AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

APLICAÇÃO DOS CONCEITOS DE INDIVÍDUO REPRESENTATIVO E DE GRUPO CRÍTICO PARA O CONTROLE AMBIENTAL DE INSTALAÇÕES NUCLEARES NO BRASIL

Nelson Luiz Dias Ferreira

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

Orientadora:
Profa. Dra. Bárbara Paci Mazzilli

São Paulo
2014

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia associada à Universidade de São Paulo

APLICAÇÃO DOS CONCEITOS DE INDIVÍDUO REPRESENTATIVO E DE GRUPO CRÍTICO PARA O CONTROLE AMBIENTAL DE INSTALAÇÕES NUCLEARES NO BRASIL

Nelson Luiz Dias Ferreira

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

Orientadora:
Profa. Dra. Bárbara Paci Mazzilli

Versão Corrigida
Versão Original disponível no IPEN

São Paulo
2014

À minha filha Rebeca,

pela luz e magia com que transformou a minha vida.

À minha mãe Lourdes,

que, em vida, sempre ansiou em presenciar este momento.

AGRADECIMENTOS

À Dra. Bárbara Paci Mazzilli, pela confiante e profissional orientação, amizade e incentivo dispensados durante todo o transcorrer do trabalho e pela visão geral do comportamento dos radionuclídeos no meio ambiente.

Em especial, à Dra. Elaine Rua Rodrigues Rochedo, pela inestimável ajuda para o direcionamento e o desenvolvimento deste trabalho, além da disponibilidade, paciência e amizade com que me apoiou em todos os momentos, com destaque no suporte técnico, precioso para a minha formação profissional.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), pelo fornecimento das instalações e curso de Pós-Graduação oferecido.

Ao Centro Tecnológico da Marinha em São Paulo (CTMSP), em particular ao, na época, Superintendente Pádua, pelo fornecimento dos recursos computacionais necessários para a adequada execução do trabalho, em particular o programa Crystal Ball.

À minha esposa, Ana Carolina - Caru, que me incentivou e apoiou desde o primeiro momento e teve muita compreensão e paciência durante todo o trajeto.

À Monique, pela atenção dispensada, quer seja nas várias discussões quanto na explanação de vários conceitos de estatística,

À Alessandra, pela amizade, fornecimento e esclarecimento dos dados do CEA e região.

Ao pessoal do LARE - Osmar, Rosane e Marcelo, pelas informações gentilmente fornecidas.

Aos companheiros do Nihilo, pela paciência e compreensão dos momentos mais “apertados”, em que cederam um tempo precioso (de ensaios) que foi usado no trabalho.

Aos meteorologistas Saulo B. Costa e Leslie de Molnary, pela atenção e prestatividade no fornecimento dos dados meteorológicos.

Ao Dr. Messias, pelo apoio e compreensão durante a execução do trabalho.

À música - rock, jazz e MPB, fundamentais para o relaxamento mental e para a inspiração durante os momentos exaustivos.

Ao Dr. Vagner Barnabé, cujo apoio “homeopático” foi fundamental para o meu fortalecimento mental.

À Angélica F. Gawendo, cujo apoio terapêutico e amizade me ajudaram muito durante toda a execução do trabalho.

Ao Silva Serra, pelo apoio na fase final de conclusão do trabalho.

Ao colega Luís Antonio Terribile de Mattos, pelo apoio e pelas valiosas dicas.

À todos que confiaram, apoiaram e, direta ou indiretamente, consciente ou inconscientemente, colaboraram para a execução e conclusão do trabalho, destacando os colegas Daniel, Pedro, Cláudia, Lizandra, Beatriz, Vitor, Maturana, Clarice, Cláudio, Paula e Antônio e ao meu enteado Gabriel.

APLICAÇÃO DOS CONCEITOS DE INDIVÍDUO REPRESENTATIVO E DE GRUPO CRÍTICO PARA O CONTROLE AMBIENTAL DE INSTALAÇÕES NUCLEARES NO BRASIL

Nelson Luiz Dias Ferreira

RESUMO

De acordo com a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), a avaliação de impacto radiológico ambiental resultante da liberação de radionuclídeos para o meio ambiente, devido à operação normal de instalações nucleares, para propósito de proteção do público, é feita considerando o conceito de grupo crítico. Contudo, em 2006, a International Commission on Radiological Protection (ICRP), para o mesmo propósito, propôs a adoção do conceito de indivíduo representativo. Uma vez que, em algum momento, o Brasil possa adotar esse novo conceito, no presente trabalho são avaliadas as alterações, em termos de procedimentos de cálculo e dos consequentes resultados, decorrentes da aplicação da metodologia de indivíduo representativo em comparação com a metodologia de grupo crítico atualmente utilizada para o controle regulatório das instalações nucleares brasileiras. Como referência, utilizou-se as potenciais liberações de radionuclídeos previstas para a operação normal da Unidade de Produção de Hexafluoreto de Urânio (USEXA), localizada no Centro Experimental Aramar (CEA). De forma específica, os objetivos são: efetuar a avaliação de impacto radiológico ambiental para o CEA, utilizando as duas metodologias recomendadas (determinística e probabilística) para o indivíduo representativo, conforme descritas pela ICRP (2006); efetuar a comparação dos resultados obtidos com essas metodologias com os obtidos com a metodologia utilizada para o grupo crítico; e efetuar uma análise crítica da necessidade e da disponibilidade de dados para a aplicação dessas metodologias, bem como das suas consequências para o controle operacional do CEA. Com base nos resultados obtidos, destaca-se que a utilização da metodologia de cálculo de grupo crítico continua sendo uma maneira simples e eficiente para a avaliação de impacto radiológico ambiental, quando comparada à utilização da metodologia de indivíduo representativo, o que torna o estabelecimento de programas de monitoramento e, consequentemente, o controle radiológico ambiental, mais simples e objetivos.

THE USE OF REPRESENTATIVE PERSON AND CRITICAL GROUP CONCEPTS FOR ENVIRONMENTAL CONTROL OF NUCLEAR FACILITIES IN BRAZIL

Nelson Luiz Dias Ferreira

ABSTRACT

According to the National Commission for Nuclear Energy (CNEN), the assessment of environmental radiological impact from the release of radionuclides to the environment due to normal operation of nuclear facilities, for protecting the public, considers the concept of critical group. In 2006, the International Commission on Radiological Protection (ICRP), for the same purpose, proposed the adoption of the concept of representative person. Once, at some point, this new concept probably will be adopted in Brazil, in this study the changes in terms of procedures for calculating and consequent results arising from the application of the representative person methodology are evaluated and compared to the critical group methodology currently used for regulatory control of Brazilian nuclear facilities. As a reference, it was used the predicted potential releases of radionuclides resulting from the normal operation of the Uranium Hexafluoride Production Plant (USEXA), located at Centro Experimental Aramar (CEA). Specifically, the objectives are: to carry out the environmental radiological impact for CEA, using the two recommended methods (deterministic and probabilistic) for the representative person, as described by the ICRP (2006); to make the comparison of results obtained with these methods with those obtained with the methodology used for the critical group; and, make a critical analysis of the need and the availability of data for the application of these methodologies, as well as its consequences for the operational control of CEA. Based on the results obtained, it is emphasized that the use of the methodology for calculating critical group remains a simple and efficient way to evaluate radiological environmental impact when compared to the use of the representative person methodology, which makes the establishment of monitoring programs, and therefore the environmental radiological control, simpler and objectives.

SUMÁRIO

Página

1 INTRODUÇÃO *14*

1.1 Considerações Gerais *14*

1.2 Estado da Arte *17*

1.3 Objetivo *20*

1.4 Relevância *21*

2 CONCEITOS TEÓRICOS *22*

2.1 Avaliação de doses para o público *22*

2.2 Incertezas na avaliação de doses *24*

2.3 Métodos determinístico e probabilístico para a avaliação de doses *25*

2.4 Caminhos de Exposição *27*

2.5 Dados necessários para a avaliação de doses *28*

2.6 Coeficientes de dose para faixas etárias específicas *30*

2.7 Determinação da conformidade com normas regulatórias *31*

2.8 Modelos de avaliação de impacto radiológico ambiental *33*

2.9 Grupo Crítico do CEA *34*

2.10 Características Gerais da USEXA *36*

3 METODOLOGIA *38*

3.1 Modelos de Avaliação de Impacto Radiológico *39*

3.1.1 Doses efetivas anuais resultantes das liberações gasosas *42*

3.1.2 Doses efetivas anuais resultantes das liberações líquidas *43*

3.1.3 Dose Efetiva Total Anual *44*

3.2 Parâmetros de Transferência Ambiental para Liberações Gasosas *44*

3.2.1 Fator de Dispersão Atmosférica de Longa Duração (P_{S1}) *44*

3.2.2 Imersão na Pluma ($P_{(e)19}$) *45*

3.2.3 Deposição em Pastagens e Culturas (P_{14}) *46*

3.2.4 Deposição no Solo com Vegetação (P_{13}) *48*

3.2.5 Exposição ao Solo Contaminado (P_{39}) *49*

3.2.6 Inalação por Seres Humanos ($P_{(i)19}$) *49*

3.2.7 Incorporação pela Planta de Radionuclídeos Depositados na Superfície do Solo Contaminado (P_{34}) *50*
3.2.8 Transferência da Vegetação para Produtos Animais (P_{45}) *51*
3.2.9 Transferência da Atmosfera para Produtos Animais (P_{15}) *51*
3.2.10 Incorporação de Vegetais (P_{49}) e de Produtos Animais (P_{59}) por Seres Humanos *52*
3.3 Parâmetros de Transferência Ambiental para Liberações Líquidas *53*
3.3.1 Transporte de Radionuclídeos em Águas Superficiais - Fator de Transferência P_{S2} *53*
3.3.2 Contaminação da Vegetação por Água de Irrigação (P_{24}) *55*
3.3.3 Contaminação do Solo por Água de Irrigação (P_{23}) *55*
3.3.4 Incorporação de Água por Animais (P_{25}) *56*
3.3.5 Transferência da Água para Peixes (P_{26}) *56*
3.3.6 Transferência da Água Superficial para Sedimentos Aquáticos (P_{28}) *57*
3.3.7 Exposição Externa aos Sedimentos Contaminados (P_{89}) *57*
3.3.8 Ingestão de Peixe por Seres Humanos (P_{69}) *58*
3.3.9 Imersão em Água Contaminada ($P_{(e)29}$) *59*
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO *60*
4.1 Parâmetros com valores estimados *60*
4.1.1 Parâmetros estimados com valores constantes *60*
4.1.2 Parâmetros estimados com valores na forma de distribuições *60*
4.2 Doses Resultantes *62*
4.3 Discussão Geral *82*
5 CONCLUSÕES *88*
APÊNDICE A - Dados Meteorológicos (Fatores de Dispersão Atmosférica de Longa Duração, Médias Mensais de Precipitação e Altura de Camada de Inversão) *91*
APÊNDICE B - Distribuições Geradas *97*
APÊNDICE C - Parâmetros estimados com valores constantes *110*
APÊNDICE D - Dados de consumo de alimentos *113*
ANEXO A - Valores de parâmetros, para uso no estudo, tirados diretamente da literatura *118*
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS *128*

LISTA DE TABELAS

Página

TABELA 2.1: Liberações anuais previstas para a USEXA *37*

TABELA 3.1: Compartimentos de transferência considerados no cálculo de doses *41*

TABELA 3.2: Parâmetros de transferência considerados no cálculo de doses *41*

TABELA 4.1: Liberações anuais estimadas para a USEXA *60*

TABELA 4.2: Parâmetros dependentes do radionuclídeo, estimados com valores constantes *61*

TABELA 4.3: Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores constantes *62*

TABELA 4.4: Parâmetros dependentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições *64*

TABELA 4.5: Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições *66*

TABELA 4.6: Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições, para a faixa etária de 1 a 2 anos *68*

TABELA 4.7: Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições, para a faixa etária de 7 a 12 anos *68*

TABELA 4.8: Doses efetivas anuais, calculadas utilizando dados do grupo crítico (distância de 700 m do setor N da região de interesse) *69*

TABELA 4.9: Doses efetivas anuais, calculadas utilizando apenas os valores médios (método determinístico para indivíduo representativo) (distância de 700 m do setor N da região de interesse) *70*

TABELA 4.10: Doses efetivas anuais totais, calculadas utilizando os valores percentis de 95% para dados de hábitos - ingestão de vegetais não-folhosos (> 17 anos; 7 a 12 anos); ingestão de leite (1 a 2 anos); inalação de ar contaminado (todas as faixas etárias) - método determinístico para indivíduo representativo (distância de 700 m do setor N da região de interesse) *71*

TABELA 4.11: Doses efetivas anuais totais, calculadas de maneira probabilística, apenas para indivíduo localizado na distância de 700 m do setor N da região de interesse ("grupo crítico probabilístico") *73*

TABELA 4.12: Doses efetivas anuais totais, calculadas de maneira probabilística, para indivíduo localizado na área de 10.000 m de raio *77*
TABELA 4.13: Comparação entre as doses efetivas anuais totais obtidas por métodos determinísticos (grupo crítico e indivíduo representativo) e as correspondentes ao percentil de 95% (indivíduo representativo - método probabilístico) *83*
TABELA A.1: Valores médios anuais dos fatores de dispersão atmosférica de longa duração (liberação no nível do solo), em s/m^3, referentes ao período de 2010 a 2012 ..... *92*
TABELA A.2: Fatores de dispersão atmosférica de longa duração (liberação no nível do solo), em s/m^3, referentes ao ano de 2010..... *93*
TABELA A.3: Fatores de dispersão atmosférica de longa duração (liberação no nível do solo), em s/m^3, referentes ao ano de 2011..... *94*
TABELA A.4: Fatores de dispersão atmosférica de longa duração (liberação no nível do solo), em s/m^3, referentes ao ano de 2012..... *95*
TABELA A.5: Médias mensais de precipitação observadas no CEA, no período de 2010 a 2012 ..... *96*
TABELA A.6: Valores utilizados para o cálculo da média ponderada de H_{inv}..... *96*
TABELA B.1: Fatores de blindagem estimados por Salinas et al. (2006), para vários tipos de casa e energias de fótons de desintegração gama de 300, 662 e 3.000 keV..... *99*
TABELA B.2: Valores de f_u utilizados na análise..... *100*
TABELA B.3: Rendimento da vegetação (Y_2), em peso fresco, referente ao período de 2010-2011 ..... *101*
TABELA B.4: Taxa de ingestão de alimentos por animais (kg por dia - massa seca) *104*
TABELA B.5: Taxa de ingestão de água por animais..... *107*
TABELA B.6: Valores dos fatores de ocupação da margem do rio $(OF)_s$ considerados na análise..... *108*
TABELA B.7: Valores consumidos para a atividade de nadar, fornecidos pela EPA..... *108*
TABELA B.8: Valores de $(OF)_w$ considerados na análise *109*
TABELA D.1: Taxas de consumo de alimentos, baseadas nos dados de aquisição alimentar domiciliar per capita anual, para o estado de São Paulo, período de 2008 a 2009 ..... *114*
TABELA D.2: Valores estimados de taxas anuais de consumo de alimentos per capita anual, para as faixas etárias de 1 a 2 anos e de 7 a 12 anos..... *117*
TABELA AN.1: Parâmetros dependentes..... *119*
TABELA AN.2: Parâmetros independentes..... *120*

TABELA AN.3: Valores de $V_{d,max}$ para solo e coberturas de plantas completamente desenvolvidas *121*
TABELA AN.4: Valores "default" da constante de proporcionalidade para "washout" *121*
TABELA AN.5: Valores "default" de R_1/Y_1 e R_2 apresentados no Safety Series nº 57 .... *121*
TABELA AN.6: Taxas de respiração para metodologia de grupo crítico *123*
TABELA AN.7: Valores genéricos de densidade efetiva da superfície do solo..... *123*
TABELA AN.8: Estimativa de consumo de água para irrigação - 2007..... *124*
TABELA AN.9: Coeficientes de dose para a faixa etária superior a 17 anos..... *126*
TABELA AN.10: Coeficientes de dose para a faixa etária de 7 a 12 anos *126*
TABELA AN.11: Coeficientes de dose para a faixa etária de 1 a 2 anos *127*

LISTA DE FIGURAS

Página

FIGURA 2.1: Representação esquemática de métodos de Monte Carlo para uma análise paramétrica de incerteza de um modelo matemático..... 26
FIGURA 2.2: Diagrama representativo dos caminhos de exposição..... 27
FIGURA 2.3: Vista geral da região de interesse, com raio de 10.000 m, em torno do CEA 35
FIGURA 2.4: Localização do grupo crítico do CEA..... 36
FIGURA 3.1: Processos que afetam o movimento de radionuclídeos no rio, a partir do ponto de descarga 54
FIGURA 4.1: Doses efetivas anuais totais, para as faixas etárias consideradas, calculadas utilizando dados do grupo crítico (distância de 700 m do setor N da região de interesse) 71
FIGURA 4.2: Contribuição dos principais caminhos de exposição para a dose efetiva anual total, para cada faixa etária (método determinístico para indivíduo representativo) (distância de 700 m do setor N da região de interesse)..... 72
FIGURA 4.3: Doses efetivas anuais totais, para as faixas etárias consideradas, calculadas utilizando o método determinístico para indivíduo representativo (distância de 700 m do setor N da região de interesse)..... 72
FIGURA 4.4: Contribuição dos tipos de liberação para a dose efetiva anual total..... 73
FIGURA 4.5: Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade entre 1 a 2 anos, no setor N, distância de 700 m, extraído do Crystal Ball..... 74
FIGURA 4.6: Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade entre 7 a 12 anos, no setor N, distância de 700 m, extraído do Crystal Ball..... 74
FIGURA 4.7: Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade superior a 17 anos, no setor N, distância de 700 m, extraído do Crystal Ball 75
FIGURA 4.8: Doses efetivas anuais totais, calculadas de maneira probabilística, apenas para indivíduo localizado na distância de 700 m do setor N da região de interesse (“grupo crítico probabilístico”) 75
FIGURA 4.9: Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade entre 1 a 2 anos, na a área de 10.000 m de raio, extraído do Crystal Ball 77

FIGURA 4.10: Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade entre 7 a 12 anos, na a área de 10.000 m de raio, extraído do Crystal Ball..... 77
FIGURA 4.11: Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade superior a 17 anos, na a área de 10.000 m de raio, extraído do Crystal Ball..... 78
FIGURA 4.12: Doses estimadas na avaliação determinística, para indivíduo com idade entre 1 a 2 anos, na a área de 10.000 m de raio 79
FIGURA 4.13: Doses estimadas na avaliação determinística, para indivíduo com idade entre 7 a 12 anos, na a área de 10.000 m de raio 80
FIGURA 4.14: Doses estimadas na avaliação determinística, para indivíduo com idade superior a 17 anos, na a área de 10.000 m de raio 81
FIGURA 4.15: Contribuição dos radionuclídeos para a dose efetiva anual total (comportamento semelhante para todos os casos analisados)..... 82
FIGURA 4.16: Doses efetivas anuais totais, para as faixas etárias consideradas – grupo crítico e indivíduo representativo (métodos determinístico e probabilístico) (distância de 700 m do setor N da região de interesse) 83
FIGURA 4.17: Doses efetivas anuais totais, para as faixas etárias consideradas – grupo crítico e indivíduo representativo (método determinístico) (distância de 700 m do setor N da região de interesse) e indivíduo representativo (método probabilístico – área com raio de 10.000 m)..... 84
FIGURA B.1: Resumo da distribuição do fator de dispersão atmosférica calculado para a área com 10.000 m de raio, extraído do Crystal Ball..... 98

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Gerais

Durante a operação normal de instalações nucleares, tais como reatores e instalações do ciclo do combustível, podem ocorrer liberações de materiais radioativos para o meio ambiente devido às descargas dos efluentes radioativos dessas instalações. Essas liberações podem ser consideradas como fontes potenciais para o aumento da exposição do homem à radiação (Ferreira et al., 1996).

Desde a década de 1970, a avaliação de impacto radiológico ambiental vem se embasando na metodologia do grupo crítico, cujo estabelecimento se fundamenta nas seguintes hipóteses:

- ao estabelecer o grupo crítico, todas as vias de exposição devem ser consideradas;
- o grupo deve ser representativo dos indivíduos da população que recebem a maior dose;
- o grupo deve ser relativamente homogêneo em relação à idade, à dieta e outros aspectos de comportamento que possam afetar as doses recebidas;
- o grupo crítico não deve ser confundido com indivíduos mais expostos; deve ser um grupo normal da população e não de indivíduos associados a valores de hábitos extremos; e
- a restrição de dose estabelecida deve ser avaliada em relação à dose média do grupo crítico.

Em 1996, a Agência Internacional de Energia Atômica ("International Atomic Energy Agency" - IAEA) publicou o documento N.115 da série Padrões de Segurança ("Safety Series 115 - Basic Safety Standards" - BSS) (IAEA, 1996), onde o conceito de grupo crítico foi alterado, conforme a seguinte definição:

> *"um grupo de membros (indivíduos) do público razoavelmente homogêneo em relação à sua exposição a uma determinada fonte de radiação e a uma determinada via de exposição e que seja típico de indivíduos que recebem a maior dose efetiva (ou dose equivalente) determinada pela via de exposição daquela fonte." (IAEA, 1996)*

Esta alteração causou muito conflito, uma vez que a definição de "via de exposição" é bastante ampla, levando a grande inconsistência entre as doses estimadas em diferentes países, por conta das vias consideradas em cada um deles. Enquanto alguns

entenderam que grupos com vias críticas diferentes deveriam ser considerados separadamente, trabalhando então com grupos múltiplos, outros entenderam que apenas a via crítica deveria ser considerada na análise.

Da mesma forma, como a definição de fonte também é bem abrangente, muitos entenderam que, de acordo com a definição do "Basic Safety Standards" (BSS), as doses não deveriam ser somadas se envolvessem "fontes" diferentes, isto é, liberações líquidas e atmosféricas, a partir de uma mesma "fonte", considerando aqui "fonte" como sendo uma instalação nuclear.

Além disso, na descrição da metodologia de avaliação de doses para fins de licenciamento, o BSS utilizou grandezas que não são aplicáveis a grupos da população, por serem basicamente definidas para indivíduos adultos e adequadas aos cenários e metodologias aplicáveis à exposição ocupacional.

Muitos países estabeleceram sua legislação nuclear baseada no BSS e encontraram grande dificuldade de lidar com esta definição de grupo crítico, tendo havido inclusive conflitos entre operadores e órgãos reguladores por conta daquilo que cada um considerava como adequado para a estimativa de doses no grupo crítico, normalmente utilizada como base para o estabelecimento de níveis de liberação de efluentes pelas instalações.

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica ("International Commission on Radiological Protection" - ICRP), com a sua Publicação N.101 (ICRP, 2006), propõe uma alteração para o estabelecimento do grupo da população que deve ser utilizado para fins de avaliação de impacto ambiental, mais especificamente para a proteção do público, a partir de instalações que manipulam materiais nucleares ou radioativos ou fontes de radiação. Para estes propósitos, é necessária a caracterização do indivíduo que recebe uma dose representativa dos membros da população que estão sujeitos às maiores exposições, definido como "indivíduo representativo", o qual poderá ser hipotético (ICRP, 2006, 2007).

A ICRP (2006) também propõe que a estimativa de dose para indivíduos do público pode ser feita de maneira determinística ou probabilística.

O termo "indivíduo representativo" equivale e substitui o 'indivíduo médio do grupo crítico' definido em publicações anteriores da ICRP e seu estabelecimento se fundamenta nas seguintes hipóteses:

- a análise deve incluir a contribuição de todos os modos de exposição relevantes a partir de uma fonte (instalação);

- hábitos extremos podem ser considerados;
- a seleção de dados de hábitos deve considerar a sustentabilidade, a homogeneidade e ser razoável e compatível com o tipo de área e clima envolvidos;
- na avaliação probabilística, o valor de dose a ser comparado com a restrição estabelecida deve corresponder, no mínimo, ao valor associado ao percentil de 95% da distribuição resultante; e
- devem ser consideradas as possibilidades de alterações futuras de uso do solo.

Esta proposta leva, em alguns casos, a situações de avaliação extremamente complexas, particularmente relacionadas às avaliações probabilísticas envolvendo diferentes faixas etárias e/ou misturas complexas de radionuclídeos.

Adicionalmente, já existe uma dificuldade inerente à falta de informação específica para o estabelecimento de grupos críticos no Brasil, o que normalmente leva a uma simplificação de serem as avaliações frequentemente limitadas aos indivíduos adultos.

Esta nova metodologia necessita de informações muito mais abrangentes, uma vez que se propõe utilizar, em vez de hábitos médios de um grupo potencialmente mais exposto, a distribuição de valores associados aos hábitos de todos os indivíduos de todos os possíveis grupos expostos.

Esta alteração de foco da avaliação de impacto foi incorporada na revisão do BSS (IAEA, 2011), porém deverá levar ainda alguns anos até ser incorporada nas legislações dos países.

No Brasil, a norma CNEN-NN-3.01, quando do seu lançamento em 2005, manteve a definição de grupo crítico conforme a inicialmente estabelecida pela ICRP na sua Publicação N. 43 (ICRP, 1985). Contudo, uma vez que a IAEA incluiu o conceito de indivíduo representativo na nova revisão do BSS (IAEA, 2011), é razoável supor que o Brasil possa, em algum momento, vir a adotar as novas recomendações da ICRP e, portanto, se faz necessário avaliar os impactos desta nova metodologia para as instalações que já têm seus princípios de operação estabelecidos.

Em particular, o Centro Experimental ARAMAR (CEA), pertencente ao Centro Tecnológico da Marinha em São Paulo (CTMSP), pode ser bastante afetado por ser um centro com instalações de pesquisa e, por isto, estar sempre tendo que adequar seus controles aos novos projetos e unidades que venham a ser implementadas.

Uma alteração significativa da metodologia de avaliação de impacto ambiental pode, portanto, representar um desafio em relação a manter uma harmonia operacional das unidades já existentes com aquelas previstas e que deverão ainda passar por um processo

de licenciamento baseado em critérios diferentes daqueles já em uso pelas unidades existentes. Além disso, pode vir inclusive a ser necessário efetuar adaptações nas unidades existentes, de forma a adequá-las aos novos padrões de qualidade que venham a ser exigidos em normas nacionais e internacionais.

1.2 Estado da Arte

Para fins de avaliação de impacto radiológico ambiental a partir de liberações de rotina, a IAEA, historicamente, recomenda a utilização de modelos simples, multiplicativos, considerando que, como as liberações de rotina estão restritas por conta de legislação específica, as alterações introduzidas não modificam uma situação de equilíbrio ambiental, como ocorre, por exemplo, em situações de liberações acidentais. Dessa forma, as interações entre os diversos compartimentos ambientais podem ser correlacionadas através do uso de fatores de transferência.

Apesar de ser aparentemente simples, a metodologia não é de fácil implementação, principalmente devido à grande diversidade de processos de transferência existentes no meio ambiente e às consequentes possibilidades de exposição do homem, a partir de uma liberação para a atmosfera ou para o meio hídrico.

Uma dificuldade adicional advém do grande número de parâmetros que devem ser envolvidos na avaliação e da consequente dificuldade de obter valores adequados para simular uma situação específica de contaminação ambiental.

De maneira geral, a avaliação de impacto ambiental segue as seguintes etapas:

1) Caracterização da fonte, incluindo a identificação do termo-fonte radioativo, com informações sobre a quantidade, composição, frequência, modo e local de liberação, dentre outras.
2) Simulação dos processos de dispersão do efluente no meio receptor. Esta etapa depende fundamentalmente de dados específicos do local, relacionados aos processos atmosféricos ou às características de escoamento de corpos hídricos. Preferencialmente, devem ser utilizadas informações coletadas e medidas no próprio local, como parte do programa pré-operacional de avaliação do impacto radiológico previsto para uma determinada instalação. Esses dados servirão de base para a estimativa da dispersão inicial e das consequentes concentrações de radionuclídeos no meio ambiente.
3) Estabelecimento dos usos e hábitos da população local. Nesta etapa, deve ainda ser incluída uma fase de avaliação de cenários futuros, de forma a cobrir toda a fase de operação da instalação, de forma a minimizar posteriores alterações na prática de

operação da instalação decorrentes de usos que possam a vir a ocorrer na área e que possam ser previstos na fase de projeto. Esta análise também deve ser efetuada na etapa pré-operacional da instalação.

4) Estimativa das transferências ambientais e dos níveis de concentração de radionuclídeos esperados em cada compartimento ambiental, relevante à exposição de pessoas. Esta etapa depende, então, de uma avaliação prévia do local de forma a ser possível estabelecer o modelo conceitual que define todos os processos que devem ser simulados e as equações que deverão então ser utilizadas para estimar as concentrações resultantes. Esta etapa demanda grande esforço na avaliação de valores de parâmetros, uma vez que valores adequados a um determinado local podem não estar prontamente disponíveis na literatura.

   A maior parte dos dados de transferência ambiental disponível na literatura não é adequada aos países de clima tropical, tendo sido principalmente levantados nos Estados Unidos e na Europa. A substancial falta de dados que permita simular grande parte dos processos ambientais, utilizando valores adequados a um determinado tipo de solo ou planta, introduz uma grande incerteza nas estimativas realizadas. Esta incerteza deve ser abordada, posteriormente, pelos programas de monitoração que acompanham a operação da instalação, de forma a fornecer uma garantia de que as doses estimadas não estejam sendo ultrapassadas.

   Uma outra incerteza advém da própria variabilidade dos parâmetros ambientais que, mesmo para uma determinada situação e local, costumam apresentar valores não determinísticos, seguindo uma distribuição de valores. Estudos ambientais efetuados em todo o mundo indicam que muitos parâmetros ambientais podem ser representados por uma distribuição lognormal e, em meios não impactados, esta distribuição costuma apresentar um desvio geométrico em torno de 2,0 (Grubich et al., 2013).

   Como a inclusão destas incertezas é uma parte inerente do processo - não há situações em que todos os valores adequados estejam disponíveis de forma inequívoca - costuma-se utilizar valores conservativos de parâmetros, de forma que haja uma garantia de que as doses estimadas não estejam sendo subestimadas. Por exemplo, quando a distribuição de valores é conhecida, o cálculo determinístico deve utilizar o valor correspondente a um percentil de 90% ou de 95% da distribuição.

   Como o impacto é estimado independente da radioatividade natural de fundo do local, o estudo pré-operacional de uma instalação deve ser bastante cuidadoso em levantar a

variabilidade natural da área no entorno da instalação, de forma a ser possível caracterizar o impacto.

5) Cálculo de dose e a consequente definição do grupo crítico e dos parâmetros operacionais da instalação que permitirão o controle da exposição do público, incluindo o estabelecimento do programa de monitoração ambiental.

   A dose mencionada refere-se à dose efetiva anual, considerando-se a dose efetiva comprometida devido à incorporação de radionuclídeos e a dose efetiva devido à exposição externa. A soma dessas doses resulta na dose efetiva anual total.

No caso do CEA, as avaliações de impacto radiológico ambiental devido às liberações de material radioativo para o meio ambiente, resultantes da operação normal das suas instalações, consideram as doses estimadas para os indivíduos do grupo crítico do CEA, definido previamente (Ferreira et al., 1996; CTMSP, 2006).

A avaliação efetuada para a definição desse grupo crítico foi devidamente documentada e aprovada pelos órgãos competentes, e os programas de monitoração ambiental e de efluentes vêm sendo executados, com as correspondentes avaliações sendo reportadas regularmente aos órgãos licenciadores nacionais.

A avaliação de impacto do CEA seguiu a metodologia recomendada à época do licenciamento, válida até hoje, e inclui não só as instalações existentes, mas também aquelas previstas e outras ainda em fase de projeto ou construção. No entanto, a análise foi efetuada de forma determinística, utilizando principalmente parâmetros de referência de literatura e focalizando apenas indivíduos adultos.

Com a nova recomendação da ICRP (2007), para o uso do conceito de indivíduo representativo para o propósito de proteção radiológica do público, que foi recentemente incorporada na nova revisão do BSS (IAEA, 2011), torna-se necessário avaliar as consequências que as alterações efetuadas possam vir a introduzir no controle de instalações nucleares no Brasil que, como país membro da ONU, deve seguir e incorporar em seus regulamentos as diretrizes internacionais pertinentes.

A metodologia de análise probabilística para a avaliação de exposição do público ainda é pouco utilizada no Brasil, tendo sido, até o presente, utilizada apenas em situações restritas (Hacon et al., 1997; Peres & Rochedo, 2001; Shu et al., 2009). Além disso, existem grandes dificuldades relacionadas à utilização dessa metodologia, tais como: a sua natureza complexa; a necessidade de uma elevada quantidade de dados, principalmente na forma de distribuições probabilísticas; a demanda de recursos computacionais pouco disponíveis; dentre outras.

Convém ressaltar, ainda, que o processo probabilístico é bastante complexo quando aplicado aos modelos ambientais, em particular para a avaliação de impacto ambiental, devido à dificuldade matemática para efetuar simulações probabilísticas que envolvam muitos parâmetros com diferentes tipos de distribuições. Dessa forma, a avaliação probabilística de impacto ambiental, mesmo considerando a liberação de um único radionuclídeo, envolve a combinação simultânea de um grande número de parâmetros com distribuições normais, lognormais, triangulares, uniforme, entre outras, o que pode demandar, por exemplo, a utilização de métodos tipo Monte Carlo, por não existirem soluções analíticas viáveis. Estas soluções, por sua vez, demandam por recursos de "software" e de "hardware" nem sempre disponíveis, mesmo nas universidades e instituições de pesquisa.

O conceito de indivíduo representativo tem sido utilizado em diversos estudos, com variados propósitos, como avaliação radiológica ambiental, estabelecimento de indivíduos representativos, estudo de hábitos, etc., podendo ser citados (Clyne et al., 2011; Lee et al., 2011; Andersson & Nielsen, 2012; Hattori, 2008).

No presente estudo foi feita uma avaliação de impacto radiológico resultante das potenciais liberações de radionuclídeos previstas para Unidade de Produção de Hexafluoreto de Urânio (USEXA), localizada no CEA, utilizando as metodologias de indivíduo representativo (métodos determinístico e probabilístico) e de grupo crítico. Na avaliação foram calculadas as doses efetivas anuais para os indivíduos do grupo crítico definido previamente para o CEA. Para isso, efetuou-se o levantamento dos parâmetros necessários e, na medida do possível, os seus valores foram colocados na forma de distribuições probabilísticas. Os resultados, determinísticos e probabilísticos, foram utilizados para a verificação de conformidade com a restrição de dose relevante, assim como foi proposta a identificação de indivíduos representativos na população exposta.

1.3 Objetivo

O presente trabalho tem por objetivo avaliar as alterações, em termos de procedimentos de cálculo e dos consequentes resultados, decorrentes da aplicação da metodologia de indivíduo representativo para avaliar o impacto radiológico ambiental resultante da liberação prevista de efluentes radioativos decorrente da operação normal da USEXA, em comparação à metodologia de grupo crítico atualmente utilizada para o controle regulatório das instalações nucleares do CEA.

De forma específica, os objetivos são:

- efetuar a avaliação de impacto radiológico ambiental para o CEA, utilizando as duas metodologias recomendadas (determinística e probabilística) para o indivíduo representativo, conforme descritas pela ICRP (2006);
- efetuar a comparação dos resultados obtidos com essas metodologias com os obtidos com a metodologia utilizada para o grupo crítico; e
- efetuar uma análise crítica da necessidade e da disponibilidade de dados para a aplicação dessas metodologias, bem como das suas consequências para o controle operacional do CEA.

1.4 Relevância

Com relação ao seu caráter inovativo, cabe ressaltar que o trabalho constitui um piloto para a aplicação no Brasil da nova metodologia proposta pela ICRP (2006), para a avaliação de impacto radiológico ambiental voltada para a proteção do público. Pode-se destacar que, dentre os métodos propostos na metodologia de indivíduo representativo, a análise probabilística para a avaliação de exposição do público ainda não é utilizada de forma sistemática no país e está sendo aplicada pela primeira vez dentro do contexto de controle regulatório de instalações nucleares.

Com base nos resultados obtidos, é feita uma avaliação com respeito às vantagens, dificuldades e adequação das metodologias às condições brasileiras, observando que, conforme a BSS (IAEA, 2011), apesar de o grupo crítico ter sido substituído pelo indivíduo representativo, o conceito de grupo crítico permanece válido.

2 CONCEITOS TEÓRICOS

2.1 Avaliação de doses para o público

A avaliação de doses para o público, resultantes de liberações de material radioativo para o meio ambiente, pode ser feita para os propósitos de determinar a conformidade com a restrição de dose relevante, de fornecer guia para a tomada de decisões para controle do nível de exposição e de auxiliar a identificação de ações a serem tomadas para reduzir a exposição (ICRP, 2007). Conforme a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN, 2014), a exposição do público é definida como: "exposição de indivíduos do público a fontes e práticas autorizadas ou em situações de intervenção. Não inclui exposição ocupacional, exposição médica e exposição natural local.".

Como exemplo, no caso de descargas controladas para o meio ambiente, a comparação dos resultados com a restrição de dose pode determinar a necessidade ou não de se efetuar controle adicional ao efluente. A IAEA (2000) considera que as doses calculadas para o público, particularmente para o grupo crítico, devem ser consideradas para o estabelecimento de níveis de referência para a liberação de efluentes, o que, segundo Balonov et al. (2005), implica em que seja utilizada uma modelagem apropriada dos processos de transferência de radionuclídeos no meio ambiente.

A ICRP (2006, 2007) reconhece três tipos de situações de exposição: normal (planejada), existente e de emergência. No caso da situação de exposição normal (planejada), a proteção radiológica pode ser planejada antecipadamente à sua ocorrência, assim como a magnitude da exposição pode ser razoavelmente prevista (Lust, 2008). As situações de exposição de emergência são situações inesperadas, que requerem ações urgentes para evitar ou reduzir as consequências indesejáveis. As situações de exposição existente são aquelas que já existem quando uma decisão para controle tem que ser tomada, incluindo situações de exposição prolongada após emergências (por exemplo, depois de remediação).

A avaliação de doses pode ser prospectiva ou retrospectiva (ICRP, 2006). As doses prospectivas são estimadas para indivíduos cuja exposição ainda não ocorreu, enquanto que as doses restrospectivas são estimadas geralmente para grupos de indivíduos que sabidamente receberam exposições.

A avaliação de doses pode ser compreendida como um processo multiestágio, a saber (ICRP, 2006):

1) Obtenção de informações sobre a fonte. No caso em que substâncias radioativas são liberadas de uma instalação para o meio ambiente, a instalação como um todo pode ser considerada como uma fonte (ICRP, 2007).
2) Obtenção de informações sobre o meio ambiente (concentrações de radionuclídeos no meio ambiente).
3) Combinar as concentrações com os dados de hábitos definidos por um cenário de exposição.
4) Utilização de coeficientes de dose para exposições externa e interna.
5) Soma das contribuições das exposições externa e interna, que resulta na dose efetiva anual total.

Convém observar que o processo de avaliação de doses é um processo iterativo. Num estágio inicial, a avaliação considera hipóteses conservativas com respeito à fonte, aos valores dos parâmetros, aos dados de hábitos e à população. Os resultados de cada iteração são usados para determinar se informação mais específica do local e mais realista é necessária. O uso de informação detalhada é particularmente importante no caso em que a magnitude das doses efetivas anuais calculadas está próxima do valor da restrição de dose relevante (ICRP, 2006).

