INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**MODELO PARA O ESTABELECIMENTO DE VALORES ORIENTADORES
PARA ELEMENTOS RADIOATIVOS NO SOLO**

ANA CLÁUDIA PERES

**Tese apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau
de Doutor em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear - Aplicações**

Orientador:

Dr. Goro Hiromoto

SÃO PAULO

2007

*À minha filha Patrícia,
pela compreensão em todos os momentos.*

*Ao meu Amor,
por ter dado nova dimensão à minha vida.*

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Goro Hiromoto pela orientação, confiança, incentivo e amizade no decorrer deste trabalho.

À Dra. Linda Viola Ehlin Caldas e Dra. Barbara Paci Mazzilli pela compreensão e liberação de tempo, imprescindíveis para o término do trabalho.

Ao Dr. Luís Reynaldo Ferracciú Alleoni e Dr. Márcio Roberto Soares pela concessão das amostras de solo do Estado de São Paulo.

Ao Dr. Ademar José Potiens Junior e à Srta. Vera Lúcia Keiko Isiki, do Laboratório de Rejeitos Radioativos do **ipen**, pela realização das medidas radiométricas.

À Dra. Maria Helena Tirollo Taddei, do LAPOC-CNEN, pela realização das medidas radioquímicas.

Aos amigos do Laboratório de Radiometria Ambiental pelo apoio.

*“É nosso dever proteger o maior patrimônio nacional,
pois a nação que destrói o seu solo, destrói a si mesma”.*

(Theodore Roosevelt)

MODELO PARA O ESTABELECIMENTO DE VALORES ORIENTADORES PARA ELEMENTOS RADIOATIVOS NO SOLO

Ana Cláudia Peres

RESUMO

No Brasil, a decisão sobre a limpeza das áreas contaminadas com isótopos radioativos é atualmente realizada caso-a-caso, desde que não há nenhuma orientação ou recomendação geral que suporte as ações a serem tomadas nas fases iniciais de identificação do problema. Para os produtos químicos convencionais, a CETESB – órgão governamental responsável por prevenir e controlar a poluição ambiental no Estado de São Paulo – estabeleceu valores de referência de qualidade, prevenção e intervenção, como a primeira etapa para implementar ações de remediação baseada na avaliação de risco à saúde humana.

O objetivo deste estudo foi desenvolver uma metodologia para o estabelecimento de valores orientadores para a contaminação radioativa do solo, tanto quanto possível consistente e compatível com a metodologia adotada pela CETESB para os locais contaminados com os produtos químicos convencionais. As seguintes etapas foram seguidas neste estudo: desenvolvimento conceitual do cenário e do modelo; codificação das equações em planilha eletrônica; seleção dos valores apropriados e distribuição estatística dos dados de entrada; e derivação dos níveis de intervenção para radionuclídeos selecionados usando o método de Monte Carlo. O modelo matemático desenvolvido foi baseado principalmente nas equações usadas pela U.S. Environmental Protection Agency (EPA) e pelo National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP).

Apresentam-se valores de intervenção e prevenção para 3 cenários de exposição: agrícola, residencial e industrial, tendo como receptores, adultos e

crianças de 10 anos; os radionuclídeos considerados foram: ^3H , ^{14}C , ^{32}P , ^{35}S , ^{45}Ca , ^{51}Cr , ^{90}Sr , ^{125}I , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U , ^{239}Pu e ^{241}Am . Valores de referência de qualidade foram determinados para os radionuclídeos ^{40}K , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , Th-nat e U-nat. Os resultados obtidos neste estudo estão de acordo com aqueles reportados pelo NCRP, considerando-se a existência de diferenças nos modelos adotados e nos valores de entrada utilizados.

A MODEL FOR DETERMINATION OF SCREENING LEVEL FOR RADIOACTIVE ELEMENTS IN SOIL

Ana Cláudia Peres

ABSTRACT

At the present, decision about clean-up of Brazilian sites contaminated with radioactive isotopes is addressed on a case-by-case basis, since there is no general guidance or recommendation to support actions in early phases of the problem identification. For chemicals, CETESB - the governmental organization responsible for preventing and controlling environmental pollution in São Paulo State - established background values, prevention and intervention, as the first step to implement a remediation actions based on human health risk assessment.

The aim of this study was to develop a methodology for the establishment of target values for radioactive soil contamination, as far as possible consistent and compatible with the approach adopted by CETESB for sites contaminated with chemicals. The following steps have been addressed in this study: conceptual scenario and model development; codification of the equations in an electronic spreadsheet; selection of proper range and statistical distribution of the input values; derivation of the intervention levels for selected radionuclides using Monte Carlo methods. The mathematical model developed was mainly based on the equations used by the U.S. Environmental Protection Agency (EPA) and by the National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP) for soil screening purposes.

Intervention and prevention values are presented for adult and 10 years old child, for each 3 exposure scenarios: agricultural, residential and industrial; the following radionuclides were considered: ^3H , ^{14}C , ^{32}P , ^{35}S , ^{45}Ca , ^{51}Cr , ^{90}Sr , ^{125}I , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U , ^{239}Pu and ^{241}Am . Quality reference values were determined for ^{40}K , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , Th-nat e U-nat. Results obtained in this study showed a good agreement with those

reported by NCRP, considering that the equations and the input data used in both models are not the same ones.

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO	13
1.1 Objetivos do trabalho	16
2 MODELOS REFERÊNCIA	17
2.1 Metodologia adotada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB)	17
2.2 Metodologia adotada pelo National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP)	21
2.3 Metodologia adotada pela U. S.Environmental Protection Agency (U.S.EPA)	21
2.4 Outros Modelos	23
3 METODOLOGIA	24
3.1 Valores de intervenção e prevenção	24
3.1.1 Cenários considerados	26
3.1.2 Vias de exposição	26
3.1.3 Equacionamento do modelo	27
3.1.4 Dados de entrada	40
3.1.4.1 Exposição externa	40
3.1.4.2 Inalação	42
3.1.4.3 Ingestão de água	43
3.1.4.4 Ingestão de alimentos	44
3.2 Valores de referência de qualidade	52
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4.1 Valores de dose efetiva	55
4.1.1 Distribuição de frequência	55
4.1.2 Vias de exposição dominantes	77
4.1.3 Análise de sensibilidade	82

4.1.4	Validação do modelo proposto	88
4.2	Determinação dos valores de intervenção e prevenção	90
4.3	Valores de referência de qualidade	92
5	CONCLUSÕES	95
	ANEXOS	96
	ANEXO A – Metodologia adotada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB)	97
	ANEXO B – Metodologia adotada pelo National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP)	113
	ANEXO C – Metodologia adotada pela U. S.Environmental Protection Agency (U.S.EPA)	116
	ANEXO D – Valores de Kd	119
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	120

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 3.1	Vias de exposição por cenário 27
TABELA 3.2	Tempos de permanência nos diferentes cenários 41
TABELA 3.3	Parâmetros dependentes do radionuclídeo 46
TABELA 3.4	Parâmetros dependentes do cenário 49
TABELA 3.5	Outros parâmetros 50
TABELA 3.6	Solos selecionados no Estado de São Paulo e conteúdo de areia, silte e argila (Soares, 2004) 53
TABELA 4.1	Dose efetiva para o cenário agrícola para adultos (mSv.ano ⁻¹ por Bq.kg ⁻¹ de solo seco) 57
TABELA 4.2	Dose efetiva para o cenário residencial para adultos (mSv.ano ⁻¹ por Bq.kg ⁻¹ de solo seco) 59
TABELA 4.3	Dose efetiva para o cenário industrial para adultos (mSv.ano ⁻¹ por Bq.kg ⁻¹ de solo seco) 61
TABELA 4.4	Dose efetiva para o cenário agrícola para crianças (mSv.ano ⁻¹ por Bq.kg ⁻¹ de solo seco) 63
TABELA 4.5	Dose efetiva para o cenário residencial para crianças (mSv.ano ⁻¹ por Bq.kg ⁻¹ de solo seco) 65
TABELA 4.6	Dose Total, mSv/a, e razão de 95% para mediana para cada cenário 77
TABELA 4.7	Coeficientes da regressão linear e coeficientes de correlação de Pearson 83
TABELA 4.8	Valores de intervenção para cada cenário (Bq.kg ⁻¹) 90
TABELA 4.9	Valores de prevenção para cada cenário (Bq.kg ⁻¹) 91
TABELA 4.10	Concentração de atividade no solo (Bq.kg ⁻¹ de solo seco) 93
TABELA 4.11	Coeficiente de correlação Pearson entre a concentração de atividade do radionuclídeo (RN) e as características do solo 94

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 2.1 Esquema conceitual utilizado pelo modelo C-Soil para o cálculo de risco	20
FIGURA 2.2 Esquema conceitual utilizado pela EPA para gerenciamento de risco de solos contaminados	22
FIGURA 4.1 Distribuição de frequência de dose para os três cenários – receptor adulto	67
FIGURA 4.2 Distribuição de frequência de dose para os dois cenários – receptor criança	72
FIGURA 4.3 Contribuição relativa de cada via de exposição para os diferentes radionuclídeos nos três cenários – receptor adulto	79
FIGURA 4.4 Contribuição relativa de cada via de exposição para os diferentes radionuclídeos nos dois cenários – receptor criança	81
FIGURA 4.5 Razão de dose entre o modelo desenvolvido pelo NCRP e este trabalho, para os três cenários considerados	89

1 INTRODUÇÃO

No decorrer do século XX o desenvolvimento industrial foi o principal responsável pelo surgimento de inúmeras áreas contaminadas. Em função da natureza dos contaminantes presentes, da extensão da área afetada e do uso e ocupação do solo, essas áreas podem ocasionar significativos impactos negativos à saúde humana, aos recursos naturais, à fauna e flora, bem como ao patrimônio público e privado.

Nos anos 70, a crescente preocupação mundial com a necessidade de preservação do meio ambiente, associada a fatos históricos como a contaminação do canal de Love, nos Estados Unidos e Lekkerk, na Holanda, causada pela disposição inadequada de resíduos sólidos no solo, fez com que estas áreas começassem a ser mais metodicamente identificadas. Nesses países, estima-se em centenas de milhares de áreas contaminadas ou suspeitas de estarem contaminadas, cujos processos de recuperação envolveriam investimentos da ordem de centenas de bilhões de dólares (Franzini, 2004). Da necessidade de adoção de políticas governamentais para o equacionamento destas questões (King, 2001; Wentzel, 2001), salienta-se a promulgação, nos Estados Unidos, em 1980, do decreto federal *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA), mais conhecido como *Superfund*, visando a provisão de recursos financeiros para a remediação das chamadas áreas órfãs, aquelas sem um responsável identificado ou sem condições financeiras para efetuar os estudos necessários para investigação e posterior remediação (CETESB, 2007).

No Brasil, o cadastro de áreas contaminadas restringe-se ao Estado de São Paulo, tendo sido identificada a existência de 1822 zonas de contaminação do solo, em dezembro de 2006, dos quais 74% decorrentes da operação de postos de combustíveis, 15% de atividades industriais e os demais 11% decorrentes do comércio, acidentes e disposição de resíduos (CETESB, 2007).

O gerenciamento das áreas contaminadas visa minimizar os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente, por meio de um conjunto de medidas que assegurem o conhecimento das características dessas áreas e dos

impactos por elas causados, proporcionando os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas. Este gerenciamento normalmente é realizado em duas etapas: a identificação e confirmação da área contaminada, e a implementação dos processos de recuperação.

A etapa da identificação é constituída pela definição da região de interesse, identificação das áreas potencialmente contaminadas, avaliação preliminar e investigação confirmatória.

O processo de recuperação visa a adoção de medidas corretivas que possibilitem a recuperação da área em estudo, prevendo-se seu uso futuro e do seu entorno; compreende a investigação detalhada das características das fontes de contaminação e a previsão de sua propagação espacial e temporal, a avaliação do risco à saúde humana e aos ecossistemas afetados, o projeto de remediação quando necessário, a implementação da remediação e o monitoramento operacional.

Estudos caso a caso, no entanto, têm se mostrado muito dispendiosos e demandam muito tempo entre a identificação da área contaminada e a tomada de decisão para eventuais ações corretivas, em virtude da complexidade dos estudos específicos de cada local necessários à caracterização do risco (Kolluru, 1996).

No sentido de agilizar os processos de decisão, estabelecendo prioridades e reduzindo custos, órgãos governamentais de países como Holanda (VROM, 1988), Estados Unidos (U.S.EPA, 1996) e Alemanha (Bachmann, 2000), para citar alguns, têm optado por estabelecer valores orientadores de qualidade dos solos, para serem utilizados na etapa inicial dos processos decisórios.

Genericamente, expressam níveis de concentração de contaminantes no solo que definem o rumo das ações a serem tomadas após a investigação confirmatória de contaminação. São obtidos por meio de modelagem matemática que simula os processos de transporte do contaminante nos diversos compartimentos do ecossistema, até chegar ao homem, utilizando valores de entrada representativos da região para a qual os valores orientadores serão aplicados.

No Brasil, o Estado de São Paulo, por intermédio de seu órgão responsável pela prevenção e controle da poluição no Estado, a Companhia de

Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), é o único a adotar valores orientadores, expressos em termos de concentração do elemento no solo, determinados especificamente para as características representativas dos solos do Estado.

A lista das substâncias ou elementos tóxicos contemplados na legislação estadual inclui os orgânicos, orgânicos voláteis e metais, mas não inclui os elementos radioativos, todos potencialmente carcinogênicos e, portanto, necessariamente também sujeitos ao controle legal. A Comissão Nacional de Energia Nuclear, atual órgão federal responsável pela legislação no âmbito nuclear, também não estabelece valores orientadores para intervenção, em termos de concentração de atividade no solo, no caso de contaminação com elementos radioativos.

Mesmo nos Estados Unidos, que apresentam inúmeras áreas muito contaminadas em seu território, notadamente decorrentes das atividades nucleares militares do passado, é relativamente recente o estabelecimento de valores orientadores para radionuclídeos, elaborado de forma consistente e compatível com aqueles estabelecidos para os agentes químicos convencionais (U.S.EPA, 2000a).

No Brasil, embora esses problemas existam, evidentemente em escala menor, são inúmeros os casos detectados de contaminação radioativa em que a existência de valores orientadores agilizaria os processos decisórios, diminuindo os riscos e otimizando a alocação de recursos financeiros.

Além de todas as mineradoras de U e Th e das mineradoras que geram U, Th e filhos como subproduto de suas atividades, há possíveis aterros sanitários ou lixões nos quais eventualmente poderão ser detectadas contaminações por materiais radioativos depositados de forma não controlada, como por exemplo o descarte de pára-raios e detectores de fumaça radioativos.

Outros exemplos são os depósitos de subprodutos do processamento da monazita pela antiga Usina de Santo Amaro, localizados no bairro de Interlagos em São Paulo, em Botuxim (SP) e em Caldas (MG), onde atividades realizadas no passado provocaram contaminação do solo que estão sendo ainda investigadas (Lauria, 2005; Briquet, 2006; Magalhães, 2006).

Salienta-se que a aplicação de valores orientadores constitui a etapa inicial dos processos decisórios de análise de solos contaminados. As etapas

subseqüentes de ação corretiva, quando necessário, necessitam outros equacionamentos específicos para o cenário em questão (ASTM, 1998; IAEA, 2007).

1.1 Objetivos do trabalho

Este trabalho tem como objetivos: (1) desenvolver uma metodologia para o estabelecimento de valores orientadores para contaminação radioativa de solos, compatível com a metodologia desenvolvida pela CETESB para os contaminantes químicos convencionais; (2) propor valores de referência de qualidade, prevenção e intervenção para os radionuclídeos de interesse no Estado de São Paulo.

2 MODELOS REFERÊNCIA

2.1 Metodologia adotada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB)

No Estado de São Paulo a CETESB é o órgão responsável por prevenir e controlar a poluição dos solos e águas subterrâneas, entre outras matrizes. Com a finalidade de subsidiar suas decisões, visando não só a proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas, mas também o controle da poluição nas áreas já contaminadas ou suspeitas de contaminação, tornou-se necessário a adoção de valores orientadores.

Após estudo das metodologias adotadas por diversos países, entre eles, Estados Unidos, Holanda e Alemanha, a CETESB optou por adotar a metodologia desenvolvida pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM), o qual formulou, em 1983, uma lista como guia de avaliação e remediação de locais contaminados.

Em 1994 o VROM publicou uma proposta de novos valores orientadores, com base em conhecimentos científicos e incluindo a modelagem de avaliação de risco, considerando os efeitos toxicológicos e ecotoxicológicos. Esta metodologia foi equacionada matematicamente no programa computacional de avaliação de risco C-Soil (Tauw Milieu, 1997).

Em janeiro de 1996 a CETESB iniciou um projeto de desenvolvimento com o objetivo de estabelecer valores de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Neste projeto foram considerados somente contaminantes orgânicos, orgânicos voláteis e metais, não abordando o aspecto radiológico.

Em 26 de outubro de 2001, a CETESB publicou a primeira lista de valores orientadores para Solos e Águas Subterrâneas para o Estado de São Paulo, contemplando 37 substâncias e o Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB, 2001).

Quatro anos depois, em dezembro de 2005, a CETESB publicou no Diário Oficial do Estado, a nova lista de valores orientadores agora contemplando 84 substâncias, definindo três valores orientadores para solo e água subterrânea (CETESB, 2005):

Valor de Referência de Qualidade - é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea.

Valor de Prevenção - é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas.

Valor de Intervenção - é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico.

Para a determinação dos valores de referência de qualidade para compostos naturalmente presentes, foi efetuado um levantamento das concentrações de metais em diversos tipos de solo. Para compostos naturalmente ausentes os valores de referência adotados foram os limites de detecção dos respectivos métodos analíticos.

A determinação dos valores de prevenção para o solo foi realizada com base em ensaios com receptores ecológicos, no caso de metais, já para compostos orgânicos, o valor de prevenção foi derivado com base no risco, porém como os resultados mostraram-se muito restritivos, optou-se por não definir valores de prevenção para compostos orgânicos, sendo necessário estudos mais abrangentes.

Para o estabelecimento dos valores de intervenção estabeleceu-se que, para compostos não carcinogênicos, o Risco Máximo Tolerável (RMT) é definido por um quociente de risco igual a 1, ou seja, o ingresso diário de um contaminante no organismo pode ser, no máximo, igual ao Ingresso Diário Tolerável (normalmente conhecido pela sigla TDI). Este é definido como a quantidade máxima de um contaminante que, absorvida por um indivíduo durante toda a sua vida, não resulte em um efeito negativo à sua saúde. Valores de TDI

estão disponíveis em banco de dados internacionais para centenas de substâncias tóxicas (U.S.EPA, 2006; ATSDR, 2007).

Para compostos carcinogênicos, considerando a não existência de um limiar de dose abaixo da qual não exista risco de efeitos adversos à saúde, o RMT é definido em função da probabilidade aceitável de que um indivíduo venha a desenvolver alguma espécie de tumor letal ao longo de sua vida. A CETESB adotou um risco aceitável de 10^{-5} (ou seja, um caso para cada 100.000 indivíduos) e uma expectativa de vida da população de 64 anos. O risco é calculado em função de um fator de carcinogenicidade, cujos valores também estão disponíveis em banco de dados internacionais (U.S.EPA, 2006; U.S.EPA, 2007).

Para a definição dos valores de intervenção a CETESB baseou-se na metodologia desenvolvida pelo National Institute of Public Health and the Environment, da Holanda.

Foram considerados três cenários: agrícola (Área de Proteção Máxima), residencial e industrial e a avaliação de risco à saúde humana foi realizada para uma população potencialmente exposta composta por adultos e crianças (06 anos).

As vias de exposição consideradas foram: ingestão direta de solo, ingestão de água subterrânea, ingestão de vegetais (tubérculos e folhas), contato dérmico, inalação de partículas e inalação de voláteis. Devido à permeação dos compostos orgânicos pelos encanamentos, também foram consideradas as vias de ingestão de água potável, inalação de vapores e contato dérmico durante o banho. A FIG. 2.1 apresenta o esquema conceitual utilizado pelo modelo C-Soil para o cálculo de risco.

Uma área em estudo é classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco, devendo-se então seguir os procedimentos de gerenciamento de áreas contaminadas.

FIGURA 2.1 – Esquema conceitual utilizado pelo modelo C-Soil para o cálculo de risco

As equações utilizadas no modelo adotado pela CETESB (C-Soil) são apresentadas no Anexo A.

2.2 Metodologia adotada pelo National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP)

A metodologia adotada pelo NCRP tem a finalidade de determinar valores de concentração de radionuclídeos no solo, com os quais os limites de dose recomendados não sejam ultrapassados para um determinado grupo crítico. Abaixo desses valores, não são necessárias ações de remediação.

O princípio básico desta metodologia é que a dose máxima a que um indivíduo esteja exposto não deve ultrapassar $0,25 \text{ mSv.a}^{-1}$, considerando-se as diversas vias de exposição.

O NCRP calculou a dose para adultos e crianças em oito diferentes cenários: agrícola (AG), pastagem (PV), pastagem em região árida (PS), rural (RV), rural em região árida (RS), residencial com hortas (SU), residencial sem hortas (SN) e industrial (CC).

As vias de exposição consideradas neste modelo são: exposição externa, inalação de particulados, ingestão direta de solo e ingestão de vegetais, carne e leite.

As equações utilizadas neste modelo são apresentadas no Anexo B.

2.3 Metodologia adotada pela U. S.Environmental Protection Agency (U.S.EPA)

Em 1980, os Estados Unidos criaram o *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA), mais conhecido como *Superfund*, com a finalidade de identificar áreas contaminadas prioritárias.

Em 1991 a EPA foi chamada para conduzir um estudo com a finalidade de acelerar o processo de remediação dos locais contaminados listados pelo CERCLA. Este estudo resultou, em 1993, na apresentação dos valores genéricos para contaminação de solos, denominados *Soil Screening Levels* (SSL), para 30 substâncias. A FIG. 2.2 ilustra o espectro de ações de gerenciamento proposto em função dos níveis de contaminação do solo encontrados sob o domínio do programa *Superfund*. No extremo inferior, encontra-se a faixa de contaminação que não requer investigações mais detalhadas sobre a área, podendo ser

classificada como “limpa”, no contexto do CERCLA (inferior ao SSL). No outro extremo encontra-se a faixa que, claramente, requer ações imediatas para remediação. No intervalo compreendido entre esses dois extremos, está a região onde estudos específicos são necessários para a tomada de decisão quanto à necessidade ou não de ações para remediação e sua extensão.

FIGURA 2.2 – Esquema conceitual utilizado pela EPA para gerenciamento de risco de solos contaminados

Os SSL foram derivados a partir de modelos de exposição humana, sob um cenário de ocupação residencial do solo, considerando as vias de exposição: ingestão de solo, inalação de voláteis e/ou particulados e ingestão de água subterrânea contaminada.

Em 1996 a EPA apresentou uma nova lista de valores genéricos ampliada para 110 substâncias e no ano de 2000, criou o *Soil Screening Guidance for Radionuclides* (U.S.EPA, 2000a), baseado em limites de risco.

