimento radioativo, o núcleo não possui, ainda, uma organização interna estável e, assim, ele executa outra transmutação para melhorá-la e, ainda não conseguindo, prossegue, até atingir a configuração de equilíbrio. Em cada decaimento, os núcleos emitem radiações dos tipos alfa, beta e/ou gama e cada um deles é mais “organizado” que o núcleo anterior. No estudo da radioatividade, constatou-se que existem 2 séries ou famílias radioativas naturais. No caso da indústria de fosfato, os radionuclídeos presentes são provenientes da matéria prima básica utilizada na fabricação do ácido fosfórico, ou seja, os minérios apáticos, os quais contêm quantidades significativas de urânio, tório e demais elementos radioativos de suas respectivas cadeias de decaimento, metais pesados, fluoretos e outros. O teor de radionuclídeos em cada rocha é bastante variável, dependendo, basicamente, das características geológicas do local de extração da rocha.

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 , que tem comportamento semelhante ao do cálcio, vão para o fosfogesso (SANTOS, A.J.G. *et al*, 2006; MAZZILLI, B. P. *et al.*, 2000). Estudos de caracterização de parte do fosfogesso estocado nas indústrias nacionais de fertilizantes em geral, mostraram concentrações nas faixas de 22 a 729

nBq.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).

As indústrias que se dedicam à fabricação do ácido fosfórico têm se preocupado em encontrar aplicações para o fosfogesso e, assim, evitar a disposição deste rejeito nos próprios locais de produção. Como mencionado anteriormente, a estocagem de grandes quantidades de fosfogesso envolve uma série de problemas entre os quais se destacam a necessidade de dispor-se de grandes áreas para o seu armazenamento e a possibilidade, em virtude da sua natureza ácida, de causar impactos ao meio ambiente. É importante ressaltar que as leis de proteção ao meio ambiente, tanto no Brasil como em todo o mundo, tornam-se cada vez mais rigorosas ao que se refere aos cuidados a serem observados na estocagem de materiais com estas características.

A pesquisa que visa o desenvolvimento de possíveis usos do fosfogesso é cada vez mais importante, tanto do ponto de vista econômico, como tecnológico e ambiental. Este pode ser considerado como um rejeito abundante, de baixo custo e cujo aproveitamento evitaria o comprometimento ambiental de grandes 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.

Várias pesquisas vêm sendo realizadas em diversos países do mundo (EPA, 1992), incluindo o Brasil, visando avaliar a possibilidade de aproveitamento do fosfogesso na agricultura, tanto no controle da erosão, como corretivo da acidez dos solos do Cerrado. Uma das principais características dos solos dessas regiões é a rápida mineralização da matéria orgânica que, associada à lixiviação intensa, produz solos com baixo conteúdo de matéria orgânica e baixa fertilidade natural. Tais solos são ácidos (pH entre 4,3 e 6,2), pobres em cálcio e magnésio, elementos diretamente envolvidos no desenvolvimento das raízes, com teores elevados de alumínio trocável e baixa disponibilidade de fósforo para as plantas (MELLO, 1989).

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. 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.

Além dos materiais citados acima, o fosfogesso, objeto de estudo, também vem sendo utilizado como corretivo da acidez do solo (Alvares *et al.*, 1999). 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).

De acordo com EMBRAPA (2000), o uso do fosfogesso, sob a ótica agrônômica, 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 sub-superficiais com conseqüente aumento de cálcio nessas camadas, visando-se "melhorar" o ambiente para o crescimento radicular. 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 sub-superficiais (20 a 40 cm e 30 a 60 cm). Haverá maior probabilidade de resposta ao fosfogesso quando a saturação por Al³⁺ for maior que 30 %, ou o teor de Ca, menor que 0,4 cmol_c/dm³ de solo. Deve ser salientado que esta é uma situação comum nos solos da região do Cerrado.

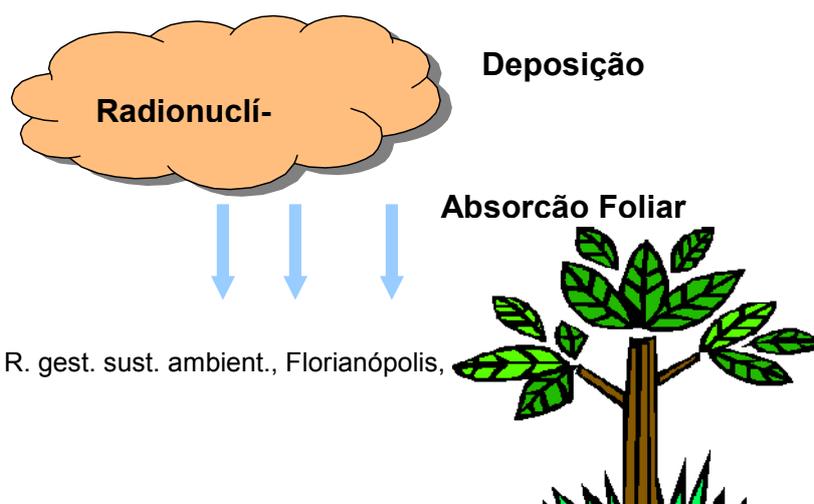
Vale ressaltar, no entanto, que as avaliações meramente agrônômicas podem deixar a desejar do ponto de vista ambiental. Tendo em vista a presença de radionuclídeos naturais e metais pesados no fosfogesso, sua utilização como corretivo da acidez do solo requer a realização de estudos adicionais que permitam a avaliação da mobilidade de material radioativo e metais pesados no solo, contaminação das águas de drenagem e sua absorção pelas plantas.

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.

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 as plantas. Características estas presentes, em uma fração significativa dos solos com potencial agrícola no país.

O trabalho de WASSERMAN *et al* (2002) 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 de material radioativo do solo para as plantas é o passo inicial para propor e avaliar medidas de proteção radiológica ambiental, principalmente devido à complexidade física, química e biológica de diferentes cenários. Conforme demonstrado na Figura 1, 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 & SILVA, 1992; ROCHEDO & WASSERMAN, 2000).

Tradicionalmente, a literatura 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 (FT). Este por sua vez 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, ou seja, da superfície a 20 cm de profundidade, exceto para vegetais da família das gramíneas, cuja profundidade de amostragem de solo é de 10 cm a partir da superfície do solo.