De maneira geral, para a avaliação de doses, tanto para grupo crítico quanto para indivíduo representativo, não há recomendação específica quanto ao modelo a ser utilizado, podendo ser adotados os métodos disponíveis, tais como os recomendados pela IAEA (1982, 1989a, 2001), pela U. S. Nuclear Regulatory Commission (USNRC, 1977a) e o desenvolvido por Simmonds et al. (1995). Conforme abordado adiante, normalmente é empregado um modelo matemático que descreve o transporte de radionuclídeos no meio ambiente, conhecido como modelo de compartimentos, o qual relaciona a quantidade liberada de radionuclídeos com a dose efetiva recebida por indivíduos utilizando parâmetros de tranferência ambiental.

Convém observar que a avaliação de doses auxilia a definição das vias de exposição e dos radionuclídeos mais relevantes em termos do impacto radiológico resultante; segundo a IAEA (2000), o grau (dimensionamento) de monitoração ambiental requisitado está associado à dose nos indivíduos do grupo crítico.

2.2 Incertezas na avaliação de doses

A ICRP (2006) usa o termo “incerteza” para referir-se às contribuições de variabilidade e incerteza, destacando que ambas são inerentes em processos de definição de características individuais e de estimativa de doses. Conforme descrito pela ICRP (2006), a variabilidade refere-se à heterogeneidade ou à diversidade por natureza, sendo que as fontes de variabilidade podem ser classificadas em três categorias: variabilidade espacial, variabilidade temporal e variabilidade interindividual, enquanto que a incerteza advém de limitações inevitáveis na avaliação.

A variabilidade refere-se às diferenças reais que ocorrem na transferência em ambientes distintos e entre indivíduos dentro de um grupo; por exemplo, diferenças na quantidade em que um alimento em particular é consumido ou onde os indivíduos “gastam” seu tempo. A incerteza reflete a quantidade de conhecimento sobre o sistema sendo investigado e relaciona o quão seguramente a dose pode ser estimada; por exemplo, quão bem conhecidos são os valores de todos os parâmetros utilizados no cálculo de doses? (European Commission, 2002). Este tópico é discutido detalhadamente em (IAEA, 1989b).

Quando as doses são estimadas ou pela utilização de dados medidos ou pela aplicação de modelos ou, ainda, através da combinação de medidas e cálculos, a variabilidade e a incerteza contribuem para uma distribuição de valores possíveis; o grau de variabilidade e de incerteza é representado pela forma (tipo) e extensão dessa distribuição (ICRP, 2006).

Conforme observado por Lust (2008), há grandezas cujos valores são medidos ou estimados como parte da avaliação, enquanto algumas grandezas possuem valores selecionados (fixados) pela própria ICRP ou por outras organizações. Exemplo disso, são os valores de restrição de dose, de fatores de ponderação e dos coeficientes de dose, quando utilizados em processos de avaliação de conformidade com normas e de tomadas de decisão, os quais são selecionados como valores fixos e assumidos como não sendo incertos (ICRP, 2006).

As incertezas associadas à estimativa de doses podem ser consideradas deterministicamente, através da seleção apropriada de valores únicos para os parâmetros, ou probabilisticamente, pela incorporação de distribuições para os valores dos parâmetros (ICRP, 2006). A ICRP recomenda que a decisão sobre como as incertezas deverão ser incluídas na avaliação de doses, para propósitos de conformidade, deverá ser tomada pela autoridade regulatória.

Till & Grogan (2008) destacam que, dentre as várias etapas de uma avaliação radiológica, a análise de incertezas é a área em que têm sido feitos os maiores progressos nas últimas três décadas. Este sucesso deve-se aos avanços em técnicas utilizadas para a propagação de incertezas nos cálculos e, principalmente, ao rápido desenvolvimento da tecnologia de computadores, que possibilita, nos dias de hoje, que as incertezas sejam estimadas rapidamente.

O método mais comum utilizado para a análise de incerteza emprega técnicas estatísticas de Monte Carlo, incorporando uma amostragem aleatória de distribuições dos vários modelos e parâmetros envolvidos (Till & Grogan, 2008), conforme mostrado na FIG. 2.1. Nessa figura, é apresentada uma ilustração simplificada, onde A é um parâmetro de entrada para um modelo e Y é o resultado (ou saída) correspondente a A. Para cada valor específico de A, o modelo produz um único resultado Y, configurando uma aplicação determinística do modelo, uma vez que A determina Y. Contudo, A pode não ser conhecido com certeza. Caso a incerteza relativa a A seja representada por uma distribuição (triangular na figura), amostrando-se aleatória e repetidamente a distribuição, tem-se que para cada valor de entrada A_1, A_2, A_3,... o modelo resultará num conjunto de saídas Y_1, Y_2, Y_3,..., o qual pode ser arranjado como uma distribuição para Y. Então, a distribuição de Y é a estimativa da incerteza em Y que é atribuível à incerteza em A, o que configura uma aplicação estocástica, ou probabilística, do modelo. Ressalte-se, ainda, que a seleção de parâmetros e de distribuições a serem usados numa análise representa o aspecto mais dificultoso de uma análise de incerteza (Till & Grogan, 2008).

2.3 Métodos determinístico e probabilístico para a avaliação de doses

A ICRP (2006) estabelece que a dose para o indivíduo representativo pode ser calculada utilizando abordagens determinística ou probabilística, ou ainda por uma mistura delas. O uso de ambos os métodos está relacionado com o tipo de situação analisada e com a qualidade e a disponibilidade dos dados.

De maneira geral, os métodos determinísticos envolvem a multiplicação direta entre valores selecionados de parâmetros e concentrações no meio ambiente. Os métodos determinísticos podem ser utilizados tanto para o cálculo de doses em indivíduos do grupo crítico quanto para indivíduo representativo, sendo que as diferenças quanto à sua aplicação devem-se, principalmente, ao tipo de valores dos dados utilizados. Esses dados compreendem, basicamente, dados da fonte (quantidades, frequência de liberação, etc.),

dados ambientais do local (dispersão na atmosfera e em corpos hídricos, usos do solo, fatores de transferência ambiental) e dados de hábitos da população local.

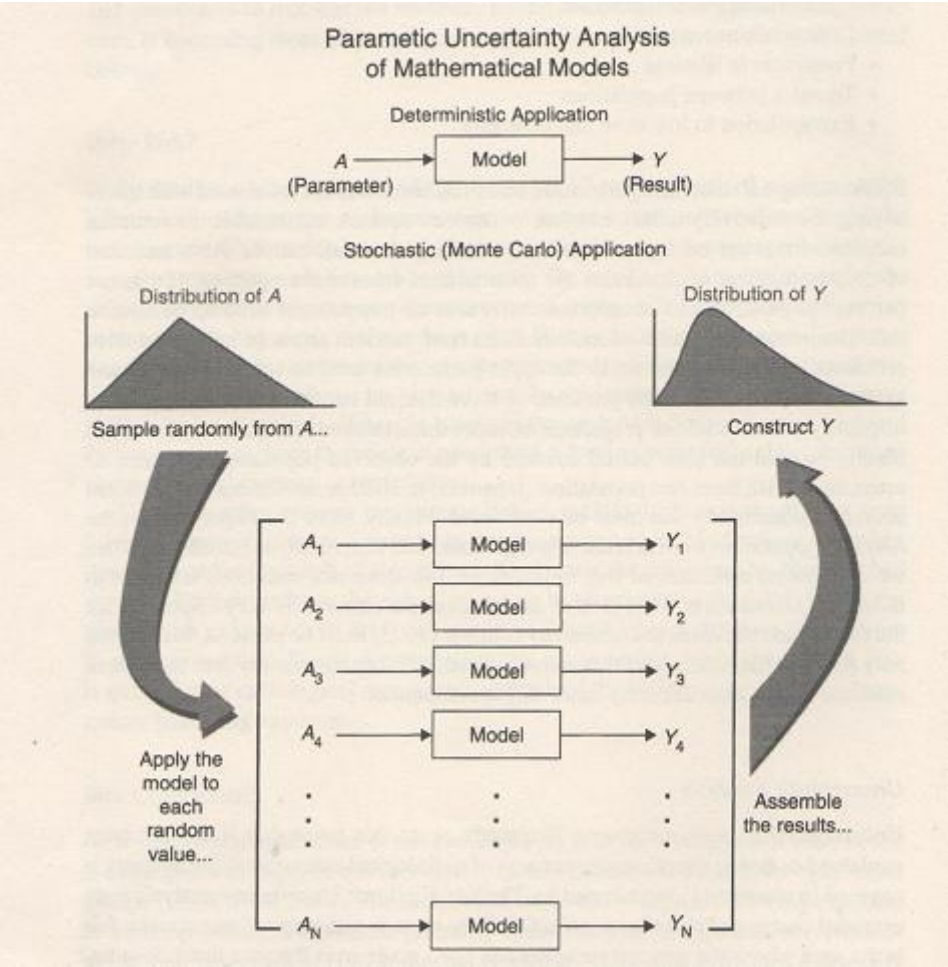


FIGURA 2.1 Representação esquemática de métodos de Monte Carlo para uma análise paramétrica de incerteza de um modelo matemático (retirado diretamente da publicação original (Till & Grogan, 2008))

No método de avaliação determinística, o resultado consiste em um valor único de dose. Para o cálculo de dose no indivíduo do grupo crítico, são utilizados valores médios e conservativos dos dados. Para o cálculo de dose determinístico do indivíduo representativo, são utilizados valores médios de parâmetros relacionados ao transporte de radionuclídeos no meio ambiente (concentração, por exemplo) e valores médios e/ou percentil de 95%, quando apropriado, para os dados de hábitos.

No método de avaliação probabilística, o resultado consiste em uma distribuição de dose, ou seja, os valores de doses distribuídos num intervalo, baseados nas

suas probabilidades de ocorrência. Convém ressaltar que a ICRP (2006) não recomenda o uso de um método específico para a avaliação probabilística.

Segundo a ICRP (2006), a distribuição de dose incorpora: 1) a incerteza e a variabilidade natural na concentração ambiental estimada (concentração de radionuclídeo na água, no ar, no solo e em alimento); e 2) a incerteza nos dados de hábito (taxa de respiração, taxas de ingestão de alimento e água, tempo gasto em várias atividades).

No uso de avaliação probabilística, a ICRP (2006) recomenda que particular atenção seja dada à região e à sua população, para propósito de definição do indivíduo representativo, no sentido de incluir todos os indivíduos cujas doses possam ser possivelmente representativas das pessoas que recebem as maiores doses.

2.4 Caminhos de Exposição

Os caminhos de exposição podem ser compreendidos como um sistema de compartimentos, com parâmetros de transferência caracterizando a quantidade transferida entre eles, conforme é mostrado na FIG. 2.2. Os parâmetros de transferência apresentados na figura são detalhados no Capítulo 3.

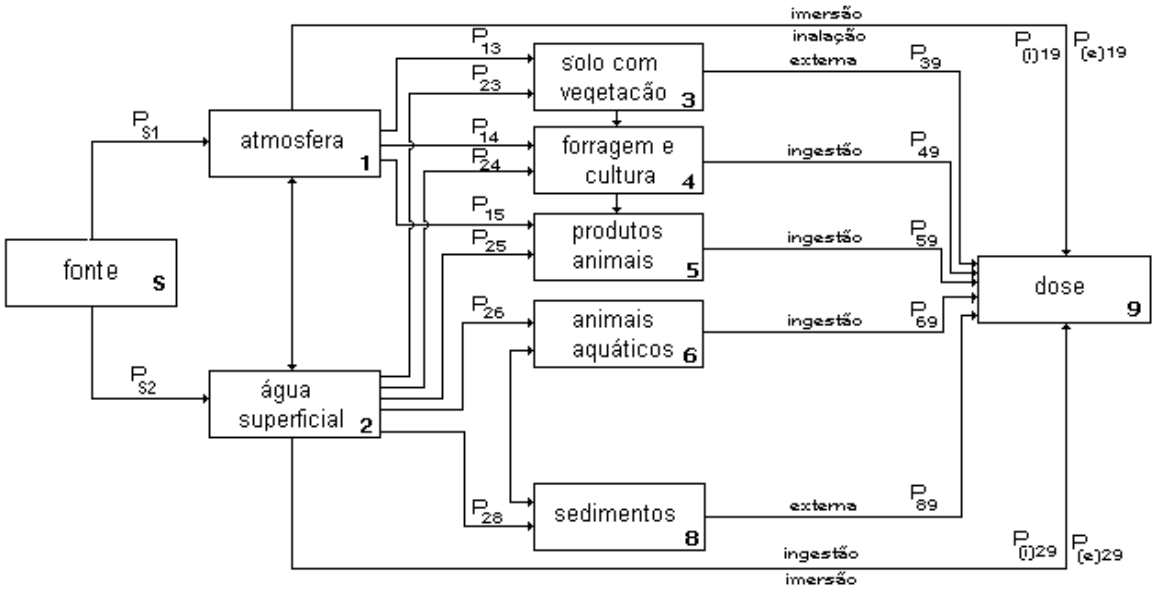


FIGURA 2.2 - Diagrama representativo dos caminhos de exposição

É possível que, em algumas avaliações, um ou poucos caminhos dominem a exposição. Desse modo, a ICRP (2006) recomenda que somente os caminhos que

contribuam significativamente para a exposição sejam considerados; contudo, deve-se procurar garantir que nenhum caminho importante seja omitido.

A ICRP (2006) também recomenda, para avaliação prospectiva, que seja considerada a possibilidade de alterações futuras no uso do solo, durante o tempo de vida da instalação.

2.5 Dados necessários para a avaliação de doses

De modo geral, as metodologias de cálculo de doses, apesar de aparentemente simples, demandam a utilização de um grande número de parâmetros, o que gera dificuldade para a obtenção de valores adequados para simular uma situação específica de contaminação ambiental.

Conforme mencionado anteriormente, os dados normalmente utilizados compreendem, basicamente: dados da fonte; dados ambientais do local; e dados de hábitos da população local.

Para que a avaliação seja realista, deve-se procurar obter dados ambientais que sejam os mais específicos possíveis do local; em particular, o ideal é que os valores dos fatores de transferência ambiental sejam adequados aos tipos de clima e solo característicos da área de estudo.

Na ausência de dados específicos do local, podem ser utilizados dados nacionais ou regionais, obtidos junto aos órgãos oficais e da literatura.

De maneira geral, os parâmetros são classificados como dependentes ou independentes do radionuclídeo, assim como podem ser específicos para faixas etárias distintas.

Conforme mencionado anteriormente, para o cálculo de dose no indivíduo do grupo crítico, são utilizados valores médios e conservativos dos dados; para o cálculo de dose determinístico do indivíduo representativo, são utilizados valores médios e/ou percentil de 95% (dados de hábitos), dependendo do tipo de cálculo efetuado.

No método de avaliação probabilística, os dados devem ser utilizados, preferencialmente, na forma de distribuição de probabilidade. Haywood & Simmonds (2000) observam que, se informação probabilística é fornecida, ela deve ser suficiente o bastante para caracterizar de maneira completa uma distribuição. Observam, ainda, que os valores mínimo e máximo da distribuição devem ser utilizados com cautela ou, até mesmo, não utilizados; a probabilidade de ocorrência desses valores é frequentemente incerta,

sendo que os mesmos podem não ser representativos da distribuição como um todo, correndo o risco de (facilmente) serem utilizados fora de contexto.

Till & Grogan (2008) argumentam que, mesmo na ausência de dados, opinião subjetiva pode ser usada para ponderar a seleção de valores de parâmetros “em direção” aos valores comumente baseados em considerações teóricas ou opinião especializada. Uma quantidade limitada de dados pode ser combinada com conhecimento subjetivo para derivar distribuições para parâmetros.

A ICRP (2006) recomenda que, caso dados de hábitos específicos para a população exposta não estejam disponíveis, os valores podem ser derivados de dados populacionais nacionais ou regionais apropriados. Os dados na forma de distribuições podem ser utilizados em avaliações probabilísticas, ou um valor da distribuição pode ser selecionado para a utilização em cálculos determinísticos. Bases de dados existentes sugerem que valores de percentil de 95% de taxas de consumo para muitos alimentos tende a exceder os valores médios por um fator de, aproximadamente, 3 (Byrom et al., 1995). A ICRP (2006) considera que o uso do valor percentil de 95% em cálculos determinísticos é uma hipótese cautelosa para a definição de uma taxa de incorporação na ausência de dados específicos do local.

Contudo, com relação à utilização de percentis de 95% para os dados de hábitos, a ICRP (2006) ressalva que, quando várias vias de incorporação, e não apenas uma única via, fornecem uma contribuição significativa para dose, pode não ser razoável assumir que os valores percentis de 95% para os dados de hábitos sejam aplicáveis a todas as vias; a via dominante deve ser designada com o percentil de 95% e valores menores (por exemplo, valores médios) devem ser atribuídos para as demais vias, de maneira a ser consistente com o requisito de que as avaliações devem representar um conjunto de hábitos que sejam razoáveis e sustentáveis.

Como exemplo, no estudo realizado por Lee et al. (2011), utilizando o método determinístico de indivíduo representativo, os valores dos percentis de 95% foram atribuídos apenas para os dois alimentos mais consumidos. Nesse mesmo estudo, é mencionado que o “UK Ministry of Agriculture, Fisheries and Food” sugeriu haver evidências, advindas de estudos de hábitos nacionais e regionais, de que as pessoas raramente consomem mais do que dois tipos de alimento em taxas elevadas.

Com base na ICRP (2006) e em Smith & Jones (2003), no estudo foram considerados os seguintes dados de hábitos:

fatores de ocupação: fator de ocupação ao ar livre (f_u)
fator de ocupação no ar ($(OF)_i$)
fator de ocupação da água ($(OF)_w$)
fator de ocupação da margem do rio ($(OF)_s$)

tipo de habitação: fator de blindagem (S_g)

parâmetros fisiológicos: taxa de respiração (I)

dieta: taxa de consumo de alimentos - vegetais, carnes, aves, ovos, peixes, leite (I_f)
fração de alimento consumido originário da fonte contaminada (g_f).

Recomenda-se que os dados de hábitos sejam revisados e atualizados quando necessário, uma vez que os mesmos são parte essencial de avaliações de dose e risco (Smith & Jones, 2003; Cooper, 1992).

De maneira geral, é importante observar que a seleção de valores extremos de percentis para qualquer variável deve ser evitada, de maneira a prevenir um excesso de conservatismo na avaliação.

2.6 Coeficientes de dose para faixas etárias específicas

Conforme observado por Lust (2008), espera-se que a maioria das instalações operem por períodos de aproximadamente 50 anos. Desse modo, espera-se que um indivíduo fique sujeito a uma exposição contínua por vários anos durante a sua vida. De modo que esses anos sejam contemplados na avaliação de doses para esse indivíduo, e na consequente determinação da conformidade com limite/restrição de dose, é justificada a utilização de várias faixas etárias que cobririam vários anos da vida de uma pessoa.

Segundo Till & Grogan (2008), geralmente é assumido que as incertezas associadas aos coeficientes de dose externa são significativamente menores que aquelas associadas aos coeficientes de dose interna, sendo que a variabilidade na dose por unidade de exposição com a idade é pequena (Golikov et al., 1999, 2000). Contudo, para a incorporação de radionuclídeos, a ICRP (1996a,b) publicou coeficientes de dose (Sv/Bq) específicos para faixas etárias distintas, considerando indivíduos do público em seis faixas etárias, que abrangem desde a infância até a idade de 70 anos, os quais possibilitam o cálculo de dose para grupos específicos na população. Contudo, segundo a ICRP (2006), nas estimativas de dose, particularmente para as avaliações prospectivas, observou-se que as incertezas geralmente não se reduziam significativamente devido o aumento do número de faixas etárias para as quais os coeficientes de dose foram estabelecidos.

Portanto, de maneira a simplicar as avaliações, a ICRP (2006) recomenda, para propósito de determinação de conformidade com a restrição de dose relevante para exposição contínua, que a dose anual para o indivíduo representativo deve ser definida para três categorias: 0 a 5 anos (criança pequena); 6 a 15 anos (criança) e 16 a 70 anos (adulto). O uso dessas três categorias é suficiente para a caracterização do impacto radiológico e para assegurar que populações mais jovens, mais sensíveis à radiação, sejam consideradas.

Para a implementação prática dessa recomendação, a ICRP (2006) especificou que os coeficientes de dose e os dados de hábito para uma criança pequena de 1 ano, uma criança de 10 anos e um adulto devem ser usados para representar aquelas categorias de idade.

Finalmente, a ICRP (2006) recomenda que os coeficientes de dose podem ser utilizados para as seguintes faixas etárias:

- 1 ano de idade → entre 1 a 2 anos (superior a 1 até 2 anos de idade)
- 10 anos de idade → entre 7 a 12 anos (superior a 7 até 12 anos de idade)
- adulto → superior a 17 anos de idade.

Conforme mencionado anteriormente, os coeficientes de dose, quando utilizados em processos de determinação de conformidade e de tomadas de decisão, são valores fixos (constantes), assumidos não serem incertos (ICRP, 2006). Portanto, para o tipo de análise considerada no presente trabalho, os coeficientes de dose consistem em parâmetros com valores constantes, dependentes de radionuclídeo e específicos para cada faixa etária. No Brasil, os coeficientes de dose para exposição do público são fornecidos pela CNEN, na Posição Regulatória 3.01/011 (CNEN, 2011).

Adicionalmente, para o caso específico da disposição de rejeitos radioativos com radionuclídeos de meia-vida longa, onde o público poderá estar sujeito a doses num futuro distante durante toda a sua vida, a ICRP (2000, 2006) estabeleceu que: "...é razoável então calcular a dose/risco anual "média" sobre o tempo de vida dos indivíduos, o que significa que não é necessário calcular as doses para diferentes grupos etários; esta média pode ser adequadamente representada pela dose/risco anual para um adulto".

2.7 Determinação da conformidade com normas regulatórias

Um dos propósitos da avaliação de impacto radiológico ambiental é que seus resultados sejam utilizados para determinar a conformidade com normas regulatórias. Uma das grandezas utilizadas como referência para a verificação de conformidade é a restrição de dose. Segundo a ICRP (2007), a restrição de dose para situações planejadas representa

um nível básico de proteção, devendo sempre ser inferior ao pertinente limite de dose, sendo convencionalmente expressa como uma dose efetiva anual (mSv em um ano).

A CNEN apresenta a seguinte definição de restrição de dose:

> *"valor inferior ao limite de dose estabelecido pela CNEN como uma restrição prospectiva nas doses individuais relacionadas a uma determinada fonte de radiação ionizante, utilizado como limite superior no processo de otimização relativo a essa fonte." (CNEN, 2014)*

No caso de avaliação de doses utilizando métodos determinísticos, o resultado da avaliação, conforme mencionado anteriormente, é um valor único de dose, o qual pode ser comparado à restrição de dose relevante. Até a década de 1990, os cálculos determinísticos eram utilizados sem considerar as incertezas associadas aos mesmos (Till & Grogan, 2008).

Segundo a ICRP (2006), para avaliações probabilísticas, a definição do indivíduo representativo e a determinação de conformidade de uma distribuição de doses são processos normalmente complexos, podendo haver várias abordagens aceitáveis assim como várias distribuições de dose resultantes, de modo que a ICRP não recomenda o uso de um método específico para a avaliação probabilística. Contudo, alguma orientação é necessária para auxiliar operadores e licenciadores a determinar quando a conformidade pode ser considerada atendida.

Em alguns casos, utilizando-se métodos probabilísticos, existe a possibilidade de que todas as doses previstas numa determinada distribuição sejam inferiores à restrição de dose relevante, o que configura uma situação em que a conformidade é imediatamente demonstrada.

A ICRP (2006) recomenda que, no caso de avaliação probabilística prospectiva de doses individuais, o indivíduo representativo poderia ser definido como uma pessoa escolhida aleatoriamente da população com probabilidade inferior a 5% de que receberá uma dose maior. Segundo Hattori (2008), quando este conceito é utilizado para a verificação de conformidade com a restrição de dose relevante, esta recomendação pode ser interpretada como: o valor de percentil de 95% da distribuição da dose individual avaliada deve ser inferior à restrição de dose relevante.

Ainda segundo a ICRP (2006), para grandes populações, muitos indivíduos poderão receber doses maiores do que as do indivíduo representativo devido a natureza das distribuições geradas em avaliações probabilísticas. A necessidade de tomada de ações para modificar a exposição será definida em função da restrição de dose relevante. Por exemplo, se as doses forem inferiores à restrição de dose relevante, não há necessidade de

tomada de ações; contudo, se as doses estimadas para algumas dezenas de pessoas forem superiores à restrição de dose, então as características dessas pessoas devem ser analisadas, no sentido de verificar se ações devem ser tomadas para modificar a exposição.

A consideração de incertezas em avaliação probabilística de impacto radiológico possui várias dificuldades, como por exemplo, a definição de critérios de comparação, face a possibilidade de que alguns indivíduos da população exposta possam exceder as doses de referência (por exemplo, percentil de 95%). Contudo, conforme (Till & Grogan, 2008), mesmo com as dificuldades surgidas quando as incertezas são consideradas, pode-se afirmar que os benefícios superam os problemas e produzem um entendimento mais realístico de dose e risco.

2.8 Modelos de avaliação de impacto radiológico ambiental

Basicamente, para a avaliação de impacto radiológico ambiental é utilizado um modelo matemático que descreve os processos de transferência ambiental, conhecido como modelo de compartimentos, que relaciona a quantidade do radionuclídeo liberada e a dose efetiva recebida pelos indivíduos por meio da utilização de parâmetros de transferência ambiental. Tipicamente, são considerados dois tipos de liberação: os caminhos de exposição para as liberações gasosas e os caminhos de exposição para as liberações líquidas.

Os compartimentos são numerados e os parâmetros de transferência individuais (P_{ij}) descrevem a transferência do compartimento i (doador) para o compartimento j (receptor). Os parâmetros de transferência podem ser constantes ou dependentes do tempo, assim como podem ser obtidos por modelos teóricos ou empiricamente, preferencialmente no local específico de estudo.

A quantidade de material num compartimento j da cadeia pode ser representada matematicamente por (CSA, 1987; Lemire, 1989):

$$X_j = \sum_i P_{ij} . X_i \tag{2.1}$$

onde:

X_i e X_j: quantidades presentes nos compartimentos i e j, respectivamente; e

P_{ij}: parâmetros de transferência ambiental, que descrevem a passagem dos radionuclídeos do compartimento i para o compartimento j.

A somatória em i é realizada sobre todos os compartimentos de entrada no compartimento j.

Os modelos utilizados no presente estudo são apresentados no Capítulo 3.

2.9 Grupo Crítico do CEA

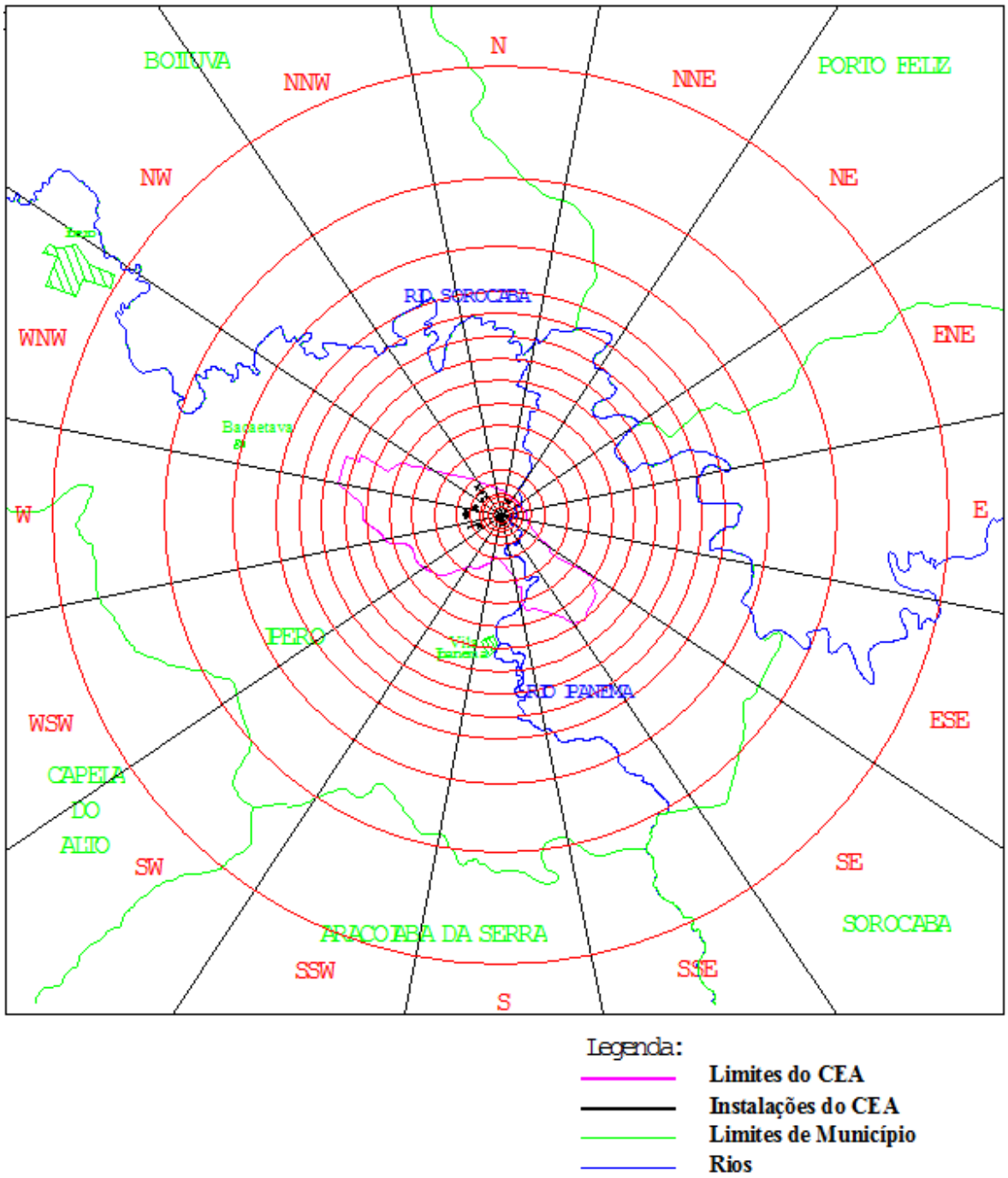
O grupo crítico definido previamente para o CEA (Ferreira et al., 1996; CTMSP, 2006), aprovado pelos órgãos competentes, é utilizado para as avaliações de impacto radiológico ambiental e considera as liberações de efluentes radioativos provenientes da operação normal das suas instalações, tanto as existentes quanto aquelas previstas ou ainda em fase de projeto ou construção. As avaliações de doses para os indivíduos do grupo crítico fornecem subsídios para os programas de monitoração ambiental e de efluentes em execução regular no CEA.

A análise efetuada para a definição do grupo crítico do CEA foi feita de forma determinística, utilizando principalmente parâmetros de referência de literatura e focalizando apenas indivíduos adultos.

O grupo crítico definido para o CEA é hipotético e constituído por indivíduos do público que possam residir na distância de 700 m do ponto de liberação, no setor N (norte) da região de interesse, a qual, por sua vez, corresponde a uma área com raio de 10 km em torno do CEA, centrada na torre de aquisição de dados meteorológicos (coordenadas geográficas: latitude 23°25' S e longitude 47°32'W) (ver FIG. 2.3 e 2.4). A localização do grupo crítico corresponde ao local onde foi observado o maior valor de concentração no ar fora da área de propriedade da instalação, a partir de cálculos de dispersão atmosférica utilizando dados de liberação das instalação e dados meteorológicos obtidos pela torre meteorológica do CEA (CTMSP, 2006; Molnary, 2013).

Para as liberações de radionuclídeos das instalações do CEA foram adotadas as seguintes hipóteses, as quais também foram consideradas no presente trabalho:

1) Na avaliação da dispersão atmosférica, foi assumido que todas as liberações de efluentes gasosos ocorreriam no ponto correspondente à localização da torre meteorológica do CEA. Para as instalações do ciclo do combustível considerou-se que as liberações ocorreriam no nível do solo; para reator, considerou-se liberação elevada.
2) Os efluentes líquidos, após tratamento no Sistema de Tratamento de Efluentes de ARAMAR (SITEA), seriam liberados num ponto único do rio Ipanema; e
3) Os fluxos de liberação, gasosos e líquidos, ocorreriam de maneira constante durante todo o ano.



Legenda:
- Limites do CEA
- Instalações do CEA
- Limites de Município
- Rios

FIGURA 2.3 - Vista geral da região de interesse, com raio de 10 km, em torno do CEA

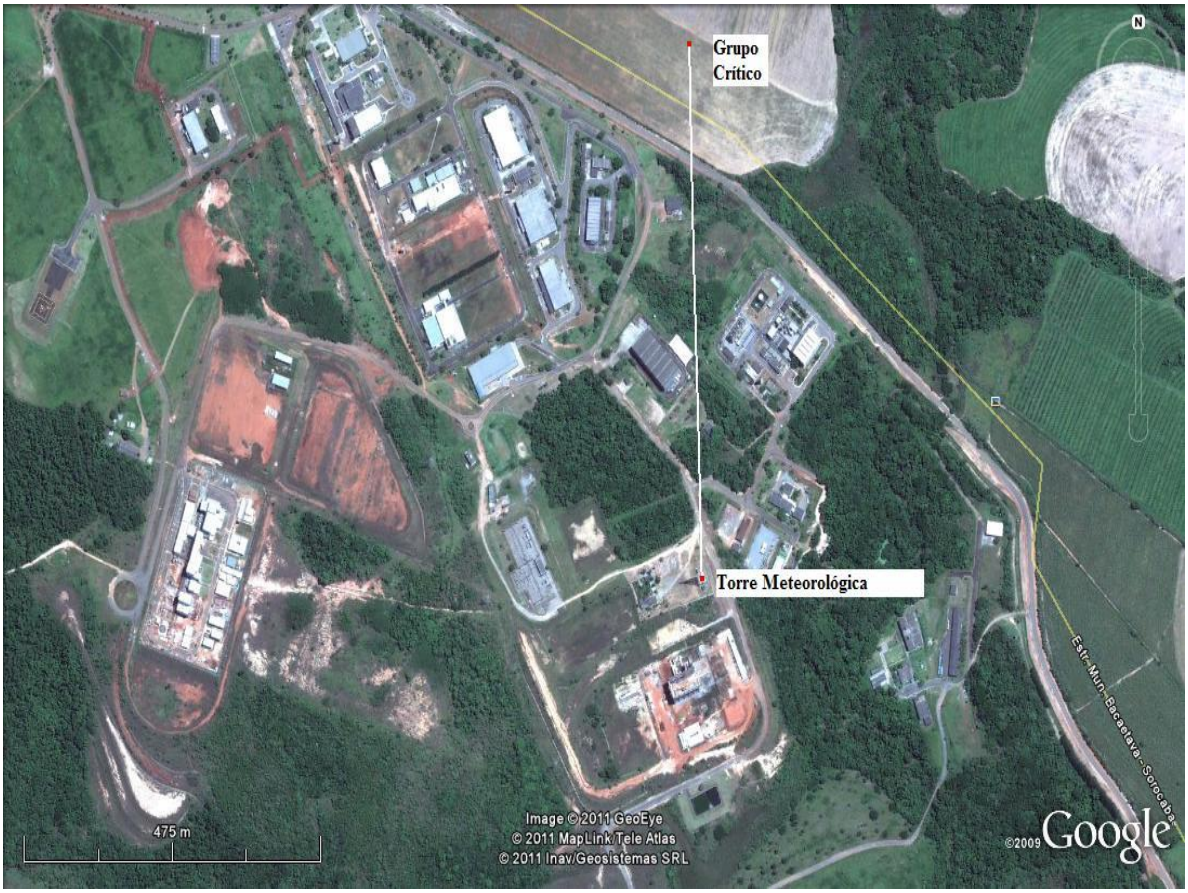


FIGURA 2.4 - Localização do grupo crítico do CEA

2.10 Características Gerais da USEXA

Conforme mencionado anteriormente, no presente trabalho foi avaliado o impacto radiológico resultante das potenciais liberações de radionuclídeos previstas para a USEXA, decorrentes da sua operação normal, utilizando as metodologias de indivíduo representativo (métodos determinístico e probabilístico) e de grupo crítico.

A USEXA, pertencente ao CTMSP, é uma instalação cujo propósito é a obtenção de hexafluoreto de urânio nuclearmente puro a partir do concentrado de urânio natural (“yellow cake”), de maneira a garantir a autonomia de fornecimento de elementos combustíveis a serem utilizados no programa de desenvolvimento da tecnologia nuclear da Marinha do Brasil (CTMSP, 2013).

A USEXA está implantada nas dependências do CEA, localizado na zona rural do município de Iperó, SP, na distância de 11 km da cidade de Iperó, 16 km da cidade de Sorocaba e 110 km do município de São Paulo (CTMSP, 2013).

O processo de conversão do concentrado de urânio natural, obtido na etapa de beneficiamento do urânio, em hexafluoreto de urânio (UF_6) nuclearmente puro consiste na dissolução do concentrado de urânio em ácido nítrico e na sua posterior purificação. Após uma série de reações químicas é obtido o UF_6 que, posteriormente, será enviado para uma instalação de enriquecimento isotópico de urânio. As formas químicas intermediárias do urânio nos processos de conversão incluem: o nitrato de uranilo (NTU), o diuranato de amônio (DUA), o UO_3, o UO_2 e o UF_4.

Segundo o CTMSP (2013), todos os gases de exaustão provenientes do processo são tratados em lavadores de gases; após o tratamento, os gases limpos são lançados na atmosfera. Os tambores vazios de concentrado de urânio são descontaminados, sendo lavados com água; a água de lavagem dos tambores posteriormente é tratada. O efluente líquido gerado na USEXA é inicialmente tratado na própria unidade, sendo posteriormente encaminhado ao SITEA (ver seção 2.9), de onde poderá ser liberado para o rio Ipanema.

De acordo com o Relatório Final de Análise de Segurança (RFAS) da USEXA (CTMSP, 2013), durante a operação normal da instalação são previstas liberações de urânio purificado não enriquecido e de ^{232}Th (presente apenas no efluente líquido). Os valores das quantidades anuais de atividade previstas para serem liberadas para o meio ambiente, via descarga de efluentes gasosos e líquidos, conforme valores extraídos do RFAS (CTMSP, 2013), são apresentados na TAB. 2.1. Conforme mencionado anteriormente, considera-se que os fluxos de liberação, gasosos e líquidos, são constantes durante todo o ano.

TABELA 2.1 - Liberações anuais previstas para a USEXA

Radionuclídeo	**Atividade Liberada (Bq/ano)**	
	Tipo de Descarga	
	Gasosa	Líquida
U	2,03E+07	5,67E+05
^{232}Th	-	4,69E+03

Os valores apresentados na TAB 2.1 serviram de base para as liberações estimadas e utilizadas no presente trabalho, considerando os radionuclídeos pais e seus filhos de meia-vida curta, conforme detalhado no item 4.1.1 e no APÊNDICE C.

Conforme observado por Onishi et al. (1981), para instalações de produção de hexafluoreto de urânio, o elemento radioativo potencialmente perigoso é o urânio.

3 METODOLOGIA

Conforme abordado no Capítulo 2, para a determinação de dose são utilizados os métodos determinístico e probabilístico.

No método de avaliação determinística, tanto para grupo crítico quanto para indivíduo representativo, o resultado consiste em um valor único de dose. Para o cálculo de dose no indivíduo do grupo crítico, foram utilizados valores médios e conservativos dos dados. Para o cálculo de dose determinístico do indivíduo representativo, foram utilizados valores médios de parâmetros relacionados ao transporte de radionuclídeos no meio ambiente e valores médios e/ou percentil de 95%, quando apropriado, para os dados de hábitos.