Para cada via de exposição foram usados critérios de radiotoxicidade para definir o nível aceitável de contaminantes radiativos no solo, baseado no risco de um caso de câncer adicional num grupo de um milhão de pessoas (10^{-6}) para substâncias carcinogênicas ou um quociente de risco igual a 1 para substâncias não carcinogênicas.

Para a definição dos SSL para radionuclídeos foram consideradas as seguintes vias de exposição:

- Ingestão direta de solo;
- Inalação de particulados;
- Exposição à radiação externa;
- Ingestão produtos agrícolas e
- Ingestão de água subterrânea.

De maneira análoga à utilizada para contaminantes convencionais, foi considerada somente a ocupação residencial do solo.

As equações adotadas pela EPA são apresentadas no Anexo C.

2.4 Outros modelos

Há na literatura dezenas de outros modelos desenvolvidos com a finalidade de se prever riscos aos indivíduos do público decorrentes de contaminação radioativa em solos, variando de complexidade em função dos objetivos para os quais foram elaborados. Para fins de mapeamento inicial de doses, podemos citar alguns outros bastante difundidos, um pouco mais complexos do que os anteriormente descritos, mas que poderiam ser aproveitados em parte para a formulação do modelo a ser desenvolvido neste trabalho: GWSCREEN (Rood, 1999), RESRAD (ANL, 2001), SADA (SADA, 2005).

Adicionalmente, pode-se citar os modelos existentes para avaliação de impacto radiológico ambiental decorrente de emissão de efluentes líquidos e gasosos que, normalmente, também se utilizam de metodologias similares de cálculo de dose na população (NCRP, 1996; IAEA, 2001; SCOTT, 2003; IAEA, 2005).

3 METODOLOGIA

A fim de manter a coerência com a política estabelecida pela CETESB no controle da contaminação do solo, e respeitada a legislação nacional vigente no que se refere às práticas e intervenções nas atividades com material radioativo definida pela CNEN (CNEN, 2005a; 2005b; 2005c), o presente estudo propõe valores orientadores para contaminação radioativa do solo nos níveis de intervenção, prevenção e referência de qualidade.

3.1 Valores de intervenção e prevenção

Para o estabelecimento dos valores de intervenção e prevenção, quatro modelos foram adotados como referência neste trabalho: os desenvolvidos pelo National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP, 1999), pela U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA, 2000a), pelo Argonne National Laboratory (ANL, 2001) e pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2001).

Os modelos da CETESB e EPA determinam risco à saúde humana, enquanto que os modelos do NCRP e ANL determinam dose efetiva. Neste trabalho optou-se pelo cálculo da dose como parâmetro a partir do qual os valores de intervenção e prevenção serão derivados principalmente porque: (1) as normas que atualmente regem as atividades nucleares do país baseiam-se explicitamente em dose, e não em risco; (2) o uso de fatores de conversão de dose está bem mais consolidado do que o uso de fatores de conversão para risco, em virtude das incertezas associadas à sua determinação (NCRP, 2004).

A Posição Regulatória 3.01/007: Níveis de Intervenção e de Ação para Exposição Crônica (CNEN 2005c), afirma que:

"Níveis genéricos de intervenção são níveis de referência estabelecidos pela CNEN, a 'priori', a serem considerados na fase de planejamento e utilizados em processos de justificativa e otimização para situações de intervenção.

Uma dose anual existente de 10 mSv deve ser usada como um valor genérico de referência para uma ação de intervenção em situações de exposição crônica de membros do público.

A estimativa ou medida de um valor de dose existente acima de 10 mSv/a de referência deve sempre demandar uma avaliação para a implementação de medidas de proteção ou de remediação. A decisão da aplicação de uma determinada medida de proteção ou remediação deve levar em conta a situação existente, sendo resultado de uma avaliação em que a medida deve ser justificada e otimizada.

A estimativa ou medida de um valor de dose existente inferior ao valor genérico de referência normalmente não justifica ações de intervenção para situações de exposição crônica. Contudo, poderão existir situações onde a intervenção para reduzir um ou mais componentes que contribuem para a dose total existente possa ser justificada, como resultado de um processo de otimização ou quando as ações protetoras para reduzir tais componentes sejam bastante simples e justificadas.

A CNEN não estabelece um nível superior de intervenção, a partir do qual a introdução de uma medida de proteção ou de remediação seja mandatória, mas considera sempre justificada a intervenção quando a dose existente for superior a 50 mSv por ano."

Nesse contexto, o valor de intervenção derivado neste trabalho corresponde à concentração no solo de um dado radionuclídeo que irá resultar em uma dose efetiva de 50 mSv.ano⁻¹ no indivíduo do público. Da mesma forma, definiu-se o valor de prevenção em função de uma dose de 10 mSv.ano⁻¹ no indivíduo do público.

A escolha destes valores está, portanto, em consonância com a legislação nuclear vigente no país e também com recentes recomendações internacionais (ICRP 2007).

Os valores de intervenção e prevenção foram determinados para os radionuclídeos naturais ³H, ¹⁴C, ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²³²Th e ²³⁸U e para os artificiais ³²P, ³⁵S, ⁴⁵Ca, ⁵¹Cr, ⁹⁰Sr, ¹²⁵I, ¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu e ²⁴¹Am escolhidos por serem os principais radioisótopos manuseados no país, em termos de quantidade de atividade comercializada, não se considerando aqueles de meia-vida inferior a 8 dias (IPEN, 2005; CNEN, 2006).

Foi considerada a distribuição estatística dos valores obtidos e o valor de 95% da distribuição de dose foi utilizado como base para a definição dos valores de intervenção e prevenção a serem recomendados.

As doses foram calculadas para os dois grupos populacionais considerados no modelo adotado pela NCRP: indivíduo adulto e criança de 10 anos.

3.1.1 Cenários considerados

Para o desenvolvimento deste modelo foi considerada uma contaminação homogênea e finita no solo.

Três cenários foram definidos para o presente estudo:

- Cenário agrícola - engloba propriedades com moradias, áreas de cultivo de vegetais, frutos e grãos, e também a criação de gado leiteiro e de corte. Considera-se, para este cenário, o consumo de água subterrânea proveniente de poços perfurados na propriedade.
- Cenário residencial - predominantemente urbano, com a permanência de adultos e crianças por longo período de tempo. Considera-se o eventual consumo de vegetais provenientes de hortas domésticas.
- Cenário industrial – cujo grupo crítico é composto por trabalhadores da indústria, que rotineiramente se expõe ao meio contaminado. Determinou-se que uma pequena fração de vegetais consumidos provém de hortas da própria empresa.

3.1.2 Vias de exposição

A forma de exposição dos indivíduos aos radionuclídeos é diferente da existente para produtos químicos convencionais, ou seja, algumas vias de exposição adotadas para contaminantes químicos não são aplicáveis aos radionuclídeos (por exemplo, inalação de voláteis ou absorção dérmica) enquanto outras vias representam para os radionuclídeos os mecanismos mais prováveis da exposição. Para a maioria dos radionuclídeos emissores gama de energia alta, a exposição externa é normalmente a via de exposição dominante e representa o risco mais significativo. Para outros radionuclídeos, a ingestão de alimentos e de água, provenientes da área contaminada, constitui a via mais provável da exposição. A inalação da poeira também foi incluída no presente trabalho, porém é provavelmente significativa somente para poucos radionuclídeos, os emissores alfa.

As seguintes vias de exposição foram consideradas:

- Exposição à radiação externa;
- Inalação de particulados;
- Ingestão de solo;
- Ingestão de água subterrânea;
- Ingestão de alimentos (produtos agrícolas, carne e leite) e
- Absorção dérmica, para o ^3H .

Na TAB. 3.1 são apresentadas as vias de exposição consideradas para cada cenário.

TABELA 3.1 – Vias de exposição por cenário.

Via de exposição	Cenário		
	Agrícola	Residencial	Industrial
Exposição à radiação externa	sim	sim	sim
Inalação	sim	sim	sim
Ingestão de solo	sim	sim	sim
Ingestão de água subterrânea	sim	não	não
Ingestão de produtos agrícolas	sim	sim	sim
Ingestão de carne	sim	não	não
Ingestão de leite	sim	não	não
Absorção dérmica	sim	sim	sim

3.1.3 Equacionamento do modelo

As taxas anuais de dose foram calculadas utilizando-se as seguintes equações:

- Exposição à Radiação Externa

$$D_1 = [T_{ext} + (T_{in} \times FAG)] \times W_s \times C_s \times FCA \times Df_{ext} \quad (3.1)$$

D_1 = dose causada pela radiação externa (mSv.a^{-1})

T_{ext} = fração de tempo despendida fora de edificações no local contaminado

T_{in} = fração de tempo despendida dentro de edificações no local contaminado

FAG = fator de atenuação gama

- W_s = fator de correção de densidade
 C_s = concentração do radionuclídeo no solo (Bq.kg^{-1})
 FCA = fator de correção de área
 Df_{ext} = fator de dose para exposição externa (mSv.a^{-1} por Bq.kg^{-1})

- Inalação

$$InaP = (TSP_{ext} \times frs_{ext} \times T_{ext} \times AV_{ext} + TSP_{in} \times frs_{in} \times T_{in} \times AV_{in}) \times C_s \quad (3.2)$$

- $InaP$ = inalação de partículas de solo (Bq.a^{-1})
 TSP_{ext} = quantidade de partículas suspensas no ar em ambiente externo (kg.m^{-3})
 TSP_{in} = quantidade de partículas suspensas no ar em ambiente interno (kg.m^{-3})
 frs_{ext} = fração de solo na poeira em ambiente externo
 frs_{in} = fração de solo na poeira em ambiente interno
 AV_{ext} = taxa de inalação em ambiente externo ($\text{m}^3.\text{a}^{-1}$)
 AV_{in} = taxa de inalação em ambiente interno ($\text{m}^3.\text{a}^{-1}$)

$$D_2 = InaP \times Df_{ina} \quad (3.3)$$

- D_2 = dose devido à inalação (mSv.a^{-1})
 Df_{ina} = fator de dose para inalação (mSv.Bq^{-1})

- Ingestão de Solo

$$IngS = Q_s \times C_s \quad (3.4)$$

- $IngS$ = ingestão de contaminante via ingestão de solo (Bq.a^{-1})
 Q_s = ingestão anual de solo (kg.a^{-1})

$$D_3 = IngS \times Df_{ing} \quad (3.5)$$

- D_3 = dose devido à ingestão de solo (mSv.a^{-1})
 Df_{ing} = fator de dose para ingestão (mSv.Bq^{-1})

- Ingestão de Água Subterrânea

$$C_w = \frac{C_s}{(Kd + \frac{V_w}{SD})} \times 10^{-3} \quad (3.6)$$

C_w = concentração do radionuclídeo na solução do solo (Bq.cm^{-3})

Kd = coeficiente de partição ($\text{cm}^3.\text{g}^{-1}$)

V_w = conteúdo de água

SD = densidade aparente do solo (g.cm^{-3})

10^{-3} = fator de conversão de unidades (kg.g^{-1})

$$IngA = Q_w \times \frac{C_w}{DAF} \quad (3.7)$$

$IngA$ = absorção de contaminantes via ingestão de água (Bq.a^{-1})

Q_w = ingestão anual de água ($\text{cm}^3.\text{a}^{-1}$)

DAF = fator de diluição

$$D_4 = IngA \times Df_{ing} \quad (3.8)$$

D_4 = dose devido à ingestão de água (mSv.a^{-1})

- Ingestão de Alimentos

VEGETAIS - TUBÉRCULOS

$$C_{tb} = (B_v \times C_s) \times \exp(-\lambda r.th) \quad (3.9)$$

C_{tb} = concentração nos tubérculos (Bq.kg^{-1})

B_v = fator de transferência (mg.kg^{-1} massa seca vegetais / mg.kg^{-1} solo)

λr = constante de decaimento radioativo (d^{-1})

th = tempo de espera entre a colheita e o consumo humano (d)

VEGETAIS - FOLHAS

Deposição foliar

$$C_{dp} = TSP_{ext} \times frs_{ext} \times DR_{ext} \times C_s \times fi \times [1 - \exp(-\lambda_e \cdot te)] \times \frac{1}{Y \cdot \lambda_e} \quad (3.10)$$

$$\lambda_e = \lambda_w + \lambda_r \quad (3.11)$$

- C_{dp} = concentração na vegetação devido à deposição (Bq.kg⁻¹)
 DR_{ext} = velocidade de deposição (m.d⁻¹)
 fi = fator de interceptação foliar
 λ_e = constante de remoção efetiva (d⁻¹)
 λ_w = constante de remoção por outras vias exceto a radioativa (d⁻¹)
 te = período de crescimento da produção (d)
 Y = produtividade agrícola (kg.m²)

$$C_{fl} = [(B_v \times C_s) + C_{dp}] \times \exp(-\lambda_r \cdot th) \quad (3.12)$$

- C_{fl} = concentração nas folhas (Bq.kg⁻¹)

$$IngV = (Q_{tb} \times C_{tb} + Q_{fl} \times C_{fl}) \times fv_v \quad (3.13)$$

- $IngV$ = ingestão de contaminante via consumo de vegetais (Bq.a⁻¹)
 Q_{tb} = consumo anual de tubérculos (kg. a⁻¹)
 Q_{fl} = consumo anual de folhas (kg. a⁻¹)
 fv_v = fração consumida proveniente da área contaminada

CARNE

$$C_{pt} = [(B_{v_{pt}} \times C_s) + C_{dp}] \times \exp(-\lambda_r \cdot th_{pt}) \quad (3.14)$$

- C_{pt} = concentração no pasto (Bq.kg⁻¹)
 $B_{v_{pt}}$ = fator de transferência no pasto (mg.kg⁻¹ massa seca vegetais / mg.kg⁻¹ solo seco)
 th_{pt} = tempo de espera entre a colheita e o consumo animal (d)

$$C_{c,l} = (C_{pt} \times QA_{pt} + C_s \times QA_s) \times F_{c,l} \quad (3.15)$$

- $C_{c,l}$ = concentração na carne ou leite (Bq.kg^{-1} ou Bq.L^{-1})
 QA_{pt} = consumo animal de pasto (kg.d^{-1})
 QA_s = consumo animal de solo (kg.d^{-1})
 $F_{c,l}$ = fator de transferência do pasto para a carne ou leite (d.kg^{-1} ou d.L^{-1})

$$IngC = Q_c \times C_c \times fv_c \quad (3.16)$$

- $IngC$ = ingestão de contaminante via consumo de carne (Bq.a^{-1})
 Q_c = consumo anual de carne (kg. a^{-1})
 fv_c = fração de carne consumida proveniente da área contaminada

$$IngL = Q_l \times C_l \times fv_l \quad (3.17)$$

- $IngL$ = ingestão de contaminante via consumo de leite (Bq.a^{-1})
 Q_l = consumo anual de leite (L. a^{-1})
 fv_l = fração de leite consumida proveniente da área contaminada

$$IngF = IngV + IngC + IngL \quad (3.18)$$

- $IngF$ = ingestão de contaminante via consumo total de alimentos (Bq.a^{-1})

$$D_5 = IngF \times Df_{ing} \quad (3.19)$$

- D_5 = dose devido à ingestão de alimentos (mSv.a^{-1})

- Dose Total Apresentada pelo Modelo

$$D_{Total} = \sum_{i=1}^5 D_i \quad (3.20)$$

- D_{Total} = dose efetiva total (Sv.a^{-1})

Equações para o ^3H

- Inalação

$$C_{ar} = \frac{3,17 \times 10^{-8} \times EVSN \times \sqrt{A}}{H_{mix} \times U} \quad (3.21)$$

- C_{ar} = concentração de ^3H no ar (Bq.m^{-3})
 $3,17 \times 10^{-8}$ = fator de conversão de unidade (a.s^{-1})
 $EVSN$ = fluxo proveniente da área contaminada ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$)
 A = área contaminada (m^2)
 H_{mix} = altura na qual os vapores de água tritiada são uniformemente misturados (m)
 U = velocidade média anual do vento a 2 m de altura do solo (m.s^{-1})

$$EVSN = C_w \times E_t \times 10^6 \quad (3.22)$$

- $EVSN$ = fluxo proveniente da área contaminada ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$)
 C_w = concentração do radionuclídeo na solução do solo (Bq.cm^{-3})
 E_t = taxa de evapotranspiração (m.a^{-1})
 10^6 = fator de conversão de unidades ($\text{cm}^3.\text{m}^{-3}$)

$$InaV = C_{ar} \times (AV_{ext} \times T_{ext} + AV_{in} \times T_{in}) \quad (3.23)$$

- $InaV$ = inalação de ^3H (Bq.a^{-1})
 T_{ext} = fração de tempo despendido em ambiente externo
 T_{in} = fração de tempo despendido em ambiente interno
 AV_{ext} = taxa de inalação em ambiente externo ($\text{m}^3.\text{a}^{-1}$)
 AV_{in} = taxa de inalação em ambiente interno ($\text{m}^3.\text{a}^{-1}$)

$$D_2 = InaV \times Df_{ina} \quad (3.24)$$

- D_2 = dose devido à inalação (mSv.a^{-1})
 Df_{ina} = fator de dose para inalação (mSv.Bq^{-1})

- Ingestão de Água Subterrânea

$$C_w = \frac{C_s \times SD}{V_w} \times 10^{-3} \quad (3.25)$$

C_w = concentração do radionuclídeo na solução do solo (Bq.cm⁻³)

SD = densidade aparente do solo (g.cm⁻³)

V_w = conteúdo de umidade

10^{-3} = fator de conversão de unidades (kg.g⁻¹)

$$IngA = Q_w \times \frac{C_w}{DAF} \quad (3.26)$$

$IngA$ = absorção de contaminantes via ingestão de água (Bq.a⁻¹)

Q_w = ingestão anual de água (cm³.a⁻¹)

DAF = fator de diluição

$$D_4 = IngA \times Df_{ing} \quad (3.27)$$

D_4 = dose devido à ingestão de água (mSv.a⁻¹)

Df_{ing} = fator de dose para ingestão (mSv.Bq⁻¹)

- Ingestão de Alimentos

VEGETAIS

$$C_v = Fa_v \times C_w \quad (3.28)$$

C_v = concentração nos vegetais (Bq.kg⁻¹)

Fa_v = fração de água dos vegetais (kg.kg⁻¹)

$$IngV = (Q_{tb} + Q_{fl}) \times C_v \times fv_v \quad (3.29)$$

$IngV$ = ingestão de contaminante via consumo de vegetais (Bq.a⁻¹)

Q_{tb} = consumo anual de tubérculos (kg. a⁻¹)

Q_{fl} = consumo anual de folhas (kg. a⁻¹)

fv_v = fração consumida proveniente da área contaminada

CARNE ou LEITE

$$FQR_{c,l} = \frac{C_H}{(C_{H,w} \times QA_w) + (C_{H,pt} \times QA_{pt}) + (C_{H,s} \times QA_s)} \quad (3.30)$$

$FQR_{c,l}$ = fator de transferência para a carne ou leite ($d.kg^{-1}$ ou $d.L^{-1}$)

C_H = fração de massa de hidrogênio estável na carne ou leite

$C_{H,w}$ = fração de massa de hidrogênio estável na água do gado

QA_w = ingestão de água ($L.d^{-1}$)

$C_{H,pt}$ = fração de massa de hidrogênio estável na pastagem

QA_{pt} = consumo animal de pasto ($kg.d^{-1}$)

$C_{H,s}$ = fração de massa de hidrogênio estável no solo

QA_s = consumo animal de solo ($kg.d^{-1}$)

$$C_{c,l} = (C_v \times QA_{pt} + C_s \times QA_s) \times FQR_{c,l} \quad (3.31)$$

$C_{c,l}$ = concentração na carne ou leite ($Bq.kg^{-1}$ ou $Bq.L^{-1}$)

$$IngC = Q_c \times C_c \times fv_c \quad (3.32)$$

$IngC$ = ingestão de contaminante via consumo de carne ($Bq.a^{-1}$)

Q_c = consumo anual de carne ($kg.a^{-1}$)

fv_c = fração de carne consumida proveniente da área contaminada

$$IngL = Q_l \times C_l \times fv_l \quad (3.33)$$

$IngL$ = ingestão de contaminante via consumo de leite ($Bq.a^{-1}$)

Q_l = consumo anual de leite ($L.a^{-1}$)

fv_l = fração de leite consumida proveniente da área contaminada

$$IngF = IngV + IngC + IngL \quad (3.34)$$

$IngF$ = ingestão de contaminante via consumo total de alimentos ($Bq.a^{-1}$)

$$D_5 = IngF \times Df_{ing} \quad (3.35)$$

D_5 = dose devido à ingestão de alimentos (mSv.a⁻¹)

- Absorção Dérmica

No presente trabalho, esta via de exposição é considerada somente para o radionuclídeo ³H. Segundo ANL, 2001, o vapor de água absorvido pela pele é aproximadamente 50% da quantidade de vapor de água inalada, ou seja:

$$D_6 = 0,5 \times D_2 \quad (3.36)$$

D_6 = dose devido à absorção dérmica (mSv.a⁻¹)

D_2 = dose devido à inalação (mSv.a⁻¹)

- Dose Total Causada pelo ³H

$$D_{Total} = D_2 + D_4 + D_5 + D_6 \quad (3.37)$$

D_{Total} = dose efetiva total (Sv.a⁻¹)

Equações para o ¹⁴C

- Exposição à Radiação Externa

$$D_1 = [T_{ext} + (T_{in} \times FAG)] \times W_s \times C_s \times FCA \times Df_{ext} \quad (3.38)$$

D_1 = dose causada pela radiação externa (mSv.a⁻¹)

T_{ext} = fração de tempo despendida fora de edificações no local contaminado

T_{in} = fração de tempo despendida dentro de edificações no local contaminado

FAG = fator de atenuação gama

W_s = fator de correção de densidade

C_s = concentração do radionuclídeo no solo (Bq.kg⁻¹)

FCA = fator de correção de área

Df_{ext} = fator de dose para exposição externa (mSv.a⁻¹ por Bq.kg⁻¹)

- Inalação

$$C_{ar} = \frac{3,17 \times 10^{-8} \times EVSN \times \sqrt{A}}{H_{mix} \times U} \quad (3.39)$$

- C_{ar} = concentração de ^{14}C no ar (Bq.m^{-3})
 $3,17 \times 10^{-8}$ = fator de conversão de unidade (a.s^{-1})
 $EVSN$ = fluxo proveniente da área contaminada ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$)
 A = área contaminada (m^2)
 H_{mix} = altura na qual o CO_2 é uniformemente misturado (m)
 U = velocidade média anual do vento a 2 m de altura do solo (m.s^{-1})

$$EVSN = Cs \times E \times SD \times d \times 10^3 \quad (3.40)$$

- $EVSN$ = fluxo proveniente da área contaminada ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$)
 Cs = concentração do radionuclídeo no solo (Bq.kg^{-1})
 E = taxa de evasão (a^{-1})
 SD = densidade aparente do solo (g.cm^{-3})
 d = profundidade do solo (m)
 10^3 = fator de conversão de unidades (kg.g^{-1})($\text{cm}^3.\text{m}^{-3}$)

$$InaV = C_{ar} \times (AV_{ext} \times T_{ext} + AV_{in} \times T_{in}) \quad (3.41)$$