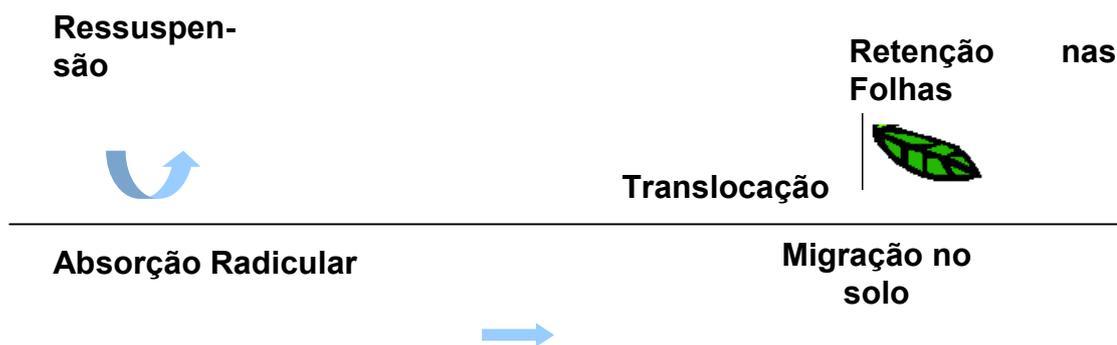


Figura 1. Exemplo das interações dos radionuclídeos no sistema solo-planta

Fonte: Adaptado de PORTILHO, 2005.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Contribuir para o manuseio e utilização segura, tanto do ponto de vista agronômico como ambiental, de um dos rejeitos, notadamente o fosfogesso, gerado no processo de beneficiamento da rocha fosfatada, para a agricultura por meio da investigação do papel da adubação de solos na mobilidade dos radionuclídeos naturais (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb presentes neste material na superfície do solo. (IUR, 1989).

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Compreender os mecanismos de transferência de radionuclídeos naturais no sistema solo/planta, suprir informações a respeito de avaliação de risco radiológico, por meio do levantamento de valores dos radionuclídeos encontrados em solo e planta.
- Avaliar se o uso do fosfogesso como corretivo da acidez de solos contribui para um aumento significativo da concentração de radionuclídeos nas plantas e, conseqüentemente, para um aumento da exposição dos consumidores à radioatividade natural.

4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.1 CAMPO DE ESTUDO

Levantamento de dados nacionais e internacionais na temática em questão.

1. Levantamento da composição química do fosfogesso. (Documentos, artigos, publicações, etc.)
2. Levantamento das concentrações dos radionuclídeos naturais (^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Po e ^{210}Pb) presentes nas amostras de solo e fosfogesso. (Documentos, artigos, publicações, etc.)
3. Levantamento da concentração de ^{232}Th e ^{238}U presente nas amostras de solo e fosfogesso. (Documentos, artigos, publicações, etc.)
4. Levantamento da concentração de ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Po e ^{210}Pb presente nas amostras de vegetais e água. (Documentos, artigos, publicações, etc.)
5. Levantamento da concentração de ^{232}Th e ^{238}U presente nas amostras de vegetais e água. (Documentos, artigos, publicações, etc.)
6. Avaliar o risco radiológico das possíveis vias de exposição:
 - ingestão de água proveniente de poços contaminados;
 - Ingestão de alimentos proveniente de solos adubados com fosfogesso ou gesso agrícola;

4.2 INSTRUMENTOS DE COLETA DE DADOS

Os instrumentos de coleta de dados adotados neste trabalho são descritos no quadro a seguir.

Instrumento de coleta de dados	Universo pesquisado	Finalidade do Instrumento
Documentos	Manuais, relatórios, documentos, artigos, livros, etc).	Levantamento de dados de caracterização do solo, plantas e fosfogesso.

Documentos	Manuais, relatórios, documentos, artigos, livros, etc).	Levantamento de dados relativos à aplicação do fosfogesso no Brasil e do consumo de alimentos na região do Cerrado.

5 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO FOSFOGESSO

Os resultados das análises para caracterização química do fosfogesso são apresentados na Tabela 1. Conforme pode ser verificado, a composição química do fosfogesso revela a presença predominante de cálcio e enxofre. Em média, a quantidade de P_2O_5 encontrada é da ordem de 1,2%, 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 traços.

Tabela 1. Caracterização química do fosfogesso

Óxidos	Fosfogesso (%)
SO_4	58,120
CaO	40,120
SiO_2	1,990
TiO_2	1,620
P_2O_5	1,170
MgO	0,102
Al_2O_3	0,098
Fe_2O_3	0,602

Na ₂ O	0,049
K ₂ O	0,031
ZnO	0,001
Cu ₂ O	0,005
MnO ₃	0,031
PPC ^(*)	23,1

Fonte: (CANUT, 2006)

^(*)PPC: % de perda por calcinação

5.2 CONCENTRAÇÃO DOS RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE FOSFOGESSO

Na Tabela 2 são apresentados os resultados da atividade específica média de cada um dos radionuclídeos analisados na amostra de fosfogesso utilizada no presente estudo.

Tabela 2. 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

Fonte: (JACOMINO,2008)

Como pode ser verificado, a atividade específica média do ²³⁸U no fosfogesso (80 Bq.kg⁻¹) ficou abaixo daquela do ²³²Th (111 Bq.kg⁻¹). Isso pode ser explicado pe-

lo 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} (ICRP, 1995; LIV e LIPTÁK, 1997).

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). 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 , Mazzilli et al (2000).

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.

Concentração dos radionuclídeos presentes nas amostras de solo

Na Tabela 3 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).

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

Radionuclídeo	Solo Argiloso (Bq.kg^{-1})	Solo Arenoso (Bq.kg^{-1})	Valor Certificado IAEA/Soil-7 (Bq.kg^{-1})	Valor Experimental (Bq.kg^{-1})	Atividade mínima detectável (Bq.kg^{-1})

^{238}U	150 ± 25	< 50	65 ± 14	$54,11 \pm 0.02$	50
^{232}Th	117 ± 3	36 ± 1	33 ± 1	$34,1 \pm 0.1$	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)

Fonte: Fonte: (JACOMINO,2008)

Para solos não adubados da região de Itu, SP, valores médios de atividade específica da ordem de 20 Bq.kg^{-1} para o ^{238}U e 52 Bq.kg^{-1} para o ^{232}Th . Fausto et al (1995).

Umisedo (2007) obteve valores de atividade específica de ^{238}U variando de 42 a 121 Bq.kg^{-1} , com valor médio igual a $71 \pm 20 \text{ Bq.kg}^{-1}$. Para o ^{232}Th , foram encontrados valores variando de 37 a 119 Bq.kg^{-1} , com valor médio igual a $70 \pm 23 \text{ Bq.kg}^{-1}$. 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 (2000)- UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, a concentração média mundial de ^{226}Ra 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.

Concentração de radionuclídeos presentes nas amostras de solo adubadas com fosfógeno

Na Tabela 4 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 fosfógeno (1 NG), o dobro (2 NG) e a metade (0,5 NG) e da amostra de solo sem a adição de fosfógeno (solo não adubado). Para cada condição foi considerado o valor médio das três repetições de cada experimento.

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.

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, 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 na Tabela 5.12.

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: 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

Fonte: (JACOMINO,2008)

Tabela 5: Resultados do teste Kruskal-Wallis para as amostras de solo

Solo Argiloso com fosfógeno	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 fosfógeno	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.)

Fonte: (JACOMINO, 2008)

5.3 CONCENTRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NAS AMOSTRAS DE ALFACE, SOJA E MILHO

Nas tabelas 6 a 8 são apresentados os resultados, da atividade específica média de cada um dos radionuclídeos naturais, presentes nas amostras de alface, soja e milho cultivadas nas misturas de solo com as massas recomendadas de fosfógeno (1 NG), o dobro (2 NG) e a metade (0,5 NG) e da amostra de solo sem a adição de fosfógeno (solo não adubado). Como pode ser verificado, não foram observadas diferenças significativas entre os valores de atividade específica levando-se em conta as diferentes doses de fosfógeno utilizadas. A única exceção ficou por

conta das amostras de soja cultivadas em solo arenoso adubado com uma dose de fosfogesso igual a 2 NG.