Conforme abordado no Capítulo 2, a ICRP (2006) recomenda que para os dados de hábitos sejam utilizados os valores de percentis de 95%. Contudo, também faz a ressalva de que pode ser não razoável atribuir os valores percentis de 95% para os dados de hábitos de todas as vias de incorporação. Desse modo, de maneira a evitar um excesso de conservatismo, para a avaliação determinística de indivíduo representativo, foram utilizados os percentis de 95% dos valores de dados de hábitos apenas para as duas vias de exposição que mais contribuiriam para a dose efetiva total, para cada faixa etária considerada (ver Capítulo 4). Para as demais vias, foram utilizados os valores médios.

No método de avaliação probabilística, os dados foram utilizados, sempre que possível, na forma de distribuição de probabilidade e o resultado consiste em distribuição de doses, ou seja, os valores de doses são distribuídos num intervalo, baseados nas suas probabilidades de ocorrência.

Na escolha dos parâmetros empregados nos modelos foi dada prioridade à utilização de valores específicos do local. Na ausência destes, foram utilizados valores da literatura. Sempre que disponíveis, foram utilizados dados nacionais, levantados junto aos órgãos oficiais relativos às diferentes áreas envolvidas no cálculo, como, por exemplo, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e o Instituto de Economia Agrícola (IEA-SP).

Particularmente, com relação aos valores de fatores de transferência ambiental, procurou-se utilizar os adequados aos tipos de clima e solo característicos da área de estudo. Apenas na ausência destes, foram utilizados dados da literatura internacional (IAEA, 2009, 2010; EPA, 2009), sendo conveniente observar que a maior parte dos dados de transferência ambiental disponível na literatura não é adequada aos países de clima tropical, tendo sido levantados, principalmente, nos Estados Unidos e na Europa.

Os modelos aqui apresentados consistem em procedimentos genéricos para o cálculo de doses resultantes de liberações de rotina de radionuclídeos para o meio ambiente. Todos os cálculos foram efetuados em planilhas Excel.

Para efetuar a avaliação probabilística foi utilizado o programa Crystal Ball (Oracle Crystal Ball, 2008; Crystal Ball[1]), que permite efetuar cálculos probabilísticos através da especificação de distribuições aos parâmetros de equações que possam ser calculadas dentro de planilhas Excel.

O Crystal Ball possui ferramentas para realizar a simulação de Monte Carlo em planilha eletrônica. Com essa simulação, são gerados números aleatórios que permitem estimar os efeitos da incerteza. O programa é bastante flexível, possuindo uma boa coleção de distribuições possíveis de serem utilizadas, sendo também de fácil aplicação em modelos simples, do tipo modelo multiplicativo, que é normalmente utilizado em avaliação de impacto radiológico ambiental. No entanto, por estar limitado a planilhas Excel, modelos mais complexos, como os modelos de dispersão, devem ser utilizados em suas formas mais simplificadas.

3.1 Modelos de Avaliação de Impacto Radiológico

Para a avaliação do impacto radiológico no homem, a partir de liberações de rotina de radionuclídeos para o meio ambiente, foi utilizada a metodologia empregada para o cálculo de doses no grupo crítico do CEA (CSA, 1987; Ferreira et al., 1996; CTMSP, 2006; Ferreira, 2011), que segue as recomendações da IAEA (1982, 1986, 1988, 1989a, 2001), destacando-se as publicações Safety Report Series n° 19 (IAEA, 2001) e Safety Series 90 (IAEA, 1989a).

Contudo, apesar da publicação Safety Report Series n° 19 (IAEA, 2001) ter substituído oficialmente a publicação Safety Series 57 (IAEA, 1982), ela vem sendo muito questionada em alguns aspectos. Os modelos incluídos no SRS-19 (IAEA, 2001) enfocam,

[1] http://www.oracle.com/crystalball/index.html

principalmente, a realidade dos países europeus, tanto em relação aos usos da terra quanto em relação aos aspectos climáticos. Desse modo, quando for adequado, os modelos recomendados anteriormente no SS-57 (IAEA, 1982), por serem mais completos e, portanto, mais adequados à adaptação aos ambientes diferentes dos abordados no SRS-19 (IAEA, 2001), poderão ser utilizados.

Os compartimentos e os parâmetros de transferência ambiental considerados na estimativa das doses, correspondentes aos utilizados para o cálculo de doses no grupo crítico do CEA, são apresentados nas TAB. 3.1 e 3.2, respectivamente.

Os caminhos de exposição identificados como significativos, conforme estudos anteriores (CTMSP, 2006; Ferreira & Fonseca, 2009; Ferreira, 2011), e considerados no presente estudo, são apresentados a seguir.

- **Caminhos de exposição para a liberação de efluentes gasosos:**
  - Inalação: concentração no ar - inalação.
  - Ingestão de Leite, Vegetais, Carnes (bovina, de porcos e de galinhas) e Ovos: concentração no ar - deposição de radionuclídeos na vegetação, contaminação de vegetais via absorção radicular de radionuclídeos depositados no solo, incorporação de radionuclídeos (via inalação e ingestão de vegetais) por animais - cadeia alimentar terrestre.
  - Deposição no Solo: concentração no ar - deposição de radionuclídeos no solo - irradiação externa.
  - Imersão na Pluma: concentração no ar - imersão na pluma.
- **Caminhos de exposição para a liberação de efluentes líquidos:**
  - Imersão em Água: concentração na água - imersão em água contaminada.
  - Ingestão de Leite, Vegetais, Carnes (bovina, de porcos e de galinhas) e Ovos: concentração na água - ingestão de vegetais contaminados via irrigação; ingestão de carne, leite e ovos contaminados via ingestão de água pelos animais e via ingestão de alimentos contaminados (via irrigação) pelos animais - ingestão de alimentos contaminados.
  - Ingestão de Peixe: concentração na água - ingestão de peixe contaminado.
  - Exposição aos Sedimentos: concentração na água - exposição aos sedimentos contaminados presentes nas margens do rio.

TABELA 3.1 - Compartimentos de transferência considerados no cálculo de doses

Compartimento	**Unidade**
S (Fonte)	$Bq.s^{-1}$
1 (Atmosfera)	$Bq.m^{-3}$
2 (Água Superficial)	$Bq.m^{-3}$
3 (Solo com Vegetação)	$Bq.m^{-2}$
4 (Forragens e Culturas)	$Bq.kg^{-1}$
5 (Produtos Animais)	$Bq.kg^{-1}$
6 (Animais Aquáticos)	$Bq.kg^{-1}$
8 (Sedimentos)	$Bq.kg^{-1}$
9 (Homem - Taxa de Dose)	$Sv.a^{-1}$

TABELA 3.2 - Parâmetros de transferência considerados no cálculo de doses

Parâmetro	**Compartimentos**	**Unidade**
P_{S1}	Fonte → Atmosfera	$s.m^{-3}$
$P_{(i)19}$	Atmosfera → Dose(Inalação)	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ m^3$
$P_{(e)19}$	Atmosfera → Dose(Imersão)	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ m^3$
P_{13}	Atmosfera → Solo com vegetação	m
P_{14}	Atmosfera → Forragens + Culturas	$m^3.kg^{-1}$
P_{15}	Atmosfera → Produtos Animais	$m^3.kg^{-1}$
P_{34}	Solo com vegetação → Forragens +Culturas	$m^2.kg^{-1}$
P_{39}	Solo com vegetação → Dose	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ m^2$
P_{45}	Forragens+Culturas → Produtos Animais	$kg.kg^{-1}$
P_{49}	Forragens+Culturas → Dose	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ kg$
P_{59}	Produtos Animais → Dose	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ kg$
P_{S2}	Fonte → Água Superficial	$s.L^{-1}$
P_{23}	Água Superficial → Solo com vegetação	$L.m^{-2}$
P_{24}	Água Superficial→ Forragens+Culturas	$L.kg^{-1}$
P_{25}	Água Superficial → Produtos Animais	$L.kg^{-1}$
P_{26}	Água Superficial → Animais Aquáticos	$L.kg^{-1}$
P_{28}	Água Superficial → Sedimentos	$L.kg^{-1}$
$P_{(i)29}$	Água Superficial → Dose (Ingestão)	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ L$
$P_{(e)29}$	Água Superficial → Dose (Imersão)	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ L$
P_{69}	Animais Aquáticos → Dose	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ kg$
P_{89}	Sedimentos → Dose	$Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.\ kg$

É importante observar que, no presente estudo, não foi considerada a ingestão direta de água do rio Ipanema, uma vez que esta não se presta ao consumo. Segundo estudo efetuado (CTMSP, 2002), o rio Ipanema não é utilizado para esse fim.

Cabe observar, ainda, que não foram considerados os caminhos envolvendo águas subterrâneas, uma vez que, até o presente momento, não há atividades desenvolvidas pelo CEA com potencial para a contaminação de águas subterrâneas.

Conforme mencionado no Capítulo 2, todos os valores de coeficiente de dose utilizados neste trabalho são considerados constantes, isto é, são valores determinísticos.

Com relação ao urânio contido nos efluentes liberados pela USEXA, o mesmo origina-se, em sua maior parte, de compostos insolúveis de urânio. Segundo a ICRP (1996a), esses compostos possuem absorção lenta (tipo S), que corresponde à classe de inalação Y definida pela ICRP (1978), a qual foi adotada no cálculo das doses efetivas anuais.

3.1.1 Doses efetivas anuais resultantes das liberações gasosas

O cálculo das doses efetivas anuais resultantes das liberações gasosas, para cada caminho de exposição considerado, baseado no equacionamento proposto por Lemire (1989), é feito conforme apresentado a seguir.

1) Exposição direta devido à imersão na pluma radioativa:

A dose efetiva anual resultante da exposição direta devido à imersão na pluma radioativa, D_1, é dada por:

$$D_1 = X_{S(g)}.P_{S1}.P_{(e)19} \tag{3.1}$$

onde $X_{S(g)}$ é a taxa de liberação de radionuclídeos para a atmosfera ($Bq.s^{-1}$) (ver item 4.1.1).

2) Exposição direta ao solo contaminado:

A dose efetiva anual resultante da exposição direta devido ao solo contaminado pelos radionuclídeos liberados para a atmosfera, D_2, é dada por:

$$D_2 = X_{S(g)}.P_{S1}.P_{13}.P_{39} \tag{3.2}$$

3) Inalação:

A dose efetiva comprometida anual resultante da inalação de radionuclídeos, D_3, é dada por:

$$D_3 = X_{S(g)}.P_{S1}.P_{(i)19} \tag{3.3}$$

4) Ingestão de produtos vegetais contaminados:

A dose efetiva comprometida anual resultante da ingestão de produtos vegetais contaminados pelos radionuclídeos liberados para a atmosfera, D_4, é dada por:

$$D_4 = X_{S(g)}.P_{S1}.[P_{13}.P_{34}+P_{14}].P_{49} \quad (3.4)$$

5) Ingestão de produtos animais contaminados (leite, carnes bovina, de porcos e de galinhas, e ovos):

Para a ingestão dos vários tipos de produtos animais contaminados, o formalismo dos caminhos de exposição é o mesmo, variando apenas os fatores utilizados no cálculo dos parâmetros de transferência ambiental.

Assim, a dose efetiva comprometida anual resultante da ingestão de produtos animais, contaminados pelos radionuclídeos liberados para a atmosfera, D_5, é dada por:

$$D_5 = X_{S(g)}.P_{S1}.\{[P_{13}.P_{34}+P_{14}].P_{45}+P_{15}\}.P_{59} \quad (3.5)$$

O equacionamento completo de cada parâmetro considerado é apresentado na seção 3.2.

Detalhes sobre os valores estimados de $X_{S(g)}$, utilizados na análise, são apresentados no APÊNDICE C.

3.1.2 Doses efetivas anuais resultantes das liberações líquidas

O cálculo das doses efetivas anuais resultantes das liberações líquidas, para cada caminho de exposição considerado, baseado no equacionamento proposto por Lemire (1989), é feito conforme apresentado a seguir.

1) Exposição externa por imersão em água contaminada:

A dose efetiva anual resultante da exposição externa por imersão em água contaminada, D_6, é dada por:

$$D_6 = X_{S(a)}.P_{S2}.P_{(e)29} \quad (3.6)$$

onde $X_{S(a)}$ é a taxa de liberação de radionuclídeos para corpos aquáticos (rio, na presente análise) ($Bq.s^{-1}$) (ver item 4.1.1).

2) Ingestão de produtos vegetais contaminados por irrigação:

A dose efetiva comprometida anual resultante da ingestão de produtos vegetais irrigados por água contaminada, D_7, é dada por:

$$D_7 = X_{S(a)}.P_{S2}.[P_{23}.P_{34}+P_{24}].P_{49} \quad (3.7)$$

3) Ingestão de produtos animais contaminados (leite, carnes bovina, de porcos e de galinhas, e ovos):

A dose efetiva comprometida anual resultante da ingestão de produtos animais, contaminados via ingestão de água pelos animais e via ingestão de alimentos contaminados (via irrigação) pelos animais, D_8, é dada por:

$$D_8 = X_{S(a)}.P_{S2}.\{[P_{23}.P_{34}+P_{24}].P_{45}+P_{25}\}.P_{59} \quad (3.8)$$

4) Ingestão de Peixe:

A dose efetiva comprometida anual resultante da ingestão de peixe contaminado, D_9, é dada por:

$$D_9 = X_{S(a)}.P_{S2}.P_{26}.P_{69} \quad (3.9)$$

5) Exposição aos sedimentos contaminados

A dose efetiva anual resultante da exposição aos sedimentos contaminados presentes nas margens do rio, D_{10}, é dada por:

$$D_{10} = X_{S(a)}.P_{S2}.P_{28}.P_{89} \quad (3.10)$$

O equacionamento completo de cada parâmetro considerado é apresentado na seção 3.3.

Detalhes sobre os valores estimados de $X_{S(a)}$, utilizados na análise, são apresentados no APÊNDICE C.

3.1.3 Dose Efetiva Total Anual

A dose efetiva total anual, D_T, é dada por:

$$D_T = D_1 + D_2 + D_3 + D_4 + D_5 + D_6 + D_7 + D_8 + D_9 + D_{10} \quad (3.11)$$

Conforme abordado no Capítulo 2, as doses foram estimadas para as faixas etárias de 1 a 2 anos; de 7 a 12 anos; e superior a 17 anos.

3.2 Parâmetros de Transferência Ambiental para Liberações Gasosas

3.2.1 Fator de Dispersão Atmosférica de Longa Duração (P_{S1})

Os fatores de dispersão atmosférica de longa duração (P_{S1}) utilizados na análise, expressos em valores médios anuais, foram fornecidos por Saulo B. Costa (informação pessoal), meteorologista do Laboratório Radioecológico do CEA (LARE).

Para a estimativa dos mesmos, foram utilizados os dados médios horários coletados pela torre de aquisição de dados meteorológicos do CEA, referentes aos anos de 2010 a 2012.

Para os cálculos de dose deste trabalho são utilizados fatores de dispersão atmosférica de longa duração, para liberações no nível do solo, que são apresentados no APÊNDICE A. Não são considerados os efeitos de sobre-elevação da pluma, devido aos fatores como temperatura ou velocidade dos efluentes, ou os efeitos de turbulência mecânica gerados por obstáculos locais, por exemplo, prédios.

A cota de liberação atmosférica assumida (h = 0 m) corresponde à altura de liberação considerada para as práticas operacionais de rotina nas plantas do ciclo do combustível nuclear do CEA, como é o caso da USEXA. Cabe observar, também, que as estimativas não consideram as influências da topografia da região.

Para o cálculo de doses com a metodologia de grupo crítico e com o método determinístico da metodologia de indivíduo representativo, foram utilizados os valores de condições meteorológicas referentes ao período de 2010 a 2012 (ver TAB. A.1), com as estimativas sendo feitas individualmente para cada local, em função da distância e da direção em relação ao ponto de liberação, considerado centralizado na torre meteorológica do CEA.

Para o cálculo de doses utilizando o método probabilístico da metodologia de indivíduo representativo, foram geradas distribuições de valores de P_{S1} para duas situações distintas: considerando os valores apenas para o local onde se encontra o grupo crítico (setor N, distância de 700 m do ponto de liberação) e considerando todos os valores para a área com raio de 10.000 m no entorno do CEA (região de interesse). O método utilizado para gerar essas distribuições e seus resultados são detalhados no APÊNDICE B.

3.2.2 Imersão na Pluma ($P_{(e)19}$)

Considerando um modelo de pluma infinita semi-hemisférica, o parâmetro de transferência $P_{(e)19}$ relaciona a taxa de dose anual ($Sv.a^{-1}$) à concentração média anual do radionuclídeo no ar ($Bq.m^{-3}$), e pode ser definido como (CSA, 1987):

$$P_{(e)19} = \left(f_u + (1 - f_u)S_g\right) \cdot (DCF)_a \tag{3.12}$$

onde:

f_u: fator de ocupação ou fração do tempo que um indivíduo gasta ao ar livre em um determinado local, exposto à radiação, sem blindagem;

S_g: fator de blindagem ou fração da dose "fora do prédio" que é recebida no interior do prédio, considerando a blindagem do mesmo; e

$(DCF)_a$: coeficiente de dose efetiva devido à imersão na pluma ($Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.m^3$).

O fator de blindagem pode ser determinado levando em conta o tipo de material empregado na construção de habitações e depende da energia do(s) fóton(s) emitido(s) no decaimento radioativo do(s) radionuclídeo(s). Na literatura, a maioria dos valores disponíveis de S_g são para habitações típicas de países de clima frio. Contudo, de maneira a considerar os materiais de construção tipicamente utilizados no (sudeste do) Brasil, caracterizado como um país de clima quente, foram utilizados os fatores de blindagem estimados por Salinas et al. (2006). A partir desses, foram geradas distribuições de valores de Sg, as quais são detalhadas no APÊNDICE B.

O fator de ocupação f_u deve ser específico do local. Para o cálculo de doses, foram ajustadas distribuições de valores de f_u, para as faixas etárias consideradas, as quais são detalhadas no APÊNDICE B.

Os valores dos coeficientes de dose efetiva devido à imersão na pluma foram retirados da Posição Regulatória 3.01/011 (CNEN, 2011) e são apresentados no ANEXO A.

3.2.3 Deposição em Pastagens e Culturas (P_{14})

Com base na IAEA (1982, 1989a) e na CSA (1987), o parâmetro de transferência para a deposição dos radionuclídeos da pluma na vegetação é dado por:

$$P_{14} = \frac{V_T.R}{\lambda_e.Y}[1 - \exp(-\lambda_e.t_e)] \tag{3.13}$$

onde:

V_T: coeficiente de deposição total, considerando os efeitos de deposição seca e úmida (m/s);

R: fração de deposição de atividade interceptada pela planta como resultado dos processos de deposição úmida e seca, conforme definido em (IAEA, 1982);

Y: rendimento da vegetação ($kg.m^{-2}$);

λ_e: constante de remoção efetiva da vegetação (s^{-1}); e

t_e: duração efetiva da deposição (s), correspondente ao tempo de crescimento da vegetação para situações de liberações crônicas.

Para o cálculo de P_{14} e de P_{24} (ver item 3.3.2), não foram utilizados f_b (fração de interceptação de massa), f (fração de interceptação) e α (coeficiente de interceptação), conforme definidos no Technical Reports Series nº 472 (IAEA, 2010); também não foram utilizados α_1 (fator de interceptação de massa para forragem - peso seco) e α_2 (fator de interceptação de massa para culturas - peso fresco), conforme definidos no Safety Report Series nº 19 (IAEA, 2001), uma vez que a utilização desses fatores não é muito apropriada para a abordagem probabilística. Além disso, a utilização dos mesmos não permite a consideração de Y, em função dos diversos tipos de vegetação, cujos valores podem ser utilizados na forma de distribuições.

Desse modo, para os processos de remoção de radionuclídeos da pluma, foi utilizada a relação $V_T . \frac{R}{Y}$, sendo (IAEA, 2001):

$$V_T = V_d + V_w \tag{3.14}$$

onde:

V_d: coeficiente de deposição seca, especificado em função do IAF (índice de área foliar) (m/s); e

V_w: coeficiente de deposição úmida (m/s), que será determinado em função da taxa de precipitação.

Detalhes sobre a definição dos valores de V_d utilizados na análise são apresentados no ANEXO A.

Para a deposição úmida, V_w pode ser estimado por:

$$V_w = \alpha . IR . H_{inv} \tag{3.15}$$

onde:

α: constante de proporcionalidade para "washout" (h/(mm.s));

IR: taxa de precipitação média anual (mm/h); e

H_{inv}: altura da camada de inversão (m).

Detalhes sobre os valores de α, IR e H_{inv} utilizados na análise são apresentados no ANEXO A e no APÊNDICE C.

Segundo o Safety Series nº 57 (IAEA, 1982), são feitas diferenciações entre os valores de Y para pastagem (Y_1), expresso em peso seco, e para culturas (Y_2), expresso em peso fresco, como também entre R_1, fator de interceptação para pastagem, e R_2, fator de interceptação para culturas.

Para pastagem, pode ser utilizada diretamente a razão R_1/Y_1, uma vez que, conforme a IAEA (1982), evidências indicam que R_1 e Y_1 não são variáveis independentes e estão fortemente correlacionadas.

O parâmetro R_2, que expressa a fração de atividade transportada pelo ar que é interceptada e retida em culturas, é utilizada no modelo proposto pelo Safety Series n° 57 (IAEA, 1982) como uma composição da fração que é interceptada e retida nas superfícies das plantas e da fração que é translocada para as partes comestíveis das plantas. Uma vez que R_2 inclui a translocação, seus valores variam com os tipos de cultura e com o nuclídeo considerado.

Detalhes sobre os valores de R_1/Y_1 e R_2 utilizados na análise são apresentados no ANEXO A.

Para o rendimento da vegetação (Y_2), para os diversos tipos de vegetais, com base nos dados apresentados pelo IEA[2] e pelo IBGE/ CIDADES@[3], foram geradas distribuições de valores, as quais são melhor detalhadas no APÊNDICE B.

O parâmetro t_e corresponde ao período em que a cultura fica exposta à contaminação durante o período de crescimento. Detalhes sobre os valores de t_e utilizados na análise são apresentados no ANEXO A (para pastagem) e no APÊNDICE B.

A constante de remoção efetiva de forragens e culturas (λ_e) é determinada pelos processos de decaimento radioativo (λ_r) e de remoção física, como vento, chuva e crescimento da planta (λ_w), e é dada por $\lambda_e = \lambda_r + \lambda_w$. Detalhes dos valores utilizados de λ_r e λ_w são apresentados no ANEXO A.

3.2.4 Deposição no Solo com Vegetação (P_{13})

Com base na IAEA (1982, 1989a) e na CSA (1987), o parâmetro de transferência para deposição no solo com vegetação de uma pluma radioativa, sob condições de estado estacionário, é dado por:

$$P_{13} = \frac{V_T}{\lambda_g} \tag{3.16}$$

onde λ_g é a constante de remoção efetiva do solo (s^{-1}).

Detalhes sobre os valores de V_T, para a deposição no solo, utilizados na análise, são apresentados no APÊNDICE C.

A constante de remoção efetiva do solo (λ_g) é governada por dois processos: decaimento radioativo, caracterizado pela constante de decaimento λ_r; e perda ambiental, caracterizada pela constante de remoção física do solo, λ_S. Portanto, $\lambda_g = \lambda_r + \lambda_S$.

[2] http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/subjetiva.aspx?cod_sis=1&idioma=1)
[3] http://www.ibge.gov.br/cidadesat/index.php

A constante λ_S expressa a taxa de remoção da concentração de material depositado na zona de raiz do solo por outros processos que não o de decaimento radioativo (por exemplo, resuspensão, erosão, migração para camadas mais profundas do solo). Para cálculos genéricos, esses processos são representados por uma taxa de perda constante. Na prática, o valor de λ_S (ver ANEXO A) depende fortemente do clima, do tipo de solo, da cobertura da vegetação, da forma química dos radionuclídeos e de práticas de gerenciamento agrícola.

3.2.5 Exposição ao Solo Contaminado (P_{39})

O parâmetro de transferência P_{39} é dado por (CSA, 1987):

$$P_{39} = f_r[f_u + (1 - f_u)S_g] \cdot (DCF)_g \tag{3.17}$$

onde:

f_r: fator de redução de dose, considerando a não uniformidade da superfície do solo; e

$(DCF)_g$: coeficiente de dose efetiva devido à exposição direta ao solo contaminado ($Sv.a^{-1}.Bq^{-1}.m^2$).

Detalhes sobre o valor de f_r utilizado encontram-se no ANEXO A.

Os valores dos coeficientes de dose efetiva devido a exposição direta ao material radioativo depositado no solo foram retirados da Posição Regulatória 3.01/011 (CNEN, 2011) e são apresentados no ANEXO A.

A IAEA (1982, 2001) recomenda que o cálculo da concentração de radionuclídeo no solo, devido ao processo de deposição seca e úmida, considere o período em que o radionuclídeo se acumula no solo (t_b) (ver ANEXO A). Desse modo, para o cálculo de D_2 (ver item 3.1.1) será utilizada a relação $[1 - \exp(-\lambda_g.t_b)]$.

3.2.6 Inalação por Seres Humanos ($P_{(i)19}$)

O parâmetro de transferência $P_{(i)19}$ relaciona a taxa de dose de inalação de materiais radioativos ($Sv.a^{-1}$) com a concentração no ar ($Bq.m^{-3}$), e é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{(i)19} = I \cdot (OF)_i \cdot (DCF)_i \tag{3.18}$$

onde:

I: taxa de respiração ($m^3.a^{-1}$);

$(OF)_i$: fator de ocupação ou fração do tempo que um indivíduo é exposto ao material radioativo no ar; e

$(DCF)_i$: coeficiente de dose efetiva comprometida por inalação ($Sv.Bq^{-1}$).

Para o cálculo de doses com a metodologia de grupo crítico, foram utilizados valores de taxa de respiração (I) únicos e constantes, para cada uma das faixas etárias consideradas, conforme detalhado no ANEXO A.

Para a metodologia de indivíduo representativo, foram geradas distribuições de valores de I, detalhadas no APÊNDICE B. Para o método determinístico, foram utilizados valores médios e/ou valores de percentil de 95%, quando apropriado; para o método probabilístico, foram utilizadas as próprias distribuições.

Detalhe sobre o valor de $(OF)_i$ utilizado encontra-se no ANEXO A.

Os coeficientes de dose efetiva comprometida por inalação foram retirados da Posição Regulatória 3.01/011 (CNEN, 2011) e são apresentados no ANEXO A.

3.2.7 Incorporação pela Planta de Radionuclídeos Depositados na Superfície do Solo Contaminado (P_{34})

O parâmetro de transferência P_{34} relaciona a concentração de radionuclídeos na vegetação ($Bq.kg^{-1}$) com aquela depositada na superfície do solo ($Bq.m^{-2}$), e é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{34} = \frac{F_V}{d} \tag{3.19}$$

onde:

F_v: fator de concentração para o radionuclídeo na vegetação; e

d: densidade efetiva do solo ($kg.m^{-2}$).

Detalhes sobre os valores utilizados de densidade efetiva do solo, para pastagem e para culturas (vegetais folhosos, vegetais não-folhosos, raízes e frutas), são apresentados no ANEXO A.

A IAEA (2010) define F_V como sendo a razão entre a concentração de radionuclídeo na planta ($Bq.kg^{-1}$ massa seca) e a concentração no solo ($Bq.kg^{-1}$ massa seca). Contudo, para o cálculo de doses, conforme adotado no Safety Report Series nº 19 (IAEA, 2001), com relação aos tipos de plantas, considera-se que:

- para a forragem consumida por animais, F_V equivale à razão entre a concentração de radionuclídeos na forragem (peso seco) e a concentração no solo; e

- para vegetais e produtos frescos consumidos pelo homem, F_V equivale à razão entre a concentração na vegetação (peso fresco) e a concentração no solo.

Na análise, foram utilizados os valores de F_V apresentados pela IAEA (2009, 2010). Com base nos valores selecionados, foram geradas distribuições, as quais são detalhadas no APÊNDICE B.

3.2.8 Transferência da Vegetação para Produtos Animais (P_{45})

O parâmetro de transferência P_{45} relaciona a concentração de radionuclídeos em produtos de origem animal com a concentração encontrada nos alimentos consumidos pelo animal. Com base nas metodologias apresentadas pela IAEA (1989a, 2001) e pela CSA (1987), P_{45} pode ser expresso por:

$$P_{45} = Q_f \,.\, F \,.\, [f_p + (1 - f_p).\exp(-\lambda_r.t_h)] \tag{3.20}$$

onde:

Q_f: taxa de consumo de alimento pelo animal ($kg.dia^{-1}$, peso seco);

F: fração da incorporação diária do animal por ingestão que aparece em cada kg do produto ($dia.kg^{-1}$);

f_p: fração anual na qual o animal consome pasto fresco;

λ_r: constante de decaimento radioativo (dia^{-1}); e

t_h: tempo de espera entre a colheita e o consumo do alimento (dia).

Detalhes sobre os valores utilizados de f_p e t_h são apresentados no APÊNDICE C.

Detalhes sobre os valores de Q_f e de F considerados na análise, assim como sobre as distribuições geradas a partir dos mesmos, são apresentados no APÊNDICE B.

3.2.9 Transferência da Atmosfera para Produtos Animais (P_{15})

O parâmetro que descreve a transferência de material radioativo da atmosfera diretamente para os produtos animais, devido à inalação de material radioativo pelos animais, é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{15} = I_a \cdot F' \tag{3.21}$$

onde:

I_a: taxa de respiração do animal ($m^3.dia^{-1}$);

F': fração da incorporação diária do animal, por inalação, que aparece em cada kg do produto (dia.kg^{-1}) = $\frac{f_a}{f_1} \cdot F$;

f_a: fração da atividade inalada; e

f_1: fração da atividade ingerida.

Segundo a IAEA (1989a) e a CSA (1987), uma vez que os dados disponíveis à respeito da transferência de material inalado para os produtos animais são escassos, os valores de F' podem ser estimados utilizando-se dados metabólicos humanos. Na análise, os valores de F' foram calculados a partir dos valores de F (ver item 3.2.8). Com base nos valores obtidos, foram geradas distribuições, as quais são detalhadas no APÊNDICE B.

Detalhes sobre os valores de I_a, f_a e f_1, utilizados na análise, são apresentados no ANEXO A.

Com base nos valores de P_{15}, estimados para os produtos animais e para os radionuclídeos considerados, foram geradas distribuições, as quais são detalhadas no APÊNDICE B.

3.2.10 Incorporação de Vegetais (P_{49}) e de Produtos Animais (P_{59}) por Seres Humanos

Os parâmetros de transferência P_{49} e P_{59} relacionam a dose efetiva comprometida com a ingestão de vegetais e a ingestão de produtos animais, e são dados pela IAEA (1989a, 2001) e pela CSA (1987):

$$P_{49} = g_f \cdot I_f \cdot (DCF)_f \,.\exp(-\lambda_r.t_h) \tag{3.22}$$

$$P_{59} = g_f \cdot I_f \cdot (DCF)_f \,.\exp(-\lambda_r.t_f) \tag{3.23a}$$

$$P_{59} = g_f \cdot I_f \cdot (DCF)_f \,.\exp(-\lambda_r.t_m) \tag{3.23b}$$

onde:

I_f: taxa de consumo de alimento (kg.a^{-1});

t_f: tempo de espera entre o abate e o consumo humano da carne (dia);

t_m: tempo de espera entre a ordenha e o consumo humano do leite (dia);

g_f: fração do alimento consumido originário da fonte contaminada ($0 \leq g_f \leq 1$); e

$(DCF)_f$: coeficiente de dose efetiva comprometida por ingestão (Sv.Bq^{-1}).

Os valores das taxas de consumo de alimentos utilizados na análise basearam-se nos dados médios de aquisição alimentar domiciliar per capita anual, por forma de aquisição, para diversos tipos de produtos (alimentos), para o estado de São Paulo, no período de 2008-2009 (IBGE[4]). No APÊNDICE D, são apresentados detalhes, incluindo as hipóteses assumidas, dos valores gerados para os grupos de alimentos e as faixas etárias considerados, os quais, por sua vez, serviram de base para as distribuições detalhadas no APÊNDICE B.

Os valores do tempo de espera entre a colheita e o consumo do alimento (t_h) foram definidos para cada tipo de vegetal (folhosos, não-folhosos, raízes e frutas), sendo apresentados no APÊNDICE B, onde também são detalhadas as distribuições geradas.

Os valores do tempo de espera entre o abate e o consumo humano da carne (t_f) foram definidos para gado de corte, porcos e aves, sendo apresentados no APÊNDICE B, onde também são detalhadas as distribuições geradas.

Detalhes sobre os valores utilizados de t_m e g_f são apresentados no APÊNDICE C.

Os coeficientes de dose efetiva comprometida por ingestão foram retirados da Posição Regulatória 3.01/011 (CNEN, 2011) e são apresentados no ANEXO A.

3.3 Parâmetros de Transferência Ambiental para Liberações Líquidas

3.3.1 Transporte de Radionuclídeos em Águas Superficiais - Fator de Transferência $\mathbf{P_{S2}}$

Segundo a IAEA (2001), os radionuclídeos descarregados em águas superficiais estão sujeitos a uma série de processos físicos e químicos que afetam seu transporte a partir da origem, os quais incluem:

- Processos de fluxo, tais como transporte a jusante (advecção) e processos de mistura (dispersão turbulenta);
- Processos de sedimentação, tais como adsorção/dessorção agindo em sedimentos suspensos, costeiros e de fundo; e deposição e ressuspensão de sedimentos, a qual adsorve radionuclídeos; e
- Outros processos, que incluem decaimento radioativo e outros mecanismos que reduzem a concentração na água, como a volatilização de radionuclídeos.

Segundo a IAEA (2001), a descrição detalhada desses processos, ilustrados na FIG. 3.1 (Mazzilli et al., 2011), pode ser encontrada em Onishi et al. (1980) e Jirka (1983). Os processos são, em geral, de natureza tridimensional e transientes. No entanto, uma

[4] http://www.ibge.gov.br/home/xml/pof_2008_2009.shtm

avaliação genérica da concentração média anual decorrente de descargas rotineiras pode ser realizada considerando que alguns desses processos estão em estado estacionário.

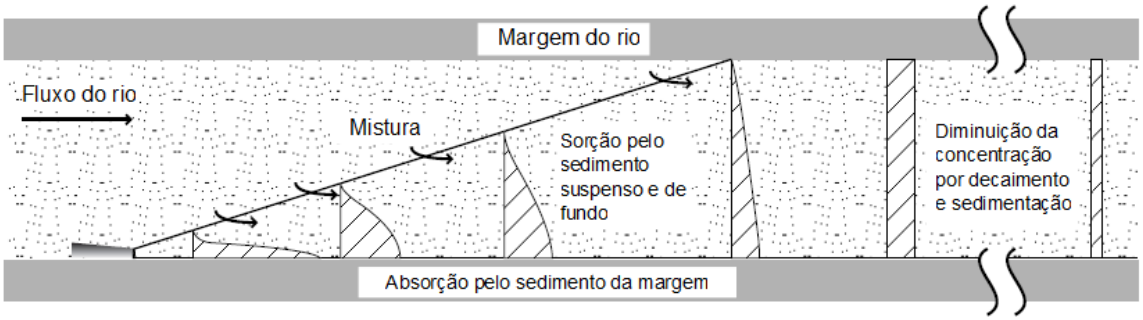


FIGURA 3.1 - Processos que afetam o movimento de radionuclídeos no rio, a partir do ponto de descarga (Mazzilli et al., 2011)

Na avaliação do transporte aquático de efluentes líquidos liberados rotineiramente em águas superficiais, podem ser utilizados diversos modelos (USNRC, 1977b; Codell, 1982; IAEA, 1985, 2001), todos aplicáveis para liberações contínuas.

Especificamente, para a estimativa do fator de transferência P_{S2}, que relaciona a concentração na água ($Bq.m^{-3}$) num dado local com a taxa de liberação ($Bq.s^{-1}$), pode ser utilizada a seguinte relação, deduzida com base em IAEA (1989a, 2001), válida para rios:

$$P_{S2} = \frac{C_{w,tot}}{Q_i} = \frac{1}{q_r} \exp\left[-\left(\lambda_r + \lambda_s\right).\frac{x}{u}\right] \tag{3.24}$$

onde:

$C_{w,tot}$: concentração total do radionuclídeo na água ($Bq.m^{-3}$);

Q_i: taxa média de descarga para o radionuclídeo i (Bq/s) (correspondente à $X_{S(a)}$ - ver item 3.1.2);

q_r: vazão média do rio ($m^3.s^{-1}$);

λ_r: constante de decaimento radioativo (s^{-1});

λ_s: constante de remoção por sedimentação (s^{-1});

x: distância entre o ponto de descarga e o ponto receptor (m); e

u: velocidade da água ($m.\ s^{-1}$).

A EQ. 3.24 é genérica e, na presente análise, diferente do definido no Safety Report Series nº 19 (IAEA, 2001), sua aplicação independe de fatores tais como a distância longitudinal necessária para obter uma mistura completa (L_z) ou a largura do rio (B). Em suma, pode-se afirmar que trata-se de um modelo de diluição simples, considerando a

mistura total no meio ambiente fora da área de propriedade da instalação e condições de fluxo constante em estado estacionário.

Para propósito de simplificação, a remoção de atividade pelo sedimento é ignorada ($\lambda_s = 0$), o que leva a uma maximização do cálculo do fator de transferência P_{S2}; foi considerado apenas o decaimento radioativo durante o trajeto da água do rio, do ponto de descarga até a posição do receptor.

Contudo, para a exposição aos sedimentos contaminados nas margens do rio, é considerada a adsorção de radionuclídeos nas partículas de sedimentos na água (ver itens 3.3.6 e 3.3.7).

Com base nos valores obtidos de u e q_r, foram geradas distribuições, detalhadas no APÊNDICE B.

3.3.2 Contaminação da Vegetação por Água de Irrigação (P_{24})

Para a irrigação de áreas cultivadas, o parâmetro de transferência P_{24}, que relaciona a concentração de radionuclídeos na vegetação com a concentração na água de irrigação, pode ser calculado de maneira similar à P_{14}, ou seja:

$$P_{24} = \frac{R.L}{\lambda_e.Y}[1 - \exp(-\lambda_e.t_e)] \tag{3.25}$$

onde L é a taxa média de irrigação na época de cultivo ($m^3.m^{-2}.s^{-1}$).

Os valores de λ_e, t_e, R e Y são os mesmos que os utilizados no cálculo de P_{14}.

Considerou-se, conservativamente, que a taxa média de irrigação no período de cultivo (L) é igual a taxa média anual de irrigação (L') (ver item 3.3.3).

3.3.3 Contaminação do Solo por Água de Irrigação (P_{23})

Para a irrigação de áreas cultivadas, o parâmetro de transferência de água de irrigação para o solo (P_{23}), em condições de estado estacionário, pode ser calculado de maneira similar à P_{13}, ou seja:

$$P_{23} = \frac{L'}{\lambda_g} \tag{3.26}$$

onde L' é taxa média anual de irrigação ($m^3.m^{-2}.s^{-1}$).

Na análise, a taxa média anual de irrigação foi considerada constante, possuindo valor único para todas as culturas consideradas. Detalhes sobre o valor de L' utilizado na análise são apresentados no ANEXO A. Contudo, para estudos futuros, deve

ser estudada a dependência de L e L' para distintos tipos de cultura, assim como a possibilidade de expressá-las na forma de distribuição.

Os valores de λ_g são os mesmos que os utilizados no cálculo de P_{13}.

3.3.4 Incorporação de Água por Animais (P_{25})

O parâmetro de transferência que relaciona a concentração de radionuclídeos em produtos animais com a concentração na água consumida pelo animal é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{25} = k'_w \cdot Q_w \cdot F \tag{3.27}$$

onde:

Q_w: ingestão diária de água pelo animal($m^3.d^{-1}$); e

k'_w: fração da quantidade anual de água ingerida pelo animal proveniente de fonte contaminada.