- $InaV$ = inalação de ^{14}C (Bq.a^{-1})
 T_{ext} = fração de tempo despendido em ambiente externo
 T_{in} = fração de tempo despendido em ambiente interno
 AV_{ext} = taxa de inalação em ambiente externo ($\text{m}^3.\text{a}^{-1}$)
 AV_{in} = taxa de inalação em ambiente interno ($\text{m}^3.\text{a}^{-1}$)

$$D_2 = InaV \times Df_{ina} \quad (3.42)$$

- D_2 = dose devido à inalação (mSv.a^{-1})
 Df_{ina} = fator de dose para inalação (mSv.Bq^{-1})

- Ingestão de Solo

$$IngS = Q_s \times C_s \quad (3.43)$$

$IngS$ = ingestão de contaminante via ingestão de solo (Bq.a⁻¹)

Q_s = ingestão anual de solo (kg.a⁻¹)

$$D_3 = IngS \times Df_{ing} \quad (3.44)$$

D_3 = dose devido à ingestão de solo (mSv.a⁻¹)

Df_{ing} = fator de dose para ingestão (mSv.Bq⁻¹)

- Ingestão de Água Subterrânea

$$C_w = \frac{C_s}{(Kd + \frac{V_w}{SD})} \times 10^{-3} \quad (3.45)$$

C_w = concentração do radionuclídeo na solução do solo (Bq.cm⁻³)

Kd = coeficiente de partição (cm³.g⁻¹)

V_w = conteúdo de umidade

SD = densidade aparente do solo (g.cm⁻³)

10^{-3} = fator de conversão de unidades (kg.g⁻¹)

$$IngA = Q_w \times \frac{C_w}{DAF} \quad (3.46)$$

$IngA$ = absorção de contaminantes via ingestão de água (Bq.a⁻¹)

Q_w = ingestão anual de água (cm³.a⁻¹)

DAF = fator de diluição

$$D_4 = IngA \times Df_{ing} \quad (3.47)$$

D_4 = dose devido à ingestão de água (mSv.a⁻¹)

Df_{ing} = fator de dose para ingestão (mSv.Bq⁻¹)

- Ingestão de Alimentos

VEGETAIS

$$B_v = C_{C,v} \times \left[(F_{ar} \times \frac{10^{-3} \times C_{ar}}{C_s \times C_{C,ar}}) + (\frac{F_s}{C_{C,s}}) \right] \quad (3.48)$$

B_v = fator de transferência do solo para a planta

$C_{C,v}$ = fração de carbono estável na planta

F_{ar} = fração de carbono na planta derivado do carbono do ar

F_s = fração de carbono na planta derivado do carbono do solo

$C_{C,ar}$ = fração de carbono estável no ar

$C_{C,s}$ = fração de carbono estável no solo

$$C_{tb,fl} = (B_v \times C_s) \times \exp(-\lambda_r \cdot th) \quad (3.49)$$

$C_{tb,fl}$ = concentração nos tubérculos ou folhas (Bq.kg⁻¹)

λ_r = constante de decaimento radioativo (d⁻¹)

th = tempo de espera entre a colheita e o consumo humano (d)

$$IngV = (Q_{tb} \times C_{tb} + Q_{fl} \times C_{fl}) \times f_{v_v} \quad (3.50)$$

$IngV$ = ingestão de contaminante via consumo de vegetais (Bq.a⁻¹)

Q_{tb} = consumo anual de tubérculos (kg. a⁻¹)

Q_{fl} = consumo anual de folhas (kg. a⁻¹)

f_{v_v} = fração consumida proveniente da área contaminada

CARNE e LEITE

$$FQR_{c,l} = \frac{C_C}{(C_{C,w} \times QA_w) + (C_{C,pt} \times QA_{pt}) + (C_{C,s} \times QA_s)} \quad (3.51)$$

$FQR_{c,l}$ = fator de transferência para a carne ou leite (d.kg⁻¹ ou d.L⁻¹)

C_C = fração de massa de carbono estável na carne ou leite

$C_{C,w}$ = fração de massa de carbono estável na água do gado

QA_w = ingestão de água (L.d⁻¹)

- $C_{C,pt}$ = fração de massa de carbono estável na pastagem
 QA_{pt} = consumo animal (kg.d⁻¹)
 $C_{C,s}$ = fração de massa de carbono estável no solo
 QA_s = ingestão de solo (kg.d⁻¹)

$$C_{c,l} = (C_v \times QA_{pt} + C_s \times QA_s) \times FQR_{c,l} \quad (3.52)$$

- $C_{c,l}$ = concentração de ¹⁴C na carne ou leite (Bq.kg⁻¹ ou Bq.L⁻¹)

$$IngC = Q_c \times C_c \times fv_c \quad (3.53)$$

- $IngC$ = ingestão de contaminante via consumo de carne (Bq.a⁻¹)
 Q_c = consumo anual de carne (kg. a⁻¹)
 fv_c = fração de carne consumida proveniente da área contaminada

$$IngL = Q_l \times C_l \times fv_l \quad (3.54)$$

- $IngL$ = ingestão de contaminante via consumo de leite (Bq.a⁻¹)
 Q_l = consumo anual de leite (L. a⁻¹)
 fv_l = fração de leite consumida proveniente da área contaminada

$$IngF = IngV + IngC + IngL \quad (3.55)$$

- $IngF$ = ingestão de contaminante via consumo total de alimentos (Bq.a⁻¹)

$$D_5 = IngF \times Df_{ing} \quad (3.56)$$

- D_5 = dose devido à ingestão de alimentos (mSv.a⁻¹)

- Dose Total Causada pelo ¹⁴C

$$D_{Total} = \sum_{i=1}^5 D_i \quad (3.57)$$

- D_{Total} = dose efetiva total (Sv.a⁻¹)

3.1.4 Dados de entrada

Quando da ausência de dados nacionais confiáveis, optou-se pelo levantamento bibliográfico dos parâmetros de entrada, de forma que se adaptassem às condições paulistas de uso do solo, tempo de permanência e consumo.

Descreveremos a seguir alguns parâmetros para os quais a obtenção dos dados não são normalmente citados na literatura específica ou que julgamos pertinente alguns comentários adicionais, agrupados por via de exposição:

3.1.4.1 Exposição Externa

T_{ext} e *T_{in}* – A fração de tempo, no ambiente externo e interno, despendida no local contaminado foi calculada com base na distribuição de tempo de permanência adotado para os diferentes cenários pela CETESB (CETESB, 2001), apresentada na TAB. 3.2. Para o cenário industrial considerou-se, para o indivíduo adulto, a permanência na área contaminada de 48 semanas por ano, em razão do desconto de quatro semanas referente ao período de férias dos trabalhadores; para as crianças considerou-se uma frequência esporádica neste cenário, decorrente de eventuais festas, campanhas de vacinação etc.

FAG – O fator de atenuação gama leva em consideração o efeito da blindagem à radiação gama proveniente do solo contaminado, no interior de edificações. Depende da energia gama do radionuclídeo, do tipo de construção e vários outros fatores. Para fins de *screening*, adotou-se valores conservadores de 0,4 para radionuclídeos emissores gama de energia maior que 100 keV; 0,3 para emissores gama de baixa energia (< 100 keV) ou emissores beta de alta energia; 0,2 para emissores beta puro ou emissores gama de baixa energia (< 50 keV) e 0,1 para emissores de raios-x, geralmente de baixa energia. Atribuiu-se uma incerteza de 20% ao fator de atenuação considerando-se que, dessa forma, os intervalos de 0,2 a 0,6 (para os valores maiores de FAG) e de 0,004 a 0,16 (para os valores menores) apresentados na literatura (NCRP, 1999) seriam atendidos dentro de uma faixa de aproximadamente 3 desvios padrão.

TABELA 3.2 – Tempos de permanência nos diferentes cenários

	Agrícola		Residencial		Industrial	
	A ⁽¹⁾	C ⁽²⁾	A	C	A	C
semanas por ano	52	52	52	52	48	5
dias de semana	5	5	5	5	5	0
horas por dia de sono	8	12	8	12	0	0
horas por dia acordado, ambiente externo	10	6	2	4	2	0
horas por dia acordado, ambiente interno	6	6	6	8	8	0
dias de fim-de semana	2	2	2	2	1	1
horas por dia de sono	8	12	8	12	0	0
horas por dia acordado, ambiente externo	4	4	4	4	0	1
horas por dia acordado, ambiente interno	8	4	8	8	0	3
horas por ano - ambiente externo	3016	1976	936	1456	480	5
horas por ano - ambiente interno	5304	6344	5304	7280	1920	15
Fração de tempo - ambiente externo	0,34	0,23	0,11	0,17	0,05	0,00
Fração de tempo - ambiente interno	0,61	0,72	0,61	0,83	0,22	0,00

⁽¹⁾ Adulto ⁽²⁾ Criança

W_s – A inclusão do *fator de correção de densidade* decorre do fato de que os modelos de cálculo de dose normalmente adotam uma densidade aparente uniforme do solo de 1,5 a 1,6 g.cm⁻³. No caso real, no entanto, a densidade varia com a profundidade e geralmente há presença de matéria orgânica na camada superficial do solo, o que tende a diminuir a concentração real do radionuclídeo; outro fator importante a ser considerado é a variabilidade no conteúdo de umidade do solo em função das condições climáticas de cada local. Considerou-se um fator de correção de 0,85 para os cenários agrícola e residencial, e 0,95 para o cenário industrial, com desvio padrão de 0,05 (NCRP, 1999).

Df_{ext} – Os *fatores de dose para exposição externa* adotados neste trabalho foram derivados para o indivíduo adulto, considerando-se uma contaminação em um solo homogêneo e infinito. Adotou-se, para a criança, um fator multiplicador constante de 1,3 sobre o fator de dose para o indivíduo adulto, independentemente do radionuclídeo (NCRP, 1999).

FCA – O fator de correção de área leva em consideração a correção necessária no fator de dose para exposição externa quando a área contaminada não tem extensão infinita.

Como área máxima adotou-se 10.000 m² e, como mínima, uma área tal que as vias de transferência equacionadas fossem pertinentes para cada cenário. Por exemplo, no cenário agrícola, onde há pastagem, não seria plausível considerar-se uma área de apenas dezenas de metros quadrados. Nesse sentido, adotou-se arbitrariamente um intervalo de variação uniforme de 1000 m² a 10000m², correspondendo a FCA de 0,88 a 1, independentemente do radionuclídeo considerado, de acordo com os estudos apresentados pela EPA (U.S.EPA, 2000a).

3.1.4.2 Inalação

TSP_{ext} e *TSP_{in}* – A quantidade de partículas suspensas no ar depende fortemente do cenário. Para o agrícola, adotou-se uma concentração de 0,07 mg.m⁻³ em ambiente externo, ou seja, o valor utilizado pela CETESB no estabelecimento dos valores orientadores para os elementos químicos convencionais (CETESB, 2001). Para os demais cenários adotaram-se valores de partículas suspensas no ar cinco vezes maior para o cenário residencial e sessenta vezes maior para o cenário industrial, ou seja, 0,35 mg.m⁻³ e 4,2 mg.m⁻³, respectivamente; essas relações de concentração estão indicadas na publicação NCRP 129 (NCRP, 1999). Para o ambiente interno considerou-se 75% deste valor (CETESB, 2001).

A – Para a área contaminada considerou-se um intervalo uniforme de 1.000 m² a 10.000 m², como indicado anteriormente (vide FCA).

U – A velocidade média anual do vento foi estimada especificamente para o Estado de São Paulo, de acordo com dados históricos das estações climatológicas do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC), das cidades de Baurú, Campinas, Castilho, Guaratinguetá, Guarulhos, Marília, Pirassununga, Presidente Prudente, Ribeirão Preto, Santos, São José do Rio

Preto, São José dos Campos, São Paulo (2) e Taubaté, compilados por Takeshi (2007).

Consideraram-se os registros horários destas 15 estações, no período compreendido entre janeiro de 2002 a abril de 2007, das velocidades instantâneas medidas a 10 m de altura. Como o perfil das velocidades segue aproximadamente uma distribuição log-normal, tomou-se a média geométrica de seus valores horários, para cada estação, como medida de tendência central e, posteriormente, a média aritmética entre os valores obtidos para cada estação. Desconsiderou-se os registros esporádicos de ventos de rajada.

Visto que os dados disponíveis referem-se à velocidade medida a 10 m de altura, efetuou-se previamente a correção de todos os registros para a altura (z) de 2 metros, considerando-se condições neutras de estabilidade atmosférica, de acordo com a equação: $V(z) = V(10) * 0,172 * \ln(z/0,03)$ (Wallace, 2006).

Et – A taxa de evapotranspiração foi obtida a partir de dados de balanço hídrico do Estado de São Paulo, considerando-se a média ponderada por área de drenagem de todas as bacias hidrográficas do Estado (DAEE, 1999).

3.1.4.3 Ingestão de água

Kd – O coeficiente de distribuição é um dos parâmetros que apresentam maior variabilidade espacial em função do tipo de solo, tornando difícil sua estimativa em termos de média representativa do Estado, embora seja um dos parâmetros mais utilizados em modelos de transporte de poluentes na geosfera. O *Kd* é afetado por inúmeros processos e propriedades do solo, como pH, composição mineralógica, fração de matéria orgânica, condições de oxidação e redução etc. Não se encontrou na literatura valores de *Kd* medidos experimentalmente para solos representativos do Estado de São Paulo, para os elementos considerados neste trabalho, com exceção do Cr e Pb, estudados por Soares (2004). Para os demais elementos, o valor médio do *Kd* foi estimado a partir dos valores apresentados no manual do usuário do código RESRAD (ANL, 2001), parcialmente reproduzidos no Anexo D.

Embora extraídos de vasta revisão bibliográfica, são valores obtidos principalmente em solos norte-americanos. Sabe-se que solos úmidos tropicais

não exibem o mesmo comportamento geoquímico, porém, optou-se pela utilização destes valores em razão da indisponibilidade de dados específicos para o Estado de São Paulo.

A partir destes valores, estimou-se a média geométrica considerando-se que o menor e o maior valor, para cada radionuclídeo, constante da tabela do Anexo D correspondem aos valores 5% e 95% de uma distribuição log-normal, respectivamente.

DAF – É o *fator de diluição* do radionuclídeo, da concentração calculada na solução aquosa do solo para a concentração na água subterrânea. Poder-se-ia introduzir modelos de transporte simplificados para se determinar a concentração na água subterrânea, de forma similar à adotada no código RESRAD (ANL, 2001), mas optou-se pela simples utilização de um fator de diluição, independentemente do radionuclídeo, de acordo com os modelos adotados pela CETESB e EPA. A CETESB adota $DAF = 10$ e a EPA, $DAF = 20$. Neste trabalho, adotou-se uma distribuição normal truncada à direita em 50% e à esquerda em 5%, correspondendo respectivamente a $DAF = 20$ e $DAF = 1$.

Q_w – A *ingestão de água* foi considerada somente para o cenário agrícola, uma vez que nos cenários residencial e industrial a água consumida é proveniente das redes de abastecimento e não do local contaminado. Adotou-se a ingestão de 2 L.d⁻¹ para adultos e 1 L.d⁻¹ para crianças.

3.1.4.4 Ingestão de alimentos

Q_{tb}, Q_{fl}, Q_c, Q_l – Os valores de *consumo anual de tubérculos, folhas, carne e leite* foram obtidos baseando-se no levantamento realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), realizado nos anos de 2002 e 2003 para a aquisição alimentar domiciliar, per capita anual, segundo os produtos, para o Estado de São Paulo. Considerou-se que crianças consomem o dobro da quantidade de leite consumida pelos adultos e 75% do consumo de tubérculos, folhas e carne.

Um quadro resumo dos dados de entrada utilizados neste estudo é apresentado nas TAB. 3.3 a 3.5.

TABELA 3.3 – Parâmetros dependentes do radionuclídeo

		Df-ext (ad)	Df-ext (cr)	FAG	Df-ina (ad)	Df-ina (cr)	Df-ing (ad)	Df-ing (cr)	kd	Bv-tb	lâmbda r	Bv-pt	Fc	FI
	Unidade	mSv/a / Bq/kg	mSv/a / Bq/kg		Sv/Bq	Sv/Bq	Sv/Bq	Sv/Bq	cm ³ /g		d ⁻¹			
	Distrib.	N	N	N	LN	LN	LN	LN	LN					
³ H	Mediana				2,60E-10	8,20E-11	1,80E-11	2,30E-11	0,00		1,55E-04			
	SD / GSD				2,2	2,2	2,5	2,5						
¹⁴ C	Mediana	3,62E-09	4,71E-09	0,1	2,00E-09	2,80E-09	5,80E-10	8,00E-10	8,40		3,31E-07			
	SD / GSD	7,24E-10	9,41E-10	0,02	2,2	2,2	2,5	2,5	2,9					
³² P	Mediana	3,18E-06	4,13E-06	0,4	3,40E-09	5,30E-09	2,40E-09	5,30E-09	21	1	4,85E-02	3	5,00E-02	1,60E-02
	SD / GSD	3,82E-07	4,96E-07	0,08	2,2	2,2	2,5	2,5	2,1	3		3	1,2	2
³⁵ S	Mediana	4,03E-09	5,24E-09	0,1	1,40E-09	2,00E-09	1,30E-10	2,70E-10	79	0,6	7,93E-03	2	2,00E-01	1,60E-02
	SD / GSD	8,87E-10	1,15E-09	0,02	2,2	2,2	2,5	2,5	2,4	3		3	2,8	2
⁴⁵ Ca	Mediana	1,69E-08	2,20E-08	0,2	2,70E-09	3,90E-09	7,10E-10	1,80E-09	21	0,5	4,26E-03	5	2,00E-03	3,00E-03
	SD / GSD	3,21E-09	4,17E-09	0,04	2,2	2,2	2,5	2,5	2,1	3		3	1,2	1,6
⁵¹ Cr	Mediana	4,71E-05	6,12E-05	0,4	3,20E-11	6,40E-11	3,80E-11	7,80E-11	98	0,01	2,50E-02	0,04	9,00E-03	1,00E-05
	SD / GSD	9,42E-06	1,22E-05	0,08	2,2	2,2	2,5	2,5	9,8	2,7		2,7	1,5	2
⁹⁰ Sr	Mediana	6,65E-06	8,65E-06	0,3	3,60E-08	5,10E-08	2,80E-08	6,00E-08	47,40	0,3	6,64E-05	4	8,00E-03	2,80E-03
	SD / GSD	9,31E-07	1,21E-06	0,06	1,4	1,4	2	2	1,8	2,7		2,7	1,5	1,6

TABELA 3.3 – Parâmetros dependentes do radionuclídeo (continuação)

		Df-ext (ad)	Df-ext (cr)	FAG	Df-ina (ad)	Df-ina (cr)	Df-ing (ad)	Df-ing (cr)	kd	Bv-tb	lâmbda r	Bv-pt	Fc	FI
	Unidade	mSv/a / Bq/kg	mSv/a / Bq/kg		Sv/Bq	Sv/Bq	Sv/Bq	Sv/Bq	cm ³ /g		d ⁻¹			
	Distrib.	N	N	N	LN	LN	LN	LN	LN					
¹²⁵I	Mediana	4,49E-06	5,84E-06	0,1	1,40E-09	2,60E-09	1,50E-08	3,10E-08	5,00	0,02	1,15E-02	0,1	4,00E-02	9,00E-03
	SD / GSD	1,17E-06	1,52E-06	0,02	2,2	2,2	2,5	2,5	2,2	2,5		2,5	1,5	1,6
¹³¹I	Mediana	5,85E-04	7,61E-04	0,4	2,40E-09	4,70E-09	2,20E-08	5,20E-08	5,00	0,02	8,62E-02	0,1	4,00E-02	9,00E-03
	SD / GSD	1,17E-04	1,52E-04	0,08	2,2	2,2	2,5	2,5	2,2	2,5		2,5	1,5	1,6
¹³⁴Cs	Mediana	2,56E-03	3,33E-03	0,4	9,10E-09	1,20E-08	1,90E-08	1,40E-08	1114,50	0,04	9,21E-04	0,2	5,00E-02	7,90E-03
	SD / GSD	2,56E-04	3,33E-04	0,08	2,2	2,2	2,5	2,5	2,00	2,7		2,7	1,5	1,6
¹³⁷Cs	Mediana	9,22E-04	1,20E-03	0,4	4,60E-09	3,70E-09	1,30E-08	1,00E-08	1114,50	0,04	6,29E-05	0,2	5,00E-02	7,90E-03
	SD / GSD	1,29E-04	1,68E-04	0,08	1,4	1,4	1,25	1,25	2,00	2,7		2,7	1,5	1,6
²¹⁰Pb	Mediana	1,64E-06	2,13E-06	0,1	1,10E-06	1,50E-06	6,90E-07	1,90E-06	1714	4,00E-03	8,53E-05	0,09	4,00E-04	2,60E-04
	SD / GSD	3,76E-07	4,90E-07	0,02	1,7	1,7	2	2	3,00	2,5		2,5	2	2,5
²²⁶Ra	Mediana	3,03E-03	3,94E-03	0,4	3,50E-06	4,90E-06	2,80E-07	8,00E-07	4242,6	0,04	1,19E-06	0,2	9,00E-04	1,30E-03
	SD / GSD	3,33E-04	4,33E-04	0,08	1,7	1,7	1,7	1,7	2,9	2,5		2,5	2	1,6
²²⁸Ra	Mediana	1,62E-03	2,11E-03	0,4	2,60E-06	4,60E-06	6,90E-07	3,90E-06	4242,6	0,04	3,30E-04	0,2	9,00E-04	1,30E-03
	SD / GSD	1,78E-04	2,32E-04	0,08	2,2	2,2	2,5	2,5	2,9	2,5		2,5	2	1,6

TABELA 3.3 – Parâmetros dependentes do radionuclídeo (continuação)