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 ²²⁶Ra; 0,13 a 7,5 Bq.kg⁻¹ para o ²²⁸Ra e de 0,94 a 8,48 Bq.kg⁻¹ para o ²¹⁰Pb. Esses resultados indicam que o uso do resíduo fosfogesso pode vir a concentrar menos radionuclídeos nas plantas que o próprio fertilizante fosfatado.

Tabela 6: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de alface (base seca).

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	0,223 ± 0,030	0,2 ± 0,05	< 3,6	< 8,0	< 8,0	3,0 ± 1,0
0,5 NG	0,217 ± 0,037	< 0,07	2,0 ± 1,0	1,5 ± 0,6	< 3,0	2,0 ± 0,6
1,0 NG	0,118 ± 0,025	< 0,07	< 2,2	< 4,0	< 3,0	1,0 ± 0,6
2,0 NG	0,145 ± 0,023	0,4 ± 0,2	2,0 ± 1,0	< 2,0	< 3,0	2,0 ± 0,6
Solo Arenoso						
0 NG	0,156 ± 0,038	0,7 ± 0,2	< 2,0	< 6,4	< 7,0	3,0 ± 1,0
0,5 NG	0,123 ± 0,031	0,5 ± 0,2	< 4,0	6,0 ± 2,0	< 4,0	< 1,0

1,0 NG	$0,126 \pm 0,03$	$0,6 \pm 0,3$	< 3,0	$8,0 \pm 3,0$	< 3,0	$1,3 \pm 0,6$
2,0 NG	$0,115 \pm 0,024$	$0,7 \pm 0,3$	< 2,0	$7,0 \pm 2,0$	< 5,0	$1,5 \pm 0,4$

Fonte: (JACOMINO,2008)

Tabela 7: Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de soja (base seca).

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	< 0,042	0,045 ± 0,012	6,0 ± 0,1	2,1 ± 0,3	2,1 ± 0,4	< 0,7
0,5 NG	0,165 ± 0,018	0,805 ± 0,054	7,0 ± 0,1	4,0 ± 0,5	4,0 ± 0,5	< 0,7
1,0 NG	<0,035	0,273 ± 0,028	11,0 ± 1,0	9,1 ± 0,9	9,1 ± 0,5	< 0,6
2,0 NG	< 0,028	0,152 ± 0,018	6,0 ± 0,9	4,5 ± 0,5	4,5 ± 0,5	< 0,7
Solo Arenoso						
0 NG	0,065 ± 0,014	0,035 ± 0,011	4,2 ± 0,8	5,4 ± 0,7	4,2 ± 0,8	< 0,7
0,5 NG	< 0,048	0,125 ± 0,021	4,0 ± 0,7	5,6 ± 0,7	<4,0	< 0,6
1,0 NG	0,449 ± 0,031	0,193 ± 0,021	4,1 ± 0,7	7,9 ± 0,9	<4,0	< 0,7
2,0 NG	2,58 ± 0,13	0,294 ± 0,039	6,0 ± 1,0	10 ± 1,0	4,8 ± 0,9	< 0,7

Fonte: (JACOMINO,2008)

Tabela 8. Atividade específica média dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de milho (base seca).

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	< 0,011	0,038 ± 0,004	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
0,5 NG	< 0,019	0,036 ± 0,004	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
1,0 NG	< 0,010	0,083 ± 0,008	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
2,0 NG	< 0,010	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
Solo Arenoso						
0 NG	< 0,009	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
0,5 NG	< 0,010	0,013 ± 0,003	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
1,0 NG	< 0,009	0,079 ± 0,008	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3
2,0 NG	< 0,013	< 0,007	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,3

Fonte: (JACOMINO,2008)

5.4 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, 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).

De uma maneira geral, os resultados de atividade média específica dos radionuclídeos analisados apresentaram valores menores que a atividade mínima detectável, conforme descrito abaixo.

Amostras de solo adubado com fosfogesso

- ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po (as amostras de solo arenoso adubadas com dose de fosfogesso iguais a 0,5 NG e 1,0 NG).

Amostras de alface

- ^{232}Th (amostras cultivadas em solo argiloso adubado com doses de fosfogesso iguais a 0,5 NG e 1,0 NG);
- ^{226}Ra (amostras cultivadas em solo argiloso adubado com doses de fosfogesso iguais a 0 NG e 1,0 NG e para todas cultivadas em solo arenoso adubado com doses de fosfogesso iguais a 0 NG; 0,5 NG; 1,0 NG e 2,0 NG);
- ^{228}Ra (amostras cultivadas em solo argiloso adubado com doses de fosfogesso iguais a 0 NG; 1,0 NG e 2,0 NG) e para as amostras cultivadas em solo arenoso adubado com uma dose de fosfogesso igual a 0 NG)
- ^{210}Pb (amostras cultivadas em solos argiloso e arenoso adubados com doses de fosfogesso iguais a 0NG; 0,5 NG; 1,0 NG e 2,0 NG);
- ^{210}Po (amostras cultivadas em solo arenoso adubado com uma dose de fosfogesso igual 0,5 NG).

Amostras de milho

- ^{238}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po (amostras cultivadas em solos argiloso e arenoso adubados com doses de fosfogesso iguais a 0 NG, 0,5 NG; 1,0 NG e 2,0 NG);
- ^{232}Th (amostras cultivadas em solo argiloso adubado com doses de fosfogesso iguais a 0,5 NG e 1,0 NG).

Amostras de soja

- ^{238}U (amostras cultivadas em solo argiloso adubado com doses de fosfogesso iguais a 0 NG; 1,0 NG e 2,0 NG e para as amostras cultivadas em solo arenoso adubado com uma dose de fosfogesso igual a 0,5 NG);
- ^{210}Pb (amostras cultivadas em solo arenoso adubado com doses de fosfogesso iguais a 0,5 NG e 1,0 NG);
- ^{210}Po (amostras cultivadas em solos argiloso e arenoso adubados com doses de fosfogesso iguais a 0 NG; 1,0 NG e 2,0 NG).

Fonte: (JACOMINO,2008)

Desta forma foram calculados os FT dos radionuclídeos para aquelas condições em que a atividade específica estava acima da AMD. Nesse caso, foram utilizados os valores médios de atividade específica obtidos para cada caso. Os resultados encontrados são apresentados na Tabela 9.

Nas figuras 2 a 4 são mostradas o comportamento das atividades específicas obtidas em cada compartimento de interesse (solo, planta e água). Como pode ser verificado praticamente todos os radionuclídeos permanecem no solo, não ocorrendo a transferência no sistema solo-planta-água.