Detalhes sobre os valores utilizados de Q_w e as distribuições geradas, para cada tipo de animal considerado, são apresentados no APÊNDICE B.

Detalhes sobre o valor de k'_w utilizado são apresentados no APÊNDICE C.

3.3.5 Transferência da Água para Peixes (P_{26})

O parâmetro de transferência da água para peixes, normalmente denominado como fator de bioacumulação, em condições de equilíbrio, é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{26} = \frac{C_{peixe}}{C_{água}} \tag{3.28}$$

onde:

C_{peixe}: concentração de radionuclídeo no peixe ($Bq.kg^{-1}$); e

$C_{água}$: concentração de radionuclídeo na água na qual o peixe é criado ($Bq.m^{-3}$).

O fator de bioacumulação depende, entre outros fatores, da espécie de peixe, da concentração de sedimentos suspensos, do pH e da temperatura da água, e do estado químico dos radionuclídeos liberados (Lemire,1989; IAEA, 2001).

Detalhes sobre os valores considerados de P_{26} e as distribuições geradas, são apresentados no APÊNDICE B.

3.3.6 Transferência da Água Superficial para Sedimentos Aquáticos (P_{28})

A remoção de radionuclídeos dissolvidos na água pela adsorção dos mesmos nas partículas de sedimento, resulta na acumulação, e consequente aumento da concentração, de radionuclídeos nos sedimentos suspensos e nas margens do rio.

Parte dos sedimentos transportados pode ser depositada ao longo das margens durante eventos de cheias ou tempestades. Dessa forma, indivíduos que desenvolvam atividades nas margens do rio, como a pesca ou banhos de sol, podem estar expostos à radiação direta proveniente dos sedimentos contaminados.

O parâmetro de transferência P_{28} relaciona a concentração de radionuclídeos no sedimento com a concentração na água, sob condições de equilíbrio, e é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{28} = \frac{C_{sedimento}}{C_{água}} \tag{3.29}$$

onde:

$C_{sedimento}$: concentração de radionuclídeos no sedimento ($Bq.kg^{-1}$); e

$C_{água}$: concentração de radionuclídeos na água ($Bq.m^{-3}$).

Na verdade, o parâmetro de transferência P_{28} corresponde ao coeficiente de distribuição K_d, que expressa a troca de radionuclídeos entre a fase dissolvida e a fase sorvida no sedimento que, para um dado radionuclídeo, é definido como (IAEA, 2001; Mazzilli et al., 2011):

$$K_d = \frac{\text{atividade do radionuclídeo sorvido por unidade de massa do sedimento (Bq/kg)}}{\text{atividade do radionuclídeo dissolvido por unidade de volume de água (Bq/m}^3\text{)}}$$

Detalhes sobre os valores considerados de K_d e as distribuições geradas são apresentados no APÊNDICE B.

3.3.7 Exposição Externa aos Sedimentos Contaminados (P_{89})

O parâmetro de transferência que relaciona a taxa de dose devido à exposição externa ao sedimento contaminado nas margens do rio com a concentração de radionuclídeos no sedimento é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{89} = (OF)_s.W.(DCF)_g.d_s.(DF)_s \tag{3.30}$$

onde:

$(OF)_s$: fator de ocupação da margem do rio ou fração do ano em que um indivíduo encontra-se exposto a este caminho de exposição;

W: fator de extensão da margem, relacionado à geometria da exposição;

d_s: densidade efetiva do sedimento ($kg.m^{-2}$); e

$(DF)_s$: fator de diluição para deposição na margem (≤ 1).

O parâmetro P_{89} é utilizado para a estimativa de doses provenientes de superfícies contendo radionuclídeos com concentração homogênea.

Com relação ao tipo de radiação proveniente do sedimento, uma vez que a fonte encontra-se distribuída no mesmo, a maior parte da radiação beta emitida é absorvida no próprio sedimento (IAEA, 1989a; CSA, 1987). Desse modo, a dose na superfície da pele para partículas beta pode ser desprezada, se comparada com a dose resultante da emissão gama, exceto para as atividades nas quais um indivíduo tem contato direto com a areia da margem do rio, como tomar banho de sol.

Detalhes sobre os valores de d_s e W, utilizados na análise, são apresentados no ANEXO A, enquanto que para os valores de $(DF)_s$ são apresentados no APÊNDICE C.

Detalhes sobre os valores dos fatores de ocupação $(OF)_s$ considerados são apresentados no APÊNDICE B, onde também encontram-se detalhadas as distribuições de valores geradas.

Convém, ainda, observar que a IAEA (2001) recomenda que o cálculo da concentração superficial de radionuclídeos no sedimento da margem leve em conta o decaimento radioativo que ocorre durante a acumulação dos radionuclídeos no sedimento da margem, utilizando a relação $[(1 - \exp(-\lambda_r.T_e)) / (\lambda_r.T_e)]$, onde T_e é o tempo efetivo de acumulação (ver ANEXO A).

3.3.8 Ingestão de Peixe por Seres Humanos (P_{69})

O parâmetro de transferência que relaciona a dose com a ingestão de peixe é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{69} = g_f.I_f.(DCF)_f \tag{3.31}$$

onde, nesse caso, g_f representa a fração dos peixes consumidos originários do rio que recebe os efluentes da instalação.

No APÊNDICE D, são apresentados detalhes, incluindo as hipóteses assumidas, dos valores gerados das taxas anuais de consumo de peixes, para as faixas etárias consideradas, os quais, por sua vez, serviram de base para as distribuições detalhadas no APÊNDICE B.

Detalhes sobre o valor de g_f considerado na análise são apresentados no APÊNDICE C.

3.3.9 Imersão em Água Contaminada ($P_{(e)29}$)

O parâmetro de transferência que relaciona a dose devido à imersão em água contaminada com a concentração de radionuclídeos na água é dado por (IAEA, 1989a; CSA, 1987):

$$P_{(e)29} = (DCF)_w \cdot (OF)_w \tag{3.32}$$

onde:

$(DCF)_w$: coeficiente de dose efetiva devido à imersão em água contaminada ($Sv.m^3.Bq^{-1}.a^{-1}$); e

$(OF)_w$: fator de ocupação da água.

Os valores dos coeficientes de dose efetiva devido à imersão em água contaminada foram retirados da Posição Regulatória 3.01/011 (CNEN, 2011) e são apresentados no ANEXO A.

Detalhes sobre os valores dos fatores de ocupação da água, para cada faixa etária considerada, são apresentados no APÊNDICE B, onde também encontram-se detalhadas as distribuições de valores geradas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Parâmetros com valores estimados

Com relação aos valores dos parâmetros utilizados no presente estudo, parte deles foi retirada diretamente da literatura, enquanto que a maioria foi estimada na forma de constantes e, sempre que possível, na forma de distribuições.

Os parâmetros foram discriminados como dependentes ou independentes do radionuclídeo, assim como, quando aplicável, foram descritos de modo específico para cada faixa etária considerada.

4.1.1 Parâmetros estimados com valores constantes

Os valores dos parâmetros utilizados na análise, estimados com valores constantes, são apresentados nas TAB. 4.1 a 4.3. As considerações empregadas para a estimativa desses valores são apresentadas no APÊNDICE C.

4.1.2 Parâmetros estimados com valores na forma de distribuições

Os parâmetros estimados com valores na forma de distribuições, conforme utilizados na análise, são apresentados nas TAB. 4.4 a 4.7. O detalhamento das distribuições geradas é apresentado no APÊNDICE B.

TABELA 4.1 - Liberações anuais estimadas para a USEXA

Radionuclídeo	**Atividade Liberada (Bq/ano)**	
	Tipo de Descarga	
	Gasosa	Líquida
^{234}U	9,92E+06	2,77E+05
^{235}U	4,64E+05	1,30E+04
^{238}U	9,92E+06	2,77E+05
^{232}Th	-	4,69E+03
Filhos		
^{231}Th	4,64E+05	1,30E+04
^{234}Th	9,92E+06	2,77E+05
^{234m}Pa	9,92E+06	2,77E+05
^{228}Ac	-	5,33E+02
^{228}Ra	-	5,33E+02

TABELA 4.2 Parâmetros dependentes do radionuclídeo, estimados com valores constantes

Parâmetro	**V_w ($m.s^{-1}$)**	**λ_e (s^{-1})**	**λ_g (s^{-1})**	**V_T ($m.s^{-1}$) solo**	**V_T ($m.s^{-1}$) pastagem**	**V_T ($m.s^{-1}$) folhosos**	**V_T ($m.s^{-1}$) não-folhosos**	**V_T ($m.s^{-1}$) raízes**	**V_T ($m.s^{-1}$) frutas**
Radionuclídeo									
^{234}U	1,22E-02	5,79E-07	3,17E-10	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02
^{235}U	1,22E-02	5,79E-07	3,17E-10	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02
^{238}U	1,22E-02	5,79E-07	3,17E-10	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02
^{232}Th	1,22E-02	5,79E-07	3,17E-10	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02
^{231}Th	1,22E-02	8,13E-06	7,55E-06	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02
^{234}Th	1,22E-02	9,12E-07	3,33E-07	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02
^{234m}Pa	1,22E-02	9,87E-03	9,87E-03	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02
^{228}Ac	1,22E-02	3,20E-05	3,14E-05	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02
^{228}Ra	1,22E-02	5,83E-07	4,14E-09	1,27E-02	1,37E-02	1,72E-02	1,42E-02	1,42E-02	1,72E-02

TABELA 4.3 Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores constantes

Parâmetro	Valor
IR ($mm.h^{-1}$)	0,149
H_{inv} (m)	510,49
t_m (dia)	0
t_h (dia) consumo p/animais	0
f_p (-)	1
g_f (-)	1
k'w (-)	1
$(DF)_s$ (-)	1

Siglas utilizadas nas TAB. 4.4 a 4.7:

MA: média aritmética;

DP: desvio padrão aritmético;

MÍN: valor mínimo;

MÁX: valor máximo; e

95%: percentil de 95% (considerado apenas para os dados de hábitos).

Nos cálculos em que são utilizados valores médios, para os parâmetros com valores na forma de distribuição normal considerou-se os valores correspondentes à média aritmética.

Para os valores na forma de distribuição lognormal, o valor médio da distribuição corresponde à média geométrica (mediana). Contudo, na análise foram conservativamente utilizados os valores correspondentes à média aritmética, os quais são superiores à média geométrica neste tipo de distribuição.

No caso dos valores expressos na forma de distribuição triangular, os valores apresentados na coluna MA (média aritmética) das TAB. 4.4 a 4.7, correspondem, na verdade, aos valores esperados.

4.2 Doses Resultantes

Com base nos objetivos propostos (ver seção 1.3), a avaliação de impacto radiológico ambiental considerou os seguintes cenários:

1) estimativa de doses para os indivíduos situados no local correspondente à localização do grupo crítico do CEA (distância de 700 m do ponto de liberação, no setor N da região de interesse, correspondente ao local, fora da área de propriedade do operador, de maior concentração de radionuclídeos no ar devido às liberações do CEA, conforme descrito no Cap. 2), utilizando a metodologia de grupo crítico e o método determinístico da metodologia de indivíduo representativo; adicionalmente, foi calculada, de maneira

probabilística, a dose individual apenas para essa localização que, para efeito de identificação, foi denominada como “grupo crítico probabilístico”); e

2) idem ao cenário anterior, exceto que para a estimativa de doses utilizando o método probabilístico da metodologia de indivíduo representativo considerou-se um indivíduo, localizado fora do sítio, na área com raio de 10.000 m.

Nos cálculos efetuados, foi considerada a ocorrência de todos os caminhos de exposição significativos identificados na região de interesse (ver seção 3.1).

Na TAB. 4.8 e na FIG. 4.1 são apresentadas as doses estimadas, para as faixas etárias consideradas, empregando os dados utilizados para a metodologia de grupo crítico, ou seja, valores únicos, constantes ou médios, e, em boa parte, conservativos.

Conforme observado anteriormente, para o método determinístico da metodologia de indivíduo representativo devem ser utilizados valores médios e percentis de 95% (dados de hábitos) das distribuições obtidas dos parâmetros. Na TAB. 4.9 são apresentadas as doses estimadas considerando-se apenas os valores médios.

Com base nos valores apresentados na TAB. 4.9, identificou-se as duas vias predominantes (que resultam nas maiores doses efetivas) de incorporação, para cada faixa etária, ou seja: a ingestão de vegetais não-folhosos, para as faixas etárias superiores a 17 anos e de 7 a 12 anos; a ingestão de leite, para a faixa de 1 a 2 anos; e a inalação, para todas as faixas etárias, conforme ilustrado na FIG. 4.2.

Desse modo, para as taxas de consumo de vegetais não-folhosos (> 17 anos; 7 a 12 anos) e de leite (1 a 2 anos) e para as taxas de inalação (todas as faixas etárias), foram utilizados os valores de percentis de 95% para a estimativa das doses efetivas pelo método determinístico para o indivíduo representativo, que são apresentadas na TAB. 4.10 e na FIG. 4.3.

Para os cenários analisados, fica evidente que as liberações de radionuclídeos para a atmosfera contribuem para a quase totalidade das doses efetivas, sendo que a contribuição das liberações líquidas é praticamente desprezível, sendo cerca de três ordens de grandeza inferior à contribuição das liberações atmosféricas (ver FIG. 4.4).

Para a avaliação probabilística das doses individuais apenas para o setor N na distância de 700 m (“grupo crítico probabilístico”), considerou-se um cenário adicional, e conservativo, em que foram utilizados, sempre que possível, os valores dos parâmetros na forma de distribuições, cujo resultado consistiu numa distribuição de dose individual para aquela localização apenas.

TABELA 4.4 Parâmetros dependentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições

Parâmetro	Distribuição	MA	DP	MÍN	MÁX	95%
F (dia.kg^{-1})						
U						
leite	lognormal	2,82E-03	2,82E-03	4,87E-04	5,94E-03	
carne bovina	lognormal	4,20E-04	2,00E-04	2,50E-04	6,30E-04	
porcos	normal	4,40E-02	6,00E-03	2,60E-02	6,20E-02	
galinhas	normal	7,50E-01	1,50E-01	3,00E-01	1,20E+00	
ovos	normal	1,10E+00	4,67E-02	9,20E-01	1,20E+00	
Th						
carne bovina	lognormal	3,50E-04	3,30E-04	4,00E-05	9,60E-04	
Ra						
leite	lognormal	4,97E-04	3,70E-04	8,76E-05	1,36E-03	
carne bovina	constante	1,70E-03				
F_V (-)						
U						
forragem (peso seco)	lognormal	4,20E-01	2,00E+00	1,30E-03	1,40E+01	
não-folhosos (p. fresco)	lognormal	1,76E-01	2,90E-01	2,02E-03	8,10E-01	
folhosos (p. fresco)	lognormal	7,04E-03	8,80E-03	3,52E-04	3,28E-02	
raízes (p. fresco)	lognormal	2,31E-02	2,52E-02	1,74E-03	5,46E-02	
frutas (p. fresco)	lognormal	7,30E-02	7,70E-02	1,10E-02	1,60E-01	
Th						
forragem (peso seco)	lognormal	3,70E-01	6,40E-01	2,90E-03	2,70E+00	
não-folhosos (p. fresco)	lognormal	5,54E-05	2,20E+00	7,66E-05	7,66E-05	
folhosos (p. fresco)	lognormal	2,72E-06	1,52E-01	3,28E-06	2,24E-06	
raízes (p. fresco)	lognormal	3,99E-06	3,57E-01	4,41E-06	2,31E-06	
Ra						
forragem (peso seco)	lognormal	1,90E-01	2,80E-01	5,10E-05	1,60E+00	
não-folhosos (p. fresco)	lognormal	1,85E-02	3,78E+00	4,49E-02	6,25E-02	
folhosos (p. fresco)	lognormal	2,16E-03	3,60E-01	5,68E-03	8,00E-03	
raízes (p. fresco)	lognormal	2,31E-03	1,03E+00	7,14E-03	1,16E-02	
frutas (p. fresco)	constante	1,00E-01				
P_{15} (m^3.kg^{-1})						
U						
leite	lognormal	6,80E+00	6,80E+00	1,17E+00	1,43E+01	
carne bovina	lognormal	2,89E-01	1,38E-01	1,72E-01	4,33E-01	
porcos	normal	1,14E+01	1,55E+00	6,71E+00	1,60E+01	
galinhas	normal	1,23E+01	2,45E+00	4,90E+00	1,96E+01	
ovos	normal	1,80E+01	7,63E-01	1,50E+01	1,96E+01	

TABELA 4.4 Parâmetros dependentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições (continuação)

Parâmetro	Distribuição	MA	DP	MÍN	MÁX	95%
K_d ($m^3.kg^{-1}$)						
U	lognormal	5,00E-02	1,63E-01	2,00E-02	1,00E+00	
Th	lognormal	1,00E+01	1,67E+02	1,00E+00	1,00E+03	
Ra	lognormal	5,00E-01	1,50E-01	1,00E-01	1,00E+00	
P_{26} ($m^3.kg^{-1}$)						
U	lognormal	2,40E-03	1,30E-03	1,50E-03	3,30E-03	
Th	lognormal	1,90E-01	2,60E-01	3,80E-02	3,80E+00	
Ra	normal	2,10E-01	6,00E-02	1,60E-01	2,50E-01	
S_g (-)						
U	normal	0,27	0,03	0,17	0,36	0,32
Th	normal	0,27	0,03	0,17	0,36	0,32
Pa	normal	0,34	0,03	0,24	0,43	0,39
Ac	normal	0,34	0,03	0,24	0,43	0,39
F' ($dia.kg^{-1}$)						
U						
leite	lognormal	2,43E-02	2,43E-02	4,19E-03	5,11E-02	
carne bovina	lognormal	3,61E-03	1,72E-03	2,15E-03	5,42E-03	
porcos	normal	3,78E-01	5,16E-02	2,24E-01	5,33E-01	
galinhas	normal	6,45E+00	1,29E+00	2,58E+00	1,03E+01	
ovos	normal	9,46E+00	4,01E-01	7,91E+00	1,03E+01	

TABELA 4.5 Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições

Parâmetro	Distribuição	MA	DP	MÍN	MÁX	95%
Y_2 (kg.m^{-2})						
não-folhosos (p. fresco)	lognormal	2,53E+00	2,00E+00	1,77E-01	6,96E+00	
folhosos (p. fresco)	lognormal	2,36E+00	8,60E-01	1,62E+00	3,30E+00	
raízes (p. fresco)	normal	2,02E+00	5,59E-01	1,26E+00	2,56E+00	
frutas (p. fresco)	lognormal	2,66E+00	1,44E+00	1,10E+00	5,10E+00	
t_e (s)						
não-folhosos	normal	7,95E+06	1,73E+06	5,18E+06	1,56E+07	
folhosos	normal	4,32E+06	2,88E+05	3,46E+06	5,18E+06	
raízes	normal	7,95E+06	8,64E+05	5,18E+06	1,04E+07	
frutas	lognormal	6,48E+06	4,39E+06	5,18E+06	3,15E+07	
t_h (s)						
não-folhosos	lognormal	2,59E+05	8,64E+04	8,64E+04	6,05E+05	
folhosos	constante	0,00E+00				
raízes	lognormal	2,59E+05	8,64E+04	8,64E+04	6,05E+05	
frutas	lognormal	2,59E+05	8,64E+04	8,64E+04	6,05E+05	
Q_r (m^3.s^{-1})	lognormal	3,53E+00	3,35E+00	6,00E-01	2,07E+01	
u (m.s^{-1})	lognormal	2,75E-01	8,33E-02	0,00E+00	5,00E-01	
P_{s1} (s.m^{-3})						
p/método prob. (N; 700 m)	lognormal	4,73E-05	2,57E-05	2,32E-05	7,43E-05	
(área c/raio de 10.000 m)	lognormal	2,26E-06	7,84E-06	5,44E-08	8,61E-05	
f_u (-)	lognormal	1,25E-01	4,86E-02	4,17E-02	3,33E-01	2,20E-01
$(OF)_w$ (-)	lognormal	1,10E-03	1,70E-03			4,50E-03
$(OF)_S$ (-)	triangular	2,28E-02		1,14E-02	1,14E-01	9,25E-02
I (m^3.ano^{-1})						
p/grupo crítico	constante	8,10E+03				
p/indivíduo representativo	normal	5,95E+03	1,51E+03			8,98E+03

TABELA 4.5 Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições (continuação)

Parâmetro	Distribuição	MA	DP	MÍN	MÁX	95%
I_f (kg. ano^{-1})						
Vegetais						
não-folhosos	triangular	4,41E+01		0,00E+00	1,32E+02	1,08E+02
folhosos	triangular	3,92E+00		0,00E+00	1,18E+01	9,61E+00
raízes	triangular	1,05E+01		0,00E+00	3,14E+01	2,57E+01
frutas	triangular	3,38E+01		0,00E+00	1,01E+02	8,28E+01
Leite (L.ano^{-1})	triangular	4,48E+01		0,00E+00	1,34E+02	1,10E+02
carne bovina	triangular	1,53E+01		0,00E+00	4,60E+01	3,76E+01
porcos	triangular	6,09E+00		0,00E+00	1,83E+01	1,49E+01
galinhas	triangular	1,05E+01		0,00E+00	3,15E+01	2,58E+01
ovos	triangular	2,86E+00		0,00E+00	8,59E+00	7,02E+00
peixes	triangular	1,84E+00		0,00E+00	5,53E+00	4,52E+00
t_f (s)						
gado-carne	normal	1,73E+06	4,18E+05	8,64E+04	2,59E+06	
porcos	normal	1,73E+06	4,18E+05	8,64E+04	2,59E+06	
aves p/abate	constante	0,00E+00				
Q_f (kg. dia^{-1})						
gado-leite	normal	1,67E+01	2,60E+00	1,04E+01	2,60E+01	
gado-carne	normal	7,49E+00	8,67E-01	5,20E+00	1,04E+01	
porcos	normal	2,40E+00	1,67E-01	2,00E+00	3,00E+00	
aves p/abate	normal	1,20E-01	1,60E-02	8,40E-02	1,80E-01	
Q_w (m^3.dia^{-1})						
gado-leite	normal	7,50E-02	8,33E-03	5,00E-02	1,00E-01	
gado-carne	normal	4,00E-02	6,67E-03	2,00E-02	6,00E-02	
porcos	normal	8,00E-03	6,67E-04	6,00E-03	1,00E-02	
aves p/abate	normal	2,00E-04	3,33E-05	1,00E-04	3,00E-04	

TABELA 4.6 Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições, para a faixa etária de 1 a 2 anos

Parâmetro	Distribuição	MA	DP	MÍN	MÁX	95%
f_u (-)	normal	8,33E-02	2,07E-02	6,94E-04	1,25E-01	1,10E-01
$(OF)_w$ (-)	lognormal	2,60E-03	1,00E-03			4,50E-03
$(OF)_S$ (-)		0,00E+00		0,00E+00	0,00E+00	
I (m^3.ano^{-1}) p/grupo crítico	constante	1,88E+03				
p/indivíduo representativo	normal	2,92E+03	8,76E+02			4,67E+03
I_f (kg. ano^{-1})						
Vegetais						
não-folhosos	triangular	1,46E+01		0,00E+00	4,37E+01	3,57E+01
folhosos	triangular	1,92E+00		0,00E+00	5,76E+00	4,71E+00
raízes	triangular	3,04E+00		0,00E+00	9,11E+00	7,45E+00
frutas	triangular	1,11E+01		0,00E+00	3,34E+01	2,73E+01
Leite (L.ano^{-1})	triangular	5,83E+01		0,00E+00	1,75E+02	1,43E+02
carne bovina	triangular	3,38E+00		0,00E+00	1,01E+01	8,28E+00
Porcos	triangular	1,34E+00		0,00E+00	4,02E+00	3,29E+00
galinhas	triangular	2,31E+00		0,00E+00	6,94E+00	5,67E+00
Ovos	triangular	6,30E-01		0,00E+00	1,89E+00	1,54E+00
Peixes	triangular	4,06E-01		0,00E+00	1,22E+00	1,00E+00

TABELA 4.7 Parâmetros independentes do radionuclídeo, estimados com valores na forma de distribuições, para a faixa etária de 7 a 12 anos

Parâmetro	Distribuição	MA	DP	MÍN	MÁX	95%
f_u (-)	normal	1,04E-01	2,08E-02	4,17E-02	1,67E-01	1,40E-01
$(OF)_w$ (-)	normal	3,70E-03	4,00E-04			4,50E-03
$(OF)_S$ (-)	triangular	1,14E-02		5,70E-03	5,71E-02	4,63E-02
I (m^3.ano^{-1})) p/grupo crítico	constante	5,58E+03				
p/indivíduo representativo	normal	4,38E+03	8,40E+02			6,06E+03
I_f (kg. ano^{-1})						
Vegetais						
não-folhosos	triangular	3,00E+01		0,00E+00	9,00E+01	7,36E+01
folhosos	triangular	2,98E+00		0,00E+00	8,93E+00	7,30E+00
raízes	triangular	6,91E+00		0,00E+00	2,07E+01	1,69E+01
frutas	triangular	2,33E+01		0,00E+00	6,99E+01	5,72E+01
Leite (L.ano^{-1})	triangular	3,27E+01		0,00E+00	9,81E+01	8,02E+01
carne bovina	triangular	9,67E+00		0,00E+00	2,90E+01	2,37E+01
porcos	triangular	3,83E+00		0,00E+00	1,15E+01	9,40E+00
galinhas	triangular	6,62E+00		0,00E+00	1,99E+01	1,62E+01
ovos	triangular	1,80E+00		0,00E+00	5,41E+00	4,42E+00
peixes	triangular	1,16E+00		0,00E+00	3,49E+00	2,85E+00

TABELA 4.8 - Doses efetivas anuais, calculadas utilizando dados do grupo crítico (distância de 700 m do setor N da região de interesse)

Caminho de Exposição	Dose Efetiva Anual (Sv)		
	1 a 2 anos	7 a 12 anos	> 17 anos
Inalação	**1,55E-06**	**1,88E-06**	**2,16E-06**
Imersão na pluma	**4,50E-13**	**4,00E-13**	**3,51E-13**
Exposição direta ao solo	**1,11E-08**	**9,78E-09**	**9,46E-09**
Ingestão de vegetais	**2,30E-06**	**2,69E-06**	**2,60E-06**
Não-folhosos	1,62E-06	1,89E-06	1,84E-06
Folhosos	2,60E-08	2,25E-08	1,94E-08
Raízes	7,09E-08	9,04E-08	9,03E-08
Frutas	5,77E-07	6,82E-07	6,53E-07
Ingestão de leite	**1,75E-06**	**5,57E-07**	**5,05E-07**
Ingestão de produtos animais	**1,75E-07**	**2,84E-07**	**2,98E-07**
Carne Bovina	6,80E-09	1,10E-08	1,15E-08
Carne Suína	5,49E-08	8,91E-08	9,37E-08
Carne Galinha	8,07E-08	1,31E-07	1,38E-07
Ovos	3,23E-08	5,23E-08	5,51E-08
Total Gasoso	**5,78E-06**	**5,42E-06**	**5,57E-06**
Imersão em água contaminada	**4,46E-16**	**5,45E-16**	**1,35E-16**
Ingestão de vegetais	**1,41E-09**	**1,65E-09**	**1,59E-09**
Não-folhosos	1,00E-09	1,17E-09	1,14E-09
Folhosos	1,38E-11	1,20E-11	1,02E-11
Raízes	4,32E-11	5,54E-11	5,47E-11
Frutas	3,47E-10	4,11E-10	3,91E-10
Ingestão de leite	**7,92E-12**	**2,53E-12**	**2,28E-12**
Ingestão de produtos animais	**1,02E-10**	**1,66E-10**	**1,74E-10**
Carne Bovina	4,50E-14	7,41E-14	6,83E-14
Carne Suína	3,34E-11	5,43E-11	5,71E-11
Carne Galinha	4,89E-11	7,96E-11	8,36E-11
Ovos	1,96E-11	3,17E-11	3,34E-11
Exposição externa aos sedimentos	**0,00E+00**	**9,02E-14**	**1,64E-13**
Ingestão de peixe	**9,33E-12**	**1,23E-11**	**8,72E-12**
Total Líquido	**1,53E-09**	**1,83E-09**	**1,78E-09**
TOTAL	**5,78E-06**	**5,42E-06**	**5,58E-06**

TABELA 4.9 - Doses efetivas anuais, calculadas utilizando apenas os valores médios (método determinístico para indivíduo representativo) (distância de 700 m do setor N da região de interesse)

Caminho de Exposição	Dose Efetiva Anual (Sv)		
	1 a 2 anos	7 a 12 anos	> 17 anos
Inalação	**2,41E-06**	**1,48E-06**	**1,58E-06**
Imersão na pluma	**4,50E-13**	**4,00E-13**	**3,51E-13**
Exposição direta ao solo	**1,11E-08**	**9,78E-09**	**9,46E-09**
Ingestão de vegetais	**2,30E-06**	**2,69E-06**	**2,60E-06**
Não-folhosos	1,62E-06	1,89E-06	1,84E-06
Folhosos	2,60E-08	2,25E-08	1,94E-08
Raízes	7,09E-08	9,04E-08	9,03E-08
Frutas	5,77E-07	6,82E-07	6,53E-07
Ingestão de leite	**1,75E-06**	**5,57E-07**	**5,05E-07**
Ingestão de produtos animais	**1,75E-07**	**2,84E-07**	**2,98E-07**
Carne Bovina	6,80E-09	1,10E-08	1,15E-08
Carne Suína	5,49E-08	8,91E-08	9,37E-08
Carne Galinha	8,07E-08	1,31E-07	1,38E-07
Ovos	3,23E-08	5,23E-08	5,51E-08
Total Gasoso	**6,64E-06**	**5,01E-06**	**5,00E-06**
Imersão em água contaminada	**4,46E-16**	**5,45E-16**	**1,35E-16**
Ingestão de vegetais	**1,41E-09**	**1,65E-09**	**1,59E-09**
Não-folhosos	1,00E-09	1,17E-09	1,14E-09
Folhosos	1,38E-11	1,20E-11	1,02E-11
Raízes	4,32E-11	5,54E-11	5,47E-11
Frutas	3,47E-10	4,11E-10	3,91E-10
Ingestão de leite	**7,92E-12**	**2,53E-12**	**2,28E-12**
Ingestão de produtos animais	**1,02E-10**	**1,66E-10**	**1,74E-10**
Carne Bovina	4,50E-14	7,41E-14	6,83E-14
Carne Suína	3,34E-11	5,43E-11	5,71E-11
Carne Galinha	4,89E-11	7,96E-11	8,36E-11
Ovos	1,96E-11	3,17E-11	3,34E-11
Exposição externa aos sedimentos	**0,00E+00**	**9,02E-14**	**1,64E-13**
Ingestão de peixe	**9,33E-12**	**1,23E-11**	**8,72E-12**
Total Líquido	**1,53E-09**	**1,83E-09**	**1,78E-09**
TOTAL	**6,64E-06**	**5,01E-06**	**5,00E-06**

TABELA 4.10 - Doses efetivas anuais totais, calculadas utilizando os valores percentis de 95% para dados de hábitos - ingestão de vegetais não-folhosos (> 17 anos; 7 a 12 anos); ingestão de leite (1 a 2 anos); inalação de ar contaminado (todas as faixas etárias) - método determinístico para indivíduo representativo (distância de 700 m do setor N da região de interesse)

Dose Efetiva Anual Total (Sv)		
1 a 2 anos	**7 a 12 anos**	**> 17 anos**
1,06E-05	8,33E-06	8,48E-06

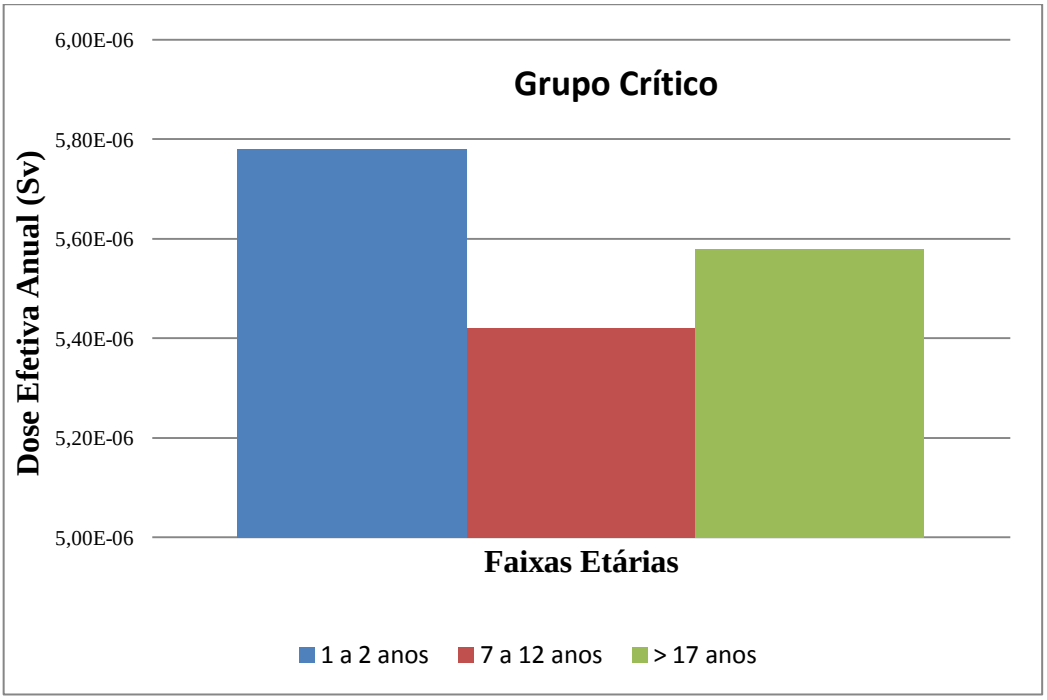


FIGURA 4.1 - Doses efetivas anuais totais, para as faixas etárias consideradas, calculadas utilizando dados do grupo crítico (distância de 700 m do setor N da região de interesse)

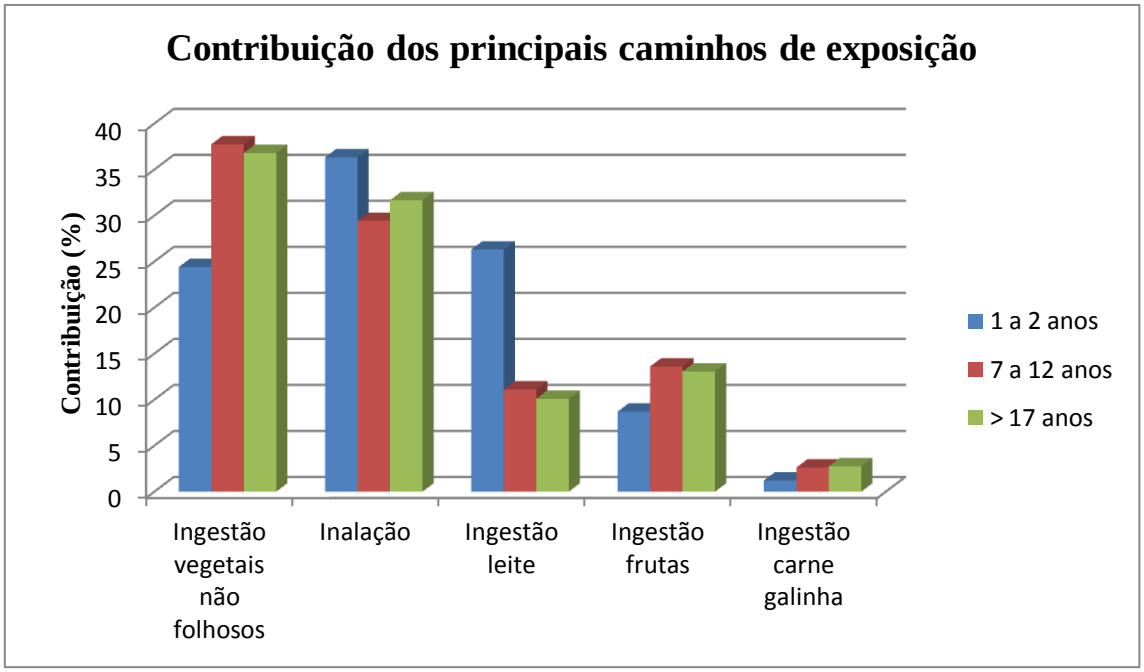


FIGURA 4.2 - Contribuição dos principais caminhos de exposição para a dose efetiva anual total, para cada faixa etária (método determinístico para indivíduo representativo) (distância de 700 m do setor N da região de interesse)

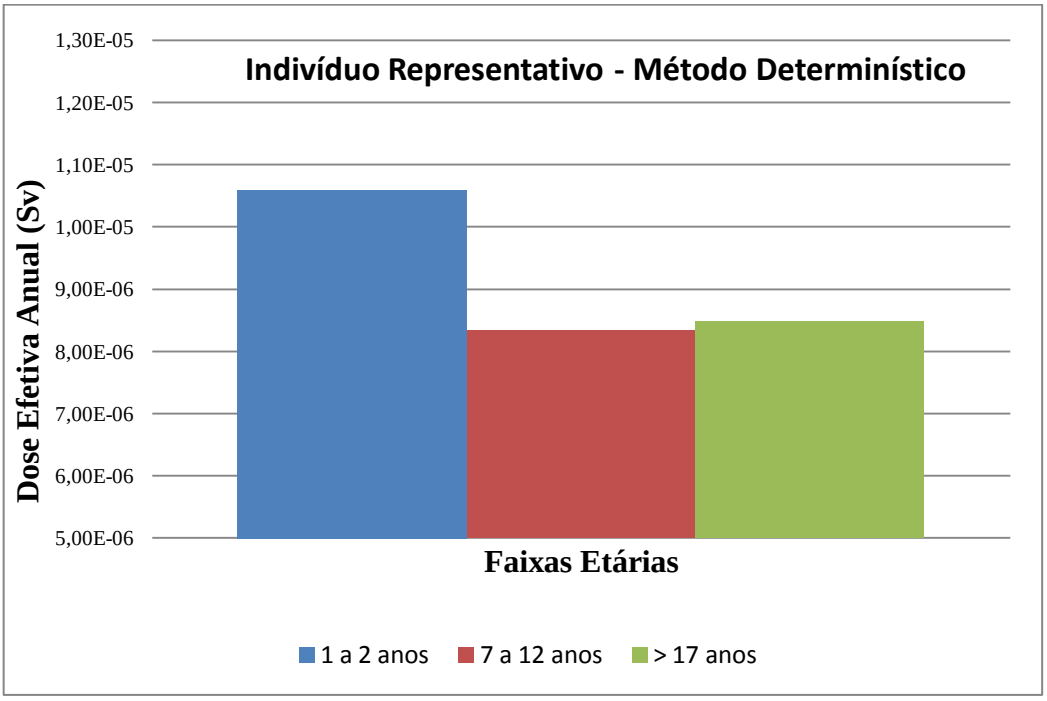


FIGURA 4.3 - Doses efetivas anuais totais, para as faixas etárias consideradas, calculadas utilizando o método determinístico para indivíduo representativo (distância de 700 m do setor N da região de interesse)

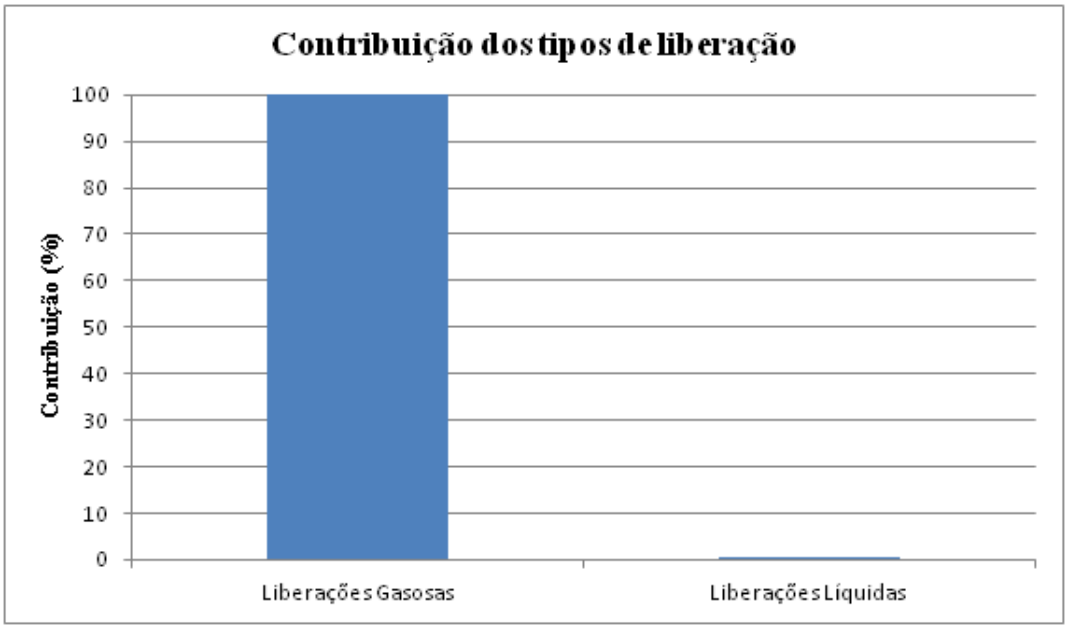


FIGURA 4.4 - Contribuição dos tipos de liberação para a dose efetiva anual total

Nesse caso, foi utilizada uma distribuição de valores dos fatores de dispersão atmosférica de longa duração (P_{S1}), válida apenas para aquele local (setor N, distância de 700 m) (ver TAB. 4.5). As distribuições de dose efetiva anual total resultantes para as faixas etárias consideradas foram ajustadas pelo programa Crystal Ball (Oracle Crystal Ball, 2008), sendo todas lognormais, conforme ilustradas nas FIG. 4.5 a 4.7. Na TAB. 4.11 e na FIG. 4.8, são apresentados os valores médios, mínimos, máximos e percentis de 95% dessas distribuições.