		Df-ext (ad)	Df-ext (cr)	FAG	Df-ina (ad)	Df-ina (cr)	Df-ing (ad)	Df-ing (cr)	kd	Bv-tb	lâmbda r	Bv-pt	Fc	FI
	Unidade	mSv/a / Bq/kg	mSv/a / Bq/kg		Sv/Bq	Sv/Bq	Sv/Bq	Sv/Bq	cm ³ /g		d ⁻¹			
	Distrib.	N	N	N	LN	LN	LN	LN	LN					
²³²Th	Mediana	1,41E-07	1,83E-07	0,2	2,50E-05	2,60E-05	2,30E-07	2,90E-07	16876	1,00E-03	1,35E-13	0,001	4,00E-05	5,00E-06
	SD / GSD	2,39E-08	3,12E-08	0,04	2,2	2,2	2,5	2,5	2,3	2,5		2,5	2,8	2,5
²³⁸U	Mediana	3,70E-05	4,81E-05	0,1	2,90E-06	4,00E-06	4,50E-08	6,80E-08	154,90	2,00E-03	4,25E-13	0,1	3,00E-04	4,00E-04
	SD / GSD	9,26E-06	1,20E-05	0,02	2,2	2,2	2,5	2,5	3,2	2,5		2,5	2	1,8
²³⁹Pu	Mediana	7,97E-08	1,04E-07	0,3	5,00E-05	4,80E-05	2,50E-07	2,70E-07	1674,8	1,00E-03	7,87E-08	1,00E-03	1,00E-05	1,10E-06
	SD / GSD	1,20E-08	1,55E-08	0,06	1,4	1,4	2	2	1,7	2,5		2,5	1,5	1,6
²⁴¹Am	Mediana	1,18E-05	1,53E-05	0,2	4,20E-05	4,00E-05	2,00E-07	2,20E-07	14587,7	1,00E-03	4,39E-06	4,00E-03	4,00E-05	1,50E-06
	SD / GSD	2,36E-06	3,07E-06	0,04	1,7	1,7	2	2	2,8	2,5		2,5	1,5	2
	Referência	ANL,2001 FGR, 1993		NCRP, 1999	ICRP, 1995	ICRP, 1995	ICRP, 1995	ICRP, 1995		NCRP, 1999		NCRP, 1999	PNNL-13421, 2003	PNNL-13421. 2003

TABELA 3.4 – Parâmetros dependentes do cenário

		T-ext (ad)	T-ext (cr)	T-in (ad)	T-in (cr)	Ws	TSP-ext	TSP-in	AV-ext (ad)	AV-ext (cr)	AV-in (ad)	AV-in (cr)	Qs (ad)	Qs (cr)	fv-veg	fv-carne	fv-leite
	Unidade						mg/m ³	mg/m ³	m ³ /d	m ³ /d	m ³ /d	m ³ /d	mg/d	mg/d			
	Distrib.	U	U	U	U	N	LN	LN	LN	LN	LN	LN	LN	T	T	T	
Agrícola	Mediana	0,34	0,23	0,61	0,72	0,85	0,07	0,0525	30	20,4	20	13,6	76	107	0,25	0,3	1
	SD / GSD					0,05	2,135	2,135	1,2	1,2	1,2	1,2	3,2	4,2			
	Mínimo	0,31	0,21	0,55	0,65										0,1	0,1	
	Máximo	0,37	0,25	0,67	0,79										0,4	0,5	
Residencial	Mediana	0,11	0,17	0,61	0,83	0,85	0,35	0,2625	25	17	20	13,6	51	71	0,125	0	0
	SD / GSD					0,05	2,135	2,135	1,2	1,2	1,2	1,2	3,2	4,2			
	Mínimo	0,10	0,15	0,55	0,75										0,05		
	Máximo	0,12	0,19	0,67	0,91										0,2		
Industrial	Mediana	0,05		0,22		0,95	4,2	3,1500	35		25		25		0,025	0	0
	SD / GSD					0,05	2,135	2,135	1,2		1,2		3,2				
	Mínimo	0,045		0,20											0,01		
	Máximo	0,055		0,24											0,04		
	Referência	CETESB, 2001	CETESB, 2001	CETESB, 2001	CETESB, 2001	NCRP, 1999	CETESB, 2001	CETESB, 2001	NCRP, 1999	NCRP, 1999	NCRP, 1999	NCRP, 1999	CETESB, 2001	CETESB, 2001	NCRP, 1999	NCRP, 1999	NCRP, 1999

TABELA 3.5 – Outros parâmetros

	Cs	FCA	frs-ext	frs-in	Vw	SD	DAF	th-v	DR-ext	fi	λw	te-v	Y-v	te-pt	Y-pt	th-pt
Unidade	Bq/kg					g/cm ³		d	m/d		d ⁻¹	d	kg/m ²	d	kg/m ²	
Distrib.		U			T	T	N			U	LN	U	U	U	T	
Mediana	1	0,9	0,8	0,5	0,2	1,5	20	0	864	0,275	0,05	60	1,1	30	1,1	0
SD / GSD							7,8		5		1,3					
Mínimo		0,88			0,1	1,3				0,15		48	0,7	24	0,7	
Máximo		1			0,3	1,7				0,4		72	1,5	36	1,5	
Referência		EPA 2000b	CETESB 2001	CETESB 2001	CETESB 2001	ANL 2003	EPA 2000b		ANL 2001		IAEA 2001	IAEA 2001	ANL 2001	IAEA 2001	ANL 2001	

	Qw (ad)	Qw (cr)	Qtb (ad)	Qtb (cr)	Qfl (ad)	Qfl (cr)	Qc (ad)	Qc (cr)	Ql (ad)	Ql (cr)	QA-pt-c	QA-pt-l	QA-pt-c	QA-pt-l	QA-w-c	QA-w-l
Unidade	L/dia	L/dia	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	kg/a	L/a	L/a	kg seco/d	kg seco/d	kg úmido/d	kg úmido/d	L/d	L/d
Distrib.	T	T	LN	LN	LN	LN	LN	LN	LN	LN	T	T	T	T	T	T
Mediana	2	1	160	120	14	10,5	16	12	53	106	7,5	10	30	40	40	60
SD / GSD			1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2						
Mínimo	0,5	0,25									3,8	5	15	20	20	30
Máximo	2,5	1,25									11,3	15	45	60	60	90
Referência			ANL 2001	ANL 2001	ANL 2001	ANL 2001	IBGE		IBGE			Rev. Bras. Zoot., 2001			IAEA 2001	IAEA 2001

TABELA 3.5 – Outros parâmetros (continuação)

	QA-s	Et	E	A	d	Hmix	U	Fa-v	Fa-c	Fa-l	C-Hw	C-Hpt	C-Cc	C-Cl	C-Cw	C-Cpt
Unidade	kg/d	m/a	a ⁻¹	m ²	m	m	m/s	kg/kg	kg/kg	kg/kg					kg/L	
Distrib.	T	N	U	U			N	T	T	T		T	T	T	T	T
Mediana	0,5	0,98	17	5500	0,3	2	1,2	0,8	0,6	0,88	0,11	0,095	0,24	0,07	2,0E-05	0,09
SD / GSD		0,044					0,7									
Mínimo	0,25		12	1000				0,72	0,54	0,79		0,09	0,22	0,06	1,8E-05	0,08
Máximo	0,75		22	10000				0,88	0,66	0,97		0,10	0,26	0,08	2,2E-05	0,10
Referência	NCRP	DAEE/DRH	ANL		ANL	ANL		ANL	ANL	ANL	ANL	ANL	ANL	ANL	ANL	ANL
	1999	1999	2001		2001	2001		2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001	2001

	C-Cs	C-Cfl	C-Ctb	Fa	C-Car
Unidade					kg/m ³
Distrib.	T	T	T	U	T
Mediana	0,03	0,09	0,4	0,98	1,80E-04
SD / GSD					
Mínimo	0,027	0,08	0,36	0,97	1,62E-04
Máximo	0,033	0,10	0,44	0,99	1,98E-04
Referência	ANL	ANL	ANL	ANL	ANL
	2001	2001	2001	2001	2001

3.2 Valores de referência de qualidade

As amostras de solo utilizadas para a determinação dos valores de referência de qualidade foram fornecidas pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, da Universidade de São Paulo, Piracicaba.

As amostras de solo foram selecionadas pela sua representatividade e distribuição dentro do Estado de São Paulo, buscando-se regiões de mínima perturbação antrópica, ou seja, fragmentos de matas, matas nativas e ciliares ou reflorestamento antigo, e distantes de grandes centros urbanos, considerando-se a probabilidade de contaminações provenientes de aterros sanitários, disposição de resíduos sólidos e águas residuais urbanas e/ou industriais e deposição atmosférica (Soares, 2004).

Trinta amostras de solo foram coletadas na camada superficial (0-0,2 m), utilizando material de aço inoxidável, do acordo com procedimentos padrões adotados pela CETESB, de forma a evitar contaminações (CETESB, 2001). As amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno para o transporte e dispostas em bancadas, cobertas por lona, para secagem. Após a secagem, foram peneiradas numa malha de 2 mm (10 mesh). Na TAB. 3.6 são apresentados os tipos de solo amostrados e o conteúdo de areia, silte e argila.

TABELA 3.6 – Solos selecionados no Estado de São Paulo e conteúdo de areia, silte e argila (Soares, 2004).

Tipo de solo ⁽¹⁾	Coordenadas Geográficas		Composição (%)		
			Argila	Silte	Areia
1 – Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA-1)	22°19'S	47°10'W	18.1	4	77.9
2 – Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA-2)	22°15'S	47°49'W	22.1	2	75.9
3 – Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA-3)	22°19'S	47°10'W	20.2	6	73.8
4 – Latossolo Vermelho (LV-1)	22°01'S	47°53'W	20.1	8.1	71.8
5 – Latossolo Vermelho (LV-2)	21°05'S	47°08'W	53	10.2	36.8
6 – Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef)	22°43'S	47°38'W	68.4	20.7	10.9
7 – Latossolo Vermelho Acriférico (LVwf)	21°10'S	47°48'W	71.6	14.3	14.1
8 – Latossolo Amarelo (LA-1)	22°15'S	47°49'W	22.2	4	73.8
9 – Latossolo Amarelo (LA-2)	21°57'S	47°59'W	34.2	6	59.7
10 – Latossolo Amarelo Acriférico (LAwf)	20°10'S	48°02'W	47	12.3	40.7
11 – Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA-1)	22°32'S	47°54'W	6	10	84
12 – Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA-2)	22°17'S	49°33'W	10	32	58
13 – Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA-3)	22°38'S	47°11'W	24.7	20.6	54.7
14 – Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA-4)	22°59'S	47°30'W	20.2	38.4	41.4
15 – Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA-5)	22°59'S	47°30'W	36.6	44.8	18.6
16 – Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA-6)	22°43'S	47°38'W	24.6	12.3	63
17 – Argissolo Vermelho (PV-1)	22°12'S	49°56'W	10	34.1	55.8
18 – Argissolo Vermelho (PV-2)	22°06'S	47°07'W	42.7	42.7	14.6
19 – Neossolo Quartzarênico (RQ)	22°32'S	47°54'W	8	4	88
20 – Neossolo Litólico (RL)	22°12'S	49°39'W	14.2	34.6	51.2
21 – Neossolo Regolítico (RR)	22°26'S	49°45'W	10.1	30.2	59.7
22 – Nitossolo Háplico (NX)	22°06'S	46°40'W	34.5	18.2	47.3
23 – Nitossolo Vermelho Eutroférico (NVef)	21°10'S	47°48'W	65.8	26.7	7.5
24 – Gleissolo Háplico (GX)	24°43'S	47°52'W	53.2	28.7	18.1
25 – Gleissolo Melânico (GM)	22°43'S	47°38'W	47.6	38	14.4
26 – Organossolo Háplico (OX)	24°43'S	47°52'W	27.5	40.1	32.4
27 – Cambissolo Háplico (CX)	22°22'S	46°56'W	24.3	10.1	65.6
28 – Planossolo Háplico (SX)	22°43'S	47°38'W	20.4	34.7	44.9
29 – Luvisso Crômico (TC)	22°12'S	49°39'W	4	24	72
30 – Chernossolo Argilúvico (MT)	22°07'S	47°39'W	54.3	25.1	20.6

⁽¹⁾ Nomenclatura de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 1999)

Os valores de referência de qualidade dos solos do Estado de São Paulo foram determinados para os radionuclídeos naturais ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , U_{nat} e Th_{nat} e para o radionuclídeo artificial ^{137}Cs .

A determinação dos teores de ^{40}K , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{228}Th foi feita por meio de espectrometria gama passiva em detector de germânio hiperpuro, acondicionando as amostras em frascos de polietileno de 100 mL. As atividades do ^{226}Ra e ^{228}Th foram medidas utilizando as linhas de transição gama de 609 keV do ^{214}Bi e de 238 keV do ^{212}Pb , respectivamente, após o selamento dos frascos, de modo a assegurar que o equilíbrio radioativo entre o elemento precursor e os descendentes de meia-vida curta tivesse sido atingido. A atividade do ^{228}Ra foi determinada pela linha de 911 keV do ^{228}Ac .

As amostras foram medidas após um período mínimo de espera de 30 dias, com tempos de contagem variando de 90.000 a 220.000 segundos.

Os teores de U_{nat} e de Th_{nat} foram determinados por meio de espectrofotometria no visível usando o reagente cromogênico Arsenazo III (COLAB, 1983).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Calculou-se a dose efetiva no adulto e na criança para os 18 radionuclídeos, nos três cenários, utilizando-se planilhas eletrônicas MS-Excel, acopladas ao software RISK 4.5 (Palisade, 2005). Cada processamento constou de 10.000 simulações, com amostragem estratificada por hipercubo latino dos dados de entrada, de acordo com a distribuição estatística indicada nas TAB. 3.3 a 3.5.

4.1 Valores de dose efetiva

Nas TAB. 4.1 a 4.3 são apresentados os valores de dose por concentração unitária do radionuclídeo no solo, obtidos para cada via de exposição, nos diferentes cenários, para indivíduos adultos. Nas TAB. 4.4 e 4.5 são apresentados os valores de dose por concentração unitária do radionuclídeo no solo, para cada via de exposição, nos diferentes cenários, para crianças.

4.1.1 Distribuição de frequência

Nas FIG. 4.1 e 4.2 são apresentadas as distribuições de frequência de dose para os três cenários, para adultos e crianças. Na TAB. 4.6 é apresentada a razão entre as doses 95% e a mediana das distribuições obtidas para os grupos críticos.

O melhor ajuste teórico das distribuições, indicado pelo teste chi-quadrado, mostrou que não há um padrão único do formato de saída, sendo dominantes os ajustes às distribuições log-normal, Pearson5 e inversa de Gauss. Pode-se afirmar que praticamente todas as distribuições podem ser corretamente descritas por uma delas.

A razão (R) da dose 95%/mediana mostra a relevância ou não da utilização de modelos não-determinísticos. O valor resultante de dose que seria apresentado pelo modelo determinístico seria próximo ao valor da mediana do modelo probabilístico, ou seja, um valor de 1,3 (^{134}Cs , cenário industrial, adulto)

até uma ordem de magnitude inferior nos casos extremos (^{32}P , cenário agrícola, criança). No presente estudo, obteve-se $R = 4,6 \pm 2,4$, ou seja, as doses 95% são, em média, aproximadamente cinco vezes superiores às medianas das doses respectivas.

TABELA 4.1 – Dose efetiva para o cenário agrícola para adultos (mSv.ano⁻¹ por Bq.kg⁻¹ de solo seco)

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
H-3	Média		2,37E-05		1,30E-05	1,18E-05	1,19E-05	6,04E-05
	Mediana		1,37E-05		6,48E-06	7,45E-06	6,86E-06	4,24E-05
	95%		7,57E-05		3,92E-05	3,57E-05	3,78E-05	1,63E-04
C-14	Média	2,33E-10	5,95E-05	1,53E-08	1,04E-05	9,63E-07		7,10E-05
	Mediana	2,30E-10	3,57E-05	5,35E-09	3,00E-06	5,98E-07		4,56E-05
	95%	3,22E-10	1,85E-04	5,74E-08	3,73E-05	2,93E-06		2,07E-04
P-32	Média	1,49E-06	2,07E-09	2,08E-07	1,38E-05	6,34E-04		6,50E-04
	Mediana	1,47E-06	1,10E-09	6,88E-08	5,22E-06	2,69E-04		2,82E-04
	95%	1,91E-06	6,78E-09	7,61E-07	4,62E-05	2,31E-03		2,34E-03
S-35	Média	1,30E-09	8,36E-10	1,06E-08	2,10E-07	2,85E-05		2,87E-05
	Mediana	1,29E-09	4,47E-10	3,49E-09	6,94E-08	1,11E-05		1,12E-05
	95%	1,81E-09	2,82E-09	4,09E-08	7,12E-07	9,90E-05		9,93E-05
Ca-45	Média	6,26E-09	1,68E-09	5,75E-08	3,68E-06	9,09E-05		9,46E-05
	Mediana	6,19E-09	9,07E-10	1,97E-08	1,44E-06	4,01E-05		4,30E-05
	95%	8,55E-09	5,68E-09	2,22E-07	1,24E-05	3,19E-04		3,30E-04
Cr-51	Média	2,20E-05	1,84E-11	3,05E-09	3,36E-07	5,36E-08		2,24E-05
	Mediana	2,17E-05	9,97E-12	1,05E-09	1,82E-08	2,54E-08		2,20E-05
	95%	3,08E-05	6,22E-11	1,22E-08	9,61E-07	1,94E-07		3,13E-05
Sr-90	Média	2,78E-06	1,75E-08	1,94E-06	5,22E-05	2,01E-03		2,06E-03
	Mediana	2,76E-06	1,21E-08	7,63E-07	2,65E-05	1,14E-03		1,19E-03
	95%	3,64E-06	4,88E-08	7,10E-06	1,56E-04	6,44E-03		6,56E-03
I-125	Média	1,43E-06	8,24E-10	1,29E-06	3,74E-04	7,61E-05		4,53E-04
	Mediana	1,42E-06	4,40E-10	4,32E-07	1,32E-04	3,95E-05		1,90E-04
	95%	2,09E-06	2,81E-09	4,75E-06	1,23E-03	2,50E-04		1,45E-03
I-131	Média	2,73E-04	1,43E-09	1,75E-06	4,86E-04	1,04E-04		8,65E-04
	Mediana	2,70E-04	8,03E-10	5,89E-07	1,84E-04	5,58E-05		5,47E-04
	95%	3,80E-04	4,68E-09	6,51E-06	1,66E-03	3,55E-04		2,22E-03
Cs-134	Média	1,20E-03	5,42E-09	1,64E-06	2,05E-06	1,85E-04		1,39E-03
	Mediana	1,19E-03	3,01E-09	5,26E-07	7,64E-07	9,09E-05		1,33E-03
	95%	1,51E-03	1,82E-08	6,43E-06	6,87E-06	6,44E-04		1,94E-03
Cs-137	Média	4,30E-04	2,13E-09	7,24E-07	9,14E-07	8,38E-05		5,15E-04
	Mediana	4,26E-04	1,49E-09	3,60E-07	5,12E-07	6,02E-05		5,02E-04
	95%	5,62E-04	6,02E-09	2,47E-06	2,40E-06	2,26E-04		7,02E-04

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
Pb-210	Média	5,26E-07	5,62E-07	4,92E-05	5,34E-05	6,93E-04		7,97E-04
	Mediana	5,22E-07	3,65E-07	1,90E-05	1,79E-05	4,05E-04		4,86E-04
	95%	7,48E-07	1,68E-06	1,84E-04	1,87E-04	2,19E-03		2,42E-03
Ra-226	Média	1,41E-03	1,77E-06	1,79E-05	7,66E-06	1,24E-03		2,68E-03
	Mediana	1,40E-03	1,14E-06	7,75E-06	2,93E-06	8,03E-04		2,26E-03
	95%	1,81E-03	5,43E-06	6,62E-05	2,62E-05	3,67E-03		5,16E-03
Ra-228	Média	7,54E-04	1,54E-06	5,55E-05	2,58E-05	4,11E-03		4,95E-03
	Mediana	7,47E-04	8,48E-07	1,95E-05	7,13E-06	2,03E-03		2,85E-03
	95%	9,62E-04	5,16E-06	2,22E-04	8,92E-05	1,43E-02		1,51E-02
Th-232	Média	5,21E-08	1,51E-05	1,90E-05	1,69E-06	2,45E-05		6,04E-05
	Mediana	5,17E-08	8,26E-06	6,28E-06	5,92E-07	1,10E-05		3,79E-05
	95%	6,92E-08	5,02E-05	7,37E-05	5,76E-06	9,02E-05		1,82E-04
U-238	Média	1,19E-05	1,71E-06	3,61E-06	5,31E-05	5,02E-05		1,21E-04
	Mediana	1,18E-05	9,48E-07	1,24E-06	1,29E-05	2,40E-05		6,30E-05
	95%	1,72E-05	5,76E-06	1,40E-05	1,85E-04	1,70E-04		3,58E-04
Pu-239	Média	3,33E-08	2,32E-05	1,72E-05	1,23E-05	2,24E-05		7,51E-05
	Mediana	3,30E-08	1,63E-05	6,97E-06	6,59E-06	1,22E-05		5,71E-05
	95%	4,40E-08	6,63E-05	6,48E-05	3,65E-05	7,46E-05		1,85E-04
Am-241	Média	4,35E-06	2,10E-05	1,35E-05	1,80E-06	2,22E-05		6,29E-05
	Mediana	4,30E-06	1,36E-05	5,42E-06	6,12E-07	1,27E-05		4,75E-05
	95%	6,01E-06	6,36E-05	5,05E-05	5,72E-06	7,09E-05		1,54E-04

TABELA 4.2 – Dose efetiva para o cenário residencial para adultos (mSv.ano⁻¹ por Bq.kg⁻¹ de solo seco)

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
H-3	Média		1,60E-05			3,83E-06	8,02E-06	2,79E-05
	Mediana		9,45E-06			2,28E-06	4,73E-06	1,82E-05
	95%		5,05E-05			1,22E-05	2,52E-05	8,06E-05
C-14	Média	4,97E-10	1,26E-04	3,22E-08		4,87E-06		1,31E-04
	Mediana	4,92E-10	7,35E-05	1,06E-08		2,93E-06		7,88E-05
	95%	6,90E-10	4,03E-04	1,23E-07		1,55E-05		4,09E-04
P-32	Média	8,98E-07	5,43E-09	1,31E-07		1,68E-04		1,70E-04
	Mediana	8,88E-07	2,96E-09	4,33E-08		7,03E-05		7,14E-05
	95%	1,20E-06	1,81E-08	4,99E-07		6,03E-04		6,04E-04
S-35	Média	5,53E-10	2,26E-09	7,29E-09		5,72E-06		5,73E-06
	Mediana	5,46E-10	1,23E-09	2,45E-09		2,40E-06		2,41E-06
	95%	7,89E-10	7,65E-09	2,94E-08		2,02E-05		2,03E-05
Ca-45	Média	3,15E-09	4,35E-09	3,93E-08		3,68E-05		3,68E-05
	Mediana	3,10E-09	2,37E-09	1,32E-08		1,64E-05		1,64E-05
	95%	4,43E-09	1,46E-08	1,49E-07		1,33E-04		1,33E-04
Cr-51	Média	1,33E-05	5,29E-11	2,10E-09		2,68E-08		1,33E-05
	Mediana	1,30E-05	2,79E-11	7,10E-10		1,21E-08		1,30E-05
	95%	1,93E-05	1,79E-10	7,82E-09		9,50E-08		1,93E-05
Sr-90	Média	1,56E-06	4,39E-08	1,33E-06		7,87E-04		7,90E-04
	Mediana	1,54E-06	3,12E-08	5,11E-07		4,38E-04		4,42E-04
	95%	2,12E-06	1,21E-07	5,00E-06		2,57E-03		2,58E-03
I-125	Média	6,16E-07	2,21E-09	8,55E-07		2,07E-05		2,22E-05
	Mediana	6,09E-07	1,22E-09	2,79E-07		1,01E-05		1,13E-05
	95%	9,19E-07	7,39E-09	3,10E-06		7,42E-05		7,72E-05
I-131	Média	1,65E-04	3,88E-09	1,18E-06		2,92E-05		1,96E-04
	Mediana	1,62E-04	2,11E-09	3,92E-07		1,40E-05		1,86E-04
	95%	2,40E-04	1,27E-08	4,65E-06		1,03E-04		2,98E-04
Cs-134	Média	7,24E-04	1,43E-08	1,07E-06		5,55E-05		7,80E-04
	Mediana	7,15E-04	7,95E-09	3,47E-07		2,57E-05		7,61E-04
	95%	9,65E-04	4,79E-08	4,22E-06		1,91E-04		1,06E-03
Cs-137	Média	2,62E-04	5,63E-09	4,80E-07		2,58E-05		2,88E-04
	Mediana	2,58E-04	3,99E-09	2,40E-07		1,76E-05		2,83E-04
	95%	3,59E-04	1,53E-08	1,67E-06		7,46E-05		3,97E-04