É interessante notar que os maiores valores obtidos são aqueles correspondentes aos isótopos de rádio, nas plantações de alface e soja. Vale ressaltar que a demanda por Ca dessas plantas é maior e que o Ra tem um comportamento químico e, possivelmente, metabólico semelhante ao Ca. Além disso, a soja é uma planta fixadora de N atmosférico e, como tal, sua absorção de nitrato é limitada. Isso causa um "desbalanço" na relação cátions/ânions absorvidos, o que é compensado pela extrusão de prótons (H^+) acidificando a rizosfera. Como consequência, aumenta

a solubilidade de vários metais nas região próxima ao sistema radicular o que facilita a absorção destes metais pela planta.

Os resultados mostram uma tendência em se ter um FT maior para os experimentos em solo arenoso. Haja vista que 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.

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, de uma maneira geral, 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 et al., 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.

Tabela 9: Fatores de transferência sistema solo-planta (expressos em kg.kg^{-1})

Alface						
Doses de fos- fogesso	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Solo Argiloso						
0NG	1,6 E-03	1,8E-03	-	-	-	7,7E-02
0,5NG	1,6 E-03	-	3,6 E-02	1,4E-02	-	5,3E-02
1NG	9,4 E-04	-	-	-	-	2,9E-02
2NG	1,0 E-03	3,E-03	$3,6 \cdot 10^{-2}$	-	-	4,8E-02
Solo Arenoso						
0NG	-	2,3E-02	-	-	-	-
0,5NG	-	1,6E-02	-	2,0E-01	-	-
1NG	-	2,0E-02	-	3,2E-01	-	-
2NG	-	2,3E-02	-	2,4E-01	-	-
Soja						
Solo Argiloso						
0NG	-	4,1E-04	1,0E-01	2,0E-02	8,6E-02	-
0,5NG	-	7,3E-03	1,3E-01	3,7E-02	9,8E-02	-
1NG	1,3E-03	2,4E-03	2,2E-01	8,4E-02	9,3E-02	-
2NG	-	1,4E-03	1,1E-01	4,3E-02	8,5E-02	-
Solo Arenoso						
Doses de fos-	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	^{210}Po

fogesso						
0NG	-	1,2E-03	2,0E-01	-	-	-
0,5NG	-	4,0E-03	1,9E-01	-	-	-
1NG	-	6,4E-03	3,2E-01	-	-	-
2NG	-	9,5E-03	3,4E-01	-	-	-
Milho						
Solo Argiloso						
0NG	-	3,49E-04	-	-	-	-
0,5NG	-	3,27E-04	-	-	-	-
1NG	-	7,16E-04	-	-	-	-
2NG	-	-	-	-	-	-
		3,49E-04				
Solo Arenoso						
0NG	-	-	-	-	-	-
0,5NG	-	4,19E-04	-	-	-	-
1NG	-	2,63E-03	-	-	-	-
2NG	-	-	-	-	-	-

Fonte: (JACOMINO,2008)

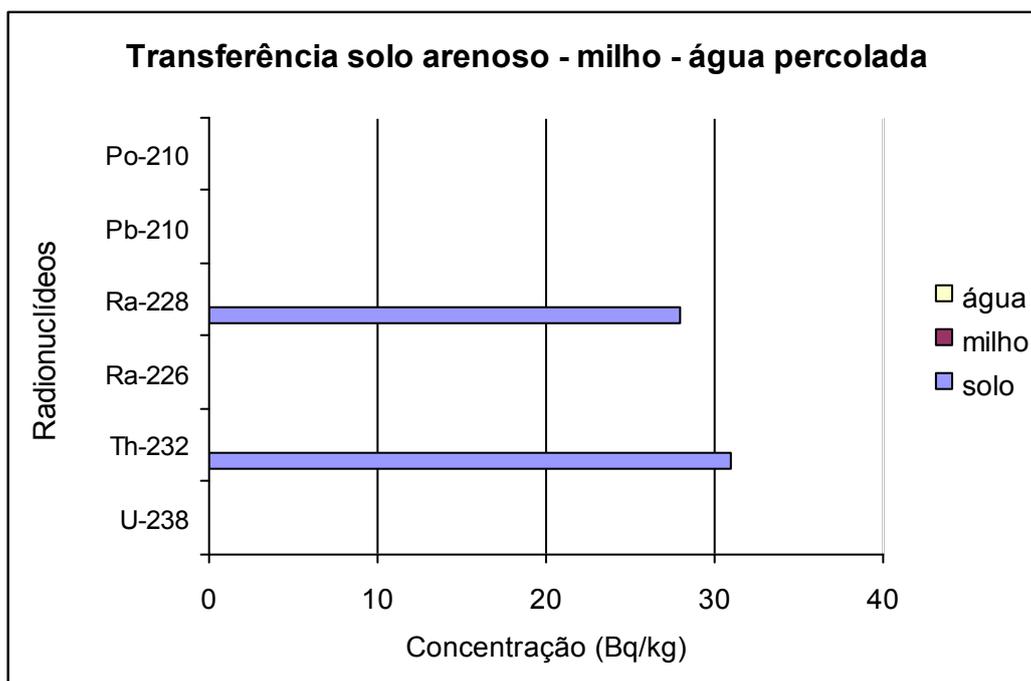
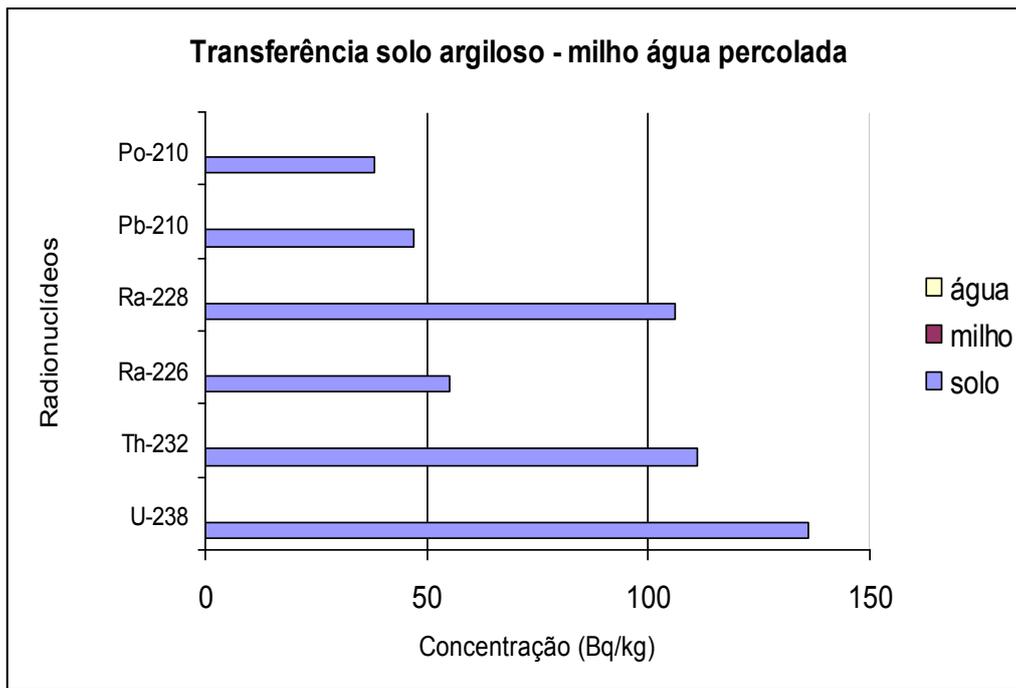


Figura 2: Comportamento da transferência de radionuclídeos no sistema solo – planta (milho) – água.