TABELA 4.11 - Doses efetivas anuais totais, calculadas de maneira probabilística, apenas para indivíduo localizado na distância de 700 m do setor N da região de interesse ("grupo crítico probabilístico")

Faixa Etária	**Distribuição**	**Dose Efetiva Anual Total (Sv)**			
		Média	**Percentil 95%**	**Mínimo**	**Máximo**
1 a 2 anos	lognormal	6,70E-06	1,56E-05	2,25E-07	1,90E-04
7 a 12 anos	lognormal	5,38E-06	1,25E-05	3,87E-07	1,26E-04
> 17 anos	lognormal	5,36E-06	1,24E-05	3,39E-07	8,75E-05

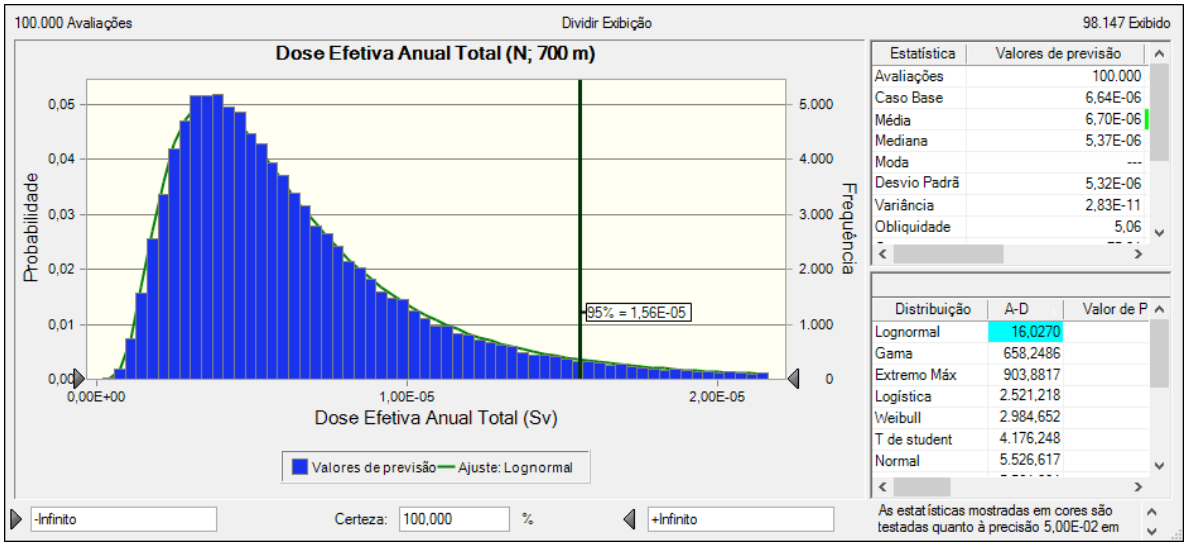


FIGURA 4.5 - Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade entre 1 a 2 anos, no setor N, distância de 700 m, extraído do Crystal Ball

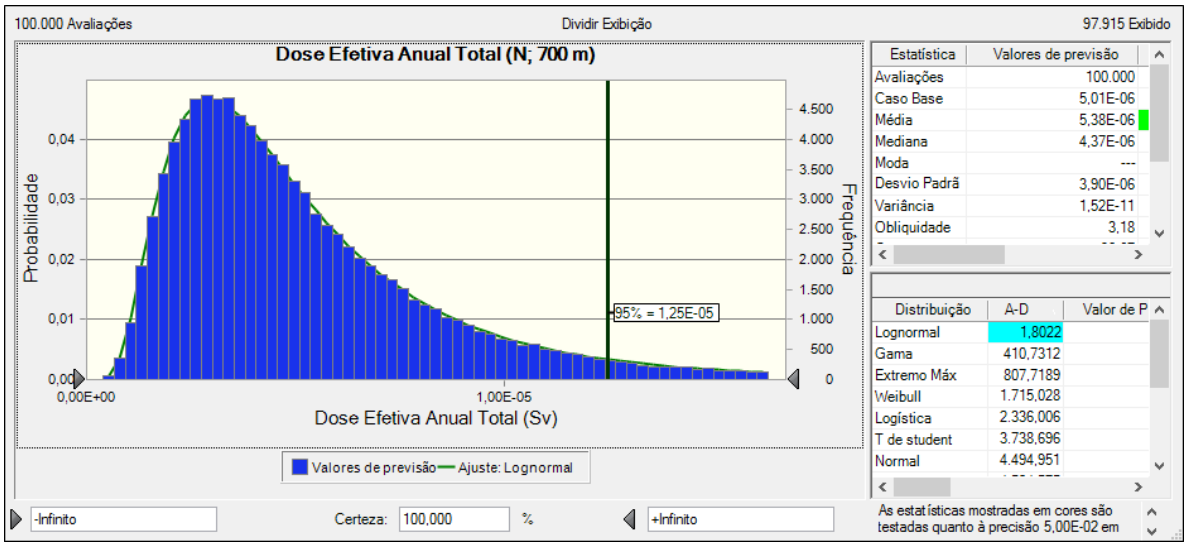


FIGURA 4.6 - Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade entre 7 a 12 anos, no setor N, distância de 700 m, extraído do Crystal Ball

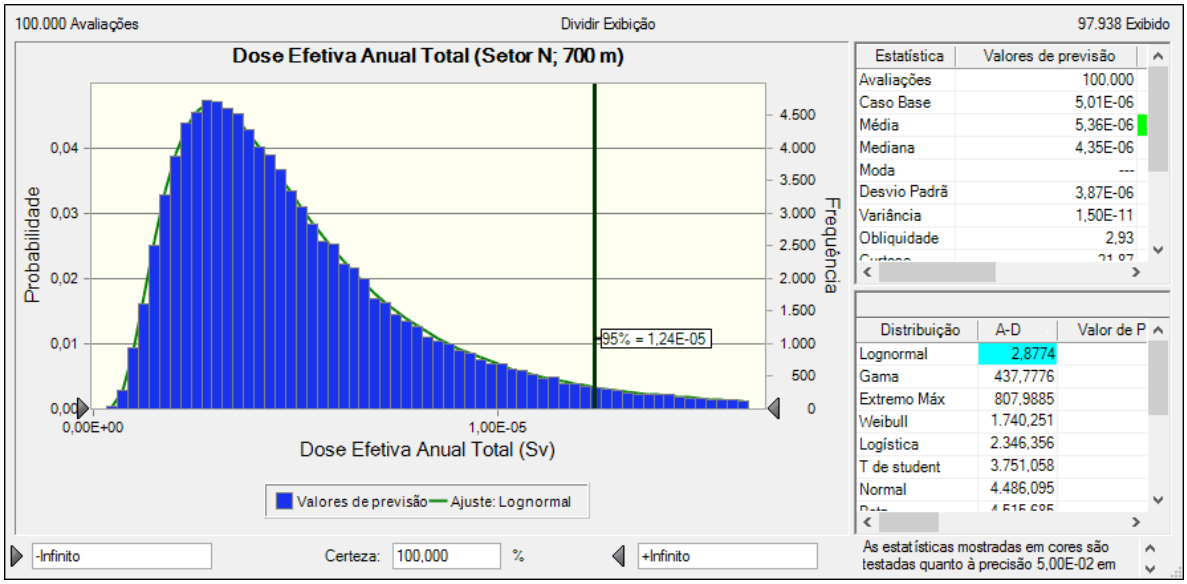


FIGURA 4.7 - Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade superior a 17 anos, no setor N, distância de 700 m, extraído do Crystal Ball

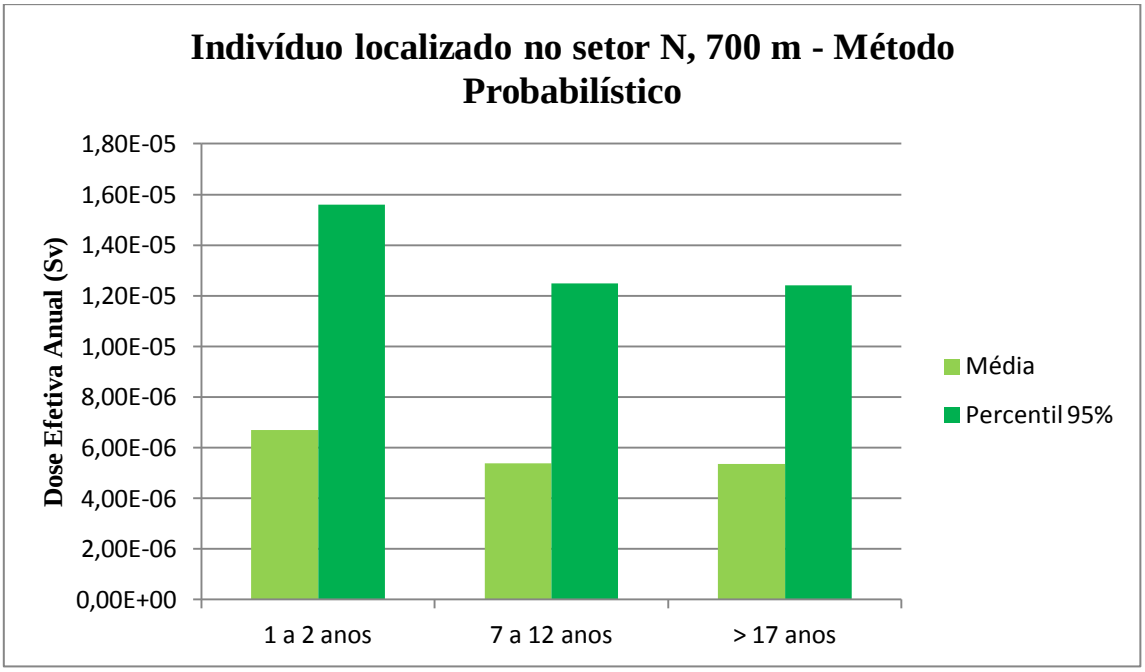


FIGURA 4.8 - Doses efetivas anuais totais, calculadas de maneira probabilística, apenas para indivíduo localizado na distância de 700 m do setor N da região de interesse (“grupo crítico probabilístico”)

Com base nos resultados da avaliação probabilística (“grupo crítico probabilístico”), uma possível interpretação seria de que, naquela localização, é de 5% a probabilidade de que a dose efetiva anual total correspondente ao valor do percentil de 95% seja ultrapassada. Outra possível interpretação, não probabilística, é de que 5% da

população possível de habitar aquele local estaria sujeita a receber uma dose superior à correspondente ao valor do percentil de 95%.

Para a estimativa de doses pelo método probabilístico da metodologia de indivíduo representativo, considerou-se a área com 10.000 m de raio, correspondente à região de interesse. Nessa área, as doses foram calculadas apenas para os indivíduos localizados fora dos limites físicos de propriedade do sítio do CEA.

Utilizando-se o programa Crystal Ball (Oracle Crystal Ball, 2008), foi gerada uma distribuição de valores dos fatores de dispersão atmosférica de longa duração (P_{S1}) para a área com 10.000 m de raio (ver TAB. 4.5 e APÊNDICE B), com base nos valores apresentados na TAB A.1, considerando as distâncias, de 500 m em 500 m, no intervalo de 500 m a 10.000 m, para todos os setores.

As distribuições de dose efetiva anual total resultantes para as faixas etárias consideradas foram ajustadas pelo programa Crystal Ball (Oracle Crystal Ball, 2008), sendo todas lognormais, conforme ilustradas nas FIG. 4.9 a 4.11. Na TAB. 4.12 são apresentados os valores médios, mínimos, máximos e os percentis de 95% dessas distribuições.

Uma possível interpretação, utilizando como exemplo o valor de dose do percentil de 95%, é que um indivíduo escolhido aleatoriamente da população (hipotética) exposta teria 5% de probabilidade de exceder este valor de dose.

Para a determinação dos indivíduos representativos (hipotéticos) na região analisada, pode-se considerar, por exemplo, que o valor de referência correspondente à maior dose seja o percentil de 95% estimado. Comparando-se esse valor com as doses estimadas na avaliação determinística para essa área (ver FIG. 4.12 a 4.14), tem-se que os possíveis indivíduos representativos estariam nos locais onde as doses fossem superiores ao percentil de 95%. Nas FIG. 4.12 a 4.14 são identificados os locais onde estariam os possíveis indivíduos representativos considerando as doses efetivas totais estimadas para as faixas etárias condideradas; a área sombreada corresponde ao limite físico de propriedade do sítio.

Para todos os casos analisados, observou-se que a quase totalidade das doses efetivas resultantes foram devido aos radioisótopos de urânio, sendo que a contribuição dos demais radionuclídeos foi praticamente desprezível, conforme comportamento geral ilustrado na FIG. 4.15. Em todos os casos, as contribuições dos radionuclídeos de U foram superiores a 99,6%.

TABELA 4.12 - Doses efetivas anuais totais, calculadas de maneira probabilística, para indivíduo localizado na área de 10.000 m de raio

Faixa Etária	Distribuição	Dose Efetiva Anual Total (Sv)			
		Média	Percentil 95%	Mínimo	Máximo
1 a 2 anos	lognormal	3,26E-07	1,13E-06	3,23E-10	2,10E-04
7 a 12 anos	lognormal	2,57E-07	8,88E-07	3,63E-10	1,10E-04
> 17 anos	lognormal	2,57E-07	8,86E-07	5,46E-10	8,24E-05

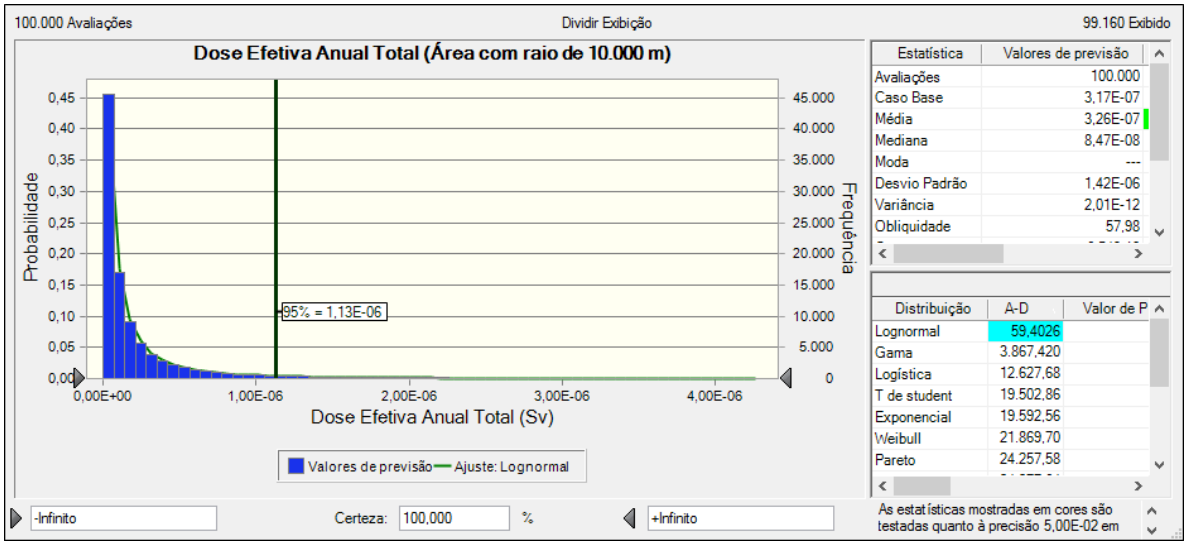


FIGURA 4.9 - Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade entre 1 a 2 anos, na área de 10.000 m de raio, extraído do Crystal Ball

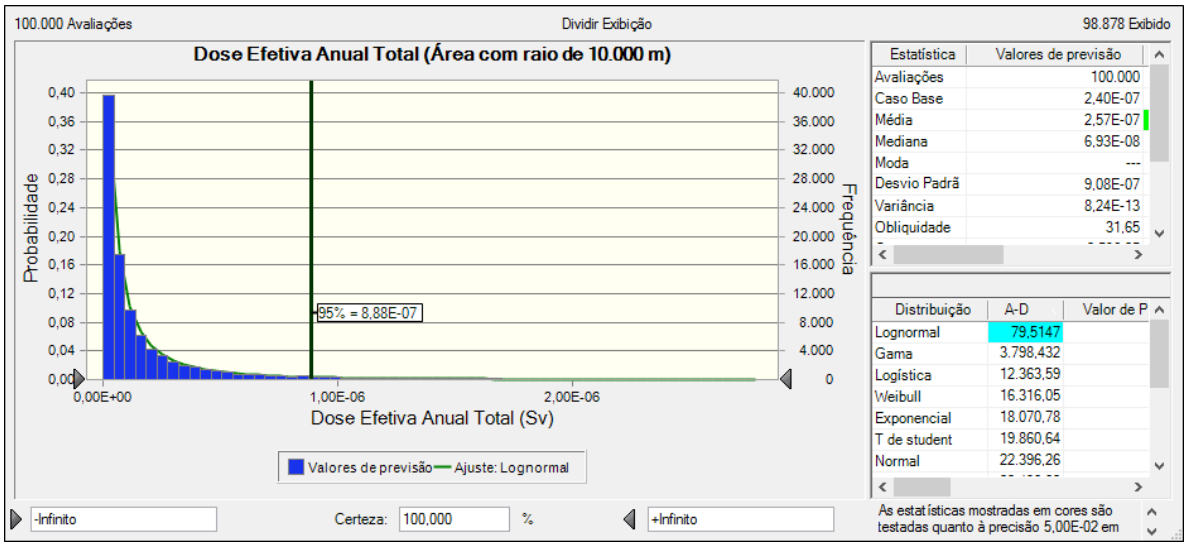


FIGURA 4.10 Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade entre 7 a 12 anos, na área de 10.000 m de raio, extraído do Crystal Ball

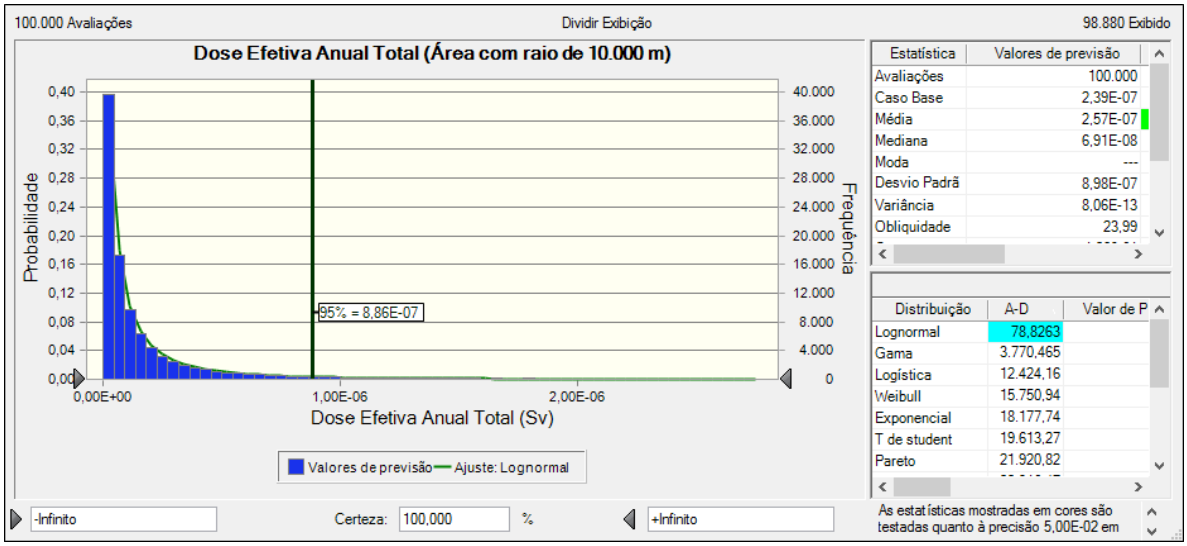


FIGURA 4.11 - Resumo da distribuição de dose efetiva total para indivíduo com idade superior a 17 anos, na área de 10.000 m de raio, extraído do Crystal Ball

Dose Efetiva Anual Total (Sv)																
Distância	Direções															
(m)	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
200																
300																
400																
500																
700	1,06E-05	8,24E-06	2,05E-06	1,34E-06	2,14E-06	1,12E-06										
1.000	5,67E-06	4,40E-06	1,10E-06	7,18E-07	1,14E-06	5,99E-07										4,35E-06
1.500	2,82E-06	2,18E-06	5,46E-07	3,58E-07	5,67E-07	2,98E-07			4,38E-07	4,82E-07					1,07E-06	2,16E-06
2.000	1,77E-06	1,37E-06	3,43E-07	2,25E-07	3,57E-07	1,87E-07			2,75E-07	3,02E-07	1,65E-07				6,70E-07	1,36E-06
2.500	1,25E-06	9,72E-07	2,43E-07	1,59E-07	2,52E-07	1,32E-07		1,09E-07	1,93E-07	2,13E-07	1,17E-07	9,50E-08		1,64E-07	4,73E-07	9,58E-07
3.000	9,50E-07	7,38E-07	1,84E-07	1,20E-07	1,91E-07	1,00E-07	9,13E-08	8,25E-08	1,46E-07	1,61E-07	8,82E-08	7,32E-08	7,28E-08	1,24E-07	3,57E-07	7,25E-07
3.500	7,55E-07	5,87E-07	1,47E-07	9,58E-08	1,52E-07	7,95E-08	7,23E-08	6,54E-08	1,16E-07	1,27E-07	7,00E-08	5,82E-08	5,79E-08	9,87E-08	2,83E-07	5,76E-07
4.000	6,21E-07	4,82E-07	1,20E-07	7,88E-08	1,25E-07	6,53E-08	5,93E-08	5,37E-08	9,50E-08	1,04E-07	5,75E-08	4,79E-08	4,76E-08	8,10E-08	2,32E-07	4,73E-07
4.500	5,23E-07	4,07E-07	1,02E-07	6,64E-08	1,06E-07	5,51E-08	4,99E-08	4,53E-08	7,99E-08	8,78E-08	4,84E-08	4,04E-08	4,02E-08	6,83E-08	1,95E-07	3,98E-07
5.000	4,48E-07	3,48E-07	8,59E-08	5,56E-08	8,92E-08	4,58E-08	4,13E-08	3,74E-08	6,70E-08	7,38E-08	4,01E-08	3,32E-08	3,31E-08	5,71E-08	1,66E-07	3,40E-07
6.000	3,45E-07	2,68E-07	6,61E-08	4,27E-08	6,86E-08	3,51E-08	3,15E-08	2,85E-08	5,13E-08	5,64E-08	3,06E-08	2,54E-08	2,53E-08	4,38E-08	1,27E-07	2,61E-07
7.500	2,52E-07	1,96E-07	4,81E-08	3,10E-08	5,00E-08	2,54E-08	2,27E-08	2,06E-08	3,71E-08	4,08E-08	2,21E-08	1,84E-08	1,83E-08	3,17E-08	9,26E-08	1,90E-07
10.000	1,69E-07	1,32E-07	3,22E-08	2,07E-08	3,34E-08	1,69E-08	1,50E-08	1,36E-08	2,46E-08	2,70E-08	1,46E-08	1,22E-08	1,22E-08	2,11E-08	6,16E-08	1,27E-07

OBS: as células sombreadas em verde indicam os locais onde as doses efetivas seriam superiores $1{,}13 \times 10^{-6}$ Sv, ou seja, onde estariam os possíveis indivíduos representativos.

FIGURA 4.12 - Doses estimadas na avaliação determinística, para indivíduo com idade entre 1 a 2 anos, na área de 10.000 m de raio

Dose Efetiva Anual Total (Sv)																
Distância	Direções															
(m)	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
200																
300																
400																
500																
700	8,33E-06	6,46E-06	1,61E-06	1,05E-06	1,68E-06	8,81E-07										
1.000	4,45E-06	3,45E-06	8,62E-07	5,65E-07	8,97E-07	4,72E-07										3,41E-06
1.500	2,21E-06	1,71E-06	4,30E-07	2,83E-07	4,47E-07	2,36E-07			3,46E-07	3,80E-07					8,39E-07	1,70E-06
2.000	1,39E-06	1,08E-06	2,71E-07	1,79E-07	2,82E-07	1,49E-07			2,18E-07	2,39E-07	1,32E-07				5,27E-07	1,07E-06
2.500	9,84E-07	7,64E-07	1,93E-07	1,27E-07	2,00E-07	1,06E-07		8,78E-08	1,54E-07	1,69E-07	9,36E-08	7,55E-08		1,31E-07	3,73E-07	7,53E-07
3.000	7,47E-07	5,81E-07	1,47E-07	9,67E-08	1,52E-07	8,07E-08	7,39E-08	6,70E-08	1,17E-07	1,28E-07	7,14E-08	5,97E-08	5,94E-08	9,97E-08	2,82E-07	5,71E-07
3.500	5,94E-07	4,62E-07	1,17E-07	7,74E-08	1,22E-07	6,46E-08	5,90E-08	5,36E-08	9,31E-08	1,02E-07	5,72E-08	4,79E-08	4,77E-08	7,97E-08	2,24E-07	4,54E-07
4.000	4,89E-07	3,80E-07	9,68E-08	6,41E-08	1,00E-07	5,35E-08	4,88E-08	4,44E-08	7,68E-08	8,41E-08	4,74E-08	3,98E-08	3,96E-08	6,58E-08	1,84E-07	3,73E-07
4.500	4,12E-07	3,21E-07	8,20E-08	5,44E-08	8,50E-08	4,55E-08	4,14E-08	3,78E-08	6,49E-08	7,11E-08	4,03E-08	3,40E-08	3,38E-08	5,58E-08	1,56E-07	3,14E-07
5.000	3,51E-07	2,73E-07	6,73E-08	4,36E-08	6,99E-08	3,59E-08	3,24E-08	2,93E-08	5,25E-08	5,78E-08	3,14E-08	2,61E-08	2,59E-08	4,48E-08	1,30E-07	2,66E-07
6.000	2,71E-07	2,10E-07	5,18E-08	3,35E-08	5,38E-08	2,75E-08	2,47E-08	2,24E-08	4,02E-08	4,42E-08	2,40E-08	1,99E-08	1,99E-08	3,43E-08	9,99E-08	2,05E-07
7.500	1,98E-07	1,54E-07	3,77E-08	2,43E-08	3,92E-08	1,99E-08	1,78E-08	1,62E-08	2,91E-08	3,20E-08	1,74E-08	1,44E-08	1,44E-08	2,49E-08	7,25E-08	1,49E-07
10.000	1,32E-07	1,03E-07	2,52E-08	1,62E-08	2,62E-08	1,32E-08	1,17E-08	1,07E-08	1,93E-08	2,12E-08	1,15E-08	9,55E-09	9,53E-09	1,65E-08	4,83E-08	9,95E-08

OBS: as células sombreadas em verde indicam os locais onde as doses efetivas seriam superiores a $8{,}88 \times 10^{-7}$ Sv, ou seja, onde estariam os possíveis indivíduos representativos.

FIGURA 4.13 - Doses estimadas na avaliação determinística, para indivíduo com idade entre 7 a 12 anos, na área de 10.000 m de raio

Dose Efetiva Anual Total (Sv)																
Distância (m)	Direções															
	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
200																
300																
400																
500																
700	8,48E-06	6,58E-06	1,64E-06	1,07E-06	1,71E-06	8,97E-07										
1.000	4,53E-06	3,52E-06	8,78E-07	5,76E-07	9,13E-07	4,81E-07										3,47E-06
1.500	2,25E-06	1,75E-06	4,38E-07	2,88E-07	4,55E-07	2,40E-07			3,52E-07	3,87E-07					8,55E-07	1,73E-06
2.000	1,42E-06	1,10E-06	2,76E-07	1,82E-07	2,87E-07	1,52E-07			2,22E-07	2,44E-07	1,34E-07				5,37E-07	1,09E-06
2.500	1,00E-06	7,78E-07	1,96E-07	1,29E-07	2,04E-07	1,08E-07		8,93E-08	1,57E-07	1,72E-07	9,52E-08	7,66E-08		1,33E-07	3,79E-07	7,67E-07
3.000	7,61E-07	5,91E-07	1,49E-07	9,84E-08	1,55E-07	8,21E-08	7,51E-08	6,81E-08	1,19E-07	1,31E-07	7,26E-08	6,07E-08	6,03E-08	1,01E-07	2,88E-07	5,81E-07
3.500	6,05E-07	4,71E-07	1,19E-07	7,86E-08	1,24E-07	6,56E-08	6,00E-08	5,44E-08	9,47E-08	1,04E-07	5,81E-08	4,87E-08	4,84E-08	8,10E-08	2,28E-07	4,62E-07
4.000	4,98E-07	3,87E-07	9,84E-08	6,51E-08	1,02E-07	5,43E-08	4,96E-08	4,51E-08	7,80E-08	8,55E-08	4,81E-08	4,04E-08	4,02E-08	6,69E-08	1,88E-07	3,79E-07
4.500	4,20E-07	3,27E-07	8,33E-08	5,52E-08	8,64E-08	4,62E-08	4,20E-08	3,83E-08	6,60E-08	7,23E-08	4,09E-08	3,44E-08	3,43E-08	5,67E-08	1,58E-07	3,20E-07
5.000	3,58E-07	2,78E-07	6,86E-08	4,44E-08	7,12E-08	3,66E-08	3,30E-08	2,98E-08	5,35E-08	5,89E-08	3,20E-08	2,65E-08	2,64E-08	4,56E-08	1,33E-07	2,71E-07
6.000	2,76E-07	2,14E-07	5,27E-08	3,41E-08	5,48E-08	2,80E-08	2,52E-08	2,28E-08	4,09E-08	4,50E-08	2,45E-08	2,03E-08	2,02E-08	3,49E-08	1,02E-07	2,09E-07
7.500	2,01E-07	1,56E-07	3,84E-08	2,48E-08	3,99E-08	2,03E-08	1,81E-08	1,65E-08	2,96E-08	3,26E-08	1,77E-08	1,47E-08	1,46E-08	2,53E-08	7,39E-08	1,52E-07
10.000	1,35E-07	1,05E-07	2,57E-08	1,65E-08	2,67E-08	1,35E-08	1,20E-08	1,09E-08	1,96E-08	2,16E-08	1,17E-08	9,72E-09	9,70E-09	1,68E-08	4,92E-08	1,01E-07

OBS: as células sombreadas em verde indicam os locais onde as doses efetivas seriam superiores a $8{,}86 \times 10^{-7}$ Sv, ou seja, onde estariam os possíveis indivíduos representativos.

FIGURA 4.14 - Doses estimadas na avaliação determinística, para indivíduo com idade superior a 17 anos, na área de 10.000 m de raio

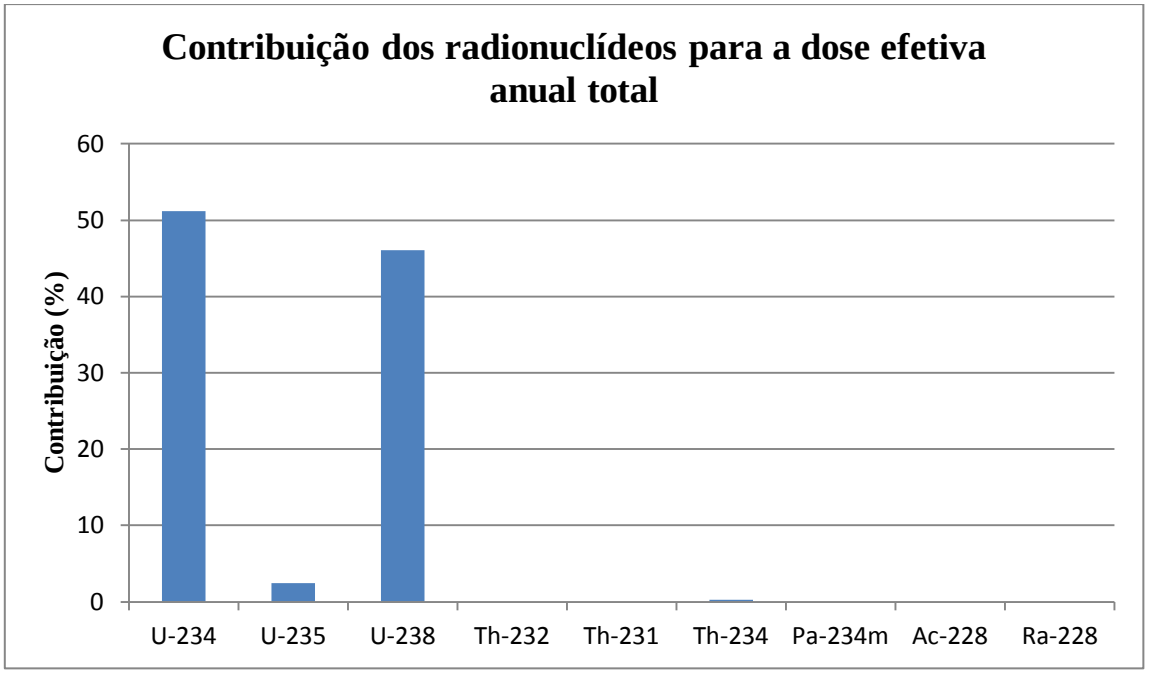


FIGURA 4.15 - Contribuição dos radionuclídeos para a dose efetiva anual total (comportamento semelhante para todos os casos analisados)

4.3 Discussão Geral

No método determinístico para indivíduo representativo, a utilização dos percentis de 95% apenas para os dados de hábitos das duas principais vias de incorporação, para cada faixa etária, evita um conservatismo excessivo na análise. Mesmo assim, na estimativa de doses efetivas individuais, na distância de 700 m no setor norte da região de interesse, verificou-se que os resultados foram superiores aos obtidos para os indivíduos do grupo crítico (ver FIG. 4.16), com aumentos da ordem de 83%, 54% e 52% para as faixas etárias de 1 a 2 anos, de 7 a 12 anos e >17 anos, respectivamente.

Conforme abordado anteriormente, a utilização do método probabilístico para a estimativa de doses individuais, na área com 10.000 m de raio, produziu como resultado distribuições lognormais de doses. Considerando-se o valor do percentil de 95% como referência, para a dose total de cada faixa etária, verifica-se que esse método produziu resultados inferiores aos obtidos com os métodos determinísticos para indivíduo representativo e para indivíduos do grupo crítico, conforme pode ser observado na TAB. 4.13 e na FIG. 4.17.