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
Pb-210	Média	2,25E-07	1,49E-06	3,22E-05		3,40E-04		3,74E-04
	Mediana	2,24E-07	9,63E-07	1,30E-05		1,92E-04		2,21E-04
	95%	3,23E-07	4,49E-06	1,20E-04		1,06E-03		1,13E-03
Ra-226	Média	8,54E-04	4,62E-06	1,17E-05		5,59E-04		1,43E-03
	Mediana	8,44E-04	2,97E-06	5,02E-06		3,55E-04		1,26E-03
	95%	1,14E-03	1,39E-05	4,26E-05		1,69E-03		2,58E-03
Ra-228	Média	4,58E-04	4,12E-06	3,82E-05		1,82E-03		2,32E-03
	Mediana	4,51E-04	2,28E-06	1,27E-05		8,87E-04		1,38E-03
	95%	6,12E-04	1,37E-05	1,46E-04		6,29E-03		6,88E-03
Th-232	Média	2,62E-08	3,99E-05	1,26E-05		1,51E-05		6,77E-05
	Mediana	2,59E-08	2,15E-05	4,35E-06		6,69E-06		4,46E-05
	95%	3,61E-08	1,35E-04	4,84E-05		5,33E-05		1,96E-04
U-238	Média	5,06E-06	4,72E-06	2,55E-06		2,36E-05		3,59E-05
	Mediana	4,98E-06	2,57E-06	8,30E-07		1,09E-05		2,28E-05
	95%	7,45E-06	1,56E-05	9,80E-06		8,17E-05		1,00E-04
Pu-239	Média	1,87E-08	6,18E-05	1,22E-05		1,41E-05		8,81E-05
	Mediana	1,84E-08	4,35E-05	4,77E-06		7,43E-06		6,66E-05
	95%	2,54E-08	1,73E-04	4,50E-05		4,81E-05		2,22E-04
Am-241	Média	2,19E-06	5,61E-05	9,26E-06		1,36E-05		8,12E-05
	Mediana	2,16E-06	3,69E-05	3,74E-06		7,51E-06		5,93E-05
	95%	3,11E-06	1,67E-04	3,35E-05		4,29E-05		2,15E-04

TABELA 4.3 – Dose efetiva para o cenário industrial para adultos (mSv.ano⁻¹ por Bq.kg⁻¹ de solo seco)

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
H-3	Média		7,80E-06			7,41E-07	3,90E-06	1,24E-05
	Mediana		4,69E-06			4,54E-07	2,35E-06	7,80E-06
	95%		2,42E-05			2,32E-06	1,21E-05	3,73E-05
C-14	Média	2,33E-10	6,24E-05	1,59E-08		9,50E-07		6,33E-05
	Mediana	2,31E-10	3,70E-05	5,23E-09		6,07E-07		3,80E-05
	95%	3,21E-10	1,99E-04	6,11E-08		2,89E-06		2,00E-04
P-32	Média	3,93E-07	3,32E-08	6,27E-08		3,48E-05		3,53E-05
	Mediana	3,88E-07	2,02E-08	2,11E-08		1,41E-05		1,46E-05
	95%	5,24E-07	1,04E-07	2,42E-07		1,30E-04		1,30E-04
S-35	Média	2,76E-10	1,39E-08	3,45E-09		1,14E-06		1,16E-06
	Mediana	2,74E-10	8,64E-09	1,18E-09		4,77E-07		4,94E-07
	95%	3,84E-10	4,35E-08	1,31E-08		4,12E-06		4,13E-06
Ca-45	Média	1,42E-09	2,64E-08	1,92E-08		7,60E-06		7,64E-06
	Mediana	1,41E-09	1,64E-08	6,40E-09		3,29E-06		3,34E-06
	95%	1,97E-09	8,18E-08	7,54E-08		2,85E-05		2,86E-05
Cr-51	Média	5,80E-06	3,18E-10	1,00E-09		5,91E-09		5,81E-06
	Mediana	5,69E-06	1,94E-10	3,47E-10		2,85E-09		5,70E-06
	95%	8,34E-06	9,58E-10	3,95E-09		2,08E-08		8,34E-06
Sr-90	Média	6,89E-07	2,75E-07	6,20E-07		1,54E-04		1,55E-04
	Mediana	6,81E-07	2,15E-07	2,55E-07		8,78E-05		8,95E-05
	95%	9,31E-07	6,69E-07	2,34E-06		5,08E-04		5,11E-04
I-125	Média	2,88E-07	1,39E-08	3,90E-07		4,42E-06		5,11E-06
	Mediana	2,86E-07	8,40E-09	1,34E-07		2,12E-06		2,72E-06
	95%	4,26E-07	4,33E-08	1,59E-06		1,50E-05		1,64E-05
I-131	Média	7,25E-05	2,37E-08	5,91E-07		6,30E-06		7,94E-05
	Mediana	7,11E-05	1,45E-08	2,07E-07		3,13E-06		7,71E-05
	95%	1,05E-04	7,37E-08	2,23E-06		2,19E-05		1,15E-04
Cs-134	Média	3,16E-04	8,97E-08	5,52E-07		1,19E-05		3,28E-04
	Mediana	3,13E-04	5,59E-08	1,75E-07		5,62E-06		3,24E-04
	95%	4,14E-04	2,74E-07	2,02E-06		4,16E-05		4,31E-04
Cs-137	Média	1,14E-04	3,54E-08	2,38E-07		5,42E-06		1,19E-04
	Mediana	1,12E-04	2,78E-08	1,18E-07		3,69E-06		1,18E-04
	95%	1,55E-04	8,52E-08	8,36E-07		1,52E-05		1,62E-04

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
Pb-210	Média	1,06E-07	9,19E-06	1,52E-05		8,59E-05		1,10E-04
	Mediana	1,05E-07	6,62E-06	6,14E-06		4,76E-05		7,02E-05
	95%	1,50E-07	2,46E-05	5,62E-05		2,59E-04		3,06E-04
Ra-226	Média	3,74E-04	2,94E-05	5,79E-06		1,22E-04		5,31E-04
	Mediana	3,70E-04	2,15E-05	2,51E-06		7,84E-05		5,00E-04
	95%	4,94E-04	7,88E-05	2,10E-05		3,60E-04		8,04E-04
Ra-228	Média	2,00E-04	2,53E-05	1,81E-05		3,93E-04		6,37E-04
	Mediana	1,97E-04	1,56E-05	6,21E-06		1,92E-04		4,36E-04
	95%	2,65E-04	7,89E-05	6,91E-05		1,36E-03		1,63E-03
Th-232	Média	1,19E-08	2,43E-04	6,42E-06		1,14E-05		2,61E-04
	Mediana	1,18E-08	1,50E-04	2,11E-06		2,88E-06		1,66E-04
	95%	1,60E-08	7,47E-04	2,36E-05		3,70E-05		7,80E-04
U-238	Média	2,38E-06	2,85E-05	1,29E-06		6,34E-06		3,85E-05
	Mediana	2,36E-06	1,75E-05	4,13E-07		2,80E-06		2,66E-05
	95%	3,46E-06	8,74E-05	5,06E-06		2,23E-05		1,06E-04
Pu-239	Média	8,27E-09	3,77E-04	5,52E-06		9,70E-06		3,92E-04
	Mediana	8,19E-09	2,99E-04	2,29E-06		2,93E-06		3,13E-04
	95%	1,12E-08	9,08E-04	2,06E-05		3,31E-05		9,34E-04
Am-241	Média	9,93E-07	3,47E-04	4,44E-06		7,97E-06		3,60E-04
	Mediana	9,83E-07	2,54E-04	1,78E-06		2,72E-06		2,67E-04
	95%	1,39E-06	9,19E-04	1,68E-05		2,56E-05		9,42E-04

TABELA 4.4 – Dose efetiva para o cenário agrícola para crianças (mSv.ano⁻¹ por Bq.kg⁻¹ de solo seco)

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
H-3	Média		5,08E-06		9,13E-06	1,66E-05	2,54E-06	3,34E-05
	Mediana		2,98E-06		3,92E-06	1,04E-05	1,49E-06	2,23E-05
	95%		1,64E-05		2,52E-05	5,14E-05	8,18E-06	8,79E-05
C-14	Média	1,14E-09	1,72E-04	1,36E-07	7,20E-06	1,85E-05		1,98E-04
	Mediana	1,13E-09	9,97E-05	3,18E-08	2,13E-06	1,16E-05		1,26E-04
	95%	1,56E-09	5,50E-04	5,25E-07	2,41E-05	5,79E-05		5,78E-04
P-32	Média	1,71E-06	1,91E-09	9,93E-07	1,43E-05	1,63E-03		1,65E-03
	Mediana	1,69E-06	1,02E-09	2,08E-07	5,61E-06	6,53E-04		6,66E-04
	95%	2,25E-06	6,36E-09	3,19E-06	4,73E-05	6,12E-03		6,16E-03
S-35	Média	1,26E-09	1,42E-09	4,29E-08	2,11E-07	6,33E-05		6,35E-05
	Mediana	1,25E-09	7,61E-10	1,03E-08	7,59E-08	2,48E-05		2,51E-05
	95%	1,77E-09	4,58E-09	1,66E-07	7,83E-07	2,26E-04		2,27E-04
Ca-45	Média	6,59E-09	1,39E-09	3,18E-07	4,93E-06	2,43E-04		2,48E-04
	Mediana	6,52E-09	7,51E-10	6,98E-08	1,92E-06	9,96E-05		1,03E-04
	95%	9,07E-09	4,83E-09	1,24E-06	1,55E-05	8,48E-04		8,67E-04
Cr-51	Média	2,53E-05	2,26E-11	1,48E-08	3,24E-07	8,61E-08		2,57E-05
	Mediana	2,49E-05	1,24E-11	3,06E-09	1,81E-08	4,04E-08		2,53E-05
	95%	3,59E-05	7,61E-11	5,28E-08	1,09E-06	3,02E-07		3,68E-05
Sr-90	Média	3,08E-06	1,39E-08	8,49E-06	5,57E-05	4,28E-03		4,35E-03
	Mediana	3,06E-06	9,69E-09	2,43E-06	2,77E-05	2,31E-03		2,38E-03
	95%	4,07E-06	3,97E-08	3,16E-05	1,69E-04	1,38E-02		1,39E-02
I-125	Média	1,40E-06	9,23E-10	5,22E-06	3,71E-04	1,82E-04		5,59E-04
	Mediana	1,39E-06	5,07E-10	1,24E-06	1,38E-04	9,49E-05		2,70E-04
	95%	2,08E-06	3,14E-09	2,11E-05	1,24E-03	6,03E-04		1,86E-03
I-131	Média	3,16E-04	1,63E-09	8,36E-06	5,95E-04	2,95E-04		1,21E-03
	Mediana	3,12E-04	8,88E-10	2,08E-06	2,26E-04	1,53E-04		7,63E-04
	95%	4,52E-04	5,41E-09	3,22E-05	1,99E-03	1,00E-03		3,12E-03
Cs-134	Média	1,38E-03	4,28E-09	2,35E-06	7,64E-07	1,49E-04		1,53E-03
	Mediana	1,36E-03	2,26E-09	5,52E-07	2,79E-07	7,33E-05		1,49E-03
	95%	1,79E-03	1,46E-08	9,11E-06	2,48E-06	5,16E-04		2,09E-03
Cs-137	Média	4,97E-04	1,03E-09	1,12E-06	3,45E-07	7,23E-05		5,70E-04
	Mediana	4,91E-04	7,13E-10	3,97E-07	1,95E-07	5,05E-05		5,57E-04
	95%	6,67E-04	2,89E-09	4,16E-06	9,55E-07	1,98E-04		7,80E-04

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
Pb-210	Média	5,13E-07	4,55E-09	2,64E-04	7,52E-05	1,54E-03		1,88E-03
	Mediana	5,08E-07	2,91E-09	7,40E-05	2,47E-05	9,17E-04		1,15E-03
	95%	7,28E-07	1,35E-08	1,01E-03	2,58E-04	4,87E-03		5,78E-03
Ra-226	Média	1,63E-03	1,45E-06	1,03E-04	1,08E-05	3,07E-03		4,81E-03
	Mediana	1,62E-03	9,21E-07	3,17E-05	4,19E-06	1,97E-03		3,73E-03
	95%	2,14E-03	4,46E-06	3,92E-04	3,66E-05	9,23E-03		1,12E-02
Ra-228	Média	8,73E-04	1,62E-06	6,54E-04	6,83E-05	1,88E-02		2,04E-02
	Mediana	8,64E-04	8,97E-07	1,52E-04	2,08E-05	9,95E-03		1,14E-02
	95%	1,14E-03	5,32E-06	2,59E-03	2,46E-04	6,37E-02		6,68E-02
Th-232	Média	5,46E-08	9,31E-06	4,90E-05	1,03E-06	2,33E-05		8,27E-05
	Mediana	5,41E-08	5,02E-06	1,09E-05	3,84E-07	1,05E-05		3,86E-05
	95%	7,34E-08	3,25E-05	1,85E-04	3,58E-06	8,27E-05		2,66E-04
U-238	Média	1,15E-05	1,42E-06	1,14E-05	3,67E-05	6,25E-05		1,24E-04
	Mediana	1,14E-05	7,59E-07	2,68E-06	9,68E-06	3,00E-05		6,77E-05
	95%	1,68E-05	4,69E-06	4,54E-05	1,37E-04	2,20E-04		3,82E-04
Pu-239	Média	3,70E-08	1,34E-05	3,73E-05	6,76E-06	1,82E-05		7,56E-05
	Mediana	3,66E-08	9,35E-06	1,02E-05	3,56E-06	9,74E-06		4,57E-05
	95%	4,95E-08	3,77E-05	1,42E-04	2,02E-05	6,11E-05		2,17E-04
Am-241	Média	4,56E-06	1,19E-05	2,88E-05	9,17E-07	1,86E-05		6,48E-05
	Mediana	4,51E-06	7,56E-06	8,49E-06	3,33E-07	1,08E-05		4,20E-05
	95%	6,35E-06	3,63E-05	1,14E-04	3,15E-06	6,07E-05		1,78E-04

TABELA 4.5 – Dose efetiva para o cenário residencial para crianças (mSv.ano⁻¹ por Bq.kg⁻¹ de solo seco)

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
H-3	Média		4,99E-06			3,68E-06	2,49E-06	1,12E-05
	Mediana		2,86E-06			2,29E-06	1,43E-06	7,79E-06
	95%		1,60E-05			1,19E-05	8,02E-06	3,07E-05
C-14	Média	9,52E-10	1,68E-04	8,80E-08		4,92E-06		1,73E-04
	Mediana	9,42E-10	9,81E-05	2,03E-08		2,98E-06		1,03E-04
	95%	1,33E-09	5,40E-04	3,39E-07		1,57E-05		5,46E-04
P-32	Média	1,65E-06	8,27E-09	5,30E-07		2,82E-04		2,84E-04
	Mediana	1,64E-06	4,43E-09	1,31E-07		1,16E-04		1,18E-04
	95%	2,23E-06	2,79E-08	2,18E-06		1,02E-03		1,02E-03
S-35	Média	1,06E-09	3,18E-09	2,94E-08		8,89E-06		8,92E-06
	Mediana	1,05E-09	1,72E-09	6,93E-09		3,73E-06		3,77E-06
	95%	1,51E-09	1,07E-08	1,17E-07		3,36E-05		3,37E-05
Ca-45	Média	5,90E-09	6,06E-09	2,09E-07		7,28E-05		7,31E-05
	Mediana	5,81E-09	3,30E-09	4,61E-08		3,24E-05		3,25E-05
	95%	8,29E-09	2,04E-08	7,74E-07		2,61E-04		2,62E-04
Cr-51	Média	2,47E-05	9,90E-11	8,89E-09		4,06E-08		2,47E-05
	Mediana	2,42E-05	5,45E-11	2,09E-09		1,89E-08		2,43E-05
	95%	3,56E-05	3,33E-10	3,38E-08		1,45E-07		3,57E-05
Sr-90	Média	2,89E-06	6,11E-08	5,38E-06		1,22E-03		1,23E-03
	Mediana	2,87E-06	4,27E-08	1,50E-06		6,94E-04		7,03E-04
	95%	3,90E-06	1,72E-07	2,11E-05		4,06E-03		4,06E-03
I-125	Média	1,18E-06	4,02E-09	3,41E-06		3,10E-05		3,56E-05
	Mediana	1,17E-06	2,18E-09	7,86E-07		1,53E-05		1,87E-05
	95%	1,75E-06	1,33E-08	1,22E-05		1,08E-04		1,21E-04
I-131	Média	3,06E-04	7,24E-09	5,54E-06		5,35E-05		3,65E-04
	Mediana	3,00E-04	3,90E-09	1,36E-06		2,54E-05		3,46E-04
	95%	4,40E-04	2,46E-08	2,23E-05		1,80E-04		5,56E-04
Cs-134	Média	1,34E-03	1,85E-08	1,49E-06		3,05E-05		1,37E-03
	Mediana	1,33E-03	1,02E-08	3,56E-07		1,41E-05		1,36E-03
	95%	1,77E-03	6,16E-08	5,90E-06		1,10E-04		1,81E-03
Cs-137	Média	4,82E-04	4,36E-09	7,45E-07		1,48E-05		4,97E-04
	Mediana	4,76E-04	3,08E-09	2,60E-07		1,01E-05		4,91E-04
	95%	6,53E-04	1,20E-08	2,81E-06		4,22E-05		6,73E-04

		Exposição Externa	Inalação	Ingestão de Solo	Ingestão de Água	Ingestão Alimentos	Absorção Dérmica	Dose Total
Pb-210	Média	4,30E-07	1,93E-06	1,81E-04		6,89E-04		8,72E-04
	Mediana	4,27E-07	1,26E-06	4,94E-05		4,00E-04		5,19E-04
	95%	6,17E-07	5,72E-06	6,74E-04		2,23E-03		2,72E-03
Ra-226	Média	1,58E-03	6,41E-06	6,77E-05		1,24E-03		2,90E-03
	Mediana	1,57E-03	4,07E-06	2,09E-05		7,88E-04		2,48E-03
	95%	2,11E-03	1,96E-05	2,67E-04		3,80E-03		5,55E-03
Ra-228	Média	8,46E-04	7,02E-06	4,46E-04		7,78E-03		9,08E-03
	Mediana	8,46E-04	7,02E-06	4,46E-04		7,78E-03		9,08E-03
	95%	1,12E-03	2,35E-05	1,60E-03		2,73E-02		2,93E-02
Th-232	Média	4,91E-08	4,02E-05	3,12E-05		1,48E-05		8,62E-05
	Mediana	4,86E-08	2,18E-05	7,44E-06		6,31E-06		5,19E-05
	95%	6,71E-08	1,35E-04	1,23E-04		5,14E-05		2,67E-04
U-238	Média	9,73E-06	6,21E-06	7,92E-06		2,64E-05		5,02E-05
	Mediana	9,60E-06	3,31E-06	1,81E-06		1,22E-05		3,30E-05
	95%	1,44E-05	2,07E-05	2,97E-05		9,48E-05		1,39E-04
Pu-239	Média	3,48E-08	5,78E-05	2,47E-05		1,13E-05		9,38E-05
	Mediana	3,44E-08	4,04E-05	6,87E-06		5,94E-06		6,81E-05
	95%	4,75E-08	1,62E-04	9,52E-05		3,79E-05		2,46E-04
Am-241	Média	4,11E-06	5,18E-05	2,03E-05		1,05E-05		8,68E-05
	Mediana	4,07E-06	3,34E-05	5,73E-06		6,06E-06		6,23E-05
	95%	5,77E-06	1,53E-04	8,07E-05		3,36E-05		2,32E-04

FIGURA 4.1 – Distribuição de freqüência de dose para os três cenários, adulto
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv.a}^{-1}$ por Bq.kg^{-1} de solo seco)
 Abscissa: Freqüência relativa

FIGURA 4.1 – Distribuição de frequência de dose para os três cenários, adulto
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv.a}^{-1}$ por Bq.kg^{-1} de solo seco)
 Abscissa: Frequência relativa (continuação)

FIGURA 4.1 – Distribuição de freqüência de dose para os três cenários, adulto
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ por $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ de solo seco)
 Abscissa: Frequência relativa (continuação)

FIGURA 4.1 – Distribuição de frequência de dose para os três cenários, adulto
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv}.\text{a}^{-1}$ por $\text{Bq}.\text{kg}^{-1}$ de solo seco)
 Abscissa: Frequência relativa (continuação)

FIGURA 4.1 – Distribuição de freqüência de dose para os três cenários, adulto
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv.a}^{-1}$ por Bq.kg^{-1} de solo seco)
 Abscissa: Freqüência relativa (continuação)

FIGURA 4.2 – Distribuição de freqüência de dose para os dois cenários, criança
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ por $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ de solo seco)
 Abscissa: Frequência relativa

FIGURA 4.2 – Distribuição de freqüência de dose para os dois cenários, criança
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv.a}^{-1}$ por Bq.kg^{-1} de solo seco)
 Abscissa: Freqüência relativa (continuação)

FIGURA 4.2 – Distribuição de freqüência de dose para os dois cenários, criança
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv.a}^{-1}$ por Bq.kg^{-1} de solo seco)
 Abscissa: Freqüência relativa (continuação)

FIGURA 4.2 – Distribuição de freqüência de dose para os dois cenários, criança
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv}.\text{a}^{-1}$ por $\text{Bq}.\text{kg}^{-1}$ de solo seco)
 Abscissa: Freqüência relativa (continuação)

AGRÍCOLA

RESIDENCIAL

FIGURA 4.2 – Distribuição de freqüência de dose para os dois cenários, criança
 Ordenada: Dose total ($\mu\text{Sv}.\text{a}^{-1}$ por $\text{Bq}.\text{kg}^{-1}$ de solo seco)
 Abscissa: Freqüência relativa (continuação)

TABELA 4.6 – Mediana da distribuição da dose total (mSv.a⁻¹) e razão R entre os valores 95% e mediana, para cada cenário

RN	AGRÍCOLA			RESIDENCIAL			INDUSTRIAL		
	Dose	R		Dose	R		Dose	R	
H-3	4,24E-05	3,8	A ⁽¹⁾	1,82E-05	4,4	A	7,80E-06	4,8	A
C-14	1,26E-04	4,6	C ⁽²⁾	1,03E-04	5,3	C	3,80E-05	5,3	A
P-32	6,66E-04	9,3	C	1,18E-04	8,7	C	1,46E-05	8,9	A
S-35	2,51E-05	9,0	C	3,77E-06	8,9	C	4,94E-07	8,4	A
Ca-45	1,03E-04	8,4	C	3,25E-05	8,0	C	3,34E-06	8,6	A
Cr-51	2,53E-05	1,5	C	2,43E-05	1,5	C	5,70E-06	1,5	A
Sr-90	2,38E-03	5,9	C	7,03E-04	5,8	C	8,95E-05	5,7	A
I-125	2,70E-04	6,9	C	1,87E-05	6,4	C	2,72E-06	6,0	A
I-131	7,63E-04	4,1	C	3,46E-04	1,6	C	7,71E-05	1,5	A
Cs-134	1,49E-03	1,4	C	1,36E-03	1,3	C	3,24E-04	1,3	A
Cs-137	5,57E-04	1,4	C	4,91E-04	1,4	C	1,18E-04	1,4	A
Pb-210	1,15E-03	5,0	C	5,19E-04	5,2	C	7,02E-05	4,4	A
Ra-226	3,73E-03	3,0	C	2,48E-03	2,2	C	5,00E-04	1,6	A
Ra-228	1,14E-02	5,9	C	9,08E-03	3,2	C	4,36E-04	3,7	A
Th-232	3,86E-05	6,9	C	5,19E-05	5,1	C	1,66E-04	4,7	A
U-238	6,77E-05	5,6	C	3,30E-05	4,2	C	2,66E-05	4,0	A
Pu-239	4,57E-05	4,7	C	6,81E-05	3,6	C	3,13E-04	3,0	A
Am-241	4,20E-05	4,2	C	6,23E-05	3,7	C	2,67E-04	3,5	A

⁽¹⁾ Adulto ⁽²⁾ Criança

As colunas (4), (7) e (10) referem-se ao grupo crítico, ou seja, o grupo para o qual obteve-se a maior dose, para determinado radionuclídeo.