Fonte: (JACOMINO,2008)

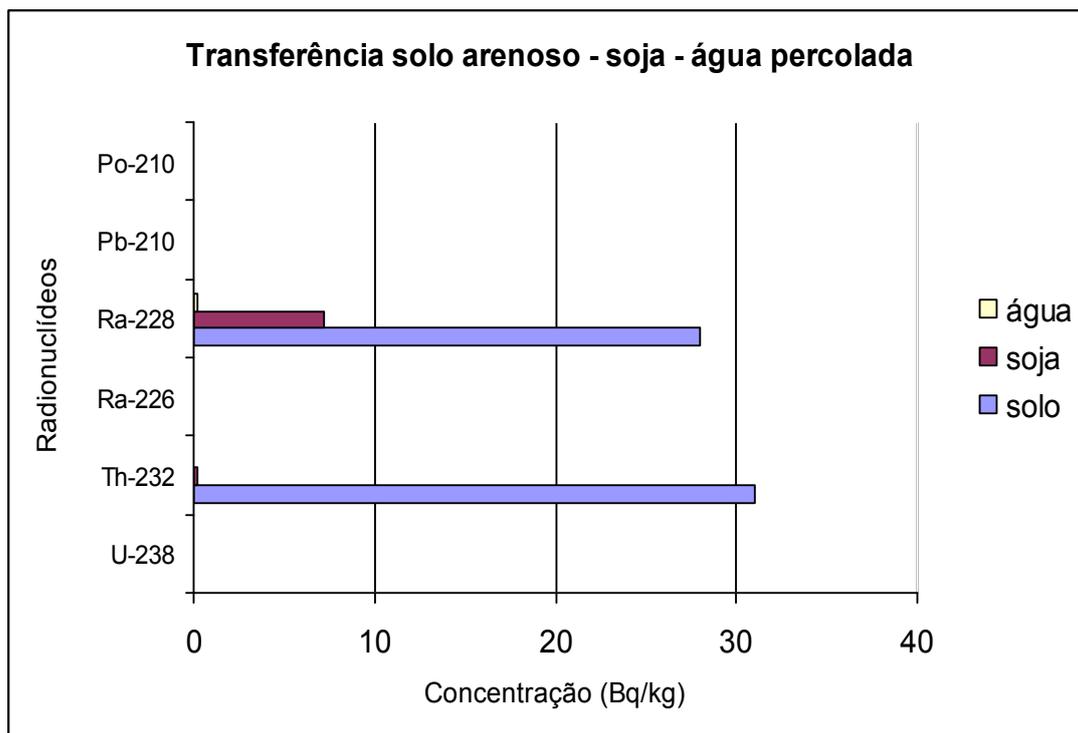
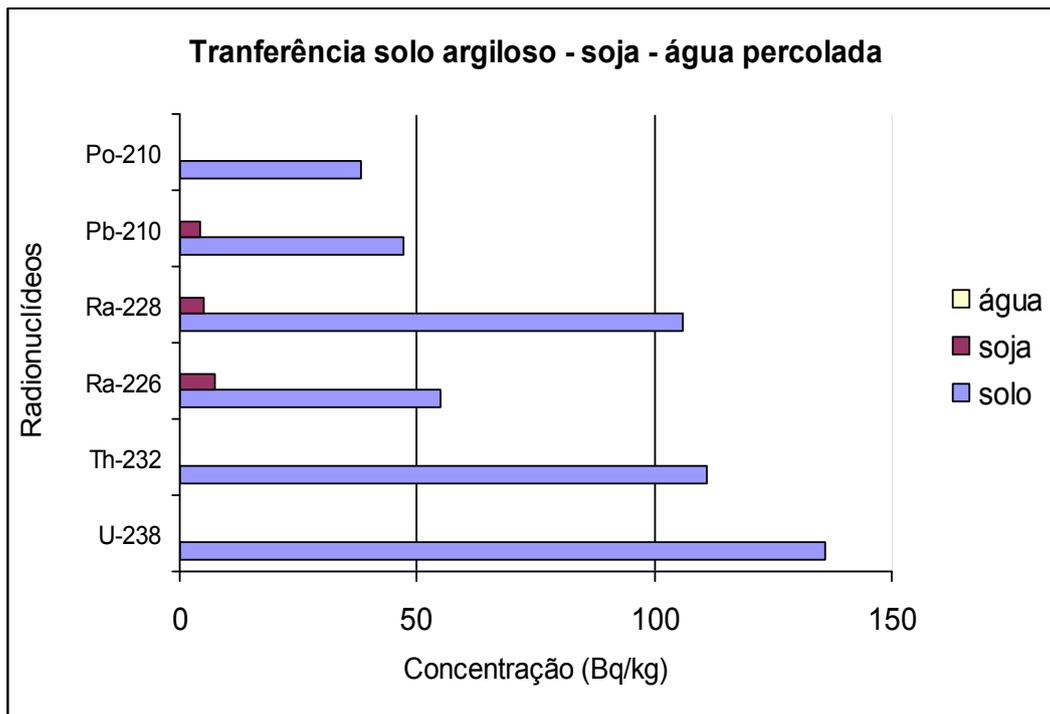


Figura 3: Comportamento da transferência de radionuclídeos no sistema solo – planta (soja) – água.

Fonte: (JACOMINO,2008)