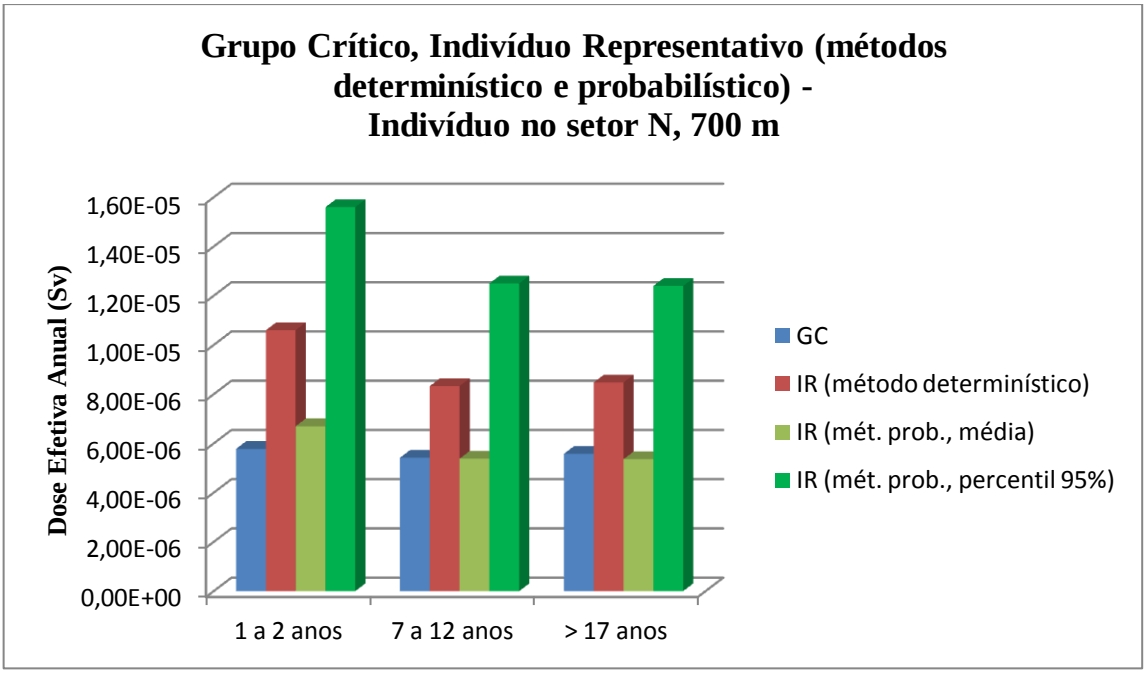


FIGURA 4.16 - Doses efetivas anuais totais, para as faixas etárias consideradas - grupo crítico e indivíduo representativo (métodos determinístico e probabilístico) (distância de 700 m do setor N da região de interesse)

TABELA 4.13 - Comparação entre as doses efetivas anuais totais obtidas por métodos determinísticos (grupo crítico e indivíduo representativo) e as correspondentes ao percentil de 95% (indivíduo representativo - método probabilístico)

	Faixa Etária		
	1 a 2 anos	7 a 12 anos	> 17 anos
Dose Prob. Percentil 95% ÷ Dose Ind. Repres.	1,07E-01	1,07E-01	1,04E-01
Dose Prob. Percentil 95% ÷ Dose Grupo Crítico	1,95E-01	1,64E-01	1,59E-01

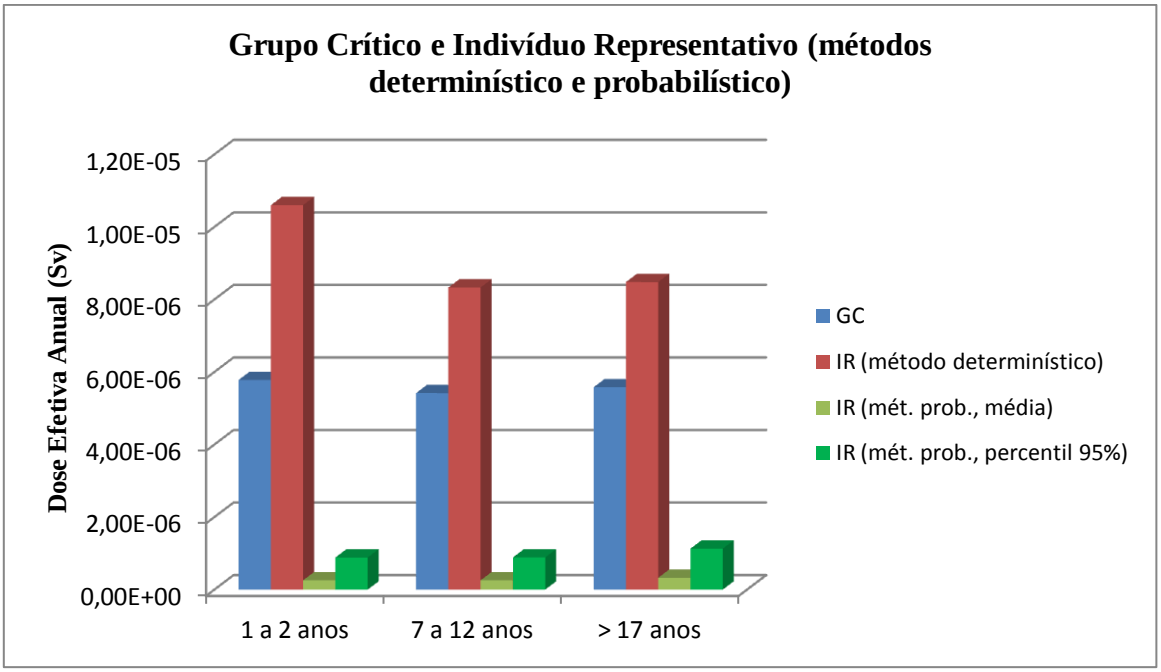


FIGURA 4.17 - Doses efetivas anuais totais, para as faixas etárias consideradas - grupo crítico e indivíduo representativo (método determinístico) (distância de 700 m do setor N da região de interesse) e indivíduo representativo (método probabilístico - área com raio de 10.000 m)

De maneira geral, a metodologia utilizada para o cálculo de doses demanda a utilização de um grande número de parâmetros, o que gera dificuldade para a obtenção de valores adequados para simular uma situação específica de contaminação ambiental, sendo importante destacar que a disponibilidade de dados específicos do local, tais como usos do solo, dados de hábitos da população, etc., contribui significativamente para que as análises reproduzam situações mais próximas da realidade da região de interesse. Além disso, não existem disponíveis na literatura valores de fatores de transferência ambientais adequados aos países de clima tropical que permitam o estabelecimento de distribuições confiáveis para estes parâmetros. Desse modo, parte significativa da avaliação de impacto radiológico ambiental consiste no levantamento de parâmetros e suas distribuições, o que torna esse processo demorado e caro.

No presente estudo, a princípio constatou-se que o método probabilístico (para a estimativa de doses individuais na área com 10.000 m de raio, considerando-se o valor do percentil de 95% como referência) não leva a um excesso de conservatismo na análise, produzindo resultados inferiores aos obtidos pelos demais métodos. Contudo, isto pode configurar uma falsa sensação de realismo, uma vez que a maior parte das distribuições

dos fatores de transferência ambientais utilizada está baseada em países com clima, solos, culturas e práticas agropecuárias diferentes das características do Brasil. Em outras palavras, o método probabilístico pressupõe um conhecimento que não é realista, não sendo possível avaliar a magnitude do erro envolvido e das incertezas associadas às distribuições de doses resultantes.

Com relação aos resultados analisados, uma vez que a ICRP não define como os dados devem ser considerados numa análise probabilística, poderiam ser observados resultados diferentes se consideradas outras hipóteses, como, por exemplo, considerar apenas o(s) setor(es) de vento responsável(is) pelas maiores doses ou utilizar distâncias (raios) inferiores a 10 km, o que torna o método passível de manipulação.

Observa-se, ainda, que o grupo crítico ou indivíduo representativo a ser considerado deve ser criança na faixa de 1 a 2 anos. Desta forma, levantamentos específicos de hábitos relacionados a esta faixa etária deveriam ser efetuados para melhorar as previsões feitas pelos modelos, uma vez que informações quantitativas sobre hábitos alimentares, taxa de inalação e ocupação da área são difíceis de serem encontradas, em particular para o Brasil.

Com relação ao controle da exposição, observa-se que um indivíduo representativo pode não estar necessariamente associado a um local mais crítico (onde são esperadas as maiores exposições), a uma via mais crítica ou, em alguns casos, nem mesmo aos radionuclídeos mais críticos e, possivelmente, a algum hábito extremo observado em algum residente, podendo não ser representativo da população exposta; isso tudo dificulta o estabelecimento de programas de monitoração adequados de forma a proteger a população como um todo.

As principais dificuldades encontradas para a utilização das metodologias de grupo crítico e de indivíduo representativo, conforme abordado anteriormente por Ferreira (2013) e aplicável ao presente estudo, são listadas de maneira resumida a seguir.

1) Os métodos de cálculo de doses, tanto para grupo crítico quanto para indivíduo representativo, apesar de aparentemente simples, demandam o uso de uma grande quantidade de parâmetros, o que gera dificuldade para a obtenção de valores adequados para a análise de situações ambientais específicas. Em particular, o uso da metodologia de indivíduo representativo requer um trabalho adicional para gerar as distribuições dos valores dos parâmetros.
2) Na indisponibilidade de dados de fatores de transferência no meio ambiente, relacionados às características climáticas e do solo específicas da região de interesse,

foram utilizados dados da literatura (IAEA, 2009, 2010; EPA, 2009), sendo importante mencionar que parcela significativa desses dados não são adequadas aos países tropicais, o que introduz incertezas nas estimativas realizadas.

Breshears et al. (1989) observa que o nível de incerteza em previsões está diretamente relacionado à qualidade dos dados de entrada de um modelo. Adicionalmente, a IAEA (2010) observa que a confiabilidade das previsões obtidas por modelos depende da qualidade dos dados usados para representar a transferência de radionuclídeos no meio ambiente. Idealmente, esses dados deveriam ser obtidos através de medidas feitas no ambiente sendo avaliado. Contudo, isto normalmente é impraticável ou demanda custos elevados e, assim, há uma certa dependência dos dados obtidos da literatura, os quais frequentemente são utilizados para a estimativa de impacto radiológico de liberações planejadas, principalmente para propósitos regulatórios.

3) Conforme observado anteriormente, no Brasil existe uma dificuldade inerente à falta de informação específica para o estabelecimento de grupos críticos, como por exemplo, os dados de hábitos disponíveis na literatura estarem limitados a valores adequados a indivíduos adultos. Além disso, não há situações em que todos os valores adequados estejam disponíveis de forma inequívoca. Dessa forma, costuma-se utilizar valores conservativos de parâmetros, de forma que haja uma garantia de que as doses obtidas não estejam sendo subestimadas.
4) As metodologias para indivíduo representativo propostas pela ICRP (2006) demandam informações muito mais abrangentes com relação aos dados de hábitos, uma vez que se propõem utilizar, em vez de hábitos médios de um grupo potencialmente mais exposto, as distribuições de valores associados aos hábitos de todos os indivíduos de todos os possíveis grupos expostos.
5) Em particular, a metodologia de análise probabilística para a avaliação de exposição do público ainda é pouco usada no Brasil, existindo dificuldades básicas para a sua utilização, tais como:
   - demanda de recursos computacionais pouco disponíveis;
   - levantamento de valores de parâmetros e estabelecimento de curvas de distribuição adequadas, quando existem situações em que até mesmo a estimativa de um valor médio pode incluir grandes incertezas;
   - dificuldade para a elaboração da base de dados para a simulação e nas interações que devem ser permitidas ou evitadas entre valores de parâmetros e hábitos da população,

considerando a diversidade de hábitos e usos, principalmente em relação às diferentes faixas etárias; e

- dificuldade na interpretação dos resultados e no estabelecimento do indivíduo representativo.

5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, configura-se que a utilização da metodologia de grupo crítico continua sendo uma maneira simples, eficiente e menos custosa para a avaliação de impacto radiológico ambiental, quando comparada à utilização da metodologia de indivíduo representativo.

A metodologia de grupo crítico é menos complexa que a metodologia probabilística de indivíduo representativo, com os dados sendo mais facilmente coletados e agrupados, e produz resultados mais conservativos; por sua vez, em comparação com a metodologia determinística de indivíduo representativo, espera-se que a metodologia de grupo crítico produza resultados menos conservativos.

Numa avaliação de impacto radiológico ambiental, o levantamento do elevado número de parâmetros necessários a uma situação específica, por si só, constitui um processo demorado e caro. No caso da metodologia de indivíduo representativo, há ainda o trabalho adicional para a geração das distribuições de valores dos parâmetros, além de possuir o agravante de utilizar distribuições de valores associados aos hábitos de todos os indivíduos de todos os possíveis grupos expostos, o que, praticamente, torna inviável o levantamento de valores adequados para todos os parâmetros em prazos e custos razoáveis.

Desse modo, conclui-se que a metodologia de grupo crítico possivelmente resultaria em menores custos para propósitos de segurança, em termos de conformidade com o nível de segurança demandado por regulamentações nacionais e internacionais.

Baseado, também, nos resultados obtidos, observa-se que, dentre os métodos utilizados, o método probabilístico, para uma área com 10 km de raio em torno da instalação, e considerando o valor do percentil de 95% como referência, produziu os menores valores de dose, o que levaria a supor, nesse caso, que a utilização de parâmetros na forma de distribuições, com a consequente determinação de uma distribuição de dose, poderia ser uma maneira adequada para considerar a segurança necessária, sem ter que recorrer a valores muito conservativos. Contudo, esse realismo deve ser visto com cautela, dadas as incertezas embutidas na avaliação, uma vez que parte das distribuições utilizadas consideram valores de parâmetros que não representam características do Brasil, tais como clima, solo, culturas e práticas agropecuária, etc.. Além disso, o valor de dose

correspondente ao percentil de 95% pode estar relacionado a algum hábito extremo individual e não nessariamente aos hábitos “médios” de um grupo real, podendo não ser representativo da população exposta.

O fato de que o indivíduo representativo possa não ser necessariamente representativo da população exposta, podendo estar relacionado a algum hábito extremo individual e não a um grupo real, acrescido do fato de que a sua localização pode não corresponder necessariamente ao local mais crítico em termos de concentrações ambientais, certamente dificulta o estabelecimento de programas de monitoração adequados de forma a proteger a população como um todo.

Ainda com relação à metodologia probabilística, há dificuldade para a interpretação dos resultados probabilísticos, principalmente no que tange à verificação de conformidade com as regulamentações.

A CNEN (2014) estabelece que um valor máximo de 0,3 mSv seja adotado para a restrição da dose efetiva anual média para indivíduos do grupo crítico, referente à liberação de efluentes. Em termos de verificar a conformidade dos resultados obtidos com esta restrição de dose, para propósito de proteção do público, tem-se que todas as doses efetivas anuais totais previstas, calculadas utilizando tanto os métodos para indivíduo representativo (determinístico e probabilístico) quanto a metodologia de grupo crítico, para cada faixa etária considerada, são inferiores a este valor.

A CNEN (2014) também estabelece que uma das condições necessárias para a dispensa da demonstração de otimização de um sistema de proteção radiológica é quando o seu projeto assegura que, em condições normais de operação, a dose efetiva anual média para indivíduos do grupo crítico não ultrapassa 10 μSv. Na análise efetuada, as doses previstas utilizando os métodos determinístico (indivíduo representativo e grupo crítico) e o método probabilístico (para a estimativa de doses individuais na área com 10.000 m de raio, considerando-se o valor do percentil de 95% como referência), para todas as faixas etárias consideradas, são inferiores ou da ordem de 10 μSv. Desse modo, a adoção desse valor, pela USEXA, como um nível de referência para a liberação de efluentes é uma das condições para a dispensa do uso de procedimentos de otimização. Além disso, a comparação dos valores obtidos com o nível de isenção (10 μSv em qualquer período de um ano) indica o baixo potencial de impactos ambientais por liberações de rotina para esta instalação.

Convém observar que alguns valores de dose obtidos pela avaliação probabilística, para todas as faixas etárias consideradas, são superiores a 10 μSv. Contudo,

esses valores ocorrem numa região muito além do percentil adotado de 95%, sendo razoável que os mesmos possam ser considerados como “muito improváveis”. Além disso, também não é recomendada a consideração do valor máximo, uma vez que, muito provavelmente, o mesmo não é representativo da distribuição como um todo.

APÊNDICE A - Dados Meteorológicos (Fatores de Dispersão Atmosférica de Longa Duração, Médias Mensais de Precipitação e Altura de Camada de Inversão)

TABELA A.1 - Valores médios anuais dos fatores de dispersão atmosférica de longa duração (liberação no nível do solo), em s/m^3, referentes ao período de 2010 a 2012 (Costa, mensagem pessoal, 10set2013)

Distância (m)	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
100	1,58E-03	1,22E-03	3,06E-04	2,01E-04	3,20E-04	1,71E-04	1,60E-04	1,43E-04	2,52E-04	2,76E-04	1,50E-04	1,23E-04	1,23E-04	2,10E-04	5,99E-04	1,21E-03
200	4,43E-04	3,44E-04	8,55E-05	5,60E-05	8,93E-05	4,71E-05	4,37E-05	3,92E-05	6,95E-05	7,61E-05	4,11E-05	3,40E-05	3,39E-05	5,83E-05	1,66E-04	3,38E-04
300	2,14E-04	1,66E-04	4,12E-05	2,69E-05	4,30E-05	2,26E-05	2,09E-05	1,88E-05	3,33E-05	3,66E-05	1,98E-05	1,63E-05	1,63E-05	2,80E-05	8,02E-05	1,63E-04
400	1,28E-04	9,93E-05	2,47E-05	1,61E-05	2,57E-05	1,35E-05	1,25E-05	1,12E-05	1,99E-05	2,18E-05	1,18E-05	9,77E-06	9,74E-06	1,68E-05	4,80E-05	9,76E-05
500	8,61E-05	6,68E-05	1,66E-05	1,09E-05	1,73E-05	9,09E-06	8,37E-06	7,52E-06	1,34E-05	1,47E-05	7,96E-06	6,58E-06	6,55E-06	1,13E-05	3,24E-05	6,57E-05
600	6,24E-05	4,84E-05	1,20E-05	7,87E-06	1,25E-05	6,58E-06	6,06E-06	5,44E-06	9,69E-06	1,06E-05	5,77E-06	4,77E-06	4,75E-06	8,17E-06	2,35E-05	4,77E-05
700	4,76E-05	3,69E-05	9,17E-06	6,00E-06	9,55E-06	5,01E-06	4,61E-06	4,14E-06	7,38E-06	8,11E-06	4,40E-06	3,63E-06	3,62E-06	6,22E-06	1,79E-05	3,63E-05
800	3,76E-05	2,92E-05	7,25E-06	4,74E-06	7,55E-06	3,96E-06	3,64E-06	3,27E-06	5,83E-06	6,41E-06	3,48E-06	2,87E-06	2,86E-06	4,92E-06	1,42E-05	2,87E-05
900	3,06E-05	2,37E-05	5,90E-06	3,86E-06	6,14E-06	3,22E-06	2,96E-06	2,66E-06	4,74E-06	5,21E-06	2,83E-06	2,34E-06	2,32E-06	4,00E-06	1,15E-05	2,34E-05
1000	2,54E-05	1,97E-05	4,90E-06	3,21E-06	5,10E-06	2,68E-06	2,46E-06	2,21E-06	3,94E-06	4,33E-06	2,35E-06	1,94E-06	1,93E-06	3,33E-06	9,59E-06	1,94E-05
1500	1,26E-05	9,77E-06	2,44E-06	1,59E-06	2,53E-06	1,33E-06	1,22E-06	1,10E-06	1,96E-06	2,15E-06	1,17E-06	9,68E-07	9,61E-07	1,65E-06	4,77E-06	9,66E-06
2000	7,92E-06	6,15E-06	1,53E-06	1,00E-06	1,59E-06	8,31E-07	7,62E-07	6,86E-07	1,22E-06	1,35E-06	7,33E-07	6,06E-07	6,01E-07	1,04E-06	2,99E-06	6,07E-06
2500	5,60E-06	4,35E-06	1,08E-06	7,04E-07	1,12E-06	5,84E-07	5,34E-07	4,81E-07	8,59E-07	9,45E-07	5,15E-07	4,26E-07	4,23E-07	7,28E-07	2,11E-06	4,28E-06
3000	4,25E-06	3,30E-06	8,18E-07	5,32E-07	8,50E-07	4,41E-07	4,02E-07	3,62E-07	6,47E-07	7,13E-07	3,88E-07	3,21E-07	3,19E-07	5,49E-07	1,59E-06	3,24E-06
3500	3,37E-06	2,62E-06	6,49E-07	4,22E-07	6,74E-07	3,49E-07	3,17E-07	2,86E-07	5,12E-07	5,63E-07	3,06E-07	2,54E-07	2,52E-07	4,35E-07	1,26E-06	2,57E-06
4000	2,77E-06	2,15E-06	5,32E-07	3,46E-07	5,53E-07	2,85E-07	2,59E-07	2,34E-07	4,18E-07	4,60E-07	2,50E-07	2,07E-07	2,06E-07	3,56E-07	1,03E-06	2,11E-06
4500	2,34E-06	1,81E-06	4,48E-07	2,90E-07	4,65E-07	2,40E-07	2,17E-07	1,96E-07	3,51E-07	3,86E-07	2,10E-07	1,74E-07	1,73E-07	2,99E-07	8,68E-07	1,77E-06
5000	2,01E-06	1,56E-06	3,84E-07	2,49E-07	3,99E-07	2,05E-07	1,85E-07	1,67E-07	3,00E-07	3,30E-07	1,79E-07	1,49E-07	1,48E-07	2,56E-07	7,44E-07	1,52E-06
5500	1,75E-06	1,36E-06	3,35E-07	2,17E-07	3,48E-07	1,78E-07	1,60E-07	1,45E-07	2,61E-07	2,87E-07	1,56E-07	1,29E-07	1,29E-07	2,22E-07	6,47E-07	1,32E-06
6000	1,55E-06	1,20E-06	2,96E-07	1,91E-07	3,07E-07	1,57E-07	1,41E-07	1,28E-07	2,29E-07	2,52E-07	1,37E-07	1,14E-07	1,13E-07	1,96E-07	5,71E-07	1,17E-06
6500	1,38E-06	1,07E-06	2,64E-07	1,70E-07	2,74E-07	1,40E-07	1,25E-07	1,14E-07	2,04E-07	2,25E-07	1,22E-07	1,01E-07	1,01E-07	1,75E-07	5,08E-07	1,04E-06
7000	1,24E-06	9,66E-07	2,38E-07	1,53E-07	2,47E-07	1,26E-07	1,12E-07	1,02E-07	1,83E-07	2,02E-07	1,09E-07	9,09E-08	9,06E-08	1,57E-07	4,57E-07	9,38E-07
7500	1,13E-06	8,77E-07	2,15E-07	1,39E-07	2,24E-07	1,14E-07	1,02E-07	9,22E-08	1,66E-07	1,83E-07	9,90E-08	8,23E-08	8,20E-08	1,42E-07	4,14E-07	8,51E-07
8000	1,03E-06	8,02E-07	1,97E-07	1,27E-07	2,04E-07	1,04E-07	9,25E-08	8,40E-08	1,51E-07	1,66E-07	9,02E-08	7,49E-08	7,47E-08	1,30E-07	3,78E-07	7,76E-07
8500	9,47E-07	7,37E-07	1,81E-07	1,16E-07	1,88E-07	9,51E-08	8,47E-08	7,69E-08	1,39E-07	1,52E-07	8,27E-08	6,87E-08	6,85E-08	1,19E-07	3,47E-07	7,13E-07
9000	8,75E-07	6,81E-07	1,67E-07	1,07E-07	1,73E-07	8,77E-08	7,80E-08	7,09E-08	1,28E-07	1,41E-07	7,61E-08	6,33E-08	6,32E-08	1,10E-07	3,20E-07	6,58E-07
9500	8,12E-07	6,32E-07	1,55E-07	9,94E-08	1,61E-07	8,12E-08	7,22E-08	6,56E-08	1,18E-07	1,30E-07	7,05E-08	5,86E-08	5,85E-08	1,01E-07	2,96E-07	6,10E-07
10000	7,56E-07	5,89E-07	1,44E-07	9,25E-08	1,50E-07	7,55E-08	6,70E-08	6,09E-08	1,10E-07	1,21E-07	6,55E-08	5,45E-08	5,44E-08	9,43E-08	2,76E-07	5,68E-07

TABELA A.2 - Fatores de dispersão atmosférica de longa duração (liberação no nível do solo), em s/m^3, referentes ao ano de 2010 (Costa, mensagem pessoal, 11set2013)

Distância (m)	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
100	7,74E-04	1,27E-03	3,04E-04	7,73E-05	9,18E-05	1,04E-04	1,06E-04	1,03E-04	2,91E-04	1,84E-04	1,22E-04	1,28E-04	1,65E-04	2,92E-04	4,02E-04	6,40E-04
200	2,16E-04	3,57E-04	8,49E-05	2,13E-05	2,50E-05	2,83E-05	2,86E-05	2,79E-05	7,98E-05	5,02E-05	3,32E-05	3,50E-05	4,56E-05	8,12E-05	1,11E-04	1,77E-04
300	1,04E-04	1,72E-04	4,09E-05	1,02E-05	1,19E-05	1,35E-05	1,36E-05	1,32E-05	3,81E-05	2,39E-05	1,59E-05	1,68E-05	2,19E-05	3,90E-05	5,33E-05	8,50E-05
400	6,24E-05	1,03E-04	2,45E-05	6,07E-06	7,11E-06	8,02E-06	8,04E-06	7,82E-06	2,27E-05	1,42E-05	9,47E-06	1,01E-05	1,31E-05	2,33E-05	3,19E-05	5,09E-05
500	4,20E-05	6,95E-05	1,65E-05	4,08E-06	4,77E-06	5,38E-06	5,38E-06	5,23E-06	1,53E-05	9,53E-06	6,37E-06	6,76E-06	8,79E-06	1,57E-05	2,15E-05	3,43E-05
600	3,04E-05	5,04E-05	1,20E-05	2,95E-06	3,45E-06	3,89E-06	3,88E-06	3,77E-06	1,10E-05	6,88E-06	4,61E-06	4,90E-06	6,36E-06	1,13E-05	1,56E-05	2,49E-05
700	2,32E-05	3,84E-05	9,11E-06	2,24E-06	2,62E-06	2,96E-06	2,95E-06	2,87E-06	8,39E-06	5,23E-06	3,51E-06	3,73E-06	4,84E-06	8,64E-06	1,19E-05	1,90E-05
800	1,83E-05	3,03E-05	7,20E-06	1,77E-06	2,07E-06	2,34E-06	2,33E-06	2,26E-06	6,63E-06	4,13E-06	2,77E-06	2,95E-06	3,83E-06	6,82E-06	9,39E-06	1,50E-05
900	1,49E-05	2,46E-05	5,86E-06	1,44E-06	1,68E-06	1,90E-06	1,89E-06	1,84E-06	5,38E-06	3,35E-06	2,26E-06	2,40E-06	3,11E-06	5,54E-06	7,64E-06	1,22E-05
1000	1,24E-05	2,05E-05	4,87E-06	1,20E-06	1,40E-06	1,58E-06	1,57E-06	1,52E-06	4,47E-06	2,78E-06	1,88E-06	2,00E-06	2,58E-06	4,60E-06	6,36E-06	1,02E-05
1500	6,15E-06	1,02E-05	2,42E-06	5,92E-07	6,93E-07	7,82E-07	7,79E-07	7,56E-07	2,21E-06	1,37E-06	9,31E-07	9,93E-07	1,28E-06	2,28E-06	3,16E-06	5,06E-06
2000	3,86E-06	6,39E-06	1,52E-06	3,69E-07	4,31E-07	4,87E-07	4,84E-07	4,70E-07	1,38E-06	8,54E-07	5,79E-07	6,20E-07	8,01E-07	1,43E-06	1,98E-06	3,17E-06
2500	2,72E-06	4,52E-06	1,07E-06	2,59E-07	3,02E-07	3,41E-07	3,38E-07	3,28E-07	9,69E-07	5,96E-07	4,04E-07	4,35E-07	5,63E-07	1,01E-06	1,39E-06	2,23E-06
3000	2,06E-06	3,42E-06	8,11E-07	1,95E-07	2,27E-07	2,56E-07	2,54E-07	2,46E-07	7,30E-07	4,47E-07	3,03E-07	3,28E-07	4,25E-07	7,60E-07	1,05E-06	1,68E-06
3500	1,64E-06	2,72E-06	6,43E-07	1,54E-07	1,79E-07	2,02E-07	2,00E-07	1,94E-07	5,76E-07	3,52E-07	2,38E-07	2,59E-07	3,36E-07	6,02E-07	8,28E-07	1,33E-06
4000	1,34E-06	2,24E-06	5,28E-07	1,26E-07	1,46E-07	1,65E-07	1,63E-07	1,58E-07	4,71E-07	2,86E-07	1,94E-07	2,11E-07	2,75E-07	4,93E-07	6,77E-07	1,09E-06
4500	1,13E-06	1,88E-06	4,44E-07	1,06E-07	1,22E-07	1,38E-07	1,36E-07	1,32E-07	3,95E-07	2,39E-07	1,62E-07	1,77E-07	2,31E-07	4,14E-07	5,68E-07	9,11E-07
5000	9,68E-07	1,62E-06	3,81E-07	9,02E-08	1,04E-07	1,18E-07	1,16E-07	1,12E-07	3,37E-07	2,04E-07	1,38E-07	1,51E-07	1,97E-07	3,55E-07	4,85E-07	7,79E-07
5500	8,43E-07	1,41E-06	3,32E-07	7,83E-08	9,02E-08	1,02E-07	1,01E-07	9,74E-08	2,93E-07	1,76E-07	1,19E-07	1,31E-07	1,72E-07	3,09E-07	4,22E-07	6,77E-07
6000	7,44E-07	1,25E-06	2,93E-07	6,90E-08	7,92E-08	8,98E-08	8,84E-08	8,56E-08	2,58E-07	1,55E-07	1,05E-07	1,16E-07	1,51E-07	2,73E-07	3,71E-07	5,97E-07
6500	6,64E-07	1,11E-06	2,61E-07	6,14E-08	7,04E-08	7,98E-08	7,85E-08	7,60E-08	2,29E-07	1,37E-07	9,29E-08	1,03E-07	1,35E-07	2,43E-07	3,30E-07	5,31E-07
7000	5,97E-07	1,00E-06	2,35E-07	5,51E-08	6,31E-08	7,16E-08	7,03E-08	6,81E-08	2,06E-07	1,23E-07	8,32E-08	9,22E-08	1,21E-07	2,19E-07	2,97E-07	4,77E-07
7500	5,42E-07	9,10E-07	2,13E-07	4,99E-08	5,70E-08	6,47E-08	6,35E-08	6,15E-08	1,86E-07	1,11E-07	7,51E-08	8,34E-08	1,10E-07	1,98E-07	2,68E-07	4,32E-07
8000	4,94E-07	8,31E-07	1,95E-07	4,54E-08	5,19E-08	5,89E-08	5,78E-08	5,59E-08	1,70E-07	1,01E-07	6,83E-08	7,59E-08	9,98E-08	1,81E-07	2,45E-07	3,94E-07
8500	4,54E-07	7,64E-07	1,79E-07	4,16E-08	4,75E-08	5,39E-08	5,29E-08	5,12E-08	1,56E-07	9,23E-08	6,24E-08	6,96E-08	9,15E-08	1,66E-07	2,24E-07	3,61E-07
9000	4,19E-07	7,06E-07	1,65E-07	3,84E-08	4,37E-08	4,96E-08	4,87E-08	4,71E-08	1,43E-07	8,49E-08	5,74E-08	6,41E-08	8,44E-08	1,53E-07	2,07E-07	3,33E-07
9500	3,89E-07	6,55E-07	1,53E-07	3,55E-08	4,04E-08	4,59E-08	4,50E-08	4,35E-08	1,33E-07	7,84E-08	5,30E-08	5,93E-08	7,82E-08	1,42E-07	1,91E-07	3,08E-07
10000	3,62E-07	6,10E-07	1,43E-07	3,30E-08	3,75E-08	4,26E-08	4,18E-08	4,04E-08	1,23E-07	7,28E-08	4,91E-08	5,51E-08	7,27E-08	1,32E-07	1,78E-07	2,86E-07

TABELA A.3 - Fatores de dispersão atmosférica de longa duração (liberação no nível do solo), em s/m^3, referentes ao ano de 2011 (Costa, mensagem pessoal, 11set2013)

Distância (m)	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
100	1,48E-03	1,38E-03	3,44E-04	3,95E-04	7,65E-04	2,92E-04	2,35E-04	1,15E-04	2,08E-04	2,17E-04	1,06E-04	8,57E-05	6,83E-05	1,23E-04	4,63E-04	9,22E-04
200	4,14E-04	3,88E-04	9,60E-05	1,10E-04	2,15E-04	8,11E-05	6,45E-05	3,14E-05	5,70E-05	5,95E-05	2,90E-05	2,35E-05	1,86E-05	3,35E-05	1,28E-04	2,56E-04
300	2,00E-04	1,87E-04	4,63E-05	5,30E-05	1,04E-04	3,90E-05	3,09E-05	1,50E-05	2,74E-05	2,86E-05	1,39E-05	1,13E-05	8,94E-06	1,61E-05	6,15E-05	1,23E-04
400	1,20E-04	1,12E-04	2,77E-05	3,18E-05	6,20E-05	2,34E-05	1,85E-05	8,97E-06	1,64E-05	1,71E-05	8,34E-06	6,73E-06	5,34E-06	9,60E-06	3,69E-05	7,39E-05
500	8,06E-05	7,55E-05	1,87E-05	2,14E-05	4,17E-05	1,57E-05	1,24E-05	6,03E-06	1,10E-05	1,15E-05	5,62E-06	4,53E-06	3,60E-06	6,46E-06	2,48E-05	4,98E-05
600	5,84E-05	5,47E-05	1,35E-05	1,55E-05	3,02E-05	1,14E-05	9,01E-06	4,37E-06	7,97E-06	8,35E-06	4,08E-06	3,28E-06	2,61E-06	4,68E-06	1,80E-05	3,61E-05
700	4,45E-05	4,17E-05	1,03E-05	1,18E-05	2,30E-05	8,68E-06	6,87E-06	3,33E-06	6,07E-06	6,37E-06	3,11E-06	2,50E-06	1,99E-06	3,57E-06	1,38E-05	2,76E-05
800	3,52E-05	3,29E-05	8,15E-06	9,36E-06	1,82E-05	6,87E-06	5,43E-06	2,63E-06	4,80E-06	5,04E-06	2,46E-06	1,98E-06	1,57E-06	2,83E-06	1,09E-05	2,18E-05
900	2,86E-05	2,68E-05	6,63E-06	7,62E-06	1,48E-05	5,58E-06	4,42E-06	2,14E-06	3,91E-06	4,10E-06	2,01E-06	1,61E-06	1,28E-06	2,30E-06	8,88E-06	1,78E-05
1000	2,38E-05	2,22E-05	5,51E-06	6,33E-06	1,23E-05	4,64E-06	3,67E-06	1,78E-06	3,25E-06	3,41E-06	1,67E-06	1,34E-06	1,06E-06	1,91E-06	7,39E-06	1,48E-05
1500	1,18E-05	1,10E-05	2,74E-06	3,15E-06	6,11E-06	2,31E-06	1,83E-06	8,87E-07	1,62E-06	1,70E-06	8,34E-07	6,69E-07	5,31E-07	9,56E-07	3,69E-06	7,36E-06
2000	7,42E-06	6,94E-06	1,72E-06	1,98E-06	3,84E-06	1,45E-06	1,14E-06	5,53E-07	1,01E-06	1,06E-06	5,21E-07	4,18E-07	3,32E-07	5,97E-07	2,31E-06	4,61E-06
2500	5,24E-06	4,91E-06	1,21E-06	1,40E-06	2,71E-06	1,02E-06	8,01E-07	3,87E-07	7,09E-07	7,47E-07	3,66E-07	2,94E-07	2,33E-07	4,19E-07	1,62E-06	3,25E-06
3000	3,97E-06	3,72E-06	9,19E-07	1,06E-06	2,06E-06	7,71E-07	6,03E-07	2,91E-07	5,34E-07	5,63E-07	2,75E-07	2,21E-07	1,75E-07	3,15E-07	1,22E-06	2,46E-06
3500	3,16E-06	2,96E-06	7,29E-07	8,36E-07	1,63E-06	6,11E-07	4,76E-07	2,29E-07	4,21E-07	4,45E-07	2,17E-07	1,74E-07	1,38E-07	2,48E-07	9,67E-07	1,94E-06
4000	2,59E-06	2,43E-06	5,99E-07	6,85E-07	1,34E-06	5,01E-07	3,89E-07	1,87E-07	3,44E-07	3,63E-07	1,77E-07	1,42E-07	1,12E-07	2,02E-07	7,91E-07	1,59E-06
4500	2,18E-06	2,05E-06	5,04E-07	5,76E-07	1,13E-06	4,21E-07	3,25E-07	1,56E-07	2,88E-07	3,05E-07	1,49E-07	1,19E-07	9,40E-08	1,69E-07	6,63E-07	1,34E-06
5000	1,88E-06	1,76E-06	4,32E-07	4,94E-07	9,70E-07	3,61E-07	2,78E-07	1,33E-07	2,46E-07	2,60E-07	1,27E-07	1,02E-07	8,02E-08	1,44E-07	5,67E-07	1,15E-06
5500	1,64E-06	1,54E-06	3,77E-07	4,30E-07	8,46E-07	3,14E-07	2,41E-07	1,15E-07	2,13E-07	2,26E-07	1,10E-07	8,84E-08	6,95E-08	1,25E-07	4,93E-07	9,97E-07
6000	1,44E-06	1,36E-06	3,32E-07	3,79E-07	7,48E-07	2,77E-07	2,12E-07	1,01E-07	1,88E-07	1,99E-07	9,69E-08	7,77E-08	6,11E-08	1,10E-07	4,34E-07	8,79E-07
6500	1,29E-06	1,21E-06	2,97E-07	3,38E-07	6,67E-07	2,47E-07	1,89E-07	8,98E-08	1,67E-07	1,77E-07	8,61E-08	6,91E-08	5,42E-08	9,77E-08	3,86E-07	7,83E-07
7000	1,16E-06	1,09E-06	2,67E-07	3,04E-07	6,01E-07	2,22E-07	1,69E-07	8,05E-08	1,50E-07	1,59E-07	7,72E-08	6,20E-08	4,86E-08	8,76E-08	3,47E-07	7,04E-07
7500	1,05E-06	9,92E-07	2,42E-07	2,76E-07	5,45E-07	2,01E-07	1,53E-07	7,27E-08	1,35E-07	1,44E-07	6,98E-08	5,60E-08	4,39E-08	7,92E-08	3,14E-07	6,38E-07
8000	9,63E-07	9,06E-07	2,21E-07	2,52E-07	4,98E-07	1,84E-07	1,39E-07	6,61E-08	1,23E-07	1,31E-07	6,36E-08	5,10E-08	4,00E-08	7,20E-08	2,86E-07	5,82E-07
8500	8,85E-07	8,33E-07	2,03E-07	2,31E-07	4,58E-07	1,68E-07	1,28E-07	6,04E-08	1,13E-07	1,20E-07	5,82E-08	4,67E-08	3,66E-08	6,59E-08	2,62E-07	5,34E-07
9000	8,17E-07	7,70E-07	1,87E-07	2,13E-07	4,23E-07	1,55E-07	1,17E-07	5,56E-08	1,04E-07	1,10E-07	5,36E-08	4,30E-08	3,36E-08	6,06E-08	2,42E-07	4,92E-07
9500	7,58E-07	7,14E-07	1,74E-07	1,97E-07	3,92E-07	1,44E-07	1,09E-07	5,14E-08	9,59E-08	1,02E-07	4,96E-08	3,98E-08	3,11E-08	5,60E-08	2,24E-07	4,56E-07
10000	7,06E-07	6,66E-07	1,62E-07	1,84E-07	3,65E-07	1,34E-07	1,01E-07	4,77E-08	8,91E-08	9,49E-08	4,60E-08	3,69E-08	2,89E-08	5,20E-08	2,08E-07	4,24E-07

TABELA A.4 - Fatores de dispersão atmosférica de longa duração (liberação no nível do solo), em s/m^3, referentes ao ano de 2012 (Costa, mensagem pessoal, 11set2013)