4.1.2 Vias de exposição dominantes

Nas FIG.4.3 e 4.4 são apresentadas as contribuições relativas de cada via de exposição, para os diferentes cenários, para adulto e criança, respectivamente.

Os gráficos mostram que as vias de exposição que mais contribuem para a dose total, em cada cenário considerado, dependem do tipo de emissão radioativa do radionuclídeo. De uma forma geral, podemos agrupá-los em 4 categorias, lembrando que o consumo de água proveniente da área contaminada só foi previsto no cenário agrícola:

(1) ³H e ¹⁴C, que pertencem à categoria dos elementos especiais.

Para o ¹⁴C, há predominância da inalação do ar para todos os cenários, com pequena fração decorrente do consumo de alimentos e água (no cenário agrícola), o que é justificável, pois a transferência do ¹⁴C à vegetação dá-se

principalmente pela absorção foliar, e não pela absorção pela raiz da fração solúvel dissolvida no solo.

Para o ^3H , não há vias claramente predominantes entre as três mais representativas: inalação, consumo de alimentos e água, e absorção dérmica.

(2) emissores beta, sem posterior emissão gama ou de intensidade relativa negligenciável, do ponto de vista radiológico; incluem-se nesse grupo o ^{32}P , ^{35}S , ^{45}Ca , ^{90}Sr .

Para esse grupo, praticamente a única via de exposição significativa é a ingestão de alimentos; essa predominância decorre principalmente dos altos coeficientes de transferência solo-vegetação, em relação aos radionuclídeos de outros grupos.

(3) emissores alfa, sem posterior emissão gama ou de intensidade relativa negligenciável, do ponto de vista radiológico; incluem-se nesse grupo o ^{232}Th e ^{239}Pu .

Caracterizam-se pelo alto fator de dose de inalação, até várias ordens de magnitude maior que para os radionuclídeos não alfa emissores, o que explica o aparecimento da inalação como via de importante contribuição à dose total. Diferentemente do ^3H e ^{14}C , nesse caso a inalação refere-se às partículas de solo em suspensão, maior no cenário industrial.

(4) demais radionuclídeos, com emissão gama considerável, do ponto de vista radiológico, considerando inclusive seus produtos de decaimento de meia-vida curta.

Nesse grupo, a exposição externa passa a ter uma contribuição importante, como esperado; mas as contribuições são diversificadas e precisam ser analisadas caso a caso; salientemos duas particularidades:

Para o ^{51}Cr , virtualmente a totalidade da dose total decorre da exposição externa, pois o ^{51}Cr decai por captura eletrônica.

O aparecimento da contribuição da exposição externa para o ^{238}U é explicado pelo fator de dose externa, que leva em consideração o equilíbrio com os filhos de meia-vida curta, ^{234}Th e ^{234}Pa , nesse caso.

FIGURA 4.3 – Contribuição relativa de cada via de exposição para os diferentes radionuclídeos nos três cenários, para adulto

FIGURA 4.3 – Contribuição relativa de cada via de exposição para os diferentes radionuclídeos nos três cenários, para adulto (continuação)

FIGURA 4.4 – Contribuição relativa de cada via de exposição para os diferentes radionuclídeos nos dois cenários, para criança

4.1.3 Análise de sensibilidade

Apresenta-se a análise de sensibilidade somente para o cenário mais restritivo de uso e ocupação do solo, ou seja, o cenário agrícola.

A TAB 4.7 mostra dois indicadores de sensibilidade paramétrica: os coeficientes de regressão linear e os coeficientes de correlação posicional, obtidos através do software Risk 4.5.

Observa-se que, em muitas situações, a aderência ao ajuste linear, indicado pelo valor de R^2 , é muito pobre; optou-se então pela utilização do valor da correlação posicional, que é um indicador mais robusto de sensibilidade paramétrica.

Como era de se esperar, os parâmetros mais sensíveis estão associados às vias predominantes de exposição anteriormente identificadas. De uma maneira geral, nota-se a importância da contribuição dos fatores de dose e dos coeficientes de transferência solo-planta em praticamente todas as situações, mais notadamente para os beta e alfa emissores puros.

É importante salientar, contudo, que os fatores de dose não são parâmetros ambientais mensuráveis e que suas incertezas, a priori, não podem ser reduzidas pelo usuário.

Observe-se os valores dos coeficientes da regressão linear e correlação de Pearson apresentados pelo coeficiente de distribuição (K_d). É largamente difundida a idéia de que a utilização de valores *default* para o K_d , em modelos de avaliação de impacto para prever o comportamento de radionuclídeos em solos, pode resultar em incertezas significativas no resultado final de dose devido à sua variabilidade de acordo com o tipo de solo (Roussel-Debet, 2005). Embora o modelo adotado no presente trabalho não equacione o transporte do contaminante na água subterrânea e, conseqüentemente, não utilize o fator de retardo - seguramente fortemente dependendo do valor de K_d - esperava-se uma importância maior do K_d , do que o revelado pelos coeficientes de sensibilidade obtidos, visto que a partição solo-água é definida em função do valor do K_d , de acordo com a equação 3.6. Mesmo no cenário agrícola, o K_d não aparece como fator de incerteza determinante no cômputo da dose total.

TABELA 4.7 – Coeficientes da regressão linear e coeficientes de correlação de Pearson

³ H		
Variável	Regressão	Correlação
Df ina	0,441	0,557
Df ing	0,385	0,493
U	-0,242	-0,369
Vw	-0,192	-0,265
DAF	-0,146	-0,105
A	0,118	0,204
AV in	0,052	0,059
Qw	0,046	0,056
AV ext	0,042	0,044
SD	0,039	0,057
fv	0,024	0,059
Q tb	0,023	0,037
Q fl	-0,018	0,022
QAw	0,017	-0,011
Fa leite	0,016	0,021
Et	0,016	0,023
R ²	0,463	

¹⁴ C		
Variável	Regressão	Correlação
Df ina	0,679	0,741
U	-0,363	-0,466
A	0,188	0,283
E	0,116	0,157
Df ing	0,102	0,147
AV in	0,069	0,086
AV ext	0,062	0,094
SD	0,031	0,067
DAF	-0,029	-0,052
kd	-0,024	-0,073
T ext	0,022	0,018
T in	0,022	0,044
Qw	0,017	0,020
Q tb	0,014	0,016
Qs	0,012	-0,028
C-C-I	0,011	0,014
R ²	0,652	

³² P		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,558	0,708
Bv-fl	0,356	0,429
Bv-tb	0,331	0,408
F leite	0,132	0,163
fv veg	0,069	0,096
Q tb	0,041	0,059
Q l	0,029	0,037
QA pt-l	0,027	0,032
fi	-0,017	-0,014
QA s	0,015	-0,031
Q fl	0,014	0,003
fv carne	0,013	0,001
FCA	-0,013	-0,001
T ext	0,000	-0,020
T in	0,000	0,020
FAG	0,000	-0,012
R ²	0,574	

³⁵ S		
Variável	Regressão	Correlação
Bv-fl	0,508	0,478
Df ing	0,477	0,681
F carne	0,202	0,201
Bv-tb	0,177	0,324
F leite	0,078	0,120
fv veg	0,041	0,095
fv carne	0,029	0,043
Q tb	0,026	0,037
QA pt-leite	0,023	0,046
QA pt-carne	0,022	0,036
Q c	0,019	0,037
Q l	0,015	0,033
Vw	0,014	0,001
T ext	0,000	0,016
T in	0,000	0,006
FAG	0,000	-0,019
R ²	0,443	

TABELA 4.7 – Coeficientes da regressão linear e coeficientes de correlação de Pearson (continuação)

⁴⁵ Ca		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,583	0,729
Bv fl	0,415	0,439
Bv tb	0,338	0,354
fv veg	0,106	0,144
F leite	0,049	0,045
Q fl	0,045	0,048
Q tb	0,045	0,078
Q l	0,025	0,033
QA pt-leite	0,016	0,048
DAF	-0,013	-0,018
kd	-0,012	-0,034
AV ext	-0,011	0,031
T ext	0,000	-0,004
T in	0,000	-0,005
FAG	0,000	-0,009
Ws	0,000	-0,009
R ²	0,604	

⁵¹ Cr		
Variável	Regressão	Correlação
Df ext	0,808	0,842
FAG	0,342	0,350
Ws	0,241	0,239
FCA	0,149	0,152
T ext	0,119	0,127
T in	0,101	0,096
Df ing	0,068	0,046
DAF	-0,031	-0,011
Qw	0,018	0,000
Bv tb	0,011	0,002
Q s	0,010	0,015
fv carne	0,009	0,016
SD	0,008	0,001
fi	-0,008	-0,013
kd	-0,007	-0,044
TSP ext	0,000	0,012
R ²	0,787	

⁹⁰ Sr		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,563	0,650
Bv fl	0,535	0,531
Bv tb	0,315	0,345
fv veg	0,137	0,187
F leite	0,059	0,083
Q fl	0,048	0,062
Q tb	0,047	0,066
QA pt-leite	0,030	0,034
Q l	0,026	0,022
DAF	-0,023	-0,029
kd	-0,018	-0,014
Qw	0,014	0,019
fi	-0,010	0,011
T ext	0,000	0,016
T in	0,000	-0,012
FAG	0,000	0,007
R ²	0,719	

¹²⁵ I		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,261	0,767
DAF	-0,152	-0,218
kd	-0,087	-0,469
Qw	0,051	0,149
Bv tb	0,027	0,087
T ext	0,000	0,020
T in	0,000	0,007
FAG	0,000	0,021
Ws	0,000	-0,002
FCA	0,000	0,005
Df ext	0,000	-0,001
TSP ext	0,000	-0,017
AV ext	0,000	0,002
AV in	0,000	-0,008
Df ina	0,000	0,023
Qs	0,000	-0,006
R ²	0,202	

TABELA 4.7 – Coeficientes da regressão linear e coeficientes de correlação de Pearson (continuação)

¹³¹ I		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,423	0,744
DAF	-0,227	-0,234
Kd	-0,134	-0,447
Qw	0,080	0,133
Bv tb	0,034	0,072
Bv fl	0,025	0,087
Q c	0,018	0,003
T in	-0,018	0,024
AV ext	0,017	-0,002
T ext	0,016	0,036
FAG	0,000	0,083
Ws	0,000	0,054
FCA	0,000	0,040
Df ext	0,000	0,195
TSP ext	0,000	-0,011
AV in	0,000	-0,008
R ²	0,243	

¹³⁴ Cs		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,539	0,440
Bv fl	0,385	0,230
Df ext	0,311	0,477
FAG	0,257	0,393
Bv tb	0,245	0,186
Ws	0,187	0,281
FCA	0,109	0,193
T ext	0,093	0,158
T in	0,072	0,116
fv veg	0,062	0,065
F leite	0,061	0,032
Q tb	0,045	0,010
F carne	0,029	0,024
Q fl	0,024	0,009
fv carne	0,022	0,000
QA pt-leite	0,018	0,028
R ²	0,722	

¹³⁷ Cs		
Variável	Regressão	Correlação
Bv fl	0,534	0,344
Df ext	0,497	0,603
Bv tb	0,388	0,277
FAG	0,303	0,355
Ws	0,209	0,225
Df ing	0,167	0,167
FCA	0,133	0,156
fv veg	0,110	0,102
T ext	0,103	0,136
F leite	0,097	0,091
T in	0,082	0,098
Q tb	0,051	0,049
Q l	0,040	0,037
F carne	0,036	0,052
QA pt-leite	0,035	0,038
fv carne	0,027	0,024
R ²	0,931	

²¹⁰ Pb		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,576	0,712
Bv fl	0,466	0,501
Bv tb	0,237	0,285
fv veg	0,150	0,217
Q s	0,081	0,076
Q fl	0,071	0,062
DAF	-0,048	-0,032
Q tb	0,043	0,057
F leite	0,037	0,051
kd	-0,019	-0,083
Q w	0,016	0,022
Q l	0,013	0,000
Y	-0,012	-0,009
T ext	-0,012	0,003
T in	0,000	-0,002
FAG	0,000	0,009
R ²	0,661	

TABELA 4.7 – Coeficientes da regressão linear e coeficientes de correlação de Pearson (continuação)

²²⁶ Ra		
Variável	Regressão	Correlação
Bv tb	0,652	0,552
Df ing	0,460	0,533
Bv fl	0,311	0,339
fv veg	0,176	0,205
Df ext	0,096	0,201
Q tb	0,091	0,107
FAG	0,079	0,154
Ws	0,054	0,101
Q fl	0,042	0,064
F leite	0,035	0,033
FCA	0,032	0,073
T ext	0,024	0,048
T in	0,017	0,052
QA pt-leite	0,015	0,015
Q s	0,015	0,025
F carne	0,011	0,010
R ²	0,764	

²²⁸ Ra		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,683	0,772
Bv tb	0,379	0,450
Bv fl	0,209	0,289
fv veg	0,113	0,175
Q tb	0,067	0,089
Q fl	0,036	0,044
F leite	0,016	0,028
F carne	0,014	-0,007
Ws	0,013	0,038
Q s	0,012	0,006
fi	-0,011	0,002
QA solo	0,011	-0,014
FCA	0,011	0,013
T ext	0,000	0,022
T in	0,000	0,015
FAG	0,000	0,034
R ²	0,667	

²³² Th		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,613	0,657
Qs	0,405	0,305
Bv tb	0,255	0,293
TSP ext	0,170	0,277
Df ina	0,170	0,297
DR ext	0,085	0,031
fv veg	0,075	0,103
Q tb	0,046	0,057
AV ext	0,032	0,037
Bv fl	0,023	0,051
QA solo	-0,017	0,020
kd	-0,014	-0,035
F leite	-0,013	0,001
DAF	-0,011	-0,013
T ext	0,000	0,018
T in	0,000	0,010
R ²	0,722	

²³⁸ U		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,448	0,764
Bv fl	0,147	0,332
DAF	-0,129	-0,121
kd	-0,085	-0,359
Q w	0,050	0,082
Q s	0,045	0,057
Q fl	0,038	0,063
fv veg	0,037	0,114
Bv tb	0,024	0,091
QA solo	-0,021	-0,007
T in	0,018	0,004
F leite	0,017	0,013
AV in	-0,017	0,006
T ext	0,000	0,014
FAG	0,000	-0,003
Ws	0,000	0,021
R ²	0,128	

TABELA 4.7 – Coeficientes da regressão linear e coeficientes de correlação de Pearson (continuação)

²³⁹ Pu		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,554	0,595
Q s	0,390	0,282
TSP ext	0,307	0,413
Bv tb	0,294	0,311
DAF	-0,145	-0,107
Df ina	0,112	0,177
kd	-0,075	-0,109
fv veg	0,075	0,091
DR ext	0,059	0,022
Q w	0,047	0,041
Q tb	0,046	0,078
Bv fl	0,031	0,035
AV ext	0,029	0,063
AV in	0,027	0,039
te veg	-0,015	-0,011
T ext	0,000	0,009
R ²	0,714	

²⁴¹ Am		
Variável	Regressão	Correlação
Df ing	0,516	0,548
Q s	0,426	0,305
TSP ext	0,337	0,409
Bv tb	0,330	0,307
Df ina	0,209	0,289
Bv fl	0,106	0,112
fv veg	0,087	0,113
DR ext	0,056	0,026
Q tb	0,053	0,063
AV ext	0,042	0,071
Q fl	0,021	0,033
Kd	-0,019	-0,031
DAF	-0,019	-0,039
T ext	0,019	0,021
Q w	0,016	0,017
AV in	0,014	0,043
R ²	0,774	

4.1.4 Validação do modelo proposto

Modelos matemáticos geralmente são validados por medidas experimentais ou por comparação com outros modelos consolidados. No presente caso, visto que a validação experimental é impraticável pelo custo envolvido e pelo tempo necessário para efetuar-la, os resultados obtidos foram comparados com aqueles publicados pelo NCRP 129 (NCRP, 1999)

Na FIG. 4.5 é apresentada a razão de dose 95% para o grupo crítico entre o modelo desenvolvido pelo NCRP e este trabalho, para os três cenários considerados.

Para a determinação da razão de dose foram utilizados os resultados dos cenários RV (agrícola), SU (residencial) e CC (industrial) do NCRP, pois estes são os que apresentam as mesmas vias de exposição dos cenários considerados no presente trabalho. No gráfico comparativo não foram considerados os radionuclídeos ^{35}S , ^{226}Ra e ^{232}Th , pois os valores de dose efetiva por unidade de concentração no solo, apresentados na publicação NCRP 129 para estes radionuclídeos parecem inconsistentes com os respectivos dados de entrada e com os valores calculados para os demais radionuclídeos de características radiológicas semelhantes, ou seja, é bastante provável que os valores publicados pelo NCRP para estes três radionuclídeos estejam incorretos. Para o ^{232}Th , por exemplo, a dose total apresentada pelo NCRP 129 é 340 e 140 vezes maior do que aqueles obtidos neste trabalho para os cenários agrícola e residencial, respectivamente.

Considerando as particularidades existentes nos dois modelos e as diferenças nos dados de entrada, o comportamento do modelo desenvolvido neste trabalho mostrou-se bastante similar ao modelo do NCRP para os cenários agrícola e residencial.

No cenário industrial, obtiveram-se valores discrepantes para ^{45}Ca e ^{90}Sr (razão NCRP/este trabalho de 0,003 e 0,016, respectivamente), emissores beta puros, cujas doses totais são decorrentes quase que exclusivamente do consumo de alimentos. Esta diferença ocorre porque não há consumo de vegetais no cenário industrial do NCRP.

FIGURA 4.5 – Razão de dose entre o modelo desenvolvido pelo NCRP e este trabalho, para os três cenários considerados.

4.2 Determinação dos valores de intervenção e prevenção

Os valores de intervenção e prevenção foram derivados baseando-se na dose efetiva de 50 mSv.a^{-1} e 10 mSv.a^{-1} , respectivamente, e são apresentados na TAB. 4.8 e TAB. 4.9.

As colunas (3), (5) e (7) referem-se ao grupo crítico, ou seja, o grupo para o qual obteve-se a maior dose, para determinado radionuclídeo.

Nota-se a predominância da criança como grupo crítico para os cenários agrícola e residencial e, como esperado, do adulto para o cenário industrial, em razão da fração de tempo praticamente nula despendida pela criança neste cenário.

TABELA 4.8 – Valores de intervenção para cada cenário (Bq.kg^{-1})

RADIONUCLÍDEO	AGRÍCOLA		RESIDENCIAL		INDUSTRIAL	
^3H	3,1E+05	A ⁽¹⁾	6,0E+05	A	1,4E+06	A
^{14}C	8,5E+04	C ⁽²⁾	9,0E+04	C	2,5E+05	A
^{32}P	8,0E+03	C	4,9E+04	C	3,9E+05	A
^{35}S	2,2E+05	C	1,5E+06	C	1,2E+07	A
^{45}Ca	6,0E+04	C	1,9E+05	C	1,8E+06	A
^{51}Cr	1,4E+06	C	1,4E+06	C	6,0E+06	A
^{90}Sr	3,6E+03	C	1,3E+04	C	1,0E+05	A
^{125}I	2,7E+04	C	4,2E+05	C	3,1E+06	A
^{131}I	1,6E+04	C	9,0E+04	C	4,4E+05	A
^{134}Cs	2,4E+04	C	2,8E+04	C	1,2E+05	A
^{137}Cs	6,5E+04	C	7,5E+04	C	3,1E+05	A
^{210}Pb	8,5E+03	C	1,9E+04	C	1,7E+05	A
^{226}Ra	4,5E+03	C	9,0E+03	C	6,0E+04	A
^{228}Ra	7,5E+02	C	1,7E+03	C	3,1E+04	A
^{232}Th	1,9E+05	C	1,9E+05	C	6,5E+04	A
^{238}U	1,3E+05	C	3,6E+05	C	4,7E+05	A
^{239}Pu	2,3E+05	C	2,1E+05	C	5,5E+04	A
^{241}Am	2,8E+05	C	2,2E+05	C	5,5E+04	A

⁽¹⁾ Adulto ⁽²⁾ Criança

TABELA 4.9 – Valores de prevenção para cada cenário (Bq.kg⁻¹)

RADIONUCLÍDEO	AGRÍCOLA		RESIDENCIAL		INDUSTRIAL	
³ H	6,20E+04	A ⁽¹⁾	1,20E+05	A	2,80E+05	A
¹⁴ C	1,70E+04	C ⁽²⁾	1,80E+04	C	5,00E+04	A
³² P	1,60E+03	C	9,80E+03	C	7,80E+04	A
³⁵ S	4,40E+04	C	3,00E+05	C	2,40E+06	A
⁴⁵ Ca	1,20E+04	C	3,80E+04	C	3,60E+05	A
⁵¹ Cr	2,80E+05	C	2,80E+05	C	1,20E+06	A
⁹⁰ Sr	7,20E+02	C	2,60E+03	C	2,00E+04	A
¹²⁵ I	5,40E+03	C	8,40E+04	C	6,20E+05	A
¹³¹ I	3,20E+03	C	1,80E+04	C	8,80E+04	A
¹³⁴ Cs	4,80E+03	C	5,60E+03	C	2,40E+04	A
¹³⁷ Cs	1,30E+04	C	1,50E+04	C	6,20E+04	A
²¹⁰ Pb	1,70E+03	C	3,80E+03	C	3,40E+04	A
²²⁶ Ra	9,00E+02	C	1,80E+03	C	1,20E+04	A
²²⁸ Ra	1,50E+02	C	3,40E+02	C	6,20E+03	A
²³² Th	3,80E+04	C	3,80E+04	C	1,30E+04	A
²³⁸ U	2,60E+04	C	7,20E+04	C	9,40E+04	A
²³⁹ Pu	4,60E+04	C	4,20E+04	C	1,10E+04	A
²⁴¹ Am	5,60E+04	C	4,40E+04	C	1,10E+04	A

⁽¹⁾ Adulto ⁽²⁾ Criança

4.3 Valores de referência de qualidade

Os resultados obtidos para determinação dos valores de referência de qualidade do solo são apresentados na TAB. 4.10. Observa-se uma grande variação nas concentrações de atividade obtidas para todos os radioisótopos analisados, mesmo para tipos iguais de solo, com exceção do ^{137}Cs . Esse resultado era esperado para o ^{137}Cs , visto que ele não é um elemento presente naturalmente no solo e sim decorrente do *fallout* radioativo que, presume-se, é relativamente uniforme por toda extensão do Estado de São Paulo; os valores de concentração de atividade obtidos estão muito próximos do limite de detecção dos métodos analíticos empregados, para a maioria das amostras.