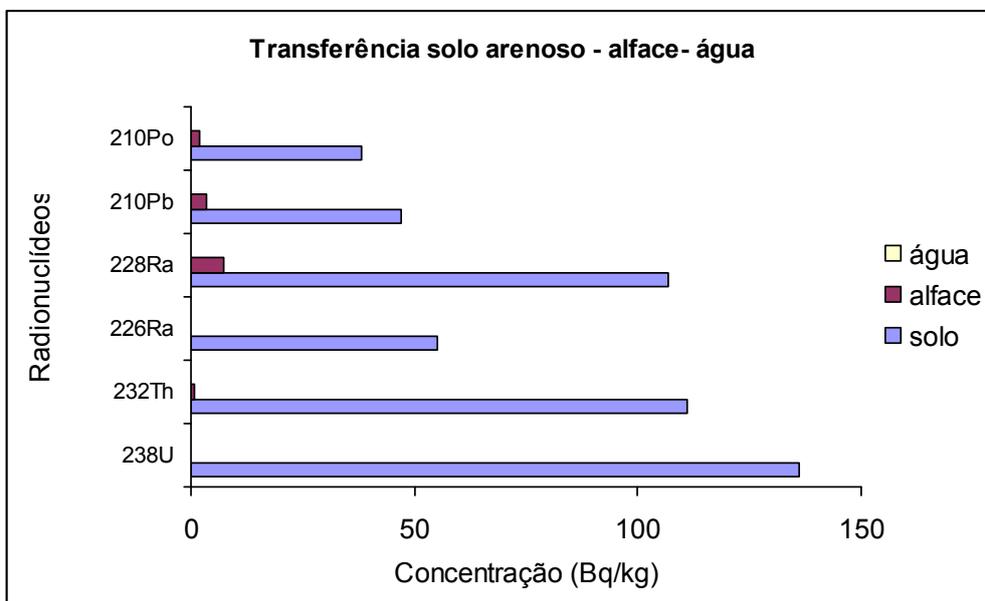
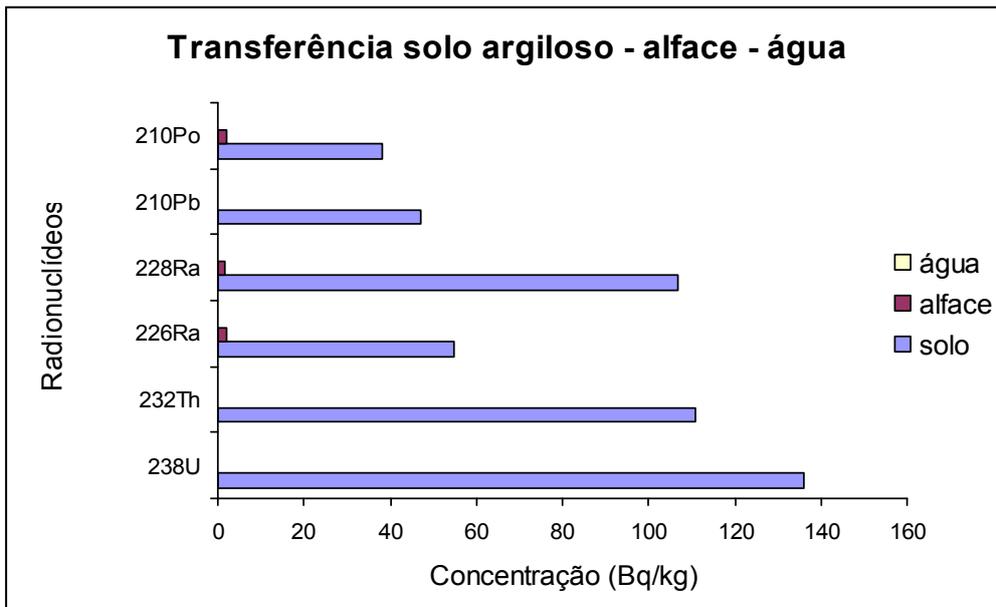


Figura 4: Comportamento da transferência de radionuclídeos

No sistema solo – planta (alface) – água.

Fonte: (JACOMINO,2008)

ESTIMATIVA DA DOSE

Para estimar a contribuição anual à dose efetiva comprometida, decorrente da ingestão crônica das culturas 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).

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 Tabela 10. 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, soja e milho.

Este resultado demonstra que para as condições simuladas no presente estudo, não haveria restrição, do ponto de vista de proteção radiológica do uso do fosfogesso na agricultura.

Tabela 10: Resultados da dose efetiva comprometida anual

Culturas	Alface	Soja	Milho
Consumo <i>Per Capita</i>	0,822	0,425	10,62
Consumo no estado de Minas Gerais (kg/ano)			
Radionuclides	Dose Efetiva Comprometida (mSv/ano)		
U-238	-	8,6e-06	-
Th-232	1,3e-04	2,7e-05	2,0e-04
Ra-226	-	1,1e-03	-
Ra-228	4,8e-03	3,2e-03	-
Pb-210	-	1,2e-03	-
Po-210	1,5e-03	-	-
Dose total por tipo de cultura (mSv/ano)	6,4e-03	5,5e-03	2,0e-04
Dose Total (mSv/ano)	0,012		

Fonte: (JACOMINO,2008)

A dose efetiva comprometida determinada ficou muito abaixo do limite de $0,3 \text{ mSv.ano}^{-1}$ 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 fosfógeno, tanto no solo argiloso, como arenoso, não resultou em um aumento da ex-

posição do homem à radioatividade natural para as condições experimentais consideradas no presente estudo.

5.4 ESTIMATIVA DO RISCO DECORRENTE DO CONSUMO DE ALIMENTOS

Quociente de Perigo não Carcinogênico (HQ)

O HQ assume que existe um nível de exposição (RfD) abaixo do qual provavelmente não ocorrem efeitos adversos a saúde de populações ou indivíduos expostos a uma concentração de um composto químico de interesse.

Se o nível de exposição quantificado para um cenário de exposição excede a RfD, ou seja, $HQ > 1$ existe um perigo de ocorrência de efeitos não carcinogênicos adversos a saúde humana.

HQ é definido matematicamente como sendo (EPA, 1989):

$$HQ = \frac{I_n}{RfD_i} \quad (1)$$

Sendo,

HQ: o quociente de perigo não carcinogênico

I (mg/kg-dia): dose de ingresso para o cenário de exposição “n”

RfD (mg/kg-dia): dose de referência para a via de ingresso “i”. Esse é um parâmetro toxicológico usado frequentemente para avaliar efeitos não carcinogênicos resultantes de um evento de exposição.

A dose de ingresso para ingestão de alimentos é calculada de acordo com a relação:

$$I = C_s \times \frac{IR \times FI \times EF \times ED \times CF}{BW} \times \frac{1}{AT} \quad (2)$$

Fonte: (EPA, 1989)

Sendo:

I (mg/kg.dia) = Dose de ingresso decorrente da ingestão de alimento contaminado

C_s (mg/kg) = Concentração do contaminante no alimento

IR (mg/dia) = taxa de ingestão do alimento

FI (adimensional) = fração ingerida da fonte (0,50). Nesse caso, foi assumido que 50% dos alimentos consumidos (alfaca, soja e milho) foram plantados em solos adubados com fosfogesso nas mesmas proporções adotadas no presente trabalho

EF (dias/ano) = Frequência de exposição (365 dias/ano)

ED (anos) = duração da exposição (70 anos)

CF (10^{-6} kg/mg) = fator de conversão

BW (kg) = peso corpóreo (60 kg para adulto)

AT (dias) = período de exposição (365 dias/ano * 70 anos = 25.550 dias)

Nas tabelas 11 e 12 são apresentados os resultados dos quocientes de perigo de cada um dos elementos de interesse para os solos argiloso e arenoso, respectivamente. Todas as estimativas foram feitas com base no valor médio da concentração e no consumo diário no estado de Minas Gerais de cada um das culturas analisadas (IBGE, 2003). Além disso, foram consideradas as doses de referência para a via de ingresso “ingestão” (RfD) recomendadas pela Agência Ambiental dos Estados Unidos (EPA,2005). Os fatores de exposição foram obtidos da EPA (1997). Como pode ser verificado, os quocientes de perigo (HQ), para todos os elementos considerados (Cd, Pb, Cr, Ni, Hg, As e Se), apresentaram valores inferiores a 1 indicando, portanto, que não existe um perigo de ocorrência de efeitos não carcinogênicos adversos a saúde humana em virtude da ingestão das plantas cultivadas em solos arenoso e argiloso adubados com fosfogesso.