Distância (m)	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW
100	2,46E-03	9,87E-04	2,74E-04	1,33E-04	1,03E-04	1,22E-04	1,45E-04	2,20E-04	3,71E-04	4,33E-04	2,26E-04	1,68E-04	1,56E-04	2,66E-04	9,92E-04	2,09E-03
200	6,92E-04	2,78E-04	7,66E-05	3,70E-05	2,86E-05	3,35E-05	4,00E-05	6,09E-05	1,03E-04	1,20E-04	6,27E-05	4,67E-05	4,33E-05	7,37E-05	2,77E-04	5,85E-04
300	3,34E-04	1,34E-04	3,69E-05	1,78E-05	1,38E-05	1,61E-05	1,92E-05	2,93E-05	4,94E-05	5,78E-05	3,02E-05	2,25E-05	2,08E-05	3,55E-05	1,34E-04	2,82E-04
400	2,00E-04	8,02E-05	2,21E-05	1,07E-05	8,23E-06	9,61E-06	1,15E-05	1,75E-05	2,95E-05	3,46E-05	1,81E-05	1,35E-05	1,25E-05	2,13E-05	8,01E-05	1,69E-04
500	1,35E-04	5,40E-05	1,49E-05	7,17E-06	5,53E-06	6,46E-06	7,70E-06	1,18E-05	1,99E-05	2,33E-05	1,22E-05	9,07E-06	8,40E-06	1,43E-05	5,40E-05	1,14E-04
600	9,76E-05	3,91E-05	1,08E-05	5,19E-06	4,01E-06	4,68E-06	5,57E-06	8,53E-06	1,44E-05	1,69E-05	8,83E-06	6,57E-06	6,09E-06	1,04E-05	3,91E-05	8,26E-05
700	7,43E-05	2,98E-05	8,22E-06	3,96E-06	3,05E-06	3,56E-06	4,24E-06	6,50E-06	1,10E-05	1,29E-05	6,73E-06	5,01E-06	4,64E-06	7,93E-06	2,99E-05	6,29E-05
800	5,88E-05	2,36E-05	6,50E-06	3,13E-06	2,41E-06	2,81E-06	3,35E-06	5,14E-06	8,67E-06	1,02E-05	5,33E-06	3,96E-06	3,67E-06	6,27E-06	2,36E-05	4,98E-05
900	4,78E-05	1,91E-05	5,28E-06	2,54E-06	1,96E-06	2,29E-06	2,72E-06	4,18E-06	7,05E-06	8,28E-06	4,33E-06	3,22E-06	2,99E-06	5,10E-06	1,92E-05	4,05E-05
1000	3,97E-05	1,59E-05	4,39E-06	2,11E-06	1,63E-06	1,90E-06	2,26E-06	3,47E-06	5,86E-06	6,88E-06	3,60E-06	2,68E-06	2,48E-06	4,24E-06	1,60E-05	3,36E-05
1500	1,97E-05	7,89E-06	2,18E-06	1,05E-06	8,08E-07	9,41E-07	1,12E-06	1,72E-06	2,91E-06	3,42E-06	1,79E-06	1,33E-06	1,24E-06	2,11E-06	7,94E-06	1,67E-05
2000	1,24E-05	4,97E-06	1,37E-06	6,58E-07	5,06E-07	5,88E-07	6,99E-07	1,08E-06	1,83E-06	2,15E-06	1,13E-06	8,36E-07	7,75E-07	1,32E-06	4,99E-06	1,05E-05
2500	8,76E-06	3,51E-06	9,67E-07	4,64E-07	3,56E-07	4,13E-07	4,90E-07	7,60E-07	1,28E-06	1,51E-06	7,93E-07	5,89E-07	5,46E-07	9,33E-07	3,52E-06	7,42E-06
3000	6,65E-06	2,66E-06	7,33E-07	3,51E-07	2,69E-07	3,11E-07	3,69E-07	5,74E-07	9,70E-07	1,14E-06	5,99E-07	4,45E-07	4,13E-07	7,05E-07	2,67E-06	5,62E-06
3500	5,28E-06	2,12E-06	5,82E-07	2,78E-07	2,13E-07	2,46E-07	2,91E-07	4,54E-07	7,68E-07	9,05E-07	4,75E-07	3,53E-07	3,27E-07	5,58E-07	2,12E-06	4,47E-06
4000	4,34E-06	1,74E-06	4,78E-07	2,28E-07	1,74E-07	2,01E-07	2,38E-07	3,72E-07	6,29E-07	7,41E-07	3,89E-07	2,89E-07	2,68E-07	4,58E-07	1,74E-06	3,67E-06
4500	3,66E-06	1,47E-06	4,02E-07	1,92E-07	1,46E-07	1,68E-07	1,99E-07	3,12E-07	5,28E-07	6,23E-07	3,27E-07	2,43E-07	2,25E-07	3,84E-07	1,46E-06	3,09E-06
5000	3,15E-06	1,26E-06	3,45E-07	1,64E-07	1,25E-07	1,44E-07	1,70E-07	2,68E-07	4,52E-07	5,34E-07	2,80E-07	2,08E-07	1,93E-07	3,29E-07	1,25E-06	2,65E-06
5500	2,74E-06	1,10E-06	3,01E-07	1,43E-07	1,09E-07	1,25E-07	1,48E-07	2,33E-07	3,93E-07	4,65E-07	2,44E-07	1,81E-07	1,68E-07	2,87E-07	1,09E-06	2,32E-06
6000	2,43E-06	9,72E-07	2,66E-07	1,26E-07	9,62E-08	1,10E-07	1,30E-07	2,05E-07	3,47E-07	4,10E-07	2,15E-07	1,60E-07	1,48E-07	2,53E-07	9,64E-07	2,05E-06
6500	2,17E-06	8,68E-07	2,37E-07	1,13E-07	8,57E-08	9,81E-08	1,16E-07	1,83E-07	3,09E-07	3,65E-07	1,92E-07	1,42E-07	1,32E-07	2,25E-07	8,60E-07	1,83E-06
7000	1,95E-06	7,82E-07	2,13E-07	1,01E-07	7,70E-08	8,81E-08	1,04E-07	1,64E-07	2,77E-07	3,28E-07	1,72E-07	1,28E-07	1,19E-07	2,03E-07	7,74E-07	1,64E-06
7500	1,77E-06	7,10E-07	1,94E-07	9,19E-08	6,98E-08	7,97E-08	9,39E-08	1,49E-07	2,51E-07	2,97E-07	1,56E-07	1,16E-07	1,07E-07	1,84E-07	7,02E-07	1,49E-06
8000	1,62E-06	6,49E-07	1,77E-07	8,39E-08	6,36E-08	7,26E-08	8,55E-08	1,36E-07	2,29E-07	2,71E-07	1,42E-07	1,06E-07	9,80E-08	1,67E-07	6,41E-07	1,36E-06
8500	1,49E-06	5,97E-07	1,63E-07	7,70E-08	5,84E-08	6,66E-08	7,83E-08	1,25E-07	2,10E-07	2,49E-07	1,31E-07	9,69E-08	8,99E-08	1,54E-07	5,89E-07	1,25E-06
9000	1,38E-06	5,52E-07	1,50E-07	7,10E-08	5,39E-08	6,14E-08	7,21E-08	1,15E-07	1,94E-07	2,30E-07	1,21E-07	8,94E-08	8,29E-08	1,42E-07	5,44E-07	1,16E-06
9500	1,28E-06	5,12E-07	1,39E-07	6,59E-08	4,99E-08	5,68E-08	6,67E-08	1,06E-07	1,80E-07	2,13E-07	1,12E-07	8,29E-08	7,68E-08	1,31E-07	5,04E-07	1,07E-06
10000	1,19E-06	4,77E-07	1,30E-07	6,13E-08	4,64E-08	5,28E-08	6,20E-08	9,90E-08	1,67E-07	1,98E-07	1,04E-07	7,71E-08	7,15E-08	1,22E-07	4,69E-07	1,00E-06

TABELA A.5 - Médias mensais de precipitação observadas no CEA, no período de 2010 a 2012 (Costa, mensagem pessoal, 08abr2013)

Mês do Ano	**Precipitação (mm)**			
	2010	2011	2012	Média
Janeiro	399,4	406,4	228,4	344,7
Fevereiro	81,0	74,2	89,2	81,5
Março	133,4	76,0	23,6	77,7
Abril	98,8	113,4	87,6	99,9
Maio	35,8	17,8	40,6	31,4
Junho	20,6	60,8	190,0	90,5
Julho	54,2	6,2	64,8	41,7
Agosto	5,6	60,6	0,2	22,1
Setembro	51,0	3,0	28,6	27,5
Outubro	112,8	240,6	102,8	152,1
Novembro	129,6	65,0	108,2	100,9
Dezembro	225,6	139,6	289,2	218,1

TABELA A.6 - Valores utilizados para o cálculo da média ponderada de H_{inv}

Parâmetro	**Classe de Estabilidade Atmosférica**						
	A	B	C	D	E	F	G
Altura da camada de inversão (m)[1]	2.000	1.500	1.200	800	400	200	100[3]
Porcentagem da classe de estabilidade no CEA[2]	2,34	2,29	3,25	26,55	31,52	17,86	16,20

[1] Valores retirados da Tabela 4 de (UNSCEAR, 2000).
[2] Valores estimados com base nos dados meteorológicos coletados no CEA, no período de 2010 a 2012, fornecidos por Costa (mensagem pessoal, 10abr2013).
[3] Para a classe de estabilidade atmosférica G, baseado em (USNRC, 1998), estimou-se $H_{inv} \approx 100$ m.

APÊNDICE B - Distribuições Geradas

São aqui apresentados os parâmetros que puderam ser ajustados na forma de distribuições.

Para o caso em que haviam dados disponíveis para uma certa variável, o ajuste da distribuição foi feito com o programa Crystal Ball (Oracle Crystal Ball, 2008) ou com o auxílio de programas estatísticos, como o GRAF (Conti, 1995), utilizando-se o coeficiente de determinação r^2, usado em inferências em análise de regressão com o método dos mínimos quadrados. Nessa última opção, são testados os ajustes para um conjunto de dados, considerando ajustes para uma distribuição normal e para uma distribuição lognormal, com cada um possuindo um valor de r^2. Conforme a teoria de regressão, dentre os ajustes testados, a distribuição a ser utilizada é a correspondente ao ajuste com maior valor de r^2, considerada a que melhor descreve o conjunto de dados.

Para o caso em que não se dispunha de valores, sendo conhecidos apenas MA, DP, MÍN e MÁX, o tipo de distribuição foi inferida em função do valor do coeficiente de variação (CV), sendo considerado que:

- para $0{,}1 < CV \leq 0{,}3 \Rightarrow$ infere-se que seja uma distribuição normal; e
- para $CV > 0{,}3 \Rightarrow$ infere-se que, provavelmente, seja uma distribuição lognormal.

Consideração semelhante foi observada em estudo de Grubich et al. (2013), onde foram efetuadas comparações entre uma distribuição normal de uma variável X, com CV = 0,2 e distribuições lognormais dessa mesma variável, com valores de CV de 0,2; 0,3 e 0,5. Observou-se que, para pequenos valores de CV, isto é, valores até 0,2, os gráficos de ambas as distribuições são aparentemente similares; contudo, à medida em que os valores de CV aumentam, a assimetria da distribuição lognormal aumenta amplamente e a sua forma difere cada vez mais da forma da distribuição normal.

- **Fator de dispersão atmosférica de longa duração (P_{S1})**

Com base nos valores anuais estimados para cada ano do período de 2010 a 2012, apresentados nas TAB. A.2 a A.4, apenas para o local onde se encontra o grupo crítico (setor N, distância de 700 m), foram obtidos MA, DP, MÍN e MÁX (ver TAB. 4.5). Desse modo, obteve-se CV = 0,54, inferindo-se que seja uma distribuição lognormal.

Utilizando-se o programa Crystal Ball (Oracle Crystal Ball, 2008), foi gerada, também, uma distribuição de valores para a área com 10.000 m de raio (região de interesse) (ver TAB. 4.5), com base nos valores apresentados na TAB A.1, considerando as distâncias, de 500 m em 500 m, no intervalo de 500 m a 10.000 m, para todos os setores. A distribuição ajustada pelo Crystal Ball é uma lognormal (ver FIG. B.1).

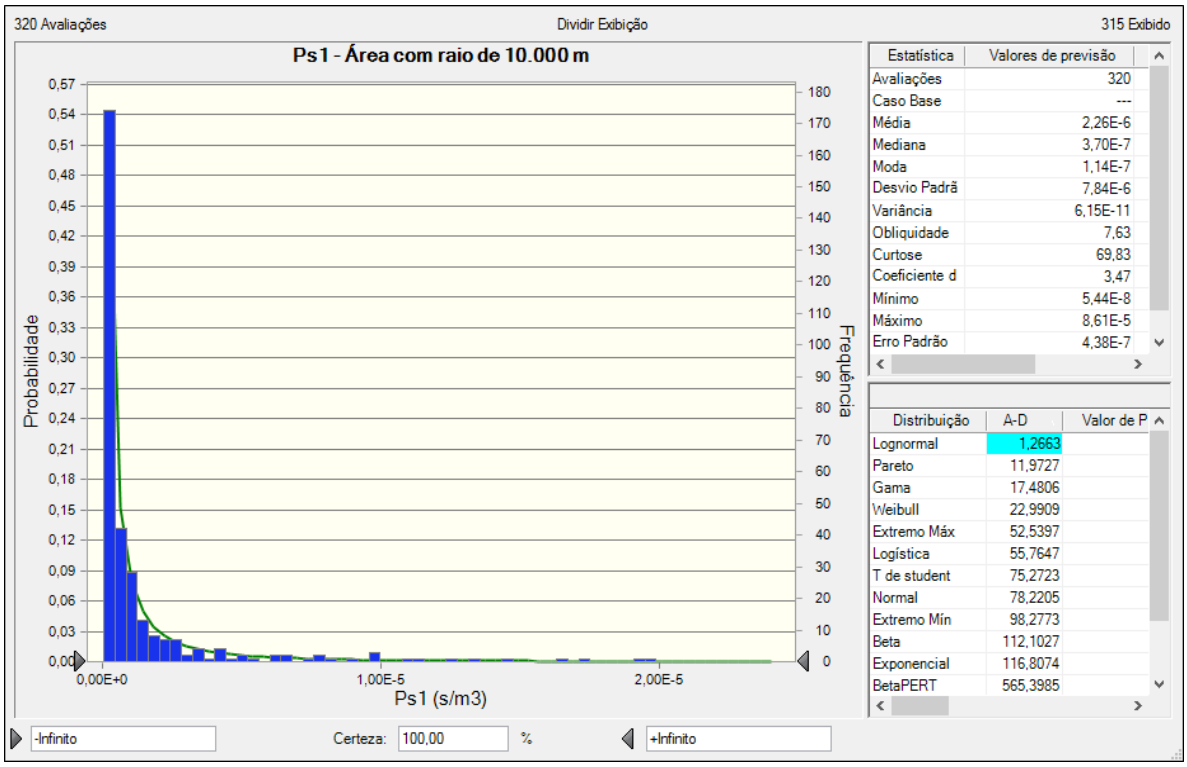


FIGURA B.1 Resumo da distribuição do fator de dispersão atmosférica calculado para a área com 10.000 m de raio, extraído do Crystal Ball

- **<u>Fator de blindagem (S_g)</u>**

Conforme mencionado no item 3.2.2, na análise foram utilizados os fatores de blindagem estimados por Salinas et al. (2006), que encontram-se resumidos na TAB. B.1.

Salinas et al. (2006) consideram as energias de 300 e 3.000 keV, que denotam energias baixa e alta, respectivamente, e de 662 keV, relacionada ao acidente com ^{137}Cs no Brasil, em 1987.

Utilizando-se como referência os valores de S_g apresentados na TAB. B.1, para habitações típicas do Brasil, considerou-se que as energias dos fótons de desintegração dos radionuclídeos ^{234}U, ^{235}U, ^{238}U, ^{231}Th, ^{232}Th e ^{234}Th tem valores mais próximos a 300 keV, com valores que variam de 0,36 a 0,17. Desse modo, assumindo-se que os mesmos

representam os valores mínimo e máximo, respectivamente, para este intervalo considerou-se que DP = (MÁX - MÍN)/6 e MA = (MÁX + MÍN)/2, obtendo-se CV = 0,12, inferindo-se que seja uma distribuição normal (ver TAB. 4.4).

Considerou-se, ainda, que as energias dos fótons de desintegração dos radionuclídeos ^{234m}Pa e ^{228}Ac são mais próximas de 662 keV, com valores que variam de 0,43 a 0,24. De maneira análoga, foram calculados MA e DP, obtendo-se CV = 0,09, inferindo-se que seja uma distribuição normal (ver TAB. 4.4).

TABELA B.1- Fatores de blindagem estimados por Salinas et al. (2006), para vários tipos de casa e energias de fótons de desintegração gama de 300, 662 e 3.000 keV

Tipo de casa	**Energia gama (keV)**		
	300	**662**	**3.000**
tijolo sem acabamento	0,36	0,43	0,58
tijolo c/ acab. Simples (1 lado)	0,25	0,33	0,51
tijolo c/ emboço e reboco dos 2 lados	0,17	0,24	0,42

- **Fator de ocupação (f_u)**

Em termos genéricos, para situações em que não há dados do local, a UNSCEAR (2000) sugere o valor de 0,2 (80% “indoor”). Contudo, apesar da ausência de dados relativos aos moradores da região de interesse, para crianças de 1 a 2 anos considerou-se 3 h/dia no máximo; para crianças maiores (de 7 a 12 anos), considerou-se no mínimo 1 h/dia (ida e vinda da escola) e no máximo 4 h/dia (ida e vinda da escola + 3 horas brincando); e para adultos (> 17 anos), no mínimo 1 h/dia (para os que trabalham fora da área) e no máximo 8 h/dia (para os que trabalham ao ar livre no local).

Uma vez conhecidos os valores de MA, MÍN e MÁX, considerou-se que o desvio-padrão pode ser estimado como DP = (MÁX - MÍN)/6. Assim, os valores considerados na análise, em minutos gastos ao ar livre por hora gasta no local, são apresentados na TAB. B.2. Com base nesses valores, foram geradas as distribuições de valores de f_u, em fração de tempo, apresentadas nas TAB. 4.5, 4.6 e 4.7.

Os valores obtidos de CV, para as faixas etárias de 1 a 2 anos, de 7 a 12 anos e superiores a 17 anos, foram de (aproximadamente) 0,25; 0,20 e 0,39, respectivamente, inferindo-se que as distribuições, para essa faixas etárias, sejam normal, normal e lognormal.

TABELA B.2 - Valores de f_u utilizados na análise

	min/dia			
	MA	DP	MÍN	MÁX
1 a 2 anos	120	29,83	1	180
7 a 10 anos	150	30,00	60	240
Adultos	180	70,00	60	480

No caso de, oportunamente, efetuar-se levantamento junto aos moradores adultos, recomenda-se que seja feita a diferenciação entre o comportamento de homens e mulheres, de maneira a considerar o trabalho no campo (ao ar livre) e o trabalho doméstico (em casa).

- **Rendimento da vegetação (culturas) (Y_2)**

Com base nos dados de rendimento da vegetação (Y_2), para os diversos tipos de vegetais, apresentados pelo IEA[2] e pelo IBGE/ CIDADES@[3] (ver TAB. B.3), foram geradas distribuições de valores, apresentadas na TAB. 4.5.

Os dados apresentados na TAB. B.3 consideram a produção mais recente, referente ao período de 2010-2011, para os municípios da região de interesse (Sorocaba, Araçoiaba da Serra, Capela do Alto, Iperó, Boituva e Porto Feliz). Considerou-se os vegetais que são plantados para consumo próprio na região (ver item 3.2.10) e que possuem dados disponíveis.

Para a determinação dos tipos de distribuição, utilizando-se o programa GRAF (Conti, 1995), foram testados os ajustes para distribuição normal e para distribuição lognormal, sendo escolhidos os maiores valores de r^2, obtendo-se:

- Não-folhosos ⇒ maior r^2 correspondeu ao ajuste para distribuição lognormal
- Folhosos ⇒ maior r^2 correspondeu ao ajuste para distribuição lognormal
- Raízes ⇒ maior r^2 correspondeu ao ajuste para distribuição normal
- Frutas ⇒ maior r^2 correspondeu ao ajuste para distribuição lognormal.

Esses resultados também foram confirmados quando utilizado o critério referente ao CV, obtendo-se:

- Não-folhosos ⇒ CV = 0,79 ⇒ distribuição lognormal
- Folhosos ⇒ CV = 0,36 ⇒ distribuição lognormal
- Raízes ⇒ CV = 0,28 ⇒ distribuição normal
- Frutas ⇒ CV = 0,54 ⇒ distribuição lognormal.

TABELA B.3 - Rendimento da vegetação (Y_2), em peso fresco, referente ao período de 2010-2011

Grupo de Vegetais	Y_2 (kg/m^2)		
	MA	MIN	MÁX
Vegetais Folhosos			
Brócolos	1,62	1,39	1,95
Couve	2,16	0,48	3,00
Repolho	3,30	3,00	3,90
Vegetais Não-Folhosos			
Abóbora	1,88	1,20	2,30
Abobrinha	1,51	0,60	2,40
Berinjela	2,82	1,04	5,20
Chuchu	4,03	2,30	4,60
Feijão	0,18	0,07	0,30
Milho	0,44	0,30	0,60
Pepino	4,49	3,00	6,00
Pimentão	2,89	2,40	3,60
Quiabo	1,24	1,12	1,28
Tomate	6,96	4,00	10,75
Vagem	1,43	0,86	1,90
Raízes			
Batata	1,70	1,70	1,70
Batata doce	2,04	2,04	2,04
Beterraba	2,55	1,92	3,00
Cenoura	2,56	1,50	5,00
Mandioca	1,26	1,00	2,00
Frutas			
Abacate	1,10	1,10	1,10
Banana	3,45	2,00	5,00
Laranja	3,55	1,90	4,10
Limão	1,36	1,36	1,36
Maracujá	1,78	1,60	1,92
Melancia	2,31	2,00	2,50
Tangerina	5,10	5,10	5,10

- **Tempo de cultivo/deposição (t_e)**

Para pastagens, considerou-se o valor constante de 30 dias (IAEA, 2001), conforme apresentado na TAB. AN.2. Para os demais tipos de vegetais (não-folhosos, folhosos, raízes e frutas), foram utilizados os seguintes valores, em dia:

Folhosos: MA = 50 (Vinhas, 2004)

MÍN: 40 (alface) (PESAGRO,1984 apud Vinhas, 2004)

MÁX: 60 (alface) (PESAGRO,1984 apud Vinhas, 2004)

Não-Folhosos: MA = 92 (Vinhas, 2004)

MÍN: 60 (abobrinha, pepino) (PESAGRO,1984 apud Vinhas, 2004)

MÁX: 180 (tomate) (PESAGRO,1984 apud Vinhas, 2004)

Raízes: MA = 92 (Vinhas, 2004)

MÍN: 60 (beterraba) (PESAGRO,1984 apud Vinhas, 2004)

MÁX: 120 (cenoura) (PESAGRO,1984 apud Vinhas, 2004)

Frutas: MA = 75 (Vinhas, 2004)

MÍN: 60 (IAEA, 2001)

MÁX: 365 (banana) (PESAGRO,1984 apud Vinhas, 2004)

Conhecidos os valores de MA, MÍN e MÁX, por grupo de vegetais, considerou-se que o desvio-padrão pode ser estimado como DP = (MÁX - MÍN)/6. Os valores obtidos de CV, e as distribuições inferidas a partir dos mesmos, são:

Não-folhosos ⇒ CV = 0,22 ⇒ distribuição normal

Folhosos: ⇒ CV = 0,07 ⇒distribuição normal

Raízes: ⇒ CV = 0,11 ⇒distribuição normal

Frutas: ⇒ CV = 0,68 ⇒distribuição lognormal.

As distribuições de valores de t_e são apresentadas na TAB. 4.5.

- **<u>Taxa de respiração (I), para metodologia de indivíduo representativo</u>**

Para o cálculo de doses com a metodologia de indivíduo representativo, os valores de I devem ser utilizados na forma de distribuições. Desse modo, diferente dos valores utilizados para a metodologia de grupo crítico (ver ANEXO A), foram considerados os valores apresentados pela EPA (2009), a partir dos quais foram geradas distribuições de valores de I, para as faixas etárias consideradas.

A Tabela 6-1 da EPA (2009) fornece os valores de MA e de percentil de 95%, a partir dos quais calculou-se o DP, considerando DP = (95% - MA)/2, para as faixas etárias consideradas (ver TAB. 4.5 a 4.7).

Os valores obtidos de CV, para cada faixa etária, e as distribuições inferidas a partir dos mesmos, são:

1 a 2 anos ⇒ CV = 0,30 ⇒ distribuição normal

7 a 12 anos ⇒ CV = 0,19 ⇒distribuição normal

> 17 anos ⇒ CV = 0,25 ⇒distribuição normal.

- **Fator de concentração para o radionuclídeo na vegetação (F_v)**

Conforme observado no item 3.2.7, na análise foram utilizados os valores de F_V apresentados pela IAEA (2009, 2010). Do TECDOC-1616 (IAEA, 2009), foram utilizados os valores referentes aos países classificados como tropicais, conforme o Brasil é considerado no referido documento.

No TECDOC-1616 (IAEA, 2009), os valores apresentados consideram o peso seco para todos os vegetais, exceto para as frutas (dados em peso fresco). Desse modo, para os vegetais não-folhosos, vegetais folhosos e raízes, foi feita a conversão para peso fresco, utilizando os fatores apresentados no "Appendix I" de (IAEA, 2010), ou seja:

Vegetais não-folhosos (feijão) ⇒ conteúdo de matéria seca = 88%;

Vegetais folhosos (alface) ⇒ conteúdo de matéria seca = 8%; e

Raízes (batata) ⇒ conteúdo de matéria seca = 21%.

Cada um desses grupos de vegetais foi representado pelo alimento que apresenta a maior taxa de consumo, com base nos dados apresentados na TAB. D.1.

Com base nos valores obtidos de F_V, sendo conhecidos MA, DP, MÍN e MÁX (ver TAB. 4.4), para a forragem e os grupos de vegetais (não-folhosos, folhosos, raízes e frutas), para os radionuclídeos considerados, foram obtidos valores de CV maiores que 0,30, podendo-se inferir que todas as distribuições consideradas são lognormais.

- **Taxa de consumo de alimento pelo animal (Q_f)**

Na Tabela XI do Technical Reports Series n° 364 (IAEA, 1994) são fornecidos valores de incorporação de alimentos por animais, em termos de massa seca.

Contudo, conforme a IAEA (1994), os modelos de transferência de radionuclídeos frequentemente subestimam a adesão de solo à vegetação ingerida por animais. O grau de ingestão de solo é influenciado por diversos fatores, tais como: espécie de animal, sazonalidade, tipo de solo, taxa de estocagem ("stocking rate") e gerenciamento de pastagem. Consequentemente, valores para a ingestão de solo são muito específicos do sítio. Tipicamente, a ingestão de solo é expressa como uma fração da ingestão de alimentos ou forragem. Desse modo, na análise considerou-se também a ingestão de solo contaminado (pasto) pelo gado e por galinhas (grãos - milho).

Em (IAEA, 1982), o consumo de solo pelo gado foi estimado em cerca de 4% da taxa de ingestão de alimentos pelo gado, em peso seco. Para galinhas, utilizou-se o valor de 0,02 kg por dia, conforme apresentado em (Amaral et al., 1995 apud Vinhas, 2004).

Desse modo, os valores de Q_f considerados são apresentados na TAB. B.4.

TABELA B.4 - Taxa de ingestão de alimentos por animais (kg por dia - massa seca)

Animal	Alimento	Valor Esperado	Mínimo	Máximo
Gado leiteiro	pasto	16,1	10	25
	solo	0,644	0,4	1
	total	16,744	10,4	26
Gado corte	pasto	7,2	5	10
	solo	0,288	0,2	0,4
	total	7,488	5,2	10,4
Galinha	grãos	0,1	0,07	0,15
	solo	0,02	0,014(1)	0,03(1)
	total	0,12	0,084	0,18

(1) Utilizou-se a mesma proporção do valor esperado (0,02/0,1 = 0,2).

Uma vez conhecidos os valores de MA, MÍN e MÁX, calculou-se DP, considerando DP = (MÁX - MÍN) / 6 (ver TAB. 4.5). Os valores obtidos de CV, para os tipos de animais considerados, e as distribuições inferidas a partir dos mesmos são:

Gado - leite ⇒ CV = 0,15 ⇒distribuição normal

Gado - carne ⇒ CV = 0,12 ⇒distribuição normal

Porcos ⇒ CV = 0,07 ⇒distribuição normal

Aves p/abate ⇒ CV = 0,13 ⇒distribuição normal

- **<u>Fração da incorporação diária do animal (F)</u>**

Os valores de F considerados na análise foram retirados de IAEA (2009, 2010). Para o leite, uma vez que os valores são fornecidos em d/L, considerou-se a densidade (do leite integral) de 1,027 kg/L para efetuar a conversão para dia/kg.

Para leite e carne bovina foram fornecidos MA, DP, MÍN e MÁX. Para carne de porcos e aves, e ovos, foram fornecidos MA, MÍN e MÁX, sendo calculados os valores de DP, considerando DP = (MÁX - MÍN) / 6. Desse modo, foram obtidos valores de CV, para os tipos de produtos animais e para os radionuclídeos considerados, sendo que as distribuições inferidas são mostradas na TAB 4.4.

- **Fração da incorporação diária do animal, por inalação (F')**

Na análise, os valores de F' foram calculados a partir dos valores de f_a, f_1 e F (ver item 3.2.9), sendo apresentados na TAB. 4.4, podendo ser observado que os tipos de distribuições inferidas dos valores de F', como esperado, são os mesmos que para F.

- **Transferência da atmosfera para produtos animais (P_{15})**

Os valores de P_{15} foram calculados de acordo com a EQ. 3.21, sendo apresentados na TAB. 4.4, podendo ser observado que os tipos de distribuições inferidas dos valores de P_{15}, como esperado, são os mesmos que para F'.

- **Taxa de consumo de alimentos (vegetais, carnes, aves, ovos, peixes, leite) (I_f)**

Na ausência de dados específicos da população local quanto ao consumo de alimentos, foram utilizados dados regionais (estado de São Paulo), fornecidos pelo IBGE[4] (ver APÊNDICE D).

Para a análise com a metodologia de indivíduo representativo, o ideal é que as taxas de consumo de alimentos sejam expressos na forma de distribuição de valores. Segundo a ICRP (2006) e Byrom et al. (1995), bases de dados nacionais sugerem que os valores percentis de 95% das taxas de consumo de vários tipos de alimentos tendem a superar os valores médios de distribuições segundo um fator de aproximadamente 3. A ICRP também sugere que, na avaliação determinística, os dados médios populacionais utilizados para definir os hábitos do grupo esperado para receber as maiores doses podem ser multiplicados por um fator igual a 3.

Desse modo, utilizando os valores apresentados nas TAB. D.1 e D.2, que representam dados médios de consumo de alimentos, foram geradas distribuições triangulares, assumindo-se que o valor mínimo é zero (MÍN = 0) e que o valor máximo corresponde ao valor médio multiplicado por 3 (MÁX = 3xMA). As distribuições para os grupos de alimentos e para as faixas etárias considerados são apresentadas nas TAB. 4.5, 4.6 e 4.7.

- **Tempo entre o abate e o consumo humano da carne (t_f)**

Para bovinos e porcos, considerou-se que a carne é consumida entre 1 e 30 dias (valores mínimo e máximo), em 20 dias em média, após o abate. Com base nesses valores, calculou-se DP, considerando DP = (MÁX - MÍN) / 6 (ver TAB. 4.5). O valor obtido de CV foi de 0,24, inferindo-se que seja uma distribuição normal.

Uma galinha, usualmente, começa a ser consumida no mesmo dia; desse modo, considerou-se que $t_f = 0$.

- **Tempo de espera entre a colheita e o consumo humano do alimento (t_h)**

Para vegetais não-folhosos, raízes e frutas, considerou-se que os mesmos são consumidos entre 1 e 7 dias (valores mínimo e máximo), em 3 dias em média, após a colheita. Com base nesses valores, calculou-se DP, considerando DP = (MÁX - MÍN) / 6 (ver TAB. 4.5). O valor obtido de CV foi de 0,33, inferindo-se que seja uma distribuição lognormal.

Os vegetais folhosos plantados em horta normalmente são colhidos e consumidos no mesmo dia; desse modo, considerou-se que $t_h = 0$.

- **Vazão do rio Ipanema (q_r)**

Utilizando os valores médios anuais de vazão do rio Ipanema, em $m^3.s^{-1}$, fornecidos em (CTMSP, 2000), estimou-se os valores de MA, MÍN, MÁX e DP, conforme apresentados na TAB. 4.5. Desse modo, obteve-se CV = 0,95, inferindo-se que seja uma distribuição lognormal.

- **Velocidade da água (do rio) (u)**

Utilizando os valores da velocidade de correnteza, em $m.s^{-1}$, fornecidos em (CTMSP, 2000), estimou-se os valores de MA, MÍN, MÁX e DP, conforme apresentados na TAB. 4.5. Desse modo, obteve-se CV = 0,31, inferindo-se que seja uma distribuição lognormal.

- **Ingestão diária de água pelo animal (Q_w)**

Foram utilizados os valores de Q_w apresentados em (IAEA, 1994), fornecidos como um intervalo de valores, sendo que os extremos foram considerados como MÍN e MÁX (ver TAB. B.5). Fazendo a média aritmética e a geométrica entre os valores máximos e mínimos, observa-se que os seus valores são muito próximos; além disso, este intervalo corresponde a 3 desvios, tendo um desvio padrão de uma ordem de grandeza menor do que a média. Desse modo, considerou-se uma distribuição normal, com MA = (MÁX + MÍN)/2 e DP = (MÁX - MÍN)/6.

TABELA B.5 - Taxa de ingestão de água por animais

Animal	Q_w (m^3/d)				
	MÍN	**MÁX**	**MA**	**MG**	**DP**
gado-leite	5,00E-02	1,00E-01	7,50E-02	7,07E-02	8,33E-03
gado-carne	2,00E-02	6,00E-02	4,00E-02	3,46E-02	6,67E-03
porcos	6,00E-03	1,00E-02	8,00E-03	7,75E-03	6,67E-04
aves p/abate	1,00E-04	3,00E-04	2,00E-04	1,73E-04	3,33E-05

- **Transferência da Água para Peixes (Fator de Bioacumulação) (P_{26})**

Os valores relacionados a P_{26} (MA, DP, MÍN e MÁX), para os radionuclídeos considerados, foram retirados de IAEA (2009, 2010), conforme apresentados na TAB. 4.4. Para o U e o Th, foram obtidos valores de CV iguais a 0,54 e 1,37, respectivamente, inferindo-se, em ambos os casos, tratar-se de distribuição lognormal. Para o Ra, obteve-se CV = 0,28, inferindo-se que seja uma distribuição normal.

- **Coeficiente de Distribuição (K_d)**

Os valores de Kd, para os radionuclídeos considerados, foram retirados de IAEA (1994, 2009, 2010). Uma vez conhecidos MA, MÍN e MÁX, calculou-se DP, considerando DP = (MÁX - MÍN) / 6 (ver TAB. 4.4). Os valores obtidos de CV, para todos os radionuclídeos considerados, foram superiores a 0,30, inferindo-se que, em todos os casos, trata-se de distribuição lognormal.

- **Fator de ocupação da margem do rio $(OF)_s$**

Para a determinação dos valores de $(OF)_s$, relativo às possíveis atividades realizadas nas margens do rio Ipanema, considerou-se como atividade preponderante a pesca artesanal. Segundo Hartkoff (mensagem pessoal), a pesca nesse rio é feita, majoritariamente, por adultos, sendo que poucas crianças acompanham os pais, semanalmente; na maioria das vezes, nos fins de semana (incluindo as sextas-feiras).

Para indivíduos adultos (> 17 anos), assumiu-se que a pesca é feita uma vez em cada fim de semana; para crianças na faixa etária de 7 a 12 anos, assumiu-se que terão esta atividade apenas acompanhadas dos pais; desse modo, considerou-se que os valores serão inferiores aos dos pais, por um fator de 2. Para crianças de 1 a 2 anos, considera-se que não ficarão nas margens, ou seja, $(OF)_s = 0$.

Assumiu-se que $(OF)_s$ tem seus valores na forma de uma distribuição triangular. Para adultos, considerou-se que MA = 0,0228 (200 h/ano), MÍN = 0,0114 (100 h/ano) e MÁX = 0,1142 (1000 h/ano); para crianças na faixa etária de 7 a 12 anos, considerou-se que MA = 0,0114 (100 h/ano), MÍN = 0,0057 (50 h/ano) e MÁX = 0,0571 (500 h/ano) (ver TAB. B.6).

TABELA B.6 - Valores dos fatores de ocupação da margem do rio $(OF)_s$ considerados na análise

Faixa Etária	**h/ano**			**Fração**		
	MA	**MÍN**	**MÁX**	**MA**	**MÍN**	**MÁX**
1 a 2 anos	-	-	-	-	-	-
7 a 12 anos	100	50	500	0,0114	0,0057	0,0571
> 17 anos	200	100	1.000	0,0228	0,0114	0,1142

Convém mencionar, apenas para efeito de informação, que a IAEA (2001) considera 0,18 (1.600 h/ano) para adulto e 0,12 (1.000 h/ano) para crianças (1 ano); já o Safety Series 90 (IAEA, 1989a) considera o valor único de 0,01 (100 h/ano).

- <u>Fator de ocupação da água $(OF)_w$</u>

Na TAB. B.7, são apresentados os valores fornecidos pela EPA (2009), referentes ao tempo gasto para a atividade de nadar, para faixas etárias diversas.

TABELA B.7 - Valores consumidos para a atividade de nadar, fornecidos pela EPA (2009)

Faixa Etária	min/mês (h/ano)	
	média	percentil de 95%
1 a 2 anos	105 (22,75)	-
6 a 11 anos	151 (32,72)	181 (39,22)
18 a 65 anos	45 (9,75)	181 (39,22)

Com relação à possibilidade de alguém banhar-se ou nadar no rio Ipanema, especificamente, foram obtidas informações junto a Hartkoff (mensagem pessoal). Segundo ele, existem crianças/adolescentes (entre 6 a 10 crianças), com idade aproximada de 12 anos, que banham-se naquele rio apenas no verão. Para efeito de cálculo, assumindo-se que as mesmas banham-se cerca de 4 meses/ano, 30 dias/mês e 0,25 h (15 min) /dia, o

total seria de 30 h/ano, valor esse muito próximo ao valor fornecido pela EPA (2009) (32,72 h/ano).

Desse modo, considerou-se razoável utilizar valores de $(OF)_w$ baseados naqueles fornecidos pela EPA-EFH2009; os valores gerados para utilização na análise são apresentados na TAB. B.8.

TABELA B.8 - Valores de $(OF)_w$ considerados na análise

Faixa Etária	**h/ano**		**Fração**	
	MA	95%	MA	95%
1 a 2 anos	22,75	39,22[(1)]	0,0026	0,0045[(1)]
7 a 12 anos	32,72	39,22	0,0037	0,0045
> 17 anos	9,75	39,22	0,0011	0,0045

[(1)] Para crianças de 1 a 2 anos, considera-se que os valores de percentil de 95% são os mesmos das outras faixas etárias.

Utilizando os valores apresentados na TAB. B.8, calculou-se os valores de DP, considerando DP = (MA - 95%) / 2 (ver TAB. 4.5, 4.6 e 4.7). Desse modo, os valores obtidos de CV, assim como as distribuições inferidas, para as faixas etárias consideradas, foram:

1 a 2 anos ⇒ CV = 0,37 ⇒ distrib. lognormal

7 a 12 anos ⇒ CV = 0,11 ⇒ distrib. normal

> 17 anos ⇒ CV = 1,55 ⇒ distrib. lognormal

APÊNDICE C - Parâmetros estimados com valores constantes

As considerações utilizadas para gerar os valores dos parâmetros estimados com valores constantes (ver item 4.1.1) são apresentadas a seguir.

- Estimativa de $X_{S(g)}$ e $X_{S(a)}$

Conforme descrito anteriormente, o urânio manuseado na USEXA é purificado não enriquecido, sendo composto dos isótopos ^{234}U, ^{235}U e ^{238}U, com as mesmas abundâncias isotópicas do urânio natural.

Desse modo, na estimativa da liberação de radionuclídeos da USEXA, são considerados os radionuclídeos pais ^{234}U, ^{235}U, ^{238}U e ^{232}Th, assim como seus filhos de meia-vida curta, ^{231}Th (filho do ^{235}U); ^{234}Th e ^{234m}Pa (filhos do ^{238}U), em equilíbrio com seus precursores; e ^{228}Ac e ^{228}Ra (filhos do ^{232}Th).

A partir das quantidades apresentadas na TAB. 2.1, foram estimados os valores de liberação, considerando os radionuclídeos pais e filhos, conforme apresentados na TAB. 4.1.

Em (IAEA, 1989a), é dado um exemplo no qual uma massa de 1 µg de urânio natural, cuja atividade corresponde a $2{,}54 \times 10^{-2}$ Bq, seria composta pelas seguintes atividades:

$^{234}U \Rightarrow 1{,}24 \times 10^{-2}$ Bq (correspondendo à fração de 0,4886 da atividade da substância);

$^{235}U \Rightarrow 5{,}8 \times 10^{-4}$ Bq (correspondendo à fração de 0,0229 da atividade da substância); e

$^{238}U \Rightarrow 1{,}24 \times 10^{-2}$ Bq (correspondendo à fração de 0,4886 da atividade da substância).

Desse modo, para o cálculo das atividades dos isótopos ^{234}U, ^{235}U e ^{238}U (apresentadas na TAB. 4.1), conhecida a atividade total do urânio previsto para ser liberado pela USEXA, considerou-se as mesmas as frações de atividade para esses radioisótopos, conforme apresentadas em (IAEA, 1989a; Chalabreysse, 1978 apud Ramalho, 1982).