Escolheu-se a média geométrica como a medida de tendência central a ser apresentada, visto que os testes de Kolmogorov-Smirnov (Gilbert, 1987) e chi-quadrado para verificação de aderência a uma dada distribuição estatística dos dados mostraram um melhor ajuste para uma log-normal, para todos os radionuclídeos analisados.

Determinou-se também o coeficiente de correlação de Pearson entre os valores log-transformados de concentração de atividade e algumas das características do solo determinadas por Soares (2005). Na TAB. 4.11 são apresentadas as correlações obtidas para a densidade aparente, fração de argila, silte e areia, conteúdo de matéria orgânica e conteúdo em massa de SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , Mn_2O_3 e TiO_2 . Apesar da inexistência de correlações significativas, é interessante observar que os maiores coeficientes de correlação, em valores absolutos, foram obtidos para densidade do solo, provavelmente ocasionados pela componente arenosa dos solos. Outro fato a ser observado, é a insignificante correlação do ^{40}K com as características estudadas do solo.

TABELA 4.10 – Concentração de atividade no solo (Bq.kg⁻¹ de solo seco)

Solo	Radionuclídeo							
	U-nat	Th-nat	²²⁸ Th	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
1	<47	18 ± 3	14,6 ± 0,8	11,9 ± 1,9	8,6 ± 1,2	21 ± 3	1,9 ± 0,4	26,4 ± 8,5
2	<47	32 ± 4	15,7 ± 0,8	16,1 ± 2,0	9,5 ± 1,2	<20	1,2 ± 0,4	34,2 ± 8,6
3	<47	12 ± 2	30,6 ± 0,9	27,2 ± 2,3	10,9 ± 1,2	<20	1,3 ± 0,5	< 11,1
4	<47	12 ± 2	11,9 ± 0,7	9,1 ± 1,6	5,9 ± 0,9	<20	0,8 ± 0,4	49,0 ± 7,3
5	124 ± 14	65 ± 8	94,4 ± 2,1	77,7 ± 4,9	56,2 ± 2,6	56 ± 6	< 0,3	64,8 ± 18,9
6	<47	33 ± 4	32,4 ± 1,8	22,5 ± 4,2	14,6 ± 2,4	60 ± 8	2,9 ± 0,7	15,3 ± 19,1
7	57 ± 8	35 ± 5	32,7 ± 1,7	29,0 ± 4,0	13,3 ± 2,3	60 ± 7	2,0 ± 0,7	50,2 ± 18,3
8	<48	15 ± 2	33,4 ± 0,8	28,1 ± 2,0	15,7 ± 1,1	<20	1,8 ± 0,4	119,8 ± 8,8
9	<47	33 ± 4	41,9 ± 1,5	34,9 ± 3,5	16,0 ± 1,9	26 ± 3	< 0,8	15,6 ± 15,0
10	<47	43 ± 6	60,0 ± 1,1	54,6 ± 2,6	34,2 ± 1,4	35 ± 4	0,8 ± 0,5	51,1 ± 9,4
11	<47	<6	8,2 ± 1,1	9,3 ± 2,5	4,5 ± 1,4	<20	1,2 ± 0,5	47,7 ± 12,1
12	<47	18 ± 3	13,5 ± 1,1	12,7 ± 2,7	12,5 ± 1,6	25 ± 6	1,1 ± 0,5	104,8 ± 13,2
13	61 ± 8	76 ± 10	83,8 ± 1,1	70,3 ± 2,7	36,4 ± 1,2	32 ± 8	2,7 ± 0,4	54,1 ± 8,0
14	<48	16 ± 2	19,2 ± 1,4	14,6 ± 3,2	18,7 ± 1,9	33 ± 8	1,3 ± 0,6	96,9 ± 15,5
15	<47	41 ± 5	57,9 ± 1,8	52,8 ± 6,3	21,7 ± 2,3	35 ± 9	1,4 ± 0,7	344,8 ± 19,7
16	56 ± 8	61 ± 8	66,5 ± 0,9	56,8 ± 2,4	40,4 ± 1,2	70 ± 10	2,1 ± 0,4	111,3 ± 7,9
17	<47	23 ± 3	25,9 ± 1,2	24,8 ± 2,8	13,1 ± 1,6	30 ± 7	2,2 ± 0,5	351,3 ± 15,0
18	<48	63 ± 8	76,6 ± 1,8	61,0 ± 4,3	61,8 ± 2,5	64 ± 13	1,9 ± 0,7	38,3 ± 17,6
19	<47	8 ± 2	4,8 ± 0,5	3,3 ± 1,1	1,0 ± 0,7	<20	1,0 ± 0,3	< 13,2
20	<47	18 ± 3	25,5 ± 0,6	21,4 ± 1,4	9,6 ± 0,8	51 ± 10	1,6 ± 0,3	356,2 ± 8,4
21	<47	22 ± 3	20,5 ± 1,3	15,3 ± 3,0	9,2 ± 1,7	37 ± 9	0,9 ± 0,6	301,8 ± 16,1
22	75 ± 9	40 ± 5	62,1 ± 1,9	47,2 ± 4,5	44,9 ± 2,6	80 ± 9	4,1 ± 0,8	< 13,2
23	<47	33 ± 5	30,3 ± 1,5	21,4 ± 3,4	17,7 ± 2,0	33 ± 10	2,5 ± 0,6	33,8 ± 15,9
24	99 ± 12	54 ± 7	72,6 ± 1,2	57,0 ± 2,8	45,8 ± 1,5	94 ± 14	4,0 ± 0,5	516,4 ± 13,4
25	411 ± 45	36 ± 5	71,1 ± 2,4	65,5 ± 5,7	36,5 ± 3,2	121 ± 13	1,7 ± 1,0	68,6 ± 24,6
26	81 ± 10	29 ± 5	50,9 ± 2,0	47,0 ± 4,8	39,6 ± 2,8	⁽¹⁾	2,2 ± 0,9	233,3 ± 22,4
27	86 ± 10	82 ± 11	119,9 ± 1,9	97,6 ± 4,7	43,0 ± 2,2	75 ± 15	1,1 ± 0,7	67,3 ± 16,2
28	98 ± 12	42 ± 6	60,6 ± 1,7	47,9 ± 3,8	38,7 ± 2,2	50 ± 9	2,1 ± 0,7	93,3 ± 16,5
29	<47	20 ± 3	23,1 ± 1,2	16,5 ± 2,7	10,7 ± 1,5	<20	1,2 ± 0,5	253,8 ± 14,0
30	<47	25 ± 4	22,8 ± 0,8	18,9 ± 1,9	8,3 ± 1,1	37 ± 10	2,7 ± 0,4	153,0 ± 9,1
Intervalo	<47 - 411	8 - 82	4,8 - 120	3,3 - 97,6	1,0 - 61,8	<20 - 121	0,8 - 4,1	15,3 - 516
Média ⁽²⁾	93	30	33,2	27,8	17,1	46	1,7	86,7
GSD ⁽³⁾	1,8	1,8	2,2	2,2	2,4	1,6	1,6	2,7

⁽¹⁾ Não determinado ⁽²⁾ Média geométrica ⁽³⁾ Desvio padrão geométrico

TABELA 4.11 – Coeficiente de correlação Pearson entre a concentração de atividade do radionuclídeo (RN) e as características do solo.

RN	Características do solo									
	Densidade	MO ⁽¹⁾	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Mn ₂ O ₃	TiO ₂	Argila	Silte	Areia
U-nat	-0,679	0,610	0,541	0,241	-0,396	-0,546	-0,529	0,198	0,489	-0,473
Th-nat	-0,518	0,251	0,497	0,495	0,224	0,253	0,222	0,474	0,174	-0,477
²²⁸ Th	-0,740	0,391	0,555	0,534	0,132	0,140	0,142	0,462	0,270	-0,514
²²⁸ Ra	-0,727	0,400	0,536	0,510	0,093	0,107	0,105	0,432	0,263	-0,486
²²⁶ Ra	-0,711	0,398	0,508	0,485	0,075	0,064	0,073	0,412	0,369	-0,528
²¹⁰ Pb	-0,734	0,666	0,434	0,455	0,068	-0,073	0,005	0,375	0,101	-0,403
¹³⁷ Cs	-0,470	0,381	0,524	0,457	0,363	0,422	0,363	0,512	0,245	-0,529
⁴⁰ K	0,013	0,032	-0,034	-0,294	-0,367	-0,020	-0,340	-0,329	0,537	-0,028

⁽¹⁾ Matéria orgânica

5 CONCLUSÕES

Os valores de intervenção derivados neste trabalho estão coerentes com aqueles reportados na publicação NCRP-129, considerando-se as particularidades dos modelos adotados e dos valores de entrada utilizados. Mostram também que o modelo é robusto e compatível com a metodologia adotada pela CETESB para a obtenção dos valores de intervenção para os químicos convencionais, no que se refere à complexidade de modelagem e à similaridade dos parâmetros de entrada requeridos.

Os coeficientes de conversão de dose e os coeficientes de transferência solo-vegetação são os parâmetros mais sensíveis do modelo proposto, considerando-se as incertezas na determinação dos valores de entrada. Lembrando que fatores de conversão de dose não são parâmetros regionais e a relativa proximidade dos valores de dose obtidos neste trabalho com aqueles apresentados pelo NCRP 129, entendemos que os valores de intervenção propostos para o Estado de São Paulo podem ser adotados também por outros Estados, se mantido o modelo desenvolvido no presente estudo.

ANEXOS

ANEXO A – Metodologia adotada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB)

1) Cálculo da concentração na fase gasosa

$$C_{sa} = C_s \times SD \times \frac{P_a}{V_a} \quad (\text{A.1})$$

C_{sa} = concentração no ar do solo (mol.dm^{-3} ou g.m^{-3})

C_s = concentração inicial no solo (mol.kg^{-1} de solo seco ou mg.kg^{-1})

SD = massa do volume de solo seco ($\text{kg de solo seco.dm}^{-3}$ de solo úmido)

P_a = fração de massa de ar do solo

V_a = volume da fração ar

2) Cálculo da concentração na fase líquida

$$C_{pw} = C_s \times SD \times \frac{P_w}{V_w} \quad (\text{A.2})$$

C_{pw} = concentração na solução do solo (mol.dm^{-3} ou g.m^{-3} ou mg.L^{-1})

C_s = concentração inicial no solo (mol.kg^{-1} de solo seco ou mg.kg^{-1})

SD = massa do volume de solo seco ($\text{kg de solo seco.dm}^{-3}$ de solo úmido)

P_w = fração de massa da solução do solo

V_w = volume da fração água

Se $C_{pw} > S$, então $C_{pw} = S$

S = solubilidade em água (mol.m^{-3})

PROCESSOS DE TRANSPORTE

3) Transporte do fluxo de ar até a superfície do solo

$$D_{sa} = V_a^{10/3} \times \frac{Da}{(1 - V_s)^2} \quad (\text{A.3})$$

D_{sa} = coeficiente de difusão solo-gás ($\text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$)

V_a = volume da fração ar

Da = coeficiente de difusão no ar ($\text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$)

V_s = volume da fração sólida

$$Da = 0,036 \times \left(\frac{76}{M}\right)^{1/2} \quad (\text{A.4})$$

M = massa molecular ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$)

$$D_{sw} = V_w^{10/3} \times \frac{Dw}{(1 - V_s)^2} \quad (\text{A.5})$$

D_{sw} = coeficiente de difusão solo-água ($\text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$)

V_w = volume da fração água

Dw = coeficiente de difusão na água ($\text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$)

$$Dw = 36 \times 10^{-6} \left(\frac{76}{M}\right)^{1/2} \quad (\text{A.6})$$

$$Du = \left(P_a \times \frac{D_{sa}}{V_a}\right) + \left(P_w \times \frac{D_{sw}}{V_w}\right) \quad (\text{A.7})$$

Du = coeficiente de difusão no solo

$$J_2 = Da \times \frac{C_{sa}}{d} \quad (\text{A.8})$$

J_2 = fluxo na camada de divisa solo-ar ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)

d = espessura da camada de divisa solo-ar

$$J3 = Cpw \times \frac{Ev}{24} \quad (A.9)$$

$J3$ = fluxo de evaporação da água ($\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$)

Ev = coeficiente de evaporação da água ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)

$$J4 = Du \times Cs \times \frac{SD}{dp} \quad (A.10)$$

$J4$ = fluxo de difusão água-solo para o nível superficial ($\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$)

Dp = profundidade média da contaminação (m)

Se $J3 + J4 < J2$ então $Jo = J3 + J4$

Se $J3 + J4 > J2$ então $Jo = J2$

Jo = total do fluxo de ar do solo sob especo livre ($\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$)

Nas condições adaptadas, onde o piso das casas está diretamente em contato com o chão (não há porão), o cálculo do fluxo do vapor através do concreto, é dado por:

$$CNs = -1 - CNp \quad (A.11)$$

CNs = fração do volume sólido do concreto

CNp = porosidade do concreto

$$Dsac = CNa^{(10/3)} \times \frac{DA}{(1 - CNs)^2} \quad (A.12)$$

$Dsac$ = coeficiente de difusão do ar no concreto ($\text{m}^2.\text{h}^{-1}$)

CNa = fração do volume ocupado por ar no concreto

DA = coeficiente de difusão no ar livre ($m^2.h^{-1}$)

$$J_{ba} = \left[\left(\frac{D_{sa}}{DP} \right) \times \left(\frac{D_{sac}}{dc} \right) \right] / \left(\frac{D_{sa}}{DP} \right) + \left(\frac{D_{sac}}{dc} \right) \times C_{sa} \quad (A.13)$$

J_{ba} = total do fluxo do ar do solo sob construções ($g.m^{-2}.h^{-1}$)

D_{sa} = coeficiente de difusão solo-gás ($m^2.h^{-1}$)

DP = profundidade média da contaminação (m)

dc = espessura do concreto (m)

C_{sa} = concentração do contaminante no ar do solo ($mol.dm^{-3}$ ou $g.m^{-3}$)

4) Cálculo da diluição na atmosfera

$$V_f = V_g \times \frac{S_z}{L_p} \quad (A.14)$$

V_f = velocidade de diluição ($m.h^{-1}$)

V_g = velocidade média do vento ($m.h^{-1}$)

S_z = coeficiente de Pasquill de dispersão vertical - classe D (m)

L_p = diâmetro da área contaminada (m)

$$V_g = \frac{(V_x + V')}{2} \quad (A.15)$$

V_x = velocidade do vento a x metros de altura ($m.h^{-1}$)

V' = velocidade de fricção ($m.h^{-1}$)

$$V_x = \ln(Z / Z_o) \times \frac{V'}{k} \quad (A.16)$$

Z = altura de respiração (m)

Z_o = rugosidade da superfície residencial

k = constante de Karman

$$V' = \frac{k \times V10}{\ln(Z10 / Zo)} \quad (A.17)$$

$V10$ = velocidade do vento a 10 m de altitude ($m.h^{-1}$)

$Z10$ = altitude (m)

5) Permeação

a) Cálculo da concentração na água potável após permeação

$$C_{max} = C_{pw} \times 2 \times D_{pe} \times \frac{t}{r \times d} \quad (A.18)$$

C_{max} = concentração máxima na água de abastecimento público após t dias de estagnação ($mg.dm^{-3}$)

D_{pe} = coeficiente de permeação ($m^2.d^{-1}$)

t = período de tempo de estagnação (d)

r = raio do encanamento (m)

d = espessura do encanamento (m)

24 horas de permeação:

$$C_{dw} = C_{max} \times 3 \times \pi \times r^2 \times \frac{L}{Q_{wd}} \quad (A.19)$$

C_{dw} = concentração média durante 24 horas de permeação ($mg.dm^{-3}$)

L = comprimento do encanamento pelo qual pode ocorrer a permeação (m)

Q_{wd} = consumo diário de água (dm^3)

b) Cálculo da concentração no ar do banheiro após banho

$$kwa = [(\frac{Hsh}{RTsh}) \times kG \times kL] / [(\frac{Hsh}{RTsh}) \times kG + kL] \times \frac{Ad}{Vd} \times tf \quad (A.20)$$

kwa = grau de vaporação do contaminante

$Hsh/RTsh$ = coeficiente de partição ar-água a 313 K

kG = coeficiente de transporte de massa de vapor ($m.s^{-1}$)

kL = coeficiente de transporte de massa de água ($m.s^{-1}$)

Ad = área da superfície da gota de água (m^2)

Vd = volume da gota de água (m^3)

Tf = tempo de queda da gota (s)

Correção da temperatura para a constante de Henry:

$$\ln Hsh = \ln(Klw \times R \times To) + 0,024 \times (Tsh - To) \quad (A.21)$$

Hsh = constante de Henry à temperatura de 313 K ($Pa.m^3.mol^{-1}$)

Tsh = temperatura da água de banho (K)

Ho = constante de Henry para a situação de referência ($To = 293$ K)

$$Ad = 4 \times \pi \times r^2 \quad (A.22)$$

$$Vd = 4/3 \times \pi \times r^3 \quad (A.23)$$

$$\frac{Ad}{Vd} = 3/r \quad (A.24)$$

r = raio da gota de água (m)

$$kL = Kl \times (44/M)^{1/2} / 3600 \quad (A.25)$$

$$kG = Kg \times (18 / M)^{1/2} / 3600 \quad (\text{A.26})$$

Kl = velocidade de troca da fase líquida (m.h^{-1})

Kg = coeficiente de transporte de massa da fase gasosa (m.h^{-1})

M = peso molecular

$$Cbk = k_{wa} \times V_{wb} \times \frac{C_{dw}}{2 \times V_{bk}} \quad (\text{A.27})$$

Cbk = concentração no ar do banheiro (g.m^{-3})

V_{wb} = volume de água consumida (m^3)

V_{bk} = volume do banheiro (m^3)

6) Transporte para as águas subterrâneas

$$C_{gw} = \frac{C_{pw}}{DAF} \quad (\text{A.28})$$

C_{gw} = concentração na água subterrânea (mg.L^{-1})

C_{pw} = concentração na solução do solo (mol.dm^{-3} ou g.m^{-3} ou mg.L^{-1})

DAF = fator de diluição

7) Acumulação em culturas vegetais

a) Deposição foliar

$$C_{dp} = TSP_o \times DR_o \times f_{rs} \times C_s \times \frac{f_{in}}{Y_v \times f_{Ei}} \times \frac{1 - [1 - \exp(f_{Ei} \times t_e)]}{f_{Ei} \times t_e} \quad (\text{A.29})$$

C_{dp} = concentração na vegetação devido à deposição (mg.kg^{-1} peso seco)

TSP_o = concentração de partículas em ar de ambiente externo (mg.m^{-3})

DR_o = velocidade de deposição (m.d^{-1})

f_{rs} = fração de partículas no solo

f_{in} = fração de interceptação foliar

Y_v = produção de massa vegetal ($\text{kg peso seco.m}^{-2}$)

f_{Ei} = constante de fluorescência (d^{-1})

te = período de crescimento da produção (d)

$$Cdp = 1,089 \times 10^{-3} \times Cs \quad (\text{A.30})$$

b) Concentração nos vegetais

b.1) Metais

- Tubérculos:

$$Cpr = BCFr \times Cs \quad (\text{A.31})$$

Cpr = concentração nas raízes (tubérculos) (mg.kg^{-1} peso seco vegetais)

$BCFr$ = fator de bioconcentração nas raízes (mg.kg^{-1} peso seco vegetais / mg.kg^{-1} solo seco)

- Folhas:

$$Cps = BCFs \times Cs + Cdp \quad (\text{A.32})$$

Cps = concentração nas folhas (mg.kg^{-1} peso seco vegetais)

$BCFr$ = fator de bioconcentração nas folhas (mg.kg^{-1} peso seco vegetais / mg.kg^{-1} solo seco)

Se não forem conhecidos $BCFr$ ou $BCFs$, esses fatores podem ser estimados pela seguinte fórmula:

$$\ln BCFr / s = 2,67 - 1,12 \times \ln Kd \quad (A.33)$$

b.2) Outras substâncias inorgânicas

A premissa básica é que a concentração na solução do solo é igual à concentração na água das plantas.

- Tubérculos:

$$C_{pr}' = C_{pw} \times (i - fdwr) \quad (A.34)$$

C_{pr}' = concentração nos tubérculos (mg.kg^{-1} peso fresco)

$fdwr$ = razão entre peso fresco e peso seco nas raízes ($\text{kg peso seco.kg}^{-1}$ peso fresco)

$$BCFr = (1 - fdwr)$$

- Folhas:

$$C_{ps}' = C_{pw} \times (i - fdws) + C_{dp} \times fdws \quad (A.35)$$

C_{ps}' = concentração nas folhas (mg.kg^{-1} peso fresco)

$fdws$ = razão entre peso fresco e peso seco nas folhas ($\text{kg peso seco.kg}^{-1}$ peso fresco)

$$BCFs = (1-fdws)$$

b.3) Substâncias Orgânicas

- Tubérculos:

$$BCFr = 10^{(0,77 \times \log Kow - 1,52)} + 0,82 \quad (A.36)$$

$BCFr$ = fator de bioconcentração (mg.kg⁻¹ peso fresco vegetais / mg.dm⁻³ solução do solo)

$$Cpr = BCFr \times Cpw \quad (A.37)$$

Cpr = concentração nos tubérculos (mg.kg⁻¹ peso fresco de vegetais)

- Folhas:

$$BCFs = [10^{(0,95 \times \log Kow - 2,05)} + 0,82] \times [0,784 \times 10^{(-0,434 \times (\log Kow - 1,78)^{2/2,44})}] \quad (A.38)$$

$BCFs$ = fator de bioconcentração (mg.kg⁻¹ peso fresco vegetais / mg.dm⁻³ solução do solo)

$$Cps = BCFs \times Cpw + Cdp \times fdws \quad (A.39)$$

Cps = concentração nas folhas (mg.kg⁻¹ peso fresco de vegetais)

QUANTIFICAÇÃO DA EXPOSIÇÃO DIRETA

8) Solo

a) Ingestão

$$DI = AID \times Cs \times \frac{fa}{W} \quad (A.40)$$

DI = ingestão de contaminante via ingestão de solo ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

AID = ingestão diária de solo ($\text{kg de solo seco.d}^{-1}$)

W = peso corpóreo

fa = fator de absorção relativa

Cs = concentração do contaminante no solo

b) Contato dérmico

$$DA = A_{exp} \times fm \times DAE \times DAR \times Cs \times t \times \frac{frs}{W} \quad (A.41)$$

DA = absorção do contaminante via contato com o solo ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

A_{exp} = área da superfície do corpo humano exposta (m^2)

fm = fator de matriz

DAE = grau de recobrimento ou taxa de deposição dermal (mg solo.cm^{-2})

DAR = velocidade de absorção (h^{-1})

t = duração da exposição

frs = fração de solo na poeira

c) Inalação de partículas

$$IP = ITSP \times Cs \times fr \times \frac{fa}{W} \quad (A.42)$$

IP = ingestão de partículas inaláveis de solo ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

$ITSP$ = quantidade de partículas inaladas (kg.d^{-1})

fr = fator de retenção de partículas no pulmão

$$ITSP = TSP \times frs \times AV \times t \quad (A.43)$$

TSP = quantidade de partículas suspensas no ar (mg.m^{-3})

AV = capacidade pulmonar

9) Ar

- Concentração no ar – Ambiente externo

$$Coa = \frac{Jo}{Vf} \quad (A.44)$$

Coa = concentração no ar em ambiente externo (g.m^{-3})

- Concentração no ar – Ambiente interno

$$CCia = \frac{Jba \times Bc}{Bc \times Hc \times Vvc} \quad (A.45)$$

$Ccia$ = concentração do contaminante no ar em ambiente interno (g.m^{-3})

Bc = área da superfície do concreto (m^2)

Hc = altura da construção (m)

Vvc = taxa de ventilação (renovação do volume de ar (h^{-1}))

a) Inalação de voláteis

$$IV = [AV \times CCia \times ti + AV \times Coa \times to] \times fa \times \frac{10^{-3}}{W} \quad (A.46)$$

IV = absorção de contaminante via inalação de vapores ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

ti / to = duração diária da exposição - ambiente interno / externo (h)

10) Ingestão de água do aquífero

$$DIW = Qdw \times \frac{Cpw}{10} \times \frac{fa}{W} \quad (A.47)$$

DIW = absorção de contaminantes através da ingestão de água ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

Qdw = ingestão diária de água ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)

Cpw = concentração do contaminante na solução do solo ($\text{mg.dm}^{-3} = \text{g.m}^{-3}$)

10 = fator de diluição, da solução solo para o aquífero

QUANTIFICAÇÃO DA EXPOSIÇÃO INDIRETA

11) Banho

a) Inalação de vapores durante o banho

$$IVW = Cbk \times AV \times Td \times fa \times \frac{1000}{W} \quad (A.48)$$

IVW = ingresso de contaminantes via inalação ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

Cbk = concentração no ar do banheiro (g.m^{-3})

td = duração do tempo gasto no banheiro (h)

b) Contato dérmico durante o banho

$$D_{aw} = A_{to} \times f_{exp} \times DAR \times t_{dc} \times (1 - k_{wa}) \times C_{dw} \times \frac{fa}{W} \quad (A.49)$$

D_{aw} = absorção como resultado do contato dermal durante o banho ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

A_{to} = superfície corpórea total (m^2)

f_{exp} = fator de exposição

DAR = velocidade de absorção dermal

t_{dc} = tempo de contato durante o banho (h.d^{-1})

$(1 - k_{wa})$ = substância remanescente na água após evaporação

$$DAR = P1 \times P2 \quad (A.50)$$

$$P1 = (0,038 + 0,153 \times K_{ow}) \quad (A.51)$$

$$P2 = \exp(-0,016 \times M) / 1,5 \quad (A.52)$$

12) Ingestão de água potável (abastecimento público)

$$DI_w = Q_{dw} \times C_{dw} \times \frac{fa}{W} \quad (A.53)$$

DI_w = absorção de contaminantes através da ingestão de água ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

Q_{dw} = ingestão diária de água ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)

C_{dw} = concentração de contaminante na água ($\text{mg.dm}^{-3} = \text{g.m}^{-3}$)

13) Ingestão de vegetais: folhas e tubérculos

- Metais

$$VI = (Q_{fvk} \times C_{pr} + Q_{fvb} \times C_{ps}) \times f_v \times \frac{fa}{W} \quad (A.54)$$

VI = ingestão de contaminante via consumo de vegetais ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

Q_{fvk} = consumo diário de tubérculos ($\text{kg peso seco. d}^{-1}$)

Q_{fvb} = consumo diário de folhas ($\text{kg peso seco. d}^{-1}$)

C_{pr} = concentração do contaminante nos tubérculos (mg.kg^{-1} peso seco de tubérculos)

C_{ps} = concentração do contaminante nas folhas (mg.kg^{-1} peso seco de folhas)

- Outras substâncias

$$VI = (Q_{fvk}' \times C_{pr}' + Q_{fvb}' \times C_{ps}') \times f_v \times \frac{fa}{W} \quad (A.55)$$

VI = ingestão de contaminante via consumo de vegetais ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

Q_{fvk}' = consumo diário de tubérculos ($\text{kg peso fresco. d}^{-1}$)

Q_{fvb}' = consumo diário de folhas ($\text{kg peso fresco. d}^{-1}$)

C_{pr}' = concentração do contaminante nos tubérculos (mg.kg^{-1} peso fresco de tubérculos)

C_{ps}' = concentração do contaminante nas folhas (mg.kg^{-1} peso fresco de folhas)

EXPOSIÇÃO TOTAL

14) Somatória das exposições

$$TAD = DIa + DAa + IPa + IVa + VIa + DIWa + DIWxa + IVwa + DAwa \quad (A.56)$$

$$TCH = DIc + DAc + IPc + IVc + VIc + DIWc + DIWxc + IVwc + DAwc \quad (A.57)$$

TAD = exposição total de adultos ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

TCH = exposição total de crianças ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

$$DO = (TCH \times tc + TAD \times ta) / (tc + td) \quad (A.58)$$

DO = exposição diária média durante todo o período de exposição ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

tc = tempo considerado como criança (a)

ta = tempo considerado como adulto na área contaminada (a)

15) Cálculo do risco

a) Substâncias não carcinogênicas

$$Q = \frac{DO}{TDI} \quad (A.59)$$

Q = quociente de risco

TDI = ingresso diário tolerável ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

b) Substâncias carcinogênicas

$$R = 1 - \exp(-DO \times FC) \quad (A.60)$$

R = risco

FC = fator de carcinogenicidade (kg.d.mg^{-1})

ANEXO B – Metodologia adotada pelo National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP)

1) Dose para Exposição Externa

$$E_{ext} = S \times DC \times Df_{ext} \times W_s \times (C/A)_{ext} \times (T_{out} + SF \times T_{in}) \quad (B.1)$$

E_{ext} = média anual para uma exposição individual por unidade de concentração [Sv (Bq.kg⁻¹)⁻¹] para radiação externa

S = concentração do radionuclídeo no solo durante o intervalo de 1 ano para o qual a dose é calculada (Bq.kg⁻¹ de solo seco)

DC = fator de correção de decaimento e *buildup*

Df_{ext} = fator de dose para um radionuclídeo particular em [Sv a⁻¹ (Bq.kg⁻¹)⁻¹ de solo seco]

W_s = correção de densidade devido a mistura de solo

(C/A) = razão da dose externa para crianças a partir daquela dos adultos

T_{out} = fração de tempo despendida outdoor no local contaminado

T_{in} = fração de tempo despendida indoor no local contaminado

SF = fator de atenuação gama

2) Dose para Inalação

$$E_{inh} = S \times DC \times Df_{inh} \times C_{air} \times (C/A)_{inh} \times [R_{out} \times T_{out} + (in/out) \times R_{in} \times T_{in}] \quad (B.2)$$

E_{inh} = dose efetiva por inalação (Sv a⁻¹)

Df_{inh} = fator de dose para inalação (Sv.Bq⁻¹)

C_{air} = concentração média anual no ar em ambiente externo (Bq.m⁻³)

R_{out} = taxa de inalação em ambiente externo (m³.d⁻¹)

R_{in} = taxa de inalação em ambiente interno (m³.d⁻¹)

in/out = razão da concentração do radionuclídeo no ar em ambiente interno pelo ambiente externo

T_{out} = dias por ano despendidos em ambiente externo no local contaminado

T_{in} = dias por ano despendidos em ambiente interno no local contaminado

3) Dose para Ingestão

- Solo

$$E_{soil} = S \times DC \times Df_{ing} \times (C / A)_{ing} \times I_{soil} \times T_{soil} \quad (B.3)$$

E_{soil} = dose efetiva por ingestão de solo (Sv a⁻¹)

Df_{ing} = fator de dose para ingestão (Sv.Bq⁻¹)

I_{soil} = ingestão diária de solo (kg.d⁻¹)

T_{soil} = dias por ano de exposição ao solo do local (d)

- Vegetais

$$E_{veg} = C_{veg} \times Df_{ing} \times (C / A)_{veg} \times R_{veg} \times T_{veg} \quad (B.4)$$

E_{veg} = dose efetiva por ingestão de vegetais (Sv a⁻¹)

R_{veg} = ingestão diária de vegetais (kg.d⁻¹)

T_{veg} = fração do total de vegetais proveniente do local

- Leite

$$E_{milk} = C_f \times F_{milk} \times Q_{milk} \times TQ_{milk} \times R_{milk} \times T_{milk} \times Df_{ing} \times (C / A)_{milk} \quad (B.5)$$

E_{milk} = dose efetiva por ingestão de leite (Sv a⁻¹)

C_f = concentração no pasto (Bq.kg⁻¹)

F_{milk} = fator de transferência para o leite ($d.L^{-1}$)

Q_{milk} = consumo animal ($Bq.kg^{-1}$)

TQ_{milk} = fração da alimentação animal proveniente do local

R_{milk} = ingestão anual de leite ($kg.a^{-1}$)

T_{milk} = fração do total de leite proveniente do local

- Carne

$$E_{meat} = C_f \times F_{meat} \times Q_{meat} \times TQ_{meat} \times R_{meat} \times T_{meat} \times Df_{ing} \times (C / A)_{meat} \quad (B.6)$$

E_{meat} = dose efetiva por ingestão de carne ($Sv.a^{-1}$)

F_{meat} = fator de transferência para a carne ($d.kg^{-1}$)

Q_{meat} = consumo animal ($Bq.kg^{-1}$)

TQ_{meat} = fração da alimentação animal proveniente do local

R_{meat} = ingestão anual de carne ($kg.a^{-1}$)

T_{meat} = fração do total de carne proveniente do local

ANEXO C – Metodologia adotada pela U. S.Environmental Protection Agency (U.S.EPA)

1) SSL para ingestão de radionuclídeos em solos residenciais

$$SSL_{soil.ing} = \frac{TR}{SF \times IR \times 1 \times 10^{-3} \times EF \times ED} \quad (C.1)$$

TR = risco de câncer (10^{-6})

SF = fator de carcinogenicidade para ingestão de solo (pCi^{-1})

IR = taxa de ingestão de solo ($mg.d^{-1}$)

1×10^{-3} = fator de conversão ($g.mg^{-1}$)

EF = frequência de exposição ($d.a^{-1}$)

ED = duração da exposição (a)

2) SSL para inalação de particulados provenientes de solos residenciais

$$SSL_{dust} = \frac{TR}{SF_i \times IR_i \times \frac{1}{PEF} \times 1 \times 10^{+3} \times EF \times ED \times [ET_0 + (ET_i \times DF_i)]} \quad (C.2)$$

TR = risco de câncer (10^{-6})

SF_i = fator de carcinogenicidade para inalação (pCi^{-1})

IR_i = taxa de inalação ($m^3.d^{-1}$)

PEF = fator de emissão de particulado ($m^3.kg^{-1}$)

$1 \times 10^{+3}$ = fator de conversão ($g.kg^{-1}$)

EF = frequência de exposição ($d.a^{-1}$)

ED = duração da exposição (a)

ET_0 = fração de tempo de exposição, ambiente externo

ET_i = fração de tempo de exposição, ambiente interno

DF_i = fator de diluição para inalação em ambiente interno

3) SSL para exposição externa originária de radionuclídeos no solo

$$SSL_{ext} = \frac{TR}{SF_e \times \left(\frac{EF}{365}\right) \times ED \times ACF \times [ET_0 + (ET_i \times GSF)]} \quad (C.3)$$

TR = risco de câncer (10^{-6})

SF_e = fator de carcinogenicidade para exposição externa ($\text{g.pCi}^{-1}.\text{a}^{-1}$)

EF = frequência de exposição (d.a^{-1})

ED = duração da exposição (a)

ACF = fator de correção de área

ET_0 = fração de tempo de exposição, ambiente externo

ET_i = fração de tempo de exposição, ambiente interno

DF_i = fator de diluição para inalação em ambiente interno

GSF = fator de atenuação gama

4) SSL para ingestão de radionuclídeos de produtos agrícolas

$$SSL = \frac{TR}{SF_p \times (IR_{vf} + IR_{lv}) \times 1 \times 10^{+3} \times CPF \times TF_p \times ED} \quad (C.4)$$

TR = risco de câncer (10^{-6})

SF_p = fator de carcinogenicidade para ingestão da produção ($\text{g.pCi}^{-1}.\text{a}^{-1}$)

IR_{vf} = taxa de ingestão de legumes e frutas (kg.a^{-1})

IR_{lv} = taxa de ingestão de verduras (kg.a^{-1})

$1 \times 10^{+3}$ = fator de conversão (g.kg^{-1})

CPF = fração de plantas contaminadas provenientes do local

TF_p = fator de transferência solo-planta (pCi.g⁻¹ planta por pCi.g⁻¹ solo)

ED = duração da exposição (a)

5) SSL para migração para água subterrânea

$$SSL = C_w \times 1 \times 10^{-3} \times \left(K_d + \frac{\theta_w}{\rho_b} \right) \quad (C.5)$$

C_w = concentração na solução do solo (pCi.L⁻¹)

1×10^{-3} = fator de conversão (kg.g⁻¹)

K_d = coeficiente de partição solo-água

θ_w = conteúdo de umidade

ρ_b = densidade do solo

ANEXO D – Valores de Kd

TABELA D.1 – Média geométrica de valores de Kd, para diferentes tipos de solo (ANL, 2001)

Elemento	Areia	Franco	Argila	Orgânico
Am	1900	9600	8400	112000
C	5	20	1	70
Ca	5	30	50	90
Cr	70	30	1500	270
Cs	280	4600	1900	270
I	1	5	1	25
P	5	25	35	90
Pb	270	16000	550	22000
Pu	550	1200	5100	1900
Ra	500	36000	9100	2400
Sr	15	20	110	150
Th	3200	3300	5800	89000
U	35	15	1600	410
S	14	150	450 ⁽¹⁾	

⁽¹⁾ valor assumido

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANL - ARGONNE NATIONAL LABORATORY. ***User's Manual for RESRAD Version 6.*** Argonne, Illinois. 2001.
- ANL - ARGONNE NATIONAL LABORATORY. ***Soil-related input parameters for the biosphere model.*** Argonne, Illinois. 2003.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. ***Standard provisional guide for risk-based corrective action.*** Philadelphia, PA: ASTM, 1998 (ASTM PS-104).
- ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. Toxicological Profile Information Sheet. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>>. Acesso em: 07 jul. 2007.
- BACHMANN, G. Soil protection policy in German. In: II SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE QUALIDADE DE SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Março, 2000, São Paulo, SP. ***Anais...*** São Paulo.
- BRIQUET, C. ***Investigação de solo potencialmente contaminado por subprodutos do processamento da monazita: estudo de caso e sugestão de protocolo.*** 2006. Tese (Doutorado) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/areas_contaminadas/relacao_areas.asp>. Acesso em: 17 jul. 2007.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL ***Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo.*** São Paulo, SP: CETESB, 2001.

- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. ***Decisão de Diretoria nº. 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005.*** São Paulo, SP: CETESB, 2005.
- CNEN - COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. ***Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica.*** Rio de Janeiro, RJ: CNEN, 2005a (CNEN-NN-3.01).
- CNEN - COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. ***Posição Regulatória 3.01/006: Medidas de proteção e critérios de intervenção em situações de emergência.*** Rio de Janeiro, RJ: CNEN, 2005b.
- CNEN - COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. ***Posição Regulatória 3.01/007: Níveis de intervenção e de ação para exposição crônica.*** Rio de Janeiro, RJ: CNEN, 2005c.
- CNEN - COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. ***Joint convention on the safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste management.*** Rio de Janeiro, RJ: CNEN, 2006.
- COLAB - Coordenação do Laboratório de Poços de Caldas. ***Manual de procedimentos analíticos.*** Comissão Nacional de Energia Nuclear – CNEN, 1983.
- DAEE - Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento do Estado de São Paulo. Disponível em:
<<http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/r0estadual/quadro13.htm>>. Acesso em 15 mar. 2007.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. ***Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.*** Brasília. 1999.
- FRANZINI, E.C. ***Estudo de processos para avaliação dos riscos para a saúde humana em áreas contaminadas por substâncias perigosas.*** 2004. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GILBERT, R.O. ***Statistical methods for environmental pollution monitoring.*** New York, NY, Van Nostrand Reinhold, 1987.

- IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment***. Vienna. 2001. (Safety Reports Series n. 19).
- IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance***. Vienna. 2005. (Safety Reports Series n. 44).
- IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Remediation process for areas affected by past activities and accidents***. Vienna. 2007. (Safety Standards Series n. WS-G-3.1).
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pof/2002aquisicao/tab14pdf> Acesso em: 09 ago. 2006.
- ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ***Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5, Compilation of ingestion and inhalation coefficients***. Vienna. 1995 (ICRP 72).
- ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ***Recommendations of the ICRP***. Vienna. 2007 (ICRP 103).
- IPEN - INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES. ***Progress Report 2002-2004***. São Paulo, SP: IPEN, 2005.
- KING, N.J. ***Application of risk assessment in policy and legislation in the European Union and in the United Kingdom***. In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management, chapter 9. Peter Callow, ed. Oxford, Blackwell Science, 2001.
- KOLLURU, R.V.; BARTELL, S.M.; PINTADO, R.M. AND STRICOFF, R.S. ***Risk assessment and management handbook for environmental, health and safety professionals***. New York, NY, McGraw-Hill, 1996.
- LAURIA, D.C. The legacy of monazite processing in Brazil. ***Radiation Protection Dosimetry***, 114(4), pp 546-550, 2005.
- MAGALHÃES, M.H.; XAVIER, A.M.; GUERRERO, J.P.; MEZRAHI, A. Strategy for decommissioning of a TENORM storage facility in Brazil. In: INTERNATIONAL

CONFERENCE ON LESSONS LEARNED FROM DECOMMISSIONING OF NUCLEAR FACILITIES AND THE SAFE TERMINATION OF NUCLEAR ACTIVITIES, December 11-15, 2006, Athens, Greece. **Proceedings...** p 153-158.

NCRP - NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. **Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water and ground - work sheets.** Bethesda, MD, NCRP, 1996 (NCRP Report No. 123).

NCRP - NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. **Recommended screening limits for contaminated surface soil and review of factors relevant to site-specific studies.** Bethesda, MD, NCRP, 1999 (NCRP Report No. 129).

NCRP - NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. **Approaches to risk management in remediation of radioactively contaminated sites.** Bethesda, MD, NCRP, 2004 (NCRP Report No. 146).

PALISADE CORPORATION. **@RISK 4.5: Risk analysis and simulation add-in for Microsoft Excel.** Palisade, Ithaca, NY, 2005

ROOD, A.S. **GWSCREEN: A Semi-Analytical Model for Assessment of the Groundwater Pathway from Surface or Buried Contamination Theory and Users Manual.** Version 2.5, Revision 1, Bechtel, Idaho, 1999 (INEEL/EXT-98-00750).

ROUSSEL-DEBET; COLLE, C. Comportement de radionucléides (Cs, I, Sr, Se, Tc) dans le sol: proposition de valeurs de Kd par défaut. **Radioprotection**, 40(2), p. 203-229, 2005.

SADA - **Spatial Analysis and Decision Assistance.** Version 4.1. University of Tennessee Research Corporation, Knoxville, 2005.

SCOTT, E.M. **Modelling Radioactivity in the Environment.** Amsterdam, Elsevier, 2003.

- SOARES, M.R. ***Coeficiente de distribuição (Kd) de metais pesados em solos do Estado de São Paulo***. 2004. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- TAKESHI, P. Laboratório MASTER, IAG, USP. Comunicação pessoal, abril 2007.
- TAUW MILIEU - ENVIRONMENTAL CONSULTANTS and LABORATORIES. ***Csoil software***. Deventer, Netherland: Tauw Milieu, 1997.
- U.S.EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Soil screening guidance: technical background document*. Washington, D.C.: USEPA, 1996.
- U.S.EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Soil screening guidance for radionuclides: technical background document*. Washington, D.C.: USEPA, 2000a.
- U.S.EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Soil screening guidance for radionuclides: User's guide*. Washington, D.C.: USEPA, 2000b.
- U.S.EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Integrated Risk Information Center. Disponível em:
<<http://www.epa.gov/iris/>>. Acesso em: 09 ago. 2006.
- U.S.EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Radionuclide Carcinogenicity Slope Factors. Disponível em:
<<http://www.epa.gov/radiation/heast/>>. Acesso em: 07 jul. 2007.
- VROM - MINISTRY OF HOUSING, SPATIAL PLANNING AND ENVIRONMENT. *Premisses for risk management: annex to the Dutch Environmental Policy Plan*. The Hague: Lower House, 1988.
- VROM - MINISTRY OF HOUSING, SPATIAL PLANNING AND ENVIRONMENT. *Intervention values and target values: soil quality standards*. The Hague: VROM, 1994 (DBO/07494013).
- WALLACE, J.M.; HOBBS, P.V. ***Atmospheric Science - An Introductory Survey***. 2. ed. New York, N.Y.: Academic Press, 2006.

WENTSEL, R.S. *Application of risk assessment in policy and legislation in North America*. In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management, chapter 10. Peter Callow, ed. Oxford, Blackwell Science, 2001.