Quantificação do Risco Carcinogênico

Para compostos químicos que gerem efeitos carcinogênicos, o risco é estimado a partir do fator de carcinogenicidade (SF), como um incremento da probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer ao longo do tempo de sua vida, como resultado de

um evento de exposição a um composto químico de interesse que potencialmente gere câncer

Neste caso, a estimativa do risco carcinogênico é dada pela relação:

$$Risco = I_n \times SF \quad (3)$$

Sendo:

I_n (mg/kg-dia): dose de ingresso para o cenário de exposição “n”; a qual é obtida a partir da equação 2, com a única diferença que neste caso, a duração da exposição (ED) é igual a 30 anos.

SF: (1/mg/kg-dia): fator de carcinogenicidade.

De acordo com a EPA (2005), de todos os elementos químicos analisados no presente estudo, o único considerado carcinogênico devido à exposição oral é o Arsênio. O seu fator de carcinogenicidade oral (SF_{oral}) é igual a 1,5/(mg/kg.dia) (EPA, 2005).

A dose de ingresso total (I_n), levando-se em conta o valor médio da concentração e o consumo diário no estado de Minas Gerais de todas as culturas analisadas (IBGE, 2003), é de 2,0E-06 mg/kg.dia para o solo argiloso e 1,5E-06 mg/kg.dia, para o solo arenoso. Isto equivale a um risco carcinogênico de 2,0E-06 (~ 2 novos casos por milhão de habitantes) 2,6E-06 (~ 3 novos casos por milhão de habitantes) para os solos argiloso e arenoso, respectivamente.

As estimativas do Instituto Nacional do câncer (INCA, 2008) para o ano de 2008, válidas também para o ano de 2009, apontam para a ocorrência de 466.730 novos casos câncer. Levando-se em conta uma população 191.869.683 (IBGE, 2004), isto equivale a uma taxa de aproximadamente 2,4 novos casos a cada 1000 habitantes (0,0024 novos casos). Portanto, o consumo dos alimentos cultivados com fosfogesso irá levar a um acréscimo de 0,0024020 (solo arenoso) e 0,0024026 (solo argiloso) novos casos de câncer, valores esses, não significativos.

Tabela 11: Resultados do quociente de perigo – solo argiloso adubado com fosfogesso.

Culturas		Alface			Soja			Milho		
Consumo <i>Per Capita</i> Consume no es-		2300			1200			29.100		
Elementos Químicos	Dose Referência ⁽²⁾ (mg/kg-dia)	Valor Médio de Concentração (mg/kg)	Dose de ingresso para ingestão (mg/kg-dia)	HQ	Valor Médio de Concentração (mg/kg)	Dose de ingresso para ingestão (mg/kg-dia)	HQ	Valor Médio de Concentração (mg/kg)	Dose de ingresso para ingestão (mg/kg-dia)	HQ
Cd	1,0E-03	0,09	1,71E-05	0,02	0,0051	5,10E-07	0,001	0,0017	4,13E-06	0,004
Pb	4,0E-03	-	-	-	0,034	3,40E-06	0,001	-	-	-
Cr	3,0E-03	-	-	-	0,2	2,00E-05	0,007	2,8	7,29E-04	0,24
Ni	2,0E-02	-	-	-	3,1	3,10E-04	0,02	-	-	-
Hg	7,1E-04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
As	3,0E-04	0,41	7,90E-05	0,26	-	-	-	-	-	-
Se	5,0E-03	0,65	1,20E-04	0,02	-	-	-	-	-	-

⁽¹⁾IBGE, 2003

⁽²⁾EPA, 2005, WHO/FAO, 2003.

TABELA 12: RESULTADOS DO QUOCIENTE DE PERIGO – SOLO ARENOSO ADUBADO COM FOSFOGESSO. (JACOMINO, 2008)

Culturas		Alface			Soja			Milho		
Consumo		2300			1200			29.100		
<i>Per Capita</i>										
E-lem-entos	Dose Refe-rências ⁽²⁾	Valor Médio de Con-cen-tração (mg/k g)	Dose de in-ges-tão (mg/k g-dia)	HQ	Valor Médio de Con-cen-tração (mg/k g)	Dose de in-ges-tão (mg/k g-dia)	HQ	Valor Médio de Con-cen-tração (mg/k g)	Dose de in-ges-tão (mg/k g-dia)	HQ
Cd	1,0E-	0,09	1,7E-	0,0	0,014	1,4E-	0,00	-	-	-
Pb	4,0E-	-	-	-	0,052	5,2E-	0,00	-	-	-
Cr	3,0E-	-	-	-	0,25	2,5E-	0,00	0,22	5,3E-	0,2
Ni	2,0E-	-	-	-	2,6	2,6E-	0,01	-	-	-
Hg	7,1E-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
As	3,0E-	0,34	6,5E-	0,2	-	-	-	-	-	-
Se	5,0E-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

⁽¹⁾IBGE, 2003

⁽²⁾EPA, 2005, WHO/FAO, 2003.

6 CONCLUSÕES

DE acordo com a Norma ABNT NBR 10004:2004, o fosfogesso é classificado como um resíduo Classe II A, não perigoso. Os resultados das análises para determinação da concentração de radionuclídeos naturais nas amostras de fosfogesso indicaram que a atividade específica média do ²²⁶Ra (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 ²³⁸U, ²³²Th, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po, 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 ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po da mesma ordem de grandeza que aquela observada para o ²²⁶Ra. Por outro lado, as atividades específicas do ²³⁸U e o ²³²Th ficaram bem abaixo da atividade do ²²⁶Ra. Esse comportamento já era esperado, uma vez que, após a digestão da rocha, em instalações que utilizam o processo por via úmida para a produção de fertilizantes, o equilíbrio é quebrado, havendo uma redistribuição dos radionuclídeos. Aproximadamente 86% do ²³⁸U e 70% do ²³²Th vão para o fertilizante, enquanto que 80% do ²²⁶Ra, ²²⁸Ra e ²¹⁰Pb vão para o fosfogesso.

De uma maneira geral, o fosfogesso apresentou valores de atividade específica média para os radionuclídeos considerados (²³⁸U, ²³²Th, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²¹⁰Po) 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.

Resultados esperados

Um dos objetivos do presente estudo foi o de avaliar se o uso do fosfogesso como corretivo da acidez de solos contribui para um aumento significativo da concentração de radionuclídeos nas plantas e, conseqüentemente, para um aumento da exposição dos consumidores à radioatividade natural.

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

A água percolada apresentou valores de atividade e concentração média abaixo dos limites mínimos de detecção para todas as culturas analisadas.

O outro objetivo do presente estudo visava compreender os mecanismos de transferência de radionuclídeos naturais no sistema solo/planta, suprir informações a respeito de avaliação de risco radiológico, por meio do levantamento de valores dos radionuclídeos encontrados em solo e planta.

De uma maneira geral, os resultados obtidos no presente estudo indicaram que a mobilidade dos radionuclídeos em ambos os solos estudados foi baixa.

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 fosfogesso não resultou em um aumento significativo da exposição do homem à radioatividade natural, nas condições experimentais do presente trabalho.

Viabilidade da Proposta:

Os dados levantados neste trabalho demonstram a viabilidade do uso do fosfogesso na agricultura. Estas informações poderão contribuir não apenas para o uso seguro e sustentável de um resíduo tipo NORM na agricultura, 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.

Propostas de melhoria da realidade encontrada:

Como descrito anteriormente, 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 este pode ser considerado como um rejeito abundante, de baixo custo e cujo aproveitamento evitaria o comprometimento ambiental de grandes 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.

Desta forma, o presente estudo demonstrou que o uso do fosfogesso na agricultura é viável e ambientalmente sustentável, pois os radionuclídeos presentes no fosfogesso não contribuíram significativamente para um aumento nas concentrações do solo e das plantas.

Considerações finais

Por fim, vale salientar que o trabalho de WASSERMAN *et al* (2002) 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 de material radioativo do solo para as plantas é o passo inicial para propor e avaliar medidas de proteção radiológica ambiental, principalmente devido à complexidade física, química e biológica de diferentes cenários.

Desta forma, dever ser recomendado um estudo específico para cada cenário no qual será utilizado o fosfogesso, com o objetivo de subsidiar a tomada de decisão sobre o seu uso, com base no conhecimento de algumas características químicas e na textura do solo das camadas sub-superficiais.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

JACOMINO, V.M.F (2008). *Avaliação do uso do rejeito gerado pelo beneficiamento da rocha fosfatada na agricultura da região do Cerrado*. Belo Horizonte, MG – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear.

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. (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.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; BARROS, N.F.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F.(1996). *Efeito de um rejeito da indústria de Zn sobre a química de amostras de solo e plantas de milho*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.20, p.271-276.

- ANGUISSOLA, S.; SILVA, S. (1992). *Foliar absorption and leaf fruit transfer of ^{137}Cs 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*.
- 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.
- BERTONCINI, E.I.(1997). *Mobilidade de metais pesados em solos tratados com solo de esgoto*. Piracicaba, 90p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- 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).
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas - Critérios para projeto e aplicação*. São Paulo, 1999. Manual Técnico, 32p. (P. 4230, agosto de 1999).
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (2005). *Decisão de Diretoria Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no*

Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências.

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

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 357 de 17 de março de 2007*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama>>. Acesso em: 2 jul. 2007.

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 ^{210}Pb 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 p. 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).

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/fertil_solo.htm. Acessado em 25/06/2006.

EMBRAPA (2004). EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA *Ecosistemas do 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 (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 (2005) ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. *Integrated Risk Information System*. Disponível em: <http://www.epa.gov/iris/>. Pesquisa realizada em 24 de outubro de 2008.

EPA (1989) ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A), Interim Final*. EPA/ 540/1-89/003. Washington, D.C.

EPA (1997) ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY U.S. *Exposure Factors Handbook*. . EPA/ 600/P-95/002F. Washington, D.C.

FAUSTO, A.M.F.; MARQUES, L.S.; OTSUBO, S.M.; PAES, W.S.; HIODO, F.; YOSHIMURA, E.M.; NAGATOMO, T. (1995). *Espectrometria Gama, Termoluminescência e Ativação Neutrônica Aplicadas ao Estudo da Radioatividade em Solo Granítico*. In: 4º 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 nº 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 nº 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, nº. 58, p. 113-128.

GOMES, P.C. (1996). *Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados influenciados por calagem e concentrações de metais em Latossolo Vermelho-Amarelo*. Viçosa, 161p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

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.; HAMMOUD, 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.

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

ICRP (1991). INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Publication 61. *Annual limits on intake of radionuclides by workers based on the 1990 Recommendations*. Vol. 21. Nº 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. Nº. 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.

IBGE (2003). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. *Orçamentos Familiares*. Acesso em 07 julho de 2008. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Orçamentos_Familiares/Pesquisa_de_Orçamentos_Familiares_2002_2003/Tabelas_de_Resultados/Aquisicao/Grandes_Regioes.

IBGE (2004). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. *Estimativas populacionais 1980 – 2010: Brasil, regiões geográficas e unidades da federação* Rio de Janeiro (Brasil): IBGE; 2004. Acesso em 07 dezembro de 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>.

(INCA, 2008). INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER. *Incidências de Câncer no Brasil. Estimativas 2008*. Acesso em 07 dezembro de 2008. Disponível em: http://www.inca.gov.br/estimativa/2008/index.asp?link=conteudo_view.asp&ID=1.

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.

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

- JURADO, S.G. *Efeitos do cádmio no arroz e no feijoeiro cultivados em solução nutritiva*. Piracicaba, ESALQ, 1989. 139p. (Dissertação de Mestrado).
- KAYZERO/SOLCOI. (2003). *User's Manual, for reactor neutron activation analysis (NAA) using the k0 standardization method*, ver. 5a.
- KHAN, S.; KHAN, N.N. *Influence of lead and cadmium on the growth and nutrient concentration of tomato (Lycopersicon esculentum) and egg-plant (Solanum melongena)*. Plant and Soil, v.74, p. 387-394, 1983.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- McBRIDE, M.B., RICHARDS, B.K., STEENHUIS, T., RUSSO, J.J. & SAUVE, S. (1997). *Mobility and Solubility of Toxic Metals and Nutrients in Soil Fifteen Years After Sludge Application*. Soil Science: 162: 487-500.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O., MELO, V.P.; CINTRA, A.A.D. (2002). *USO DE RESÍDUOS EM HORTALIÇAS E IMPACTO AMBIENTAL*. In: <http://www.ambientenet.eng.br/TEXTOS/OLERIC.pdf>. Acesso realizado em 20/11/2008.
- 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). *Optimized k_0 -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.
- MICARONI, R.C.C.M.; BUENO, M.I.M.S.; JARDIM, W.F. (2000). *Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte*. Departamento de Química Analítica – Instituto de Química – UNICAMP.
- MORGAN, R. P. C. (1986). *Soil erosion and conservation*. Longman, Harlow (UK).
- PAPASTEFANO, 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.
- 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.
- 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.
- RUSSEL, J.B. (1994). *Química Geral*, 2 ed., São Paulo: Makron Books.
- 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.
- 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.sbirt.ibict.br/upload/sbirt1020.html>>. Acesso em: 08 ago. 2006.

- SHARPLEY, A.N.; MENZEL, R.G. (1987). *The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment*. Advances in Agronomy, v.41, p.297-324.
- 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.
- SILVEIRA, M.L.A., ALLEONI, L.R.F. & GUILHERME, L.R.G. (2003). *Biosolids and Heavy Metals in Soils*. Scientia Agrícola, 60(4): 793-806.
- 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 sack, 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.
- TÜZEN, M. (2003). *Determination of heavy metals in fish samples of the middle Black Sea (Turkey) by graphite furnace atomic absorption spectrometry*. Food chemistry, v.80, p. 119-123.
- 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, nº. 76, p. 265-272.
- UMISED, 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.
- UNSCEAR (2000). 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 ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po using a crown ether*. Journal of Environmental Radioactivity. v. 37, Issue 3, p. 355-372.
- WASSERMAN, M.A.; BELÉM,L. J. (1996). *Valores de Transferência do ¹³⁷Cs 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.

World Health Organization/Food and Agricultural Organization (WHO/FAO). (2003). *JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES. Sixty-first meeting Rome, 10-19 June 2003 SUMMARY AND CONCLUSIONS*. Disponível em: http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary_61.pdf