- Estimativa de V_T:

Conforme especificado na EQ. 3.14, para a estimativa de V_T devem ser conhecidos V_d e V_w.

Os valores de V_d, utilizados na presente análise, são apresentados na TAB. AN.1, conforme discutido no ANEXO A.

Para a estimativa de V_w, os parâmetros α, IR e H_{inv} devem ser determinados (ver EQ. 3.15).

O valor do parâmetro α utilizado na análise é apresentado na TAB. AN.1.

A taxa de precipitação média anual (IR) foi estimada utilizando os valores de precipitação observados no CEA, fornecidos por Costa (mensagem pessoal) (ver TAB. A.5), os quais, por sua vez, basearam-se nos dados coletados pela torre de aquisição de dados meteorológicos do CEA, referentes ao período de 2010 a 2012. Desse modo, estimou-se que IR = 0,149 mm/h.

Em (UNSCEAR, 2000) são fornecidos valores genéricos de H_{inv} para as classes de estabilidade atmosférica A, B, C, D, E e F (ver TAB. A.6). Uma vez conhecidas as porcentagens associadas à ocorrência dessas classes de estabilidade no CEA, estimou-se a média ponderada de H_{inv}, equivalente a 510,49 m, valor que foi utilizado para o cálculo de V_w.

Desse modo, considerando os elementos U, Th, Pa, Ra e Ac, e utilizando-se a EQ. 3.15, estimou-se que $V_w = 1{,}22 \times 10^{-2}$ m/s.

Os valores estimados de V_T são apresentados na TAB. 4.2.

Apenas para efeito de informação, o Safety Report Series n° 19 (IAEA, 2001) recomenda que, para propósitos de "screening", se utilize V_T = 1000 m/dia ($\approx 1{,}16 \times 10^{-2}$ m/s), que considera efeitos de deposição seca e úmida, e produz resultados conservativos.

- <u>Estimativa de f_p e t_h (para consumo de alimento pelos animais)</u>:

No Brasil, em geral, o gado se alimenta em pastagens abertas o ano todo, não havendo forragem estocada. Desse modo, considerou-se que $f_p = 1$.

Na região de interesse, o consumo de alimento pelos porcos é proveniente de culturas locais; para galinhas, o consumo é proveniente de culturas locais de grãos. Considerou-se que $f_p = 1$ e, conservativamente, que $t_h = 0$.

- <u>Estimativa de t_m</u>:

Considerou-se que o leite tirado da vaca é bebido no mesmo dia, ou seja, $t_m = 0$.

- <u>Estimativa de g_f</u>:

Considerou-se que todo o alimento consumido é originário da fonte contaminada, ou seja, $g_f = 1$.

- Estimativa de k'_w:

Considerou-se que toda a água ingerida pelo animal é proveniente da fonte contaminada, ou seja, $k'_w = 1$.

- Estimativa de $(DF)_s$:

O valor de $(DF)_s$ é específico do local. Contudo, na ausência de medidas específicas realizadas no local, considerou-se, conservativamente, que $(DF)_s = 1$, conforme recomendado pela IAEA (1989a) e pela CSA (1987).

APÊNDICE D - Dados de consumo de alimentos

Conforme abordado no item 3.2.10, as taxas de consumo de alimentos, tomadas como base para a análise, correspondem aos dados médios de aquisição alimentar domiciliar per capita anual, por forma de aquisição, para diversos tipos de produtos (alimentos), para o estado de São Paulo, no período de 2008-2009 (IBGE[4]), conforme apresentados na TAB. D.1, onde são considerados grupos de alimentos.

No caso dos vegetais, foram consideradas as taxas de consumo por grupo (folhosos, não-folhosos, raízes e frutas). Por exemplo, no caso dos vegetais folhosos, os dados da região indicam que são plantados para consumo próprio apenas alface, brócolos, couve, couve-flor, escarola e repolho. Se considerados apenas esses vegetais, o consumo total anual seria baixo. Uma vez que não se dispõe de dados quantitativos de consumo desses alimentos por indivíduos da região de interesse, considerou-se os valores relativos ao consumo de todos os vegetais folhosos apresentados no censo do IBGE, ou seja, considerou-se que esse indivíduo consome menos tipos de verduras, porém em quantidade semelhante ao consumo de todos os tipos de verduras considerados no estado de São Paulo. Hipótese semelhante foi utilizada para os outros tipos de alimentos, cujos valores considerados na análise são apresentados na Tabela D.1.

Considerou-se que as taxas de consumo apresentadas na TAB. D.1 são para indivíduos adultos. Para o Brasil, não foram encontrados dados de consumo de alimentos em função da faixa etária. Desse modo, para as taxas de consumo de alimentos para as faixas etárias de 1 a 2 anos e de 7 a 12 anos, foram utilizados os valores relativos para idades distintas, para países da União Européia (IAEA, 1999). As taxas de consumo de alimentos para essas faixas etárias são apresentadas na TAB. D.2.

Com base nos valores apresentados nas TAB. D.1 e D.2, foram geradas distribuições de valores de I_f , as quais encontram-se detalhadas no APÊNDICE B.

TABELA D.1 Taxas de consumo de alimentos, baseadas nos dados de aquisição alimentar domiciliar per capita anual, para o estado de São Paulo, período de 2008 a 2009 (IBGE[4])

Grupo de alimentos consumidos na região de interesse	Aquisição alimentar domiciliar per capita anual (kg)	Total (considerando todos os alimentos consumidos em cada grupo no estado de São Paulo)	Alimentos considerados no POF 2008-2009
Vegetais folhosos	**3,627**	**3,917**	Hortaliças folhosas e florais
Alface	1,309		
Brócolos	0,251		
Couve	0,332		
Couve-flor	0,216		
Escarola	0,528		
Repolho	0,991		
Vegetais não-folhosos	**16,751**	**44,128**	Cereais + leguminosas + hortaliças frutosas
Abóbora	0,728		
Abobrinha	0,809		
Berinjela	0,376		
Chuchu	0,593		
Feijão	6,299		
Milho	1,285		
Pepino	0,662		
Pimentão	0,542		
Quiabo	0,207		
Tomate	4,969		
Vagem	0,281		

TABELA D.1 Taxas de consumo de alimentos, baseadas nos dados de aquisição alimentar domiciliar per capita anual, para o estado de São Paulo, período de 2008 a 2009 (IBGE[4]) (continuação)

Grupo de alimentos consumidos na região de interesse	Aquisição alimentar domiciliar per capita anual (kg)	Total (considerando todos os alimentos consumidos em cada grupo no estado de São Paulo)	Alimentos considerados no POF 2008-2009
Raízes	**6,062**	**10,466**	Hortaliças tuberosas e outras
Batata	3,026		
Batata doce	0,330		
Beterraba	0,421		
Cenoura	1,611		
Mandioca	0,674		
Frutas	**23,520**	**33,773**	Frutas
Abacate	0,412		
Acerola	0		
Banana	8,344		
Laranja	7,335		
Limão	1,164		
Manga	1,068		
Maracujá	0,235		
Melancia	2,930		
Pêssego	0,366		
Tangerina	1,666		
TOTAL	**49,960**	**92,284**	

TABELA D.1 Taxas de consumo de alimentos, baseadas nos dados de aquisição alimentar domiciliar per capita anual, para o estado de São Paulo, período de 2008 a 2009 (IBGE[4]) (continuação)

Grupo de alimentos consumidos na região de interesse	Aquisição alimentar domiciliar per capita anual (kg)	Total (considerando todos os alimentos consumidos em cada grupo no estado de São Paulo)	Alimentos considerados no POF 2008-2009
Carne			
Gado	13,044	**15,344**	carnes bovinas de primeira + de segunda + outras + vísceras bovinas
Porco	1,963	**6,085**	carnes suínas com osso e sem osso + outras + vísceras suínas
Aves		**10,513**	aves
Frango abatido (inteiro)	4,624		
Pescado	**0,263**	**1,844**	pescados
Pescados de água doce	0,263		
Leite	**43,352 (L)**	**44,808**	
Leite de vaca fresco	2,391 (L)		
Leite de vaca pasteurizado	40,961 (L)		
Ovos	**2,854**	**2,864**	ovos
Ovos de galinha	2,854		

TABELA D.2 Valores estimados de taxas anuais de consumo de alimentos per capita anual, para as faixas etárias de 1 a 2 anos e de 7 a 12 anos

Grupo de alimentos consumidos na região de interesse		**Taxa de consumo de alimentos per capita (kg/ano)**	
		Faixa etária de 1 a 2 anos	**Faixa etária de 7 a 12 anos**
	Vegetais Folhosos	1,92	30,01
	Vegetais Não-Folhosos	14,56	2,98
	Raízes	3,04	6,91
	Frutas	11,15	23,30
	Carne		
Gado		3,38	9,67
Porco		1,34	3,83
	Aves	2,31	6,62
	Pescado	0,41	1,16
	Leite	58,25 (L)	32,71 (L)
	Ovos	0,63	1,80

ANEXO A - Valores de parâmetros, para uso no estudo, tirados diretamente da literatura

Os parâmetros cujos valores foram retirados diretamente da literatura, utilizados no presente estudo, são apresentados nas TAB. AN.1 e AN.2. As considerações utilizadas para a seleção dos parâmetros e de seus valores são apresentadas a seguir.

V_d: coeficiente de deposição seca (ver EQ. 3.14)

Para deposição seca, Müller & Pröhl (1993) apresentam metodologia para a determinação de V_d em função do índice de área foliar, considerando o estágio de crescimento da planta. Os valores de V_d , como utilizados na presente análise, são apresentados na TAB. AN.1, os quais, conservativamente, basearam-se nos valores correspondentes à planta completamente desenvolvida ($V_{d,max}$), conforme apresentados por Müller & Pröhl (1993), reproduzidos na TAB. AN.3.

α: constante de proporcionalidade para "washout" (ver EQ. 3.15)

O parâmetro α descreve o quanto a chuva "limpa" a atmosfera e depende das características do material transportado pelo ar, tais como diâmetro aerodinâmico e solubilidade em água. Na TAB. AN.4 são apresentados valores "default" de α, considerados no Safety Series n° 57 (IAEA, 1982).

R_1/Y_1: razão entre o fator de interceptação e o rendimento de forragem, em peso seco e
R_2: fração de atividade transportada pelo ar que é interceptada e retida em culturas (ver item 3.2.3)

Os valores de R_1/Y_1 e R_2 utilizados na análise são apresentados na TAB. AN.1, sendo baseados nos valores "default" relacionados no Safety Series n° 57 (IAEA, 1982), conforme reproduzidos na TAB. AN.5.

Segundo o Safety Series n° 57 (IAEA, 1982), há indicativos de que a translocação de radionuclídeos varia na seguinte ordem: $^{137}Cs > {}^{90}Sr > {}^{239}Pu$, assim como é sugerido que a utilização de R_2 = 0,2 poderia levar à estimativa conservativa da contaminação de alimento para a maioria das culturas e dos radionuclídeos.

TABELA AN.1 - Parâmetros dependentes

Parâmetro	$T_{1/2}$ (ano)	f_a (-)	f_1 (-)	α ($h.mm^{-1}.s^{-1}$)	V_d ($m.s^{-1}$) solo	V_d ($m.s^{-1}$) pastagem	V_d ($m.s^{-1}$) folhosos	V_d ($m.s^{-1}$) não-folhosos	V_d ($m.s^{-1}$) raízes	V_d ($m.s^{-1}$) frutas	R_1/Y_1 ($m^2.kg^{-1}$)
Radionuclídeo											
^{234}U	2,45E+05	4,3E-01	5,00E-02	1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00
^{235}U	7,04E+08	4,3E-01	5,00E-02	1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00
^{238}U	4,47E+09	4,3E-01	5,00E-02	1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00
^{232}Th	1,41E+10			1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00
^{231}Th	2,91E-03			1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00
^{234}Th	6,60E-02			1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00
^{234m}Pa	2,23E-06			1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00
^{228}Ac	7,00E-04			1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00
^{228}Ra	5,75E+00			1,60E-04	5,00E-04	1,50E-03	5,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	5,00E-03	2,00E+00

Parâmetro	λ_w (s^{-1})	λ_r (s^{-1})	λ_s (s^{-1})	R_2 (-)
Radionuclídeo				
^{234}U	5,79E-07	3,12E-17	3,17E-10	2,00E-01
^{235}U	5,79E-07	4,92E-18	3,17E-10	2,00E-01
^{238}U	5,79E-07	1,56E-18	3,17E-10	2,00E-01
^{232}Th	5,79E-07	7,55E-06	3,17E-10	2,00E-01
^{231}Th	5,79E-07	3,33E-07	3,17E-10	2,00E-01
^{234}Th	5,79E-07	9,87E-03	3,17E-10	2,00E-01
^{234m}Pa	5,79E-07	3,14E-05	3,17E-10	2,00E-01
^{228}Ac	5,79E-07	3,82E-09	3,17E-10	2,00E-01
^{228}Ra	5,79E-07	8,99E-14	3,17E-10	2,00E-01

TABELA AN.2 - Parâmetros independentes

Parâmetro	**f_r (-)**	**$(OF)_i$ (-)**	**d ($kg.m^{-2}$) pastagem**	**d ($kg.m^{-2}$) cultura**	**Ia ($m^3.dia^{-1}$) gado leite (500 kg)**	**Ia ($m^3.dia^{-1}$) gado carne (350 kg)**	**Ia ($m^3.dia^{-1}$) porco (100 kg)**	**Ia ($m^3.dia^{-1}$) ave (2,2 kg)**
	0,7	1	130	260	280	80	30	1,9

Parâmetro	**L, L' ($m^3.m^{-2}.s^{-1}$)**	**W (-)**	**d_s ($kg.m^{-2}$)**	**t_e (s) pastagem**	**t_b (s)**	**T_e (s)**
	4,72E-08	0,2	60	2,59E+06	9,46E+08	3,15E+07

TABELA AN.3 - Valores de $V_{d,max}$ para solo e coberturas de plantas completamente desenvolvidas (Müller & Pröhl, 1993)

Tipo de Superfície	**$V_{d,max}$ (mm/s)**		
	Aerossóis	**Iodo Elementar**	**Iodo Orgânico**
Solo	0,5	3	0,05
Pastagem	1,5	15	0,15
Árvores	5	50	0,5
Outras Plantas	2	20	0,2

TABELA AN.4 - Valores "default" da constante de proporcionalidade para "washout" (IAEA, 1982)

Material Transportado pelo Ar	**α (h/(mm.s))**
Particulados	$1,6 \times 10^{-4}$
Iodo elementar (p/compostos orgânicos, $\alpha \leq 10^{-4}$)	$1,1 \times 10^{-4}$

TABELA AN.5 - Valores "default" de R_1/Y_1 e R_2 apresentados no Safety Series nº 57 (IAEA, 1982)

	Parâmetro	Valores "Default"
R_1/Y_1	Razão entre o fator de interceptação e o rendimento de forragem, em peso seco	2,0 m^2/kg
R_2	Césio em grãos	0,5
R_2	Outros radionuclídeos (e césio em outras culturas, exceto grãos)	0,2

λ_w: constante de remoção física da planta (ver item 3.2.3)

Para a constante de remoção física, utilizou-se o valor de $5{,}79 \times 10^{-7}$ s^{-1} (0,05 dia^{-1}), que corresponde à meia-vida de remoção de 14 dias (IAEA, 2001), conforme apresentado na TAB. AN.1.

λ_r: constante de decaimento radioativo

Os valores de λ_r apresentados na TAB. AN.1 foram gerados conhecendo-se os valores dos tempos de meia-vida ($T_{1/2}$) retirados de Kocher (1983), utilizando-se a expressão: $\lambda_r = \ln 2 / T_{1/2}$

λ_S: constante de remoção física do solo (ver item 3.2.4)

Segundo o Safety Series n° 57 (IAEA, 1982), para o caso de solos cultivados, as práticas de gerenciamento regulares do solo podem reduzir a migração para fora da zona de raiz. Por esta razão, o valor de λ_S de 10^{-2} ano^{-1} ($3{,}17 \times 10^{-10}$ s^{-1}) pode ser considerado realístico, sendo que o mesmo foi considerado, no presente estudo, para todos os radionuclídeos.

f_r: fator de redução de dose, considerando a não uniformidade da superfície do solo (ver item 3.2.5)

Para f_r, utilizou-se o valor constante de 0,7 (IAEA, 1989a) e (CSA, 1987).

t_b: duração da descarga de material radioativo (ver item 3.2.5)

Na presente análise, utilizou-se o valor apresentado em (IAEA, 2001), onde é assumido que a descarga e a subsequente deposição de material radioativo no solo ocorrem por um período contínuo de 30 anos (tempo considerado para a vida útil da instalação).

$(OF)_i$: fator de ocupação no ar (ver item 3.2.6)

Considerou-se que $(OF)_i = 1$ (IAEA, 1989a) e (CSA, 1987).

I: taxa de respiração (para metodologia de grupo crítico) (ver item 3.2.6)

Os valores utilizados para o cálculo de doses, utilizando a metodologia de grupo crítico, correspondem às taxas de respiração, para as faixas etárias consideradas, fornecidos pela ICRP (1996a) e pela UNSCEAR (2000), os quais são reproduzidos na TAB. AN.6.

TABELA AN.6 - Taxas de respiração para metodologia de grupo crítico, fornecidas por ICRP (1996a) e UNSCEAR (2000)

Faixa Etária (ano)	**Taxa de Respiração**	
	($m^3.d^{-1}$)	**($m^3.ano^{-1}$)**
1 a 2	5,16	1,88E+03
7 a 12	15,3	5,58E+03
> 17	22,2	8,10E+03

d: densidade efetiva do solo (ver item 3.2.7)

Segundo o Safety Report Series nº 19 (IAEA, 2001), a densidade do solo depende do tipo de solo e da sua compacidade ("compaction"). Os valores podem variar dependendo da origem, do conteúdo mineral e da classificação do solo, conforme apresentado na TAB. AN.7.

TABELA AN.7 - Valores genéricos de densidade efetiva da superfície do solo (IAEA, 2001)

Profundidade da zona radicular	**Densidade efetiva da superfície do solo ($kg.m^{-2}$ - peso seco de solo)**	
	Solos com turfa	Outros tipos de solo
Pastagem: 0-10 cm	50	130
Demais colheitas: 0-20 cm	100	260

No estudo, os valores constantes de densidade adotados para pastagem e para culturas (vegetais folhosos, vegetais não-folhosos, raízes e frutas) são apresentados na TAB. AN.2.

I_a: taxa de respiração do animal (ver item 3.2.9)

Os valores de I_a, considerados constantes, foram retirados de (CSA, 1987) e são apresentados na TAB. AN.2.

f_a: fração da atividade inalada e

f_1: fração da atividade ingerida (ver item 3.2.9)

Os valores constantes das frações f_a e f_1 foram fornecidos por Lemire (1989) e são apresentados na TAB. AN.1.

L: taxa média de irrigação na época de cultivo (ver item 3.3.2) e

L': taxa média anual de irrigação (ver item 3.3.3)

Conforme observado no item 3.3.2, na análise considerou-se, conservativamente, que a taxa média de irrigação no período de cultivo (L) é igual a taxa média anual de irrigação (L'). O valor de L', conforme apresentado na TAB. AN.2, foi calculado com base na estimativa do consumo de água para irrigação na Unidade de Gerenciamento para Recursos Hídricos (UGRHI) Tietê/Sorocaba, para o ano de 2007 (DAEE, 2007), conforme reproduzida na TAB. AN.8.

TABELA AN.8 - Estimativa de consumo de água para irrigação - 2007 (DAEE, 2007)

UGRHI	Área Irrigada Projetada (ha)	Consumo de Água (m^3/s)
Tietê/Sorocaba	18.942	8,94

d_s: densidade efetiva do sedimento (ver item 3.3.7)

Em (IAEA, 2001), para o cálculo da concentração no sedimento da margem, considera-se um fator de 60 $kg.m^{-2}$, de maneira a levar em conta a camada superior (com espessura assumida de 5 cm) e a "densidade aparente" ("bulk density") do sedimento. No presente trabalho, considerou-se que o valor de 60 $kg.m^{-2}$ corresponde à densidade efetiva do sedimento.

W: fator de extensão da margem, relacionado à geometria da exposição (ver item 3.3.7)

No presente relatório, utilizou-se W = 0,2, conforme considerado pela CSA (1987) e pela USNRC (1977b).

T_e: tempo efetivo de acumulação (ver item 3.3.7)

Foi utilizado o valor de T_e recomendado pela IAEA (2001), correspondente a 1 ano.

Coeficientes de dose:

$(DCF)_a$: coeficiente de dose efetiva devido à imersão na pluma

$(DCF)_w$: coeficiente de dose efetiva devido à imersão em água contaminada

$(DCF)_g$: coeficiente de dose efetiva devido à exposição direta ao solo contaminado

$(DCF)_i$: coeficiente de dose efetiva comprometida por inalação

$(DCF)_f$: coeficiente de dose efetiva comprometida por ingestão

Todos os coeficientes de dose utilizados no presente trabalho, para as faixas etárias consideradas, foram retirados da Posição Regulatória 3.01/011 (CNEN, 2011) e são apresentados nas TAB. AN.9 a AN.11.

TABELA AN.9 - Coeficientes de dose para a faixa etária superior a 17 anos

Radionuclídeo	(DCF)a ($Sv.m^3/Bq^{-1}.a^{-1}$)	DCFw ($Sv.m^3.\ Bq^{-1}.a^{-1}$)	DCFg ($Sv.m^2.Bq^{-1}.a^{-1}$)	Tipo	$(DCF)_i$ ($Sv.Bq^{-1}$)	f_1	$(DCF)_f$ ($Sv.Bq^{-1}$)
U-234	1,93E-10	4,38E-13	1,85E-11	S	9,40E-06	2,00E-02	4,90E-08
U-235	2,04E-07	4,51E-10	4,42E-09	S	8,50E-06	2,00E-02	4,70E-08
U-238	7,88E-11	1,85E-13	1,33E-11	S	8,00E-06	2,00E-02	4,50E-08
Th-231	1,45E-08	3,19E-11	4,89E-10	S	3,30E-10	5,00E-04	3,40E-10
Th-232	2,29E-10	5,17E-13	1,44E-11	F	1,10E-04	5,00E-04	2,30E-07
Th-234	9,29E-09	2,08E-11	2,37E-10	S	7,70E-09	5,00E-04	3,40E-09
Pa-234m	3,82E-08	6,25E-11	3,41E-09				
Ac-228	1,42E-06	3,06E-09	2,96E-08	F	2,50E-08	5,00E-04	4,30E-10
Ra-228				S	1,60E-05	2,00E-01	6,90E-07

TABELA AN.10 - Coeficientes de dose para a faixa etária de 7 a 12 anos

Radionuclídeo	(DCF)a ($Sv.m^3/Bq^{-1}.a^{-1}$)	DCFw ($Sv.m^3.\ Bq^{-1}.a^{-1}$)	DCFg ($Sv.m^2.Bq^{-1}.a^{-1}$)	Tipo	$(DCF)_i$ ($Sv.Bq^{-1}$)	f1	$(DCF)_f$ ($Sv.Bq^{-1}$)
U-234	2,31E-10	5,26E-13	2,03E-11	S	1,20E-05	0,02	7,40E-08
U-235	2,45E-07	5,41E-10	4,86E-09	S	1,10E-05	0,02	7,10E-08
U-238	9,46E-11	2,22E-13	1,46E-11	S	1,00E-05	0,02	6,80E-08
Th-231	1,73E-08	3,83E-11	5,38E-10	S	5,20E-10	5,00E-04	7,40E-10
Th-232	2,74E-10	6,20E-13	1,58E-11	F	1,30E-04	5,00E-04	2,90E-07
Th-234	1,11E-08	2,49E-11	2,60E-10	S	1,10E-08	5,00E-04	7,40E-09
Pa-234m	4,58E-08	7,50E-11	3,75E-09				
Ac-228	1,70E-06	3,67E-09	3,26E-08	F	5,70E-08	5,00E-04	8,70E-10
Ra-228	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	S	2,00E-05	0,20	3,90E-06

TABELA AN.11 - Coeficientes de dose para a faixa etária de 1 a 2 anos

Radionuclídeo	(DCF)a ($Sv.m^3/Bq^{-1}.a^{-1}$)	DCFw ($Sv.m^3. Bq^{-1}.a^{-1}$)	DCFg ($Sv.m^2.Bq^{-1}.a^{-1}$)	Tipo	$(DCF)_i$ ($Sv.Bq^{-1}$)	f1	$(DCF)_f$ ($Sv.Bq^{-1}$)
U-234	2,70E-10	6,13E-13	2,40E-11	S	2,90E-05	0,02	1,30E-07
U-235	2,86E-07	6,32E-10	5,74E-09	S	2,60E-05	0,02	1,30E-07
U-238	1,10E-10	2,59E-13	1,73E-11	S	2,50E-05	0,02	1,20E-07
Th-231	2,02E-08	4,46E-11	6,35E-10	S	1,70E-09	5,00E-04	2,50E-09
Th-232	3,20E-10	7,24E-13	1,87E-11	F	2,20E-04	5,00E-04	4,50E-07
Th-234	1,30E-08	2,91E-11	3,07E-10	S	3,10E-08	5,00E-04	2,50E-08
Pa-234m	5,35E-08	8,74E-11	4,43E-09				
Ac-228	1,99E-06	4,28E-09	3,85E-08	F	1,60E-07	5,00E-04	2,80E-09
Ra-228	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	S	4,80E-05	0,20	5,70E-06

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, E. C. S., PARETZKE, H. G.; CAMPOS, M. J.; PIRES DO RIO, M. A.; FRANKLIN, M. Transfer of ^{137}Cs from soil to chicken meat and eggs. ***Journal of Environmental Radioactivity***, 1995, v.29, No.3, p. 237-255 apud VINHAS, D.M. ***Adaptação do modelo dinâmico para avaliação radiológica de acidente nuclear em área rural nas condições de clima tropical.*** 2004. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Radioproteção e Dosimetria - Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro.

ANDERSSON, K.G.; NIELSEN, S.P. Annex#1: Methodology for detailed (realistic) calculation of dose factors for routine operation of the ESS facility. In: ENE, D. ***Environmental impact analysis***, 2012. p. 22-44.

BALONOV, M.; LINSLEY, G.; LOUVAT, D.; ROBINSON, C.; CABIANCA, T. The IAEA standards for the radioactive discharge control: present status and future development. ***Radioprotection***, v. 40, p. S721-S726, 2005. Supplement 1

BYROM, J.; ROBINSON, C.; SIMMONDS, J.R.; WALTERS, B.; TAYLOR, R.R. Food consumption rates for use in generalised radiological dose assessments. ***J. Radiol. Prot.***, v. 15, p. 335-341, 1995.

BRESHEARS, D.D.; KIRCHNER, T.B.; OTIS, M.D.;WHICKER, F.W. Uncertainty in predictions of fallout radionuclides in foods, ***Health Physics***, v. 57, p. 943-953, 1989.

CANADIAN STANDARDS ASSOCIATION ***Guidelines for calculating derived release limits for radioactive material in airborne and liquid effluents for normal operation of nuclear facilities.*** 1987. (CAN/CSA-N288.1-M87).

CENTRO TECNOLÓGICO DA MARINHA EM SÃO PAULO ***Caracterização da variação sazonal de parâmetros hidrológicos e climáticos em um trecho da bacia do rio Sorocaba.*** 2000.

CENTRO TECNOLÓGICO DA MARINHA EM SÃO PAULO ***Caracterização demográfica da área de influência do Centro Experimental Aramar.*** São Paulo, 2002. rev. 2.

CENTRO TECNOLÓGICO DA MARINHA EM SÃO PAULO. ***Definição do grupo crítico do CEA***. São Paulo, 2006. rev. 1.

CENTRO TECNOLÓGICO DA MARINHA EM SÃO PAULO. ***Relatório final de análise de segurança da USEXA***. São Paulo, 2013. rev. 2.

CHALABREYSSE, J. ***Surveillance radiotoxicologique du personnel de 1'usine de separation des isotopes de 1'uranium par diffusion gazeuse de Pierrelate***. Rappot Cogema - R - 2, 1978 apud RAMALHO, A. T. ***Contaminação interna por urânio natural: monitoração pela análise da excreção urinária de pessoal exposto por inalação ocupacional***. 1982. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

CIDADES@. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <**http://www.ibge.gov.br/cidadesat/index.php**>. Acesso em: 28 mai. 2012.

CLYNE, F.J.; GARROD, C.J.; TIPPLE, J.R.; CAMPLIN, W.C. ***Radiological habits survey: Dounray, 2008***. 2011.

CODELL, R.B.; KEY, K.T.; WHELAN, G. ***A collection of mathematical models for dispersion in surface water and groundwater.*** 1982. (NUREG-868).

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. ***Coeficientes de dose para exposição do público***. 2011. (Posição Regulatória 3.01/011:2011).

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. ***Diretrizes básicas de proteção radiológica***. Mar., 2014. (CNEN-NN-3.01:2014).

CONTI L. F. ***Programa de análise estatística e gráfica de dados, WINGRAF***. Instituto de Radioproteção e Dosimetria, IRD/CNEN. Rio de Janeiro, 1995.

COOPER, J.R. The United Kingdom nuclear fuel cycle: the radiological impact. ***NRPB***, p. 181-191, 1992.

COSTA, S. B. **Publicação Eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <**nelson.luiz@ctmsp.mar.mil.br**> em 08 abr. 2013.

COSTA, S. B. **Publicação Eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <**nelson.luiz@ctmsp.mar.mil.br**> em 10 abr. 2013.

COSTA, S. B. **Publicação Eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <**nelson.luiz@ctmsp.mar.mil.br**> em 10 set. 2013.

COSTA, S. B. **Publicação Eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <**nelson.luiz@ctmsp.mar.mil.br**> em 11 set. 2013.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. ***Plano Estadual de Recursos Hídricos: 2004 / 2007 Resumo***. São Paulo, 2007.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. ***Exposure factors handbook: 2009 update***. Jul., 2009. (EPA/600/R-09/052A).

EUROPEAN COMMISSION. ***Guidance on the realistic assessment of radiation doses to members of the public due to the operation of nuclear installations under normal conditions.*** 2002. (Radiation Protection 129).

FERREIRA, N.L.D.; RODRIGUES JÚNIOR, O.; WOIBLET JÚNIOR, P.F. Determinação do grupo crítico para a INAP: uma avaliação preliminar. In: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, 27 outubro - 1 novembro, 1996, Rio de Janeiro.

FERREIRA, N.L.D.; FONSECA, L.P.S. Characterization and consequences from CEA nuclear fuel cycle facilities effluents releases - 1995 up to 2007 period. In: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE - INAC 2009, September 27 - October 2, 2009, Rio de Janeiro.

FERREIRA, N.L.D. Updated on effluents releases of the CEA nuclear fuel cycle facilities - 1995 to 2010 period. In: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE - INAC 2011, October 24-28, 2011, Belo Horizonte.

FERREIRA, N.L.D.; ROCHEDO, E.R.R.; MAZZILLI, B.P. Utilization of critical group and representative person methodologies - differences and difficulties. In: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE - INAC 2013, November 24-29, 2013, Recife.

GOLIKOV, V.; BALONOV, M.; ERKIN, V.; JACOB, P. Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident. ***Health Physics***, v. 77, p. 654-661, 1999.

GOLIKOV, V.; BALONOV, M.; JACOB, P. Model of external exposure of population living in the areas contaminated after the Chernobyl accident and its validation. In: HARMONIZATION OF RADIATION, HUMAN LIFE AND THE ECOSYSTEM, ***Proceedings. of the 10th International Congress of the IRPA, International Conference Centre, Hiroshima, Japan***, 746-T-19(1)-2, 2000.

GUBRICH, A.; MAKAREVICH, V.I.; ZHUKOVA, O.M. Description of spatial patterns of radionuclide deposition by lognormal distribution and hot spots. ***Journal of Environmental Radioactivity***, v. 126, p. 264-272, 2013.

HACON, S.S.; ROCHEDO, E.R.R.; CAMPOS, R.C.; LACERDA, L.D. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta. ***Journal of Geochemical Exploration***, v. 58, p. 209-216, 1997.

HARTKOFF, O. **Publicação Eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <**nelson.luiz@ctmsp.mar.mil.br**> em 24/04/13.

HATTORI, T. Lower bound of dose constraints in radiological protection of the public taking into consideration dose criteria for exemption. ***Journal of Nuclear Science and Technology***, p. 736-739, June 2008. Supplement 5

HAYWOOD, S.M.; SIMMONDS, J.R. The implications of variability in critical group doses for the control of radionuclide releases. In: EUROSAFE FORUM 2000, November 6-7, 2000, Cologne. Seminar 3

IBGE (Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em <**http://www.ibge.gov.br/home/xml/pof_2008_2009.shtm**>. Acesso em: 04 jul. 2013.

IEA (Estatísticas de Produção da Agropecuária Paulista - Período: 2010-2011. In: INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. Disponível em: <**http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/subjetiva.aspx?cod_sis=1&idioma=1)**>. Acesso em: 24 jul. 2012.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases: exposure of critical groups***. Vienna, 1982. (Safety Series 57).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Hydrological dispersion of radioactive material in relation to nuclear power plant siting.*** Vienna, 1985. (Safety Series 50-SG-S6).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Principles for limiting releases of radioactive effluents into the environment***. Vienna, 1986. (Safety Series 77).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Concept and approaches used in assessing individual and collective doses from releases of radioactive effluents***. Vienna, 1988. (IAEA-TECDOC-460).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***The application of the principles for limiting releases of radioactive effluents in the case of the mining and milling of radioactive ores***. Vienna, 1989a. (Safety Series 90).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Evaluating the reliability of predictions made using environmental transport models***. Vienna, 1989b. (Safety Series 100).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY ***Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments.*** Vienna, 1994. (Technical Reports Series 364).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources.*** Vienna, 1996. (Safety Series 115).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Assessment of doses to the public from ingested radionuclides.*** Vienna, 1999. (Safety Report Series 14).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Regulatory control of radioactive discharges to the environment.*** Vienna, 2000. (Safety Guide WS-G-2.3).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment***. Vienna, 2001. (Safety Report Series 19).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments***. Vienna, 2009. (IAEA-TECDOC-1616).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments***. Vienna, 2010. (Technical Reports Series 472).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Radiation protection and safety of radiation sources: international basic safety standards - interim edition***. Vienna, 2011. (Safety Standards Series GSR Part 3 (Interim)).

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ***Limits for intakes of radionuclides by workers.*** 1978. (ICRP Publication 30).

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ***Principles of monitoring for the radiation protection of the population.*** 1985. (ICRP Publication 43).

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ***Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. Inhalation dose coefficients.*** 1996a. (ICRP Publication 71, Part 4).

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

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ***Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure.*** 2000. (ICRP Publication 82)

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ***Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public***. 2006. (ICRP Publication 101, Part 1).

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ***The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection***. 2007. (ICRP Publication 103).

JIRKA, G.H.; FINDIKAKIS, A.N.; ONISHI, Y.; RYAN, P.J. Transport of radionuclides in surface waters. In: TILL, J.E.; MEYER, H.R. (Ed.) ***Radiological assessment - a text book on environmental dose analysis.*** United States Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC, 1983. (NUREG/CR-3332, ORNL-5968).

KOCHER, D.C. Dose-rate conversion factors for external exposure to photons and electrons, ***Health Physics***, v. 45, p. 665-686, 1983.

LEE, G.B.; LEE, D.H.; YANG, Y.H.; JANG, Y.S.; MOON, J.Y. A study on the representative person of critical group for radiological assessment in Korea. ***340 Progress in Nuclear Science and Technology***, v. 1, p. 340-343, 2011.

LEMIRE, A.E. ***Derived release limits for radionuclides in airborne and liquid effluents for the whiteshell nuclear research establishement.*** 1989. (AECL-10028).

LUST, M. Environmental surveillance programs and dose assessment. Characterization of individual members of the public. In: 12th CONGRESS OF THE INTERNATIONAL RADIATION PROTECTION ASSOCIATION - IRPA12, October 19-24, 2008, Buenos Aires.

MAZZILLI, B.P.; MÁDUAR, M.F.; CAMPOS, M.P. ***Radioatividade no meio ambiente e avaliação de impacto radiológico ambiental***. 2011. (Apostila da disciplina de pós-graduação do IPEN TNA-5754).

MOLNARY, L. **Publicação Eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <**nelson.luiz@ctmsp.mar.mil.br**> em 18 mar. 2013.

MÜLLER, H.; PRÖHL, G. ECOSYS-87: A dynamic model for assessing radioecological consequences of nuclear accidents. ***Health Physics***, vol.64, n. 3, p. 232-252, 1993.

ONISHI,Y.; SERNE, R.J.; ARNOLD, E.M; COWAN, C.E.; THOMPSON, F.L. ***Critical review: radionuclide transport, sediment transport and water quality mathematical modelling, and radionuclide sorption/desorption mechanisms***. 1980. (NUREG/CR-13220).

ORACLE ***Análise de risco e otimização sob incerteza com Crystal Ball - Aplicações avançadas.*** Oracle Crystal Ball, 2008.

ORACLE CRYSTAL BALL. Disponível em: <**http://www.oracle.com/crystalball/index.html**>. Acesso em: 08 nov. 2011.

PERES, S.S.; ROCHEDO, E.R.R. Long-term environmental radiological assessment of solid radioactive waste disposal. In: THE RADIOECOLOGY-ECOTOXICOLOGY OF CONTINENTAL AND ESTUARINE ENVIRONMENTS - RADIOPROTECCIÓN-COLOQUES. ***EDP Science***, v. 37, p. 1295-1300, 2001.

PESAGRO - PESQUISA AGRO-PECUÁRIA ***Calendário agrícola do Rio de Janeiro: culturas olerícolas.*** Rio de Janeiro, 1984 apud VINHAS, D.M. ***Adaptação do modelo dinâmico para avaliação radiológica de acidente nuclear em área rural nas condições de clima tropical.*** 2004. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Radioproteção e Dosimetria - Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro.

SALINAS, I.C.P.; CONTI, C.C.; ROCHEDO, E.R.R.; LOPES, R.T. Gamma shielding factor for typical houses in Brazil, ***Radiation Protection Dosimetry***, v. 121, n. 4, p. 420-424, 2006.

SIMMONDS, J.R.; LAWSON, G.; MAYALL, A. ***Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment***. Radiation Protection 72, Luxembourg, 1995. (EUR 15760).

SHU, J.; ROCHEDO, E.R.R.; HEILBRON, P.F.L.; CRISPIM, V.R. Methodological studies for deriving release criteria for liquid effluents from medical installations. In: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE - INAC 2009, September 27 - October 2, 2009, Rio de Janeiro.

SMITH, K.R.; JONES, A.L. ***Generalised habit data for radiological assessments***. 2003. (NRPB-W41).

TILL, J.E.; GROGAN, H. ***Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis***. New York, N.Y.: Oxford University Press, 2008.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. ***Sources and effects of ionizing radiation.*** 2000. (Report Vol. 1).

U. S. NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. ***Calculation of annual doses to man from routine releases of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I***. 1977a. (Regulatory Guide 1.109, Revision 1).

U. S. NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. ***Estimating aquatic dispersion of effluents from accidental and routine releases for the purpose of implementing Appendix I***. 1977b. (Regulatory Guide 1.113).

U. S. NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. ***Nuclear fuel cycle facility accident analysis handbook.*** 1998. (NUREG/CR-6410).

VINHAS, D.M. ***Adaptação do modelo dinâmico para avaliação radiológica de acidente nuclear em área rural nas condições de clima tropical.*** 2004. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Radioproteção e Dosimetria - Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro.